

# Populationsdichte, Populationsstruktur, Migrationsverhalten und Lebensraumnutzung des Rotwildes im linkselbischen Elbsandstein- und Erzgebirge als Grundlage für ein wald-, wildtierökologisch und waldbaulich begründetes Rotwildmanagement



Foto: © V. Meißner-Hylanová

## Abschlussbericht zum Teilprojekt Arbeitspaket 1: Populationsökologie

2023

Vendula Meißner-Hylanová, Norman Stier, Peter Pröbß, Moritz Mercker, Paul Lewetzky,  
Veit Müller & Mechthild Roth

unter Mitarbeit der Master- und Bachelorstudenten:  
Lukas Fröb, Lisa Jähncke, Jonas Rücker, Lukas Schubert, Jan Seehafer, Phil Seifert

in Kooperation mit dem Staatsbetrieb Sachsenforst

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



**TECHNISCHE  
UNIVERSITÄT  
DRESDEN**



**Sachsenforst**

---

## Zitiervorschlag:

MEIßNER-HYLANOVÁ V., STIER N., PRÖLß P., MERCKER M., LEWETZKY P., MÜLLER V. & ROTH M. (2023): Populationsdichte, Populationsstruktur, Migrationsverhalten und Lebensraumnutzung des Rotwildes im linkselbischen Elbsandstein- und Erzgebirge als Grundlage für ein wald-, wildtierökologisch und waldbaulich begründetes Rotwildmanagement. Abschlussbericht zum Teilprojekt - Arbeitspaket 1: Populationsökologie. 372 S.

## Kontakt-BearbeiterInnen

Vendula Meißner-Hylanová	<a href="mailto:wendula.meissner-hylanova@tu-dresden.de">wendula.meissner-hylanova@tu-dresden.de</a>
Norman Stier	<a href="mailto:norman.stier@tu-dresden.de">norman.stier@tu-dresden.de</a>
Peter Prölß	<a href="mailto:peter.proelss@tu-dresden.de">peter.proelss@tu-dresden.de</a>
Moritz Mercker	<a href="mailto:info@bionum.de">info@bionum.de</a>
Paul Lewetzky	<a href="mailto:paul.lewetzky@tu-dresden.de">paul.lewetzky@tu-dresden.de</a>
Veit Müller	<a href="mailto:veit.mueller@forst.thueringen.de">veit.mueller@forst.thueringen.de</a>
Mechthild Roth	<a href="mailto:mechthild.roth@tu-dresden.de">mechthild.roth@tu-dresden.de</a>

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 Raubsäugetern; einheimischen (z.B. Wildkatze, Baumarder, 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 Großraubsäugetern 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. Verkehrsoffer) 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](http://www.luchs-sachsen.de)), das Elchmonitoring in Sachsen ([www.elch-sachsen.de](http://www.elch-sachsen.de)) und das Wolfsmonitoring in Mecklenburg-Vorpommern ([www.wolf-mv.de](http://www.wolf-mv.de)).

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

<b>1</b>	<b>EINLEITUNG .....</b>	<b>1</b>
<b>2</b>	<b>DANKSAGUNG.....</b>	<b>5</b>
<b>3</b>	<b>UNTERSUCHUNGSGEBIETE .....</b>	<b>7</b>
<b>4</b>	<b>POPULATION .....</b>	<b>15</b>
<b>4.1</b>	<b>Methodik: Distance-Sampling &amp; Fotofallenmonitoring .....</b>	<b>15</b>
4.1.1	Distance-Sampling .....	15
4.1.2	Fotofallenmonitoring.....	29
4.1.3	Ermittlung des Geschlechterverhältnisses .....	42
4.1.4	Ermittlung der Altersstruktur.....	42
<b>4.2</b>	<b>Populationsparameter.....</b>	<b>45</b>
4.2.1	Geschlechterverhältnis.....	45
4.2.2	Saisonale Variation von Geschlechter- und Altersklassenverhältnissen .....	47
4.2.3	Rudelgrößen .....	52
4.2.4	Reproduktionsparameter.....	54
<b>4.3</b>	<b>Räumliche Verteilung.....</b>	<b>55</b>
<b>4.4</b>	<b>Populationsdichten .....</b>	<b>64</b>
4.4.1	Populationsdichten mittels Distance-Sampling .....	64
4.4.2	Populationsdichten mittels Fotofallenmonitoring.....	80
4.4.3	Zusammenführung der Populationsdichten aus den unterschiedlichen Methoden..	96
<b>4.5</b>	<b>Vergleichende Methodenbewertung und Ausblick zur Anwendbarkeit .....</b>	<b>105</b>
<b>5</b>	<b>RAUMNUTZUNG.....</b>	<b>108</b>
<b>5.1</b>	<b>Methodik: Markierung und Telemetrie von Rotwild .....</b>	<b>108</b>
5.1.1	Markierung und Telemetrie adulten Rotwildes.....	108
5.1.2	Markierung und Telemetrie juvenilen Rotwildes .....	116
5.1.3	Telemetriedatenauswertung.....	117
<b>5.2</b>	<b>Aktionsräume adulten Rotwildes .....</b>	<b>135</b>
5.2.1	Gesamt- und saisonale Aktionsräume .....	135
5.2.2	Tageszeitspezifische Aktionsräume.....	151
5.2.3	Aktivitätsspezifische Aktionsräume .....	156
5.2.4	Tägliche Aktionsräume.....	160
<b>5.3</b>	<b>Raumnutzung juvenilen Rotwildes .....</b>	<b>168</b>

---

<b>5.4</b>	<b>Raumtreue und Traditionsweitergabe</b> .....	<b>182</b>
5.4.1	Raumtreue.....	182
5.4.2	Tradierung der individuellen Raumnutzung.....	187
<b>5.5</b>	<b>Migrationsbewegungen zwischen saisonalen Streifgebieten</b> .....	<b>193</b>
<b>5.6</b>	<b>Aufenthalt des Rotwildes in Deutschland und Tschechien</b> .....	<b>198</b>
<b>5.7</b>	<b>Habitatnutzung</b> .....	<b>203</b>
5.7.1	Habitatpräferenzen für Haupthabitattypen in Deutschland und Tschechien (nach CORINE Land Cover 2018).....	203
5.7.2	Habitatpräferenzen für Haupthabitattypen in Deutschland (nach ATKIS-Daten)....	207
5.7.3	Präferenzen für Waldstrukturen.....	216
5.7.4	Präferenzen für Agrarkulturen .....	230
5.7.5	Aufenthalt in unterschiedlicher Höhe (ü.N.N.) und Exposition.....	240
5.7.6	Präferenzen für weg- und straßennahe Bereiche.....	248
5.7.7	Präferenzen im Umfeld von Fütterungen und Kirrungen .....	253
<b>5.8</b>	<b>Laufstrecken pro 24 Stunden</b> .....	<b>261</b>
<b>5.9</b>	<b>Einfluss von Drückjagden</b> .....	<b>273</b>
<b>6</b>	<b>AKTIVITÄT</b> .....	<b>289</b>
6.1	Methodik: Aktivitätsdatenauswertung .....	289
6.2	Aktivitätsanteile pro 24 Stunden .....	291
6.3	Aktivitätsanteile während des Tages und in der Nacht.....	302
6.4	Dauer und Anzahl der Aktivphasen.....	307
6.5	Aktivitätsanteile im Tagesverlauf .....	308
<b>7</b>	<b>ZUSAMMENFASSEND E BETRACHTUNG UND ABLEITUNG</b> .....	<b>314</b>
<b>8</b>	<b>ZUSAMMENFASSUNG</b> .....	<b>334</b>
<b>9</b>	<b>LITERATUR</b> .....	<b>354</b>
<b>10</b>	<b>ABKÜRZUNGSVERZEICHNIS</b> .....	<b>370</b>



## 1 Einleitung

Rotwild spielt als Großherbivore eine Schlüsselrolle in Waldökosystemen. In den vergangenen Jahrzehnten gewann die Forschung über die Wechselwirkungen zwischen Rotwild, weiteren wildlebenden Huftieren und Vegetation europaweit an Bedeutung. Seitens des Naturschutzes wurde die Bedeutung von Huftieren hinsichtlich der Gestaltung von Lebensräumen intensiv diskutiert und eine Neubewertung angeregt (u.a. CORNELIUS & HOFMAN 1998, KRÜGER 2001, BEYER 2002, EVERSHEIM et al. 2012). In Waldlandschaften gelten Rotwild, Rehe und Wildschweine als das Ökosystem mitgestaltende Faktoren, die tierökologisch und pflanzensoziologisch bedeutsame Einflussgrößen darstellen (SCHMIDT 1978, FALINSKI 1986, SCHERZINGER 1996, VERA 2000).

Als vorteilhaft wird u.a. angeführt, dass durch den Verbiss von Pflanzen Biomasse entnommen wird (Nährstoffreduzierung), Konkurrenzsituationen verändert (SCHÜTZ et al. 1999, FISCHER 2001, PETRAK et al. 2005), Samen verbreitet (EBERT 1998, HEINKEN et al. 2005), durch Boden- und Rindenverletzungen neue Strukturen geschaffen (GROOT BRUINDERINK & HAZEBROEK 1996) oder Vegetationsformen aufgelichtet werden (CORNELISSEN & VULNIK 1996, VIRTANEN et al. 2002).

Kritisch betrachtet wird andererseits, dass hohe Schalenwildichten die Gehölzverjüngung verlangsamen, in ihrer Artenzusammensetzung gewichten oder das Artenspektrum der Gehölze verändern (u.a. OTTO 1979, ROEDER et al. 2001, AMMER et al. 2010). Fallweise kann die Gehölzverjüngung durch Wildverbiss gänzlich ausbleiben (SCHÜTZ et al. 1999).

Zweifellos ist die Kulturlandschaft Mitteleuropas durch den Menschen geprägt und damit hat sich auch der Lebensraum des Rotwildes erheblich verändert. Große Flächen des europaweiten frühholozänen Verbreitungsgebietes gingen verloren. Heute besiedelt Rotwild in Deutschland weniger als 20 % seines ursprünglichen Verbreitungsareals und wurde dabei vor allem auf die großen Waldgebiete zurückgedrängt (WOTSCHIKOWSKY et al. 2018). Gleichzeitig haben Stickstoffeinträge, Forstwirtschaft und Landwirtschaft die Nahrungsverfügbarkeiten erheblich erhöht, in gleichem Maße aber auch die wirtschaftliche Schadensanfälligkeit im Feldbau (Anbau äsungsattractiver Kulturen in der Landwirtschaft im Übergangsbereich zum Wald) und im Wald (Altersklassenwälder und schälfähige Stangenholzbestände auf unnatürlich großen Flächen) erhöht (REIMOSER 1995, NOPP 1999, VÖLK 1999). Der wirtschaftende Mensch hat das Naturgefüge anfällig gegenüber wirtschaftlichen Schäden gemacht (REMMERT 1989, GOSSOW 1999). Zusätzlich wirken Störung im Kernlebensraum Wald durch hohe Waldwegedichten, lange Jagdzeiten, kleine Jagdreviere und eine hohe Anzahl an Jagenden. Rotwild kann unter solchen Bedingungen eine gefahrenfreie Begegnung (Freizeitnutzung) von einer gefährlichen Begegnung (Jagd) nur schwer differenzieren (GEORGII 1995).

Die ständig wachsenden Ansprüche verschiedenster Interessensgruppen aus der Land- und Forstwirtschaft, aber auch seitens der Jagd und des Natur- und Tierschutzes sowie der breiten,

erholungsuchenden Bevölkerung bergen in Bezug auf das Rotwild enormes Konfliktpotenzial. Die Situation ist symptomatisch für die Konflikte um das Rotwild im Erzgebirge.

Die herrschenden Interessenskonflikte zu minimieren, stellt eine enorme Herausforderung dar und bedarf einer soliden, wildbiologisch fundierten Datenbasis zur Lebensweise der Art als Voraussetzung für ein angepasstes Wildtiermanagement. Ziel eines solchen Managements können und müssen Kompromisslösungen sein, die ein langfristiges, großflächiges Überleben der Art garantieren, gleichzeitig aber - als Voraussetzung für die dauerhafte Akzeptanz - auch den Forderungen der unterschiedlichen Interessensgruppen weitestgehend Rechnung tragen und gleichzeitig das Bewusstsein einer Langzeitverantwortung aller Handelnden gegenüber dem Wildtier schärfen.



Abb. 1: „Eindringlicher Appell ...“ (Foto: © V. Meißner-Hylanová).

Der Interessenskonflikt um das Rotwild im Erzgebirge hatte sich in den zurückliegenden Jahren soweit zugespitzt, dass dringender Diskussions- und Handlungsbedarf bestand. Als Basis für ein angepasstes Rotwildmanagement initiierte der Staatsbetrieb Sachsenforst deshalb 2015 ein umfangreiches Forschungsvorhaben (EISENHAUER & ROTH 2016), das in Kooperation mit der AG Wildtierforschung der Professur für Forstzoologie der TU Dresden von 2016 bis 2019 im Spannungsfeld der unterschiedlichen Interessen bearbeitet wurde.

In der Verantwortung der TU Dresden lag die Erfassung repräsentativer Daten zum Raum-Zeit-System, zu Populationsgröße und -struktur des Rotwildes einschließlich wesentlicher Steuergrößen (Arbeitspaket 1). Die Arbeitspakete „2 Analyse der Wirkungen des Rotwildes auf die Waldvegetation“ und „3 Analyse der Lebensraumstruktur“ wurden durch den Kooperationspartner Staatsbetrieb Sachsenforst bearbeitet.

Die Studie wurde in vier ausgewählten Untersuchungsräumen durchgeführt, um repräsentative Ergebnisse für das gesamte Erzgebirge zu erlangen.

Die methodische Basis zur Erfassung populationsökologischer Kenngrößen wie Dichte, Geschlechts- und Altersstruktur sowie die räumliche Verteilung des Rotwildes bildeten verschiedene Verfahren: Fotofallenmonitoring, Distance-Sampling, Frischkotgenotypisierung. Die vergleichende Zusammenführung der Ergebnisse der verschiedenen, methodischen Ansätze sollte außerdem eine Bewertung der Qualität der Ergebnisse ermöglichen.

Für alle Fragen zur Lebensweise wurden neben der Telemetrie von adultem und juvenilem Rotwild auch die Fotofallendaten herangezogen. Bei den Analysen zur Raumnutzung standen folgende Kenngrößen im Fokus: Aktionsraumgrößen, Raumtreue, Tradierung der Raumnutzung, saisonale Migration, grenzüberschreitende Wanderungen (D/CZ), Habitatpräferenzen (Haupthabitattypen unter Berücksichtigung von Waldstrukturen, Agrarkulturen, Höhenlage, Wege/Straßen, Fütterungen/Kirungen), 24 h-Laufstrecken. Zur Absicherung der Relevanz von ausgewählten Steuergrößen dienten „Generalisierte Lineare und Additive Gemischte Modelle“ (GAMM). Bei der Aktivitätsauswertung wurden die Aktivitätsanteile, Aktivphasen (Dauer & Anzahl) und der Tagesverlauf betrachtet. Auch hier wurde der Einfluss verschiedener Parameter mittels gemischter Modelle (GAMM) analysiert.

In den drei Projektjahren (April 2016-März 2019) konnten fast alle geplanten Feldarbeiten durchgeführt werden. Über die ursprüngliche Konzeption hinaus erfolgte in der zweiten Projekthälfte in zwei Untersuchungsgebieten (UG2 NED & UG3 BÄR) eine Erweiterung des Fotofallennetzes und in einem dieser beiden Gebiete auch eine deutliche Erweiterung der Distance-Sampling-Kulisse, um die gesamte, zusammenhängende Teilpopulation erfassen zu können.

Ergänzend zum ursprünglichen Konzept wurden zusätzlich Unterkiefer erlegten Rotwildes gesammelt, um mittels Zahnschnitt detailliertere Informationen zur Altersstruktur zu erlangen. Analysen zu anthropogenen Steuergrößen (Jagd und Intensität der touristischen Nutzung) konnten nur eingeschränkt erfolgen. So wurde die Präferenz bzw. Meidung von Wegen und Straßen sowie dem unmittelbaren Umfeld dieser Verkehrsinfrastruktur als Hinweis auf den Einfluss des Tourismus analysiert. Hinsichtlich der Relevanz der Jagd lag der Schwerpunkt auf der Wirkung von Drückjagden auf das Raum-Zeit-Muster des Rotwildes.

Nach einigen Herausforderungen bei der praktischen Projektbearbeitung, der Organisation und Analyse der Daten und den damit einhergehenden Verzögerungen kann nun ein fundiert aufbereiteter Abschlussbericht vorgelegt werden, in dem alle Ergebnisse zum Arbeitspaket 1 detailliert dargestellt sind. Damit stehen deutlich verbesserte Grundlagen für ein wildtierökologisch qualifiziertes, umweltgerechtes und waldbaulich zielkonformes Management der Rotwildpopulation im Erzgebirge zur Verfügung.

Dieser sehr umfangreiche Abschlussbericht richtet sich an ein breites Spektrum an LeserInnen (z.B. JägerInnen, FörsterInnen, WaldeigentümerInnen, Landwirtinnen/Landwirte, BehördenvertreterInnen, Wildbiologinnen/Wildbiologen, Rotwildinteressierte, NaturschützerInnen, Erholungssuchende, TourismusvertreterInnen). Jeder von ihnen kann sich nach seinen eigenen Interessen in den detailliert aufbereiteten Ergebnissen vertiefen, je nachdem ob methodische Aspekte, detaillierte Ergebnisse oder die praktische Umsetzung verstärkt im Focus stehen.

Neben der komprimierten Form dieser Ergebnisse finden sich auch alle anderen Ergebnisse des umfangreichen Forschungsprojektes im Gesamtabschlussbericht (THOMAE et al. 2023).

## 2 Danksagung

Das Projekt hatte sich von Beginn an große Ziele gesetzt, die nur durch einen hohen Aufwand an Material und Personen zu realisieren waren. Wir wären in diesem Projekt nie zu so umfassenden Ergebnissen gekommen ohne die Finanzierung, Akzeptanz, Kooperation, Mitarbeit und unermüdliche Hilfe zahlreicher PartnerInnen, freiwilliger HelferInnen & Freundinnen/Freunden in Deutschland und in Tschechien. Wir bedanken uns herzlichst bei allen, die uns und das Projekt auf jede erdenkliche Weise unterstützt haben! ☺

### UG Bärenfels

Funke A., Funke T., Gläser W., Heinze E., Herold D., Herzog H., HG Osterzgebirge (Geißler C. & Moucha N.), Irrgang S., Klausch H., Kretschmar L., Kretschmar S., Fam. Kröhnert, Liebscher U., Petzold E., Schumann M., Teubner J. & Werner D.

### UG Eibenstock

Clauß A., Gems P., Gerlach T., Hahn Ch.+P., Lerche H.-H.+M., Lüttschwager U., Mittag C., Müller J., Schönfelder W.+D.+Ayk, Schubert E., Schusser S., Stange S., Thomae G., Weiser C. & gemütliche Jagdhütten

### UG Neudorf

Albert K., Bauer H., Berger A., Dietel F., Fiedler J., Fischotter M., Gerlach A., Hamm T., Irmischer J., Irmischer T., JG Raschau und JG Crottendorf, Kahle H., Klopfer K., Lohr C., Melzer M., Riedel B., Riedel J., Schaarschmidt J.+F., Steinbruch Hammerunterwiesenthal, Vollert T., Weingard K.-P., Weinrich M. & gemütliche Jagdhütten

### UG Neustadt

Borrmeister U., Endler H., HG Rotwild für das Einstandsgebiet „Sächsische Schweiz, linke Elbseite“, Kaiser B., Klier C., Landesverein Sächsischer Heimatschutz e.V, Leonhardt C., Marschner F., Prielipp M., Rasche R., Schmidt C., Spengler O., Waldemar M. & Wehner A.

### Sachsenforst - Kompetenzzentrum Wald und Forstwirtschaft

Bandau F., Braun H., Eisenhauer D.-R., Hempfling U., Polaczek K., Thomae M. & Tröber U.

### Projektbeirat

Gossow H., Hohmann U. & Suchant R.,  
ergänzt durch Kröschel M.

### TU Dresden - Forstzoologie Tharandt

Mäser C. & Scheibner C.

Sebastian Goihl für die umfangreichen Auswertungen zu Agrarkulturen.

M. Gemballa & E. Petzold für die fachliche Beratung zur landwirtschaftlichen Praxis.

Olaf Simon für das Korrekturlesen und fachliche Konsultation.

Alle die uns Sichtungen und Fotofallenbilder der markierten Tiere gemeldet/geschickt haben.

Alle JägerInnen die uns nach den Drückjagden ihre Hundeortungsdaten zur Verfügung gestellt haben.

Alle die das Kolloquium 2017 mitorganisiert und durchgeführt haben.

Alle die ein markiertes Tier erlegt haben und den Mut hatten, dies zuzugeben und den Sender zurückgegeben haben.

Zeiss & Leica für die zur Verfügungstellung von Laserentfernungsmessern.

Srdečně děkujeme všem za velmi konstruktivní a příjemnou spolupráci:

ČMMJ, Doležal L., Durdinec T., Fantová J., Fous A., Freiberg B., Hanousek T., Heřt R., Krtek A., Liška S., Mašek P., OMS Děčín, Chomutov, Karlovy Vary, Sokolov, Teplice, Ústí nad Labem, Picura K., Rozner M., Rus P., Rybář V., Šnábel R., Šutera V., Toms J., Turek K., Vaca D. & Zettl J.

Všichni, kteří nám nahlásili pozorování a poslali fotografie označených zvířat.

Všichni ti, kteří označené zvíře ulovili a měli odvahu to přiznat a vrátili nám GPS obojek.



Abb. 2: Die tägliche Betreuung der Ansitzstellen war eine der wichtigsten Aufgaben im Projekt, um möglichst viel Wild „auf den Punkt“ zu bringen (Foto: © H. Endler, M. Lerche, U. Liebscher, J. Irmscher, F. Schaarschmidt, K.-P. Weingard, D. Schönfelder & H. Herzog).



### 3 Untersuchungsgebiete

Um repräsentative Daten über die gesamte Rotwildpopulation des Erzgebirges sowie zu Waldstruktur und Wildschäden zu erhalten, wurden für die Region charakteristische Untersuchungsgebiete (UG) im West- und Osterzgebirge ausgewählt (Abb. 3), um die Gesamtsituation realistisch abzubilden. Außerdem sollte möglichst auch die Varianz in den Rotwildichten und der Lebensraumausstattung sowie unterschiedlicher Bejagungskonzepte beachtet werden. Als Indikatoren für die Auswahl der Vergleichspaare dienten die Ergebnisse des Wildschadensmonitorings 2015 (Neuschäleanteile) sowie die jeweils in den Verwaltungsjagdbezirken realisierten Rotwildstrecken. Im Sinne der Ausgangsfragestellung sollten diese innerhalb des Vergleichspaares jeweils möglichst unterschiedlich ausfallen. In Hinblick auf die naturräumlich bedingten, waldbaulichen Rahmenbedingungen sollten die Vergleichspaare hingegen möglichst viele Gemeinsamkeiten aufweisen. So entstand ein Vergleichspaar im Westerzgebirge (Eibenstock UG1 EIB - mutmaßlich geringe Rotwildichte & Neudorf UG2 NED - mutmaßlich hohe Dichte) und ein Paar am östlichen Rand (Bärenfels UG3 BÄR - mutmaßlich mittlere Dichte & Neustadt UG4 NES - mutmaßlich geringe Dichte). Das UG4 NES am Westrand der Sächsischen Schweiz sollte als Verbindungsbereich zwischen Erzgebirge und Sächsischer Schweiz fungieren (Abb. 4). Insofern ist das östliche Vergleichspaar Bärenfels/Neustadt naturräumlich heterogener strukturiert als das Pendant im Westerzgebirge. Zahlreiche Analysen, beispielsweise zu Habitatpräferenzen, Verbiss, Schäle, Lebensraumstruktur und Vegetationsentwicklung wurden von vornherein oder später auf Areale außerhalb der hier beschriebenen Kern-Untersuchungsgebiete erweitert, um den regionalen Charakteristika und der Raumnutzung der regionalen Teilpopulationen gerecht zu werden.

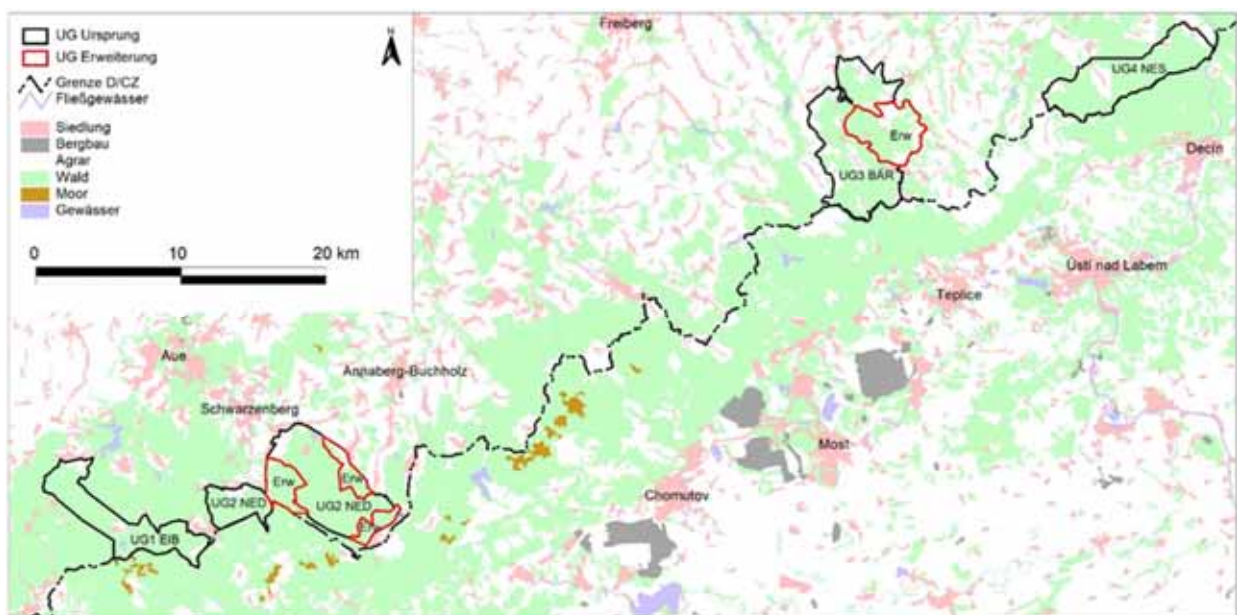


Abb. 3: Grenze und Lage der vier Kern-Untersuchungsgebiete inkl. der Erweiterungsgebiete (Erw) im Erzgebirge.

Der Kooperationspartner Staatsbetrieb Sachsenforst führte als Bestandteil von Arbeitspaket 3 eine umfangreiche Lebensraumanalyse (THOMAE et al. 2023) durch, so dass an dieser Stelle nur auf wesentliche Dinge, vor allem zur Auswahl und Abgrenzung der Untersuchungsgebiete eingegangen wird.

Um Randeffekte so weit wie möglich zu minimieren und möglichst zusammenhängende Rotwildlebensräume zu betrachten, wurde in jedem der vier UG ein jeweils kompakter Waldblock ausgewählt. Bei der ursprünglichen UG-Vorauswahl waren die Landschaftsräume etwa 5.000-6.000 ha groß, weil bei einer vorgesehenen Fotofallendichte von 1 Stück/100 ha mit 50 Fotofallen ein solcher Raum abgedeckt werden kann. Mit 100 Fotofallen konnten so jeweils zwei UG zeitgleich bearbeitet werden. Außerdem sind entsprechende Flächengrößen auch bei Mehrfachbeprobungen beim Distance-Sampling mit vertretbarem Aufwand bearbeitbar. Für repräsentative Telemetriedaten konnten in so großen UG eine individuelle Variationsbreite abgedeckt, Vertikalwanderungen möglichst innerhalb des UG erwartet und ein regelmäßiges Verlassen der UG durch die Sendertiere minimiert werden.

Drei der vier UG waren im ursprünglichen Zuschnitt bereits deutlich größer (zwischen 7.290 und 9.400 ha) als die ursprünglich geplanten 5.000-6.000 ha. Die beiden erweiterten UG hatten am Projektende sogar die doppelte Größe (Tab. 1).



Abb. 4: Blick aus der Böhmischem Schweiz ins Osterzgebirge (Foto: © V. Meißner-Hylanová).

Die Abgrenzung des UG1 EIB orientierte sich vor allem an den vorhandenen Rotwildvorkommen im Forstbezirk Eibenstock. Untersuchungen in Gebieten, in denen Rotwild nur in geringen Dichten bzw. sporadisch als Wechselwild vorkommt, wären nicht sinnvoll. Die Forschungsarbeiten erfolgten deshalb vor allem in den Revieren Johannegeorgenstadt, Wildenthal, Carlsfeld, Schönheide und Grünheide, so dass hier hohe und auch tiefere Lagen betrachtet wurden.

Das UG erstreckte sich an der Westgrenze des Forstbezirkes etwa 18 km von Nordwesten (Schönheide-mittlere Berglagen) bis Südosten (Johannegeorgenstadt-Kammlagen), wo es im Süden am Erzgebirgskamm 13 km an die Tschechische Republik angrenzte. Die westliche Grenze des UG1 EIB bildete der Forstbezirk Adorf. Weil sich die großen zusammenhängenden Wälder des Westerzgebirges dort beiderseits der Staatsgrenze ohne nennenswerte Barrieren nach Westen fortsetzen, wurden im Forstbezirk Adorf insbesondere die Reviere Sachsengrund, Tannenbergtal und Beerheide regelmäßig von Sendertieren frequentiert.



Abb. 5: Das Hochmoor Großer Kranichsee an der deutsch-tschechischen Grenze im UG1 EIB (Foto: © V. Meißner-Hylanová).

Als naturräumliche Besonderheit sind im UG mehrere Hochmoore (Abb. 5) mit niedriger Vegetation aus Heidearten (*Calluna ssp.*), Besenginster (*Cytisus scoparius*) und Bergkiefer (*Pinus mugo ssp.*) zu nennen. Ebenfalls im UG1 Eibenstock liegt die Talsperre Carlsfeld-Weiterswiese (Abb. 6) mit einer Wasserfläche von 46,7 ha. Das Gebiet ist sehr gut mit Wegen erschlossen, wodurch eine hohe touristische Nutzung im Sommer als auch im Winter auf dem Erzgebirgskamm begünstigt wird.



Von 1963 bis 1990 erstreckte sich auf der jetzigen UG- und Forstbetriebsfläche ein ca. 10.000 ha großes DDR-Wildforschungsgebiet (BRÜCKNER 1993), in dem auch umfangreiche Fütterungsversuche für die mittleren Lagen durchgeführt wurden. WAGENKNECHT (1966) schreibt, dass bis 1966 in Eibenstock (Forschungsgebiet) bereits 150 ha Wiesen aufgeforstet wurden oder verwilderten. Nahezu die gesamte UG-Grenze bildet Wald. Grünland ist in direkter Nähe kaum vorhanden.



Abb. 6: Talsperre Carlsfeld-Weiterswiese am Erzgebirgskamm im UG1 EIB (Foto: © V. Meißner-Hylanová).

Eine weitere Besonderheit ist, dass die damalige Tschechoslowakei nach dem zweiten Weltkrieg (ab 1951) vor allem zu den beiden deutschen Staaten, aber auch zu Österreich einen wildundurchlässigen Draht-Grenzzaun baute. Mitte der 1960er Jahre wurde dieser Zaun zu Österreich und zur Bundesrepublik Deutschland weiter ausgebaut (Eiserner Vorhang) (NAVARA 2004). An der Grenze zur Deutschen Demokratischen Republik (Westerzgebirge) wurde der Zaun 1966 wieder abgerissen (BRÜCKNER 1993). Die Migration von Rotwild zwischen den beiden Staaten war also ca. 15 Jahre lang unterbrochen. Die Folgen dieses Zauns im Erzgebirge sind heute kaum noch spürbar. Dagegen hinderte der Zaun zwischen dem tschechischen Šumava und dem Bayerischen Wald das Wild über 30 Jahre daran zu migrieren. Diese heute imaginäre Grenze ist bei der Rotwildraumnutzung immer noch spürbar (INTERNET 1).

Im Forstbezirk Neudorf stand von vornherein fest, dass das Hauptaugenmerk auf dem großen, zusammenhängenden Waldkomplex (ohne durchgehende, öffentliche Straßen) entlang der

Tschechischen Grenze zwischen Schwarzenberg und Oberwiesenthal liegen muss. Die Reviere Oberwiesenthal, Tellerhäuser, Crottendorf, Raschau und Teile von Rittersgrün und Neudorf lagen dabei im UG2 NED im Fokus der Untersuchungen. Zusätzlich wurde das Revier Rabenberg als Bindeglied zum direkt angrenzenden UG1 EIB einbezogen, an deren Grenzen Rotwildteilpopulationen mit unterschiedlichen Dichten direkt aneinandergrenzen. Die Frage eines potenziellen Austausches zwischen beiden UG spielte dabei genauso eine Rolle wie die Besiedlung des Rabenberges mit dem einzigen residenten Luchs in Sachsen. Als Besenderungsstellen wurden vom Forstbezirk frühere Fütterungen oder regelmäßig vom Rotwild angenommene Kirrungen vorgeschlagen. Auch deren Lage wurde bei der Abgrenzung der UG-Grenze berücksichtigt.

Da die Gesamtfläche des zusammenhängenden Waldkomplexes für eine vollständige Bearbeitung zu groß war, wurden umfangreiche Teile der Reviere Neudorf und Rittersgrün bei der Erstauswahl ausgeschlossen. Erst nach der Besenderung zeigte sich, dass einige Individuen sich zeitweise außerhalb des ursprünglichen UG und damit außerhalb des Fotofallennetzes aufhielten. Um die Chance zu verbessern, mehr markierte Tiere zu fotografieren und damit die Qualität der ermittelten Populationsdichten zu erhöhen, erfolgte ab Mai 2018 eine UG-Erweiterung mit zusätzlichen Fotofallen auf den gesamten Waldkomplex, so dass dann nahezu die gesamte Population im Forstbezirk analysiert werden konnte.

Das UG erstreckte sich etwa 19 km von Johanngeorgenstadt im Westen, bis nach Hammerunterwiesenthal im Osten. Im Südwesten (Rabenberg) ist das UG am Erzgebirgskamm durch eine direkte 10 km lange Grenze zur Tschechischen Republik abgegrenzt. Im weiteren Verlauf Richtung Osten befindet sich die UG-Grenze auf einer Länge von 17 km in der Nähe (1 bis 2 km) zu Tschechien. Im Norden bildet die Ortslage Raschau-Markersbach (Tief lagen) die Grenze.

Die höchste Erhebung des Forstbezirks ist zugleich Touristenmagnet in dieser Region und der höchste Berg Sachsens: Der Fichtelberg mit 1.215 m. Weite Teile des UG sind stark touristisch erschlossen. Das gut gepflegte Forstwege- und Loipennetz zwischen dem Oberbecken des Pumpspeicherwerks Markersbach und dem Fichtelberggebiet, sowie der Sportpark Rabenberg, locken sommers wie winters zahlreiche Freizeitsportler und Erholungssuchende an.

Etwa zwei Drittel der UG-Grenze sind von Wald umgeben. Die im UG vorhandenen Grünflächen grenzten vor allem im Norden an die Reviere Rabenberg, Raschau und Crottendorf an.

Eine Besonderheit stellen hier Teilbereiche der Reviere Oberwiesenthal, Tellerhäuser, Neudorf und Crottendorf als früheres DDR-Staatsjagdgebiet dar. In solchen Gebieten (UG1 EIB, UG2 NED, UG4 NES) wurden unter enormen Futtergaben sehr hohe Rotwildichten gehalten, um möglichst viele und starke Hirsche von der DDR-Elite erlegen lassen zu können. Diese hohen Wildstände gingen mit extremen Schältschäden einher, deren Folgen in Form von massiver Rotfäule sich auch heute noch in den mittelalten und älteren Fichtenbeständen erkennen lassen, obwohl in allen drei Staatsjagdgebieten direkt nach der politischen Wende in den 1990er Jahren die Rotwildbestände deutlich reduziert wurden.



Abb. 7: Verschneite Agrarflächen im UG3 Bärenfels (Foto: © V. Meißner-Hylanová).

Auch im Forstbezirk Bärenfels war der zusammenhängende Lebensraum des Rotwildvorkommens zu groß für eine vollständige Bearbeitung. Deshalb wurden bei der ursprünglichen Auswahl die östlichen Teilbereiche (v.a. der Reviere Oberfrauendorf & Hirschsprung) nicht mit ins UG3 BÄR einbezogen. Genau wie im UG2 NED wurde auch in Bärenfels darauf geachtet, dass sowohl die Kammlagen, als auch die mittleren Berglagen berücksichtigt wurden, um etwaige Vertikalwanderungen beachten zu können. Auch im UG3 BÄR erfolgte eine Gebietserweiterung, um repräsentativere Populationsparameter für die Gesamtpopulation erlangen zu können. Besonderungsversuche wurden ab Anfang 2017 auch im Revier Hirschsprung unternommen. Die Flächen für das Distance-Sampling und das Fotofallenmonitoring wurden ab Mai 2018 erweitert.

Das UG erstreckt sich somit über 18 km von Norden (Ulberndorf-mittlere Berglagen) nach Süden (Rehefeld-Kammlagen), wo es am Erzgebirgskamm auf einer Länge von 10 km an die Tschechische Republik angrenzt.

Die Kammlagen sind hier besonders im Winter touristisch sehr beliebt (Biathlonarena, Rennschlitten- und Bobbahn, Skilift, Loipennetz). Aber auch im Sommer gibt es viele Erholungssuchende. Gegenüber den anderen Gebieten ist das gesamte UG nahezu komplett von Offenland umgeben (Abb. 7).

Als Bindeglied zwischen dem UG3 BÄR im Osterzgebirge und dem UG4 NES am westlichen Rand der Sächsischen Schweiz wurde im zweiten Projektjahr versucht, ebenfalls Rotwild im Waldgebiet „Harthe“ direkt an der Autobahn A17 und im Waldgebiet „Mordgrund“ bei Oelsen zu besondern. Leider gelang dies trotz intensiver Bemühungen der örtlichen Projektpartner in beiden, direkt an der tschechischen Grenze gelegenen Eigenjagdbezirken nicht.



Da es im Osterzgebirge keine Vergleichsfläche (mit geringer Dichte) zum UG3 BÄR gab, fiel die Wahl auf den westlichen/linkselbischen Teil des Forstbezirkes Neustadt. Dieser große, mit Tschechien grenzübergreifende Waldkomplex zwischen der Autobahn A17 und der Elbe bildet den zusammenhängenden Lebensraum einer weitestgehend geschlossenen Rotwildpopulation. Da, mit weiterer Entfernung zur Grenze, die Rotwildbesiedlung auf deutscher Seite abnahm und insgesamt keine sehr hohen Dichten vermutet wurden, fiel die Wahl auf den gesamten, grenznahen Bereich (UG4 NES), in dem sich regelmäßig Rotwild aufhielt. Da hier sowohl die absolute Höhe, als auch die Höhenunterschiede deutlich geringer als in den anderen UG waren, mussten keine möglichen Vertikalwanderungen bei der UG-Auswahl beachtet werden. Die Untersuchungen fanden in den Revieren Ottomühle, Rosenthal, Cunnersdorf, Reinhardtsdorf und Bielatal statt.

Das UG erstreckte sich über 18 km von Südwesten (Hellendorf), nach Nordosten (Reinhardtsdorf-Schöna). Im Norden lag die Grenze bei Bielatal. Im Süden wurde sie durch die direkte, 23 km lange Grenze zur Tschechischen Republik gebildet.

Etwa zwei Drittel der UG-Grenze ist von Wald umgeben. Die im UG vorhandenen Grünflächen waren vor allem im Norden angrenzend an die Reviere Ottomühle und Reinhardtsdorf zu finden. Direkt im UG befand sich ein ca. 450 ha großer Feld- und Wiesenkomplex um Rosenthal.

Da sich das UG im Elbsandsteingebirge befindet und - nur getrennt durch die Elbe - auch direkt an die Nationalparke Sächsische und Böhmisches Schweiz angrenzt, ist dieses Gebiet ebenfalls touristisch sehr beliebt (Abb. 8). Im westlichen Teil befindet sich ein bedeutendes Klettergebiet (Bielatal).

Eine Besonderheit stellt auch hier das Revier Rosenthal dar, das zu DDR-Zeiten - wie Teile der UG3 EIB und UG2 NED - ein Staatsjagdgebiet war. In Rosenthal wurde zusätzlich zu den enorm hohen Rotwildbeständen noch Muffelwild angesiedelt, das bis heute noch in Restbeständen dort vorkommt.



Abb. 8: Sandsteinfelsen sorgen im UG4 NES für Kletter- und Wandertourismus.  
(Foto: © V. Meißner-Hylanová).

Tab. 1: Übersicht zu den vier Untersuchungsgebieten (weitere Details siehe THOMAE et al. (2023)).

UG	UG1 Eibenstock	UG2 Neudorf	UG3 Bärenfels	UG4 Neustadt
Größe ursprüngliches UG (ha)	ca. 6.000	ca. 8.750	ca. 9.400	ca. 7.290
Größe UG (ha) inkl. Erweiterung		ca. 3.540	ca. 3.700	
Größe UG (ha) gesamt	ca. 6.000	ca. 12.290	ca. 13.100	ca. 7.290
Anteil Staatswald (%)	94,8	87,4	72,5	81,4
Höhe (m)	600 - 1000	500 - 1200	400 - 900	200 - 600
Jahresmitteltemperatur (°C)	6,5	6,8	6,7	8,1
Mittlerer Jahresniederschlag (mm)	943	906	836	741
Anteil Fichte (%)	93,1	92,3	82,8	48,3
Anteil Kiefer (%)	0,8	1,1	3,6	27,3
Anteil Lärche (%)	1,6	2,4	5,2	11,2
Anteil sonstige Nadelbaumarten (%)	0,4	0,2	0,5	0,1
Anteil Buche (%)	3,0	2,7	5,1	5,2
Anteil Eiche (%)	0,1	0,0	0,1	3,9
Anteil Weichlaubbaumarten (%)	0,6	0,9	1,8	3,6
Anteil sonstige Hartlaubbaumarten (%)	0,3	0,3	0,9	0,3

Baumartenanteile und Staatswaldanteile aus UG nach THOMAE et al. (2023)

## 4 Population

### 4.1 Methodik: Distance-Sampling & Fotofallenmonitoring

Im Rahmen des Arbeitspaketes 1 „Populationsökologie“, für das die TU Dresden verantwortlich war, sollten als ein wesentliches Ziel belastbare Daten zu Rotwildichten und Populationsstrukturdaten in den vier Untersuchungsgebieten erhoben werden. Hierfür kamen unterschiedliche methodische Ansätze zum Einsatz, deren Ergebnisse in einem Vergleich zusammengeführt wurden. Zwei Methoden, das Fotofallenmonitoring und das Distance-Sampling, wurden von der TU Dresden angewandt. Als Vergleichswerte dazu kamen relative Dichtewerte als Kontaktraten an den Fotofallen pro 24 h zur Anwendung. In Regie des Kompetenzzentrums für Wald und Forstwirtschaft wurde zudem eine Frischkotgenotypisierung im Untersuchungsgebiet Bärenfels durchgeführt, um einen Referenzwert für Distance-Sampling und Fotofallenmonitoring zu erhalten, an dem auch die anderen Untersuchungsgebiete geeicht werden könnten. Das Verfahren lieferte nicht die gewünschten Ergebnisse, weil bei der Analyse der beiden Hauptsammlungen - trotz erfolgreichen Testlaufs - nur ein geringer Anteil der zahlreichen Proben erfolgreich genotypisiert werden konnte. Für eine valide Schätzung der Populationsgröße waren Anzahl und Verteilung der unterschiedlichen Genotypen zu niedrig. Standardisiert werden grundsätzlich alle Dichtewerte als Frühjahrsbestand in Stück/100 ha Einstandsfläche (also Wald) angegeben. Die jeweils in den verschiedenen Beprobungsgebieten der einzelnen Methoden ermittelten Dichten/Bestände wurden dazu auf die Waldfläche bezogen. Bei Dichteermittlungen im Sommer wurden die Berechnungen entweder von vornherein ohne die erhobenen Kälberdaten durchgeführt oder im Nachgang zur Berechnung der Anteil der Kälber abgezogen. Hierfür wurden die Ergebnisse aus dem Fotofallenmonitoring verwendet, weil dort die Stichprobe deutlich umfangreicher und die Kälber sicherer anzusprechen waren. Bei den Distance-Sampling Beprobungen in den Sommermonaten Mai-Juli wurden die wenigen dabei erfassten, noch sehr kleinen Kälber direkt abgezogen.

#### 4.1.1 Distance-Sampling

Distance-Sampling ist ein mathematisch-statistisches Verfahren, das sich zur Ermittlung der absoluten Dichte von Tier- aber auch von Pflanzenarten eignet. Die Anfänge dieser Methodik reichen bis 1950 zurück (BUCKLAND et al. 2001, BUCKLAND et al. 2015). Seitdem wurde dieses Verfahren weiterentwickelt und soweit optimiert, dass es heute als transparentes Verfahren zur Quantifizierung von Wildtierbeständen wissenschaftlich anerkannt und für viele 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).

Da sich die heimischen Schalenwildarten tagsüber oft in Waldhabitaten oder in Bereichen mit dichter Vegetation aufhalten, liefert die Anwendung des Distance-Sampling auf der Basis von Sichtbeobachtungen während der Tagphase keine verlässlichen Ergebnisse. Die Tiere werden mit bloßem Auge oft übersehen. Hinzu kommt, dass sie tagsüber in der Regel eine höhere Fluchtdistanz besitzen (SAGE et al. 1983, GILL et al. 1997).

Diese Problematik kann durch die nächtliche Datenerfassung mit Hilfe einer Wärmebildkamera (WBK) kompensiert werden (BUCKLAND et al. 2001). Die Wärmebildkamera ermöglicht eine bessere Durchdringung der Waldhabitats, da Gewässer, Bäume, Vegetation oder Erdoberfläche 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. 9). Selbst die Liegestellen ruhender Tiere lassen sich auch noch nach deren Flucht aufgrund deutlicher Wärmespuren mit einer WBK lokalisieren (GILL et al. 1997).



Abb. 9: 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 länger für die Bestimmung der Geschlechter- und Altersklassen zu beobachten (GILL et al. 1997).

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.

Grundsätzlich lassen sich beim Distance-Sampling zwei methodische Ansätze unterscheiden: das Punkttransekt- und das Linientransektverfahren (BUCKLAND et al. 2001, BUCKLAND et al. 2015).

In diesem Vorhaben kam das Linientransektverfahren zum Einsatz. Hierbei werden Häufigkeitsdaten von Wildtieren ausgewertet, die bei Beobachtungsfahrten entlang von Transektlinien erfasst wurden.

Das Verfahren besteht aus drei grundlegenden Arbeitsschritten

- Einrichtung des Transektdesigns
- Nächtliche Wildzählung mittels Wärmebildkamera
- Auswertung mit Spezialsoftware DISTANCE Version 7.3 (2019).

deren Durchführung in diesem Vorhaben nachfolgend erläutert wird.

Das Transektdesign (Zählroute) wurde der Topographie des Untersuchungsgebietes, dessen Habitattypenverteilung sowie der räumlichen Verteilung der zu untersuchenden Tierart angepasst. In der Regel werden vorhandene Forstwege, Wanderwege oder Straßen genutzt (BUCKLAND et al. 2001). Die gesamte Transektlänge sollte nach eigenen Erfahrungen (Zählprojekte in sieben verschiedenen UG in Deutschland, Mittelgebirge sowie Flachland) im Wald mindestens bei ca. 25 km je 1.000 ha Untersuchungsgebiet liegen.

#### Transekt-Design und erste Testphase

Im ersten Projektjahr wurden Einfach-Beprobungen (Testdurchläufe=Test) über die vier Jahreszeiten verteilt durchgeführt, um zu ermitteln, in welchem Zeitfenster für welches UG die günstigsten Voraussetzungen (gute Sichtbarkeit des Rotwildes, möglichst viele kleinere Rudel gut übers Gebiet verteilt, geringe Störungsempfindlichkeit, usw.) für belastbare Ergebnisse gegeben sind. Außerdem wurde ermittelt, wie viele Durchläufe pro Erfassung in jedem UG nötig sind, da nach BUCKLAND et al. (2001) oft mindestens 60-80 Zählereignisse pro Erfassung für Ergebnisse mit einem Variationskoeffizienten unter dem kritischen Grenzwert von 20 % benötigt werden. HEYDON et al. (2000) geben minimal >30 Beobachtungen an, MARSHALL et al. (2008) schlagen mindestens 40 Tierbeobachtungen vor. HOUNSOME et al. (2005) wiederholten ihre Zählungen solange, bis 80 Beobachtungen erzielt wurden.

Nach der Auswertung dieser Testphase (Test) in allen vier UG wurde festgelegt, dass in den beiden Gebieten mit geringeren Rotwildichten (UG1 EIB & UG4 NES) 3fache und in den Gebieten UG2 NED & UG3 BÄR mit höheren Dichten 2fache Zählungen (FG) durchgeführt werden (Tab. 2).

Parallel zu der Erweiterung des Untersuchungsgebietes UG3 BÄR hinsichtlich der Fotofallenstandorte ab Mai 2018, erfolgte im April und Oktober 2018 auch die Erweiterung des

Distance-Sampling Gebietes auf die gleiche Fläche. So wurden bisher fehlende Waldteile des sonst insgesamt kompakten Waldblocks einbezogen.

Tab. 2: Beschreibung der Distance-Sampling-Beprobungen.

UG	Besonderheit	DS-Fläche (ha)	Waldanteil (%)	Wald (ha)	Transektlänge (km)	Transektlänge/1.000ha (km)	Test-Beprobungen Monate	Fortgeschrittene Beprobungen Monate	Fortgeschrittene Beprobungen Intensität	Anzahl Nächte 2016-2018 insgesamt
UG1 EIB	Abb. 10a	6.212	91	5.669	139	22,4	7 + 11 + 5	7 + 7	3fach	37
UG2 NED	Abb. 10b	9.028	97	8.780	207,0	22,3	7 + 12 + 4	11 + 5	2fach	41
UG3 BÄR	ohne Erweiterung Abb. 11a	9.402	68	7.085	227,5	24,2	9 + 3	12	2fach	40
	mit Erweiterung Abb. 11a	13.111	72	9.502	325,8	24,9		4 + 10	2fach	
	UG3 BÄR REM * Kap 4.4.2.7 Abb. 12	2.875	82	2.363	53,3	18,5		10	2fach	
UG4 NES	ohne Offenland Abb. 11b	7.590	86	6.802	133,3	17,6	9 + 3		3fach	18
	mit Offenland Abb. 11b	8.534	80	6.860	169,6	19,9		3	3fach	

\* Distance-Sampling im Gebiet der REM-Erhebung

Die Distance-Sampling Erfassungen wurden (soweit möglich) parallel zum Fotofallenmonitoring in den jeweiligen UG durchgeführt (Abb. 17), um eine möglichst hohe Vergleichbarkeit der Ergebnisse zu gewährleisten.

Da alle Untersuchungsgebiete (Landeswald des Freistaates Sachsen) in unterschiedlichem Umfang an private Jagdbezirke mit entsprechend hohen Offenlandanteilen angrenzen, war eine Einbeziehung dieser Flächen fachlich sinnvoll. Die jeweilige Bereitschaft, eine Befahrung durch die MitarbeiterInnen der TUD zuzulassen, war unterschiedlich. Eine entsprechende Genehmigung wurde leider nicht in allen Fällen erteilt. Lediglich im UG3 BÄR stimmten alle Jagdausübungsberechtigten der Einbeziehung ihrer Flächen in die Zählung zu. Im UG4 NES konnte die Zustimmung (aufgrund von Kommunikationsproblemen) erst für die letzte Beprobung eingeholt werden. Im UG1 EIB gab es nur wenige kleinflächige Offenlandflächen. Im UG2 NED lag leider nur von wenigen Jagdnachbarn/Jagdnachbarinnen die Zustimmung vor. Da besonders in diesem UG an den West-, Nord- und Ostaußengrenzen große Bereiche mit, für Rotwild, lukrativen Feldflächen angrenzen, konnte für dieses Gebiet mittels Distance-Sampling nur ein Mindestbestand ermittelt werden. Die Erfahrungen der örtlichen JägerInnen und die Telemetriedaten belegen, dass sich Rotwild in den Nachtstunden sehr oft in angrenzenden Agrarflächen aufhält (Kap. 5.7.4). Wie hoch der Anteil des nicht erfassten Rotwildes ist, konnte



---

nicht ermittelt oder geschätzt werden, so dass auch nicht bekannt ist, welchen Anteil der ermittelte Mindestbestand an der untersuchten Teilpopulation ausmachte.

Die Wildzählung erfolgte vom Auto aus. In der Regel wurden gleichzeitig beide Seiten entlang der befahrenen Transekte mit jeweils einer hochauflösenden (640x480 Pixeln) Wärmebildkamera (FLIR P620 sowie PULSAR Quantum XD50S) nach Schalenwild abgesucht. Bei jeder Sichtung wurde die Entfernung zum Tier bzw. zur Tiergruppe im senkrechten Winkel zum Transekt mittels Laserentfernungsmesser gemessen (s.u.). Für diese Entfernungsmessung müssen die Tiere kurz mit Handscheinwerfer angeleuchtet werden.

Ebenfalls protokolliert wurden Gruppengröße, Geschlecht, Aktivität und Verhalten der Tiere und - soweit ansprechbar - Altersklasse. Dies ermöglicht auch Aussagen zu Rudelgrößen, Geschlechterverhältnissen (bei guter Erkennbarkeit) und teilweise zur Altersverteilung. Zur Dokumentation oder späteren Auswertung kann die Kamera Fotos und Videoaufnahmen von Sichtungen/Zählereignissen speichern. Die Zählroute wurde aufgezeichnet, ebenso die Positionen, von denen aus die Entfernungen zu den entdeckten Tieren gemessen wurde.

Alle erfassten Schalenwildarten (Rot-, Reh- und Schwarzwild) wurden dokumentiert. Inwieweit eine Abschätzung der Populationsdichte bei den einzelnen Arten sinnvoll ist, hängt vor allem von der Stichprobengröße ab.

Für Rotwild und Rehwild wurden die erhobenen Daten ausgewertet. Nur bei einzelnen Erfassungen war die Anzahl an Ereignissen beim Rotwild zu gering für eine Berechnung.

Die erhobenen Daten für Schwarzwild waren wegen einer zu geringen Stichprobe nicht ausreichend, um Analysen durchzuführen.

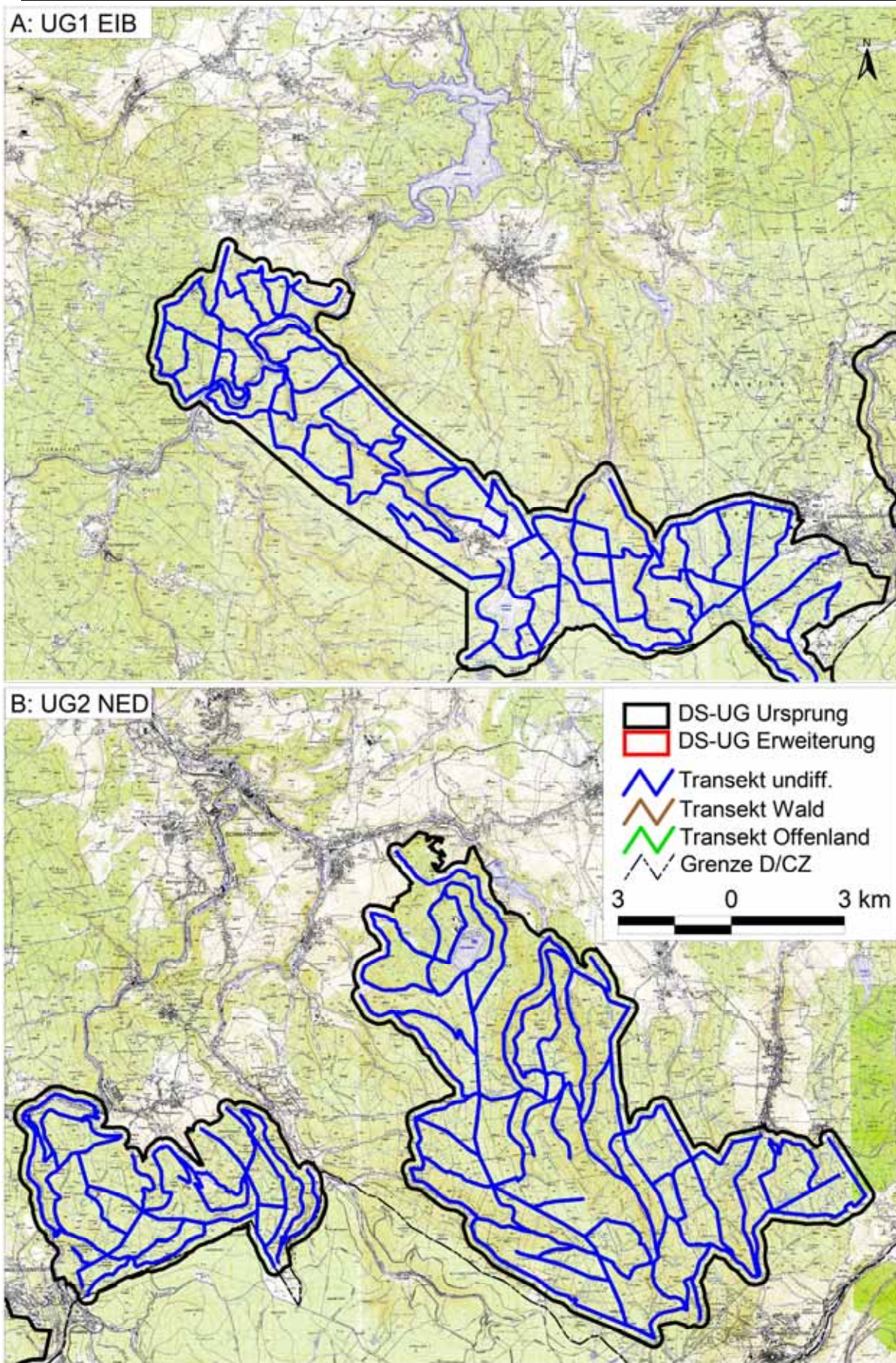


Abb. 10: Transektdesign für das Distance-Sampling im UG1 EIB und UG2 NED.



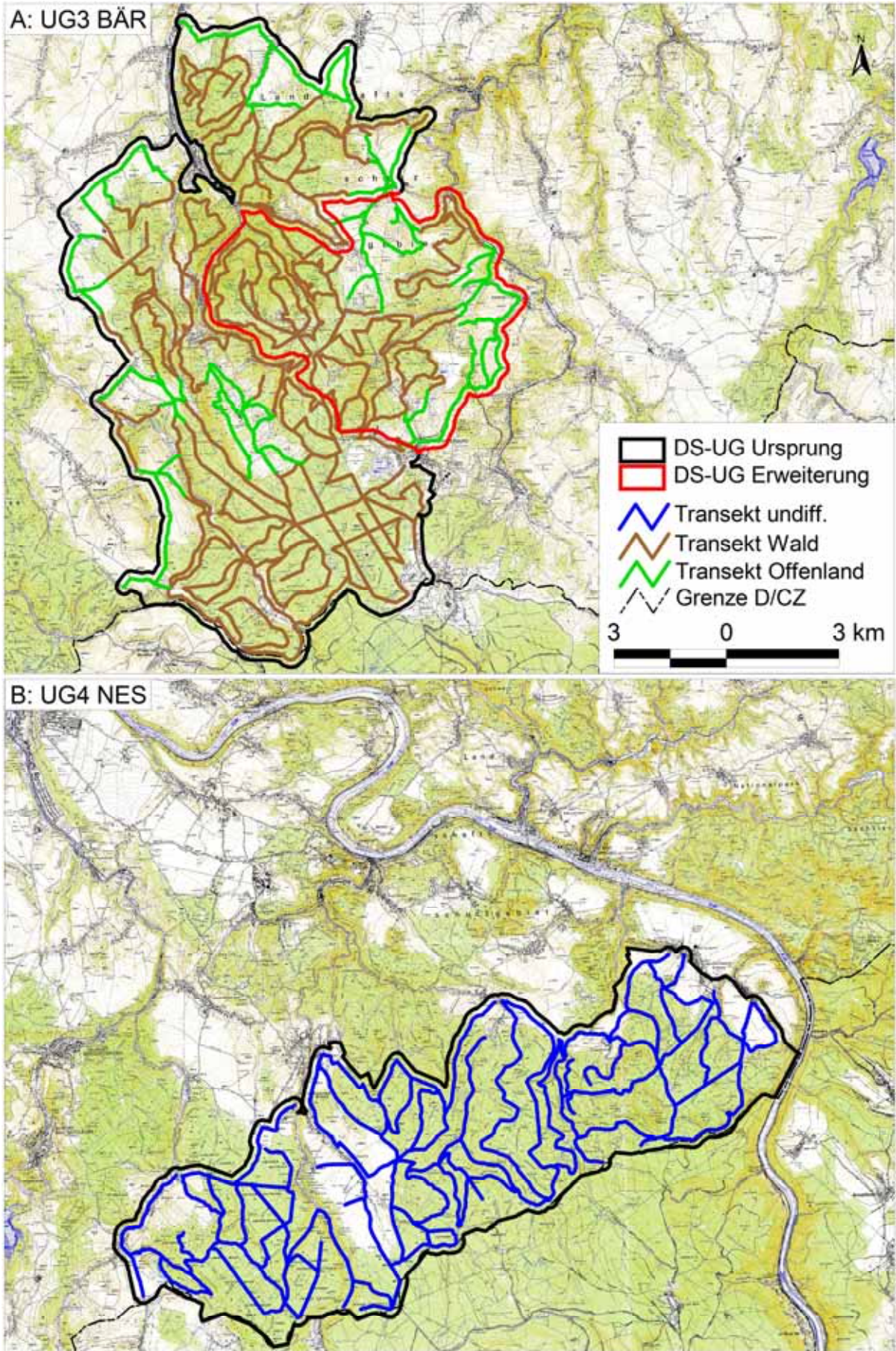


Abb. 11: Transektdesign für das Distance-Sampling im UG3 BÄR und UG4 NES.



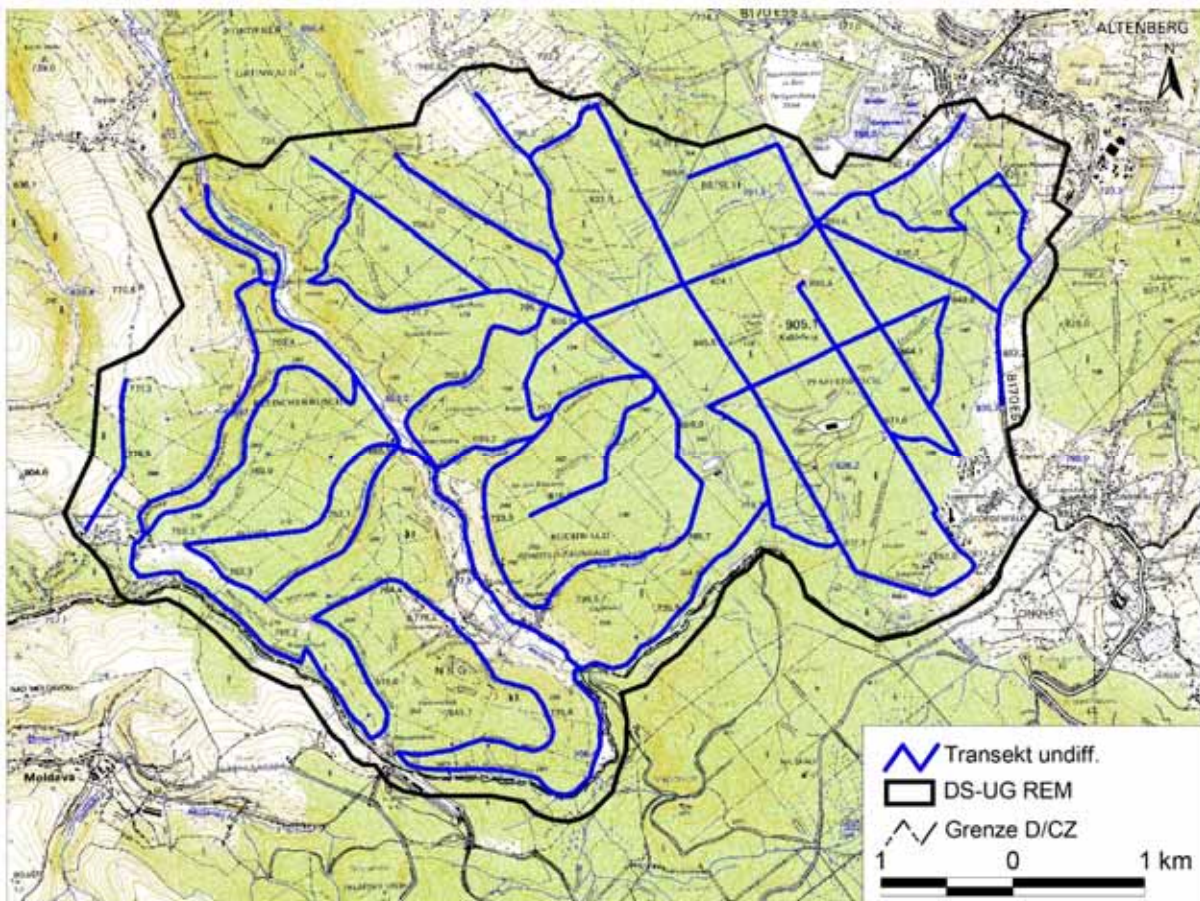


Abb. 12: Transektdesign (blaue Linie) für das extra berechnete Distance-Sampling im REM-Gebiet (schwarze Linie=Grenze) im UG3 BÄR.

#### 4.1.1.1 Designbasierter Ansatz

Anhand der gemessenen senkrechten Entfernungen wird mit Hilfe der Spezialsoftware *DISTANCE* die Entdeckungswahrscheinlichkeitsfunktion modelliert. Die Entdeckungswahrscheinlichkeit (EWF) sinkt mit steigender Entfernung vom Transekt und somit zum Beobachter (BUCKLAND et al. 2001, BUCKLAND et al. 2015). Die extremen Entfernungen sollten aus den Rohdaten entfernt werden, was z.B. die Konvergenzeigenschaften der EWF-Modelle verbessert (GILL et al. 1997, BALDI et al. 2001, TOMÁS et al. 2001, SEDDON et al. 2003, LI & KOGANEZAWA 2004, HEMAMI et al. 2007, SETSAAS et al. 2007, LIU et al. 2008). Im Anschluss an die Datenvorbereitung muss ein passendes Modell (Schlüsselfunktion und Anpassung) für die EWF gefunden werden. Dies erfolgt mit Hilfe von *Akaike's Information Criterion (AIC)*, mit *Likelihood Ratio Test* oder mit dem *Chi-Quadrat Test* (GILL et al. 1997, FOCARDI et al. 2002a und 2002b, SMART et al. 2004, WARD et al. 2004, HEMAMI et al. 2007, ACEVEDO et al. 2008), auch der *Kolmogorov-Smirnov Test*, der *Cramér-von Mises Test* und das *Q-Q-Plot* kann angewendet werden (OGUTU et al. 2006, THOMAS et al. 2010). Alle Tests sind im Programm *Distance* integriert.

Das Ziel der Modell-Selektion ist es, dasjenige Modell auszuwählen, welches robust und effizient in der Beschreibung der Daten ist (z.B. einen möglichst hohen Anteil an Varianz in den Daten erklärt) und zudem die modellierte EWF eine Form aufweist, die mit der distanzabhängigen

Entdeckbarkeit prinzipiell in Einklang ist (nämlich mit zunehmender Distanz abfallend) (BUCKLAND et al. 2001, BUCKLAND et al. 2015). Basierend auf dieser modellierten EWF berechnet die Software DISTANCE dann den Parameter *effektive Zählstreifenbreite* (EZB), der die erfasste Fläche so künstlich verkleinert, dass der Anteil übersehener Individuen korrigiert wird. Mit anderen Worten: Durch den Prozess des Übersehens wird die Dichte unterschätzt. Die EZB korrigiert die erfasste Fläche genauso nach unten, dass die Dichte wieder 100 % entspricht (Abb. 13).

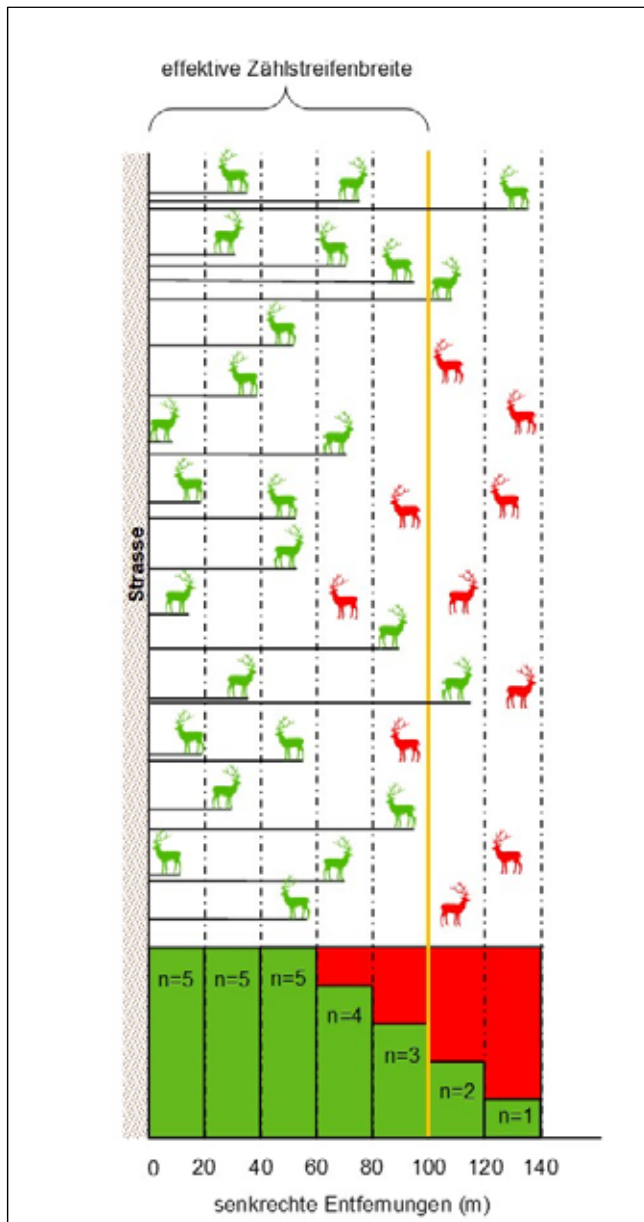


Abb. 13: Effektive Zählstreifenbreite als Maß für die erfasste Fläche beim Distance-Sampling (Quelle: MEIßNER-HYLANOVÁ & STIER 2015).

Da Distance-Sampling auf dem Prinzip der Teilerfassung von Populationen basiert (und somit Hochrechnungen von Teilstichproben auf das Gesamtgebiet erlaubt), ist es nicht erforderlich, alle Individuen im Untersuchungsgebiet zu erfassen. Die effektive Zählstreifenbreite (orange Linie, Abb. 13, jeder Hirsch steht für eine Gruppe) entspricht der senkrechten Entfernung zum Transekt, bei der die Summe der übersehenen Tiere/Gruppen (rot) davor gleich der Summe der entdeckten (grün) dahinter ist. Mit Hilfe dieser Größe wird der Anteil der übersehenen Individuen berechnet. Aus diesem Grund ist die exakte Messung der Entfernung der Tiere bzw. Gruppen im senkrechten Winkel zum Transekt eine wichtige Kenngröße.

Das Programm DISTANCE liefert für die ermittelten finalen Populationszahlen zusätzlich die *Variationskoeffizienten* (VK) und die *Standardfehler* (SE), womit die Präzision der ermittelten Zahlen abgeschätzt werden kann (GILL et al. 1997, FOCARDI et al. 2002a und 2002b, SEDDON et al. 2003, OLSON et al. 2005, BÄRDSSEN UND FOX 2006, HEMAMI et al. 2007, LIU et al. 2008, SHORROCKS et al. 2008). Diese Präzision wiederum hängt von unterschiedlichen Dateneigenschaften ab: So wird sie z.B. durch eine möglichst gleichmäßige räumliche

Verteilung der Gruppen über das Gebiet und eine möglichst geringe Varianz der Gruppengrößen minimiert.

Die Auswertung mit DISTANCE erfolgte für dieses Vorhaben unter folgenden Prämissen:

- Daten wurden nicht gruppiert,
- es wurde ausschließlich mit genauen senkrechten Entfernungen gearbeitet,
- extreme Entfernungen wurden entfernt,
- gezähltes Wild wurde als Gruppe betrachtet (auch einzelne Tiere).

Die Entdeckungswahrscheinlichkeitsfunktion (EWF) wurde mit Hilfe von zwei Modellen modelliert:

- Halb-Normalverteilungsfunktion (Kosinus Polynom),
- Hazard-Rateverteilungsfunktion (Hermisches Polynom).

Die Wahl des geeigneten Modells erfolgte anhand des *Akaike's Information Criterion* (AIC). Wenn mehrere Modelle einen ähnlichen AIC-Wert ergaben, wurde der Passende anhand von Informationen aus dem

- *Q-Q-plot*, dem
- *Kolmogorov-Smirnov Test*, dem
- *Cramér-von Mises Test*, und/oder den
- *Komponenten der Variation* (*Entdeckungswahrscheinlichkeit*, *Begegnungsrate* (Wildanzahl/Transektkilometer) und *erwartete Gruppengröße*)

ermittelt.

Letztlich wurde die absolute Wilddichte mit Hilfe des „Klassischen Distance-Samplings“ in DISTANCE basierend auf der Zahl der gesichteten Tiere bzw. Gruppen, ihren Entfernungen zum Linientransekt, der Gesamtlänge der befahrenen Transekte und der Gebietsgröße errechnet (BUCKLAND et al. 2001, BUCKLAND et al. 2015).

Kreuzen sich Transekte oder laufen phasenweise nah beieinander (innerhalb einer Entfernung der Effektiven Zählstreifenbreite) kommt es zu sogenannten „edge“-Effekten (Randeffekten), weil sich die erfassten Flächen von beiden Transekten überlappen. Tatsächlich sollte eine Fläche nur einmal berücksichtigt werden, würde aber rechnerisch im beschriebenen Fall mehrfach in die Berechnung eingehen.

Um dem entgegenzuwirken, wurde ein Korrekturfaktor ermittelt, der versucht die Unterschätzung durch „edge“-Effekte auszugleichen oder zumindest deutlich zu minimieren.

Einerseits wurde für jede einzelne Beprobung ein Wert errechnet, indem man die Transektlänge mit der Effektiven Zählstreifenbreite multipliziert. Dieser Wert dient als Indikator für die Fläche, die das Programm distance nutzt. Andererseits wurde im GIS auch für jede Beprobung spezifisch ein Puffer (=Zählstreifenbreite) um die Transekte berechnet, bei dem die



Überlappungsflächen verschmelzen. Dieser Wert ist dann kleiner, weil die Überlappungsflächen nur einmal gemessen werden.

Dividiert man die größere Fläche des ersten Ansatzes durch die kleinere des zweiten Ansatzes, erhält man einen Korrekturfaktor (Kap. 4.4.1.4), mit dem die vorliegenden Distance-Sampling Ergebnisse dann multipliziert wurden.

#### **4.1.1.2 Modellbasierter Ansatz**

Bei der oben beschriebenen Vorgehensweise die basierend auf der DISTANCE-Software Bestandsschätzungen liefert, wird ein sog. „Design-basierter Ansatz“ verwendet. Dieser Ansatz ist klassisch und sehr robust, wird jedoch in jüngster Zeit zunehmend durch einen moderneren Ansatz ergänzt bzw. ersetzt, dem „modellbasierten Ansatz“ (THOMAS et al. 2010). Letzterer erfordert eine komplexere Statistik und verschiedene zusätzliche Validierungsschritte, erlaubt dafür aber (bei korrekter Anwendung) oft realistischere Bestandsschätzungen, insbesondere wenn die Daten verschiedene für die Ökologie typische Komplikationen aufweisen, wie örtlich inhomogene Verteilungen oder Korrelationsstrukturen. Insbesondere erlauben modellbasierte Ansätze eine Interpolation/Hochrechnungen unter Einbezug verschiedener Kovariablen, welche örtlich-zeitlich inhomogene Wildbestände erklären können (Tab. 3) und damit die Interpolation/Hochrechnungen genauer machen.

Eine manuelle Ermittlung der Sichttiefen mittels Wärmebildkameras auf allen Transekten (864 km) konnte wegen des zu großen Aufwandes nicht umgesetzt werden, so dass diese Werte auch nicht als Kovariablen verwendet werden konnten.

Die Distanz-Korrektur der Rohdaten erfolgte bei der modellbasierten Vorgehensweise in weiten Teilen analog zu der oben beschriebenen Vorgehensweise im Kontext der DISTANCE-Software. Insbesondere wurden auch hier die Distance-Sampling-Methoden von BUCKLAND et al. (2001) unter Verwendung der R- Software (R CORE TEAM, 2018) und des packages „unmarked“ (FISKE & CHANDLER 2020) angewendet und verschiedene Typen von EWFs (halb-normal vs. hazard-rate) sowie Modelle mit verschiedenen Kombinationen von Prediktoren (Tab. 3) mittels AIC (AKAIKE 1973) miteinander verglichen (siehe oben) (ZUUR et al. 2007, FIELD et al. 2012).

Basierend auf dem final selektierten Detektionsmodell wurde dann nicht die Fläche korrigiert (über die Berechnung der EZB, wie oben beschrieben), sondern die Anzahl der erfassten Individuen unter Beibehalt der erfassten Flächengröße entsprechend nach oben korrigiert. Dies erfolgte für jede Beobachtung separat, wobei nur Detektionen mit einer Distanz von  $\leq 300$  m berücksichtigt wurden. Da in der weiter unten beschriebenen modellbasierten Populationsschätzung mit Individuen/Flächeneinheit (also Individuendichten) gerechnet wird, ist die hier angewendete Methode (das proportionale Erhöhen von Zählraten) mathematisch äquivalent zum proportionalen Verringern der erfassten Fläche (wie bei der Berechnung der EZB). Ein wichtiger Punkt ist zudem, dass auch sämtliche Transektfahrten ohne erfasste Individuen integriert wurden, da sonst die Populationsdichte überschätzt werden würde. Die abgefahrenen Transekte wurden verwendet, um einen chronologisch sortierten Datensatz zu

generieren, der im Falle von erfassten Individuen die entsprechend aufsummierte Anzahl an (Distanz-korrigierten) Individuen (pro Art und Transektfahrt) enthielt, und Nullen, wenn keine Individuen der entsprechenden Art erfasst wurden. Die so gepoolten Daten wurden anhand des Vergleiches zu den Gesamtsummen des Roh-Datensatzes validiert.

Tab. 3: Kovariablen (inkl. Beschreibung) für die modellbasierte Distance-Sampling Berechnung.

Kovariablen	Beschreibung
SICHTUNG/TIERART	Chronologische Nummerierung der Detektionen
HABITAT	CORINE Land Cover 2012 (CLC) Habitatcode für Verortung der Detektion (1 Siedlung; 2 Offenland; 3 Wald; 4 Moore; 5 Wasser)
BAUMHOEHENKLASSE	Baumhöhenklassen 1-11 (1= <2m; 2= 2<6m; 3= 6<10m; 4= 10<13m; 5= 13<15m; 6= 15<18m; 7= 18<21m; 8= 21<26m; 9= 26<30m; 10= <=30m, 11= Blöße)
HOEHENMETER	Höhe (ü.N.N.) der Detektion
TRANSEKT	Transekt zur Detektion
ENTFERNUNG	Entfernung der Detektion
GRUPPENGROESSE	Anzahl der Tiere der Detektion
LUFTTEMPERATUR START	Lufttemperatur in Celsius °C bei Beginn der Nachtfahrt
LUFTTEMPERATUR	Lufttemperatur in Celsius °C Mittel über Tag (Messstation)
LUFTFEUCHTE	Luftfeuchte in Prozent % am Tag (Messstation)
NIEDERSCHLAG	Niederschlagsmenge in mm am Tag (Messstation)
WINDGESCHWINDIGKEIT	Windgeschwindigkeit in Kilometer pro Stunde (km/h) Mittel am Tag (Messstation)

Eine Zuordnung von Transektlänge, Baumhöhenklasse und Höhe (ü.N.N.) (Tab. 3) zu den jeweiligen Transektfahrten erfolgte über die Verschneidung von separaten Dokumenten zu den Transekten (Linien-Shapes), der Höhe (ü.N.N.) (Digitales Geländemodell DGM 10, SBS 2017) sowie der Baumhöhenklasse (Polygon-Shape, SBS 2019). Insbesondere wurden Höhe (ü.N.N.) und Baumhöhenklasse über alle Punkte des jeweiligen Transektes gemittelt, so auch die geografischen Koordinaten. Die korrekte Übertragung dieser Kovariaten wurde an mehreren Plots validiert.

Die Zuordnung von Wetter-Daten (Niederschlag, Wind, Temperatur, Luftfeuchte - Tab. 3) erfolgte direkt über den Erfassungsdatensatz. Wetterdaten für Transekte ohne erfasste Individuen lagen nicht vor, und wurden daher von den zeitlich am nächsten liegenden Transekten mit Erfassungen linear interpoliert.

Basierend auf den für jede Transektfahrt gepoolten Daten wurden geeignete Generalisierte Additive Regressionsmodelle (GAM's) gefittet. Insbesondere war die Anzahl an (Distanz-korrigiertem) Rotwild die abhängige Variable (oder "response variable"), und die abgefahrte Fläche (Länge des Transektes multipliziert mit  $2 \times 300$  m) wurde mittels Offset in das Regressionsmodell integriert (KORNER-NIEVERGELT et al. 2015), was bedeutet, dass (korrigierte) Individuenzahlen pro Flächeneinheit betrachtet wurden.

In einem ersten Modell (**M1-komplexes Modell** - zur generellen Analyse von Faktoren, welche die Rotwildichten beeinflussen) wurden zudem folgende Kovariablen/Prediktoren getestet: geografische Länge (Longitude) und Breite (Latitude), Baumhöhenklasse und Erfassungszeitraum. Zusätzlich wurden die Wetter-Parameter Niederschlag, Lufttemperatur, Luftfeuchte sowie Windgeschwindigkeit integriert. Insbesondere wurden alle kontinuierlichen Prediktoren sowohl als lineare Prediktoren als auch nichtlineare Prediktoren ("additive smooths") in vielfältigen Kombinationen getestet, Latitude und Longitude wurden zudem als 2D-Regressions-Spline ( $s(Long, Lat)$ ) integriert. Dies führte zu >60 unterschiedlichen Modellen. Mittels AIC-Selektion (AKAIKE 1973) wurden diese verschiedenen Kombinationen von Prediktoren sowie verschiedene Zufallsverteilungen (Poisson vs. Negativ-Binomial vs. Tweedie) getestet. Die Poisson, Negativ-Binomiale und die Tweedie-Verteilung sind für die Zähldaten (mit eventueller Überdispersion) besonders geeignet (PEARSE et al. 2008, ZEILEIS et al. 2008, ZUUR et al. 2009, ZUUR et al. 2012b, KORNER-NIEVERGELT et al. 2015).

In einem zweiten Modell (**M2-einfaches Modell**) wurde analog verfahren, allerdings wurden hier nur diejenigen Parameter verwendet, die auch explizit für die Vorhersage von Populationsdichten genutzt werden können. Neben der Variablen "Erfassung" (das Erfassungsdatum) wurde hier nur noch ein Lon-Lat-Smooth (s.o.) als weiterer Prediktor verwendet, der zwischen den unterschiedlichen Erfassungen variieren konnte. Dieses Modell reflektiert also eine modellbasierte Dichteschätzung, bei der eine örtliche nichtlineare Inhomogenität zwischen den Erfassungen mitberücksichtigt wurde, jedoch keine weiteren Variablen (wie Höhe (ü.N.N.), Witterung oder Baumhöhenklasse).

Um den Vergleich zu klassischen, designbasierten Modellen (wie bei DISTANCE) so weit wie möglich zu erlauben, wurden zudem Dichteberechnungen basierend auf dem **klassischen Mittelwert** durchgeführt.

Zur Modellvalidierung von **M1** und **M2** wurden grafische Residuen-Analyse-Methoden eingesetzt (ZUUR et al. 2009, ZUUR et al. 2010, FIELD et al. 2012, ZUUR et al. 2012a, ZUUR et al. 2012b, KORNER-NIEVERGELT et al. 2015). Die Modell-Residuen (Abweichungen des Modells vom gemessenen Ergebnis) wurden jedem Prediktor sowie den gefitteten Werten gegenübergestellt. Weist die Verteilung der Residuen eine Trichterform auf (bei kontinuierlichen Prediktoren wie z.B. "Höhe (ü.N.N.)") oder zeigen die Boxplots sehr unterschiedliche Streuungen (bei kategorischen Prediktoren wie z.B. "Erfassung") läge eine Verletzung der Homogenität der Varianzen vor. Zeigten die Residuen eine gekrümmte (nicht-zufällige) Verteilung (nur bei

---

kontinuierlichen Prediktoren möglich), läge eine Verletzung der Linearität vor. Auch wurde mittels geeigneter Plots untersucht, ob zeitliche und/oder örtliche Autokorrelation vorliegt.

Die gesamten, statistischen Analysen zum modellbasierten Ansatz erfolgten durch die Firma BIONUM (Hamburg).

## 4.1.2 Fotofallenmonitoring

Die eingesetzten Fotofallen (Triple Flash Model C2) des Herstellers Cuddeback wurden mittels Zahlenschloss in Cuddesafe-Metall-Schutzhüllen gesichert und mit zwei Schrauben an Bäumen befestigt (Abb. 14).

Angebracht in der Nähe von sichtbaren Wildwechseln, variierte die Anbringhöhe von Knie- bis Brusthöhe. Der Abstand zu den Wechseln variierte mit der Verfügbarkeit geeigneter Bäume zum Befestigen der Kameras. Um eine optimale Stellung der Kamera zum Wildwechsel zu erreichen, wurde mittels Holzstücken zwischen Kamera/Metallgehäuse und Baum eine optimale Schrägstellung erzeugt. Die Speicherkarten und Akkumulatoren der Kameras wurden jeweils alle vier bis sechs Wochen (in Abhängigkeit von der Witterung) gewechselt, um eine dauerhafte Datenaufzeichnung zu gewährleisten und bereits gesammelte Daten auswerten zu können.



Abb. 14: Eingesetztes Kameramodell Cuddeback Triple Flash Model C2 (Foto: © P. Pröll).

Die Fotofallen erfassten Bilder im JPG-Format mit einer Auflösung von vier Megapixeln. Bei ausreichenden Lichtverhältnissen wurden farbige Bilder aufgenommen, ansonsten waren die Fotos, unterstützt durch den verbauten Infrarotblitz, monochromatisch. Der Bewegungssensor wurde auf Weitwinkel eingestellt. Das interne Setup wurde wie folgt angepasst: Einstellung von Datum, Uhrzeit und Kamerastandort, „Delay“ auf „fast as possible“ (keine Verzögerung zwischen den Auslösungen), kein Videomodus und der „Burstmodus“ (Serienaufnahme mit 5 Bildern) wurde aktiviert. Folglich wurden bei einer maximalen Verzögerung von einer Sekunde

zwischen den Einzelbildern je fünf Bilder in Serie aufgenommen. Als Speichermedium kamen SecureDigital-Karten von SanDisk mit 8 bzw. 16 Gigabyte Speicherkapazität zum Einsatz. Betrieben wurde die Wildkamera mit acht Nickel-Metallhydrid-AA-Akkus.

Grundsätzlich waren alle Fotofallenstandorte durch ein vorgegebenes Raster (1x1 km), welches über die Untersuchungsgebiete gelegt wurde, definiert. Mit Hilfe der zuständigen RevierförsterInnen konnten unter Inkaufnahme von geringen Abweichungen Standorte innerhalb der Rasterzellen ausgewählt werden, an denen Rotwildwechsel vermutet bzw. vorhanden waren.

Die Standorte wurden per GPS dauerhaft abgespeichert. Ein strukturbedingter Fehler des GPS-Punktes von bis zu 20 m musste dabei toleriert werden. Die Bäume wurden mit einem Punkt aus grüner Forstmarkierungsfarbe gekennzeichnet. Die Markierung diente dazu, bei Wiederaufbau der Kameras am selben Standort, die gleiche Aufnahme- und Kamerahöhe sicherzustellen. Vom Projektstart 2016 (Ersteinrichtung UG2 NED und UG1 EIB) bis April 2018 kamen abwechselnd in den Vergleichspaargebieten 100 Fotofallen zum Einsatz. Ab Mai 2018 konnte durch eine Erweiterung des Fotofallenkontingents und freiwerdende Fotofallen aus anderen Projektteilen eine Anzahl von dann insgesamt 170 Geräten realisiert werden.

Tab. 4: Anzahl der Fotofallenstandorte pro UG sowie deren Dichte.

UG	Standortanzahl Mai 2016-April 2018	Standortanzahl Erweiterung ab Mai 2018	Fotofalldichte (St./100 ha Waldfläche) vor Erweiterung	Fotofalldichte (St./100 ha Waldfläche) nach Erweiterung
UG1 EIB Abb. 15a	41		0,93	
UG2 NED Abb. 15b	59	+40	0,98	0,99
UG3 BÄR Abb. 16a	50	+20	0,96	0,95
UG4 NES Abb. 16b	50		0,86	

Mit der Projektvorgabe, in allen Untersuchungsgebieten von 2016 bis 2018 eine möglichst umfassende Zeitreihe erstellen zu können, wurde ein Wechselintervall zwischen den Untersuchungsgebiet-Vergleichspaaren von drei Monaten festgelegt. Dem Winter geschuldet war zwischen den Jahren ein Intervall von 6 Monaten vorgesehen. Somit war in jedem Untersuchungsgebiet eine „unechte Zeitreihe“ über ein Jahr hinweg gegeben. Ab Mai 2018 konnten ergänzende Untersuchungen verwirklicht werden (Abb. 17).

Die Erweiterung der Untersuchungsgebiete UG2 NED und UG3 BÄR hinsichtlich der Fotofallenstandorte ab Mai 2018 diente der Einbeziehung weiterer telemetriertes Stücke in die Dichtebestimmung mittels Fotofallen und der räumlich erweiterten Datenerfassung zur Populationsstruktur und der räumlichen Verteilung. Außerdem wurden so in beiden UG bisher fehlende Waldteile von sonst insgesamt kompakten Waldblöcken einbezogen. Von September bis Dezember 2018 waren 99 Fotofallen im UG3 BÄR für den REM-Ansatz (Kap. 4.1.2.8) im Einsatz.



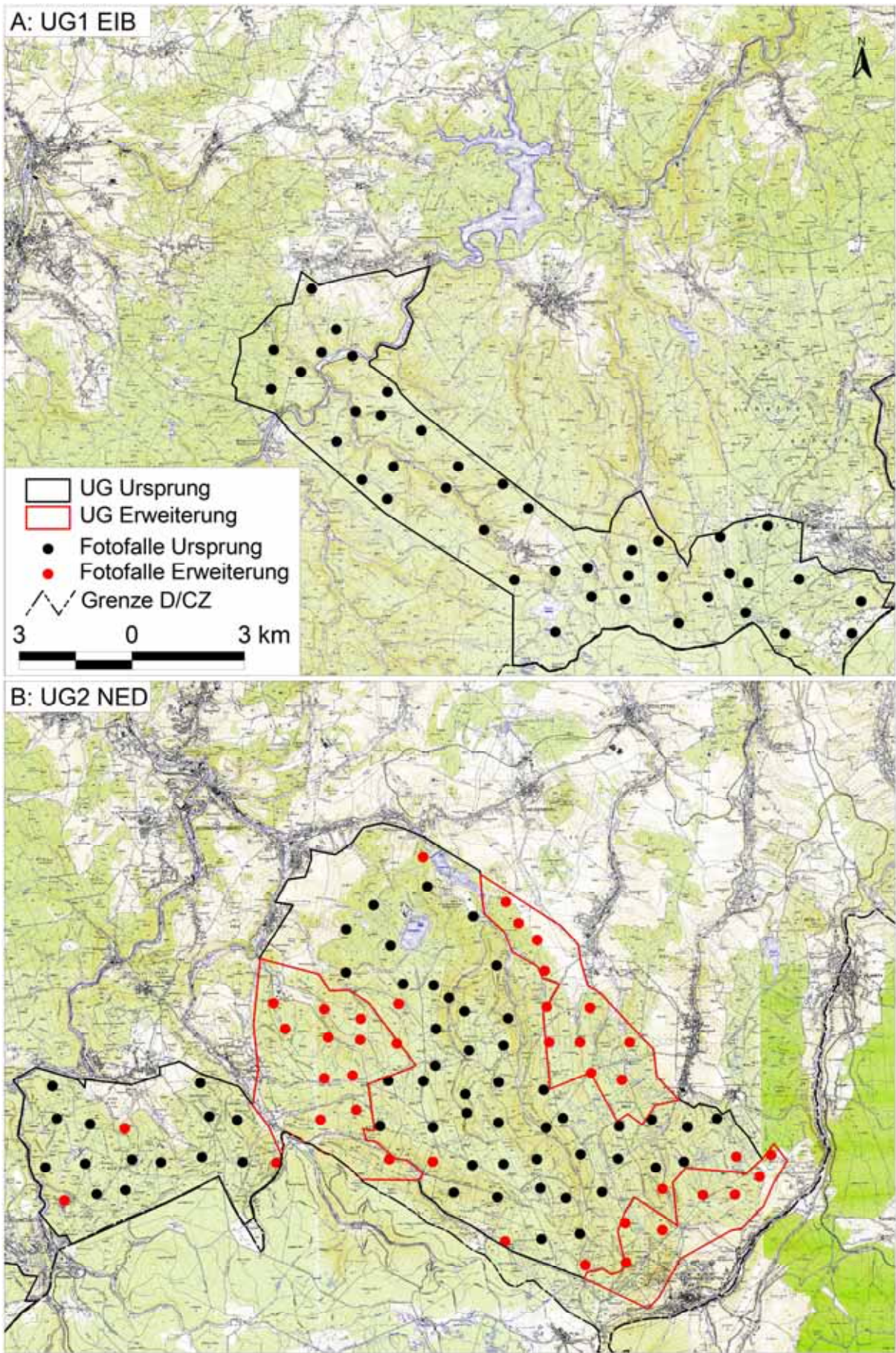


Abb. 15: Fotofallenstandorte im UG1 EIB und UG2 NED.



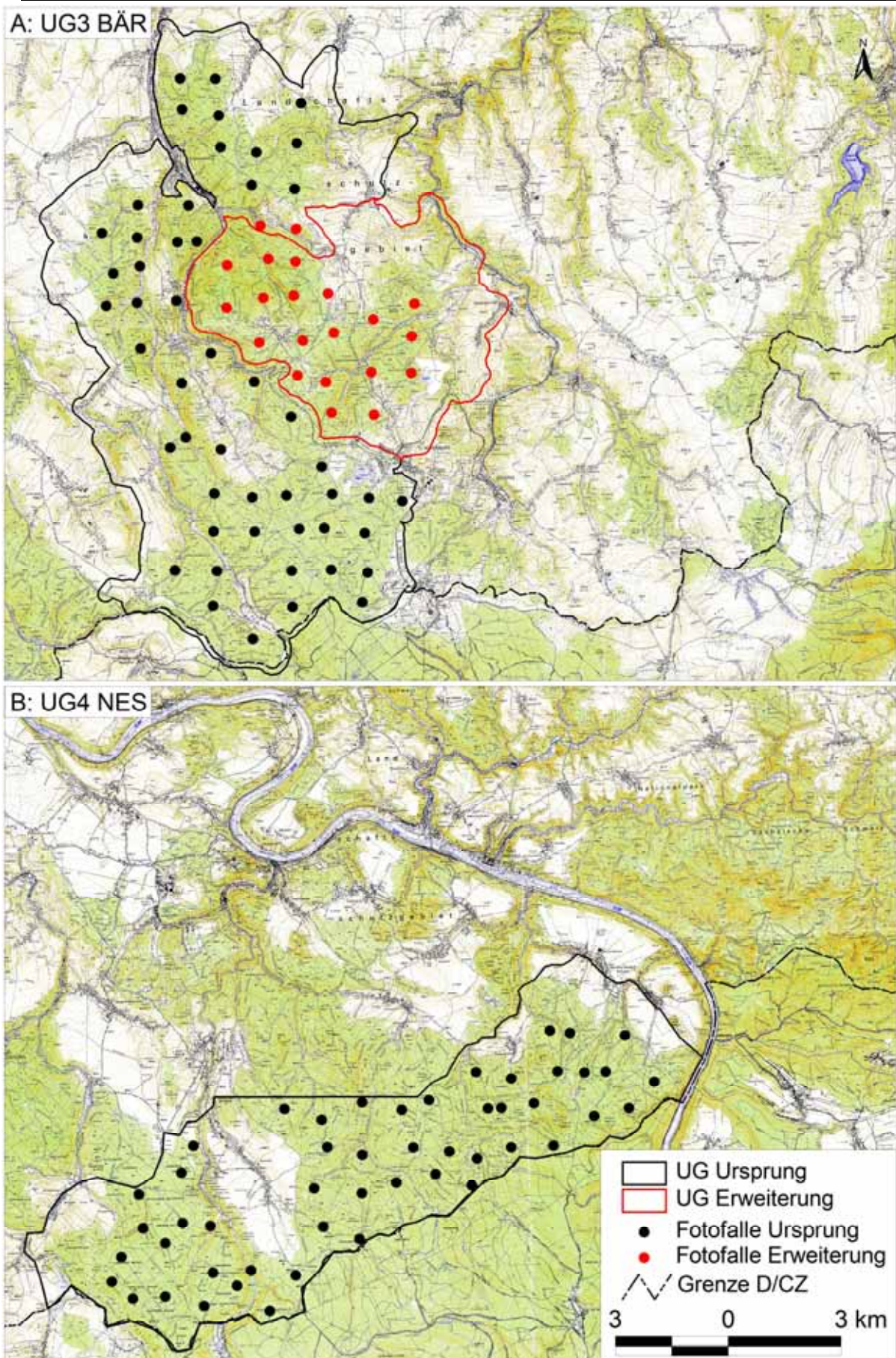


Abb. 16: Fotofallenstandorte im UG3 BÄR und UG4 NES.

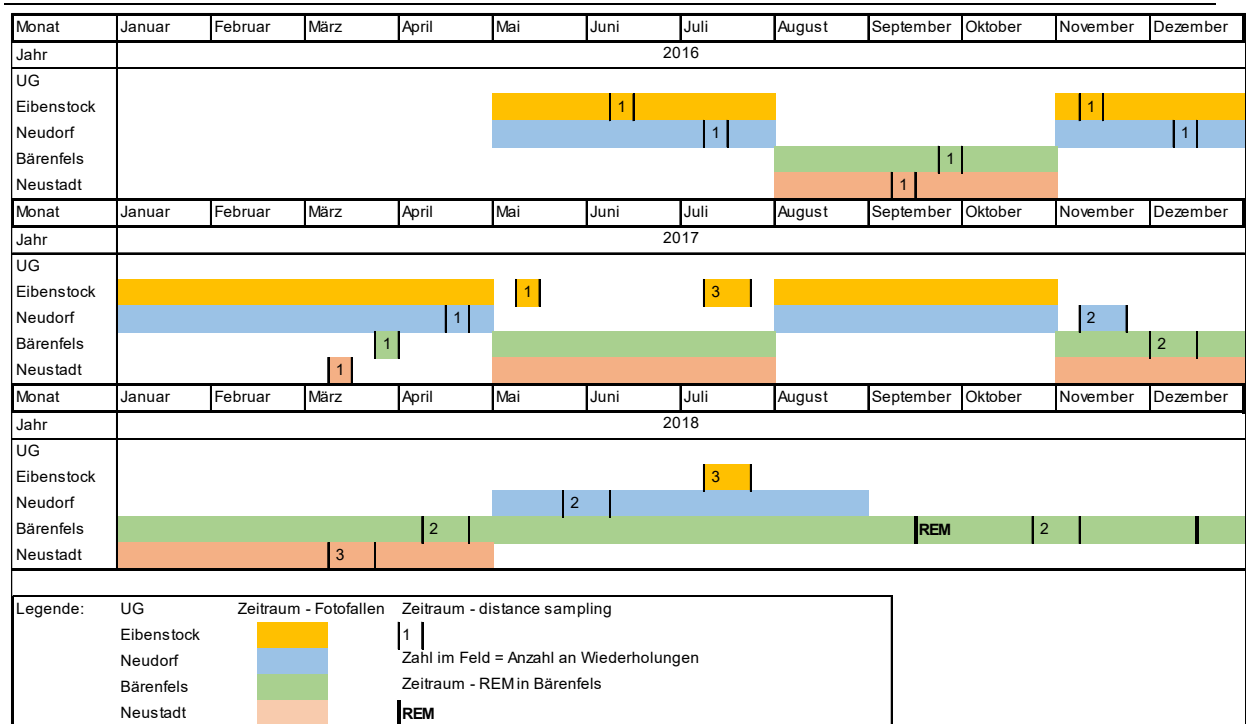


Abb. 17: Übersicht zu Einsatzzeiten des Fotofallenmonitorings und des Distance-Samplings in den vier Untersuchungsgebieten.

Ein Teil der Fotofallenbilder wurde im Rahmen von Masterarbeiten ausgewertet (MÜLLER 2017, FRÖB 2019, JÄNICKE 2019).

#### 4.1.2.1 Auswertung der Fotofallenbilder

Mit dem institutseigenen Auswertungsprogramm FFM 2.0 (Version 2011) wurden die Fotofallenbilder ausgewertet. FFM 2.0 erkennt die Metadaten (z.B. Datum, Uhrzeit, usw.) der eingelesebenen Bilder automatisch und gruppiert diese selbstständig zu Ereignissen, sobald die Auslösezeit zwischen den Bildserien nicht mehr als zwei Minuten beträgt. Die Benutzeroberfläche des Programms lässt mehrere Einstellungsmöglichkeiten hinsichtlich BearbeiterIn, Kameranummer, Ereignisursache (z.B. Tierart, Fehlauflösung, Fragezeichen), Altersklasse, Geschlecht und Anzahl zu. Zusatzinformationen, z.B. Markierung durch Halsband oder Ohrmarke, wurden ebenfalls abgespeichert. Die Daten wurden programmseitig in einer separaten csv-Datei hinterlegt, die zur weiteren Auswertung genutzt wurde. Die Bilder untersuchungsrelevanter Tierarten wurden in eigenen Ordnern abgespeichert, folglich konnten übrige Bilder gelöscht werden, um unnötige Datenmengen zu vermeiden. Waren im Zuge der Auswertung unscharfe oder zu dunkle Bilder nicht ausreichend zu bewerten, kam hierfür das Programm JPG-Illuminator Version 5.0.0 zur Verwendung. Dieses Open-Source-Programm kann das Material aufhellen, Kontraste verbessert darstellen und somit die Wahrscheinlichkeit einer Identifizierung der Auslöseursache erhöhen.

#### 4.1.2.2 Individualerkennung von männlichem Rotwild

Wie in vorangegangenen Abschluss- und Projektarbeiten (KLAWITTER 2014, LUNZE 2014, MORIMANDO et al. 2016) wurde auch hier über die Individualerkennung (Geweih- und





Insbesondere wurden über Punkt-Flächen-Analysen die Aufenthaltsanteile der markierten GPS-Sendertiere zum Untersuchungszeitraum im Fotofallen-UG bestimmt, da jedes Individuum auch nur zu dem Anteil als Markiertes in die Berechnung eingehen darf, zu dem es sich im UG aufgehalten hat. Dieser Ansatz ermöglicht eine sehr hohe Genauigkeit bei der Schätzung der Anzahl an Markierten, da sehr präzise ermittelt werden kann, wer sich ganz oder wer nur zu genau welchem (zeitlichen) Teil im UG aufhielt, was z.B. bei reinen Markierungen wie z.B. Ohrmarken nicht möglich ist. Eine zeitliche Einschränkung in Fangintervalle fand (im Gegensatz zu den anderen beiden Ansätzen) bei den Petersen-Lincoln-Berechnungen nicht statt.

„Mark - mit Telemetrie“ baut auf einem Huggins-Closed-Capture-Schätzer und der synchronen Verwendung von Telemetriedaten auf. Letztere werden in diesem Verfahren dazu genutzt - wie beim Petersen-Lincoln-Index manuell durchgeführt - den zeitlichen Anteil der Anwesenheit der markierten Tiere im Untersuchungsgebiet zu bestimmen (IVAN et al. 2013). Die Auswertung der Telemetriedaten (stündliche Positionen) erfolgte in QGIS 3.6 per Punkt-Flächenanalyse.

Im „Mark-Resight“ Verfahren wurde schlussendlich der Anteil unmarkierter Tiere verwendet, nicht aber Telemetriedaten und auch kein direkter Gebietsbezug, was in einer reinen Angabe der Stückzahl als Ergebnis resultiert.

In beiden letztgenannten Ansätzen musste vor Beginn der Modellierung eine, dem Fangzeitraum angepasste, individuelle Fanghistorie erstellt werden. Unter Verwendung des AIC wurden die besten Zusammenstellungen für diese und die Modellbildung im Allgemeinen eruiert.

Prinzipiell konnten die als „marked“ klassifizierten Tiere basierend auf den GPS-Senderhalsbändern (Kap. 5.1.1) oder dem Geweih der Hirsche (Kap. 4.1.2.2) identifiziert werden. Bei klassischen Fang-Wiederfang-Anwendungen mit nur einem einzigen Wiederfangversuch, wie er bei Kleinsäugetieren Standardverfahren ist, wird ein Anteil an Markierten von mehr als 50 % der betrachteten Population angestrebt (AMSTRUP et al. 2005, O'CONNELL et al. 2011). Bei den hier durchgeführten Mark-Resight-Berechnungen waren im Mittel 43 % (32-56 %) der Hirsche markiert. Beim SECR (Kap. 4.1.2.4 & 4.4.2.3) waren höhere Anteile von durchschnittlich 51 % (41-86 %) der Hirsche markiert. Da in dem vorliegenden Projekt aber nicht nur ein einzelner Wiederfangversuch unternommen wurde, sondern über lange Zeitfenster Daten zu Wiederfängen erhoben wurden, konnte dies ausgeglichen werden. Vor allem bei der Berechnung des Petersen-Lincoln-Index anhand der Halsbandmarkierungen war diese lange Wiederfangdauer von großer Bedeutung, da mithilfe von GPS-Halsbändern natürlich nur geringe Anteile der Population markiert werden konnten (Kap. 4.4.2.1). HEWISON et al. (2007) ermittelten ebenfalls erfolgreich an 42 besenderten Rehen mithilfe des Petersen-Lincoln-Index Populationsdichten.

Da einige Berechnungen nur die Anzahl der vorhandenen Individuen ausgeben, musste vorher eine zu untersuchende Fläche definiert werden, um anschließend die Dichte in Stück pro 100 ha angeben zu können. Auf Basis des Fotofallenrasters (1x1 km) wird an die äußersten Fallen ein 500 m Puffer nach außen angelegt. Dieser entspricht der durch die Fotofallen repräsentierten Fläche. Nicht nutzbare Lebensräume wie z.B. Wasserflächen wurden herausgerechnet und

zuletzt die reine Waldfläche als Bezugsgröße der Einstandsfläche innerhalb des Fotofallen-Untersuchungsgebiets bestimmt.

Es wurde versucht, die Modellierung der Daten möglichst einfach zu halten. Dadurch ist im Zweifelsfall nicht immer die höchste Präzision der Enddaten gegeben. Allerdings bleibt die Interpretation der Ergebnisse um ein Vielfaches einfacher und die Schätzmethoden sind i.d.R. robuster.

#### **4.1.2.4 Spatially-explicit-capture-recapture (SECR)**

Die o.g. Methoden berücksichtigen nicht, dass eine Population inhomogen im Raum verteilt sein kann. Eine alternative Methode zur Bestimmung und Modellierung von Populationsdichten aus Capture-Recapture-Daten, die diesen Sachverhalt berücksichtigt (aber auch komplexer und damit potenziell fehleranfälliger ist), ist SECR (EFFORD & FEWSTER 2013). Zum Einsatz kam hier das R package „SECR“ (Version 4.2.0). Vorteil dieser Methode ist, dass die Detektoren (hier Kameras) und deren Verteilung im Untersuchungsgebiet direkt modelliert und somit Randeffekte, wie sie bei vorher genannten Methoden auftreten, vermieden werden können (OTIS et al. 1978, EFFORD & FEWSTER 2013, PRÖLß 2016). Dabei erfolgt die Modellierung von Aktionsräumen (home ranges) in Kombination mit der Erfassungswahrscheinlichkeit fotografiertes Individuen. Ausgehend vom Mittelpunkt des Aktionsraumes sinkt mit weiterer Entfernung die Erfassungswahrscheinlichkeit einer Kamera. Für jeden Erfassungszeitraum muss eine individuelle Fanghistorie erstellt und mit dem Trapfile (Lage der Kamerastandorte) eingelesen werden. Der anschließende Vergleich mittels AIC ist entscheidend für die Modellselektion in Bezug auf Anpassung der Detektionsfunktion, Länge der Zeiträume und spezifische Modellparameter (JÚNEK et al. 2015, EFFORD et al. 2016).

#### **4.1.2.5 Ableitung von Rotwildichten aus reinen Hirschdichten**

Mit Beginn der Populationsdichteauswertungen wurde deutlich, dass zum Teil nur eine geringe Anzahl aussagekräftiger Wiederfänge des markierten (Telemetriehalsbänder) weiblichen Rotwildes vorliegen. Folglich mussten diese aus den Berechnungen ausgeschlossen werden. Bei den weiterführenden Analysen wurden nur die Hirsche berücksichtigt. Um die Gesamtpopulationsdichte schätzen zu können, musste daher zu den Hirschen der Anteil der Alt-/Schmaltiere in der Population addiert werden. Die dafür benötigten Geschlechterverhältnisse ergeben sich aus den Fotofallendaten und mussten wiederum an die jahreszeitlich unterschiedlichen täglichen Laufstrecken (Kap. 5.8) der männlichen und weiblichen Tiere angepasst werden. Pro Auswertungszeitraum wurden die Unsicherheiten aus den Rohdaten sowohl der Laufstrecken als auch der Geschlechterverhältnisse mittels geeigneter Resampling-Verfahren adäquat in die Standardfehler und Konfidenzintervalle der Dichteschätzung übertragen.



#### 4.1.2.6 Ermittlung relativer Dichten anhand von Kontaktraten

Neben den absoluten Populationsdichten sollten auch die mittleren Kontaktraten (fotografierte Individuen pro 24 h und Fotofalle) als relative Dichten (YASUDA 2004, NAING et al. 2015, LIU et al. 2017, KLANGWALD & VERGNE 2018) in die vergleichenden Auswertungen einfließen. Hierfür wurde pro UG und Bezugszeitraum die Summe allen Rot- und Rehwildes (ohne AK 0) ermittelt und durch die Anzahl der Fotofallentage für den gleichen Bezug dividiert. Für die Rotwildauswertungen wurden monatliche Werte pro Geschlecht ermittelt und dann über monats- und geschlechtsspezifische 24 h-Laufstrecken korrigiert, um aktivitäts-/mobilitätsbedingte Verzerrungen zu vermeiden. Aus den korrigierten Werten wurde dann ein Mittelwert über den gesamten Betrachtungszeitraum errechnet, so dass die monatspezifischen Werte unabhängig von der jeweiligen Anzahl an Ereignissen oder Individuen gleichgewichtet in den Mittelwert eingingen.

Bei Betrachtung der Zwischenergebnisse wurde festgestellt, dass sich v.a. in den Monaten im Winterhalbjahr deutlich niedrigere Werte in allen UG finden als im Sommerhalbjahr. Diese lassen sich nicht ausschließlich mit teilweise verringerter Aktivität (Kap. 6; Abb. 202 & Abb. 204) oder phasenweise kürzeren 24 h-Laufstrecken (Kap. 5.8; Abb. 180) erklären, so dass von verringerten Erfassungswahrscheinlichkeiten der Fotofallen (z.B. durch Zuschneien, schneebedingtes Herunterhängen von Ästen, technisch bedingter geringerer Erfassungswahrscheinlichkeit oder eventuell stärkerer Isolation des Winterfells) ausgegangen werden muss. Dieser Fehler findet sich in allen UG, jedoch in den unterschiedlichen Monaten und Jahren nicht in allen Gebieten in gleichem Ausmaß. Es kann auf Grundlage der Telemetrieergebnisse ausgeschlossen werden, dass große Teile der Populationen (40-50 %; teilw. bis 80 %) die UG über Monate hinweg verlassen.

Aus diesem Grund wurden für die weiteren Auswertungen zu relativen Dichten bei Rot- und Rehwild alle Werte von November bis März ausgeschlossen.

Über die Kontaktraten an Fotofallen (pro Standort und 24 h) können zwar keine absoluten Populationsdichten abgeleitet werden, aber relative Dichteangaben sind möglich. Insbesondere sollten diese v.a. zu Vergleichs- und Kontrollzwecken zu den anderen Verfahren genutzt werden. Vor allem bei der Bewertung der Rehdichten aus dem Distance-Sampling spielten sie eine wichtige Rolle, da für Rehe keine absoluten Dichten aus dem Fotofallenmonitoring vorliegen.

Außerdem wurde weiterhin getestet, ob mithilfe eines konstanten Fotofallennetzes eine dauerhafte Überwachung der Populationsentwicklung über die Berechnung von gemittelten Kontaktraten (fotografierte Individuen pro Fotofallenstandort in 24 Stunden) als relative Dichten möglich ist. Da in Phasen erhöhter oder abgesenkter Aktivität/Mobilität (z.B. durch signifikant höhere Laufstrecken der Hirsche pro 24 h in der Brunft) Rotwild relativ dazu häufiger oder seltener von Fotofallen erfasst wird, kommt es zu Verzerrungen bei den Kontaktraten. Um diesem Problem zuvorzukommen, wurden auch die Kontaktraten für Rotwild mithilfe der geschlechts- und monatspezifischen Laufstrecken korrigiert (über deren Verhältnis zu deren Mittel), so dass direkt vergleichbare Kontaktraten berechnet und dargestellt (Abb. 44 - Abb. 47)

wurden. Für Rehwild erfolgte keine Korrektur, da keine gebietspezifischen Laufstrecken vorliegen.

Insgesamt muss beachtet werden, dass es zu leichten Verzerrungen der monatlichen Kontaktraten kommen kann, wenn der Anteil des Aufenthaltes im Offenland von Monat zu Monat schwankt, weil die Fotofallen ausschließlich im Wald stehen. Außerdem können monatliche Schwankungen auch aus der Stichprobengröße resultieren. Beides kann geschlechtsspezifisch unterschiedlich ausfallen, so dass eine zuverlässige Berechnung monatlicher Geschlechterverhältnisse nicht möglich ist.

#### **4.1.2.7 Räumliche Verteilung**

Für die Analyse zur räumlichen Verteilung von Rotwild in den UG und deren Schwankungen im Jahresverlauf wurden die Fotofallendaten verwendet. Für jeden Monat, in dem das Fotofallennetz im UG aufgebaut war, wurde die Anzahl an Rotwild (inklusive Kälber) pro Fotofalle und 24 Stunden ermittelt. Für jeden Standort wurden nur die Tage berücksichtigt, an denen die Fotofalle auch einsatzbereit war (reale Laufzeit). Tage, an denen z.B. die Akkus vorzeitig leer oder Fotofallen gestohlen waren, wurden ausgeschlossen. Lag in einem Monat die Kameraaufzeit eines Gerätes unter 10 Tagen, wurden deren Daten ausgeschlossen. Die Kontaktraten wurden der jeweiligen Rasterzelle (100 ha) zugewiesen, in der sich die Fotofallen befanden.

Je nach Auswahl des konkreten Fotofallenstandorts an Wildwechseln konnte durch die geringe Reichweite (< 10 m) eine mehr oder weniger starke Bündelung der Wildaktivität an z.B. Zwangswechseln zwischen Zäunen oder in der Nähe beliebter Orte (z.B. Suhlen, Salzlecken, Äsungsflächen) auftreten. Um solche teilweise auftretenden „Spitzen“ auszugleichen, wurde ein gewichtetes Mittel für jede Zelle mit Fotofallenstandort berechnet, bei dem der Wert der Zelle zu 50 % und der Mittelwert der anderen umliegenden, mit Fotofallen besetzten Zellen und ausreichender Datenlage ebenfalls mit 50 % einging. Diese Anzahl an Umfeldzellen konnte generell zwischen eins und acht schwanken. Bei Kameraausfällen verringerte sich die Anzahl an Nachbarzellen weiter und wurde in der Berechnungsformel berücksichtigt.

Um auch die Wintermonate mit methodisch bedingt, abgesenkten Kontaktraten (Kap. 4.1.2.6) verwenden zu können und eine Vergleichbarkeit zwischen den Monaten zu gewährleisten, wurde in einem zweiten Schritt pro Monat und UG aus allen Fotofallenstandorten ein Mittelwert berechnet. Für die weiteren Analysen wurde für jeden Fotofallenstandort der Wert berechnet, um wieviel die Kontaktrate der jeweiligen Fotofalle über oder unter dem UG- und monatspezifischen Mittelwert lag. Auf diesem Wege entstanden relative Werte, die einen Vergleich der Rotwildverteilung innerhalb des jeweils betrachteten Monats und UG ermöglicht. Zwischen den Monaten im gleichen UG und zwischen den vier UG können dabei unterschiedliche Populationsdichten vorherrschen, so dass ein direkter Vergleich der Kontaktraten zwischen den Monaten und UG nicht möglich ist.

Da nur eine Fotofalle auf 100 ha ausgebracht war, bedeutet kein Kontakt pro Monat nicht, dass kein Rotwild in der Zelle vorkam. Wenn in seltenen Fällen (Tab. 12) Fotofallen gestohlen wurden oder die Akkus vorzeitig leer waren, wurden diese seltenen Effekte durch das gewichtete Mittel teilweise ausgeglichen. Würde jedoch eine Fotofalle fast oder ganz über den betrachteten Monat ausfallen, an der sehr viel Wild wechselte, würde in dieser Zelle das hohe Rotwildvorkommen unentdeckt bleiben.

Da die Fotofallen nicht 12 Monate durchgehend im gleichen UG aufgebaut waren, entstanden in den ersten zwei Projektjahren (Mai 2017-April 2018) 12monatige, unechte Zeitreihen für alle UG und im letzten Jahr im Zuge der Fotofallen-UG-Erweiterungen echte Zeitreihen im UG2 NED (4 Monate) und im UG3 BÄR (8 Monate).

#### 4.1.2.8 Random-Encounter-Model (REM)

Das von ROWCLIFFE et al. 2008 erstmals beschriebene Verfahren zur Schätzung einer Populationsdichte umgeht die Notwendigkeit einer Markierung und Wiedererkennung einzelner Individuen innerhalb einer Population. Ausgehend von einer gleichmäßigen Verteilung der Zielart im Untersuchungsgebiet, einer geschlossenen Population und einer ausreichenden Anzahl an Fotofallen kann mit nachfolgender Gleichung die Stückzahl pro 100 ha abgeschätzt werden:

$$D = \frac{y}{t} * \pi / (v * r * (2 + W)) * G,$$

dabei steht  $y$  für die Anzahl der aufgenommenen Zielartereignisse,  $t$  für die Aufnahmezeit in Stunden,  $v$  für die Laufgeschwindigkeit der Zielart,  $r$  für den Aufnahmeradius der Kamera,  $W$  für den Aufnahmewinkel der Kamera und  $G$  für die durchschnittliche Gruppengröße der Zielart.  $y$ ,  $t$  sowie  $r$  und  $G$  können aus den Fotofallenbildern, den Gesamtdaten und dem Versuchsaufbau bestimmt werden.  $v$  errechnet sich aus den zur Verfügung stehenden Laufstrecken im konkreten Untersuchungszeitraum September bis Dezember 2018 und  $W$  aus einem einfachen Versuchsaufbau mittels Winkelberechnung im rechtwinkligen Dreieck mit zwei bekannten Seitenlängen. Zusätzlich konnte im Rahmen einer Bachelorarbeit (RÜCKER 2019) die Auslösegenauigkeit der Fotofallen bestimmt werden. Der Dichtewert  $D$  wird im Anschluss an die Berechnung mit der ermittelten Auslösegenauigkeit korrigiert.

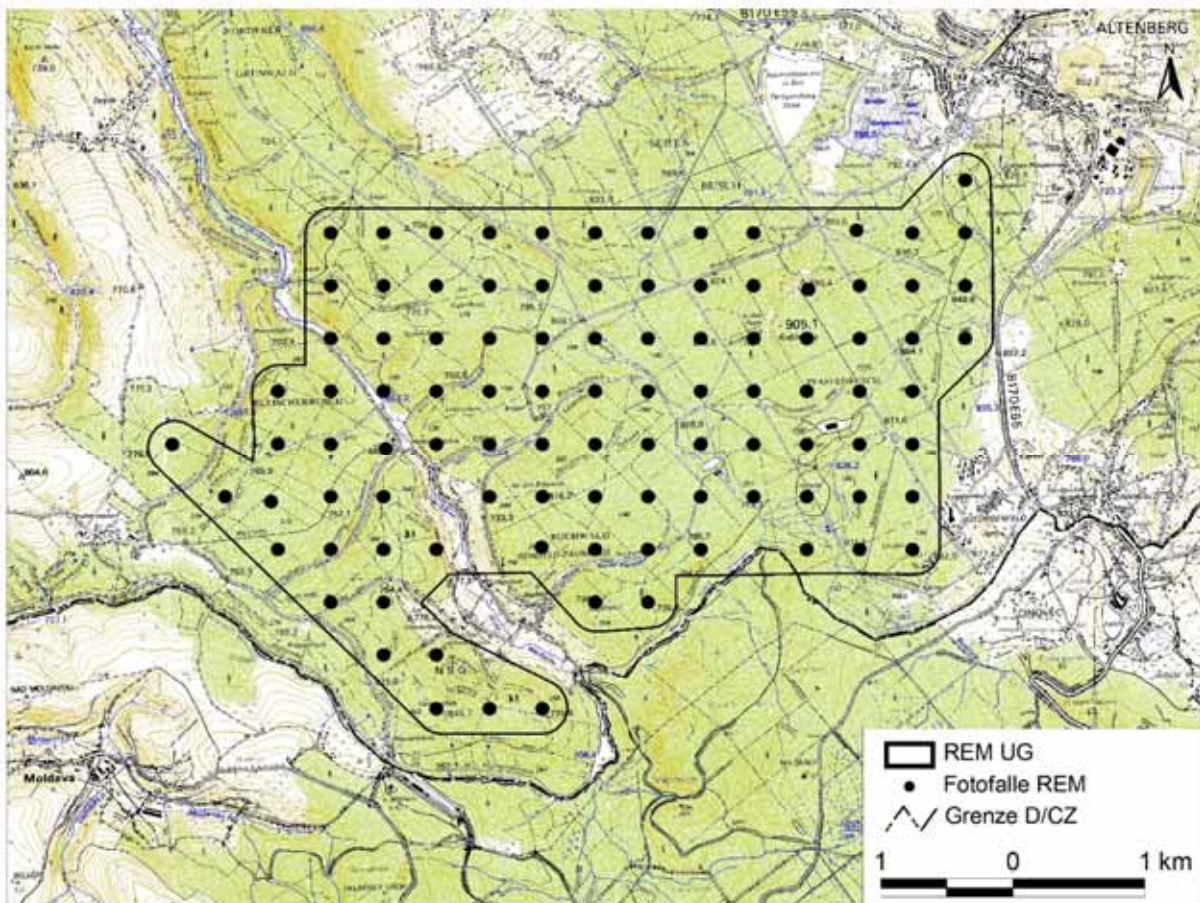


Abb. 19: Fotofallenverteilung im REM-Versuchsaufbau im Südteil des UG3 BÄR.

Realisiert wurde der REM-Versuchsaufbau im Südteil des UG3 BÄR mit 99 Fotofallen von September bis Dezember 2018 (Abb. 19) als Methodentest, um deren potenzielle zukünftige Anwendbarkeit im Erzgebirge eruieren zu können. Die Kameras wurden punktgenau im Raster (400x400 m) ausgebracht und davor zwei Pflöcke in sechs und acht Metern Entfernung eingeschlagen, um  $r$  sicher bestimmen zu können (Abb. 20). Insbesondere ist es für eine unverzerrte Schätzung wichtig, dass Kameras strikt systematisch oder randomisiert platziert werden, ohne Gebiete mit besonders hohem Wildaufkommen (wie Wildwechsel) zu bevorzugen. Der Wechsel von Akkus und Speicherkarten erfolgte monatlich.

Da keine gebietsspezifischen Rehlaufstrecken pro 24 h vorliegen, wurden dankenswerterweise Daten aus dem Schwarzwald von den Kollegen der FVA Freiburg (KÄMMERLE et al. 2017) zur Verfügung gestellt und monatspezifisch angewandt.



Abb. 20: Fotobeispiel eines Hirsches aus dem REM-Versuchsaufbau mit Entfernungspflöcken (Foto: © P. Pröls).



### 4.1.3 Ermittlung des Geschlechterverhältnisses

Die Geschlechterverhältnisse (GV) wurden ausschließlich aus Fotofallendaten abgeleitet. Die Berechnung erfolgte ausschließlich für denjenigen Teil der Population, der mindestens ein Jahr alt war. Grundsätzlich gingen Kälber in diese Berechnung nicht ein.

Legen in bestimmten Phasen, zum Beispiel während der Brunft, die Vertreter eines Geschlechts pro 24 h deutlich größere Strecken zurück oder sind deutlich mehr aktiv, ist die Wahrscheinlichkeit auch höher, von einer Fotofalle erfasst zu werden. Aus diesem Grund wurden die ermittelten GV mithilfe der Laufstrecken (Kap.5.8) korrigiert. Die GV wurden berechnet als Anzahl männlich/weiblich. Daraus ergibt sich das GV  $1(\text{♂}):X(\text{♀})$ , also bspw. 1:0,81. Für die Korrektur wurde die weibliche Zahl in diesem GV multipliziert mit dem Laufstrecken-Verhältnis männlich (z.B. Mittelwert aus 3 Monaten) zu weiblich (z.B. Mittelwert aus 3 Monaten) aus der entsprechenden Periode: Laufstrecke männlich/Laufstrecke weiblich\*Weibchenanteil (z.B. 0,81 aus 1:0,81). Die Laufstreckenkorrektur erfolgte nur für Rotwild, da für Rehe keine gebietspezifischen Laufstrecken vorlagen.

### 4.1.4 Ermittlung der Altersstruktur

Für die Ermittlung der Altersstruktur, aber auch für altersspezifische Auswertungen anderer Analysen, wurde Rotwild Altersklassen (AK) zugeordnet (Tab. 5), die jedoch nicht vollständig mit der Einteilung der Verwaltungsvorschrift (VwV) Schalenwild des Freistaates Sachsen übereinstimmen. Abweichend erfolgte keine Unterteilung der Hirsche ab dem zweiten Lebensjahr, da diese auf den Fotofallenbildern nicht sicher unterschieden werden konnten. Dementsprechend finden sich die Hirsche der jagdlichen Altersklassen (VwV Schalenwild; AK2: 2-4jährig; AK3: 5-9jährig; AK4: ab 10jährig) zusammengefasst in unserer AK II m wieder. Für den Wechsel zur nächst höheren Klasse wurde sich am Jagdjahr (01. April-31. März) orientiert.

Tab. 5: Altersklasseneinteilung.

AK 0	Kälber beider Geschlechter (man kann das Geschlecht in dieser AK nicht sicher unterscheiden)
AK I w	weibliche einjährige Tiere ("Schmaltiere")
AK I m	männliche einjährige Tiere ("Schmalspießer")
AK II w	weibliche mehrjährige Tiere ("Alttiere")
AK II m	männliche mehrjährige Tiere ("Hirsche")
AK X w	Keine Unterscheidung zwischen AK I w und AK II w möglich
AK X m	Keine Unterscheidung zwischen AK I m und AK II m möglich
AK X	Geschlecht und Altersklasse unbekannt

Bei mehrjährigen Tieren beider Geschlechter ist eine präzise Altersbestimmung auf Fotos nicht möglich, deshalb erfolgte keine weitere Unterscheidung. Konnte zwischen der AK I und der AK II

nicht unterschieden werden, z.B., wenn nicht der ganze Körper abgebildet war, wurden die Tiere bei bekanntem Geschlecht in die AK X m bzw. AK X w eingestuft. Es wurde unterstellt, dass die Wahrscheinlichkeiten ein Stück der AK I oder der AK II nicht zuordnen zu können, gleich hoch sind und damit das Verhältnis beider Klassen bei den Erkannten und bei den Unerkannten gleich ist. Deshalb wurde bei der Ermittlung der Anteile einzelner AK den AK X m und AK X w das Verhältnis aus der Erkannten-Stichprobe zugewiesen und diese errechneten Anteile dann den jeweiligen AK I oder AK II zugerechnet.

In sehr seltenen Fällen konnte auch das Geschlecht nicht erkannt werden, z.B., wenn nur ein Rücken abgebildet war. Diese Individuen wurden in die AK X eingegliedert und in der weiteren Auswertung nicht weiter betrachtet.

Bei Analysen, die über den Jagdjahreswechsel hinausgingen, wurden die Stücken für den Monat April unverändert in der vorherigen AK weitergeführt: Kälber als Kälber und Schmaltier/Schmalspießer als ebensolche. Das erfolgte, damit keine Datensprünge durch den Altersklassenwechsel entstehen.

#### Altersbestimmung adulten Rotwildes mittels Zahnschnitt

Im Zuge des Fotofallenmonitorings konnte bei Rotwild ab zwei Jahren keine jahrgenaue Alterszuordnung erfolgen und Hirsche und Alttiere ab dem 2. Lebensjahr wurden ohne Differenzierung jeweils in die AK II eingeordnet. Um die Verteilung innerhalb dieser Altersklasse weiter zu untersetzen, wurden von erlegtem Wild (vor allem weibliches Wild) Unterkiefer gesammelt (Jagdjahr 2017/18 in allen UG bevorzugt auf Gesellschaftsjagden). Im Jagdjahr 2018/19 war dies auf die Untersuchungsgebiete UG2 NED (Gesellschaftsjagd) und UG3 BÄR (Einzelansitz und Gesellschaftsjagd) eingeschränkt. Die Entnahme eines Unterkieferastes erfolgte am toten Stück mit einer Bosch Professional GSA 12 V Akkusäbelsäge. Nach Notieren der Wildmarkennummer, Erlegungsdatum und -ort wurden die Unterkiefer einzeln verpackt eingefroren.

Zur detaillierten Altersbestimmung wurden die im Zahnzement sichtbaren Jahreslinien gezählt. Diese entstehen, da zeitlebens Zahnzement an die Zahnwurzel angelagert wird, um auch bei Abnutzung der Zähne einheitliche Kauflächen beizubehalten und den Zahn fest zu verankern. Da bei schlechter Witterung im Winter durch reduzierten Stoffwechsel weniger Zahnzement angelagert wird, entstehen Jahreslinien. Um diese zählen zu können, wurden nach dem Abkochen des Unterkieferastes zunächst ein oder mehrere Zähne (vorzugsweise die Incisivi oder Prämolaren) entnommen. Mittels einer Dünnschliff-Hochpräzisionssäge wurden dünne (50-100 µm) Schnitte in die Zahnwurzel ausgeführt. Die anschließende Auswertung erfolgte unter einem Mikroskop, ausgestattet mit polarisiertem Licht (HABERMEHL 1985, ANSORGE et al. 1999). Bringt man die so ermittelte Zahl der Linien im Zahnzement in Beziehung mit der zeitlichen Abfolge des Zahnwechsels, lässt sich das exakte Alter des Tieres schnell und sicher bestimmen, auch ohne aufwändige Einfärbung der Schnitte (Abb. 21).

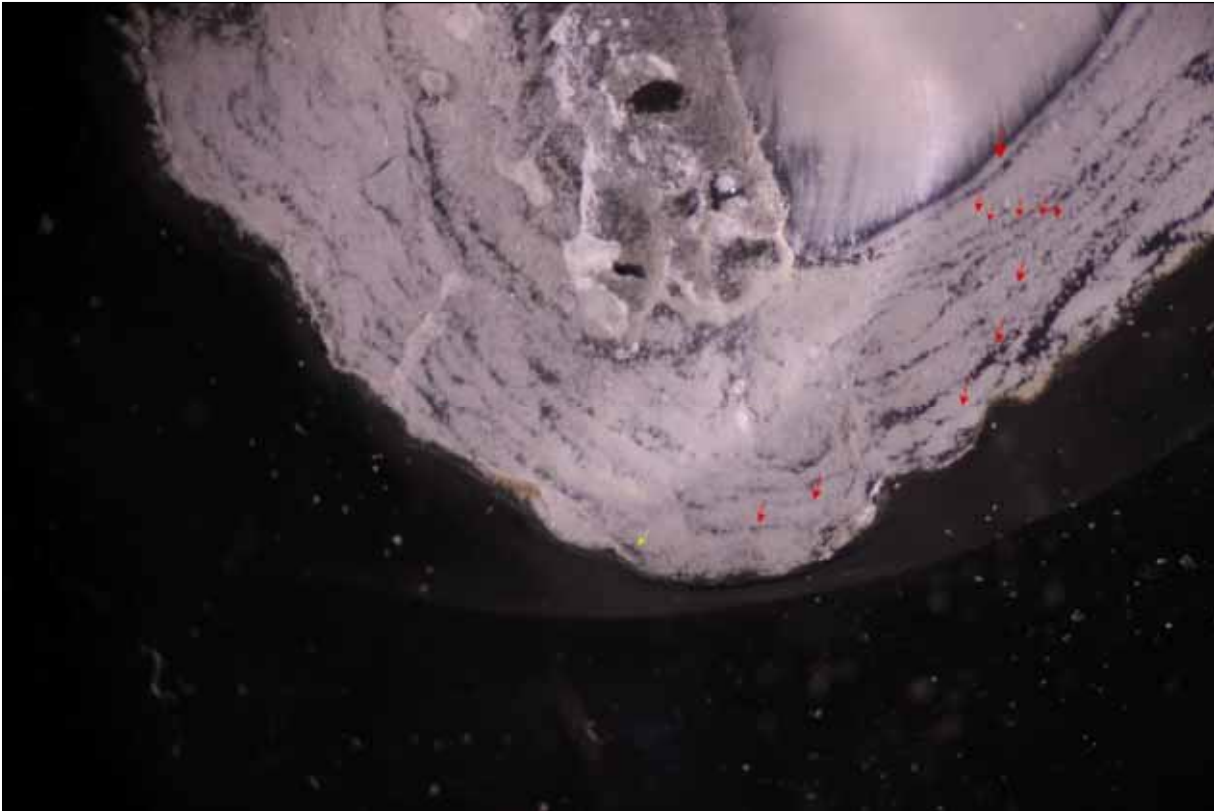


Abb. 21: Zahnschnitt mit markierten Zementzonenlinien (Foto: © P. Pröiß).

#### Modell der Altersstruktur der lebenden Rotwildpopulation

Neben dem Geschlechterverhältnis und der AK-Anteile in der lebenden Population spielt auch die konkrete Altersstruktur eine Rolle. Aus diesem Grund wurde auch versucht, ein Modell der Altersstruktur der lebenden Rotwildpopulation zu erarbeiten und dafür die AK II beider Geschlechter mit dem konkreten Alter zu untersetzen.

Den Grundstock der UG-spezifischen Alterspyramiden bildeten die mittleren, geschlechtsspezifischen Anteile der AK I und AK II aus den Fotofallendaten (Abb. 22 - Abb. 25) ohne Beachtung der Kälber, so dass die Darstellungen den Frühjahrsbestand abbilden. Der jeweilige Anteil der AK II w wurde nach der Verteilung des konkreten Alters aus den Zahnschnitten des erlegten Wildes aufgeteilt. Dem Modell liegt die Annahme zugrunde, dass keine Selektion eines bestimmten Alters bei der Erlegung von Alttieren erfolgte und so die Altersverteilung bei den Alttieren in etwa der der lebenden Population entspricht. Diese für weibliches Rotwild zuverlässige Methode ist für die Bestimmung der Altersstruktur von Hirschen nicht geeignet, weil deren Abschuss im Gegenteil zu weiblichen Tieren einer starken altersbedingten Selektion unterliegt.

## 4.2 Populationsparameter

### 4.2.1 Geschlechterverhältnis

Daten zur Populationsstruktur mit den wichtigen Parametern Geschlechterverhältnis und Altersstruktur sind wesentliche Kriterien für eine zielorientierte Bejagung und ebenfalls als Indikator für die Erfolgskontrolle geeignet.

#### Rotwild

Nachfolgend (Tab. 6) sind die Geschlechterverhältnisse adulten Rotwildes dargestellt. Da diese Daten aus Fotofallen erhoben wurden, musste zwingend eine Korrektur über die geschlechtsspezifischen Laufstrecken (Kap. 5.8) mit Zeitbezug erfolgen, um die zeitweise Verschiebung der Erfassungswahrscheinlichkeit während Zeiten mit geschlechtsspezifischen Unterschieden in den Laufstrecken pro 24 h (z.B. Brunft) auszugleichen. In der Tabelle sind diejenigen GV grün markiert, deren Korrekturfaktor am höchsten (meist bei 20 %) war.

Tab. 6: Übersicht zum Geschlechterverhältnis beim adulten Rotwild pro Fotofallenerfassungszeitraum.

Rotwild Zeitraum	Eibenstock		Neudorf		Bärenfels		Neustadt	
	(n)	korr. m:w	(n)	korr. m:w	(n)	korr. m:w	(n)	korr. m:w
05-07/2016	383	1:0,79	1994	1:1,79				
08-10/2016					572	1:1,29	341	1:1,62
11-01/2017	119	1:0,97	1276	1:2,21				
02-04/2017	153	1:1,30	823	1:2,64				
05-07/2017					572	1:1,82	383	1:1,80
08-10/2017	226	1:1,16	1144	1:1,60				
11-01/2018					210	1:1,38	203	1:1,05
02-04/2018					280	1:1,32	209	1:1,06
05-07/2018 (NED bis 08)			1551 E 2432	1:3,22 E 1:2,62	454 E 677	1:1,57 E 1:1,98		
08-10/2018					486 E 654	1:1,33 E 1:1,54		
11-12/2018					114 E 230	1:1,92 E 1:1,78		
Mittelwert		1:1,06		1:2,29 E 1:2,17		1:1,52 E 1:1,59		1:1,38

(E=mit Erweiterung, grün=höchste Korrektur durch Laufstrecken)

Im UG1 EIB herrscht scheinbar ein relativ ausgeglichenes GV vor. Die Werte der einzelnen Erfassungszeiträume streuen um das Mittel 1:1,06. Die Differenzen zwischen den einzelnen Erhebungen gehen vermutlich nicht auf systematische, saisonale Unterschiede zurück.

Im UG2 NED wurde im Mittel mit 1:2,29 das am stärksten zum Kahlwild verschobene GV gefunden. Auch hier (wie im UG1) streuen die Einzelwerte zum Teil erheblich. Bei den Beprobungen von Mai 2016 bis April 2017 war die Verschiebung noch geringer. Beim letzten

Fotofallenzyklus nach zwei Jahren Rotwildreduktion im Mai-Aug 2018 wurde mit 1:3,22 im langfristig betriebenen Fotofallennetz die stärkste Verschiebung dokumentiert.

Im UG3 BÄR waren zwischen den Gebieten ohne und mit Fotofallennetzerweiterung nur minimale Unterschiede festzustellen, so dass von ähnlichen Verhältnissen in dem großen zusammenhängenden Waldkomplex (Fotofallennetz mit Erweiterung) ausgegangen werden kann. Die Werte schwanken auch hier deutlich um den Mittelwert 1:1,59 sind jedoch deutlich weniger zugunsten des Kahlwildes verschoben als im UG2 NED. Wie in den bisher betrachteten UG gehen die Schwankungen im UG3 ebenfalls nicht auf systematische, saisonale Veränderungen in der Populationsstruktur zurück. Das im Zuge der Frischkotgenotypisierung (TRÖBER et al. 2021) im Herbst 2016 in einem Testgebiet (Revier Rehefeld) ermittelte Geschlechterverhältnis von 1:1,9 bis 1:2 (n=130 Individuen) liegt zwar leicht über dem nach Fotofallen errechneten Mittelwert, ist aber auch nicht direkt vergleichbar mit dem UG3 BÄR.

Im UG4 NES liegt mit im Mittel 1:1,38 nur eine minimale Verschiebung zum weiblichen Wild vor. Die Werte im Winter und zeitigen Frühjahr sind fast ausgeglichen. Das GV im Sommer und Herbst ist stärker zum Kahlwild verschoben und liegt bei 1:1,6 bis 1:1,8.

Da über Fotofallen das Geschlecht von Rotwildkälbern nur sehr unsicher angesprochen werden kann, können dazu keine verlässlichen Angaben gemacht werden. Geht man davon aus, dass in der Verwaltungsjagd beim Abschuss von Kälbern nicht nach Geschlecht selektiert wird, so kann man über die Anzahl erlegter männlicher und weiblicher Kälber das Geschlechterverhältnis der Kälber schätzen, auch wenn dies mit einer gewissen Unsicherheit verbunden ist.

Das GV der Kälber aus der Jagdstreckenanalyse wurde vom SBS forstbezirksspezifisch durchgeführt. In der Regel war ein leichter Überhang von weiblichen Kälbern in der Strecke festzustellen. Es ist deshalb zu vermuten, dass in allen UG Rotkälber mit einem relativ ausgeglichenen GV gesetzt werden.

Die in einigen UG festgestellten deutlich verschobenen Geschlechterverhältnisse müssen unbedingt bei der zukünftigen Abschussplanung und -umsetzung berücksichtigt werden.

### Rehwild

Auch für adulte Rehe wurden GV aus den Fotofallendaten abgeleitet (Tab. 7). Im UG2 NED lag nur eine geringe Verschiebung (1:1,32) zugunsten der Ricken vor. In allen anderen UG waren die GV sehr deutlich zum weiblichen Rehwild verschoben und lagen oberhalb von 1:2. Im UG4 NES erreichte es sogar fast 1:3.

Wie beim Rotwild muss auch beim Rehwild das teilweise deutlich zugunsten des weiblichen Wildes verschobene GV bei der Ermittlung des jagdlich nutzbaren Zuwachses berücksichtigt werden.

Tab. 7: Übersicht zum Geschlechterverhältnis beim Rehwild pro Fotofallenerfassungszeitraum.

Rehwild	Eibenstock		Neudorf		Bärenfels		Neustadt	
	(n)	m:w	(n)	m:w	(n)	m:w	(n)	m:w
05-07/2016	184	1:1,49	361	1:1,26				
08-10/2016					343	1:2,06	387	1:4,38
11-01/2017	36	1:5,00	221	1:1,55				
02-04/2017	58	1:0,61	170	1:0,75				
05-07/2017					412	1:1,58	442	1:1,78
08-10/2017	161	1:1,30	266	1:1,69				
11-01/2018					85	1:4,31	210	1:3,04
02-04/2018					188	1:1,81	247	1:2,13
05-07/2018			378	1:1,11	414	1:1,38		
			642	E 1:1,19	E 597	E 1:1,45		
08-10/2018					390	1:1,60		
					E 380	E 1:1,46		
11-12/2018					90	1:3,09		
					E 145	E 1:2,02		
Mittelwert		1:2,10		1:1,27 E 1:1,32		1:2,26 E 1:2,10		1:2,83

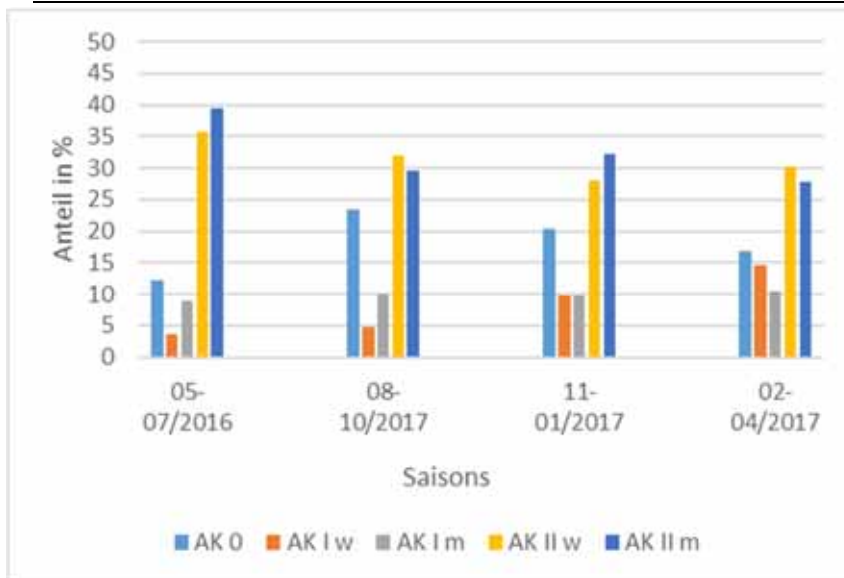
#### 4.2.2 Saisonale Variation von Geschlechter- und Altersklassenverhältnissen

Im Jahresverlauf war in allen UG eine teils voneinander abweichende Dynamik bei den Geschlechter- und Altersklassenverhältnissen nachweisbar (Abb. 22 - Abb. 25). Zu beachten ist, dass die Daten im Jahresverlauf dargestellt sind und entsprechend der jeweiligen Fotofallenzyklen die Reihenfolge nicht immer chronologisch ist, so dass unechte Zeitreihen entstehen. Die Anteile der AK X sind nicht mit abgebildet.

11 % des erfassten Rotwildes im UG1 EIB (Abb. 22) konnte keiner AK zugeordnet werden und wurde in die AK X (unbekannt) eingestuft.

Im Jahresverlauf sind folgende Trends erkennbar: Zwischen Mai und Juli ist der Anteil der Kälber noch gering, da diese noch nicht regelmäßig ihrer Mutter folgen. Diese Beobachtung gilt vergleichbar auch für die anderen UG. Im Spätsommer/Herbst gleicht sich das Verhältnis Alttier/Kalb aus, weil die Kälber jetzt fast vollständig mit der Mutter ziehen. Die im Frühjahr und Frühsommer häufig nachgewiesenen Hirsche (AK II m) verlagern ihre Aktionsräume im Spätsommer und zur Brunft traditionell auf den tschechischen Erzgebirgskamm mit seinen ausgeprägten Moorkomplexen (Kap. 5.7.2). Vom Herbst über den Winter zum Frühjahr sinkt der Anteil der Kälber, so dass sich auch in diesen Daten der Kälberabschuss widerspiegelt. Der Anteil der Alttiere ist im Frühjahr doppelt so hoch wie der der Kälber, so dass etwa 50 % der Alttiere ihr Kalb behalten haben. Im gesamten Jahr ist das Verhältnis der Anteile der Alttiere und Hirsche zueinander relativ ausgeglichen.

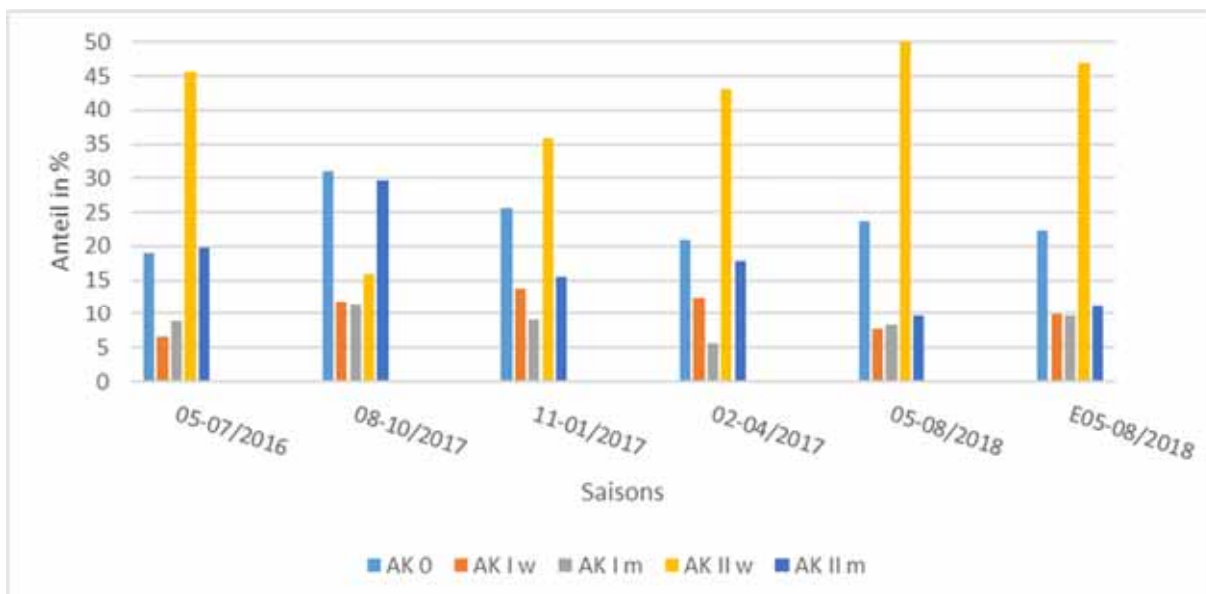




GV (korr.)	1:0,79	1:1,16	1:0,97	1:1,3
Saisons	05-07/2016	08-10/2017	11-01/2017	02-04/2017

Abb. 22: Verteilung der erfassten Altersklassenanteile von Rotwild bei unterschiedlichen Fotofallenmonitoringzeiträumen (unechte Zeitreihe) im UG1 EIB.

15 % des erfassten Rotwildes im UG2 NED (Abb. 23) konnte keiner AK zugeordnet werden und wurde in die AK X (unbekannt) eingestuft. In der Brunftsaison 2017 lag dieser Anteil sogar bei 26 %, was möglicherweise den niedrigen Anteil der AK II w erklärt.



GV (korr.)	1:1,79	1:1,6	1:2,21	1:2,64	1:3,22	1:2,62
Saisons	05-07/2016	08-10/2017	11-01/2017	02-04/2017	05-08/2018	E 05-08/2018

Abb. 23: Verteilung der erfassten Altersklassenanteile von Rotwild bei unterschiedlichen Fotofallenmonitoringzeiträumen (unechte Zeitreihe) im UG2 NED (ohne und mit (E) Erweiterung).

Der Anteil der Hirsche (AK II m) sinkt vom Anfang des Projektes bis zur letzten Datenerhebung im Sommer 2018 stetig. Diese Beobachtung spiegelt genauso wie das zunehmend zugunsten des weiblichen Wildes verschobene GV einen möglichen stärkeren Gesamt-Eingriff (über alle Jagdbezirke) in den männlichen Teil der Gesamtpopulation während der seit 2016 andauernden

Reduktionsphase wider. Die hier beobachtete Entwicklung ist - trotz höherer relativer Anteile weiblicher Tiere in der Jagdstrecke des Forstbezirkes Neudorf - typisch für den Einfluss einer intensivierten Bejagung auf Populationen mit sehr stark weiblich dominiertem Ausgangs-GV. Im Gesamtgebiet mit Fotofallen-Erweiterung war im Frühsommer 2018 der insgesamt im UG2 niedrige Hirschanteil etwas höher als im Ursprungs-Fotofallennetz, was dafürspricht, dass in dem relativ kleinen Erweiterungsgebiet Hirscheinstände liegen. Ein Absinken des Kälberanteils vom Herbst in Richtung Frühjahr belegt den Kälberabschuss. Im Frühjahr liegt der Kälberanteil bei etwa 50 % des Alttierwertes, so dass etwa 50 % der Alttiere ihre Kälber behalten haben.

In Abb. 24 (UG3 BÄR) ist eine echte Zeitreihe (ohne Erweiterung) dargestellt.

Mit einem Anteil von höchstens 8 % an unbestimmbaren Individuen der AK X gab es nur geringe Zuordnungsprobleme. Über das gesamte Jahr bleibt der Anteil der AK I (m&w) bei ca. 20 %, nur im Frühjahr liegt er etwas niedriger. Der Anteil der Hirsche der AK II m ist von Mai bis Juli etwas geringer als im Frühjahr, was für ein teilweises Abwandern in Sommereinstände außerhalb des UG3 spricht (Kap. 5.4). Zur Brunft stieg ihr Anteil dann wieder etwas an, da im südlichen Teil des UG3 bedeutende Brunftgebiete liegen. Dies könnte der Fall sein, weil ein Teil der Hirsche nur zur Brunft aus angrenzenden Hirscheinständen ins UG3 zieht und es danach wieder verlässt.

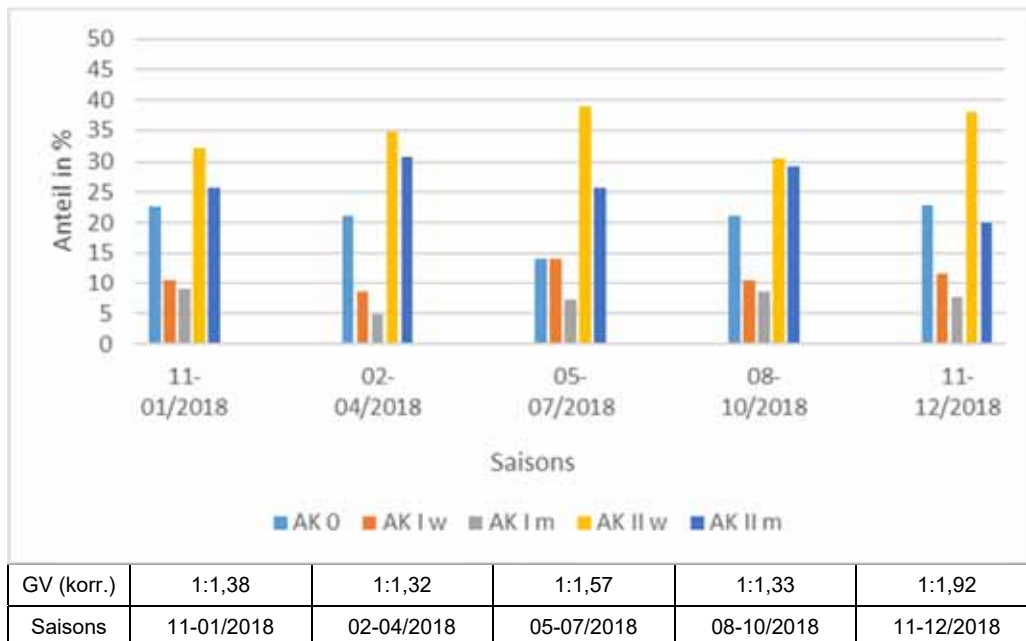


Abb. 24: Verteilung der erfassten Altersklassenanteile von Rotwild bei unterschiedlichen Fotofallenmonitoringzeiträumen (echte Zeitreihe) im UG3 BÄR 2018 ohne Erweiterung.

Die Absenkung des Kälberanteiles im Verlauf der Jagdzeit fällt deutlich geringer aus, als in den UG1 EIB und UG4 NES. Im Frühjahr liegt der Kälberanteil bei etwa 60 % des Alttierwertes, so dass etwa 60 % der Alttiere ihre Kälber behalten haben.

Beim Vergleich der Ergebnisse des Fotofallennetzes mit und ohne Erweiterung zeigte sich für das Gesamtgebiet (mit Erweiterung) ein höherer Anteil an Alttieren, der sich auch im stärker

zugunsten des weiblichen Wildes verschobenen GV widerspiegelt. Scheinbar liegen in den zusätzlichen Flächen keine oder nur unbedeutende Hirscheinstände.

10 % des erfassten Rotwildes im UG4 NES (Abb. 25) konnte keiner AK zugeordnet werden und wurde in die AK X (unbekannt) eingestuft. Über das gesamte Jahr bleibt der Anteil der AK I für beide Geschlechter zusammen bei ca. 20 %.

Der Hirschanteil ist im Sommer und zur Brunft geringer als im Winter. Der alte Hirsch H30 bestätigt diese Annahmen. Im Sommer und zur Brunft hielt er sich größtenteils in Tschechien auf, wobei die Daten eines Individuums nicht verallgemeinerbar sind.

Im Verlauf der Jagdzeit von Herbst bis zum Frühjahr sinkt der Anteil der Kälber deutlich, was auf die intensive Bejagung dieser Altersklasse hindeutet. Danach führen noch 40 % aller Alttiere ihre Kälber.

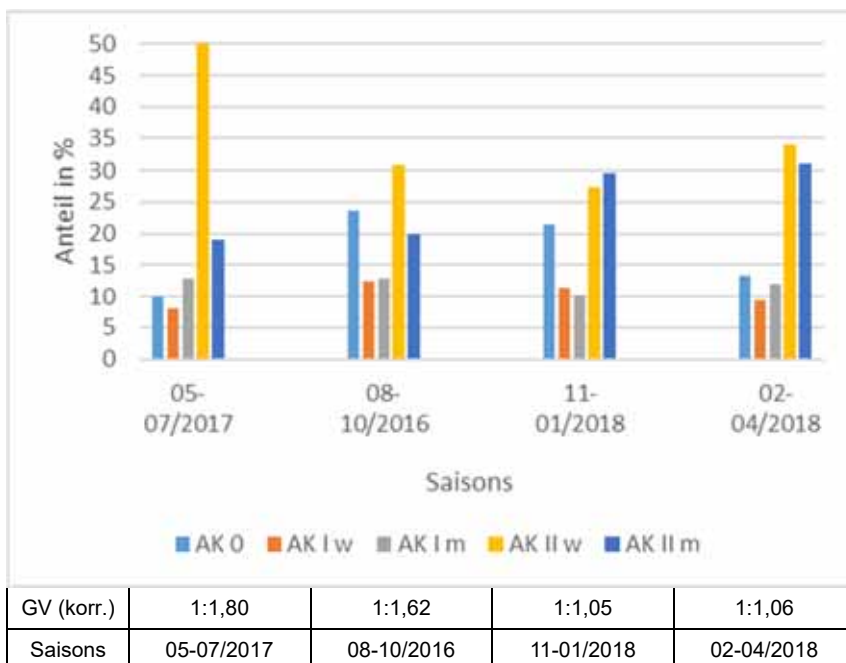


Abb. 25: Verteilung der erfassten Altersklassenanteile von Rotwild bei unterschiedlichen Fotofallenmonitoringzeiträumen (unechte Zeitreihe) im UG4 NES.

Zusammenfassend sind in Abb. 26 vergleichend die Altersklassenverteilungen der Frühjahrsbestände (Februar-April) der vier UG dargestellt, wobei für die AK X jeweils die Verteilung der anderen Klassen unterstellt wurde. In der untersuchten Teilpopulation des UG4 NES wurden im Verhältnis zu den Alttieren mutmaßlich relativ viele Kälber erlegt, wie das Verhältnis Alttiere zu Kälbern (Abb. 26) zeigt. In den Teilpopulationen der UG1 EIB und UG2 NED wurden mutmaßlich etwa 50 % der Kälber erlegt, da der Alttieranteil in der lebenden Population am Jagdjahresende etwa doppelt so hoch wie der Kälberanteil war (Abb. 26). Der Alttieranteil (43 %) im UG2 NED war im Frühjahr 2017 im Vergleich zu den anderen UG besonders hoch, was auch mit dem verschobenen Geschlechterverhältnis zusammenhängt, und sorgt dementsprechend für ein höheres Zuwachsprozent der Gesamtpopulation. Der Abschuss an Kälbern in der Teilpopulation des UG3 BÄR war im Jagdjahr 2016/17 scheinbar besonders hoch, wie der geringe Anteil der Einjährigen (Abb. 26) belegt. Im Vergleich dazu war

er im Jagdjahr 2017/18 möglicherweise geringer, wie das Verhältnis der Kälber zu den Alttieren zeigt, oder es wurden in dem Jagdjahr verstärkt Alttiere erlegt.

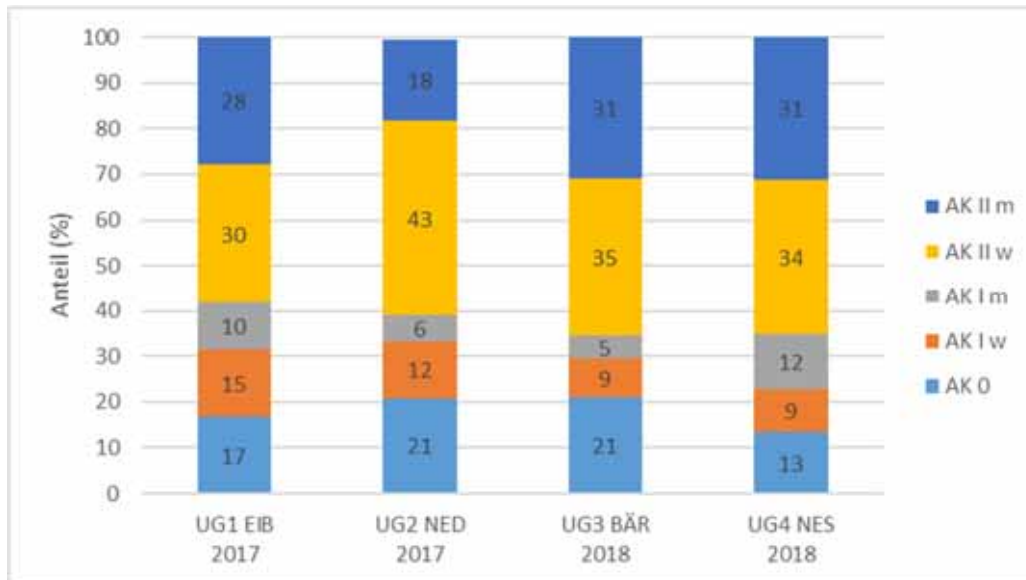


Abb. 26: UG-spezifische Verteilung der Altersklassenanteile von Rotwild im Frühjahr (Februar - April).

### Ergebnisse Alterspyramiden

In Abb. 27 sind die modellierten Alterspyramiden aus den UG2 NED und UG3 BÄR dargestellt, wobei für die AK II m nur der Mittelwert abgebildet werden konnte. Im UG2 NED gingen 64 und im UG3 BÄR 18 altersbestimmte Alttiere aus den Jagdjahren 2017/18 und 2018/19 für die Untersetzung der AK II w ins Modell ein. Für die anderen beiden Untersuchungsgebiete lagen zu wenige Altersangaben erlegter Alttiere (UG1 EIB: 2; UG4 NES: 2) vor.

Insgesamt zeigte sich, dass im UG2 und UG3 neben vielen jüngeren und mittelalten Alttieren auch Vertreterinnen mit einem Alter um die 10 Jahre vorkommen. Von den jeweils zwei Alttieren mit Zahnschnitt aus den anderen UG war auch jeweils ein altes Alttier (UG1 EIB: 11 Jahre; UG4 NES: 10 Jahre) vertreten und belegt zusammen mit der Altersverteilung der besenderten Individuen (Tab. 19) sowie dem mindestens 21jährigen Senderalttier (Kap. 5.4.1) aus einem früheren Projekt (NITZE et al. 2006), dass in allen vier UG regelmäßig auch alte Alttiere vorkommen.

Im Vergleich zum UG3 BÄR fallen im UG2 NED die höheren Anteile der jüngeren Alttiere und der Schmaltiere auf. Sie deuten darauf hin, dass in den letzten 3-4 Jahren vor der Unterkiefersammlung ein höherer Anteil an weiblichen Kälbern nicht erlegt wurde und so in die nächst höhere Altersklasse einwachsen konnte, was für Abschusszahlen unterhalb des Zuwachses spricht.

Bei den besenderten Hirschen (Tab. 19) und auch bei der Fotofallenüberwachung an Wechsellern und an den Ansitzstellen waren regelmäßig auch ältere Hirsche zu erkennen, auch wenn deren Alter nur grob geschätzt sowie ihr Populationsanteil nicht ermittelt werden konnte. Lediglich im UG1 EIB wurden Hirsche mit einem geschätzten Alter  $\geq 8$  Jahren nur sehr selten beobachtet.



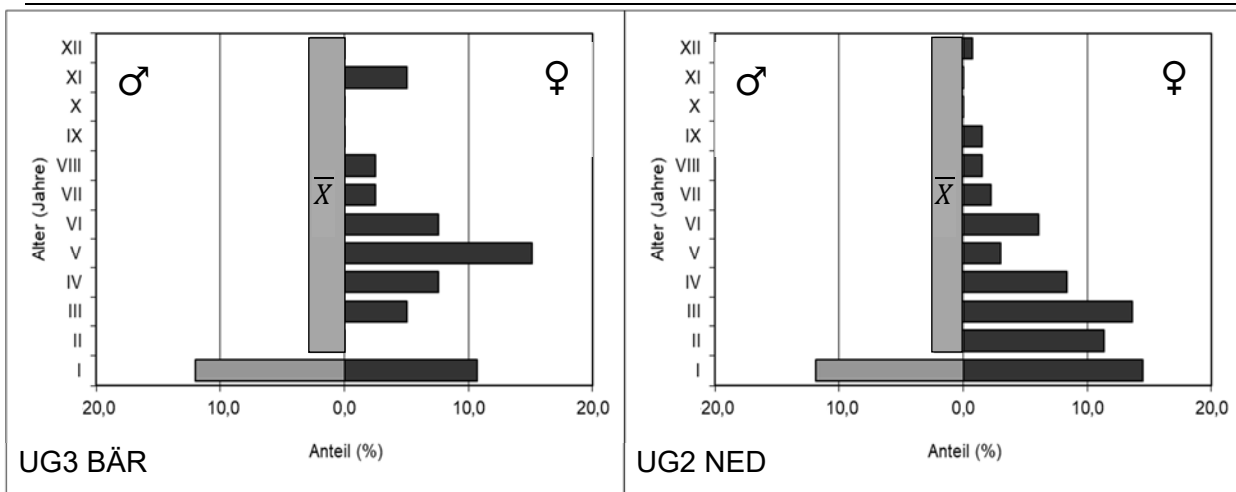


Abb. 27: Modell einer Altersstruktur der lebenden Rotwildpopulation in den UG3 BÄR und UG2 NED auf Grundlage von Fotofallendaten und Zahnschnitten aus dem gesamten Untersuchungszeitraum.

### 4.2.3 Rudelgrößen

Im Vergleich zu den ermittelten, relativen und absoluten Frühjahrsdichten (Kap. 4.4.2.5 & 4.4.3.1) und den dabei festgestellten, teilweise deutlichen Populationsdichtedifferenzen zwischen den UG ergaben sich nur minimale Unterschiede in den durchschnittlichen Rudelgrößen aus den Fotofallendaten (Abb. 28; inkl. Einzelstücken). Diese Unterschiede zwischen den UG sind genauso wie die minimalen, saisonalen Schwankungen innerhalb eines UG im Vergleich zur Streuung nicht von Bedeutung. Größere Rudel (>10 Stück) wurden nur selten im UG2 NED und ausnahmsweise im UG3 BÄR nachgewiesen.

Vergleichend dazu wurden auch die Rudelgrößen aus den parallel durchgeführten Distance-Sampling-Durchgängen, jedoch nur für die Detektionen im Wald, ermittelt. Da sich kleinere Rotwildgruppen beim Aufenthalt im Offenland gern zu größeren Äsungsgemeinschaften zusammenschließen, waren die Rudelgrößen der Offenlanddetektionen etwa doppelt so groß wie die im Wald (UG3 BÄR: Wald = 2,9 & Offenland = 5,2; UG4 NES: Wald = 2,3 & Offenland = 5,5; UG1 & UG2 zu wenig Offenlanddetektionen) und deshalb für einen Vergleich zu den Fotofallendaten ungeeignet.

Die Rudelgrößen nach DS liegen bis auf einen Fall grundsätzlich etwas bis deutlich über den Werten der Fotofallen (Abb. 28). Fehlerquellen hierfür könnten das Wechseln einzelner Individuen hinter der Fotofalle, in dichter Vegetation oder sehr weit im Hintergrund sowie verspätete Auslösung der Fotofalle sein. Weitere, theoretisch mögliche Unterschätzungen können nicht ausgeschlossen werden, dürften aber nur in geringem Maße aufgetreten sein. Der Fotofallentest (Kap. 4.4.2.7) im Gehege mit paralleler Videodauerüberwachung bescheinigte dem Fotofallenmodell insgesamt eine geringe Fehleranfälligkeit.

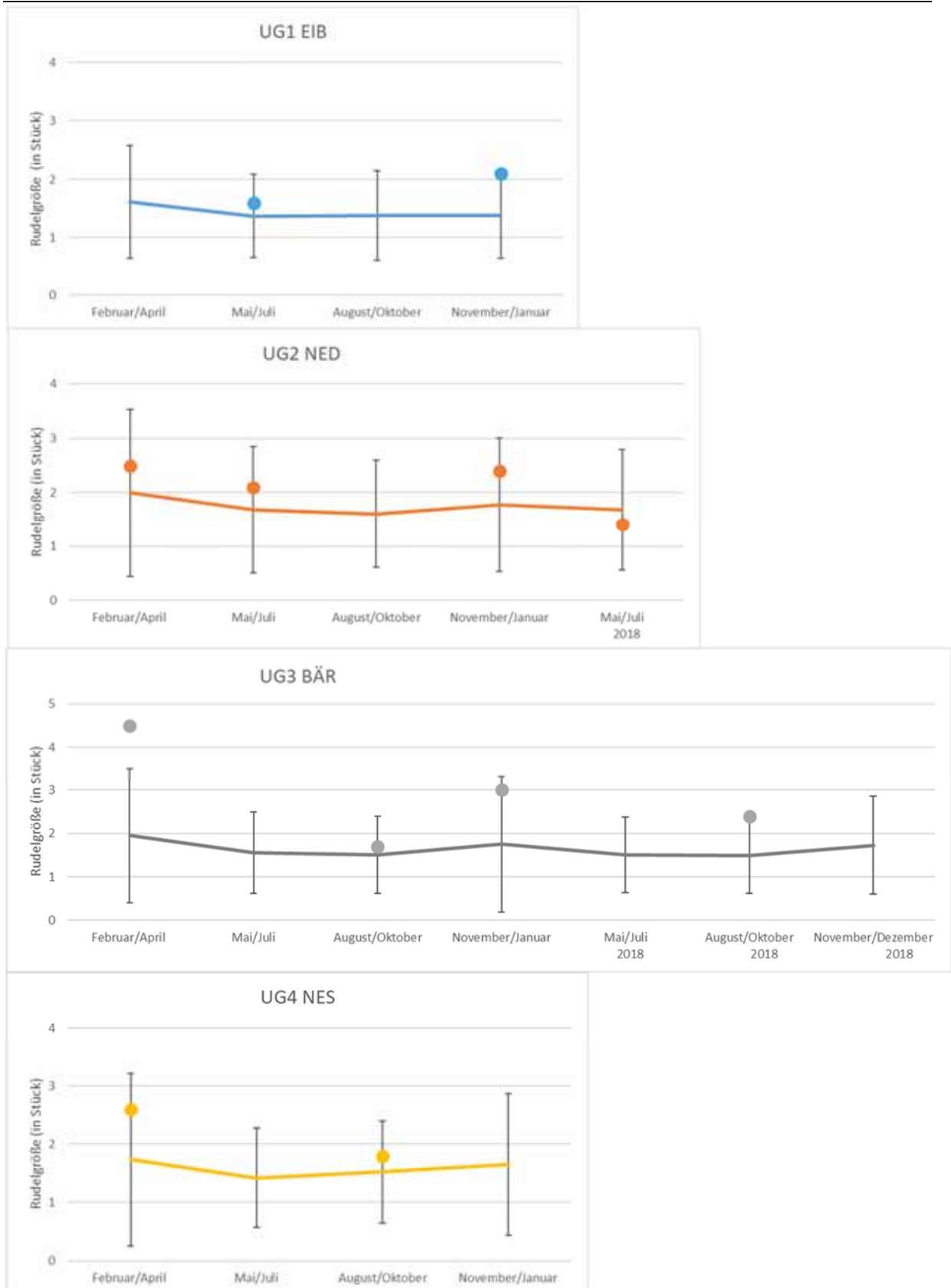


Abb. 28: Saisonale Entwicklung der mittleren Rudelgrößen aus Fotofallendaten (Linien; arithmetisches Mittel; inkl. SD) und DS-Beprobung (Punkte) von Rotwild in den vier UG.

## 4.2.4 Reproduktionsparameter

### Rotwild

Aus den Fotofallendaten lassen sich keine sicheren Reproduktionsraten für Rotwild ableiten. Eine Ermittlung des Anteils führender Alttiere war zu unsicher, da in den ersten Lebensmonaten bis zum 01. August (Beginn der Bejagung) die Kälber noch abgelegt werden und nicht immer mit den Muttertieren mitziehen. Eine präzise Ermittlung des Anteils reproduzierender Alttiere kann nur über Uterusuntersuchungen ab Ende Oktober durchgeführt werden. Aussagen zur Anzahl der individuell geführten Kälber können jedoch getroffen werden. In allen Fällen mit nur einem führenden Alttier pro Ereignis (n=744) konnte fast immer nur ein Kalb bestätigt werden. Lediglich in 9 Fotofallenereignissen wurden je zwei und in 2 Fotofallenereignissen je 3 Kälber mit einem einzelnen Alttier fotografiert. Ob sich andere Alttiere in diesen wenigen Ereignissen im Fotofallenumfeld befanden, kann nicht ausgeschlossen werden. Eindeutige Hinweise auf Zwillingssäuger konnten deshalb nicht gefunden werden.

Tab. 8: Übersicht der Kälberanzahl/anteile pro Alttier (bis 31. Juli).

Kälberanzahl pro Alttier	UG1 EIB (absolut/relativ)		UG2 NED (absolut/relativ)		UG3 BÄR (absolut/relativ)		UG4 NES (absolut/relativ)	
1	40	100	506	98,3	158	98,8	29	100
2	0	0	8	1,6	1	0,6	0	0
3	0	0	1	0,1	1	0,6	0	0
n	40		515		160		29	

### Rehwild

Für die Ermittlung der Reproduktionsraten wurden nur die Monate April bis August betrachtet, da nach Beginn der Jagdzeit ansonsten schon Kitze abschussbedingt fehlen könnten. Im UG1 EIB (Tab. 9) wird deutlich, dass bei Rehwild Zwillingssgeburten häufiger sind als in den anderen UG und einzelne Drillinge auftreten. Im UG1 EIB war die durchschnittliche Anzahl an gezählten Kitzen pro führender Ricke am höchsten, die Werte der anderen drei UG lagen niedriger. Dies könnte mit inter- und intraspezifischem Populationsdruck (STUBBE 1997) und damit einhergehenden verringerten Reproduktionsraten zusammenhängen. Im UG2 NED ist die Rehwilddichte zwar gering, aber die Rotwilddichte relativ hoch (Kap. 4.4.3). In den UG3 BÄR und UG4 NES wurden hohe Rehichten ermittelt (Kap. 4.4.1).

Tab. 9: Übersicht der Kitzanzahl/anteile pro Ricke (bis 31. August).

Kitzanzahl pro Ricke	UG1 EIB (absolut/relativ)		UG2 NED (absolut/relativ)		UG3 BÄR (absolut/relativ)		UG4 NES (absolut/relativ)	
1	15	52	138	75	113	75	106	80
2	12	41	47	25	38	25	54	20
3	2	7	0	0	0	0	0	0
n	29		185		151		133	
Ø		1,6		1,3		1,3		1,2

### 4.3 Räumliche Verteilung

Im Fokus der Untersuchungen zur Rotwildpopulation stand auch die räumliche Verteilung, die u.a. bedeutend für eine daran angepasste Abschussplanung und die Interpretation der räumlichen Verteilung von Wildschäden ist.

Insgesamt waren im UG1 EIB starke saisonale Verschiebungen zu erwarten. Bei den Alttieren waren die Überlappung der saisonalen Aktionsräume (MCP95: Sommer- und Winter-AR) am niedrigsten (nur 20 %; Kap. 5.5) und die überwundenen Höhen am höchsten (Kap. 5.7.5). Die Aktionsräume der drei jüngeren Hirsche (MCP95: Winter- und Brunft-AR sowie K95: Winter-, Sommer- und Brunft-AR) waren am höchsten von allen Hirschen, obwohl auch in den anderen UG junge Hirsche besonders waren (Kap. 5.2.1). Die Kontaktraten (Kap. 4.4.2.5) haben sich im Sommer erhöht (Zuwanderung vor allem am Kamm zu erwarten) und zur Brunft sanken sie (ggf. Abwanderung auf die tschechische Kammseite; Kap. 4.4.2.5).

Die mit Rotwildvorkommen besetzten Zellen in den Kammlagen (milderer Winter; Abb. 29k-l) zeigen bis Ende Dezember 2016, dass das Wild erst verstärkt im Januar weiter hinunterzog. Durch die Modellierungsergebnisse wurde bestätigt, dass das Rotwild vor allem erst nach Schneefall sowie bei gesunkenen Temperaturen unter 0°C weiter runterzieht (Kap. 5.7.5). Die Kammlagen des UG1 EIB waren in den Wintermonaten (Januar bis März; Abb. 29a-c) mit Ausnahme des Umfeldes der Ortslage Jugel (Ostteil des UG) kaum besucht. Dort hält sich auch im Winter bei Schneelagen regelmäßig Rotwild auf. Die Telemetriedaten von Alttier T15 (Abb. 77) bestätigen diese Ergebnisse. Nach Abtauen des meisten Schnees erscheint dann ab April (Abb. 29d) wieder mehr Wild auf dem Kamm (siehe auch Telemetriedaten von T17; Abb. 77 & Tab. 31) und deutliche Konzentrationen sind von Mai bis August (Abb. 29e-g; beliebte Kälberaufzuchteinstände: siehe auch Telemetriedaten von T04, T05, T08; Abb. 77) und im September dort erkennbar (Abb. 29i; Brunft: Telemetriedaten H21, H23, H31; Abb. 78).

Im Revier Carlsfeld (mittlere Höhenstufen des UG1 EIB; Abb. 77) ist ganzjährig Rotwild anwesend, was auch durch die Telemetriedaten von T12 bestätigt wird.



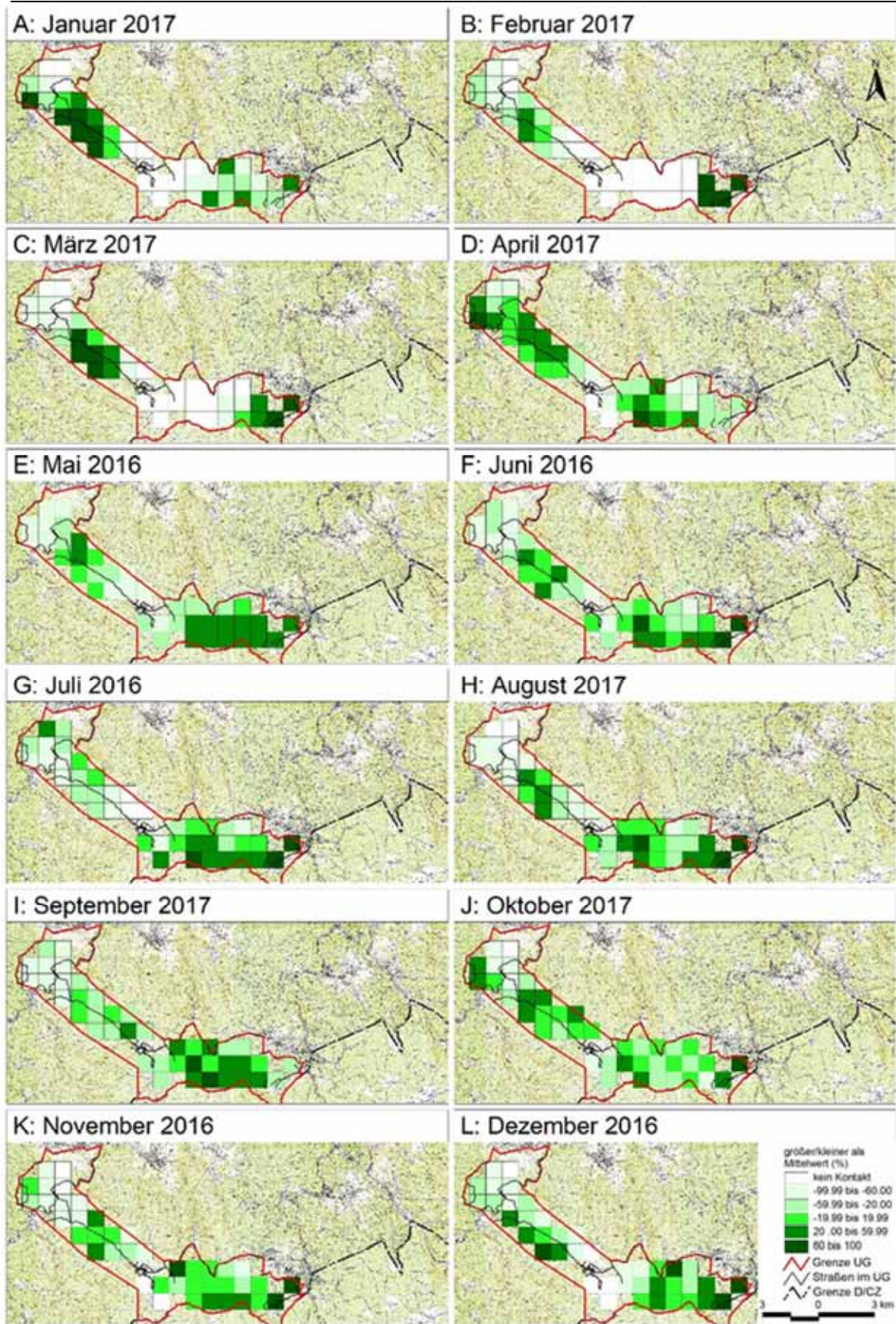


Abb. 29: Räumliche Verteilung von Rotwild im UG1 EIB basierend auf Kontakttraten an Fotofallen.



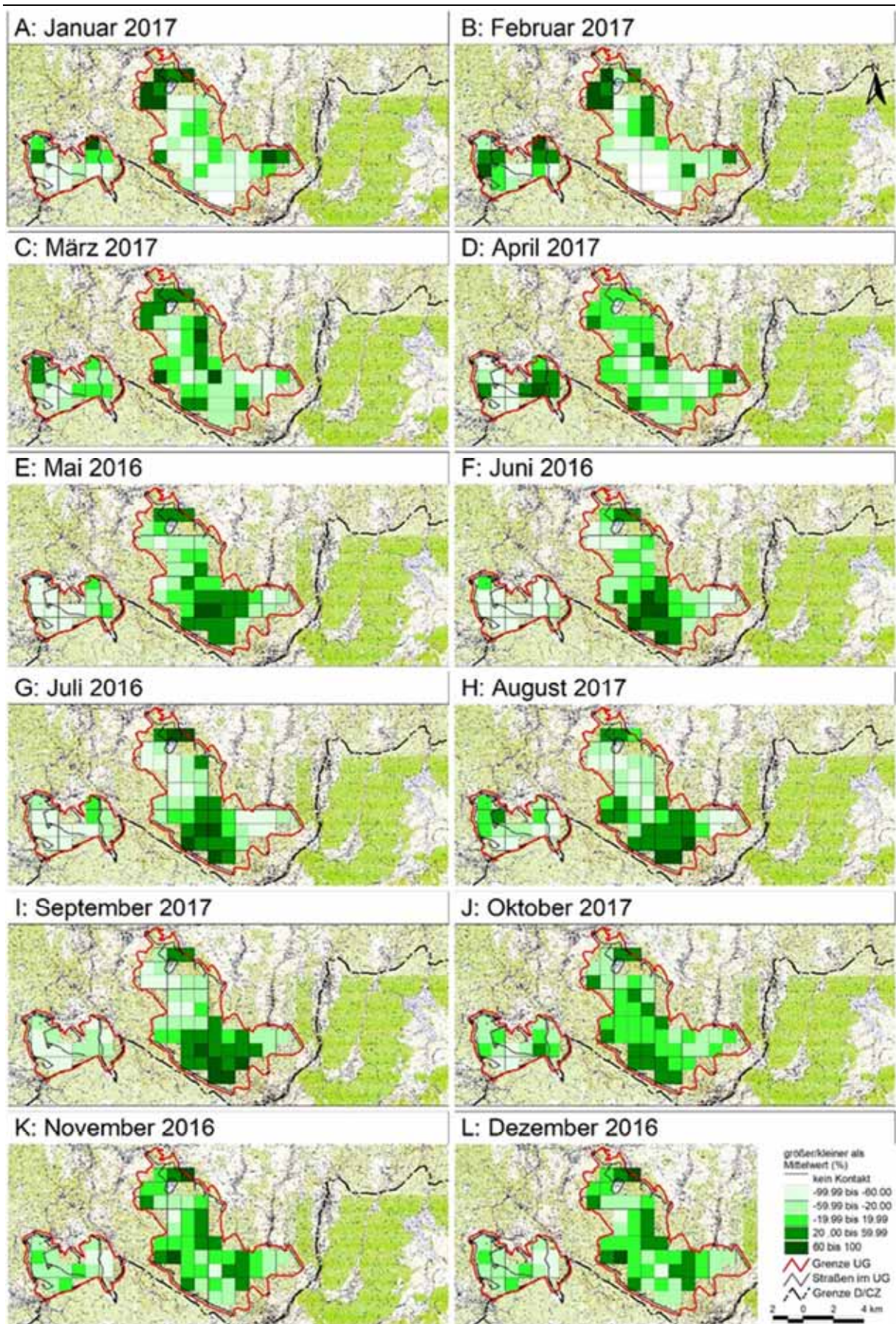


Abb. 30: Räumliche Verteilung von Rotwild im UG2 NED (ohne Erweiterung) basierend auf Kontaktraten an Fotofallen.



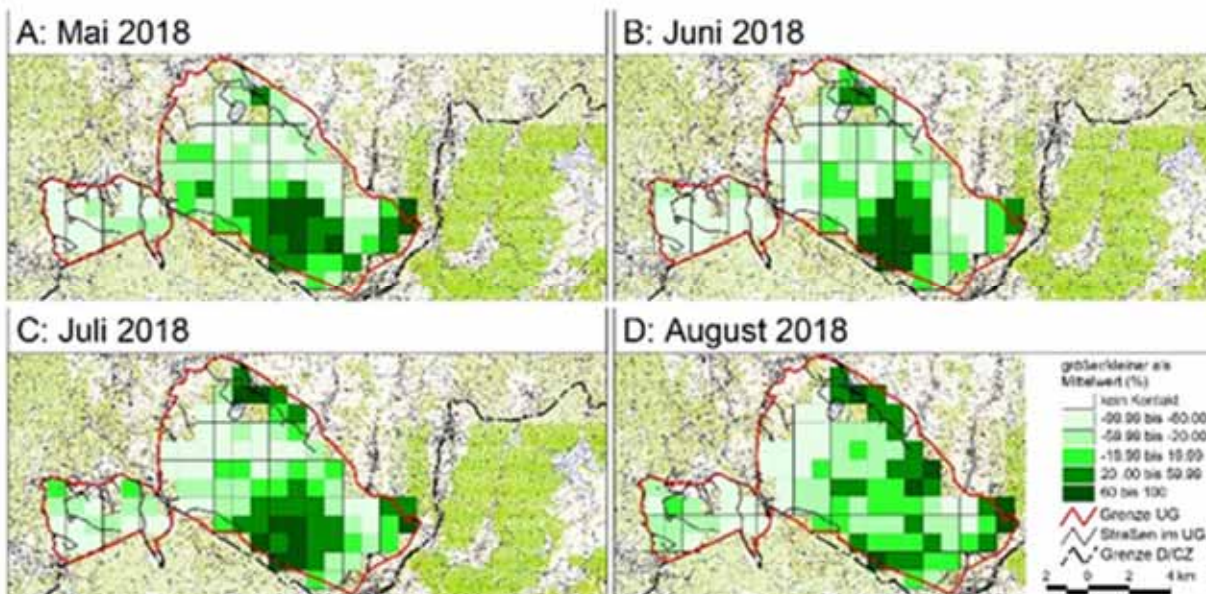


Abb. 31: Räumliche Verteilung von Rotwild im UG2 NED (mit Erweiterung) basierend auf Kontaktraten an Fotofallen.

Ähnlich wie im UG1 war auch im UG2 NED in den Hochlagen in den schneereichsten Wintermonaten Januar und Februar (Abb. 30a-b) weniger Rotwild anwesend. Ein Teil des Wildes bleibt jedoch trotzdem im Winter in den Hochlagen, wie auch die Telemetriedaten von T02, T13 und T41 (Abb. 79) belegen. Innerhalb des UG fanden sich im Winter vor allem Konzentrationen in den nördlichen Waldrandbereichen bei Pöhla, Crottendorf und Breitenbrunn (Abb. 30a-c).

Dagegen sind in den Sommermonaten Mai-August (Abb. 30e-h) deutlich Schwerpunktbereiche in den oberen Lagen (Teilbereiche der Reviere Tellerhäuser, Oberwiesenthal, Crottendorf, Neudorf) zu erkennen. Aber auch am Nordrand nordöstlich vom Oberbecken sind zu dieser Zeit Konzentrationen zu erkennen. Bedingt durch ein verlockendes Angebot an Feldfrüchten verbringen Hirsche gern ihre Feistzeit dort (vergl. auch Telemetriedaten: Sommereinstände H22 und H28: Abb. 80).

Im Brunftmonat September (Abb. 30i-j) bleibt wie in den Sommermonaten eine Konzentration vor allem in den Revieren Tellerhäuser, Oberwiesenthal, Crottendorf und Neudorf.

Im westlichen Teilgebiet „Rabenberg“ des UG2 NED war außer von Januar bis April etwas weniger Rotwild als im Hauptteil.

Die umfangreiche Erweiterung des Fotofallennetzes (Mai-August 2018; Abb. 15) ergibt ein komplexeres Bild der Rotwildverteilung im großen, zusammenhängenden Waldkomplex des Forstbezirks Neudorf. Dabei wurden weitere Schwerpunkte z.B. im Revier Oberwiesenthal bei Hammerunterwiesenthal erkannt. Im Vergleich zu den 2017 erhobenen Daten (Abb. 30) ist 2018 für August (Abb. 31) keine Konzentration in den oberen Lagen erkennbar, dafür aber am nordöstlichen Rand zum Offenland, was eventuell mit einer intensivierten Bejagung am Beginn der Jagdzeit im Schwerpunktgebiet Tellerhäuser zusammenhängen könnte.

Wie im UG1 und UG2 hielt sich auch in den höchsten Lagen des UG3 BÄR (v.a. am Kahleberg) im Winter (Dezember bis März; Abb. 32a-c & k-l) weniger Rotwild auf. Ein Teil des Wildes bleibt ähnlich wie im UG1 und UG2 jedoch trotzdem im Winter in den Hochlagen, wie auch die Telemetriedaten von T03, T14 und T20 (Abb. 81) belegen. In den Revieren Oberfrauendorf und der unteren Hälfte vom Revier Bärenfels (Nordteil) gab es 2016-2018 (mit Ausnahme der Wintermonate) geringere Anteile (Abb. 32 & Abb. 33). Die starke Reduktion ab 2002 ("Dönschtener Hirschjagd") dieser, in den tieferen Lagen lebenden Teilpopulation (NITZE et al. 2006) scheint auch heute noch erkennbar zu sein. Im Sommerhalbjahr lagen die Vorkommensschwerpunkte vor allem in den oberen Revieren Schellerhau, Bärenfels (Südteil: höhere Lagen) sowie Rehefeld (Abb. 32e-h). Die Telemetriedatenauswertung der Alttiere ergab, dass die Sommer- und Winter-Aktionsräume nach MCP95 sowie die Winter-Aktionsräume nach K95 am höchsten von allen UG (Kap. 5.2.1) waren.

Die Hirsche im UG3 zeigten die höchsten saisonalen Wanderungen von allen Hirschen, die mit den niedrigsten Überlappungen (Abb. 126) der saisonalen Aktionsräume (MCP95) einherging. Die Kontaktratenauswertung (Kap. 4.4.2.5) zeigte, dass sich Hirsche im Sommer teilweise außerhalb des UG3 BÄR aufhielten und nur zur Brunft einwanderten. Daraufhin sind bereits im August, hauptsächlich im September und teilweise auch im Oktober (Abb. 32) deutliche Rotwildkonzentrationen in den bekannten Brunfträumen um Schellerhau (vergl. Telemetriedaten: H33 und H36: Abb. 82) und im Revier Rehefeld zu erkennen.

Im UG3 BÄR ohne Erweiterung (Abb. 32) scheint sich insgesamt das Rotwild vor allem im Westteil mit viel Offenland (zwischen Schellerhau und Seyde) aufzuhalten.

Im Erweiterungsgebiet, das sich vor allem über das Revier Hirschsprung erstreckte, wurden über das Distance-Sampling (Kap. 4.4.1.1) und über Kontaktraten (Kap. 4.4.2.5) ähnliche Rotwildichten wie im ursprünglichen UG festgestellt. Die räumliche Verteilung (Abb. 33) im Jahr 2018 bestätigt dies auch. Die intensiver gefärbten Zellen (Abb. 33g) in den tieferen Höhenstufen des Erweiterungsgebietes (Revier Oberfrauendorf Südteil & Revier Hirschsprung Nordteil) im November 2018 belegen, dass sich dort, das zu dieser Zeit bereits aus den höheren Lagen im Südosten (Revier Schellerhau) zugewanderte Rotwild aufhält.



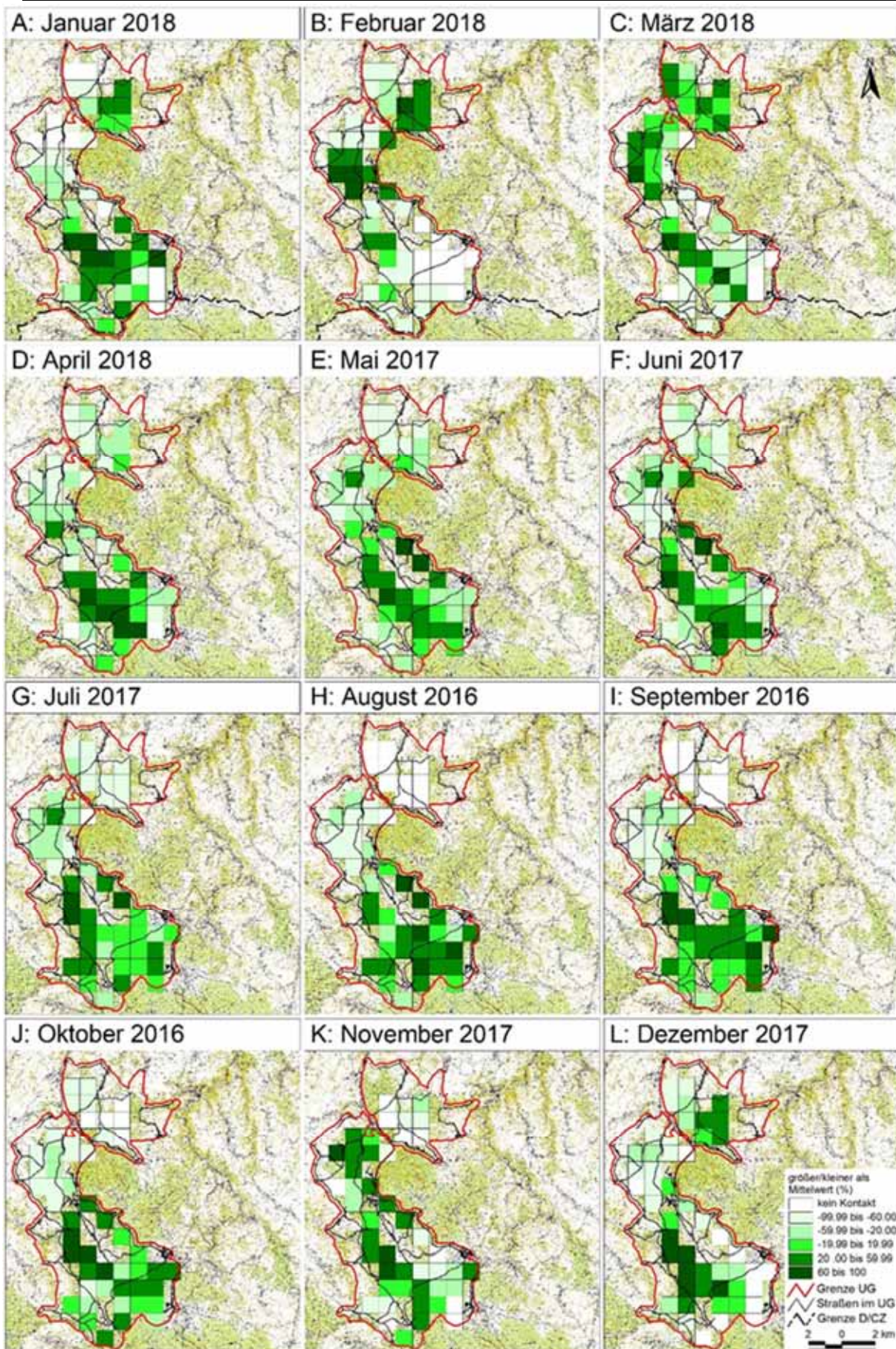


Abb. 32: Räumliche Verteilung von Rotwild im UG3 BÄR (ohne Erweiterung) basierend auf Kontakttraten an Fotofallen.



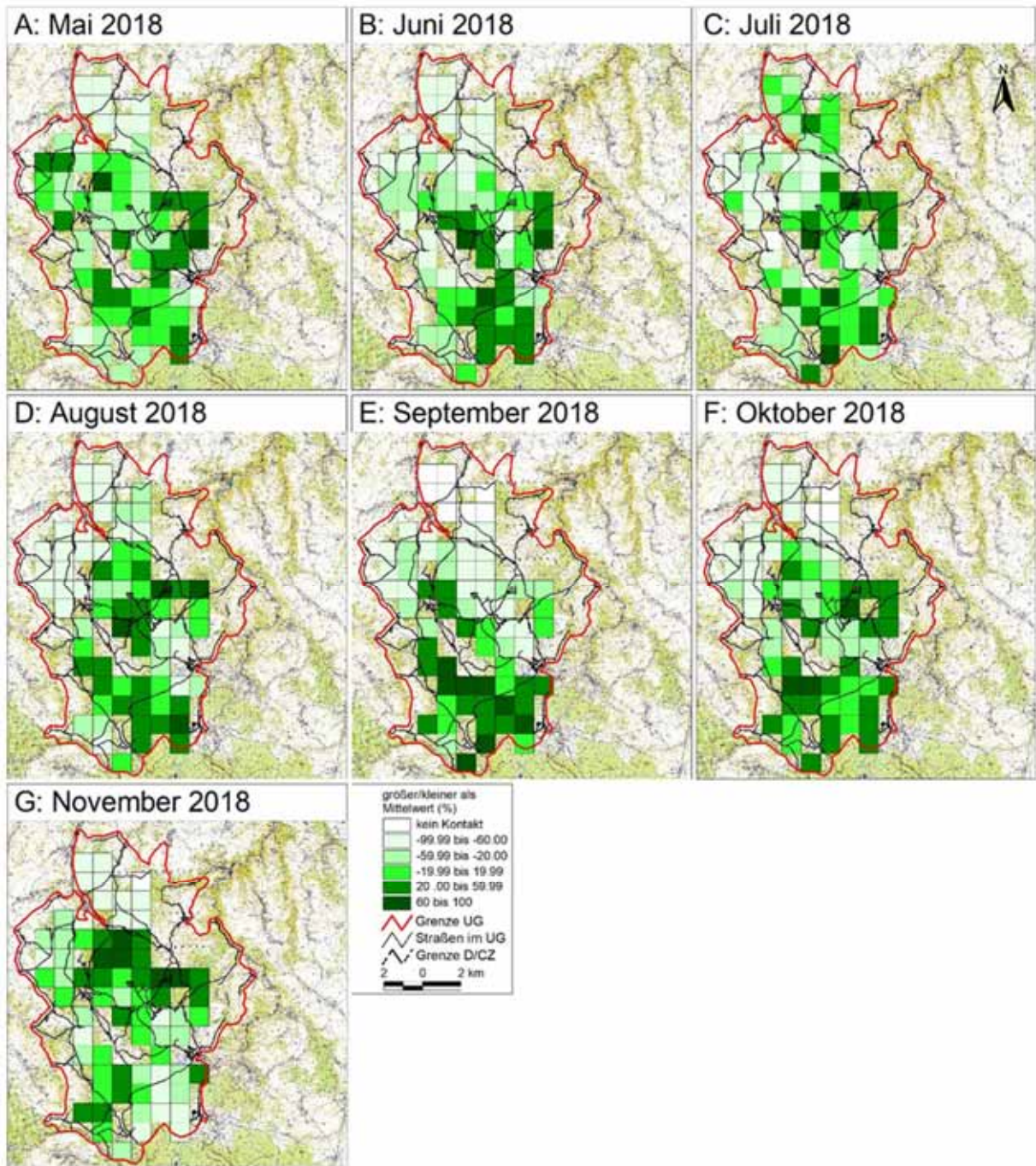


Abb. 33: Räumliche Verteilung von Rotwild im UG3 BÄR (mit Erweiterung) basierend auf Kontaktraten an Fotofallen.



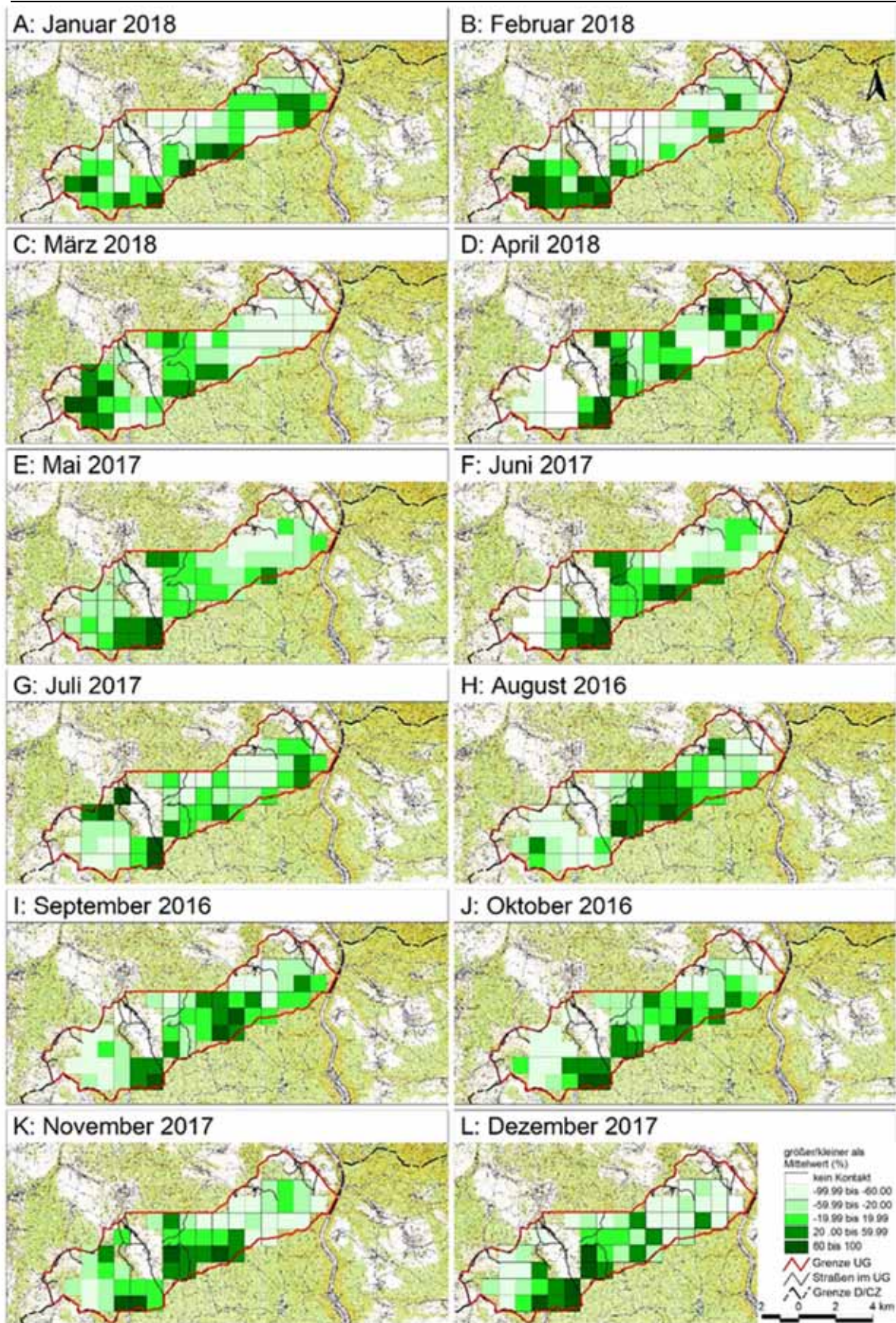


Abb. 34: Räumliche Verteilung von Rotwild im UG4 NES basierend auf Kontaktraten an Fotofallen.

---

Insgesamt ergab sich für das UG4 NES über die Monate ein sehr diffuses Verteilungsbild mit wenigen, großräumigen, vertikalwanderungsbedingten Verlagerungen im Jahresverlauf, was vermutlich mit den geringen Dichten dauerhaft auf deutscher Seite lebenden Rotwildes und einer im Jahresverlauf stark fluktuierenden Einwanderung aus Tschechien zusammenhängt.

Im UG4 sind ganzjährig die regelmäßige Nutzung des grenznahen Raumes und die Konzentrationen (außer April, Juli und August) in der westlichen Hälfte (Rosenthaler Agrarflächen im Zentrum) zu erkennen. Im östlichen Teil des UG hielten sich ganzjährig (außer April) geringere Anteile der Population auf (Abb. 34), obwohl das Offenland in der Nähe der Elbe gute Äsung bot. Im August 2016 (Abb. 34h) fällt die Konzentration im Revier Rosenthal auf.

Die Raumnutzungsdaten der vier telemetrierten Individuen im UG4 NES untermauern die vorherigen Ergebnisse. Bei den beiden Alttieren waren nur geringe, saisonale AR-Verschiebungen feststellbar (Abb. 83). Die Hirsche hielten sich meist (v.a. Sommer- und Brunft-Aktionsraum) in Tschechien auf (Abb. 83). Entsprechend den geringen Höhenunterschieden gab es kaum vertikale Wanderungen (Abb. 165 & Abb. 166) und die geringsten Aktionsraum-Anteile in Deutschland (30-50 %) (Abb. 128 & Abb. 129).

## 4.4 Populationsdichten

Ein wesentlicher Schwerpunkt dieses Forschungsvorhabens war die Ermittlung belastbarer Daten zu Populationsdichten des Rotwildes in unterschiedlichen Regionen des Erzgebirges, da von den unterschiedlichen Akteuren im Rotwildmanagement sehr unterschiedliche Dichten/Beständen angenommen wurden. Solide Daten zum Bestand (Populationsdichten und -struktur) stellen eine wesentliche Basis für ein fundiertes Populationsmanagement und die Interpretation der Ergebnisse des Wildwirkungsmonitorings dar.

Es war geplant (EISENHAUER & ROTH 2016), drei unterschiedliche Methoden (Distance-Sampling mittels nächtlicher Wärmebildzählungen, Fang-Wiederfang-Verfahren mittels Fotofallen & Frischkotgenotypisierung) parallel in allen UG vergleichend anzuwenden, um über den Abgleich der Ergebnisse aus den einzelnen Methoden zum einen die Brauchbarkeit der Methode und zum anderen die Repräsentativität der Ergebnisse beurteilen zu können. Die Frischkotgenotypisierung wurde seitens des Kompetenzzentrums für Wald und Forstwirtschaft aus Kapazitätsgründen nur einmalig im UG3 BÄR durchgeführt und erbrachte keine repräsentativen Ergebnisse.

Es erfolgten mehrfache Erhebungen mit den beiden anderen Verfahren über die drei Projektjahre, um die Methoden und deren Ergebnisse besser evaluieren zu können. So konnten außerdem auch zeitliche Entwicklungen abgebildet werden.

Angegeben wird grundsätzlich der Frühjahrsbestand als Stückzahl auf 100 ha Einstandsgebiet (hier: Wald) bezogen. Der Anteil an Kälbern wurde hierfür aus der Datengrundlage entnommen (bei tatsächlich erkennbaren Tieren) bzw. rechnerisch abgezogen.

### 4.4.1 Populationsdichten mittels Distance-Sampling

Die Ergebnisse der nächtlichen Wärmebildzählungen wurden zum einen klassisch, zum anderen mit drei modellbasierten Distance-Sampling-Ansätzen ausgewertet:

- ds\_klassisch (designbasiert mit DISTANCE berechnet)
- ds\_voll - Volles Modell (mit mehreren Co-Variablen, „Höhe (ü.N.N.), Baumhöhenklasse, Wetter“)
- ds\_simple - Simple Modell (nur eine Co-Variable, „Höhe (ü.N.N.)“)
- ds\_klassisch - Klassischer Mittelwert (Mittelwertbasierte Modell = mit klassischem Distance-Sampling zu vergleichen) - mit R berechnet

Für jedes UG und jeden Frühjahrsbestand (FJ2016, FJ2017, FJ2018) wurden alle so geschätzten Dichtewerte mit einem Variationskoeffizienten (VK) von <50 % über ein qualitätsgewichtetes Mittel zusammengeführt. Werte mit einem VK >50 % wurden wegen eines zu hohen Fehlerrisikos von vornherein ausgeschlossen. Die Zusammenführung erfolgte über



das Berechnen eines gewichteten Mittelwertes, wobei die Gewichtung basierend auf der Methode des „inverse-variance weighting“ durchgeführt wurde: Je höher die Unsicherheit der jeweiligen Schätzung war, desto geringer gewichtet floss der Dichtewert in das Mittel ein. In allen Abbildungen wird zudem neben dem Dichtewert auch immer das 95 %-Konfidenzintervall (KI) angegeben, welches eng mit dem VK verwandt ist und somit die Sicherheit/Präzision der Schätzung repräsentiert.

Insgesamt erfolgten in 137 Nächten auf 5.642 km befahrenen Transekten Wärmebildzählungen, die die Basis für die folgenden Auswertungen bildeten.

#### 4.4.1.1 Ergebnisse des Distance-Sampling für Rotwild in den vier UG

##### UG1 Eibenstock

Im UG1 EIB wurden drei Testläufe (einfach) und 2 Erhebungen (dreifach, jeweils im Sommer) durchgeführt. Bei der Erhebung im Juli 2017 konnte eine hohe Stichprobe (n=49 Detektionen) erhoben werden, um belastbare Daten (VK=21,4 %) zu erlangen. Aus diesem Grund gingen aus diesem Datenpool auch die meisten Werte (Abb. 35) in das gewichtete Mittel ein. 2016 und 2017 ergaben sich jeweils 0,8 St./100 ha Wald.

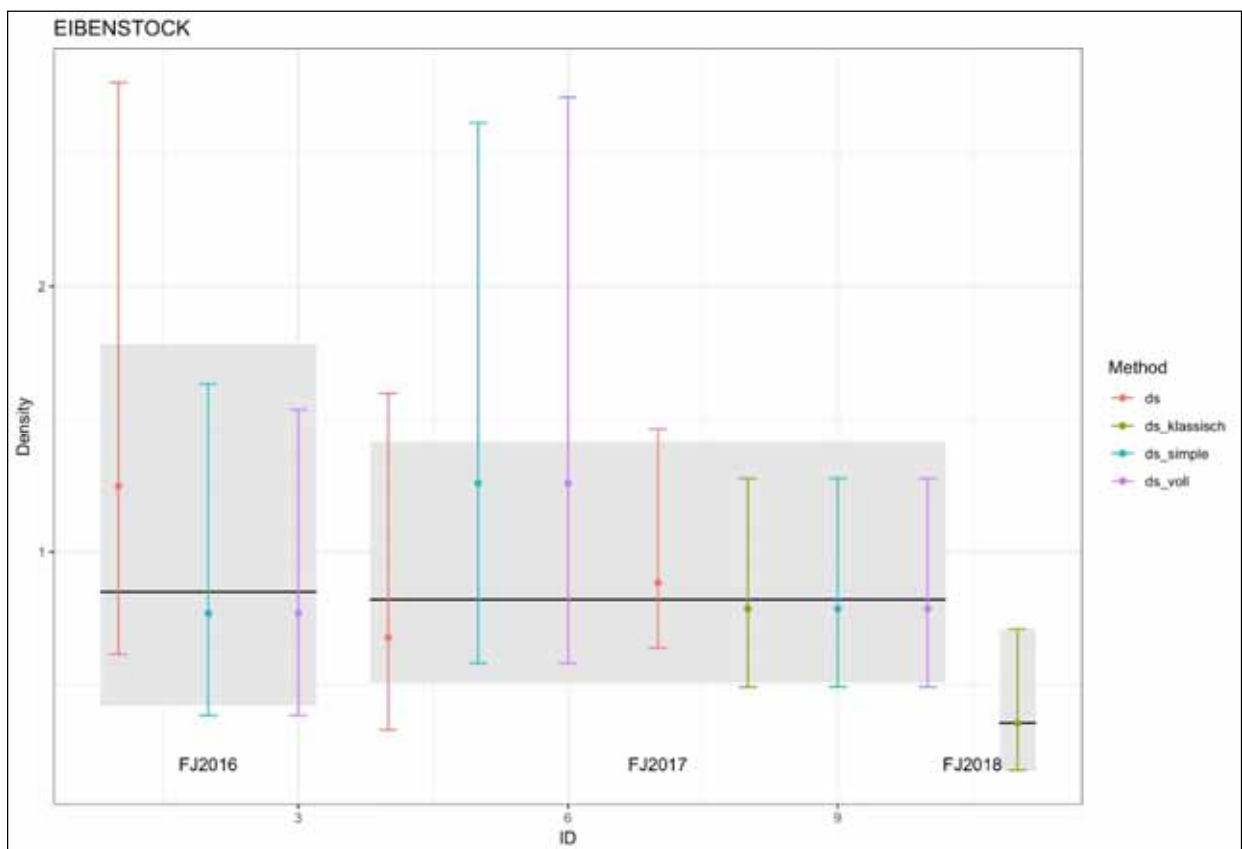


Abb. 35: Gewichtetes Mittel (schwarze Linie) der Rotwilddichte inkl. KI (grauer Kasten) pro Bezugs-Frühjahr (FJ) aus den errechneten Dichtewerten (inkl. KI) nach 4 distance-Berechnungsansätzen im UG1 EIB. (Farbige Punkte und Balken stellen die Schätzwerte bzw. KI bzgl. der einzelnen Schätzmethoden und Jahre dar.)

Die Stichprobengröße im letzten Jahr 2018 ist trotz dreifacher Beprobung sehr gering (n=17 Ereignisse). Das bedeutet, dass vermutlich noch mehr Beprobungen (vier- oder fünffach)

nötig wären, um ein aussagekräftiges Ergebnis mittels Distance abgesichert zu erzielen (ähnlich wie im UG4 NES). Es waren in Eibenstock starke saisonale Verschiebungen in der Wilddichte zu erwarten (Kap. 5.5 & 5.6).

Das qualitätsgewichtete Mittel über den Gesamtzeitraum (Abb. 36) und alle Berechnungsansätze des Distance-Sampling ergab im UG1 EIB eine Frühjahrsdichte von 0,7 St./100 ha Wald. Der einzelne Dichtewert aus dem FJ2018 liegt mit 0,4 St./100 ha Wald außerhalb des KI des gew. Mittelwerts, was auch entsprechend der geringen Stichprobe (s.o.) auf eine Fehlerbehaftung hindeutet.

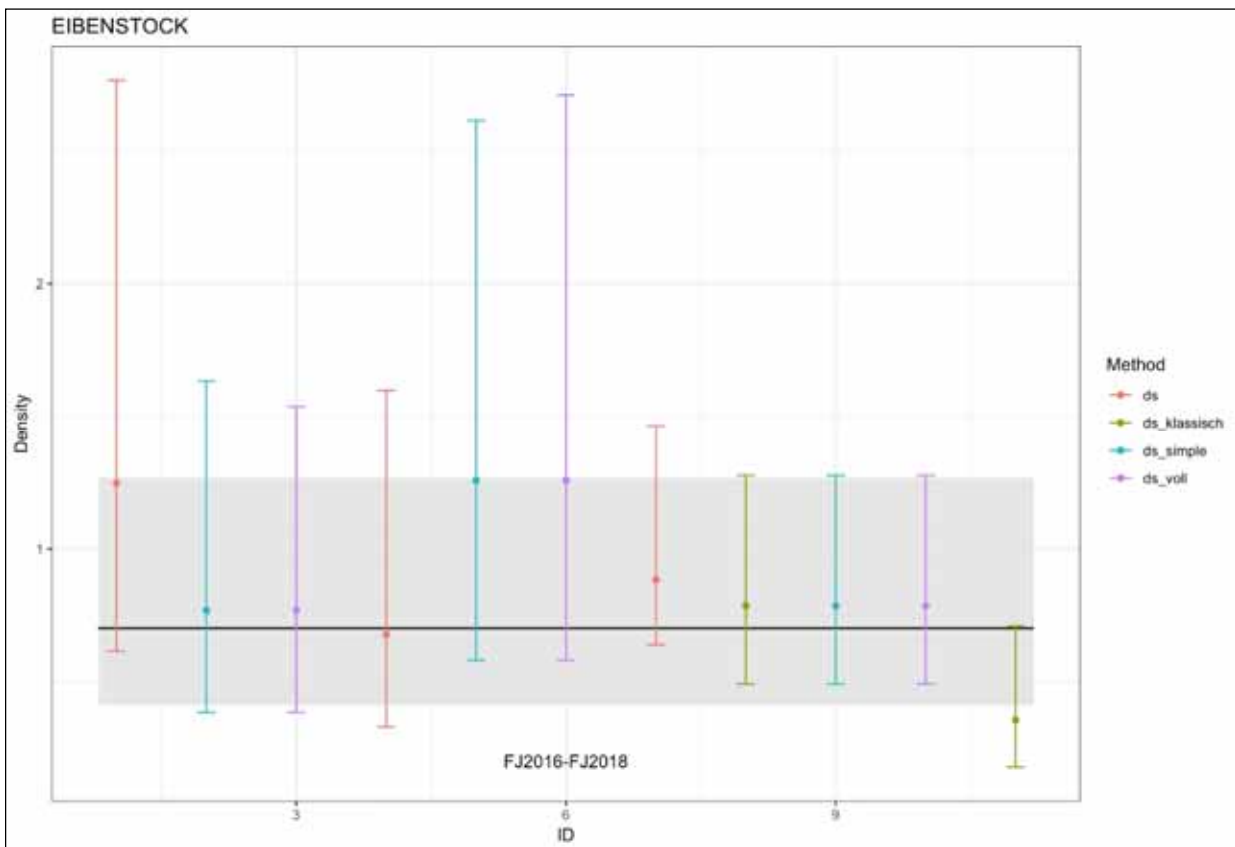


Abb. 36: Gewichtetes Mittel (schwarze Linie) der Rotwilddichte inkl. KI (grauer Kasten) über Gesamtzeitraum aus den errechneten Dichtewerten (inkl. KI) nach 4 distance-Berechnungsansätzen im UG1 EIB. (Farbige Punkte und Balken stellen die Schätzwerte bzw. KI bzgl. der einzelnen Schätzmethode und Jahre dar.)

### UG2 Neudorf

Im UG2 NED wurde der Zählung im angrenzenden Offenland durch die zuständigen, privaten Jagdausübungsberechtigten nur in sehr wenigen Einzelfällen und auch von Jahr zu Jahr unterschiedlich zugestimmt. Für eine Vergleichbarkeit der einzelnen Erhebungen wurden alle Durchgänge komplett ohne Offenland ausgewertet. Dadurch fehlt bei der Erhebung mittels Wärmebildzählung der Anteil des Rotwildbestandes, der nachts im Offenland ist, so dass nicht die reale Bestandeshöhe abgebildet werden kann. Da nicht bekannt ist, wie hoch dieser Anteil bei jeder einzelnen Zählung war, kann der Grad der Unterschätzung der Dichte nicht ermittelt werden.

Entsprechend der höheren Rotwilddichten im UG2 NED konnten bei allen Testläufen und allen Erhebungen sehr gute Daten mit oft niedrigen VK gesammelt werden. Dadurch schwanken auch die meisten Werte der vier Berechnungsansätze zur gleichen Erhebung nicht stark. Die Bejagung wurde in diesem Zeitraum im Rahmen einer Bestandesreduktion stark erhöht/intensiviert. In den Ergebnissen (2016: 5,1; 2017: 3,2; 2018: 2,2 St./100 ha Wald) spiegelt sich die Bestandesreduktion im Projektzeitraum deutlich wider. Da der Fehler einer Bestandesunterschätzung wegen der fehlenden Offenlandbeprobung in allen drei Jahren gleich war, spiegeln die Relationen zwischen den Jahren eine Bestandesreduktion vom FJ2016 zum FJ2018 auf 50 % wider. Da sich die KI der Dichteschätzung von FJ2016 und FJ2018 nicht überlappen, ist die Reduktion (hoch-)signifikant (CUMMING et al. 2007). Die Mittelwerte der einzelnen Jahre liegen jeweils außerhalb der KI der anderen Jahre, so dass ein signifikanter Unterschied zwischen allen drei Jahren vorliegt und deshalb auch keine über die Jahre gepoolte Auswertung stattfand (Abb. 37).

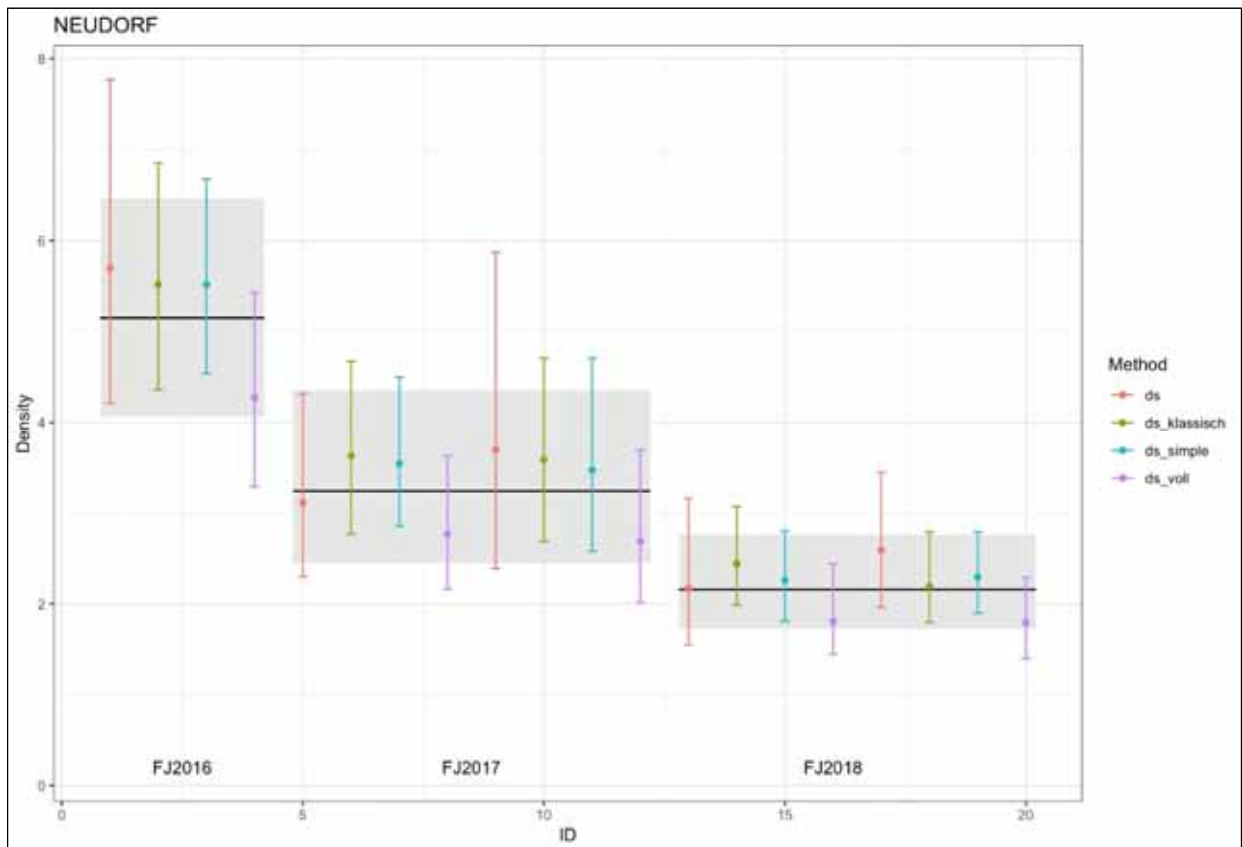


Abb. 37: Gewichtetes Mittel (schwarze Linie) der Rotwilddichte inkl. KI (grauer Kasten) pro Bezugs-Frühjahr (FJ) aus den errechneten Dichtewerten (inkl. KI) nach 4 distance-Berechnungsansätzen im UG2 NED. (Farbige Punkte und Balken stellen die Schätzwerte bzw. KI bzgl. der einzelnen Schätzmethoden und Jahre dar.)

### UG3 Bärenfels

Im Beprobungsgebiet ist ein hoher Anteil an Offenland enthalten. Aus diesem Grund wurde Offenland und Wald als getrennte Straten berechnet und die Ergebnisse als gewichtetes Mittel angegeben. Als Offenland wurden die großen Offenlandbereiche zusammengefasst, in denen aber auch kleinere Waldflächen enthalten waren. Im Umkehrschluss wurden kleinere

Grünlandflächen und Wildwiesen weiterhin dem Stratum Wald zugeordnet. Es waren jedoch kaum Unterschiede zwischen der Stratifizierung und der gepoolten Berechnung festzustellen.

Auch zwischen den Berechnungen mit und ohne Erweiterung fanden sich kaum Unterschiede, so dass von ähnlichen Rotwildichten in beiden Gebietsteilen auszugehen ist.

Bei den drei Erhebungen (FG) wurde zweifach erfasst und es wurden dabei belastbare Daten erhoben. Im Frühjahr und Herbst 2018 wurde die Gebietskulisse so weit vergrößert, dass bei den Zählungen größere Teile der Population betrachtet wurden. Für die bessere Vergleichbarkeit der Serie, wurde die Erhebung jeweils mit und ohne Erweiterung berechnet.

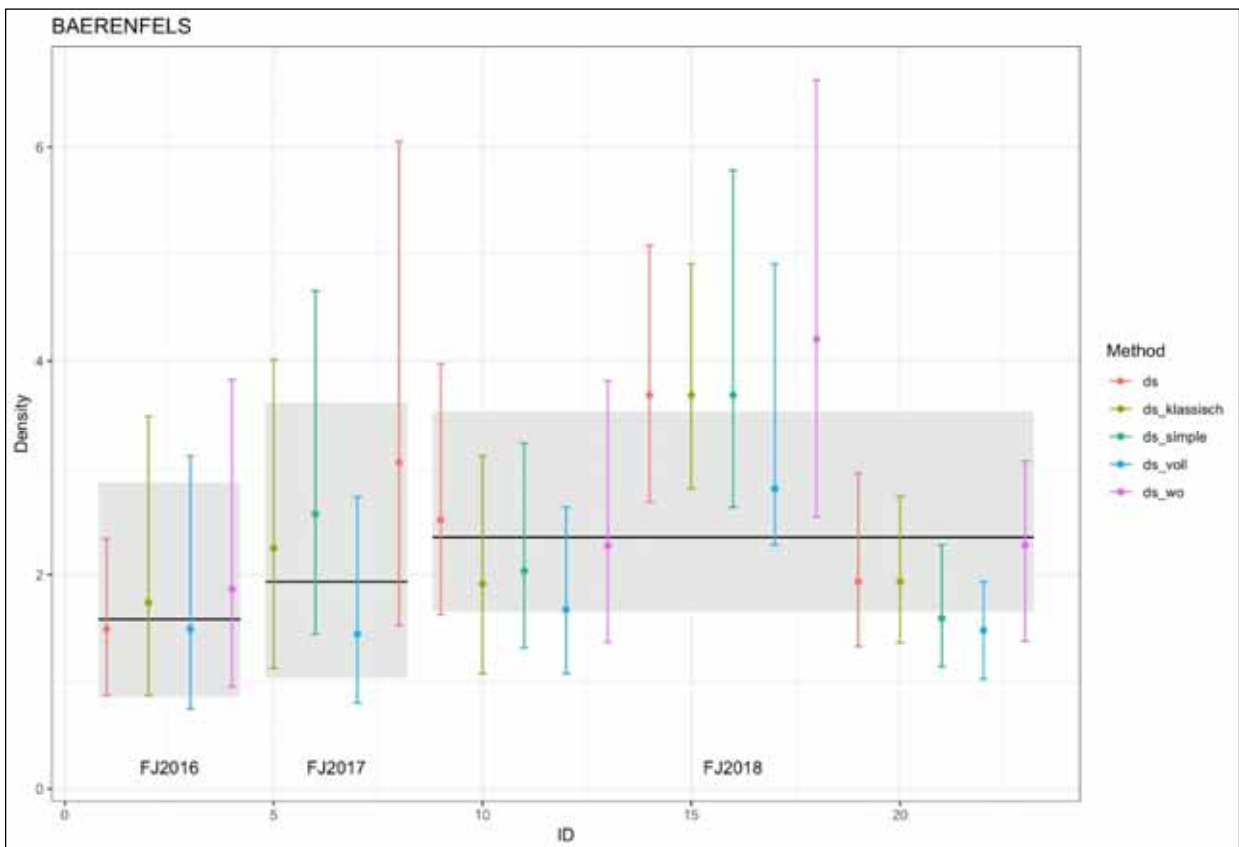


Abb. 38: Gewichtetes Mittel (schwarze Linie) der Rotwildichte inkl. KI (grauer Kasten) pro Bezugs-Frühjahr (FJ) aus den errechneten Dichtewerten (inkl. KI) nach 4 distance-Berechnungsansätzen im UG3 BÄR (ohne Erweiterung). (Farbige Punkte und Balken stellen die Schätzwerte bzw. KI bzgl. der einzelnen Schätzmethoden und Jahre dar.)

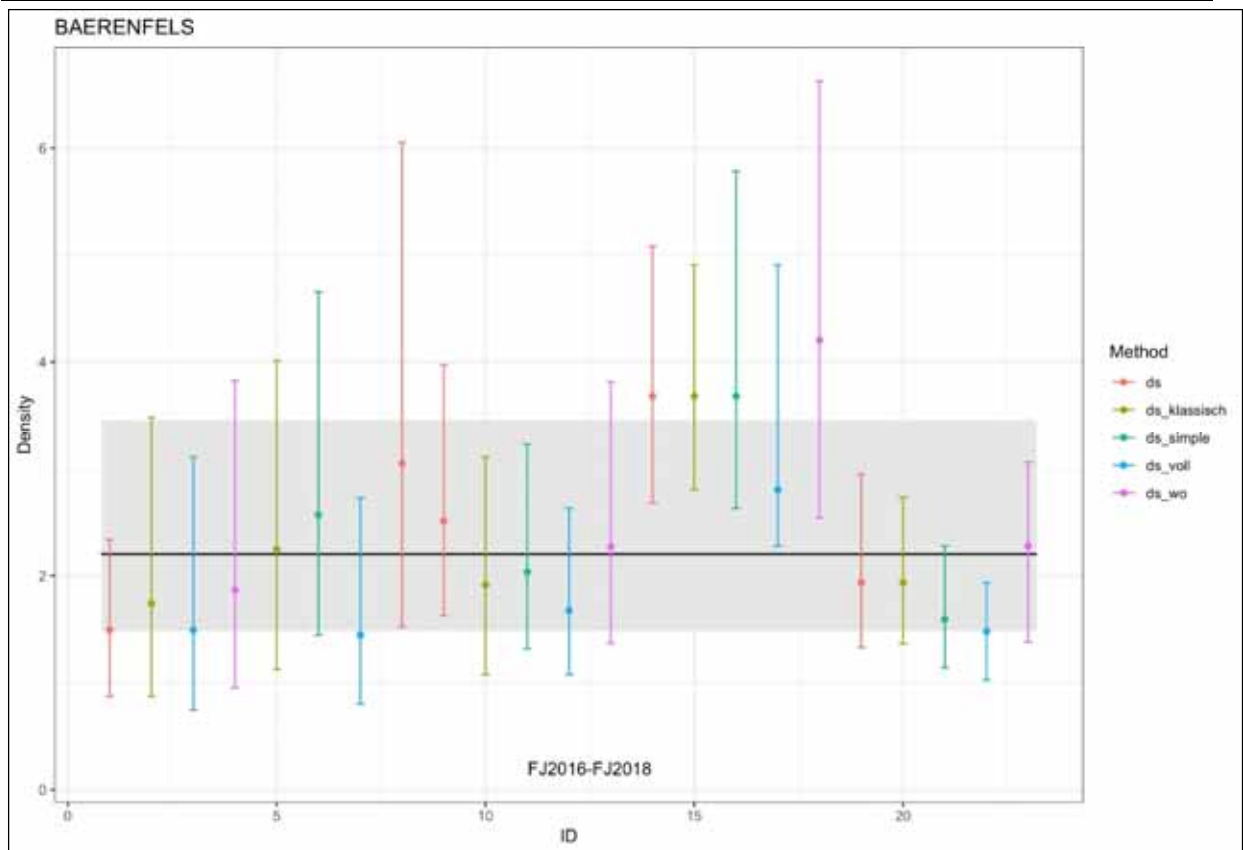


Abb. 39: Gewichtetes Mittel (schwarze Linie) der Rotwilddichte inkl. KI (grauer Kasten) über Gesamtzeitraum aus den errechneten Dichtewerten (inkl. KI) nach 4 distance-Berechnungsansätzen im UG3 BÄR (ohne Erweiterung). (Farbige Punkte und Balken stellen die Schätzwerte bzw. KI bzgl. der einzelnen Schätzmethode und Jahre dar.)

Die KI der Dichtewerte der drei Frühjahre (2016: 1,6; 2017: 1,9; 2018: 2,4 St./100 ha Wald) überlappen deutlich und die Mittelwerte liegen dicht beieinander und jeweils im KI der anderen Frühjahrserhebungen (Abb. 38). Aus diesem Grund erfolgte eine Berechnung eines gewichteten Mittels über den Gesamtzeitraum (Abb. 39). Diese ergab für das UG3 BÄR Rotwild-Frühjahrsdichten von 2,2 St./100 ha Wald.

#### UG4 Neustadt

Die dreifache Erhebung FG1 im März 2018 erbrachte eine ausreichende Stichprobe (n=40 Detektionen) und bildete mit 1,0 St./100 ha Wald die Basis für das Endergebnis. Der einzelne Wert aus dem FJ2016 von 1,3 St./100 ha Wald mit hohem VK (Abb. 40) ging auf Grund des oben beschriebenen des „inverse-variance weighting“ nur mit geringem Gewicht in das Endergebnis ein. Bei der Gesamtberechnung (Abb. 41) ergaben sich aus dem Distance-Sampling 1,0 St./100 ha Wald als Frühjahrsbestand.



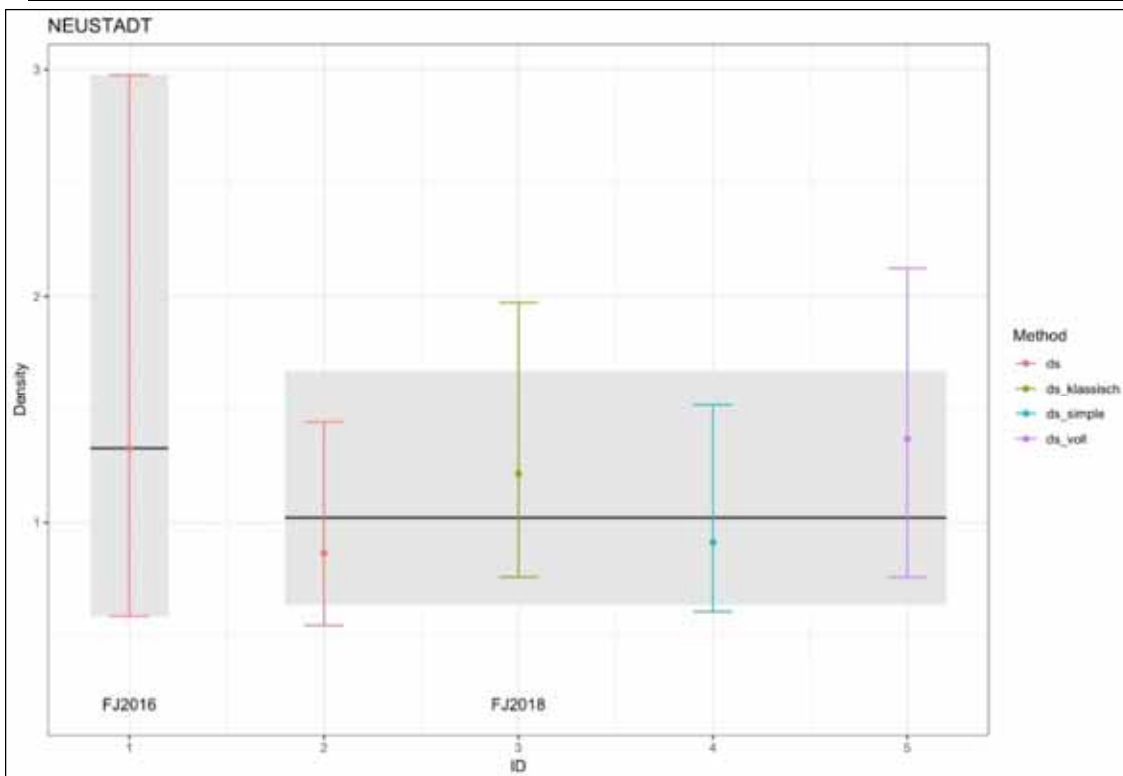


Abb. 40: Gewichtetes Mittel (schwarze Linie) der Rotwilddichte inkl. KI (grauer Kasten) pro Bezugs-Frühjahr (FJ) aus den errechneten Dichtewerten (inkl. KI) nach 4 distance-Berechnungsansätzen im UG4 NES. (Farbige Punkte und Balken stellen die Schätzwerte bzw. KI bzgl. der einzelnen Schätzmethoden und Jahre dar.)

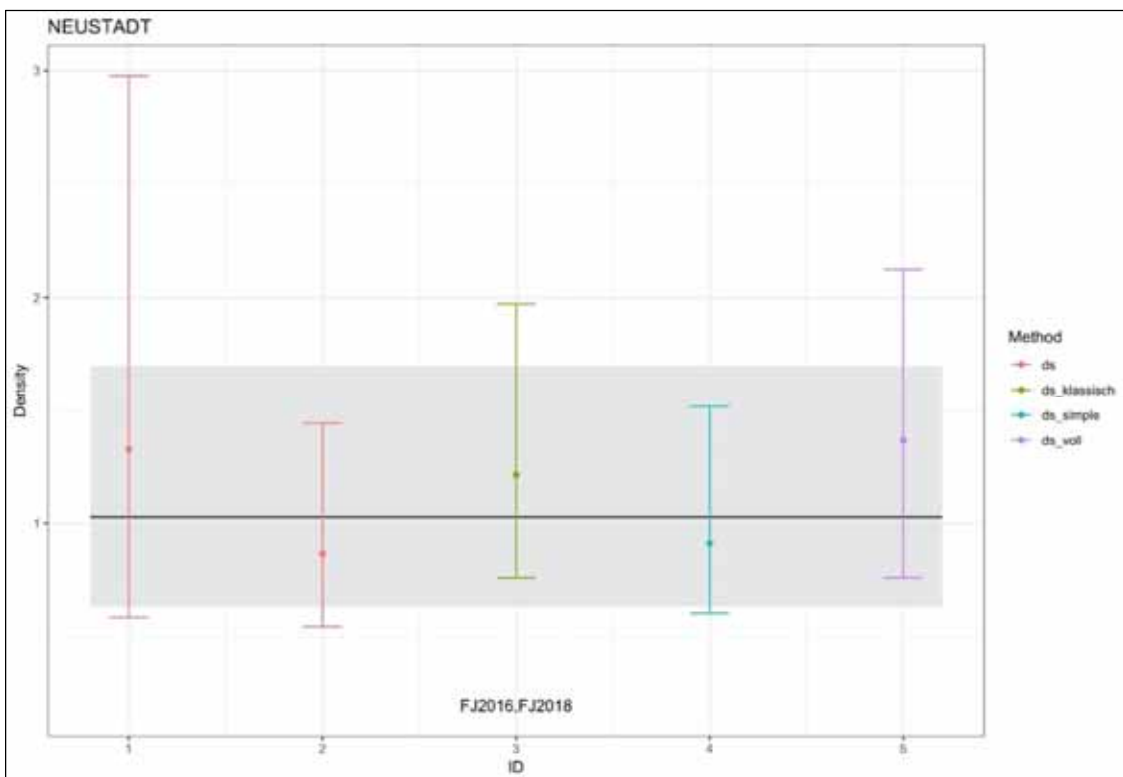


Abb. 41: Gewichtetes Mittel (schwarze Linie) der Rotwilddichte inkl. KI (grauer Kasten) über Gesamtzeitraum aus den errechneten Dichtewerten (inkl. KI) nach 4 distance-Berechnungsansätzen im UG4 NES. (Farbige Punkte und Balken stellen die Schätzwerte bzw. KI bzgl. der einzelnen Schätzmethoden und Jahre dar.)

#### 4.4.1.2 Ergebnisse des Distance-Sampling für Rehwild in den vier UG

Da für Rehe in allen UG keine weiteren Informationen zu Einflussgrößen, wie räumlicher Verteilung, jahreszeitlichen Verschiebungen, Habitatpräferenzen von Bestandestypen oder Meidung von Wegen vorliegen, ist eine Interpretation der ermittelten Populationsdichten unvollständig. In Tab. 10 sind die Ergebnisse des klassischen Distance-Sampling für Rehe in allen UG zusammengefasst, wobei auch immer angegeben wurde, welcher Anteil der ursprünglich geplanten Transekte beprobt wurde. Im Gegensatz zum Rotwild fällt auf, dass es relativ viele Distance-Sampling Durchgänge mit geringen Variationskoeffizienten (8-22 %) und damit guten Rohdaten gab, was grundsätzlich mit der gleichmäßigeren räumlichen Verteilung sowie mit einer geringen Varianz in der Gruppengröße bei Rehen generell zusammenhängt. Aus diesem Grund wurden aus den Rohdaten in Tab. 10 auch keine gewichteten Mittelwerte sondern nur arithmetische Mittel gebildet und weiterverarbeitet.

Da auch keine Vergleichswerte zu absoluten Rehdichten aus Fang-Wiederfang-Verfahren vorliegen, erfolgte ein Vergleich mit den relativen Dichten aus den Kontaktraten an den Fotofallen (Kap. 4.4.2.5).

Im UG1 EIB erbrachte nur die Beprobung FG1 Daten mit einem VK  $\leq 25$  %. Diese Beprobung gehörte aber im Vergleich mit den anderen UG vermutlich auch aufgrund der geringen Zahl von Detektionen (39) zu den Durchgängen mit den höchsten VK. Es wurde eine Frühjahrsdichte (ohne Kitz) von 0,8 St./100 ha Wald errechnet.

Die geringen Variationskoeffizienten im UG2 NED von 14 und 17 % belegen die Qualität der erfassten Werte der beiden Erhebungen FG1 (79 Detektionen) und FG2 (85 Detektionen) aber geben keine Informationen über mögliche, systematische Unterschätzungen wegen fehlender Offenlandbeprobungen (Kap. 4.4.3.2). Außer dem Wert von Test3 mit dem höchsten VK im UG2 liegen alle Werte relativ eng um den Mittelwert von 1,7 Rehen/100 ha Wald.

Für das Rehwild konnten im UG3 BÄR die Ergebnisse mit den geringsten Variationskoeffizienten (8-16 %) gefunden werden. Hierbei spielen vermutlich die hohe Anzahl an Detektionen ( $n=113$  bis 365), eine gleichmäßige Verteilung im Gebiet und eine gleichmäßige Verteilung der Gruppengröße eine wichtige Rolle. Die ermittelten Rehwilddichten liegen mit einer Ausnahme (FG1: 2,9 St./100 ha Wald) zwischen 4,1-6,3 Rehen/100 ha Wald (Mittel: 5,0) und deutlich über den Werten von UG1 EIB und UG2 NED.

Die beiden letzten Durchgänge im UG4 NES (Test2 & FG1) ergaben für Rehe Frühjahrsdichten von 6,7 und 4,5 St./100 ha Wald, welche ebenfalls durch niedrige Variationskoeffizienten gekennzeichnet waren. Der Mittelwert von 5,6 lag ähnlich hoch wie im UG3 BÄR und damit über denen von UG1 & UG2.

Insgesamt wurden mittels Distance-Sampling im UG1 & UG2 geringe und im UG3 & UG4 mittlere Rehwilddichten ermittelt. Eine isolierte Betrachtung dieser Werte ist methodenbedingt nicht zweckmäßig. In Kap. 4.4.3.2 erfolgt ein methodenkritischer Abgleich mit den relativen Dichten (Kontaktraten) aus dem Fotofallenmonitoring.

Tab. 10: Ergebnisse des klassischen Distance-Samplings für Rehwild.

UG	Monat/ Jahr	DS- Fläche (ha)	Wald- Anteil (%)	Wald (ha)	TS- Länge (km)	TS- länge/ 1.000ha (km)	De- tek- tio- nen	An- zahl (St.)	Mo- dell **	Dich- te (St/ 100ha)	VK (%)	errech- neter Bestand (St.)	Dichte (St/ 100ha Wald)	Dichte ohne Kitz (St/100ha Wald)	EZB (m)	EZB VK (%)	TS be- probt (%)
EIB FG1	07/17	6.212	91	5669	139,0	22,4	39	47	HNC	0,8	21,5	52	0,9	0,8	64	12	100
NED Test1	07/16	9.028	97	8780	196,7	22,3	50	63	HRH	1,8	20,7	162	1,8	1,6	74	12	86
NED Test2	12/16	9.028	97	8780	196,7	22,3	43	74	HNC	2,0	21,3	179	2,0	1,3	91	13	86
NED Test3	04/17	9.028	97	8780	196,7	22,3	58	79	HRH	2,5	21,6	229	2,6	2,6	82	13	86
NED FG1	11/17	9.028	97	8780	207,0	22,3	79	135	HNC	3,0	17,1	267	3,0	1,8	56	10	90
NED FG2	05/18	9.028	97	8780	207,0	22,3	85	91	HRH	1,4	14,1	124	1,4	1,4	80	7	90
<b>NED</b>	<b>Mittel</b>													<b>1,7</b>			
BÄR Test1	09/16	9.402	68	7085	227,5	24,2	118	218	HRH	4,9	15,5	460	6,5	5,2	90	9	100
BÄR Test2	03/17	9.402	68	7085	227,4	24,2	113	207	HRH	4,2	16,1	395	5,6	5,6	96	10	100
BÄR FG1	12/17	9.402	68	7085	223,8	23,8	128	255	HRH	3,2	14,8	300	4,2	2,9	94	10	100
BÄR FG2	04/18	9.402	75	7085	223,9	23,8	215	380	HNC	3,6	11,2	341	4,8	4,8	103	6	100
BÄR FG2*	04/18	13.111	72	9502	325,8	24,9	365	636	HNC	4,5	8,3	595	6,3	6,3	94	4	99
BÄR FG3	10/18	9.402	75	7085	222,4	23,6	177	325	HNC	4,1	10,7	384	5,4	4,1	75	6	99
BÄR FG3*	10/18	13.111	72	9502	321,3	24,5	344	629	HRH	5,9	8,9	771	8,1	6,3	74	6	99
<b>BÄR</b>	<b>Mittel</b>													<b>5,0</b>			
NES Test2	03/17	7.590	86	6802	124,1	17,6	53	102	HNC	6,0	20,3	455	6,7	6,7	70	11	79
NES FG1	03/18	8.534	80	6860	169,6	19,9	167	336	HRC	3,6	12,7	306	4,5	4,5	82	8	100
<b>NES</b>	<b>Mittel</b>													<b>5,6</b>			

\* mit Erweiterung; \*\*Modell: HRH: hazard rate hermite; HNC: half normal cosine; HRC: hazard rate cosine  
 TS=Transekt; VK=Variationskoeffizient; EZB=Effektive Zählstreifenbreite

**4.4.1.3 Ergebnisse des Distance-Sampling im REM Gebiet im Süden des UG3 BÄR**

Für einen Vergleich der Ergebnisse des Random-Encounter-Modells (REM) im UG3 BÄR mit den anderen Methoden (Kap. 4.4.2.7) wurde aus den zeitgleich erhobenen distance-Daten (2fache Zählung) eine Unterstichprobe innerhalb des REM-Gebietes analysiert. Entsprechend des kleinen Gebietes stand nur eine verringerte Stichprobe für Rotwild und auch für Rehwild zur Verfügung, so dass leider beide Werte mit nicht ausreichend niedrigen VK behaftet sind (Tab. 11). Für Rotwild ist der Dichtewert mit 2,9 St./100 ha Wald (ohne Kälber), bedingt durch einen nicht ausreichend niedrigen Variationskoeffizienten, mit einem gewissen Fehlerrisiko behaftet. Für Rehwild ergab die Berechnung eine Dichte von 4,7 Rehen/100 ha Wald (ohne Kitze).

Tab. 11: Ergebnisse des klassischen Distance-Samplings für Rot- und Rehwild im REM-Gebiet im UG3 BÄR.

UG3BÄR	Monat/Jahr	DS-Fläche (ha)	Wald-Anteil (%)	Wald (ha)	TS-Länge (km)	TS-länge/1000ha (km)	Detektionen (St.)	Anzahl (St.)	Modell	Dichte (St/100ha)	VK (%)	errechneter Bestand (St.)	Dichte (St/100ha Wald)	Dichte ohne Kälber (St/100ha Wald)	EZB (m)	EZB VK (%)
REM Row	10/18	2875	82	2363	75,1	26,1	30	121	half normal cosine	2,8	32,2	82	3,5	2,9 (inkl. Edge Effekt Korr.)	65	16
REM Rew	10/18	2875	82	2363	75,1	26,1	53	88	half normal cosine	4,9	21,2	141	6,0	4,7 (exkl. Edge Effekt Korr.)	60	10

**4.4.1.4 Methodenkritische Betrachtung des Distance-Samplings**

Anwendung von Korrekturfaktoren zum Ausgleich von „edge“-Effekten

Für die Minimierung von sogenannten „edge“-Effekten (Kap. 4.1.1.1) wurden Korrekturfaktoren ermittelt. Für Rotwild lagen diese zwischen 1,07 und 1,28 und waren mit höheren Sichttiefen im getrennt gerechneten Offenland im UG3 BÄR am höchsten. Das bedeutet, dass die ohne edge-Korrektur errechneten Dichten etwa 10-30 % zu niedrig waren.

In den Vergleich der Ergebnisse aus den unterschiedlichen Berechnungsansätzen (Kap. 4.4.3) gingen für Rot- und Rehwild bereits die korrigierten Werte ein.

Differenzen zwischen Parallelen bei Mehrfachbeprobungen

Bei allen Zwei- und Dreifachbeprobungen ergab sich die Möglichkeit, die einzelnen aufeinanderfolgenden Durchgänge auf der gleichen Fläche (Parallelen) miteinander auf Übereinstimmungen zu vergleichen. Es gab Unterschiede bei der Anzahl der Rotwildsichtungen zwischen den Parallelen. Nur in zwei Fällen lag der Unterschied bei ca. 50 %. Ansonsten waren die Unterschiede für Rotwild unter 25 % und beim Rehwild grundsätzlich unter 29 %. Das zeugt von einer guten Repräsentativität auch einzelner Durchläufe.

### Verhalten besendeter Tiere bei Distance-Sampling Beprobungen

Eine durch die Beobachtung ausgelöste Flucht oder eine grundsätzliche Meidung der Nähe zu Wegen kann zu methodischen Problemen bei der Anwendung vom Distance-Sampling führen. Um dies auszuschließen, wurde das Verhalten von besenderten Individuen während des Distance-Sampling analysiert.

In die Betrachtung wurden nur Ereignisse einbezogen, in denen sich besenderte Stücke während der Zählung in einer Entfernung von höchstens 150 m (39,5 % 0 bis 50 m, 47,4 % 51 bis 100 m, 13,1 % 101 bis 150 m) zum Transekt befanden (entdeckte als auch unentdeckte, besenderte Stücke).

26 von 39 besenderten Individuen (66,7 %) gingen in diese Auswertung ein, so dass in repräsentativen Analysen die individuellen Eigenheiten berücksichtigt wurden. Insgesamt entstanden so 76 reale Begegnungen (32 in der Schonzeit von Februar-Juli, 44 in der Jagdzeit von August-Januar). Anhand der Veränderungen der GPS-Positionen und der Aktivitätswerte (alle 5 Minuten verfügbar) aller beteiligten, besenderten Stücke wurden fünf Verhaltenskategorien generiert (Abb. 42).



Abb. 42: Anteil unterschiedlicher Reaktionen (in %) der besenderten Tiere auf das Zählfahrzeug innerhalb der Jagd- und Schonzeit.

Es wird deutlich, dass das Wild in der Schonzeit etwas entspannter auf das Fahrzeug reagierte. Allerdings lag der Anteil von Fluchtreaktionen auch während der Jagdzeit nie über 10 %.

Während der Jagdzeit fanden die drei Fluchtreaktionen kurz nach Drückjagden statt. In der Schonzeit sind nur zwei Fluchtreaktionen im UG1 EIB und UG4 NES zu verzeichnen gewesen. Weite Fluchten vor der eigentlichen Entdeckung und damit verbundene Doppelzählungen können somit fast ausgeschlossen werden (kein bedeutender Einfluss auf die Dichteberechnung). Die Reaktionen auf das Fahrzeug im Wald als auch im Offenland fallen aber sehr ähnlich aus und müssen insofern keiner getrennten Betrachtung unterzogen werden.

Von insgesamt 77 potenziellen Begegnungen mit Halsbandtieren konnte in 43 % der Fälle das Zählteam das Halsbandtier oder das zugehörige Rudel erkennen.

Zusätzlich wurde während der Zählungen im Jahr 2018 die Reaktion aller entdeckten Tiere/Rudel (beim Anfahren, Entfernung messen sowie Wegfahren) direkt durch die Beobachter



aufgezeichnet (n=368). Drei Entfernungsklassen wurden hierbei gebildet (Reaktion bis 50 m, 51-100 m, ab 101 m) (Abb. 43).

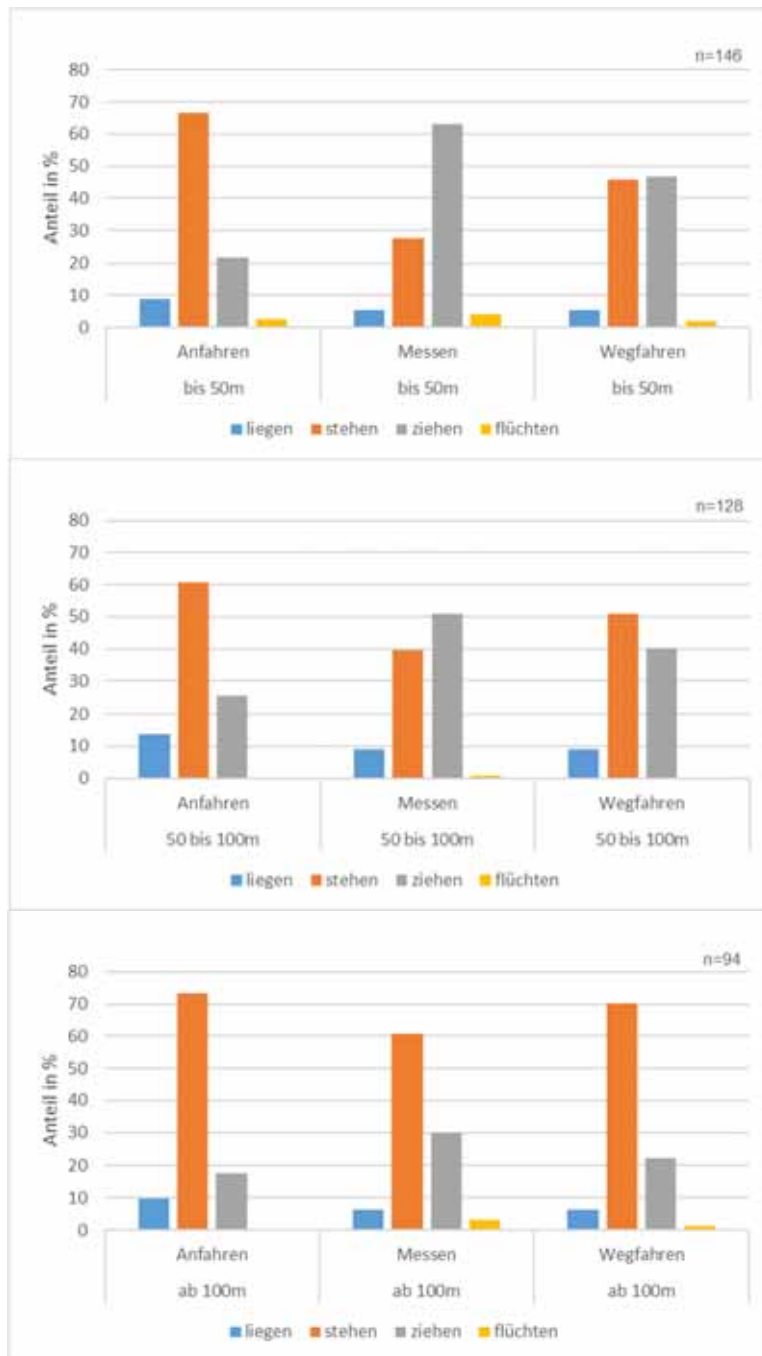


Abb. 43: Anteil (%) der verschiedenen Reaktionen der entdeckten Tiere in Bezug zur Entfernung zum Transekt sowie der Tätigkeit des Beobachters.

Aus Abb. 43 wird deutlich, dass ein Anteil der Tiere, die schon gestanden haben (vorwiegend in den ersten 50 m zum Beobachter) langsam weiterzieht, wobei diese Tiere wieder stehen bleiben, wenn das Fahrzeug wegfährt. Da sich die Ergebnisse in der Schon- als auch in der Jagdzeit auch zwischen den FoB kaum unterschieden, wurden alle Werte gepoolt.

Somit kann ebenfalls belegt werden, dass das Distance-Sampling im Erzgebirge nur geringen Einfluss auf die Rotwildaktivitäten während der Zählung hatte und somit die Ergebnisse durch vermeintliche Ausweichbewegungen der Tiere nicht negativ beeinflusst wurden.

### Vergleichende Betrachtung der Untersuchungsgebiete

Damit mögliche Fehlerquellen minimiert bzw. aufgedeckt werden können und die erfassten Daten ein hohes Maß an Genauigkeit aufweisen, wurde eine Voruntersuchung durchgeführt. So kann z.B. das Transektdesign getestet werden oder welches Zeitfenster für welches UG die günstigsten Voraussetzungen bietet (gute Sichtbarkeit des Rotwildes, möglichst viele kleinere Rudel gleichmäßig übers Gebiet verteilt, geringe Störungsempfindlichkeit, usw.).

So eignete sich (wie bei den meisten Zählungen mit Hilfe der Wärmebildkamera) der Herbst bis zum Winteranfang und das Winterende bis einschl. Frühling in den UG2-UG4 am besten (durch die zum Teil hohen Schneelagen im Januar und Februar war die Zählung nicht möglich). Nur im UG1 EIB stellte sich heraus, dass die besten Bedingungen trotz dichter Vegetation im Sommer herrschten. Lediglich Befahrungen im Sommer erbrachten hier eine ausreichende Anzahl an Detektionsereignissen.

Der Jagddruck und die allgemeine Erschließung des Gebietes durch den Menschen können einen Einfluss auf die Genauigkeit der Erfassung haben (SETSAAS et al. 2007). Vorteilhaft ist, wenn diese Faktoren möglichst niedrig sind, was eine geringere Scheu beim Wild zur Folge hat und somit z.B. die verschiedenen Messungen (Entfernung, Winkel zum Transekt) einfacher werden. Hierzu konnten keine weiteren Untersuchungen durchgeführt werden.

Beim Rotwild haben nur in geringem Umfang Ausweichbewegungen als Reaktion auf die Beobachtung stattgefunden. Rehe verharrten meist lange an der ursprünglichen Position und ließen eine vergleichsweise kurze Entfernung zum Beobachter zu (ca. 30 % kürzer als Rotwild). Mit durchschnittlich 52 m Entfernung waren die Messungen beim Rehwild am einfachsten. Oft reagierten die Tiere auf die Beobachter erst spät oder gar nicht. WARD et al. (2004) geben an, dass 81 % der Rehe die Beobachter nicht bemerkten. Bei HEMAMI et al. (2007) flohen nur 8 % der Rehe.

Eine Unterscheidung verschiedener Altersklassen war lediglich aufgrund von Größenunterschieden möglich, so dass nur eine Bestimmung von adult und juvenil praktikabel war. Eine erfolgreiche Identifizierung der Tiere hing auch stark von der Entfernung zum Beobachter und vom sonstigen, abgebildeten Umfeld ab, da dies für eine Größenzuordnung der Wärmequelle wichtig war. Somit wird deutlich, dass sich Distance-Sampling nicht für genaue Altersstrukturanalysen eignet.

Eine höhere Anzahl an Transekten war aufgrund des befahrbaren Wegesystems in den festgelegten Untersuchungsgebieten nicht möglich. Mehr Transekte wären wünschenswert, aber nicht dringend notwendig gewesen. Nur im UG4 NES konnten nicht alle Bereiche des Gebietes vollständig erschlossen werden, wodurch eine optimale Dichtebestimmung möglicherweise negativ beeinflusst wurde.

Durch die Telemetrie wurde ebenfalls deutlich, dass der Aufenthalt der Tiere in Deutschland jahreszeitlich zum Teil je nach UG stark schwankte (Kap. 5.1.3.2). So kann bspw. die Abwanderung von Alttieren zum Kälbersetzen nach Tschechien (in UG1,3,4) oder die Abwanderung von Hirschen zur Brunft nach Tschechien (UG1,3) großen Einfluss auf das Zählergebnis haben. Teilweise kann auch die brunftbedingte Zu- und Abwanderung von Hirschen ins jeweilige UG ohne Überwinden der Staatsgrenze eine Rolle gespielt haben.

Auch die Aktivitätsanteile (Kap. 6.2) und die davon beeinflussten, jahresspezifischen Laufstrecken (Kap.5.8) können einen Einfluss auf das Ergebnis entwickeln, z.B., wenn in Phasen verringerter Aktivität oder verkürzten Laufstrecken (z.B. Juli) gezählt würde und so die Entdeckungswahrscheinlichkeit vermutlich dadurch sinkt. Solche Verzerrungen lassen sich in der Regel bei den Analysen nicht berücksichtigen.

Zuletzt spielt auch der Tagesrhythmus von Aktivität und Raumnutzung eine wichtige Rolle. Anhand der Telemetrie konnte durch die Habitatpräferenzen festgehalten werden, dass sich Rotwild nachts zum Ruhen (Liegen) weiter von Wegen entfernt, womit die Entdeckungswahrscheinlichkeit in dieser Phase ebenfalls sinken kann.

Nachfolgend werden - getrennt nach den vier UG - mögliche Fehlerquellen des Distance-Sampling diskutiert.

### UG1 EIB

Im UG1 wurde eine sehr hohe Dichteunterschätzung durch Distance-Sampling (46 % unterhalb der aus Fotofallendaten errechneten Dichte; Tab. 17) ermittelt. Dafür können gleich mehrere Faktoren verantwortlich sein:

Im UG1 wurden 4 von 5 Zählungen im Sommer durchgeführt. Dabei konnte zwar die höchste Anzahl an Rotwild entdeckt werden, aber die dichte Vegetation könnte trotzdem dazu führen, dass zu viel unentdeckt blieb.

Im Sommer wurden öffentliche Straßen in einem Bereich von 100 m tagsüber als auch nachts deutlich gemieden (ca. 20 % der Transekte waren Straßen im Wald). Die Nähe von Wegen im Offenland wurde im Sommer ebenfalls gemieden (Bevorzugung erst ab 200 m). Im Winter werden im UG1 EIB nachts Wege und Straßen im Offenland grundsätzlich bei Aktivität gemieden (Kap. 5.7.6). Damit gibt es eine Verzerrung des Aufenthaltes in einsehbaren und nicht einsehbaren Bereichen und die Grundvoraussetzungen des Distance-Samplings sind nicht erfüllt.

Im UG1 stand den telemetrierten Tieren zwar wenig Offenland zur Verfügung, dieses wurde aber ebenfalls eindeutig gemieden (Kap. 5.7.2).

Eine mögliche Unterschätzung ist bei den Sommererhebungen im UG1 auch durch die teilweise verringerte Aktivität (Abb. 202) und verkürzte Laufstrecken (Abb. 181 & Abb. 184) im Juli möglich.

Die effektive Zählstreifenbreite war im UG1 EIB am niedrigsten (bei Rotwild als auch Rehwild), daher scheint hier die dichte Vegetation als Quelle für eine geringe Sichttiefe die größte Rolle zu spielen.

Außerdem wurde eine leichte Bevorzugung (nur Vergleich zu anderen Waldstrukturen, aber nicht zu anderen Haupthabitattypen wie z.B. Offenland) oft nicht einsehbarer Nadelholzdickungen (2-6 m) im Sommer wie im Winter festgestellt (Kap. 5.7.3).

### UG2 NED

Vergleicht man die Distance Ergebnisse aus dem UG2 NED mit den Fotofallendaten des gleichen Zeitraumes, so liegen diese 47 % niedriger (Tab. 17) und weisen auf eine deutliche Unterschätzung hin. Die Ursache hierfür ist methodischer Natur: Eine Beprobung des vom Rotwild vor allem nachts intensiv genutzten Offenlandes war hier nicht bzw. nur stark eingeschränkt möglich.

Die modellbasierten Analysen zeigten gleichzeitig, dass das Rotwild Bereiche mit niedriger Baumhöhenklasse (10-13 m) signifikant bevorzugt (nur Vergleich zu anderen Waldstrukturen, aber nicht zu anderen Haupthabitattypen wie z.B. Offenland). Es konnte eine leichte Bevorzugung der Laubholzdickungen und Stangenhölzer (wintergrün & winterkahl) von den Hirschen im Sommer und Winter festgestellt werden (Kap. 5.7.3).

Für Bereiche in der Nähe von Straßen und Wegen wurde im UG2 keine Meidung festgestellt, so dass dadurch keine Unterschätzung vorliegen sollte (Kap.5.7.6).

Es wäre aber auch ein Einfluss durch eventuell einwanderndes Rotwild während der Brunft aus Einständen außerhalb des UG möglich.

### UG3 BÄR

Im UG3 wurde eine Dichteunterschätzung durch Distance-Sampling (21 % unterhalb des arithmetischen Mittelwertes aus Fotofallen- und Distance-Sampling-Dichten; Tab. 17) ermittelt. Die Nähe der Feldwege wurde im Sommerhalbjahr zwar leicht gemieden, was aber weniger relevant ist, da man das Offenland ohnehin sehr weit einsehen kann (Kap.5.7.6).

Die mögliche Abwanderung von Alttieren zum Setzen nach Tschechien sowie ein teilweises Abwandern von Hirschen in Sommereinstände außerhalb des UG3 (Kontaktraten sinken im Juni) könnten u.a. für die geringe Unterschätzung relevant gewesen sein. Auch Hirsche, die zur Brunft nach Tschechien abwandern (Telemetriedaten; Kap. 5.1.3.2) bzw. in das Untersuchungsgebiet zuwandern (relative Dichten; Kap. 4.4.2.5), können ursächlich für die minimalen, festgestellten Abweichungen sein.

Die modellbasierten Analysen zeigten, dass das Rotwild im UG Neudorf Bereiche mit niedriger Baumhöhenklasse (10-13m) signifikant bevorzugt (nur Vergleich zu anderen Waldstrukturen, aber nicht zu anderen Haupthabitattypen wie z.B. Offenland). Stangenhölzer (Laubholz) wurden im Sommer von Alttieren und Hirschen leicht bevorzugt. Hirsche bevorzugten im Winter leicht

Nadelstangenhölzer. Dickungen wurden im Winter von Alttieren leicht bevorzugt, von Hirschen leicht im Sommer (Kap. 5.7.3). Durch einen sehr hohen Offenlandanteil im UG spielen diese Aspekte in Bezug auf das Gesamtergebnis nur eine geringe Rolle.

Die modellbasierten Analysen zeigen, dass die örtliche Verteilung sehr stark zwischen den unterschiedlichen Erfassungen variierte (saisonale Wanderungen=Wahl des Zählgebietes maßgeblich).

#### UG4 NES

Im UG4 wurde die niedrigste Dichteunterschätzung durch Distance-Sampling (17 % unterhalb des arith. Mittelwertes aus Fotofallen- und Distance-Sampling-Dichten; Tab. 17) ermittelt.

Tagsüber als auch nachts wurde im Sommer das Straßenumfeld im Wald (bis zu 100 m) deutlich gemieden (Kap. 5.7.6). Dies hatte vermutlich aber nur einen geringen Einfluss, da kaum Straßen für die Zählung im Wald benutzt wurden.

Dickungen und Stangenhölzer wurden extrem gemieden (Kap. 5.7.3), daher ist die Unterschätzung im UG4 im Vergleich zu den drei anderen UG vermutlich am niedrigsten.

#### Fazit zum Distance-Sampling

Durch Distance-Sampling ausgelöste Fluchtereignisse spielten in der vorliegenden Studie keine relevante Rolle. Eine generelle Meidung der Wegnähe in den ersten 50 m war kaum festzustellen. Dennoch unterschätzte das Distance-Sampling den Rotwildbestand scheinbar grundsätzlich etwas, teilweise sogar erheblich. Die Ursachen hierfür lassen sich nur teilweise erklären - führen aber zwangsläufig zu dem Schluss, dass wesentliche Grundvoraussetzungen für die Anwendung des Distance-Sampling nicht vorlagen. Ist die Aufenthaltswahrscheinlichkeit in einsehbaren und nicht einsehbaren Bereichen nicht gleich hoch, sind die Grundvoraussetzungen zur Anwendung nicht erfüllt. Diese Aufenthaltswahrscheinlichkeiten hängen von einem mannigfaltigen Faktorenkomplex (s.o.) ab und die Intensität der einzelnen Faktoren kann nicht sicher ermittelt werden, so dass auch der Grad einer möglichen Unterschätzung nicht ohne eine abgesicherte Referenzdichte festgestellt werden kann.



## 4.4.2 Populationsdichten mittels Fotofallenmonitoring

Insgesamt wurden 430.874 Fotofallenbilder innerhalb der drei Projektjahre erhoben und vollständig ausgewertet. In den folgenden Abschnitten werden die Ergebnisse der unterschiedlichen Auswertungsansätze vorgestellt, die alle auf dem gleichen Datenmaterial beruhen.

Tab. 12: Parameter der Datenerfassung mit Hilfe des Fotofallenmonitorings in den vier Untersuchungsgebieten.

UG	UG1 Eibenstock	UG2 Neudorf	UG3 Bärenfels	UG4 Neustadt	REM (im UG3)
Anzahl der Fotofallenbilder	37.155	182.738	132.726	75.378	2.877
Fallentage (Soll)	14.543	32.507	32.621	17.342	7.290
Fallentage (Ist)	13.299	29.599	29.795	16.089	7.056
Prozentsatz aktiv (%)	91,4	91,1	91,3	92,8	96,8

### 4.4.2.1 Rotwildichten nach Petersen-Lincoln-Index über Halsbandmarkierung

Der Petersen-Lincoln-Index basiert auf Fang-Markierung-Wiederfang-Schätzungen. Prinzipiell können bei dieser Methode alle Merkmale genutzt werden, die ein Tier als markiert erkennbar machen - in der vorliegenden Studie war das die Markierung mit Halsbandsendern. Da die Ohrmarken nicht sicher auf den Fotofallenbildern zu erkennen waren, wurden für diesen Ansatz nur Individuen einbezogen, die einen Halsbandsender trugen. Hierbei wurden auch zwei Alttiere mit nicht mehr funktionierenden Halsbandsendern aus früheren Forschungsprojekten der TU Dresden (NITZE et al. 2006, NITZE 2012) integriert.

Für die Ermittlung der Anzahl markierter Individuen im Gebiet wurde berücksichtigt, wie lange die einzelnen Stücke innerhalb des Fotofallenzeitraumes mit einem Halsband markiert waren und wieviel sie sich im Fotofallen-UG (über Anteil Peilungen im Gebiet) aufgehalten haben. Die einzelnen Individuen wurden dementsprechend anteilig eingerechnet, so dass Dezimalwerte angegeben werden.

In der folgenden Tab. 13 sind alle Datensätze inkl. der Ergebnisse dargestellt, für die die Anzahl an Wiederfängen markierter Individuen  $\geq 9$  war. Die Ergebnisse aller anderen Datensätze (0, 1, 2, 4 und 5 Wiederfänge) werden nicht weiter betrachtet.

Im UG1 EIB war insgesamt der größte Anteil an Markierten im Gebiet, die sich regelmäßig im Fotofallen-UG aufhielten. Diese machten bei den Fotofallenbildern einen Anteil von 3,1 bzw. 4,3 % (Tab. 13) aus. Die ermittelten Dichtewerte nach Petersen-Lincoln-Index für den Frühjahrsbestand lagen 2016 bei 1,48 St./100 ha Wald und 2017 bei 1,44 St./100 ha Wald.

Im UG2 NED lebten am Anfang nur relativ wenige Sendertiere (Tab. 13) im Fotofallen-UG. Da die Markierungen erst nach dem Festlegen des Fotofallennetzwerkes erfolgten, wusste man natürlich nicht vorher, wo sich die Markierten schwerpunktmäßig aufhalten. Mit Erweiterung des Fotofallennetzes im UG wurde dieser Umstand behoben und außerdem die Stichprobe insgesamt erhöht. Dann lag mit 8,8 Stücken markiertem Rotwild und 34 Wiederfängen im letzten

Zeitraum eine verbesserte Stichprobe vor. In diesem Zeitfenster am Projektende und nach einer Bestandesreduktion wurde nach Petersen-Lincoln-Index eine Dichte von 5,6 St./100 ha Wald ermittelt.

Tab. 13: Rotwildfrühjahrsdichten anhand des Petersen-Lincoln-Index.

UG	Zeitraum	Tieranzahl markiert im UG (St.)	Wiederfang markiert (St.)	Wiederfang gesamt (St.)	Anteil markiert in UG (%)	errechneter Bestand (St.)	UG-Größe (ha)	St./100 ha (Wald)	KI
1 EIB	05/2016-07/2016	2,03	12	386	3,1	65	5.100	1,48	0,94-2,96
1 EIB	11/2016-04/2017	2,73	9	209	4,3	63	5.100	1,44	0,87-3,24
2 NED	11/2016-04/2017	2,99	13	1.519	0,9	349	6.278	5,79	3,77-12,55
2 * NED	05/2018-08/2018	8,79	34	2.163	1,6	559	10.959	5,58	4,12-8,24
3 BÄR	05/2017-07/2017	4,47	10	554	1,8	248	6.237	4,67	2,75-11,67
3 BÄR	11/2017-04/2018	3,87	14	477	2,9	132	6.237	2,49	1,59-4,97
3 * BÄR	05/2018-12/2018	7,01	21	1.526	1,4	509	8.779	6,78	4,74-11,86
4 NES	11/2017-04/2018	2,0	11	401	2,7	72	6.301	1,28	0,78-2,81

\* gesamt, mit Erweiterung

Im UG3 BÄR erfolgte ebenfalls eine Vergrößerung des Fotofallennetzes im letzten Projektjahr. Diese Vergrößerung konnte zwar die Anzahl an markierten Tieren (7 Stück; Tab. 13) im Gebiet erhöhen, insgesamt war der Anteil an markierten Tieren dann jedoch niedriger (1,4 %; Tab. 13) als zuvor. Da das Fotofallen-UG mit der Erweiterung um 40 % vergrößert wurde, ist ein direkter Vergleich der Ergebnisse ohne und mit Erweiterung nicht sinnvoll.

Nachdem im UG4 NES insgesamt vier Stücken Rotwild besendert waren, konnten im Winter 2017/18 1,28 St./100 ha Wald ermittelt werden. Bei den Fotofallenbildern waren 11 von 401 ausgezählten Stücken markiert und machten 2,7% aus (Tab. 13).

#### 4.4.2.2 Rotwildichten nach Fang-Wiederfang individuell erkannter Hirsche (Mark - mit Telemetrie)

Beim Ansatz der Bestandesermittlung mittels Mark - mit Telemetrie lagen alle Variationskoeffizienten der neun berechneten Datensätze über 50 % (max. bei 185 %), so dass deren Ergebnisse nicht weiter einbezogen und auch nicht dargestellt werden.

#### 4.4.2.3 Rotwildichten nach Fang-Wiederfang individuell erkannter Hirsche (SECR)

Beim Schätzverfahren SECR (Spatially Explicit Capture Recapture) wurden alle Datensätze mit einem VK  $\leq 50$  % in die weiteren Analysen einbezogen (Tab. 14). Als Datengrundlage dienen alle individuell erkennbaren Hirsche. Der Gesamtbestand wurde in einem zweiten Schritt aus dem über Individualerkennung ermittelten Hirschbestand (Tab. 14) und dem laufstreckenkorrigierten Geschlechterverhältnis hochgerechnet.

Bei den Berechnungen nach SECR (Tab. 14) und Mark-Resight (Tab. 15) zeigte sich, dass im Verhältnis zum errechneten Hirschbestand jeweils etwa die Hälfte der Individuen auf den Fotos

erkannt wurde. Lediglich beim SECR im letzten Durchgang im UG4 NES wurden 30 Hirsche (fast alle) erkannt und 35 berechnet (Tab. 14). Bei der großen Stichprobe im Mark-Resight im UG2 NED (2. Durchgang; Tab. 15) konnten nur 103 Individuen erkannt werden, jedoch wurden 317 errechnet.

Tab. 14: Rotwildfrühjahrsdichten nach individualerkannten Hirschen und SECR.

UG	Zeitraum	Hirschanzahl markiert im UG (St.)	Wiederfang Hirsche (St.)	Wiederfang rate Ø	errechneter Bestand Hirsche (St.)	UG- Größe (ha)	St./100 ha (Wald)	KI	VK (%)
1 EIB	11/2016- 04/2017	18	29	1,6	40	5.100	1,46	0,77-2,85	34
1 EIB	08/2017- 10/2017	24	36	1,5	55	5.100	2,00	1,11-3,72	32
2 NED	11/2016- 04/2017	49	71	1,4	101	6.278	5,25	3,17-8,69	26
2 NED	08/2017- 10/2017	103	151	1,5	210	6.278	8,36	5,89-11,91	18
3 BÄR	11/2017- 04/2018	41	65	1,6	93	6.237	3,05	1,93-5,02	25
3 * BÄR	08/2018- 12/2018	62	106	1,7	125	8.779	3,18	2,15-4,74	21
4 NES	08/2016- 10/2016	23	32	1,4	56	6.301	2,10	0,85-5,19	48
4 NES	11/2017- 04/2018	30	57	1,9	35	6.301	1,02	0,62-1,75	27

\* gesamt, mit Erweiterung

#### 4.4.2.4 Rotwilddichten nach Fang-Wiederfang individuell erkannter Hirsche (Mark-Resight)

Im Gegensatz zum Berechnungsansatz SECR, bei dem nur die Wiederfanghäufigkeit eine Rolle spielt, wird bei der Berechnung nach Mark-Resight auch die Anzahl der unmarkierten Tiere in die Berechnung einbezogen.

Tab. 15: Rotwildfrühjahrsdichten nach individualerkannten Hirschen und Mark-Resight.

UG	Zeitraum	Hirschanzahl markiert im UG (St.)	Wiederfang Hirsche (St.)	Wiederfang rate Ø	Fanganzahl unmarkierte Hirsche (St.)	errechneter Bestand Hirsche (St.)	UG- Größe (ha)	St./100 ha (Wald)	KI	VK (%)
1 EIB	11/2016- 04/2017	19	28	1,5	90	39	5.100	1,49	0,93-3,00	31
1 EIB	08/2017- 10/2017	24	33	1,4	108	48	5.100	1,74	1,14-3,62	26
2 NED	11/2016- 04/2017	51	69	1,4	570	121	6.278	6,28	3,46-12,73	33
2 NED	08/2017- 10/2017	103	124	1,2	479	317	6.278	12,63	6,41-25,55	36
3 BÄR	08/2016- 10/2016	54	75	1,4	258	160	6.237	4,99	3,00-9,01	29
3 BÄR	11/2017- 04/2018	43	64	1,5	201	106	6.237	3,47	2,29-5,78	24
3 * BÄR	08/2018- 12/2018	65	91	1,4	268	143	8.779	3,62	2,67-5,67	17
4 NES	08/2016- 10/2016	23	29	1,3	122	60	6.301	2,23	1,25-4,87	36
4 NES	11/2017- 04/2018	31	49	1,6	196	55	6.301	1,63	1,18-2,49	19

\* gesamt, mit Erweiterung

Auch beim Berechnungsansatz mittels Mark-Resight wurden nur Datensätze mit einem VK  $\leq 50$  % in die weiteren Analysen einbezogen (Tab. 15).

Beim Vergleich der Ergebnisse aller drei Fang-Wiederfang-Verfahren mittels Fotofallen (Tab. 13 - Tab. 15) spiegeln sich in den vier UG ähnliche Dimensionen der Frühjahrsdichten wider, so dass eine generelle Unbrauchbarkeit eines Verfahrens nicht vermutet wird.

#### 4.4.2.5 Relative Dichten - nach Fotofallen-Kontaktraten

Kontaktraten, angegeben in fotografierten Individuen pro 24 Stunden und Kamerastandort, sollten v.a. als leicht herzuleitende Referenz- und Vergleichswerte für die absoluten Dichten ermittelt werden. Sind die Rahmenbedingungen des Fotofalleneinsatzes (Standortwahl, Fallendichte, Kameramodell) in unterschiedlichen UG vergleichbar, sind gemittelte Kontaktraten ein verlässlicher Indikator für das relative Verhältnis der tatsächlichen Populationsdichten zueinander. Wenn für Kontaktraten zudem - wie in dieser Studie für Rotwild erfolgt - eine Laufstreckenkorrektur auf Basis von Telemetriedaten erfolgt, können auch zeitliche Entwicklungen gut beurteilt werden. Entsprechend des Risikos von Verzerrungen einzelner Monatswerte stellen die mehrmonatigen Mittelwerte über die Summe beider Geschlechter das Kernergebnis dar, das zum Vergleich herangezogen wurde.

#### Relative Rotwildichten

Im UG1 EIB schwankten die mittleren, monatlichen Kontaktraten (Abb. 44) zwischen 0,05 und 0,12 und ergaben im Durchschnitt 0,08. Die Gesamtwerte waren in den Monaten Mai-August etwas höher, wobei in dieser Zeit die Kontaktraten für beide Geschlechter anstiegen. Dies deutet darauf hin, dass in den Sommermonaten sowohl etwas männliches, als auch weibliches Rotwild zuwandert. Zur Brunft ergaben sich insgesamt die niedrigsten Werte. Daher ist anzunehmen, dass wie im UG4 wesentliche Teile der Population nach Tschechien abwanderten.

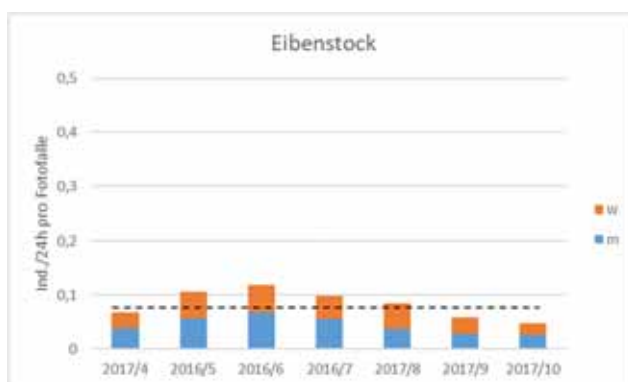


Abb. 44: Geschlechtsspezifische (m=männlich, w=weiblich), relative Rotwildichten (ohne Kälber) anhand von Fotofallen-Kontaktraten (inkl. Mittel=Strichellinie) pro 24 h und Fotofallenstandort im UG1 EIB (unechte Zeitreihe).

Im UG2 NED wurden die drei Jahre mit separaten Mittelwerten dargestellt (Abb. 45), da signifikante Unterschiede in den Populationsdichten (Abb. 62; Kap. 4.4.3.1) vorlagen. Der Mittelwert fiel von 0,45 (2016) auf 0,25 (2017) und 0,24 (2018). Auch die Ergebnisse des Distance-Sampling (Abb. 37; Kap. 4.4.1.1) belegen die Reduktion der Rotwildpopulation auf etwa die Hälfte. Aus den Werten von 2017 (September) ist zu erkennen, dass zur Brunft Hirsche,



aber auch Kahlwild in das Fotofallen-UG einwanderten. In früheren Rotwildtelemetriestudien in Sachsen (NITZE et al. 2006, NITZE 2012) konnten teilweise Brunftexkursionen/-abwanderungen über mehrere Kilometer nachgewiesen werden. In Abb. 45 ist das kontinuierliche Absinken des Hirschantteils zu erkennen.

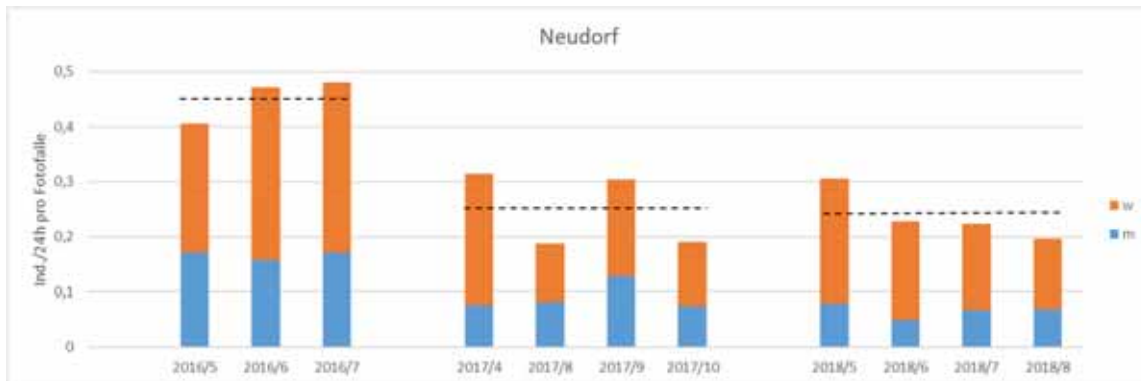


Abb. 45: Geschlechtsspezifische (m=männlich, w=weiblich), relative Rotwilddichten (ohne Kälber) anhand von Fotofallen-Kontaktraten (inkl. Mittel=Strichellinie) pro 24 h und Fotofallenstandort im UG2 NED.

Im UG3 BÄR schwanken die Werte relativ gering um den Mittelwert von 0,12 (Abb. 46). Der geringere Anteil an Hirschen 2018 geht methodenbedingt auf die Gebietserweiterung zurück, weil dies v.a. Kahlwildeinstände sind. Die Rotwilddichten im Erweiterungsgebiet sind sehr wahrscheinlich vergleichbar zum ursprünglichen Fotofallen-UG, da keine Dichte-Unterschiede zwischen 2016/17 (ohne Erweiterung) und 2018 (mit Erweiterung) zu erkennen sind. Ob die leicht höheren Werte im September 2016 auf monatliche Schwankungen oder auf eine reale Zuwanderung von Rotwild zurückgehen, kann nicht geklärt werden. Die im UG3 BÄR insgesamt etwas geringere Aktivität pro 24 h (Kap. 6.3) könnte eventuell eine geringfügige Unterschätzung bei den relativen Dichten zur Folge haben.

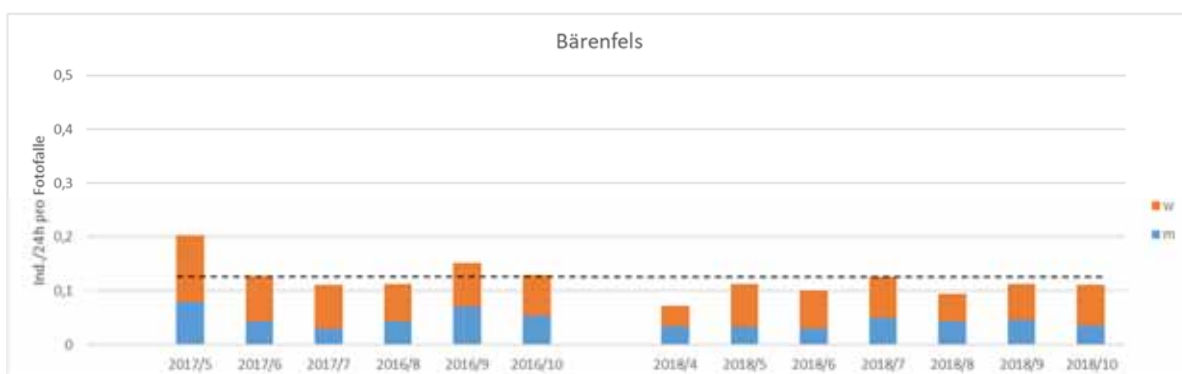


Abb. 46: Geschlechtsspezifische (m=männlich, w=weiblich), relative Rotwilddichten (ohne Kälber) anhand von Fotofallen-Kontaktraten (inkl. Mittel=Strichellinie) pro 24 h und Fotofallenstandort im UG3 BÄR (unechte Zeitreihe; links vor, rechts nach Erweiterung des UG).

Im UG4 NES liegen die Werte mit einer Ausnahme (Mai 2017) ähnlich eng um den Mittelwert von 0,08 (Abb. 47), wie im UG1 EIB. Ob die erhöhten Mai-Werte in allen UG auf erhöhte

Erfassungswahrscheinlichkeiten und/oder auf einen verstärkten Aufenthalt im Wald (z.B. Alttiere nach dem Setzen) zurückgehen, kann nicht abschließend geklärt werden.

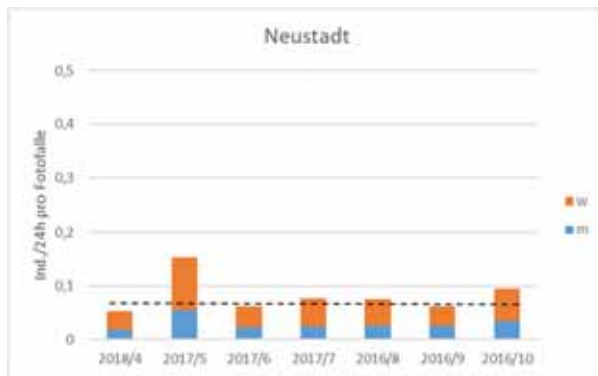


Abb. 47: Geschlechtsspezifische (m=männlich, w=weiblich), relative Rotwildichten (ohne Kälber) anhand von Fotofallen-Kontaktraten (inkl. Mittel=Strichellinie) pro 24 h und Fotofallenstandort im UG4 NES (unechte Zeitreihe).

Im Vergleich der vier UG fanden sich in den UG1 EIB und UG4 NES ähnlich niedrige Rotwildichten (Kontaktrate: 0,08 St./24 h und Fotofalle). Der Wert von 0,12 im UG3 BÄR deutet auf etwa 50 % höhere Dichten hin. Im UG2 NED wurde im letzten Projektjahr 2018 mit einer mittleren Kontaktrate von 0,24 ein etwa dreifach so hoher Wert wie in den UG1 EIB und UG4 NES nachgewiesen.

### Relative Rehwildichten

Da sich die Kenngrößen des Raum-Zeit-Systems (z.B. Größe des Aktionsraumes, Aktivitätsdauer, 24 h-Laufstrecken) von Rehen und Rotwild unterscheiden, sind die Kontaktraten zwischen den beiden Arten auch nicht direkt vergleichbar. Da die Reh-Kontaktraten nicht laufstreckenkorrigiert wurden, sind Verzerrungen bei den Raten im Zuge erhöhter (z.B. Paarungszeit) oder verringerter Aktivität möglich.

Im UG1 EIB schwanken die Raten nur minimal um den Mittelwert von 0,05 (Abb. 48). Der Mittelwert (0,06) im UG2 NED liegt auf vergleichbarem Niveau, wohingegen die Einzelwerte aber stärker um den Mittelwert schwanken (Abb. 49).



Abb. 48: Geschlechtsspezifische (m=männlich, w=weiblich), relative Rehwildichten (ohne Kitze) anhand von Fotofallen-Kontaktraten (inkl. Mittel=Strichellinie) pro 24 h und Fotofallenstandort im UG1 EIB (unechte Zeitreihe).

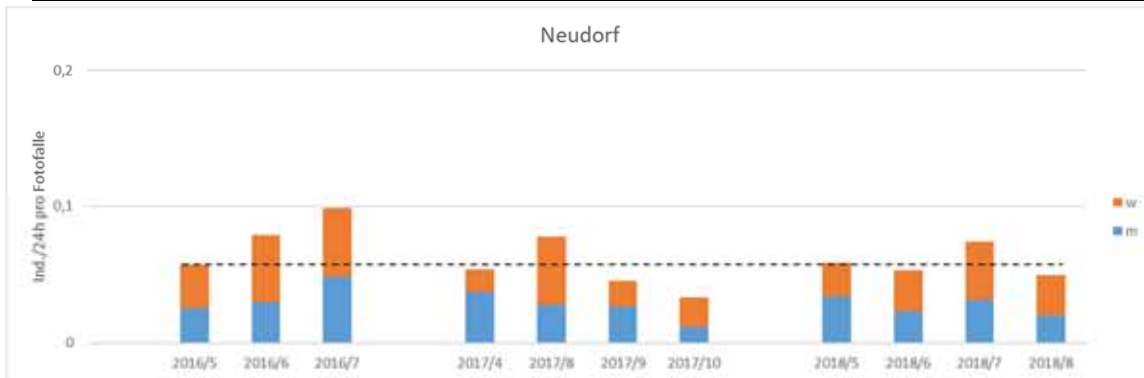


Abb. 49: Geschlechtsspezifische (m=männlich, w=weiblich), relative Rehwilddichten (ohne Kitze) anhand von Fotofallen-Kontaktraten (inkl. Mittel=Strichellinie) pro 24 h und Fotofallenstandort im UG2 NED.

In den beiden anderen UG (UG3 & UG4) lagen die Raten mit jeweils 0,09 auf fast dem doppelten Niveau, so dass zu vermuten ist, dass im UG3 (Abb. 50) & UG4 (Abb. 51) doppelt so hohe Rehfrühjahrsdichten vorkommen wie im UG1 und UG2. In beiden Gebieten sinkt der Anteil der Böcke vom August bis zum September, was zumindest teilweise mit dem früheren Beginn der Bejagung der Böcke zusammenhängt. Ebenfalls im UG3 (2017 & 2018) und im UG4 (2016) steigen die Gesamt-Raten vom September zum Oktober an. In der Zeit, wenn die Felder fast vollständig abgeerntet sind, ziehen Rehe verstärkt in die dann Deckung bietenden Wälder (STUBBE 1997, PEGEL et al. 2000, HEWISON et al. 2007). Im UG1 EIB ist dieser Effekt wegen fehlender Felder im Umfeld nicht zu erkennen. Aber auch im UG2 NED ist trotz angrenzender Felder diese Zunahme nicht erkennbar.

Die in allen Gebieten oft zumindest leicht erhöhten Kontaktraten im Mai im Vergleich zum April gehen vermutlich auf eine höhere Mobilität/Aktivität während der Territoriumsneuaufteilung zurück, denn die Rehdichten sind durch den Wechsel der Kitze in die nächste AK im April am höchsten und sinken dann durch die Bejagung bis zum Ende des Jagdjahres.

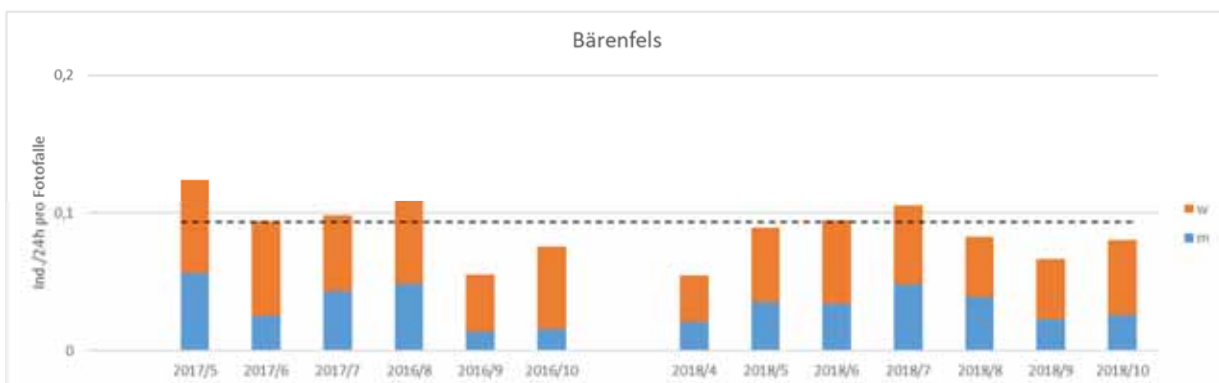


Abb. 50: Geschlechtsspezifische (m=männlich, w=weiblich), relative Rehwilddichten (ohne Kitze) anhand von Fotofallen-Kontaktraten (inkl. Mittel=Strichellinie) pro 24 h und Fotofallenstandort im UG3 BÄR (unechte Zeitreihe).

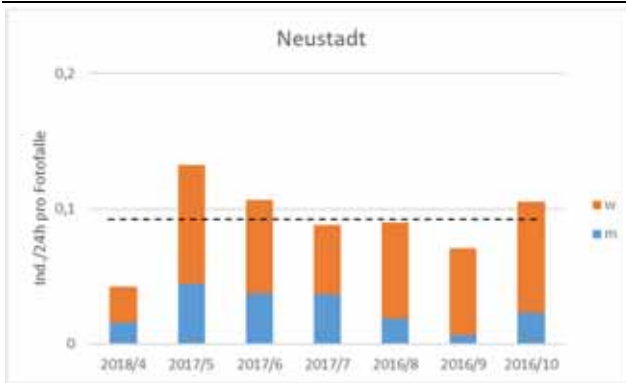


Abb. 51: Geschlechtsspezifische (m=männlich, w=weiblich), relative Rehwilddichten (ohne Kitze) anhand von Fotofallen-Kontaktraten (inkl. Mittel=Strichellinie) pro 24 h und Fotofallenstandort im UG4 NES (unechte Zeitreihe).

#### 4.4.2.6 Qualitätsgewichtete Mittelwerte aus Fotofallendaten

Die im Folgenden präsentierten gewichteten Mittelwerte basieren wieder (wie auch bei den Distance-Sampling-basierten Zahlen - s.o.) auf der Methode des „inverse-variance weighting“.

##### UG1 - Eibenstock

Im UG1 EIB konnten mit den drei unterschiedlichen Verfahren sechs Dichtewerte ermittelt werden (Abb. 52), deren Werte nah beieinander liegen, jedoch relativ große Konfidenzintervalle (KI) haben. Beim qualitätsgewichteten Mittel über beide Frühjahre (2016 & 2017, Abb. 53) ergab sich eine Dichte von 1,6 St./100 ha Wald. Mit Ausnahme des letzten SECR-Wertes aus dem Spätsommer 2017 streuen die Werte nur gering um den Mittelwert.

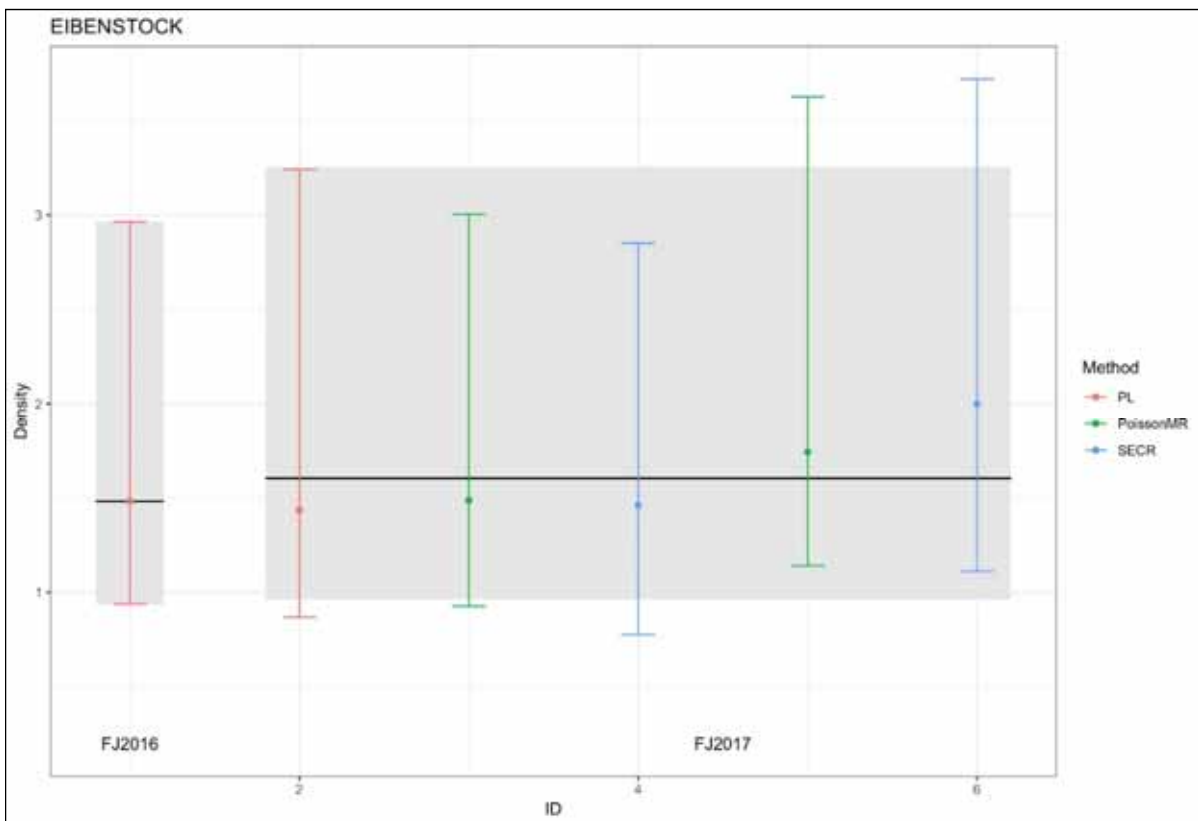


Abb. 52: Gewichtetes Mittel (schwarze Linie) der Rotwildichte inkl. KI (grauer Kasten) pro Bezugs-Frühjahr (FJ) aus den errechneten Dichtewerten (inkl. KI) nach 3 Fang-Wiederfang-Verfahren aus Fotofallen im UG1 EIB. (Farbige Punkte und Balken stellen die Schätzwerte bzw. KI bzgl. der einzelnen Schätzmethode und Jahre dar.)



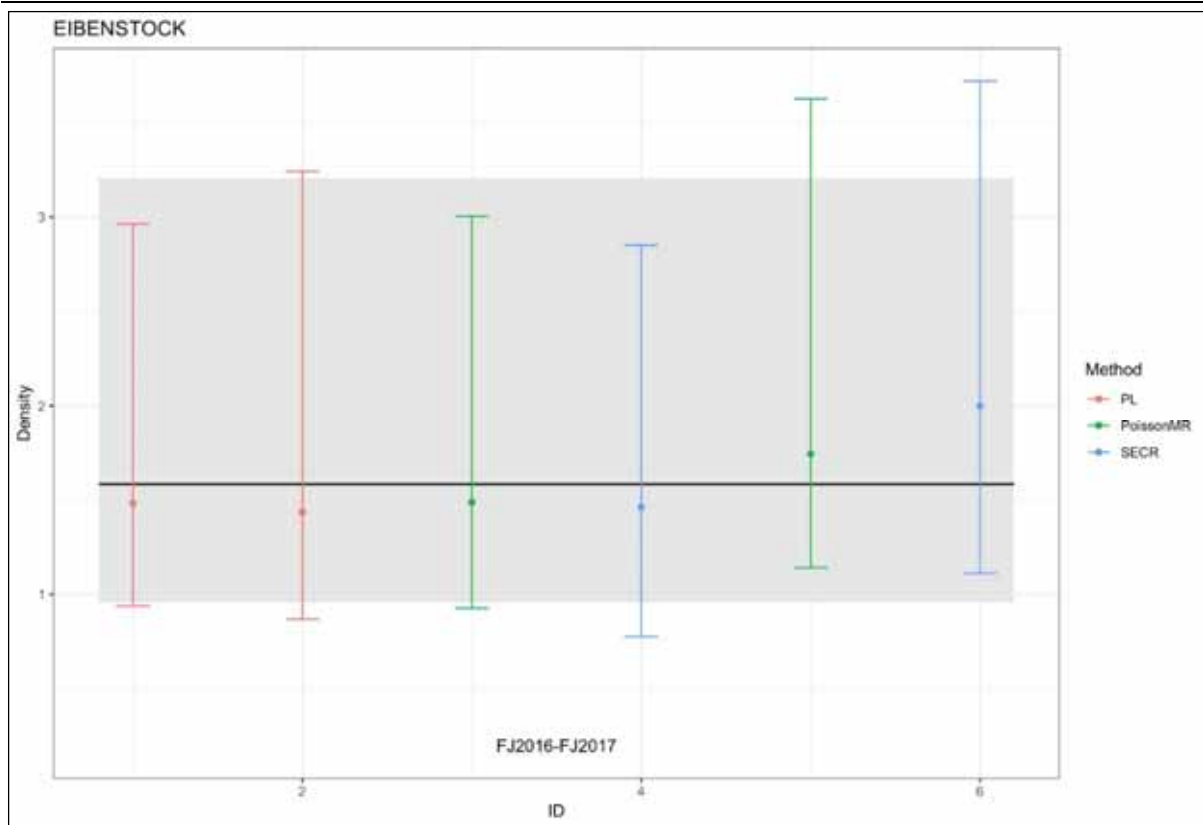


Abb. 53: Gewichtetes Mittel (schwarze Linie) der Rotwildichte inkl. KI (grauer Kasten) über Gesamtzeitraum aus den errechneten Dichtewerten (inkl. KI) nach 3 Fang-Wiederfang-Verfahren aus Fotofallen im UG1 EIB. (Farbige Punkte und Balken stellen die Schätzwerte bzw. KI bzgl. der einzelnen Schätzmethode und Jahre dar.)

### UG2 - Neudorf

Im UG2 NED erfolgte auch bei den Fotofallendaten wie bei den Distance-Sampling Daten keine qualitätsgewichtete Mittelwertsbestimmung über alle Jahre, da die Ergebnisse des Distance-Sampling (Abb. 37) und der relativen Dichten (Abb. 45) eine Populationsabsenkung bestätigten. Für das FJ2017 lagen die Werte aller Berechnungen eng um das Mittel, mit Ausnahme des relativ hohen Mark-Resight-Wertes aus dem Spätsommer 2017, der jedoch ein großes KI aufweist (Abb. 54).

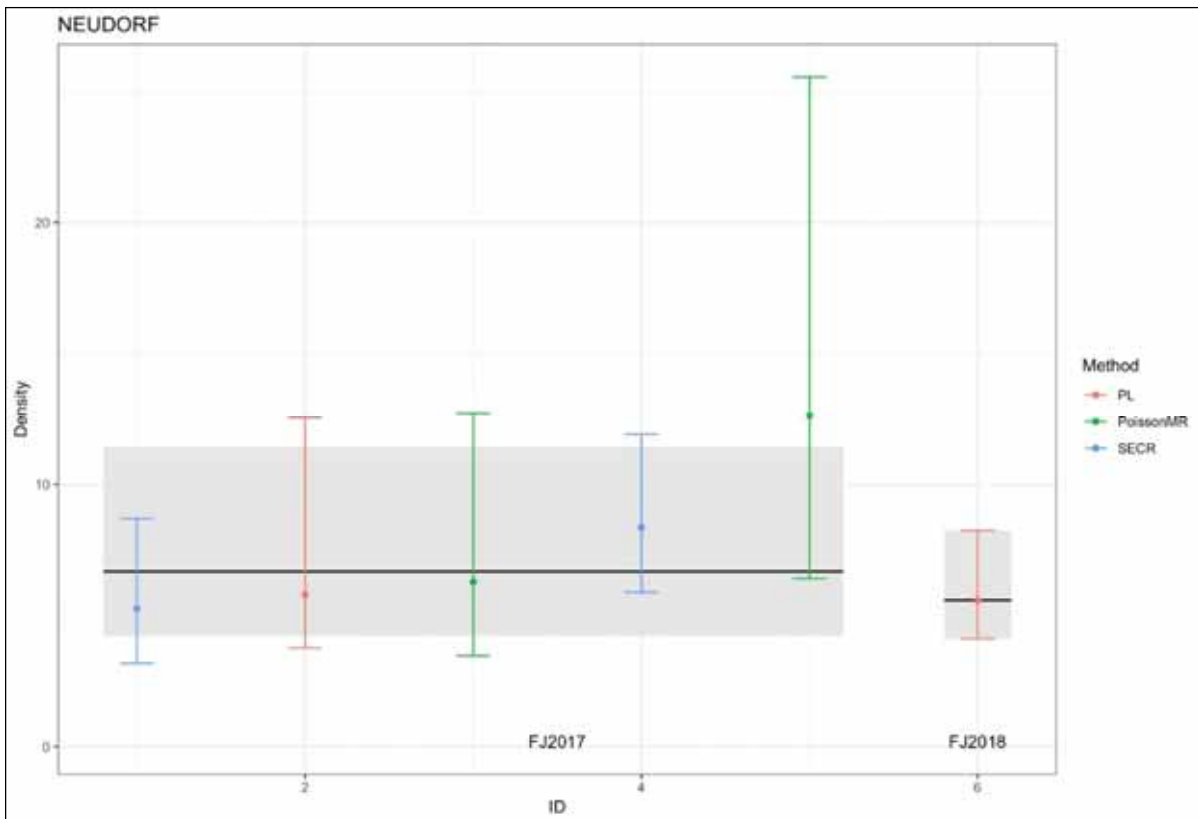


Abb. 54: Gewichtetes Mittel (schwarze Linie) der Rotwilddichte inkl. KI (grauer Kasten) pro Bezugs-Frühjahr (FJ) aus den errechneten Dichtewerten (inkl. KI) nach 3 Fang-Wiederfang-Verfahren aus Fotofallen im UG2 NED. (Farbige Punkte und Balken stellen die Schätzwerte bzw. KI bzgl. der einzelnen Schätzmethoden und Jahre dar.)

### UG3 - Bärenfels

Im Gegensatz zu den UG1 und UG2 weist das UG3 BÄR eine größere Varianz zwischen den Konfidenzintervallen der einzelnen Jahre und Methoden auf, wobei die geringeren Dichtewerte um 3-4 St./100 ha Wald die geringeren KI haben und deshalb vermutlich ein geringeres Fehlerrisiko beherbergen (Abb. 55). Außerdem liegen alle Jahres-Mittelwerte in den der jeweils anderen Frühjahre, so dass keine signifikanten Unterschiede zwischen den Jahren vorliegen. Das gewichtete Mittel (3,4 St./100 ha Wald) liegt damit im Bereich der niedrigeren Dichteschätzungen (Abb. 56). Nur einer der Einzelwerte liegt außerhalb des KI des Gesamt-Mittelwertes.

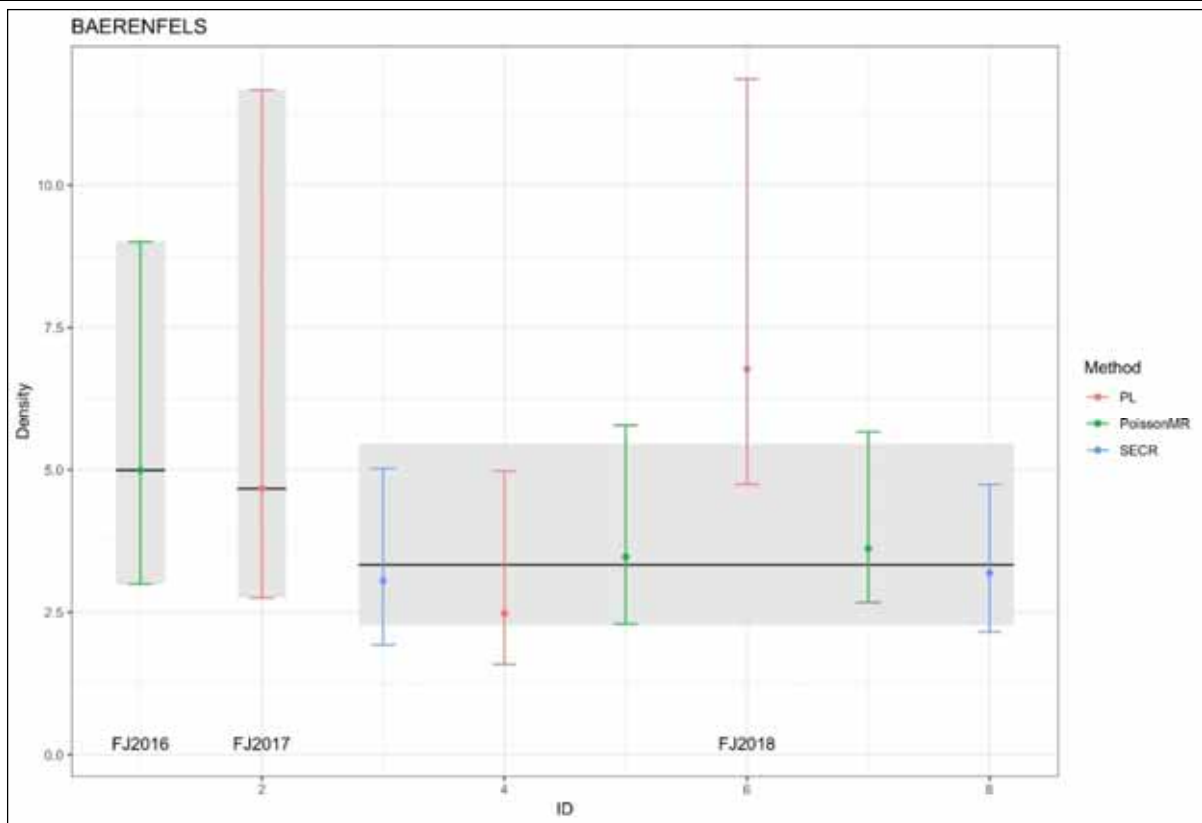


Abb. 55: Gewichtetes Mittel (schwarze Linie) der Rotwildichte inkl. KI (grauer Kasten) pro Bezugs-Frühjahr (FJ) aus den errechneten Dichtewerten (inkl. KI) nach 3 Fang-Wiederfang-Verfahren aus Fotofallen im UG3 BÄR. (Farbige Punkte und Balken stellen die Schätzwerte bzw. KI bzgl. der einzelnen Schätzmethoden und Jahre dar.)

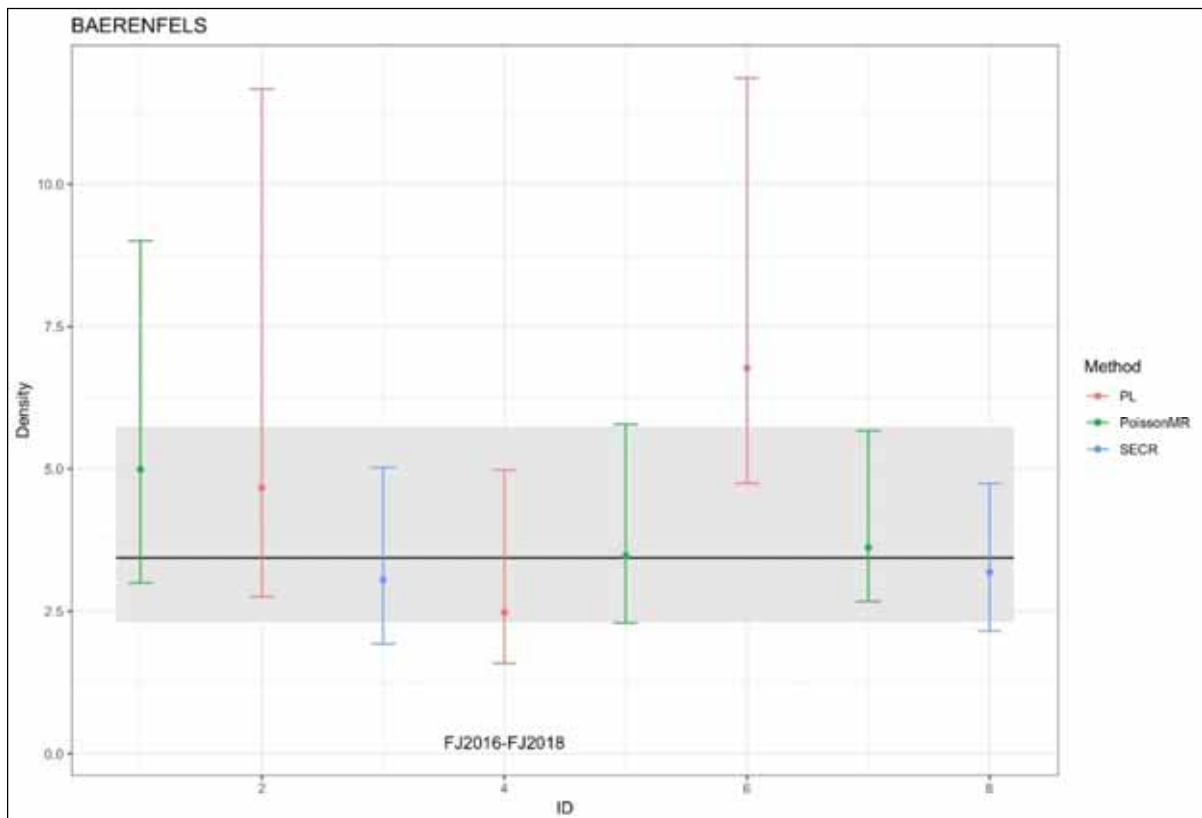


Abb. 56: Gewichtetes Mittel (schwarze Linie) der Rotwildichte inkl. KI (grauer Kasten) über Gesamtzeitraum aus den errechneten Dichtewerten (inkl. KI) nach 3 Fang-Wiederfang-Verfahren aus Fotofallen im UG3 BÄR. (Farbige Punkte und Balken stellen die Schätzwerte bzw. KI bzgl. der einzelnen Schätzmethoden und Jahre dar.)

UG4 - Neustadt

Im UG4 NES erscheint der Mittelwert für das FJ2018 sicherer als der aus 2016, da die KI der Einzelwerte und des gewichteten Mittels 2018 deutlich kleiner sind (Abb. 57). Trotzdem überlappen die KI beider Jahresmittel deutlich, die Mittelwerte liegen im KI des jeweils anderen Jahres, so dass auch hier keine signifikanten Unterschiede vorliegen.

Der Einfluss der beiden Werte aus 2016 am gewichteten Mittel (1,4 St./100 ha Wald) über beide Frühjahre (2016 & 2018) ist entsprechend ihrer großen KI nur gering (Abb. 58). Trotzdem liegen alle Einzelwerte innerhalb des KI des Gesamtmittels, was für die Qualität der Datenbasis spricht.

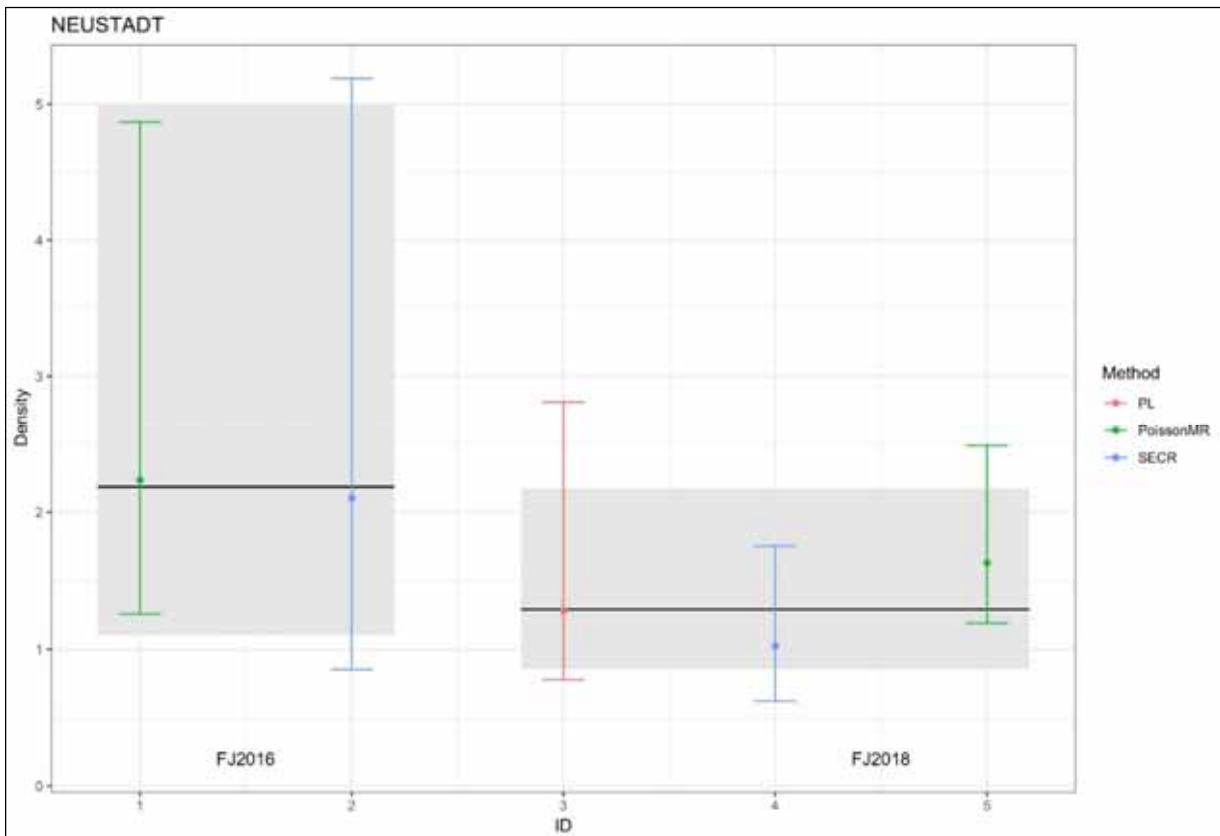


Abb. 57: Gewichtetes Mittel (schwarze Linie) der Rotwildichte inkl. KI (grauer Kasten) pro Bezugs-Frühjahr (FJ) aus den errechneten Dichtewerten (inkl. KI) nach 3 Fang-Wiederfang-Verfahren aus Fotofallen im UG4 NES. (Farbige Punkte und Balken stellen die Schätzwerte bzw. KI bzgl. der einzelnen Schätzmethoden und Jahre dar.)

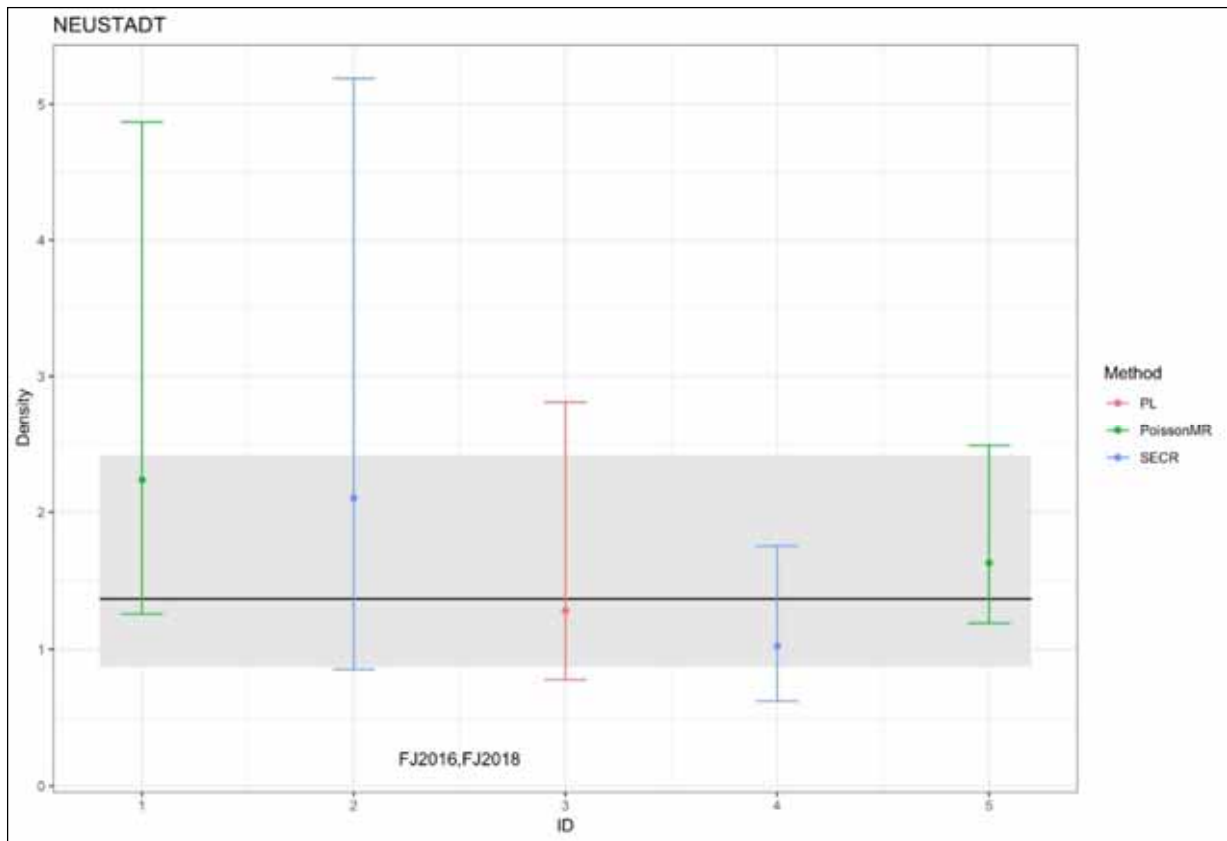


Abb. 58: Gewichtetes Mittel (schwarze Linie) der Rotwilddichte inkl. KI (grauer Kasten) über Gesamtzeitraum aus den errechneten Dichtewerten (inkl. KI) nach 3 Fang-Wiederfang-Verfahren aus Fotofallen im UG4 NES. (Farbige Punkte und Balken stellen die Schätzwerte bzw. KI bzgl. der einzelnen Schätzmethoden und Jahre dar.)



#### 4.4.2.7 Ergebnisse des Random-Encounter-Models (REM)

Da im Rahmen des Projektes auch Empfehlungen für ein zukünftiges Monitoring der Rotwildpopulationen gegeben werden sollten, erfolgte zum Projektende ein testweiser Einsatz des Random-Encounter-Models (REM) in einem 1.660 ha großen Gebiet mit 99 Fotofallen in einem 400 m-Raster.

In Tab. 16 sind die Ergebnisse des REM im Vergleich zu anderen, im gleichen Gebiet ermittelten Kennwerten dargestellt. Vergleicht man die REM-Dichten mit den relativen Dichten, so ist erkennbar, dass die Werte von September bis November im gleichen Verhältnis abnehmen, was auf ein Verlassen der in den Kammlagen befindlichen Sommer- und Brunfteinstände (Kap. 4.3 & Kap. 5.5) hindeutet.

Vergleicht man jedoch die absoluten Höhen der Dichten, so fällt auf, dass die REM-Werte unter den Vergleichsdichten (Kap. 4.4.3.1 & 4.4.3.2) liegen. Beim Rotwild erbrachte REM 2,2 St./100 ha Wald statt 3,6. Beim Rehwild lag der Wert (1,3) sogar bei fast nur 1/3 des Vergleichswertes (3,5).

Tab. 16: Rot- und Rehwildfrühjahrsdichten nach REM und im Vergleich zu anderen Methoden.

Zeitraum	Ind.-Anzahl (ohne juv.)	Foto-Fallen-tage	Laufstrecke gewichtet nach GV (km/24 h)	Dichte REM St./100ha Wald	errechnete Dichte St./100ha Wald	Dichte DS St./100ha Wald	Dichte PL St./100ha Wald	rel. Dichte
<b>Rotwild</b>								
September (2. Hälfte)	201	1.243	6,9	<b>3,5</b>				0,30
Oktober	313	3.002	7,0	<b>2,2</b>	3,6 (Tab. 17)	2,9	5,4	0,16
November	222	2.811	6,4	<b>1,8</b>				0,10
<b>Rehwild</b>								
September (2. Hälfte)	77	1.243	4,5	<b>2,1</b>				0,08
Oktober	139	3.002	5,1	<b>1,3</b>	3,5 (Tab. 18)	4,7		0,06
November	66	2.811	5,6	<b>0,6</b>				0,02

(Distance-Sampling=DS, Geschlechterverhältnis=GV, PL=Petersen-Lincoln-Index)

Im September und Oktober waren beim normalen Fotofallennetz noch keine abgesenkten Kontaktraten festzustellen, so dass sie zumindest nicht für diese Monate als Fehlerquelle für die Unterschätzung in Frage kommen. Die Ermittlung der gerätespezifischen Erfassungswahrscheinlichkeiten fand im September und Oktober im Gehege statt (RÜCKER 2019), so dass diese auch repräsentativ sein müssten. Allerdings könnte es durch Futtergaben direkt vor den Kameras im Gehege zu verlängertem Aufenthalt und damit zu einer überhöhten Erfassungswahrscheinlichkeit gekommen sein. In Offenlandbereichen des REM-Gebietes standen keine Fotofallen. Da Rotwild diese Habitats jedoch insbesondere in der Dunkelheit präferiert (Kap. 5.7.2), könnte dies auch ein Grund für die Unterschätzung sein. Während der DS-Erhebung im Oktober 2018 innerhalb des Zeitraumes der REM-Anwendung wurden 77 Individuen im Offenland und nur 44 im Wald detektiert, obwohl der Offenlandanteil im REM-Gebiet nur 18 % betrug.

---

Die Auswertungen zu den Rudelgrößen nach Fotofallendaten und Distance-Sampling (Kap. 4.2.3) zeigten eine verringerte Erfassungswahrscheinlichkeit der Individuenanzahl durch Fotofallen. Berücksichtigt man diese, ergäben sich bei der REM-Anwendung 3,1 St./100 ha Wald statt der ursprünglichen 2,2 St./100 ha Wald (Tab. 16).

Abschließend können die Gründe und die Dimension für die einzelnen Unterschätzungsmöglichkeiten nicht sicher geklärt werden.

Für zukünftige Tests und Anwendungen des REM sind monats- und gerätetypspezifische Erfassungswahrscheinlichkeiten sowie repräsentative Laufstrecken eine wesentliche Grundvoraussetzung. Diese sehr zukunftssträchtige Methode muss vor ihrer weiteren praktischen Anwendung unbedingt weiter evaluiert werden.

### 4.4.3 Zusammenführung der Populationsdichten aus den unterschiedlichen Methoden

Ziel des Vorhabens war die Ermittlung belastbarer Daten zu Populationsdichten von Rotwild in unterschiedlichen Regionen des Erzgebirges. Aus diesem Grund wurden verschiedene, in der wildbiologischen Praxis gängige Verfahren (Kap. 4.1) angewandt. Die Ergebnisse wurden vergleichend bewertet und auf Plausibilität geprüft. Anders als ursprünglich im Vorhaben geplant, standen keine Ergebnisse aus der Frischkot-Genotypisierung als Referenzwerte zur Verfügung.

Die Rotwildichte wurde in diesem Kapitel nur über die abgesicherten Ergebnisse des Distance-Sampling und des Fotofallenmonitorings zusammengeführt. Zusätzlich wurden als Vergleichswerte die aus den Fotofallen-Kontaktraten ermittelten relativen Dichten berücksichtigt.

Einerseits waren die Varianzen der Ergebnisse beider Methodenblöcke nicht direkt vergleichbar. Andererseits war bei fehlender Übereinstimmung der Ergebnisse beider Ansätze nicht klar, welche der Methoden fehlerbehaftet war. Deshalb wurden die qualitätsgewichteten Mittel jeden Methodenblocks über ein arithmetisches Mittel zusammengeführt. Es werden zuerst die UG vorgestellt, bei denen eine Übereinstimmung beider Analyseansätze vorlag.

Für Rehwild lagen keine absoluten Dichten aus dem Fotofallenmonitoring vor, deshalb wurden hier nur die Ergebnisse des Distance-Sampling mit den relativen Dichten in Form von Kontaktraten verglichen und bewertet.

#### 4.4.3.1 Rotwildichten

Im UG4 NES lagen die Mittelwerte der Frühjahrsdichten von Distance-Sampling (1,0) und Fotofallen (1,4) sehr nah beieinander (Abb. 59), so dass nicht nur die Mittelwerte in den KI der jeweils anderen Methode liegen, sondern sich auch die beiden KI der Einzelschätzungen in großen Bereichen überlappen. Dies spricht für eine weitestgehende Übereinstimmung und damit für eine hohe Absicherung des Gesamtmittelwertes von 1,2 St./100 ha Wald (KI: 0,8-2,0). Nur zwei Einzelwerte des Fotofallenmonitorings (2016: SECR & Mark-Resight) liegen knapp oberhalb des KI des Gesamtmittels. Beide zeichnen sich aber auch durch ein breites KI aus. Es ist zu vermuten, dass die Rotwildichte im Bereich der Überlappung der KI von Distance-Sampling und Fotofallenerhebung (0,9-1,7) liegt.

Im UG4 NES wird vermutet, dass es fast kein oder nur sehr wenig dauerhaft auf deutscher Seite lebendes Rotwild gibt. Die Telemetriedaten von dort belegen, dass Rotwild, das auf tschechischer Seite in höheren Dichten vorkommt, tage- oder stundenweise nach Deutschland einwechselt (Kap. 5.1.3.2). Unter diesen Umständen ist es sehr schwierig oder wäre mit einem deutlich höheren Aufwand verbunden, realistische Populationsdichten zu ermitteln.

Die höchsten Jagdstrecken werden im UG4 NES direkt in Grenznähe erbracht (M. PRIELIPP mdl.), was ebenfalls belegt, dass dort v.a. aus Tschechien kommendes Rotwild bejagt wird, das

dort in höheren Dichten vorkommt. Ein direkter Vergleich von Jagdstrecken mit den ermittelten Populationsdichten ist deshalb nicht möglich. Bei der rein hypothetischen Annahme, dass das nach Deutschland einwechselnde Rotwild sich dort zu 25 % der Zeit aufhält, kann beim Distance-Sampling und durch die Fotofallen auch nur jeweils etwa 25 % des nach Deutschland wechselnden Rotwildes (entsprechend der Aufenthaltswahrscheinlichkeit) erfasst werden. Erlegen könnte man aber theoretisch auch deutlich mehr. Noch extremere Differenzen zwischen Jagdstrecken und Rotwildichten aus Distance-Sampling können entstehen, wenn kurzzeitig z.B. bei hohen Schneelagen mehr Rotwild als normal nach Deutschland einwechselt und solche Phasen jagdlich effektiv genutzt werden.

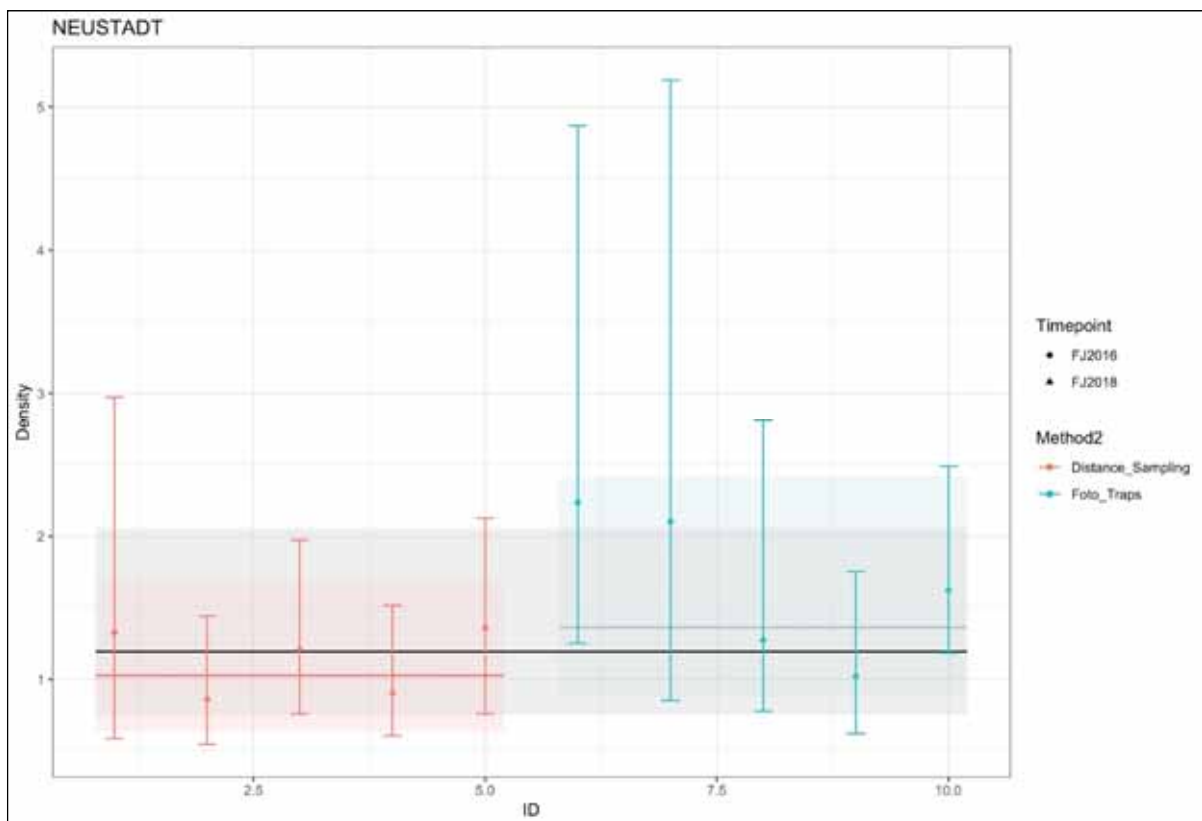


Abb. 59: Arithmetisches Mittel (schwarze Linie) der Rotwildichte (inkl. KI: grauer Kasten) über Gesamtzeitraum aus den methodenspezifisch qualitätsgewichteten Mittelwerten (farbig: rot=Distance-Sampling; blau=Fotofallen; inkl. KI) im UG4 NES. (Farbige Punkte und Balken stellen die Schätzwerte bzw. KI bzgl. der einzelnen Schätzmethoden und Jahre dar.)

Im UG3 BÄR (Abb. 60) lagen ebenfalls die Mittelwerte beider Methoden (Distance-Sampling: 2,2; Fotofallen: 3,4) im KI der jeweils anderen Methode, so dass kein signifikanter Unterschied zwischen den Ergebnissen beider Ansätze besteht. Auch das Gesamtmittel von 2,8 St./100 ha Wald (KI: 1,9-4,6) liegt deutlich im KI beider methodischer Ansätze, was auch hier für eine gute Absicherung des Wertes spricht. Etwa ein Drittel der Distance-Sampling Ergebnisse (8 von 23) liegen knapp unterhalb des KI des Gesamtmittelwertes, was für eine eventuelle Unterschätzung dieser Berechnungen spricht. Von den Fotofallen-Ergebnissen liegen 3 (Mark-Resight, zweimal Petersen-Lincoln-Index) von 8 oberhalb des KI, einer davon deutlich darüber (2018: Petersen-Lincoln-Index), was ggf. eine teilweise Überschätzung des Fotofallen-Monitorings andeutet. Alle drei wiesen wiederum selbst ein hohes KI auf, was für ein

höheres Fehlerrisiko dieser drei Werte spricht. Für UG3 BÄR liegt der Überlappungsbereich der KI von Distance-Sampling und Fotofallenmonitoring zwischen 2,3 und 3,4.

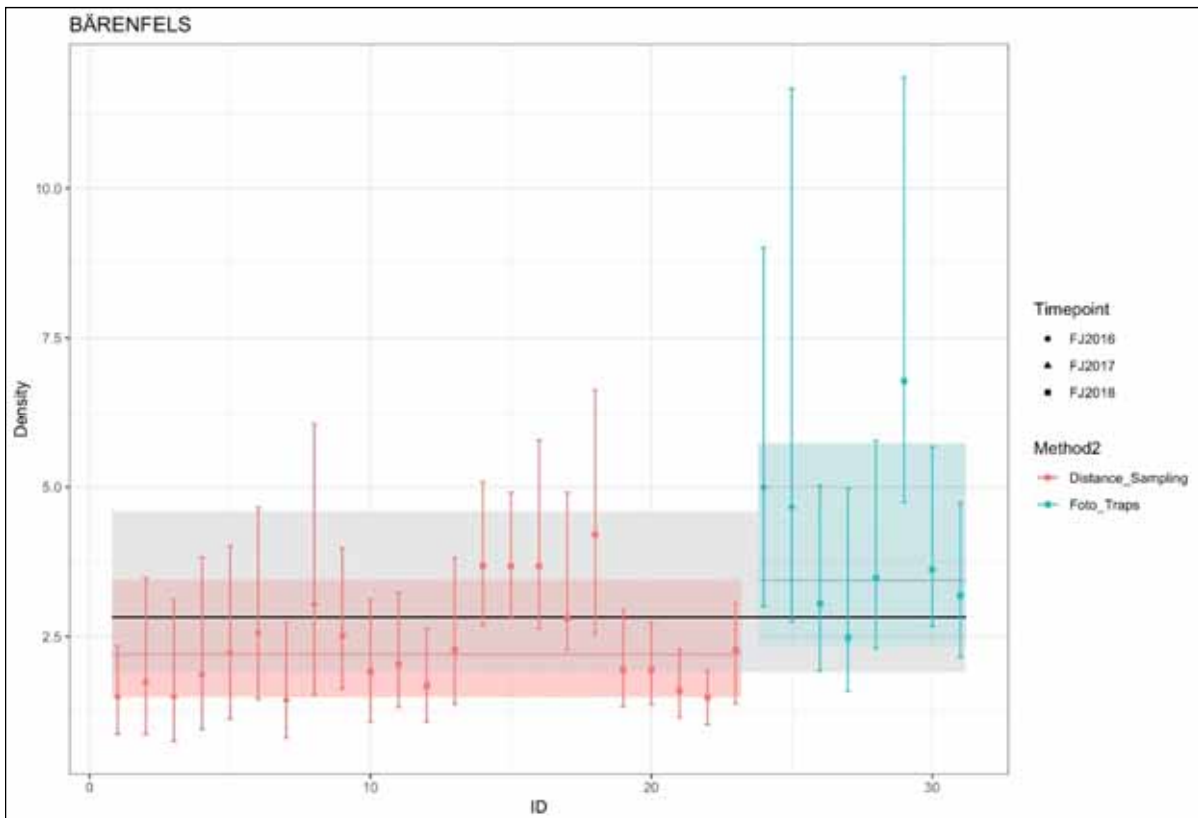


Abb. 60: Arithmetisches Mittel (schwarze Linie) der Rotwilddichte (inkl. KI: grauer Kasten) über Gesamtzeitraum aus den methodenspezifisch qualitätsgewichteten Mittelwerten (farbig: rot=Distance-Sampling; blau=Fotofallen; inkl. KI) im UG3 BÄR. (Farbige Punkte und Balken stellen die Schätzwerte bzw. KI bzgl. der einzelnen Schätzmethode und Jahre dar.)

In den beiden anderen UG (UG1 und UG2) war die Datenlage schlechter. Im UG1 EIB überlappen die KI beider Methoden nur noch teilweise und die Mittelwerte liegen nicht immer im KI der anderen Methode (Abb. 61), so dass signifikante Unterschiede der Ergebnisse beider Methoden vorliegen. Es wurde vermutet, dass das Distance-Sampling unterschätzt (Kap 4.4.1.4). Zwei Distance-Sampling Ergebnisse liegen unterhalb (einer deutlich) des KI des Gesamtmittels. Aus diesen Gründen wurden für die weiteren Betrachtungen und Vergleiche meist nur noch die Fotofallenergebnisse genutzt. Der Fotofallen-Mittelwert liegt bei 1,6 St./100 ha Wald.



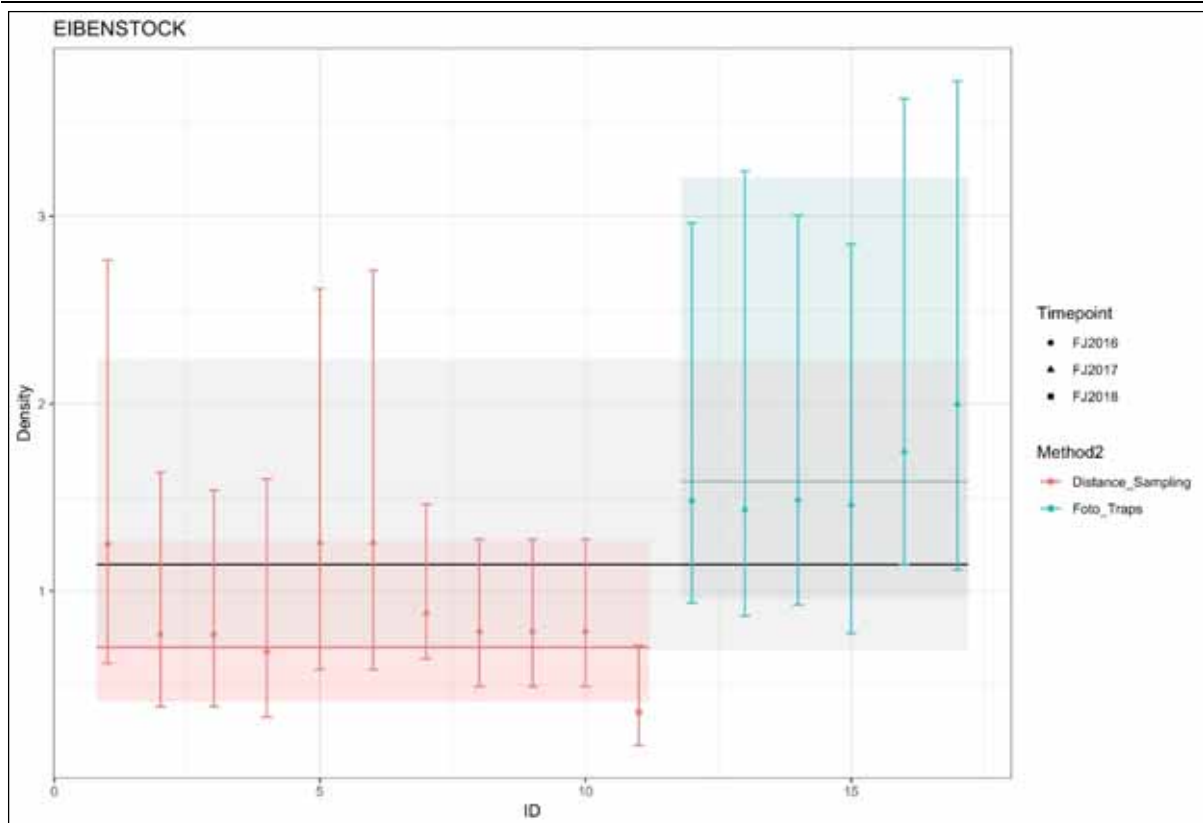


Abb. 61: Arithmetisches Mittel (schwarze Linie) der Rotwilddichte (inkl. KI: grauer Kasten) über Gesamtzeitraum aus den methodenspezifisch qualitätsgewichteten Mittelwerten (farbig: rot=Distance-Sampling; blau=Fotofallen; inkl. KI) im UG1 EIB. (Farbige Punkte und Balken stellen die Schätzwerte bzw. KI bzgl. der einzelnen Schätzmethode und Jahre dar.)

Wie Abb. 62 zu entnehmen ist, liegen im UG2 NED zumindest beim Distance-Sampling die gewichteten Mittelwerte der drei Jahre jeweils außerhalb der KI der jeweils anderen Jahre, so dass hier bereits signifikante Unterschiede zwischen den Jahren vorliegen. Aus diesem Grund werden die Jahre auch separat betrachtet. Für 2016 lagen keine geeigneten Ergebnisse aus dem Fotofallenmonitoring vor, so dass nur innerhalb 2017 und 2018 die Methoden verglichen werden konnten.

In beiden Jahren liegen die Mittelwerte jeweils deutlich außerhalb der KI der jeweils anderen Methode. Die KI beider Methoden überlappen auch nicht bzw. fast nicht mehr und das Gesamtmittel liegt 2017 nur noch im KI der Fotofallen und 2018 sogar außerhalb beider KI, was für noch größere Diskrepanzen zwischen beiden Methoden spricht. Da im UG2 wesentliche Teile des Offenlandes beim Distance-Sampling nicht beprobt werden durften, dieses aber in der nächtlichen Aktivitätsphase deutlich bevorzugt wird (Kap. 5.7.2) und für die Wärmebildzählungen entscheidend ist, wird beim Distance-Sampling im UG2 NED massiv unterschätzt. Auch hier wird in den weiteren Analysen v.a. auf die Fotofallenergebnisse zurückgegriffen.

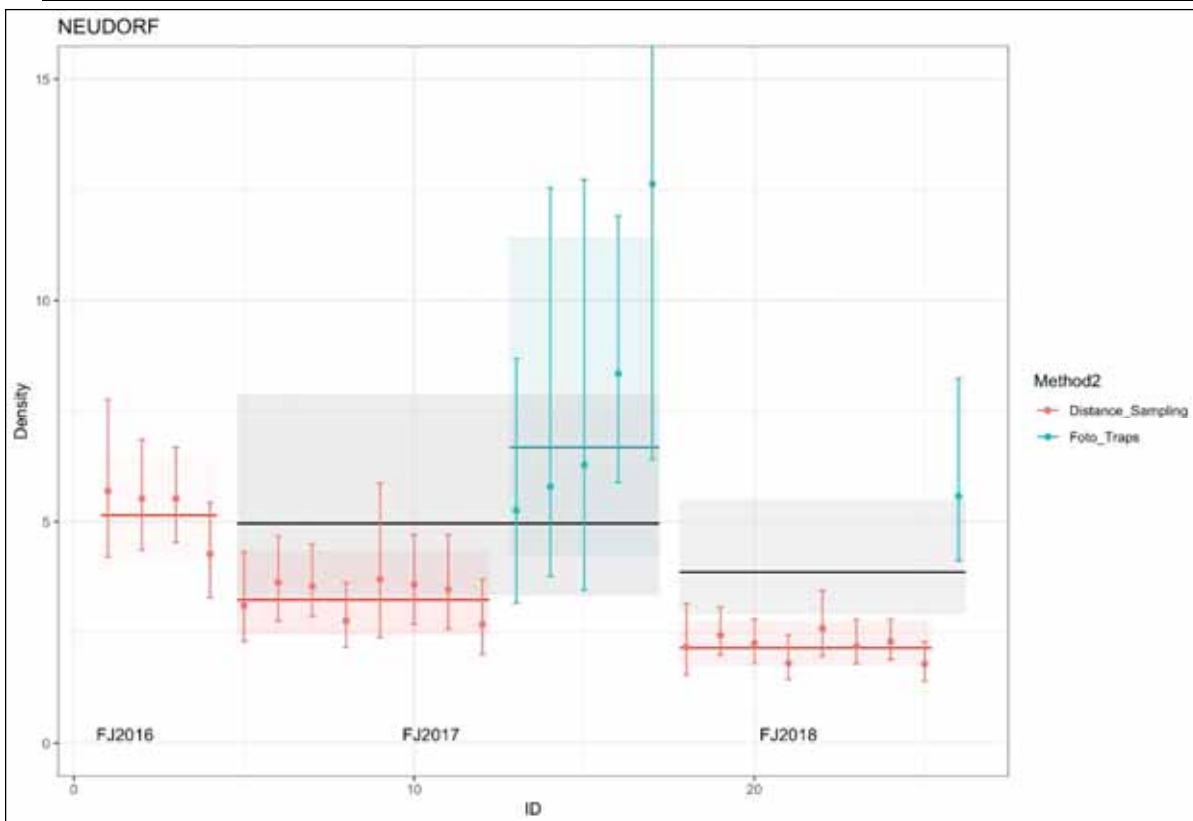


Abb. 62: Arithmetisches Mittel (schwarze Linie) der Rotwilddichte (inkl. KI: grauer Kasten) über Frühjahre aus den methodenspezifisch qualitätsgewichteten Mittelwerten (farbig: rot=Distance-Sampling; blau=Fotofallen; inkl. KI) im UG2 NED. (Farbige Punkte und Balken stellen die Schätzwerte bzw. KI bzgl. der einzelnen Schätzmethode und Jahre dar.)

Wegen der vermuteten Unterschätzung des Distance-Sampling im UG1 und UG2 wurden andere Parameter/Kenngrößen (Tab. 17) genutzt, um auf realistische Dichten schließen zu können.

Im UG3 und UG4 lagen die Dichten aus dem Distance-Sampling im Mittel bei 68 % der Fotofallen-Dichten. Bei den UG mit signifikanten Unterschieden (UG1&2) lag dieser Anteil bei jeweils 44 %, was wiederum die Unterschätzung des Distance-Sampling bestätigt.

Bei den UG3 & UG4 lagen repräsentative Daten vor, so dass an diesen der Anteil des arithmetischen Mittels an den Fotofallen-Dichten (84 %) ermittelt wurde (Tab. 17). Diesen nutzend wurde für die UG1&2 eine Dichte berechnet, die bei 84 % unter den Fotofalldichten lag. Daraus ergaben sich für UG1 EIB 1,3 St./100 ha Wald sowie für UG2 NED 2017 5,6 St./100 ha Wald und 2018 4,7 St./100 ha Wald.

Da für 2016 keine Fotofalldichten vorlagen, wurde ein jährlicher Vergleich relativer Werte genutzt, um für 2016 einen plausiblen Wert zu berechnen. Über das Verhältnis der drei Jahreswerte vom Distance-Sampling (Tab. 17 Spalte 3: 5,1; 3,2; 2,2) und der Kontaktraten (Kap. 4.4.2.5; Abb. 46) wurde berechnet, wieviel größer oder kleiner die Werte 2016 und 2018 (Tab. 17 Spalten 9 & 10) im Vergleich zu 2017 waren. Diese Verhältnisse beider Ansätze wurden gemittelt und damit aus der berechneten Dichte 2017 (5,6) die Dichte für 2016 (9,4 St./100 ha Wald) und 2018 (4,6 St./100 ha Wald) berechnet.

Die so über das Verhältnis der drei Jahre berechneten 4,6 (2018) und die über den Prozentsatz aus den Fotofallen ermittelten 4,7 (2018) waren fast gleich, und dienen als Kontrolle der Berechnungsansätze.

Als weitere Kontrollmechanismen wurden auch die Verhältnisse der Distance-Sampling-Dichten bzw. der Fotofallen-Dichten jeweils im Vergleich zu den relativen Dichten aus Kontaktraten als Faktor analysiert. Es ergaben sich bei beiden Kenngrößen-Paaren direkte Zusammenhänge. Je größer die relativen Dichten, umso größer waren auch die absoluten Dichten nach Distance-Sampling und Fotofallen. Nur wenige Wertepaare wichen etwas weiter vom Mittelwert ab. Die Kontaktraten (rel. Dichten) lagen im UG3 BÄR gegenüber den anderen UG im Vergleich zu den ermittelten/errechneten Dichten (Tab. 17 grüne Zellen) niedriger, was zumindest teilweise mit der geringeren Aktivität dort zusammenhängen dürfte (Kap. 6.3). Das Verhältnis der ermittelten, absoluten Rotwildichten und der relativen Dichten (Kontaktraten) ist in allen UG sehr ähnlich. Daraus ergibt sich im Mittel ein Faktor von 19,8. Multipliziert man die Kontaktraten (St./24 h/Fotofalle) mit diesem Faktor, so lassen sich absolute Dichten hochrechnen, auch wenn dabei ein Fehlerrisiko bleibt.

Für den testweisen Anwendungsversuch des Random-Encounter-Models (UG3 BÄR REM) im Süden des UG3 BÄR zwischen September und Dezember 2018 wurden ebenfalls Vergleichswerte benötigt. Beim klassischen Distance-Sampling wurde eine Dichte von 2,9 St./100 ha Wald und beim Petersen Lincoln-Index eine Dichte von 5,4 St./100 ha Wald ermittelt. Der arithmetische Mittelwert liegt bei 4,2 St./100 ha Wald. Die 84 % des Fotofallenwertes (Tab. 17) lagen bei 4,5 St./100 ha Wald. Die Differenz der Werte der Methoden Distance-Sampling und Fotofallen (2,9 : 5,4) deutet bereits auf eine Verzerrung mindestens eines Wertes hin. Beim Vergleich der Zwischenergebnisse mit den relativen Dichten (Faktor: absolute Dichte / relative Dichte) wurde festgestellt, dass der Faktor beim Distance-Sampling (18,1) 17,6 % unter dem Mittelwert (nur UG3&4; 15,4) und der Faktor bei den Fotofallendaten (33,8) 45,5 % über dem Mittel (26,3) liegt. Das deutet darauf hin, dass der Petersen-Lincoln-Index deutlich mehr überschätzt, als das Distance-Sampling unterschätzt (mehr als doppelt so viel). Wendet man dieses Verhältnis auf die Differenz (2,5) zwischen den Dichten aus dem Distance-Sampling und der Fotofallenerhebung an, so ergibt sich eine errechnete Dichte von 3,6 St./100 ha Wald. Dieser Wert dient dann als Referenzwert zum REM.

Tab. 17: Aus unterschiedlichen Berechnungsansätzen (Distance-Sampling=DS, Fotofallen=Fofa & relative Dichten) zusammengeführte Rotwildichten.

UG	Bezugs-Früh-jahr	Bewertung	Dichte DS St./100ha	Dichte Fofa St./100ha	Anteil DS von Fofa (%)	$\bar{X}$ DS & Fofa St./100ha	Anteil $\bar{X}$ von Fofa (%)	berechnete Dichte 84% von Fofa (BÄR & NES)	rel.Dichte = Kon-taktrate (St./Fofa /24h)	DS Verhältnis zu NED 2017	rel.Dichte Verhältnis zu NED 2017	$\bar{X}$ Verhältnis DS & rel.Dichte NED 2017	berechnete Dichte über $\bar{X}$ Verhältnis NED 2017	Dichte Fofa über $\bar{X}$ Verhältnis NED 2017
EIB	2016-2018	Unterschätzung	0,7	1,6	44			1,3	0,08					
NED	2016	Unterschätzung	5,1	?					0,44	1,6	1,8	1,7	9,4	11,2
NED	2017	wegen fehlender	3,2	6,7	48			5,6	0,25				5,6	6,7
NED	2018	Offenland-Beprobung	2,2	5,6	39			4,7	0,24	0,7	1,0	0,8	4,6	5,5
			$\bar{X}$ NED: 44											
BÄR	2016-2018	repräsentativ	2,2	3,4	65	2,8	82		0,12					
BÄR REM	2018		2,9	5,4	54	4,2			0,16					
NES	2016-2018	repräsentativ	1,0	1,4	71	1,2	86		0,08					
			$\bar{X}$ BÄR+NES: 68			$\bar{X}$ BÄR+NES: 84								

Rote Schrift: unbrauchbare Ergebnisse, werden nicht weiterverwendet.

Auch wenn die Werte teilweise mit einer gewissen Unsicherheit behaftet sein könnten, kann zusammenfassend festgestellt werden, dass in den UG1 EIB und UG4 NES Rotwildfrühjahrsdichten von 1,0-1,5 St./100 ha Wald zu erwarten waren. Im UG3 BÄR wurden Dichten von 2,5-3,0 St./100 ha Wald ermittelt. Im UG2 NED senkte sich bedingt durch die Reduktionsbemühungen des SBS die Rotwilddichte in den drei Projektjahren von 2016 mit 9-10 St./100 ha Wald über 5-6 St./100 ha Wald 2017 auf etwa 4-5 St./100 ha Wald (2018) ab.

CUKOR et al. (2017) ermittelten in zwei großen angrenzenden tschechischen Jagdpachten (Grenze zu den Revieren Tellerhäuser und Rabenberg im UG2 NED) Rotwildichten mittels Losungszählverfahren. Dabei wurden 2015 Frühjahrsdichten von 9,6 St./100 ha (Nähe Rabenberg) und 7,8 St./100 ha (Nähe Tellerhäuser) ermittelt. 2016 ergaben sich für die Nähe Rabenberg 9,7 St./100 ha und angrenzend zu Tellerhäuser 6,1 St./100 ha.

Im groben Vergleich waren also zu Beginn des Forschungsvorhabens in diesem Bereich auf deutscher und tschechischer Seite ähnlich hohe Rotwildichten vorhanden, wobei methodische Unsicherheiten auch bei der Anwendung des Losungszählverfahrens beachtet werden müssen (HOHMANN & STIER 2016).

EBERT et al. (2021) fanden in drei Mittelgebirgswäldern (10.000-11.000 ha) in Südwestdeutschland mittels Frischkotgenotypisierung ähnliche Rotwildichten. Der Pfälzer Wald hatte dort die geringsten Dichten (3,3-3,4 St./100 ha) und lag trotzdem über den Dichten von UG1, UG3 und UG4. Der Soonwald (7,4-8,6 St./100 ha) und der Hunsrück (8,5-8,7 St./100 ha) lagen etwas unterhalb der Dichten im UG2 NED vor der Reduktion und bei etwa dem Doppelten am Ende des Projektes nach zwei Reduktionsjahren.

#### 4.4.3.2 Rehwilddichten

In Tab. 18 werden die Rehdichten aus den Ergebnissen des Distance-Sampling mit den relativen Dichten aus den Kontaktraten verglichen. Der Faktor (Tab. 18 Spalte 5), errechnet aus der absoluten Dichte (Distance-Sampling) geteilt durch die Kontaktrate des Fotofallenmonitorings ist hierbei der entscheidende Indikator. Im UG3 BÄR (56) und UG4 NES (62) war der Faktor deutlich höher als in den anderen beiden UG, was genau wie beim Rotwild für eine Unterschätzung des Distance-Sampling im UG1 EIB (16) und UG2 NED (20-39) spricht. Im UG1 EIB war der Faktor am niedrigsten und damit die Unterschätzung am höchsten.

Die mit Distance-Sampling ermittelten Rehdichten von 5,0 St./100 ha Wald im UG3 BÄR und 5,6 St./100 ha Wald im UG4 NES werden als realistisch angenommen, da das Verfahren für Rotwild in diesen UG auch brauchbare Ergebnisse lieferte.

Für die UG1 & UG2 wurden die relativen Dichten mit dem mittleren Faktor 59 der repräsentativen Stichproben (UG3 & UG4) multipliziert, um realistische Dichteangaben für Rehwild zu erhalten. In den drei Untersuchungsjahren im UG2 NED liegen jeweils unterschiedliche Monate (2016: Mai-Jul; 2017: Apr, Aug-Okt; 2018: Mai-Aug) zugrunde und es konnte keine Laufstreckenkorrektur vorgenommen werden, da keine gebietspezifischen Werte vorlagen. Eventuell basieren darauf die Differenzen zwischen den Jahren. Da über alle Jahre alle relevanten Monate (April-Oktober) einfließen, erscheint der Gesamtwert von 3,5 St./100 ha Wald im UG2 NED realistisch. Gleiches gilt für die 2,9 St./100 ha Wald im UG1 EIB.

Für das REM-Gebiet in Bärenfels ergab das Distance-Sampling eine Rehdichte von 2,9 St./100 ha Wald. Der Faktor 48 (Tab. 18 Spalte 5) lag 19 % unter dem Mittel von 59, was für eine geringe Unterschätzung spricht. Bei einer Berechnung wie im UG1 & UG2 (relative Dichte mal mittl. Faktor) ergaben sich 3,5 St./100 ha Wald, die dann auch für den Vergleich mit den REM-Ergebnissen (Kap. 4.4.2.7) angewandt wurde.

Für alle UG wird vermutet, dass die realen Rehwildfrühjahrsdichten mit 0,5 bis 1 St./100 ha Wald um den Dichtewert in Tab. 18 (grüne Zellen) streuen können.

Tab. 18: Aus unterschiedlichen Berechnungsansätzen (Distance-Sampling=DS, Fotofallen=fofa & relative Dichten) zusammengeführte Rehwilddichten.

UG	Bezugs-Frühjahr	Bewertung	Dichte DS St./100ha	rel. Dichte = Kontaktrate (St./fofa/24h)	Faktor Dichte DS/ rel. Dichte	errechnete Dichte aus rel. Dichte (mit $\bar{X}$ Faktor 59)
EIB	2016-2018	Unterschätzung	0,8	0,05	16	2,9
NED	2016-2018	Unterschätzung	1,7	0,06	28	3,5
NED 16	2016	Unterschätzung	1,6	0,08	20	4,7
NED 17	2017	Unterschätzung	2,0	0,05	39	2,9
NED 18	2018	Unterschätzung	1,6	0,06	27	3,5
BÄR REM	2018		2,9	0,06	48	3,5
BÄR	2016-2018	repräsentativ	5,0	0,09	56	
NES	2016-2018	repräsentativ	5,6	0,09	62	
$\bar{X}$ BÄR&NES					59	



Im Gegensatz zum Rotwild, das durch seine traditionelle Lebensraumnutzung räumlich gebunden ist, verteilt sich Rehwild bedingt durch die Territorialität im Sommerhalbjahr jedes Frühjahr im Raum neu (STUBBE 1997), so dass ein Populationsdichteausgleich erfolgt. Gebiete mit geringerer Dichte werden mit Individuen aus Regionen mit höheren Dichten aufgefüllt. Aus diesen Gründen ist ein direkter Vergleich von ermittelten Rehdichten mit Jagdstrecken nicht sinnvoll. Da Abwanderungsentfernungen von jungem Rehwild bis 5 km regelmäßig vorkommen (STUBBE 1997, MÜRI 1999, PEGEL et al. 2000, HEURICH 2010), erfolgt der beschriebene Dichteausgleich auch großflächig. Aber auch bei älteren Rehen kommen weitere Abwanderungen regelmäßig vor, wie z.B. umfangreiche Rehtelemetrie im Bayerischen Wald/Böhmerwald belegen. Etwa 15 % adulter Rehe beider Geschlechter wanderten dort ab, teilweise über Entfernungen von 30-50 km (ŠUSTR 2013).

## 4.5 Vergleichende Methodenbewertung und Ausblick zur Anwendbarkeit

Im Rahmen des Forschungsvorhabens sollten mehrere Verfahren zur Ermittlung von Rotwild-Populationsdichten parallel angewandt und auf ihre Praxistauglichkeit im Erzgebirge überprüft werden, so dass Empfehlungen für ein zukünftiges Monitoring gegeben werden können. Die parallele Anwendung diene außerdem zum Abgleich der Ergebnisse gegeneinander. Als zusätzliche Referenz war die Frischkotgenotypisierung vorgesehen. Nach erfolgreichem Test in einem Teilgebiet des UG3 BÄR im Herbst 2016 ergab die vollständige Beprobung im Frühjahr 2017 leider zu wenige brauchbare Proben, so dass keine Genetikergebnisse als Abgleichreferenz zur Verfügung standen.

Nach ausführlicher Vorstellung der detaillierten Ergebnisse (Kap. 4.4.1-4.3) sollen die Methoden hier nun abschließend bewertet werden.

Für das Distance-Sampling stellte sich im Erzgebirge heraus, dass es grundsätzlich entweder leicht (UG3 BÄR & UG4 NES) oder massiv (UG1 EIB & UG2 NED) unterschätzte. Die Unterschätzung im UG1 EIB schien teilweise an der nächtlichen Meidung von Offenland und wegnahen Bereichen sowie an der dichten/nicht einsehbaren Vegetation zu liegen. Im UG2 NED konnte das umliegende Offenland nicht beprobt werden, so dass wesentliche Teile der Population nicht mitgezählt wurden. Da auch für Rehwild in beiden UG eine deutliche Unterschätzung aufgezeigt werden konnte, bleibt zu resümieren, dass das doch recht aufwendige Verfahren im Erzgebirge für ein dauerhaftes Monitoring nicht zu empfehlen ist, da die Grundvoraussetzungen des Distance-Samplings nicht erfüllt waren (teilweise Wegemeidung und teilweise keine Möglichkeit der Zählung im Offenland, sowie dichte Vegetation und saisonale Wanderungen) und der Grad der Unterschätzung nicht ermittelt oder abgeschätzt werden und auch von Beprobung zu Beprobung in Abhängigkeit von verschiedenen Faktoren (z.B. Zeitpunkt, Jagdzeit, Mondphase, Brunft oder Schnee) schwanken kann.

Im Fotofallenmonitoring kamen auf gleicher Datenbasis mehrere Berechnungsverfahren zum Einsatz, die scheinbar über- als auch unterschätzten. Bei den Fang-Wiederfang-Verfahren zeigte sich, dass Ohrmarken auf einem Fotofallenbild nicht sicher erkannt und abgelesen sowie gut erkennbare Halsbänder nur mittels Distanzimmobilisierung angebracht werden können. Dieses Vorgehen ist als Standardverfahren zu aufwendig. Die Markierung einer großen Zahl an frisch gesetzten Kälbern mit Ohrmarken ist außerdem anders als bei Damwild (STIER et al. 2014, MEIßNER-HYLANOVÁ et al. 2016, STIER et al. 2018) bei Rotwild nur mit deutlich größerem Aufwand möglich. Damit bleiben als individuelle Markierungsmethode bei Rotwild nur die individuell unterscheidbaren Geweihe der Hirsche. Deren Verwendung war in dem vorliegenden Projekt wie auch in anderen Vorhaben (LUNZE 2014) sehr erfolgreich und erbrachte auch genügend hohe Anteile an Markierten in der Population. Bei einem Fotofallennetz von 1x1 km und Standzeiten von 6 Monaten ergaben sich auch grundsätzlich genügend Erst- und Wiederfänge (im Verhältnis zur Populationsgröße), so dass die Berechnungsverfahren „SECR“ und „Mark-Resight“ erfolgreich angewandt werden konnten, um die Hirschpopulation

abschätzen zu können. Über das GV (ohne Kälber) gelang dann die Hochrechnung auf den Gesamtfrühjahrsbestand.

Durch das Fotofallennetz an frequentierten Wildwechsellern konnten zusätzlich relative Dichten in Form von Kontaktraten (St./24 h/Standort) für Rot- und Rehwild ermittelt werden. Die Berechnung von Kontaktraten ist - unter Beachtung bestimmter Grundbedingungen - ein leicht anwendbares Verfahren, um die Dichteverhältnisse verschiedener Untersuchungsgebiete miteinander vergleichen zu können. Kontaktraten stellen außerdem eine wichtige Referenz für die Validierung der anderen Verfahren zur Schätzung von Populationsdichten dar. Es stellte sich jedoch heraus, dass in den Wintermonaten eine Absenkung der Kontaktraten (teilweise bis 50 %) eintrat, deren Ursachen nicht abschließend geklärt werden konnten. Eventuell sinkt die Erfassungswahrscheinlichkeit der Fotofallenbewegungsmelder durch die gute Isolierung des Fells. Auch bei intensivem Fotofalleneinsatz im Nationalpark Jasmund (STIER et al. 2014) waren deutlich weniger Fotofallenergebnisse im Winter beim dort sehr häufig vorkommenden Damwild festzustellen, ohne dass das Damwild das kleine isolierte Vorkommen (2.000 ha) verließ. Auch fürs Erzgebirge ist nicht zu vermuten, dass in allen vier UG so erhebliche Populationsanteile das UG verlassen. Aus diesem Grund wurden nur die Kontaktraten von April bis Oktober verwendet. Auch für zukünftige Anwendungen sollte bis zur sicheren Abklärung der Probleme das Verfahren nur in diesem Zeitraum angewandt werden. Bei der Nutzung von Kontaktraten muss unbedingt eine Korrektur über die geschlechtsspezifischen 24 h-Laufstrecken (Telemetry) erfolgen, da es in manchen Monaten (v.a. zur Brunft) zu deutlichen Unterschieden dieser zwischen den Geschlechtern kommt und damit Verzerrungen möglich sind.

Der testweise Einsatz des „Random Encounter Models“ (REM) im Südteil des UG3 BÄR ergab für Rot- und Rehwild eine Unterschätzung, deren Ursachen nicht abschließend geklärt werden konnte. Es sollte trotzdem weitere Evaluierungsarbeit in diese zukunftssträchtige Methode investiert werden, da ein enormes Potenzial für ein Schalenwildmonitoring in ihr steckt.

Für ein dauerhaftes Schalenwildmonitoring der zusammenhängenden Erzgebirgspopulation, das praktikabel und mit vertretbarem Aufwand die für ein Schalenwildmanagement relevanten Populationsparameter ermittelt, wird empfohlen, im Abstand von fünf Jahren mit einem Fotofallennetz (1x1 km-Rasterzellen mit bedeutendem Waldvorkommen) über 7 Monate (April-Oktober) an gut frequentierten Wildwechsellern **die relativen Dichten und Geschlechterverhältnisse** von verbeißendem Schalenwild zu erheben. Das Monitoring ist dabei so auszurichten, dass auch die nicht mehr von Rotwild besiedelten Räume erfasst werden. Unter Verwendung des Faktors 19,8 (Verhältnis, der in diesem Projekt ermittelte, absoluten zu relativen Dichten) lassen sich aus den relativen Dichten (Kontaktraten) auch absolute Dichten hochrechnen/hochschätzen, wenn ein vergleichbares Versuchsdesign angewandt wird. Von August bis Oktober ist auch die Individualerkennung von Hirschen möglich. Bei einem Turnus von fünf Jahren wäre die Bearbeitung jeweils eines Forstbezirkes (von Adorf bis Bärenfels) pro Jahr möglich. Kalkuliert man in den 7 Monaten mit 100 Fotofallen pro Forstbezirk und etwa 20.000 Fotos pro Monat (wie im UG2 bei höheren Dichten), ergeben sich:

8 Tage für Aufbau, 8 Tage für Abbau, 36 Tage für 6mal Akku- und SD-Kartentausch sowie etwa 14 Tage für die Auswertung. Für einen Durchlauf pro Forstbezirk wäre dementsprechend mit etwa 500 Arbeitsstunden (Erfahrung vorausgesetzt) zuzüglich Reisekosten zu rechnen. Bei geringeren Schalenwildichten minimiert sich der Auswertungsaufwand entsprechend.

Natürlich wäre auch eine Anwendung in anderen Schalenwildpopulationen denkbar. Vor dem Hintergrund der Afrikanischen Schweinepest (ASP) wäre auf dem Wege auch eine Bestandsüberwachung für Schwarzwild möglich. Werden über die Jahre weitestgehend die gleichen Standorte verwendet, ist auch eine gute, langfristige Vergleichbarkeit gegeben, vorausgesetzt die strukturelle Dauerhaftigkeit der Fotofallenstandorte ist gegeben. Verschlechtert sich ein Fotofallenstandort zu sehr (z.B. Zaunbau, zu dichte Vegetation), muss im Umfeld ein neuer, geeigneter Standort gefunden werden.

Mit dem gleichen Datenpool können **bei ausreichender Stichprobe** dann auch über die Individualerkennung der Hirsche (ab zwei Jahre, auch für Dam- und teilweise für Rehwild möglich) sowie die Verfahren „SECR“ und „Mark-Resight“ **absolute Dichten** erhoben werden. Hierbei wird im ersten Schritt die absolute Anzahl an Hirschen der AK II+ sowie deren Anteil ermittelt. Über diesen Anteil erfolgt danach die Hochrechnung auf den Gesamtbestand, unter Anwendung der im Projekt ermittelten und dadurch fürs Erzgebirge repräsentativen Laufstrecken als Korrektur für das Geschlechterverhältnis.

Dann wäre wieder ein Vergleich der Ergebnisse von mehreren Verfahren möglich (STIER et al. 2014). So wäre ein dauerhaftes Monitoring der Schalenwildpopulationen über relative und teilweise auch über absolute Dichten als Grundlage für ein fundiertes Management und eine solide Abschussplanung möglich.

Ergänzend dazu sollten die jährlichen Jagdstrecken aus allen Jagdbezirken analysiert und auch die erlegten Alttiere dabei altersklassifiziert werden, wobei der körperliche Nachweis essentiell für eine solide Analyse ist.

## 5 Raumnutzung

Neben Parametern wie Populationsgrößen, Populationsdichten, räumlicher Verteilung und Populationsstruktur (Kap. 4) spielt das Raum-Zeit-System einer Tierart eine wesentliche Schlüsselrolle für das Verständnis von Zusammenhängen auf ökosystemarer Ebene und dient damit auch als essentielle Grundlage eines fundierten Populationsmanagements.

### 5.1 Methodik: Markierung und Telemetrie von Rotwild

#### 5.1.1 Markierung und Telemetrie adulten Rotwildes



Abb. 63: Narkosegewehr JM Fa. DanInject (Foto: © N. Stier).

Die Immobilisation des adulten Rotwildes erfolgte mit dem Kaltgasnarkosegewehr JM der Fa. Daninject (Abb. 63) aus Ansitzhütten (Abb. 64) heraus an Ansitzstellen, die teilweise mit Salzlecken kombiniert waren. Insgesamt wurden in dem vorliegenden Projekt 45 solcher Ansitzstellen vor allem im Winterhalbjahr betrieben. Phasenweise wurden etwa 20 Stellen zeitgleich betreut und regelmäßig mit Lockfutter beschickt. Die Ansitzstellen wurden möglichst gleichmäßig über die vier UG verteilt, um eine repräsentative Stichprobe telemetrieren zu können. Aus diesem Grund erfolgten auch an sehr gut angenommenen Kirsungen keine weiteren Ansitze, wenn dort bereits eine ausreichende Anzahl an Individuen markiert war. In Bereichen mit noch fehlenden, markierten Stücken wurde dahingegen ein erhöhter Aufwand betrieben, um dort auch noch Rotwild zu besondern. Ebenfalls wurde versucht, in allen vier UG eine gute Verteilung der Markierten über die Altersklassen zu erreichen. Zur Überwachung der Kirsstellen - um die Ansitze effizienter zu gestalten - dienten Fotofallen. Erst wenn Rotwild regelmäßig das Futter angenommen hatte, erfolgten Narkotisierungsversuche. Alle Narkoseansitze wurden durch Vendula Meißner-Hylanová und Dr. Norman Stier (Professur für Forstzoologie, TU Dresden) durchgeführt. Das regelmäßige Beschicken der Kirsstellen und das erste Sichten der Fotofallenbilder erfolgten in der Regel durch MitarbeiterInnen der Forstbezirke oder private JägerInnen.





Abb. 64: Ansitzhütten für die Narkosierung von Rotwild (Fotos: © N. Stier, F. Schaarschmidt).

Die Besenderung von Rotwild wurde als Tierversuch (AZ: DD24-5131/338/62) genehmigt. Als Narkosemittel kam die Hellabrunner Mischung (HATLAPA & WIESNER 1982) intramuskulär zum Einsatz.



Abb. 65: Narkosepfeil mit Minisender Fa. Tel-Inject (Foto: © N. Stier).

Um das Auffinden der narkotisierten Tiere zu erleichtern, waren die Narkosepfeile mit Minisendern der Fa. Tel-Inject (Abb. 65) ausgestattet. Die dadurch bedingte Hecklastigkeit und die geringere Fluggeschwindigkeit begrenzten die Schussentfernung auf 12 bis maximal 15 m.

Da die beschossenen Stücke noch 200-400 (teilweise bis 1.000) m weit liefen, war ein Immobilisieren ohne Pfeilsender nicht möglich.



Abb. 66: GPS-GSM-Halsbandsender für männliches (hinten) und weibliches (vorn) Rotwild, Fa. Vectronic (Foto: © N. Stier).

Nach 204 Ansitzen, die teilweise bis zu 14 Stunden (komplette Nächte) dauerten, wurden zwischen Februar 2016 und April 2018 insgesamt 16 Hirsche und 23 Alttiere/Schmaltiere (gesamt: 39 Stück) erfolgreich mit GPS-GSM-Sendern (ca. 1,1 kg) der Fa. Vectronic (Abb. 66 & Abb. 67) ausgestattet (Tab. 19, Abb. 68).

Es war geplant, jeweils fünf Hirsche und fünf Alttiere pro UG zu besendern. Vier Hirsche konnten von der geplanten Stückzahl nicht markiert werden. Entweder weil zu wenige Hirsche an die Ansitzstellen kamen oder es in einzelnen UG aus jagdlichen Gründen nicht mehr erwünscht war. Als Ersatz dafür wurden drei zusätzliche Alttiere besendert. Außerdem wurden zusätzlich drei weitere Alttiere als Ersatz für defekte Sender markiert (Tab. 20).

Die Nummern auf den zusätzlich, beidseitig angebrachten Ohrmarken der Fa. Primaflex stimmten mit den Nummern des Halsbandes überein und entsprachen der Tier-ID.

Anhand des Zahnwechsels, der Zahnabnutzung sowie der Körper- und Geweihentwicklung wurde das Alter grob geschätzt. Starben markierte Tiere, wurde versucht, das genaue Alter mittels Zahnzementmethode (Kap. 4.1.4) zu ermitteln.

Tab. 19: Übersicht markierten adulten Rotwildes.

Tier	Name	UG	Alter bei Markierung	Markierung	letzte verwendete Ortung *	Status bei letzter Ortung	Sender -Nr.	Anzahl Ortungen	Kontrollzeitraum (Tage)
T01	T01	NES	2-4	20.02.2016	17.01.2019	lebend - Drop-Off	21139	36.047	1.063
T02	Waldraut	NED	2-4	26.02.2016	22.01.2019	lebend - Drop-Off	21128	38.246	1.062
T03	Kriegsstück	BÄR	4-6	07.03.2016	08.01.2019	lebend - Drop-Off	21136	37.570	1.038
T04	T04	EIB	3-5	17.03.2016	05.06.2016	lebend - vorz. Senderausfall	21132	5.084	81
T05	Rosemarie	EIB	10	03.03.2016	29.01.2017	tot - erlegt	21138	16.088	333
T06	Salzlecke	BÄR	3-5	07.03.2016	03.04.2018	lebend - vorz. Senderausfall	21135	30.727	758
T07	Oma	BÄR	10-12	24.03.2016	08.01.2019	lebend - Drop-Off	21140	35.330	1.021
T08	Annabell	EIB	3-5	22.03.2016	05.02.2019	lebend - Drop-Off	21129	41.048	1.051
T09	Vladi	NED	4-6	06.02.2017	25.01.2019	lebend - Drop-Off	19342	24.935	718
T10	Ayka	EIB	3-5	06.02.2017	24.01.2019	lebend - Drop-Off	20537	24.597	171
T11	Olga	BÄR	8-10	16.01.2017	22.01.2019	lebend - Sender lief	21143	25.388	737
T12	Geli	EIB	1	17.02.2017	20.09.2018	tot - erlegt	21134	24.563	581
T13	Gertrud	NED	4-6	09.02.2017	24.01.2019	lebend - Drop-Off	21137	28.119	714
T14	Karla	BÄR	5-7	19.04.2017	15.07.2017	lebend - vorz. Senderausfall	21141	4.136	88
T15	Johanna	EIB	5-7	15.03.2017	12.12.2018	tot - erlegt	19348	23.716	638
T16	Mira	NED	4-7	02.03.2017	23.01.2019	lebend - Drop-Off	21131	24.327	639
T17	Michaela	EIB	4-6	20.04.2017	05.02.2019	lebend - Drop-Off	21130	23.260	657
T18	Susi	NES	5-7	14.01.2018	17.01.2019	lebend - Sender lief	21127	14.952	369
T19	Dunja	BÄR	3-5	27.02.2018	18.01.2019	lebend - Sender lief	21142	13.147	326
T20	Helga	BÄR	5-7	08.04.2018	16.01.2019	lebend - Sender lief	21133	11.307	284
T40	Traudl	NED	1	07.04.2018	22.01.2019	lebend - Sender lief	21126	11.466	291
T41	Mandy	NED	3	06.03.2018	22.01.2019	lebend - Sender lief	22031	13.598	323
T42	Diana	NED	1	14.11.2017	21.01.2019	lebend - Sender lief	26125	17.797	434
H21	Milan	EIB	3	24.02.2016	06.12.2017	tot - erlegt	21123	23.376	652
H22	Waldi	NED	5-6	06.04.2016	19.07.2017	tot - Ursache unklar	21119	18.278	470
H23	Geist	EIB	2	05.03.2016	30.09.2018	tot - erlegt	21110	30.490	940
H24	Luca	NED	2	04.08.2016	07.09.2018	lebend - vorz. Senderausfall	21118	26.450	765
H25	Karel	BÄR	2-3	21.01.2017	28.09.2017	tot - erlegt	21125	9.936	251
H26	Helmut	BÄR	6-8	10.01.2017	25.09.2018	tot - erlegt	21115	21.431	539
H27	Franz	NED	1	19.01.2017	18.01.2019	lebend - vorz. Senderausfall	21117	25.241	730
H28	Willi	NED	6-8	07.02.2017	18.02.2019	lebend - vorz. Senderausfall	21116	26.419	741
H29	Frieder	NED	2	24.01.2017	31.10.2018	lebend - vorz. Senderausfall	21122	22.317	647
H30	Heinrich	NES	6-8	10.01.2018	15.01.2019	lebend - Sender lief	21120	15.146	371
H31	Rüdiger	EIB	2-3	15.02.2017	24.01.2019	lebend - Sender lief	21108	25.029	709
H32	Uwe	BÄR	2	25.01.2018	03.12.2018	tot - erlegt	21112	12.673	313
H33	Hansi	BÄR	5	01.03.2017	03.09.2018	tot - erlegt	21111	20.523	552
H34	Herbert	NES	1	06.03.2017	15.01.2019	lebend - Drop-Off	21106	23.109	681
H35	Igor	BÄR	1	23.02.2018	18.01.2019	lebend - Sender lief	21109	13.349	330
H36	Lutz	BÄR	6-8	11.04.2018	06.02.2019	lebend - Sender lief	21121	12.282	302
<b>Ge-</b>								<b>851.497</b>	
<b>gesamt:</b>									

\* zzgl. DJ-Peilungen 2020





Abb. 67: In den Untersuchungsgebieten mit GPS-GSM-Halsbandsender markiertes, adultes Rotwild (Fotos: © V. Meißner-Hylanová & N. Stier).

Tab. 20: Innerhalb des Projektes (01. Februar 2016 bis 31. Januar 2019) besendertes und erlegtes, adultes Rotwild (inkl. defekte Sender).

UG	Anzahl besenderte Alttiere	Anzahl besenderte Hirsche	Sender defekt	erlegt in Deutschland	erlegt in Tschechien	Bemerkung
UG1 EIB	7	3	1	4**	1 (1*)	
UG2 NED	7	5	4	0		1 verendet (Ursache unklar)
UG3 BÄR	7	6	2	1	3	
UG4 NES	2	2	0	0 (1*)		

\* zwischen 1.2.2019 und 31.1.2020 erlegt; \*\* davon 3 im Landeswald und 1 in Gemeinschaftlichem Jagdbezirk

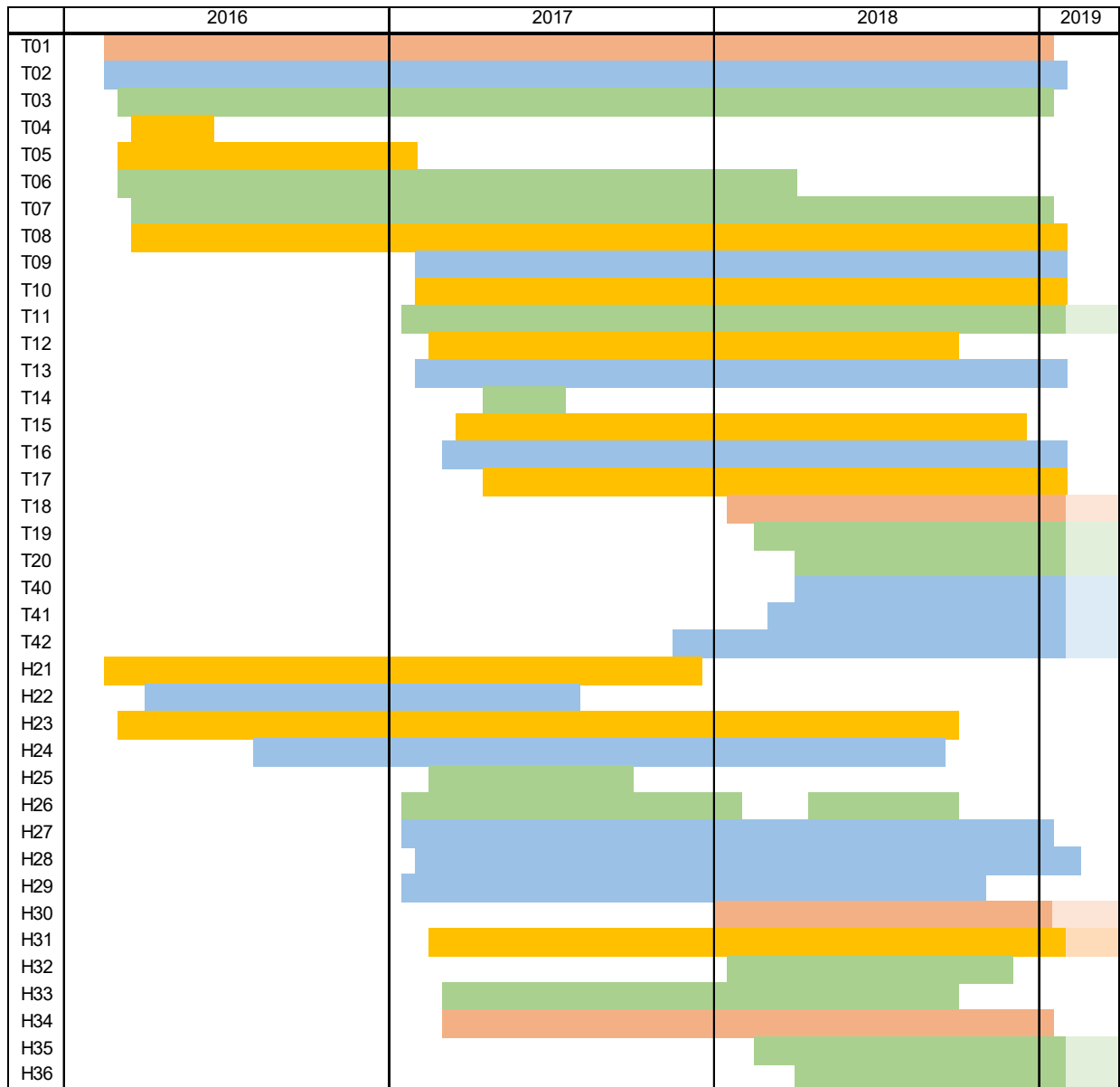


Abb. 68: Telemetriezeiträume von besendertem, adultem Rotwild in den UG1 EIB (orange), UG2 NED (blau), UG3 BÄR (grün) und UG4 NES (braun).

Die eingesetzten GPS-Sender hatten eine Leistungsfähigkeit von ca. 21.000 bis maximal 52.000 Ortungen. Je nach Programmierung beträgt ihre Laufzeit somit etwa drei Jahre.

Die nicht übertragenen Daten (GPS-Daten, alle Aktivitätsdaten) konnten nach Bergung der Sender manuell vom Halsband oder per UHF-Download im Gelände am Tier ausgelesen werden.



Die GPS-Halsbandsender waren mit einem Dreirichtungs-Beschleunigungssensor ausgestattet, der permanent für jede der drei Achsen (x=vor/zurück, y=seitlich, z=hoch/runter) Werte aufzeichnete, so dass unabhängig von der Ortungsintensität durchgehend Informationen zum Aktivitätsstatus aufgezeichnet wurden (Kap. 6), was jedoch wegen Aktivitätsdatenlücken bei 5min-Ortungsintervallen nicht immer erfolgreich war.

Der Abstand zwischen den Peilungen der GPS-Halsbandsender betrug in der Regel eine Stunde. Für spezielle Fragestellungen wurde die Peilfrequenz erhöht, was über das GSM-Netz möglich war. Vor und während ausgewählter Drückjagden wurde die Taktung genauso auf 5 min erhöht wie für die Ermittlung von Laufstrecken pro 24 h. Für die Suche nach den frisch gesetzten Kälbern telemetriertes Alttiere wurden während der Setzzeit und nach erfolgreicher Markierung der Kälber Ortungen im Abstand von 20 Minuten erhoben.

Die Halsbänder waren mit funk- und zeitgesteuerten Drop-Off-Systemen ausgestattet. Die Programmierung sah vor, dass die Halsbänder spätestens drei Jahre nach dem Anbringen abfallen (Abb. 69). In einem Fall funktionierte das Drop-Off-Modul nicht.



Abb. 69: Nach 3 Jahren mittels Drop-Off gelöster Sender in Liegestelle (Foto: © V. Meißner-Hylanová).

Der Datenschnitt für die Auswertungen zum Abschlussbericht war der 31. Januar 2019. Rotwild, das im ersten Winter besendert wurde und seinen Sender nach den drei Jahren noch trug, wurde im Januar mittels Drop-Off vom Senderhalsband befreit, da die Sender in den ersten Monaten des Jahres 2019 ohnehin abgefallen wären. Alle weiteren Sendertiere sollten trotz des Projektendes ihre Halsbänder weitertragen, so dass weiterhin Daten erhoben werden konnten. Von diesen Stücken wurde versucht, die fehlenden GPS-Daten und alle Aktivitätsdaten mittels UHF herunterzuladen. Wo dies wegen technischer Probleme nicht gelang, wurde das Halsband dann doch gelöst und alle Daten bis zum Lösen verwendet. Dies war vor allem bei Tieren, die im zweiten Winter besendert wurden, der Fall. Alle

Markierten aus dem dritten Winter, die bis dahin erst ein Jahr telemetriert wurden, behielten ihr Halsband. Die danach (bis 31. Januar 2020) erhobenen Daten der 12 noch besenderten Stücken (Abb. 68) flossen bspw. in die Drückjagdauswertungen ein.

---

Zur Archivierung und Filterung der umfangreichen Raumnutzungs- und Aktivitätsdaten sowie zur effizienten Verschneidung mit zahlreichen anderen Informationen (speziell Waldstruktur, Biomasse und Deckungsgrad der Bodenvegetation, Topografie, Schneehöhe, Wetterdaten) wurde durch das Kompetenzzentrum für Wald und Forstwirtschaft (Sachsenforst) eine PostgreSQL - Datenbank auf Grundlage von URBANO & CAGNACCI (2014) für das Gesamtprojekt erstellt und betreut.

Hieraus generierte Datenpakete wurden an die TUD für weiterführende Auswertungsschritte zur Nutzung von Höhe und Exposition sowie zur Wetterabhängigkeit der Aktivität übergeben.

### 5.1.2 Markierung und Telemetrie juvenilen Rotwildes

Ziel der Kälbermarkierung war es, zum einen die Mutter-Kind-Beziehung in den ersten Wochen zu studieren, sowie später die Traditionsweitergabe an die Nachkommen zu untersuchen. Dazu sollten die markierten Kälber später als Schmaltier oder Schmalspießer mit GPS-Halsband umbesendert werden. Die Traditionsweitergabe vom Alttier auf das Kalb stellt eine wesentliche Grundlage für dessen späteres Raum-Zeit-Verhalten (Habitatnutzung, Tagesrhythmik oder Migrationsrouten) dar. Ein zielorientiertes Rotwildmanagement sollte die intensive Tradierung bestimmter Verhaltensweisen, die Rotwild in der Regel zeigt, berücksichtigen.

Es wurde gezielt nach den frisch gesetzten Kälbern der Alttiere mit GPS-Halsband gesucht. Sie wurden mittels 27 g schwerer VHF-Ohrmarkensender (Abb. 70; Fa. Wagener, Köln) markiert, die laut Herstellerangaben eine Lebensdauer von etwa zwei Jahren haben.

In den Jahren 2016 und 2017 gelang die Markierung der frisch gesetzten Kälber der besenderten Alttiere in jeweils drei Fällen. Das siebte markierte Kalb gehörte versehentlich zu einer unmarkierten Mutter. Eine zeitgleiche Telemetrie war somit bei sechs Mutter-Kind-Paaren möglich (Tab. 21). Im Frühjahr 2018 wurden keine Kälber mehr gesucht, da eine Umbesenderung im Alter als Schmaltier oder Schmalspießer nicht mehr innerhalb des Projektzeitraums möglich gewesen wäre.

Tab. 21: Übersicht markierten, juvenilen Rotwildes.

Tier	Name	Mutter	UG	Markierung	Letzte verwendete Ortung	Status bei/nach letzter verwendeter Ortung	Anzahl Ortungen	Kontroll-Zeitraum (Monate)
H91	Veit	T04	EIB	21.05.2016	26.01.2017	erlegt	120	8
H92	Spießli	T08	EIB	23.05.2016	30.10.2017	erlegt	176	17
T93	Kleene	T03	BÄR	22.05.2016	16.03.2018	Lebend- vorz. Senderausfall	103	22
T95	Antje	T12	EIB	23.05.2017	01.08.2018	verschollen	149	15
H96	Werner	T08	EIB	21.05.2017	18.04.2019	lebend	176	23
T97	Falsche	-	NED	27.05.2017	05.10.2018	verschollen	65	17
H98	Gerd	T13	NED	04.06.2017	10.11.2018	Lebend- vorz. Senderausfall	129	18
Gesamt:							<b>918</b>	

Die Peilung der Ohrmarkensender erfolgte manuell durch VHF-Telemetrie. Dies geschah vom Auto aus oder (wenn störungsfrei möglich) zu Fuß über Entfernungen bis zu 300 (bis max. 500) m mittels Triangulation (eigener ermittelter durchschnittlicher Peilfehler: 41 m, Median; 36,8 m). Die Radiotelemetrie der Kälber begann zwei Tage nach deren Besenderung, um einen weiteren Störeinfluss direkt nach der Geburt/Markierung zu minimieren. Versucht wurde mindestens zweimal am Tag pro Kalb eine Position zu bestimmen (zumindest bis Anfang der Jagdzeit ab 01. August). Im Sommer 2017 wurden die Kälber im Zuge einer Masterarbeit telemetriert (SEIFERT 2019).

Die analog auf Karten erfassten Peilungen wurden für die Auswertung im GIS ArcView3.3 (ESRI) digitalisiert.



Abb. 70: Rotwildkalb (H92 Veit) mit VHF-Ohrmarkensender (Foto: © V. Meißner-Hylanová).

Leider gelang es nicht, Kälber mit VHF-Ohrmarkensendern erneut zu immobilisieren und mit GPS-Halsbandsendern auszustatten. Bei T93 war nach einer großen Anzahl an Ansitzen zwar der Beschuss gelungen, aber das Schmaltier konnte wegen ausgefallenem Pfeilsender nicht gefunden werden. H91 wurde noch als Kalb erlegt. H92 wurde ebenfalls als Schmalspießer kurz vor der geplanten Besenderung erlegt. Bei T95 gelang es über Monate nicht, sie an die Ansitzstelle zu locken. Durch Zufall konnten jedoch gleich drei Mutter-Kind-Paare (durch Genetik bestätigt) direkt mit GPS-Halsband an den Ansitzstellen markiert werden (Kap. 5.4).

### 5.1.3 Telemetriedatenauswertung

Aus den Rohdaten wurden alle Fehlpeilungen (Datensätze ohne Koordinaten oder mit nur einer Koordinate) und alle Daten mit geringer Genauigkeit (2D-Ortungen) entfernt. In sehr seltenen Fällen lagen Positionen weit außerhalb des Aktionsraumes, welche dann ebenfalls gelöscht wurden.

In einem weiteren Schritt wurden die Aktivitätsdaten nach aktiv/ruhend klassifiziert (Kap. 6.1) und danach mit den GPS-Daten verbunden (KRÖSCHEL et al. in Vorb.). Bedingt durch

Datenlücken in den Aktivitätsdaten konnte nicht allen Lokalisationen ein Aktivitätsstatus (ruhig/aktiv) zugewiesen werden.

Insgesamt gingen 851.500 GPS-Datensätze und 6.459.574 Aktivitätsdatensätze von adultem Rotwild in die Analysen ein. Mittels VHF-Handtelemetrie erfolgten 918 Lokalisationen der Kälber. Die Auswertung der GPS-Daten und Aktivitätsdatensätze erfolgte grundsätzlich in Mitteleuropäischer Winterzeit (MEZ: UTC+1).

### **5.1.3.1 Aktionsraumberechnung, Überlappungsanalysen & Entfernungsbestimmung**

Die Berechnung der Aktionsraumgrößen orientierte sich an der Verfahrensweise in früheren Rotwildtelemetrieprojekten aus Sachsen (NITZE 2012, NITZE et al. 2006, ROTH et al. 2016), um eine uneingeschränkte Vergleichbarkeit zu ermöglichen. Es wurden Gesamt- und saisonale Aktionsraumgrößen ermittelt und visualisiert, wobei der Aktionsraum synonym zu home range verwendet wird und den Raum meint, in dem sich das Individuum unabhängig von seinem Aktivitätsstatus aufgehalten hat. Dazu diente die Spezialsoftware „RANGES8“ (SOUTH & KENWARD 2006). Als Berechnungsmethoden kamen das Minimum-Convex-Polygon (mit 100 % (MCP100) und 95 % der Peilungen (MCP95)) sowie die Kernel-Methode (kerngewichtet mit 95 % der Peilungen (K95)) zum Einsatz. Diese drei Verfahren haben sich in früheren Rotwildtelemetrieprojekten (NITZE 2012, NITZE et al. 2006, ROTH et al. 2016) bewährt und zeigten bei einem umfangreichen Methodentest (STIER 2012) die beste Übereinstimmung mit den genutzten Lebensräumen. Beim MCP100 wird ein konvexes Polygon berechnet (SOUTH & KENWARD 2006), dessen Umrisse die äußersten Punkte aller vorhandenen Lokalisationen eines Tieres während eines definierten Zeitraumes umschließen. Das MCP100 umfasst somit den Gesamttraum, in dem sich ein Tier während eines definierten Zeitraumes bewegt - auch diejenigen Flächen, die es völlig meidet (Kernbereiche von Siedlungen, Gewässer, etc.). Die Berechnung von Aktionsräumen auf Basis von K95 schließt mit komplexen geostatistischen Verfahren 5 % aller Peilungen (Exkursionen, Einzellokalisationen) aus, sodass die regelmäßig genutzten, teilweise getrennt voneinander liegenden Kern-Lebensräume dargestellt werden. Der Anteil an nicht genutzten Bereichen innerhalb des K95 ist im Vergleich zum MCP100 deutlich reduziert.

Einige Autoren/Autorinnen (MEIßNER et al. 2013) verwendeten ebenfalls die relativ neue LoCoH (Local Convex Hull) - Aktionsraum-Berechnungsmethode für Rotwild. Da diese vor allem für Aktionsräume (AR) in bzw. an linearen Lebensräumen wie Flüssen und Hecken, Regionen mit unüberwindbaren Grenzen (z.B. gezäunte Autobahnen) sowie für Bereiche mit nicht nutzbaren Habitaten (große Siedlungen, Gewässer, Klippen) konzipiert ist (GETZ et al 2007), wurde gemeinsam mit dem Kooperationspartner von der Anwendung dieser Methode abgesehen, da im Erzgebirge keine dieser bedeutenden Einschränkungen vorlag. Bei der Methode kommt zusätzlich zum Tragen, dass, bedingt durch eine umfangreiche Möglichkeit von Parametereinstellungen, die berechneten Ergebnisse je nach Einstellung eine breite Streuung



zulassen und so die Vergleichbarkeit mit Studien anderer Autoren/Autorinnen eingeschränkt sein kann.

Bei den saisonalen Aktionsräumen wurden Winter-, Sommer- und Brunftaktionsraum getrennt ermittelt. Hierbei wurden diese für jedes Jahr separat und auch über den gesamten Beobachtungszeitraum berechnet. Bei den Individuen, bei denen sich die saisonalen Aktionsräume räumlich deutlich voneinander abgrenzen ließen (keine oder nur geringe Überlappung; Kap. 5.5), wurde die Zuordnung der Ortungen zu den Saisons darüber durchgeführt. Aus diesen Fällen wurden mittlere Stichtage (Tab. 22) für den Wechsel von einem zum nächsten saisonalen Streifgebiet abgeleitet. Diese kamen dann in allen anderen Fällen (starke Überlappung der saisonalen Streifgebiete) für die Einstufung der Ortungen zum Einsatz.

Tab. 22: Abgeleitete, mittlere Stichtage für den Wechsel von einem zum nächsten saisonalen Streifgebiet.

Jahr	Winter	Sommer	Brunft
2016	bis 14.04.	15.04.-09.11.	10.09.-20.10. (ältere Hirsche) 20.09.-20.10. (jüngere Hirsche)
2017	10.11.-14.04.	15.04.-10.11.	10.09.-20.10. (ältere Hirsche) 20.09.-20.10. (jüngere Hirsche)
2018	11.11.-14.04.	15.04.-29.11.	10.09.-20.10. (ältere Hirsche) 20.09.-20.10. (jüngere Hirsche)
2019	ab 30.11.		

(ältere Hirsche=mittelalte / alte Hirsche ab 4 Jahre, jüngere Hirsche=bis 3 Jahre)

Außerdem wurden Aktionsraumgrößen auch differenziert nach Aktiv/Ruhephase und Hell/Dunkelphase (ohne Dämmerung, Tab. 23) berechnet. Die Dämmerungsphase selbst war zu kurz, um daraus Daten für eine eigene Kategorie nutzen zu können.

Weiterhin wurden tägliche Aktionsraumgrößen auf Basis des MCP100 ermittelt, wobei die 24 Stunden jeweils von 12-12 Uhr betrachtet wurden.

Tab. 23: Aufteilung in Tag und Nacht (in Winterzeit/MEZ).

Monat	Tag		Nacht	
	1	8:10	16:13	18:53
2	7:44	16:59	19:38	5:04
3	6:53	17:48	20:37	3:49
4	5:45	18:40	21:54	2:19
5	4:43	19:28	23:00	1:00
6	4:00	20:12	23:00	1:00
7	4:34	19:54	23:00	1:00
8	5:21	18:54	22:37	1:48
9	6:07	17:47	20:56	3:18
10	6:59	16:43	19:37	4:17
11	7:48	16:06	18:35	5:07
12	8:10	16:13	18:05	5:48

Zu verschiedenen Fragestellungen (z.B. Raumtreue, Traditionsweitergabe, Alttier-Kalb-Aktionsraum-Vergleich, saisonale Aktionsraum-Verschiebungen) wurden mit dem Tool OVERLAP in RANGES8 Aktionsraum-Überlappungsanalysen durchgeführt, bei denen für beide betrachtete Aktionsräume die Überlappung des jeweils anderen in Prozent angegeben wird. Dargestellt wird jeweils der Mittelwert aus beiden Einzelwerten.

Für die Auswertungen zu AR-Verschiebungen wurden die Entfernungen zwischen den Aktionsräumen als kürzeste Distanz zwischen den Außengrenzen gemessen. Ebenfalls wurde ermittelt, wann und wie oft der Wechsel zwischen den saisonalen Streifgebieten stattfand. Beide Erhebungen konnten natürlich nur bei Individuen durchgeführt werden, bei denen eine räumliche Abgrenzung der betrachteten Aktionsräume vorlag.

Bei den Auswertungen zur Mutter-Kind-Beziehung erfolgten neben den AR-Überlappungsanalysen auch die Abstandsberechnung zwischen synchronen Peilungen von Alttier und Kalb im GIS.

### **5.1.3.2 Ermittlung Aufenthalt in Deutschland und Tschechien**

Die Berechnung, in welchem Umfang sich die besenderten Tiere in Deutschland bzw. auf dem Gebiet der Tschechischen Republik aufhielten, erfolgte über den jeweiligen Anteil an Peilungen in dem jeweiligen Land (Betrachtung: monatsweise) und über die Anteile der saisonalen Aktionsräume im jeweiligen Land (MCP95 und K95).

### **5.1.3.3 Methodik Habitatnutzung**

Für die Ermittlung von Habitatpräferenzen kam der Jacobs-Index (JACOBS 1974) zum Einsatz, der die Nutzung eines Habitattyps mit dessen Angebotsanteil vergleicht. Zur Ermittlung des Habitatangebots wurde der saisonale Aktionsraum im Gesamtbeobachtungszeitraum (MCP100) als Ausschneidegrundlage im GIS verwendet. Auf Analysen mit dem gesamten Erzgebirge als potenziell möglichem Rotwildlebensraum (Angebot) wurde verzichtet, weil sich einzelne Individuen durch die traditionelle Lebensraumbindung nicht frei im gesamten Erzgebirge bewegen. Der Schwerpunkt des Projektes lag außerdem auf Analysen zur Raumnutzung und der Steuerbarkeit innerhalb dieser Lebensraumtraditionen.

Die Analysen erfolgten grundsätzlich getrennt nach Aktivitätsstatus jeder Peilung (aktiv oder ruhend) und Tageszeit (Tag oder Nacht), so dass jeweils vier Präferenzindizes pro Habitattyp ermittelt wurden: aktiv in der Nacht, ruhend in der Nacht, aktiv am Tag, ruhend am Tag.

Peilungen aus der Phase der Dämmerung (32 % vom Gesamtdatensatz) wurden aus der Analyse ausgeschlossen.

Der Jacobs-Index als Präferenzindex schwankt zwischen -1 (totale Meidung) und +1 (extreme Bevorzugung). Wird der Habitattyp proportional (neutral) zu seinem Flächenanteil genutzt, ist der Index=0 und es liegt weder eine Meidung noch eine Bevorzugung vor.

Bedingt durch räumliche Unterschiede zwischen den saisonalen Aktionsräumen (Sommer, Winter, Brunft) liegt auch in jedem saisonalen Aktionsraum ein anderes Habitatangebot zugrunde. Aus diesem Grund erfolgten alle Habitatpräferenzanalysen für diese drei Raumnutzungsphasen (für Alttiere ohne Brunftaktionsraum) separat. Für die saisonale Zuordnung der Ortungen diente die gleiche Datenbasis wie für die Aktionsraumberechnung (Kap. 5.1.3).

Lag für einen Habitattyp in der jeweiligen Auswertungskategorie kein Angebot vor, konnte kein Index berechnet werden und daher sind in den entsprechenden Diagrammen auch keine Indizes abgebildet.

#### Analyse der Präferenzen für Haupthabitattypen

Für die Nutzung durch das Rotwild wurden die Peildaten im GIS mit den Habitatkarten verschnitten. In einem ersten Schritt wurden die Indizes für die Haupthabitattypen ermittelt, wobei im ersten Schritt für Deutschland und Tschechien CORINE Land Cover (CLC 2018) - Daten und im zweiten Schritt die präziseren und höher aufgelösten ATKIS-Daten (Amtlich topografisch kartografisches Informationssystem; Staatsbetrieb Geobasisinformation und Vermessung Sachsen, 2015) als Grundlage dienten.

Es wurden fünf Haupthabitattypen unterschieden: Offenland (Acker, Grünland, Ruderalflächen), Wald (Wälder, Feldgehölze), Moor (Moore, Sumpf), Siedlung (Ortschaften inkl. aller Strukturen wie z.B. Gärten, Parks, Sportplätze), Wasser (alle flächig erfassten Gewässer teilweise inkl. der Ufer).

Diese Analysen wurden in einem nächsten Arbeitsschritt für zwei Gruppen von Habitaten (Offenland, Wald) vertieft.

#### Vertiefte Analyse der Präferenzen für Waldstrukturen

Nach den Auswertungen zu Habitatpräferenzen für fünf Haupthabitattypen (Kap. 5.7.1 & 5.7.2; CORINE- und ATKIS-Daten) wurden nun untersetzend detailliertere Analysen für die beiden wichtigsten Lebensräume Offenland (Kap. 5.7.4) und Wald durchgeführt. Für die Analyse von Habitatpräferenzen innerhalb des Waldes stellte der Staatsbetrieb Sachsenforst Daten der Forsteinrichtung (Baumart auf Bestandesebene) und Fernerkundung (LIDAR, Orthofotoanalyse: Baumhöhenklassen, Kronenschlussgrad) zur Verfügung. Es erfolgte eine Differenzierung nach Belaubungstyp (wintergrün, winterkahl), Baumhöhe und Kronenschlussgrad (Abb. 71, Tab. 24). Die Basis des bereitgestellten Datensatzes bildeten Polygone gleicher Baumhöhenklassen, denen ein Belaubungstyp zugeordnet und der Kronenschluss neu berechnet war. Integriert wurden auch kleinere Offenlandstrukturen im Wald (Wildäcker, Wildwiesen, Wege, Holzlagerplätze). Die Anzahl ausgeschiedener Klassen sollte - aus Gründen der Praktikabilität - überschaubar bleiben, gleichzeitig aber die Vielfalt der Waldstrukturen hinreichend abbilden. Aus den drei Hauptmerkmalen mit ihren entsprechenden Unterklassifikationen ergaben sich insgesamt 30 mögliche Merkmalskombinationen (bspw. *WG\_H>13\_20\_SG0\_30*).

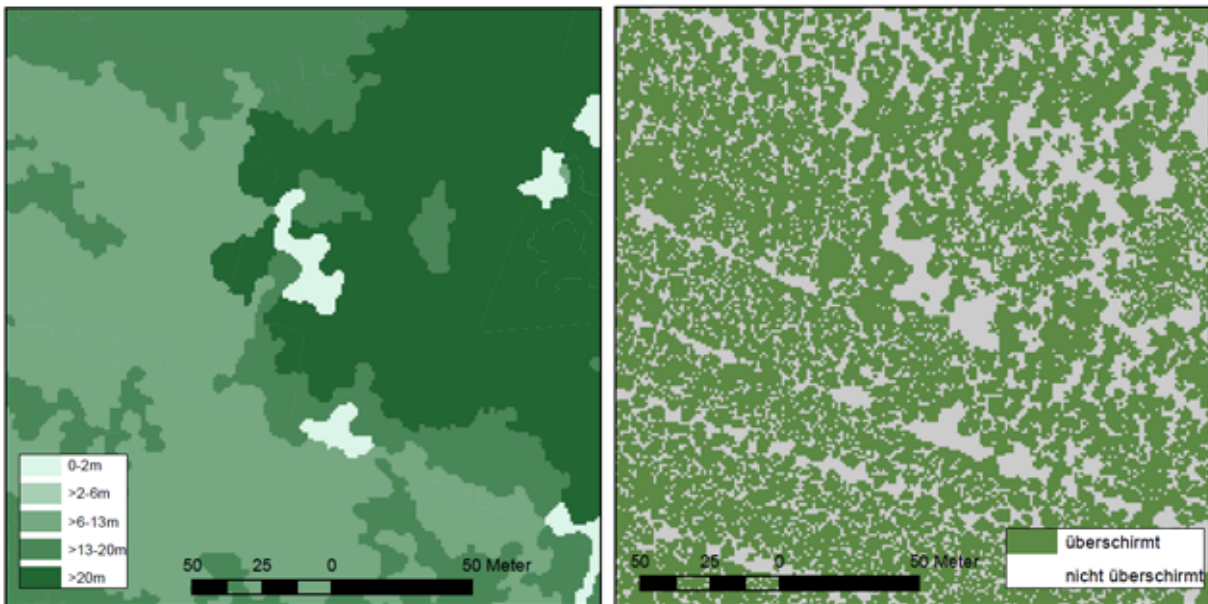


Abb. 71: Baumhöhe (links) und Überschirmung / Kronenschluss (rechts) prägen neben der Baumart wesentlich die Waldstruktur. UG4 NES, identischer Kartenausschnitt.

Für Aussagen zur Bevorzugung und Meidung von Waldstrukturen wurden diese klassifiziert. Es erfolgte eine Unterscheidung nach Hauptbaumart (wintergrün: Nadelholz ohne Lärche; winterkahl: Laubholz und Lärche) aus den Forsteinrichtungsdaten, nach Kronenschlussgrad (0-0,3; >0,3-0,8; >0,8) sowie nach Baumhöhen (0-2; >2-6; >6-13; >13-20; >20 m) aus LIDAR-Daten und Orthofotoanalysen (Gesamtwaldprojekt, SBS 2019). Aus den unterschiedlichen Kombinationen ergaben sich 30 Klassen. Die Nichtholzbodenflächen wurden - differenziert in zwei Klassen - ebenfalls ausgewertet: Wildäcker/Wildwiesen (kleine von Wald umschlossene Flächen) sowie Wege/Lagerplätze. Das bereits aggregierte Polygonshape wurde von Sachsenforst bereitgestellt.

Die Angebotsermittlung (nach Tier und saisonalem AR) und die Punkt-in-Polygon-Analyse erfolgten für alle 32 Klassen. Waren bei Angeboten die Flächenanteile einzelner Klassen < 1 %, so wurden diese nicht weiter betrachtet. Es erfolgte eine grobe Auswertung nur mit den Baumarten- und den Baumhöhenklassen (ohne Kronenschlussgrad) getrennt nach Geschlecht, Saison, Tageszeit und Aktivität. Die Ergebnisse wurden als Boxplots dargestellt. In einem zweiten Schritt erfolgte diese Auswertung noch nach UG getrennt. In einem dritten Schritt wurden die Ergebnisse unter Einbeziehung auch der Kronenschlussgradklassen wegen der Übersichtlichkeit als Säulendiagramme ohne Standardabweichung (Standard Deviation=SD) dargestellt.

Tab. 24: Typen und Klassen der Strukturmerkmale von Wäldern für die Ermittlung von Habitatpräferenzen.

Merkmal	Anzahl Klassen	Beschreibung	Auflösung	Datenherkunft
Belaubungstyp	2	<u>Wintergrün (WG):</u> Baumartengruppen Fichte, Kiefer, sonstige Nadelbaumarten <u>Winterkahl (WK):</u> Baumartengruppen Lärche, Buche, Eiche, Sonstige Weich- und Hartlaubhölzer	Bestand (Hauptbaumart im Oberstand)	Bestandesweise Taxation der Forsteinrichtung in den Forstbezirken Adorf (2009), Eibenstock (2008), Neudorf (2009), Bärenfels (2013) und Neustadt (2007)*  (* in den Forstbezirken Adorf, Eibenstock und Neudorf wurden bewusst nicht die aktuellsten Einrichtungswerke genutzt, weil diese die Hauptbaumart nicht auf Bestandes- sondern auf Teilflächenebene ausscheiden.)
Baumhöhe (m)	5	0-2: Naturverjüngung/Kultur >2-6: Dichtung >6-13: Stangenholz >13-20: schwaches Baumholz >20: starkes Baumholz	Polygon - mind. 1 m <sup>2</sup>	Gesamtwaldprojekt (SBS 2019): LIDAR, Orthofotos
Kronenschluss	3	0-0,3; >0,3-0,8; >0,8	Polygon - mind. 1 m <sup>2</sup>	

#### Vertiefte Analyse der Präferenzen für Agrarkulturen

Eine vertiefte Analyse der Präferenzen für Agrarkulturen erfolgte für die Agrarflächen, um die Bevorzugung einzelner Kulturen zu ermitteln. Da aus Datenschutzgründen keine Informationen zu landwirtschaftlichen Anbaustrukturen von den Landesbehörden zur Verfügung gestellt werden konnten, übernahm freundlicherweise das Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (Sebastian Goihl, LfULG, Referat 22 Gemeinsame Agrarpolitik, Informationsmanagement) die Berechnung des tier- und seasonspezifischen Angebotes sowie



die Zuordnung der landwirtschaftlichen Kulturen zu den Peilungen. Die Datengrundlage bildete das Integrierte Verwaltungs- und Kontrollsystem (InVeKoS), welches auf Basis des InVeKoSDG und der InVeKoSV Daten zur landwirtschaftlichen Nutzung von im Rahmen der Gemeinsamen Agrarpolitik der EU (GAP) geförderten Betrieben auf Schlägebene bereitstellt. Für den größten Teil der relevanten Agrarflächen lagen Daten zur Feldfrucht vor, so dass eine repräsentative Auswertung möglich war. Die Auswertung der GPS-Telemetriedaten erfolgte mit ArcGIS.

Die Bereitstellung der Daten erfolgte anonymisiert (ein Rückschluss auf die flurstücksscharfe, räumliche Lage der Daten war nicht mehr möglich). Pro Tier und Saison standen somit jeweils nur die Flächengrößensumme für jede Kultur sowie Peildaten mit zugeordneter Kultur und ausschließlicher Angabe von Monat und Jahr zur Verfügung.

Der untersuchte Zeitraum umfasst die Jahre 2016, 2017 und 2018 (bis 31. August 2018). Schlagdaten des Jahres 2019 lagen dem LfULG zum Zeitpunkt der Bearbeitung noch nicht vor und wurden deshalb nicht berücksichtigt.

Das Ende des Bewirtschaftungsjahres eines jeden Feldes wurde auf den 31. August festgelegt. Die Telemetriedaten vom 01. September bis zum 31. August des Folgejahres wurden den InVeKoS-Antragsdaten des Folgejahres zugeschlagen. Dies war notwendig, da Felder, die im Herbst des Jahres mit Winterfrüchten (z.B. Winterweizen, -raps) bestellt wurden, ansonsten die für diesen Zeitraum noch alte, bereits abgeerntete Frucht aufzeigen würden.

Der 31. August ist ein aus Konvention entstandener Termin. Es standen keine Informationen zur Verfügung, zu welchem Zeitpunkt genau eine Ernte oder eine Aussaat je Feld erfolgte.

Der entsprechende Datensatz eines jeden Tieres wurde jeweils mit den InVeKoS-Daten der Jahre 2016, 2017 und 2018 verschnitten. Dadurch geht die Attributtabelle der Schlagdaten auf die Telemetriedaten über, sobald sich Punkt- und Polygon-Features (Tierposition und Agrarfläche) überlagern. Es entstanden drei Datensätze für die Jahre 2016, 2017 und 2018 mit allen Peilpunkten.

Anschließend wurden anhand der Datumsangaben in den Peildaten die Datensätze selektiert, die für den entsprechenden Zeitraum galten. Die Schlagdaten 2017 wurden so beispielsweise für die Telemetriedaten vom 01. September 2016 bis zum 31. August 2017 herangezogen. Diese Selektion wurde für die Jahre 2016, 2017 und 2018 vorgenommen. Jeder der im ersten Schritt verschnittenen Datensätze wurde somit auf die Punkte eingegrenzt, welche den korrekten Zeitraum der Abdeckung der Agrarflächendaten repräsentierten.

Alle nicht benötigten oder aus datenschutzrechtlichen Gründen nicht zulässigen Felder in der Attributtabelle wurden entfernt. Ein Feld zur Datenquelle wurde ergänzt.

Die nach der Selektion verbliebenen Punktdaten der verschiedenen Jahre wurden zusammengefasst. Deren nun gemeinsame Attributtabelle wurde als Excel-Tabelle exportiert.

Die saisonalen Aktionsräume wurden jeweils mit den InVeKoS-Daten der Jahre 2016, 2017 und 2018 verschnitten und anschließend in einem Datensatz je Aktionsraum als Habitatangebot zusammengefasst.

Die Habitatangebotsermittlung erbrachte keine weiteren Auffälligkeiten. Es muss jedoch darauf hingewiesen werden, dass sich der Unterschied zwischen den Zeiten, in denen sich die Tiere in den Aktionsräumen aufhalten und der Abgrenzung der Feldbewirtschaftungsjahre, nicht auflösen ließ.

Dies bedeutet, dass für die Ermittlung von Angebot und Nutzung:

- die Fruchtarten im Winter-AR mit dem Tabelleneintrag „Jahr“ = 2016 für die Telemetriedaten 01. September 2015 bis 31. August 2016 gültig wären.
- die Fruchtarten im Winter-AR mit dem Tabelleneintrag „Jahr“ = 2017 für die Telemetriedaten 01. September 2016 bis 31. August 2017 gültig wären.
- die Fruchtarten im Winter-AR mit dem Tabelleneintrag „Jahr“ = 2018 für die Telemetriedaten 01. September 2017 bis 31. August 2018 gültig wären.
- alle Sommer-AR zwei Feldbewirtschaftungsjahre anschneiden, weshalb z.B. für eine Betrachtung des Angebots an Agrarkulturen im Sommer 2017 sowohl die Fruchtartenverteilung von 2017 als auch von 2018 in Frage kommt, da bis zu dem Zeitpunkt, ab dem der Winteraktionsraum genutzt wird, bereits mehrere Wochen vorher die Neuansaat von Winterfrüchten stattgefunden haben muss.

Das Feld „Flaeche\_ha“ wurde hinzugefügt und berechnet. Anschließend wurde die Summenstatistik der Fläche in ha gruppiert nach Feldfrucht (Kultur) und Jahr ausgegeben. Diese Tabelle wurde vom LfULG nach Excel exportiert und an die TU Dresden übergeben.

Insgesamt wurden 13 Klassen von Agrarkulturen zusammengefasst (Tab. 25). Fünf Klassen wurden von den Analysen ausgeschlossen, da sie entweder gar nicht oder nur minimal (< 1 %) als Angebot zur Verfügung standen.

Tab. 25: Analytierte Feldfruchtklassen.

Ausgewertet		Kein Angebot im Aktionsraum der Halsbandtiere	
Nr.	Kategorie	Nr.	Kategorie
1	Grünland	2	Hülsenfrüchte
4	Mais	3	Kartoffeln
7	Sommerweizen/Hafer	5	Rüben (inkl. andere Rüben)
8	sonstige Sommergetreide	6	Sommerraps (inkl. Rübsen)
9	sonstige Wintergetreide	13	Gemüse
10	Winterraps		
11	Winterweizen		
12	Blühmischung		

Um eine grobe Vorstellung zu bekommen, welche Agrarkulturen in welchen Anteilen angebaut wurden und damit dem Rotwild als Angebot zur Verfügung standen, wurde in jedem UG getrennt der Mittelwert der individualspezifischen Angebotsanteile pro Feldfruchtklasse (Tab. 25)

ermittelt. Dies spiegelt nicht das mittlere Feldfruchtangebot des UG wider sondern das mittlere Angebot in den MCP100-Aktionsräumen des telemetrierten Rotwildes (Abb. 157).

#### Vertiefte Analyse der Präferenzen für weg- und straßennahe Bereiche

Da Wege und Straßen einerseits durch ein verbessertes Nahrungsangebot positiv andererseits durch anthropogene Störung negativ wirken können, wurde die Präferenz des Umfeldes von diesen Strukturen ermittelt.

Die Einteilung in Straßen und Wege wurde aus dem vom SBS bereitgestellten GIS-shape (FGIS SBS 2015) übernommen. Wobei die Unterteilung in die zwei Kategorien Straßen und Wege an einer Kombination aus Nutzungsintensität und Fahrbahnbelag ausgerichtet wurde. Alle asphaltierten, öffentlichen Straßen wurden der Kategorie Straßen zugeordnet, da sie entsprechend der Asphaltierung und der uneingeschränkten Nutzungsmöglichkeit sehr intensiv und mit hohen Geschwindigkeiten befahren werden.

In die Kategorie Wege fielen alle nicht öffentlichen Wald- und Feldwege. Zusätzlich wurden wenige öffentliche, aber nichtasphaltierte Wege sowie einige asphaltierte, aber nicht öffentliche Waldstraße in Wege eingeschlossen, weil diese entweder nur einer eingeschränkten Nutzung zur Verfügung standen oder entsprechend dem Belag nur mit geringen Geschwindigkeiten befahren werden können.

Für das Straßennetz und das Wegenetz wurden separat vier Puffer mit einer Breite von 50 m (0-50; >50-100; >100-150; >150-200 m) berechnet. Überlagerten sich Straßen- und Wegepuffer, so wurden die Flächen der Wegepuffer weggelassen und nur die Straßenpuffer beachtet, da Straßen intensiver vom Menschen genutzt werden und deren Anteil insgesamt geringer war. Die restliche Fläche war Referenz. Die Analysen erfolgten nach Wald und Offenland getrennt, so dass im Endergebnis für vier Klassen (Waldwege, Waldstraßen, Offenlandwege, Offenlandstraßen) Indizes vorlagen. Wie bei den anderen Präferenzanalysen erfolgte eine separate Berechnung nach Tageszeit (Tag/Nacht ohne Dämmerung) und Aktivität (aktiv/ruhend).

Eine gesonderte Präferenzanalyse für das Umfeld von Ski-Loipen erfolgte nicht, da in dem vorliegenden Loipen-GIS-shape nur ein sehr eingeschränkter Anteil der vorhandenen Loipen abgebildet war. Da aber große Teile des vorhandenen Wegenetzes im Wald für den Wintersport genutzt werden, spiegeln die Ergebnisse der Waldwege im Winter den Einfluss durch v.a. Langlauf wider.

#### Vertiefte Analyse der Präferenzen für das Umfeld von Fütterungen und Kirrungen

Vor dem Hintergrund einer Prävention vor etwaigen Wildschäden sollte ermittelt werden, ob Rotwild das Umfeld von Fütterungen und Kirrungen bevorzugt nutzt. Außerdem spielen die Ergebnisse auch eine wichtige Rolle als Grundlage für Lenkungskonzepte durch Futtergaben.

Kirrungsstandorte wurden nur aus dem UG1 EIB und nur für den Winter 2018/2019 bereitgestellt. Da in dem Winter nur noch drei besenderte Stücke dort lebten und keine präzisen Angaben zum Zeitraum und der Intensität der Futterreichung erhoben wurden, erfolgte die Analyse nicht an diesen jagdlichen Kirrungen im UG1 EIB. Stattdessen wurden entsprechende Analysen anhand der 22 Ansitzstellen aus allen vier UG (UG1 EIB: 6; UG2 NED: 6; UG3 BÄR: 8; UG4 NES: 2) durchgeführt, von denen einige bereits früher als Notzeitfütterungsstandorte (n=6) oder Kirrungen (n=9) bestanden bzw. (7 Stellen) zwecks der Immobilisierung neu eingerichtet wurden. Einige der Kirrungen wurden außerhalb der Besenderungsphasen (ganze Winter oder einzelne Monate) auch jagdlich genutzt, flossen aber trotzdem in die Auswertung ein. Das Störungspotenzial an allen Futterstellen war sehr unterschiedlich (unterschiedliche Nähe zu Wegen/Straßen und deren Frequentierung, bejagt/unbejagt).

Um eine mögliche Bevorzugung des Umfeldes von Fütterungen/Kirrungen zu analysieren, wurden um die mit unterschiedlichen Futtermitteln (z.B. Heu, Futtermöhre, Apfeltrester) bestückten 22 Futterstellen fünf jeweils 100 m breite Pufferringe gelegt und deren Flächengröße als Angebotsfläche verwendet. Der restliche, saisonale Aktionsraum (MCP100=Angebot) diente als Referenz für die Ermittlung der Präferenzierung des Umfeldes der Futterstellen.

Auch diese Analysen erfolgten nach Tageszeit und Aktivität getrennt (s.o.). Ausgewertet wurden nur die Monate Dezember bis März, auch wenn außerhalb dieses Zeitraumes Futter angeboten wurde (zu geringe Stichprobe). Die in die Auswertung einbezogenen Zeiträume unterschieden sich in Abhängigkeit vom Untersuchungsjahr: 2015/16: nur März; 2016/2017: Dezember-März; 2017/18: Dezember-März; 2018/19: Dezember-Januar. Den einzelnen betrachteten Monaten lagen unterschiedlich große Stichprobenumfänge (Kap. 5.7.7) zugrunde, was bei der Interpretation der Ergebnisse beachtet werden muss.

Die Daten eines Tieres gingen nur in die Analyse ein, wenn es auch in dem betrachteten Winter an dieser Stelle anwesend (mind. 10 Peilungen im 100 m Puffer in einem Monat) war. Insgesamt flossen so Ortungen von 28 Sendertieren ein.

Außerdem wurden noch die Entfernungen zur nächstgelegenen Dichtung (Bestandeshöhe: 2 bis 6 Meter) ermittelt.

Im Rahmen von zwei Bachelorarbeiten (SCHUBERT 2017, SEEHAFFER 2017) wurde mittels Fotofallen die Anwesenheit von Rotwild an den Ansitzstellen zusätzlich untersucht.

#### **5.1.3.4 Auswertungen zur Höhe (ü.N.N.) und Exposition**

Für die Höhen- und Expositionsauswertungen diente das Digitale Geländemodell (DGM 25 Sachsen - Raster - 2015-2017) als Datenbasis. Der Verschnitt aller Ortungen (D & CZ) mit diesen Daten erfolgte dankenswerter Weise durch das Kompetenzzentrum vom Staatsbetrieb Sachsenforst. Der entsprechende, absolute Höhenwert und der Expositionswert als Grid-Code (0-255) wurde dabei direkt aus dem Pixel des digitalen Höhenmodells (25x25 m) abgegriffen.

Für die Auswertungen zur Aufenthaltshöhe wurden zuerst Mittelwerte pro 24 Stunden gebildet und in den Diagrammen dann der gleitende Mittelwert über 7 Tage dargestellt.

#### **5.1.3.5 Ermittlung 24 h-Laufstrecken**

Die innerhalb von 24 Stunden zurückgelegten Laufstrecken wurden unter anderem auch für die Korrektur der Geschlechterverhältnisse aus den Fotofallendaten (Kap. 4.2.1) und für die Anwendung des Random-Encounter-Model ermittelt (Kap. 4.4.2.7). Eine Überlastung der Sender war wegen der großen Datenmengen (Aktivität & GPS alle 5 min) und der sich ständig ändernden GPS-Position vermutlich der Grund für öfter aufgetretene Datenlücken. Lagen in den Datenblöcken der 5 min-Peilungen größere Lücken von mehreren Stunden vor, wurden diese von vornherein von der weiteren Analyse ausgeschlossen.

Laufstrecken wurden pro Tier (n=37) ein Jahr lang zweimal pro Monat (jeweils vom 7. bis 8. und vom 21. bis 22. eines Monats von 12 bis 12 Uhr) ermittelt, wobei GPS-Positionen alle 5 Minuten erhoben wurden. Somit standen 24 Werte pro Tier zur Verfügung, wenn keine Probleme (z.B. Senderausfall oder Tod des Tieres) auftraten.

Wie oben erwähnt, waren die Laufstrecken-Daten teilweise lückenhaft. Aus diesem Grund wurde eine Interpolationsmethode entwickelt, um die Datenlücken erst interpolieren und die Datensätze dann vergleichend auswerten zu können.

Um zeitlich-örtliche Bewegungsdaten zu interpolieren, können unterschiedliche Methoden angewendet werden, die sich sowohl in der zugrundeliegenden Idee als auch in der Komplexität deutlich unterscheiden. Die einfachste Möglichkeit ist die lineare Interpolation: Hierzu werden die zwei bekannten GPS-Positionen „an den Rändern einer Lücke“ genommen, und dann die fehlenden Werte gemäß einer linearen Interpolation geschätzt. Dies impliziert, dass das Tier den kürzesten/direktesten Weg zwischen den beiden Punkten genommen hat, was i.d.R. aber nicht der Fall sein muss.

Um den nichtlinearen/kurvigen Weg besser abzuschätzen, kann auch nichtlinear interpoliert werden. Dies bedeutet, dass bspw. die zehn vor- und nach der Lücke liegenden Punkte genommen werden und dann eine nicht lineare Spur durch die Punkte gezogen wird (unter der Nutzung von Regressions-Splines), in der Hoffnung, dass das nichtlineare Verhalten in der Lücke besser geschätzt wird.

Eine der modernsten Methoden zur Interpolation von Bewegungsdaten stellt die „State-Space-Methode“ dar (PATTERSON et al. 2008, HOLMES et al. 2012, JONSEN et al. 2013), bei der ein zweistufiges Bewegungsmodell auf die Daten angewendet wird, welches sowohl zwischen GPS-Error und echter Bewegung als auch zwischen verschiedenen Verhaltens-Modi der Tiere unterscheiden kann.

Da nicht klar war, welche dieser Methoden die vorliegenden Daten am besten interpoliert, wurde die Präzision der Methoden in einem ersten Schritt systematisch evaluiert. Dazu wurde ein Beispiel-Datensatz mit GPS-Positionen eines Tieres verwendet, der keine Lücken aufwies. Dann wurden künstlich Lücken an zufälliger Stelle von 1-20 fehlenden Positionen erzeugt, diese



Lücken mit den drei oben beschriebenen Methoden interpoliert und dann der mittlere, örtliche Fehler zu den echten Positionen evaluiert. Dieses Prozedere wurde 10.000mal wiederholt.

Erstaunlicherweise zeigte die lineare Interpolation die besten Ergebnisse, die State-Space-Methode zeigte mit Abstand die größten Fehler. Letzteres mag darin begründet liegen, dass es eine ganze Reihe von Parametern gibt, die bei der State-Space-Methode eingestellt werden und die verwendeten Parameter nicht zu den vorliegenden Daten passten. Auf eine weitergehende Optimierung der State-Space-Methode wurde verzichtet und im Folgenden die lineare Interpolation verwendet.

Um einen möglichen Einfluss des Verhaltens (ruhend vs. aktive Bewegung) auf die Interpolationsqualität zu untersuchen, wurde die o.g. systematische Simulationsstudie mit der linearen Methode wiederholt. Dabei wurde berücksichtigt, ob die Randpunkte an der Lücke beide das Verhalten Null zeigen (Aktivität=0) einer der beiden 0 und einer 1 ist (Aktivität=0.5) oder beide 1 sind (Aktivität=1.0). Es zeigte sich, dass die Sicherheit der Schätzung bei ruhendem Verhalten (wie zu erwarten) deutlich höher ist, da die Tiere keine weiten Bewegungen ausführten.

Um für die folgende Interpolation von Lücken (in denen die echten Werte in den Lücken nicht bekannt sind) eine Abschätzung des örtlichen Fehlers zu ermöglichen, wurde an die o.g. Ergebnisse ein geeignetes multinomiales Regressionsmodell gefittet, welches die Größe des Fehlers in Abhängigkeit von der Anzahl der (in Reihe) fehlenden Punkte und des an den Rändern der Lücke klassifizierten Verhaltens abschätzt. Für den Fall, dass kein Verhalten angegeben war (NA), wurde konservativ vorgegangen und ein Wert von aktiv=1 angenommen. Basierend auf diesen Methoden wurden die Datensätze von allen 37 Individuen interpoliert und dabei auftauchende Fehler in den Rohdaten behoben. Anschließend wurde für jedes Individuum und jeden Tag die Länge der Laufstrecke berechnet unter Angabe des maximalen örtlichen Fehlers der Interpolation. Diese Auswertungsschritte erfolgten durch die Firma BIONUM (Hamburg).

#### **5.1.3.6 Analyse Drückjagddaten**

Bei allen Tieren, die sich potenziell in einem Drückjagdgebiet befinden konnten, wurde vorab die GPS-Ortung auf 5-Minuten-Intervalle jeweils von 7 Uhr (Drückjagddtag) bis 7 Uhr am Folgetag erhöht. In wenigen Fällen kam der Befehl nicht rechtzeitig an, da sich das Tier im Funkloch befand.

In die Auswertung flossen Drückjagden (DJ) von 2016 bis 2020 (DJ-Saison: Oktober bis Januar) ein. Für die Auswertung wurden Tiere (n=30 Individuen, 83 DJ-Ereignisse) berücksichtigt, die entweder direkt im Treiben oder ganz in der Nähe waren (max. bis zu 3 km von der Grenze DJ-Gebiet). Je nach Fragestellung und Verfügbarkeit verschiedener, benötigter Daten schwankte die Stichprobengröße zum Teil erheblich (Datenlücken in Aktivität & GPS-Position).

Folgende Fragestellungen wurden bearbeitet:

Laufstrecken: Wie ändern sich individuelle Laufstrecken (Kap. 5.8 & 5.1.3.5) während einer Drückjagd im Vergleich zur normalen Laufstrecke (7 bis 7 Uhr und 7 bis 13 Uhr)? Als Maß für einen potenziellen Unterschied wurde der Faktor berechnet, um wieviel der DJ-Wert größer oder kleiner im Verhältnis zum Normalwert war, um Vergrößerungen und Verkleinerungen im vergleichbaren Maßstab abzubilden. Für den Vergleich kamen UG- und monatspezifische Laufstreckenmittelwerte zum Einsatz.

Aktionsraumgrößen: Die MCP95- und K95-Aktionsraumgrößen von 7 Tagen vor und 7 Tagen nach der Jagd wurden auf die gleiche Weise (Faktor, um wieviel der AR hinterher größer/kleiner war) verglichen. Der DJ-Tag selbst wurde bei dieser Auswertung nicht berücksichtigt.

Aktionsraumverschiebungen: Die Überlappung der Vorher-/Nachher-Aktionsräume wurde zur Analyse von Aktionsraumverschiebungen herangezogen.

Es wurde außerdem ermittelt, ob, wie lange und wie weit ein Tier sein saisonales Streifgebiet (MCP95) bzw. das DJ-Gebiet bis 7 Uhr des Folgetages verlassen hat.

Verlassen des Aktionsraumes und des Drückjagdgebietes: Gab es Ortungen am Drückjagtag (7-7 h) außerhalb des aktuell genutzten, saisonalen AR oder außerhalb des Drückjagdgebietes wurde dies registriert. Zusätzlich wurde die Entfernung der am weitesten entfernten Ortung vom AR-/DJ-gebietsrand gemessen.

Aktivität: Es erfolgte - analog zu den Aktionsraumgrößen - eine Auswertung der Aktivität der Tiere 7 Tage vor und nach der DJ (ohne DJ-Tag). Diese Analyse wurde einerseits für 24 Stunden und andererseits nur für die Tagesphase durchgeführt. Die Aktivitätsanteile wurden genau wie im Kapitel Aktivität (Kap. 6.2) ermittelt.

#### Reaktionen des Rotwildes auf die Begegnungen mit treibenden und jagenden Personen sowie Jagdhunden

Bei 21 Sendertieren (27 Datensätze) in 20 Drückjagden wurde versucht, detailliertere Daten zu erheben. Die Bewegungen der Treibenden wurden mittels mitgeführter GPS-Handgeräte dokumentiert. Die Schützinnen/Schützen füllten Standkarten aus, in denen sie alle Wildsichtungen inklusive des Verhaltens der Tiere, abgegebener Schüsse und sonstiger Besonderheiten dokumentieren sollten. Ebenfalls wurde um Tracking-Daten der Jagdhunde gebeten, die als Stöberhunde eingesetzt wurden, um noch intensiver auf die Bewegung der Sendertiere im Treiben eingehen zu können.

Die Bereitschaft der JägerInnen, dabei mitzuwirken, fiel zum Teil sehr unterschiedlich aus. Bei manchen DJ hat die Mehrheit Ihre Hundedaten zur Verfügung gestellt, bei anderen eher weniger.

Für die Auswertung wurde ein Ereignis als Begegnung angenommen, wenn die Entfernung zwischen Sendertier und Störquelle unter 30 m (Berücksichtigung der Ungenauigkeit von GPS-Ortungen) lag, wobei nicht immer sicher war, dass sie sich tatsächlich direkt begegnet sind. Als Reaktion wurde gewertet, wenn es zu einer Ortsveränderung >100 m kam.

### 5.1.3.7 Statistische Signifikanztests

Da ein Teil der analysierten Daten nicht normalverteilt war, wurden für die gesamte Auswertung robuste Tests für nicht normalverteilte Stichproben verwendet. Für ungepaarte Stichproben kam der Mann-Whitney-U-Test (SACHS 1997, KÖHLER et al. 2002) und für gepaarte der Wilcoxon-Vorzeichen-Rang-Test (SACHS 1997, KÖHLER et al. 2002) zum Einsatz.

### 5.1.3.8 Statistische Analysen mit Generalisierten Linearen und Additiven Gemischten Modellen

Ergänzend zur beschreibenden Statistik war es das Ziel dieser Analysen, Zusammenhänge zwischen Umwelt-Einflussgrößen und dem Bewegungsverhalten von Rotwild zu ermitteln. Insbesondere sollte untersucht werden, ob die **Variablen**: mittlere Länge der 24 h-Laufstrecken (Kap. 5.8), täglicher Aktionsraum (24 h; Mittag bis Mittag; Kap. 5.2.4), Aktivität je 24 Stunden (Kap. 6.2), Höhe (ü.N.N.) und Exposition (Kap. 5.7.5) von unterschiedlichen möglichen **Prediktoren (=Einflussgrößen=Faktoren)** abhängen. Die statistische Untersuchung erfolgte für jede dieser Variablen mit geeigneten Regressionsmodellen in Zusammenspiel mit effizienten/modernen Prediktoren-Selektionsmethoden. Diese statistischen Analysen wurden vollständig durch die Firma BIONUM (Hamburg) ausgeführt.

Für jede der o.g. Variablen standen eine Reihe möglicher Prediktoren (d.h., erklärende Einflussgrößen) zur Verfügung. Die statistische Analyse erfolgte mit geeigneten Regressionstechniken, bei denen die Variable von Interesse (z.B. Länge der Laufstrecke) als Outcome-variable (abhängige Variable) und verschiedene mögliche Umwelteinflüsse als Prediktoren (unabhängige Variablen) verwendet wurden. Das Procedere beinhaltete nachfolgend spezifizierte Schritte (u.a. basierend auf den Methodenempfehlungen von ZUUR et al. 2009, ZUUR et al. 2010, FIELD et al. 2012, KORNER-NIEVERGELT et al. 2015) und wurde separat auf jede zu untersuchende Variable angewendet:

#### Prediktoren-Selektion (1)

Das Ziel dieses Schrittes ist eine Vorselektion von vielversprechenden Prediktoren (d.h. denjenigen, die mit der Variablen von Interesse korrelieren) aus allen zu untersuchenden Prediktoren, die vorerst im Modell verbleiben. Da die Anzahl der möglichen Prediktoren relativ hoch ist (ca. n=10), können keine Standard-Prediktoren-Selektionstechniken (wie z.B. die empfohlene "All-subsets-Methode" nach FIELD et al. 2012) angewendet werden. Andere klassische, sogenannte "Schrittweise-Methoden" (die mit dieser Anzahl an Prediktoren umgehen

könnten) arbeiten verzerrt und sind aus statistischer Sicht daher nicht zu empfehlen (FIELD et al. 2012, KORNER-NIEVERGELT et al. 2015). Stattdessen nutzten wir eine moderne Prediktorenselektionstechnik, genannt LASSO-Methode ('least absolute shrinkage and selection operator', TIBSHIRANI 1996, TIBSHIRANI 1997, KORNER-NIEVERGELT et al. 2015). Sie wurde speziell dafür entwickelt, eine Selektion aus vielen, möglichen Prediktoren durchzuführen. Basierend auf dieser Methode wurden die fünf vielversprechendsten Prediktoren aus allen Prediktoren selektiert, die dann mit geeigneten Regressionsmethoden weiter analysiert wurden (wie im Folgenden beschrieben).

### Wahl der Wahrscheinlichkeitsverteilung

Basierend auf den fünf mittels LASSO vorselektierten Prediktoren wurde in einem zweiten Schritt eine geeignete Wahrscheinlichkeitsverteilung ausgewählt. Da alle zu untersuchenden Outcome-Variablen nur positive Werte annehmen können, verglichen wir (1) die klassische Normalverteilung, (2) die Negativ-Binomiale Verteilung, (3) die Poisson-Verteilung und (4) die Tweedie-distribution. Insbesondere wurde für diese Verteilungen gezeigt, dass sie die Verteilung von positiven, ganzen Zahlen ("Count data") geeignet beschreiben können (KOKONENDJI et al. 2004a, KOKONENDJI et al. 2004b, ZUUR et al. 2009, KORNER-NIEVERGELT et al. 2015). Die Selektion des am meisten geeigneten Zufallsprediktors erfolgte basierend auf dem niedrigsten AIC-Wert (AKAIKE 1973). In den entsprechend getesteten Modellen verwendeten wir alle in Frage kommenden Prediktoren, wobei die Einflussgröße "Animal\_ID" (Tier-Nr.) als Random Faktor genutzt wurde ("Mixed Modelling" (BENJAMIN et al. 2009, ZUUR et al. 2009) um Pseudo-Replikation zu vermeiden (HURLBERT 1984) und die aus dem Datum kreierte Variable "Jahrestag" als zyklischer Smooth-Term mit aufgenommen wurde. "Smooth" bedeutet hier, dass Zusammenhänge in hohem Maße nichtlinear sein können (was typischerweise bei jahreszeitlichen Effekten der Fall ist) und "zyklisch" bedeutet, dass dieses nichtlineare Verhalten zwischen Tag 365 und Tag 1 keinen Sprung zeigt, sondern zyklisch, d.h., geschlossen ist. Dieser Term wurde im Kontext von Additiven Regressionsmodellen (HASTIE & TIBSHIRANI 1990, ZUUR 2012a) realisiert, sodass letztendlich mit "Generalisierten Additiven Gemischten Modellen" (GAMM) gearbeitet wurde.

### Variablen-Selektion (2)

Da die LASSO-Prozedur im Kontext des R-Paketes *glmnet* weder Mixed Modelling noch Additives Modelling erlaubt, wurde mit den durch LASSO selektierten fünf Prediktoren eine finale Prediktoren-Selektion mittels der o.g. GAMM durchgeführt. Insbesondere nutzten wir hier die "all subset Methode" (FIELD et al. 2012), wieder basierend auf dem AIC-Wert. Die Ergebnisse zu den Prediktoren, die nach beiden Selektionsschritten noch im Modell blieben, finden sich mit den dazugehörigen P-Werten in den Modell-Tabellen. Alle anderen, aus dem Modell herausselektierten Prediktoren haben aber weiterhin ihren Einfluss/Effekt auf die Variablen.

### Modell-Validierung

Basierend auf den Methoden wie u.a. bei ZUUR et al. (2009), ZUUR et al. (2010), FIELD et al. (2012), KORNER-NIEVERGELT et al. (2015) beschrieben, wurde für jedes Modell separat eine Analyse der Residuen (mittels verschiedener Plots) durchgeführt, inklusive der Überprüfung auf örtliche und/oder zeitliche Autokorrelation der Daten.

### Regressionsanalysen

Die finalen Ergebnisse der Regressionen sind in Form von Tabellen und Plots präsentiert.

Im Gegensatz zu den sonstigen, deskriptiven (beschreibenden) und analytischen/numerischen Auswertungen, bei denen meist die Ermittlung von Mittel- oder Grenzwerten sowie grafische Darstellungen von Datenverläufen im Mittelpunkt stehen, besteht das Hauptziel der gemischten Modelle im Erkennen von Zusammenhängen innerhalb von umfangreichen Variablen/Prediktoren-Komplexen sowie der Ermittlung der Intensität und Ausrichtung dieser Zusammenhänge. Bei der gleichzeitigen Analyse mehrerer Prediktoren („multiple Regression“) wird für die Betrachtung des Einflusses eines Prediktors der gleichzeitige Einfluss der jeweils anderen, im Modell bis zum Ende berücksichtigten „herausgekürzt“ („partielle Effekte“), so dass die unterschiedlichen Effekte der im Modell berücksichtigten, am Ende im Modell verbliebenen Einflussgrößen sauber voneinander getrennt werden. Dies ist nur durch die Anwendung solcher multiplen Regressionsmodelle möglich. Für die in Schritt 1 und 2 herausselektierten Prediktoren gilt dies nicht. Ihr Einfluss wirkt vermischt mit weiteren, entweder unbekanntem oder nicht direkt eingespeisten Prediktoren/Einflussgrößen (z.B. biologische wie Energiesparen im Winter, Brunft & Kälberaufzucht oder Störungen) natürlich auch weiterhin innerhalb des Modells z.B. im Jahresverlauf (yday).

Bei der beschreibenden Analyse von Datenverläufen hingegen wirkt immer der Gesamtkomplex an Einflussgrößen/Prediktoren, so dass dort eine einzeleinflussbezogene Interpretation von Effekten oft nicht möglich ist, da sich verschiedene Effekte überlagern. Beide Auswertungsansätze verfolgen unterschiedliche Ziele, ergänzen sich gegenseitig und können sich nicht gegenseitig ersetzen. Da es bei der komplexen Wirkung von mehreren Einflussgrößen oft zu „Verwischeffekten“ bzw. „Überlagerungseffekten“ kommt, sind in der beschreibenden Statistik manchmal Zusammenhänge gar nicht oder nur in anderer Gewichtung zu erkennen.

Bei der Betrachtung aller statistischen Modellplots muss unbedingt beachtet werden, dass jeweils immer nur der Verlauf der Größe in Abhängigkeit von der einen analysierten Einflussgröße zu sehen ist, weil im Modell die anderen, im Modell verbliebenen Einflüsse ausgeblendet werden und so keine real gemessenen Verläufe der Variablen dargestellt werden, sondern modellierte, theoretische Verläufe.

#### **5.1.3.9 Verwendung von Klima- und Wetterdaten als Einflussgrößen**

Für verschiedene Auswertungen und grafische Darstellungen kamen Klima- und Wetterdaten (Temperatur & Windgeschwindigkeit - Stundenmittel) zum Einsatz, die größtenteils an den



Waldklimastationen Sachsengrund (UG1 EIB), Schönheide (UG1 EIB), Rittersgrün (UG 2 NED), Hirschsprung (UG3 BÄR), Schlottwitz (UG3 BÄR), Cunnersdorf (UG4 NES) des Staatsbetriebes Sachsenforst (SBS 2019) erhoben wurden. Es wurden jeweils die Daten der zur Ortung nächstgelegenen Station verwendet. Bei Ortungen in Tschechien lagen die verwendeten Stationen teilweise etwas weiter entfernt als bei Ortungen in Deutschland. Für alle Datensätze im UG3 BÄR liegen keine Daten zur Windgeschwindigkeit vor.

Die verwendeten Daten zur Schneehöhe wurden durch das LfULG im Rahmen eines Projektes zur „Schneeklimatologie für Sachsen“ (2017-19) durch Modellierung ermittelt und freundlicherweise bereitgestellt. Ziel des Vorhabens war die „Bildung der fachlichen Grundlage zur Bewertung der Schneesicherheit im Rahmen der Tourismusstrategie Sachsen im Auftrag des SMWA (mittlerweile SMWKT)“.

Das Strahlungsbilanz-basierte 1D-Scheedeckenmodell „ESCIMO“ („Energy balance Snow Cover Integrated Model“), ursprünglich entwickelt von STRASSER & MARKE (2010), wurde vom Thüringer Landesamt für Umwelt (TLUBN) und dem UFZ zum Betrieb auf verschiedenen Raum-Zeit-Skalen angepasst:

Eingangsdaten: DGM (Hangneigung, Exposition), Landbedeckung (Differenzierung nach: kein Wald, Mischwald, Laubwald und Nadelwald), Klima-Referenzdatensatz Sachsen 1961-2015

Räumliche Auflösung: 1.000 m

Zeitliche Auflösung: 1 Tag

Auf Grundlage der Energie- und Massenbilanz wurde rasterbasiert das Schneewasseräquivalent berechnet und über das Schneealter und eine entsprechend repräsentative Schneedichte die Schneehöhe approximiert. Ein lateraler Austausch von Schnee durch Wind oder Lawinen ist aufgrund der eindimensionalen Modellstruktur nicht abgebildet.

Die Verifikation der Schneehöhe erfolgte mit Daten von Stationen des Deutschen Wetterdienstes ( $n > 160$ ). Der mittlere, absolute Fehler lag dabei bei 2-3 cm (die Schneehöhe wurde tendenziell unterschätzt). Anhand weiterer Fehlermaße (u.a. Index of Agreement) wurde der Einfluss eines systematischen Fehlers als gering eingeschätzt.

Die Schneehöhen lagen modellbedingt nur für Deutschland vor.

## 5.2 Aktionsräume adulten Rotwildes

In den Hypothesen dieses Forschungsprojektes wurde postuliert, dass die Raumnutzung des Rotwildes signifikante Unterschiede bezüglich der Untersuchungsgebiete, des Alters, des Geschlechts, der Jahres- und Tageszeit zeigt. Dieser Fragestellung soll in den folgenden Kapiteln auf den Grund gegangen werden.

### 5.2.1 Gesamt- und saisonale Aktionsräume

Die nach MCP100 berechneten Aktionsräume sind in der Regel - methodisch bedingt - deutlich größer als die mit anderen Verfahren ermittelten Streifgebietsgrößen (Tab. 26). Bei MCP100 werden alle Peildaten - einschließlich Exkursionen berücksichtigt und die äußersten Peilpunkte durch Linien miteinander verbunden. Die von dieser Begrenzung insgesamt eingeschlossene Fläche entspricht dem Gesamt-Aktionsraum (Tab. 26). Insgesamt bildet das MCP100-Verfahren sehr gut den Raum ab, in dem sich die Individuen bewegen und z.B. auch Gefahren wie Straßenverkehr oder Bejagung ausgesetzt sind. Auch Ausweichbewegungen (aus dem MCP95) nach stärkeren Störungen und Exkursionen (z.B. Brunftexkursionen von Alttieren oder jungen Hirschen) finden in diesem Raum statt.

Die Gesamt-Aktionsräume von Hirschen waren in der vorliegenden Untersuchung (Tab. 26) wie auch in anderen Studien Deutschlands (**Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.**) in der Regel etwa zwei- (bis teilweise dreimal) so groß wie die von Alttieren (MCP100:  $p < 0,001$ ; MCP95:  $p = 0,006$ ). Dies gründet bei Rotwild v.a. im Tiefland ohne saisonale Vertikalwanderungen weitgehend auf geschlechtsspezifischen Unterschieden in der saisonalen Raumnutzung (TOTTEWITZ ET AL. 2008, TOTTEWITZ & NEUMANN 2010, NEUMANN & TOTTEWITZ 2018). Anders als im Erzgebirge (Tab. 26) weichen bei weiblichem Rotwild im Flachland die während unterschiedlicher Jahreszeiten (Sommer, Winter, Brunft) belauften Streifgebiete oft nur minimal voneinander ab. Bei den Hirschen können sich auch im Tiefland zwischen den saisonalen Aktionsräumen große Distanzen erstrecken. Liegen einzelne saisonale Aktionsräume der Hirsche weit voneinander entfernt, was auch in anderen Untersuchungen belegt ist, können die mit MCP100 (und auch MCP95) ermittelten Gesamtkaktionsräume deutlich anwachsen (Abb. 73).

Im Erzgebirge sind regelmäßige Vertikalwanderungen dieser Schalenwildart belegt (NITZE et al. 2006). Weibliches und männliches Rotwild wandert teilweise im Winter vom Erzgebirgskamm in die mittleren und tieferen Lagen mit weniger Schnee. Einige Stücke hatten aber auch ihr Sommer- und Winterstreifgebiet im gleichen Gebiet gewählt (Kap. 5.5).

Tab. 26: Gesamt- und saisonale Aktionsraumgrößen (ha) von 23 Alttieren und 16 Hirschen.

Methode Tier	Gesamt- Aktionsraum			saisonale Aktionsräume (K95) pro Jahr Sommer (S), Brunft (B), Winter (W)										Saisonale AR K95		
	MCP 100	MCP 95	K95	W15	S16	B16	W16	S17	B17	W17	S18	B18	W18	S	W	B
T01	1817	1016	678	264	320		437	403		453	477		245	534	604	
T02	2108	470	568	109	187		385	221		223	535		271	475	368	
T03	1632	1205	828	889	295		428	445		463	319		626	461	648	
T04	740	616	368	58	163									163	113	
T05	4486	4021	1116	218	179		248							179	290	
T06	2529	1439	906	746	375		791	267		646				413	920	
T07	2149	743	699	108	199		401	498		647	205		31	592	625	
T08	5803	4977	1779	311	201		491	269		603	229		619	409	615	
T09	1197	851	500				391	490		313	379		207	480	380	
T10	4472	4175	1446				701	154		798	157		876	306	646	
T11	1415	753	707				368	329		534	356		225	355	543	
T12	3382	1396	866				525	716		619	816			872	667	
T13	3816	564	1171				181	321		215	982		378	833	313	
T14								323						323		
T15	1369	663	599				122	275		422	247			382	420	
T16	2614	2092	766				161	60		195	53		310	69	288	
T17	5099	5028	1119					208		175	257		292	302	288	
T18	969	455	394							121	115		362	115	317	
T19	1695	1061	810							394	441		702	441	685	
T20	1576	1250	705							534	477		546	477	710	
T40	1337	513	313								307		255	307	260	
T41	394	253	284							170	171		89	171	160	
T42	3934	3672	1491							522	630		529	625	583	
<b>Ø Alttiere</b>	<b>2479</b>	<b>1692</b>	<b>823</b>											<b>404</b>	<b>475</b>	
min/max	<b>394/5803</b>	<b>253/5028</b>	<b>284/1779</b>											<b>69/872</b>	<b>113/920</b>	
H21	8936	6139	2331	361	565	766	2970	428	407	342				792	2489	962
H22	3086	1849	1426		1258	664	806	738						1342	854	664
H23	5762	4135	2026	253	747	1532	1197	1074	972	567	566			1415	1723	1771
H24	4224	1441	1451		898	660	495	1031	801	590	408			829	728	967
H25							533	722						722	533	
H26	8028	7145	3263				1252	260	272	698	338			347	1192	280
H27	10781	4758	3311				220	1299	252	1151	2344	731	622	2780	1655	1036
H28	6127	4044	1754				1266	548	198	1175	494	252	405	590	1177	383
H29	4918	975	1620				321	767	527	374	853	680		1148	440	824
H30	1795	785	524							137	329	413	284	329	299	413
H31	7034	2695	2568				527	2696	975	1662	2032	628	549	2372	1808	1504
H32	6702	3523	2517							994	979	926		979	994	926
H33	4203	3042	1182				509	854	568	1002	572			992	1072	568
H34	3711	2859	1169				102	483	208	529	1022	1522	1840	903	1172	1149
H35	7183	4717	3006							310	810	901	2208	810	1844	901
H36	4529	3125	1558							873	846	609	1105	846	1340	609
<b>Ø Hirsche</b>	<b>5801</b>	<b>3416</b>	<b>1980</b>											<b>1075</b>	<b>1208</b>	<b>864</b>
min/max	<b>1795/10781</b>	<b>785/7145</b>	<b>1169/3311</b>											<b>329/2780</b>	<b>299/2489</b>	<b>280/1771</b>

MCP100: Minimum-Convex-Polygon mit 100 % der Peilungen, MCP95: Minimum-Convex-Polygon mit 95 % der Peilungen

K95: kerngewichtetes Kernel mit 95 % der Peilungen

orange hinterlegt: zu wenig GPS-Positionen für die saisonale AR-Berechnung.

Da ein geringer Teil des weiblichen Wildes (7 von 23 Ind.; 30 %) im Erzgebirge voneinander entfernt gelegene, saisonale Streifgebiete belief, waren auch die Gesamtaktionsräume der Alttiere nach MCP100 mit durchschnittlich 2.479 ha relativ groß, obwohl die saisonalen AR im Mittel mit etwa 400 ha (Tab. 26) eher klein waren. Kahlwild, das keine größeren Verschiebungen zwischen den Sommer- und Winterstreifgebieten vollzog, lebte in Gesamtaktionsräumen von 500-2.000 ha

Der Mittelwert für Hirsche lag bei 5.801 ha und war damit auch mehr als doppelt so groß wie der der Alttiere. Den größten Aktionsraum mit 10.781 ha nutzte H27 im UG2 NED. Explorationsexkursionen jüngerer Hirsche (Tab. 26: H23, H27, H29, H31, H32, H35) waren ebenfalls ein Grund für große Gesamtaktionsräume nach MCP100. Obwohl nur bei 12 % (2 von 16) der Hirsche mindestens zwei saisonale AR räumlich voneinander getrennt lagen (Kap. 5.5, Tab. 32), waren die Gesamt-AR sehr groß, aufgrund der ausgedehnten, saisonalen AR. Mit 800-1.200 ha (Abb. 74) lagen sie deutlich über denen des weiblichen Wildes.

Berechnet man die Kernlebensräume mit der Kernelmethode (K95), wird am besten die real genutzte Fläche ermittelt und abgebildet (Standardabweichung=SD am niedrigsten). Bei Hirschen lag der Mittelwert der Gesamtaktionsräume bei 1.980 ha. Weibliches Rotwild belief durchschnittlich 823 ha. Damit nutzten Hirsche im Erzgebirge auch nach der K95 Methode etwa doppelt so viel Fläche als Kernlebensraum wie weibliches Wild ( $p < 0,001$ ). Besonders bei den Alttieren (Abb. 72) fiel die minimale Streuung bei den K95 Kernlebensräumen auf. Die kleinsten Aktionsräume K95 beider Geschlechter lagen bei 300-500 ha.

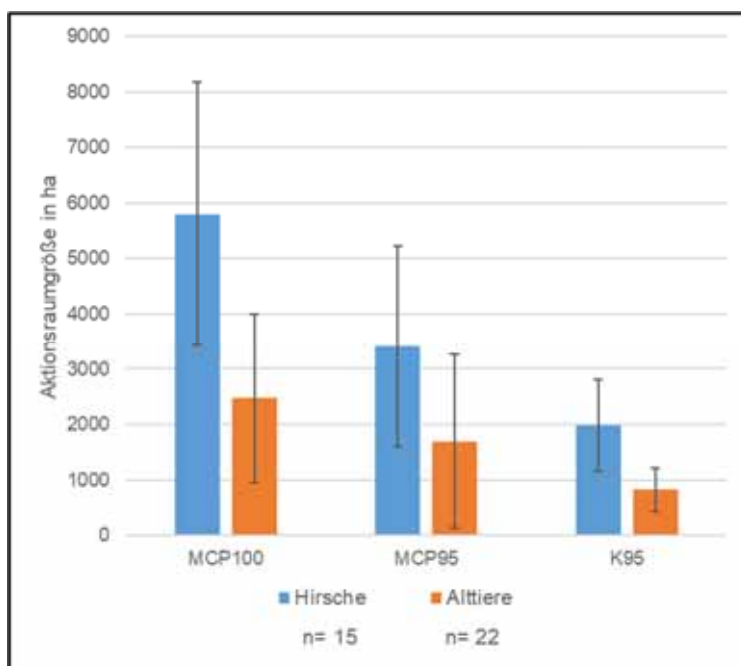


Abb. 72: Mittlere Gesamtaktionsraumgrößen (arithmetisches Mittel; inkl. SD) von weiblichem und männlichem Rotwild nach drei Berechnungsmethoden (Minimum-Convex-Polygon 100 % MCP100, Minimum-Convex-Polygon 95 % MCP95, Kernel 95 % K95).





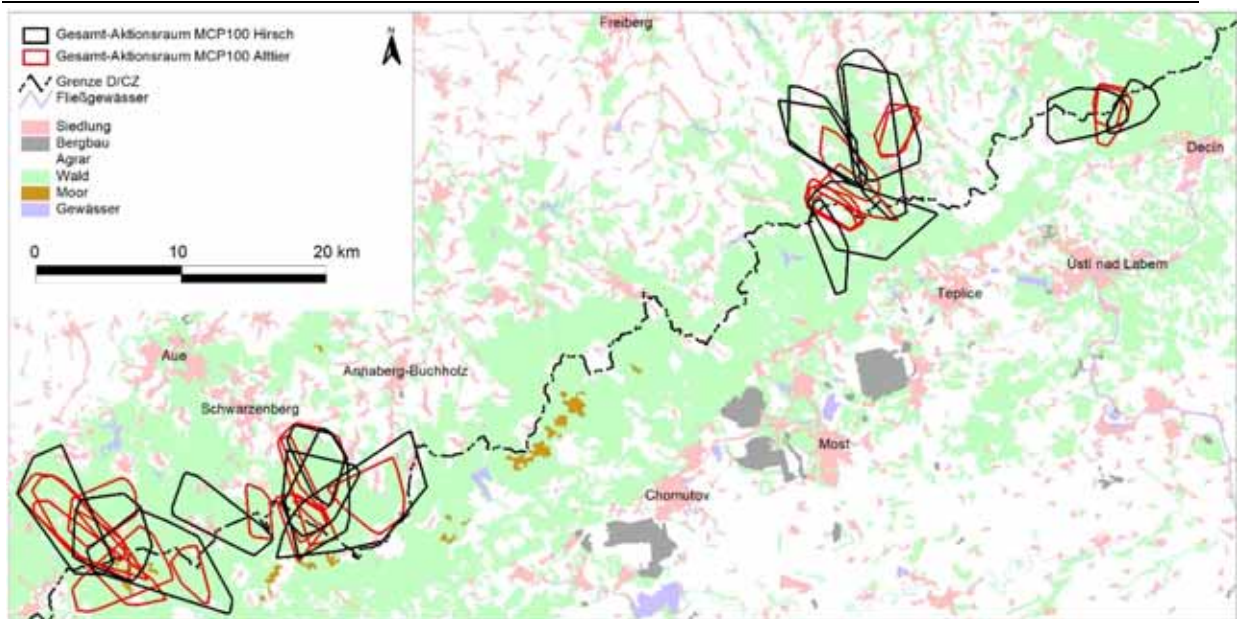


Abb. 73: Gesamtaktionsräume (MCP100) von Rotwild im Erzgebirge (alle 4 UG).

Bei der Analyse saisonalen Aktionsräume wurden mit der Kernel95-Methode die saisonalen Peildaten über das gesamte Beobachtungszeitfenster ausgewertet, so dass die real genutzte Fläche abgebildet wird (Abb. 74). Auch diese saisonalen Streifgebiete waren bei den Hirschen zwei- bis dreimal so groß wie bei Alttieren (Sommer:  $p < 0,001$ ; Winter:  $p < 0,001$ ). Für beide Geschlechter lag der Mittelwert des Winteraktionsraums etwas, aber nicht signifikant über dem Mittel des Sommeraktionsraums (Abb. 74). Die Winter-AR waren nicht grundsätzlich kleiner als die Sommer-AR, da nicht über den gesamten Winterzeitraum auch hohe Schneelagen kombiniert mit tiefen Temperaturen vorherrschten, die zu einer Aktionsraumverkleinerung führen können. Die Brunftaktionsräume der Hirsche waren etwas, aber nicht signifikant kleiner als die Sommer- und Winterstreifgebiete.

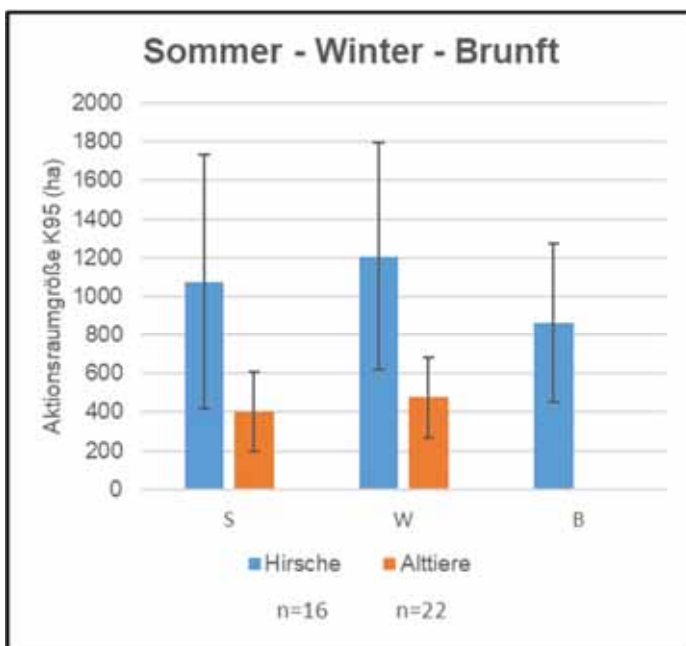


Abb. 74: Mittlere saisonale Aktionsraumgrößen (arithmetisches Mittel; inkl. SD) von weiblichem und männlichem Rotwild nach K95.

Die saisonalen Aktionsräume von Alttieren variierten individuell zwischen etwa 100-900 ha, wobei kaum Unterschiede zwischen Sommer und Winter auftraten. Die Werte der Hirsche differierten zwischen 300-2.500 ha, bedingt durch eine ebenfalls große individuelle Variabilität bei nur minimalen Unterschieden zwischen Sommer- und Winteraktionsräumen (Abb. 74, Tab. 26). Bei den Hirschen dürften dafür vor allem das Alter und der damit einhergehende soziale Status verantwortlich sein.

Betrachtet man die Mittelwerte der jährlichen, saisonalen Streifgebiete, so ist zu erkennen, dass im Sommer bei Hirschen und weiblichem Rotwild kaum Unterschiede (keine Signifikanz) zwischen den Jahren existierten (Abb. 75). Gleiches galt bei beiden Geschlechtern für die Winteraktionsräume. Hohe Übereinstimmungen traten insbesondere auf, wenn eine relativ große Stichprobe für die Analyse zur Verfügung stand. Dies belegten die geringen Abweichungen der Aktionsraumgrößen weiblichen Wildes in den Wintern 2016/17 bis 2018/19 (K95: ca. 400 ha) bei Stichprobengrößen zwischen  $n=14$  und  $18$ , ebenso wie die nahezu identischen Werte ihrer Sommeraktionsräume in den Jahren 2017 und 2018 (K95: 350-400 ha) bei Stichprobengrößen zwischen  $n=15$  bzw.  $18$  (Abb. 75). Der deutlich kleinere Wert der Hirsche im ersten Winter 2015/16 geht somit vermutlich auf die geringe Stichprobe von nur zwei Stücken zurück.

Deutlich unterschieden sich die Geschlechter hinsichtlich der individuellen Variabilität der Aktionsraumgrößen. Bei weiblichem Wild waren die Standardabweichungen in der Regel geringer als bei den Hirschen. Dies galt vor allem für die Winteraktionsräume, was auf einen ähnlichen Raumbedarf der Alt- und Schmaltiere in den Wintermonaten schließen lässt (Abb. 75). Für die Aktionsräume der Hirsche (K95: 700-1.000 ha) ergaben sich sehr hohe Standardabweichungen. Die hohe individuelle Variabilität der Hirsche lässt sich sicherlich teilweise mit dem unterschiedlichen Alter der besenderten Stücke erklären. Zumal das Alter der Hirsche während der Projektlaufzeit weiter zunahm, verbunden mit möglichen Änderungen ihres sozialen Status. In diesem Kontext erklären sich sicherlich auch die jahresspezifischen Unterschiede in den Größen der Brunftaktionsräume der Hirsche (vor allem zwischen 2016 und 2017, Abb. 75), die im Vergleich zur großen, individuellen Variabilität allerdings gering waren.

Aufgrund dieser hohen Übereinstimmungen lagen auch die über den Gesamtzeitraum gemittelten Größen der saisonalen Streifgebiete nur etwa 20-30 % über denen der einzelnen Jahre (Abb. 75, Tab. 26). Die saisonalen Streifgebiete wurden somit immer wieder im gleichen Gebiet gewählt. Bei allen Individuen überlappten die entsprechenden saisonalen Aktionsräume verschiedener Jahre, was diese Annahme bestätigt. Weiterführende Untersuchungen zum Thema Raumtreue erfolgten über Überlappungsanalysen im Kap. 5.4.

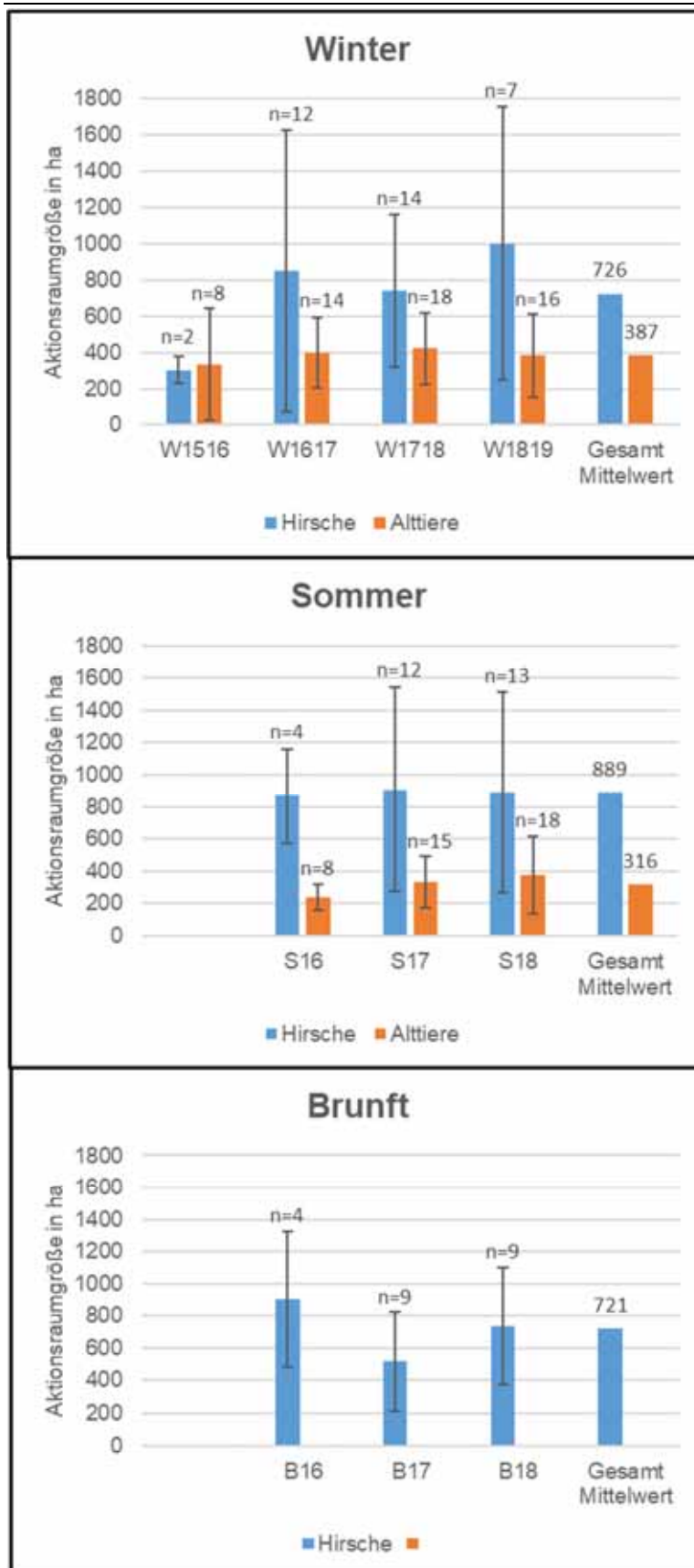


Abb. 75: Mittlere saisonale Aktionsraumgrößen (arithmetisches Mittel; inkl. SD) pro Jahr von weiblichem und männlichem Rotwild nach K95.

Die Aktionsräume der Hirsche (MCP95; Winter und Brunft) waren im UG1 EIB deutlich größer als in den anderen UG (Abb. 76). Dies lässt sich wahrscheinlich auch mit dem geringeren Alter der besenderten Hirsche ( $n=3$ ) im UG1 erklären. Die Aktionsraumgrößen lagen hier weit über

dem Durchschnitt. Dazu trug auch die weite Flucht von H21 nach Tschechien (Kap. 5.9) im Winter bei.

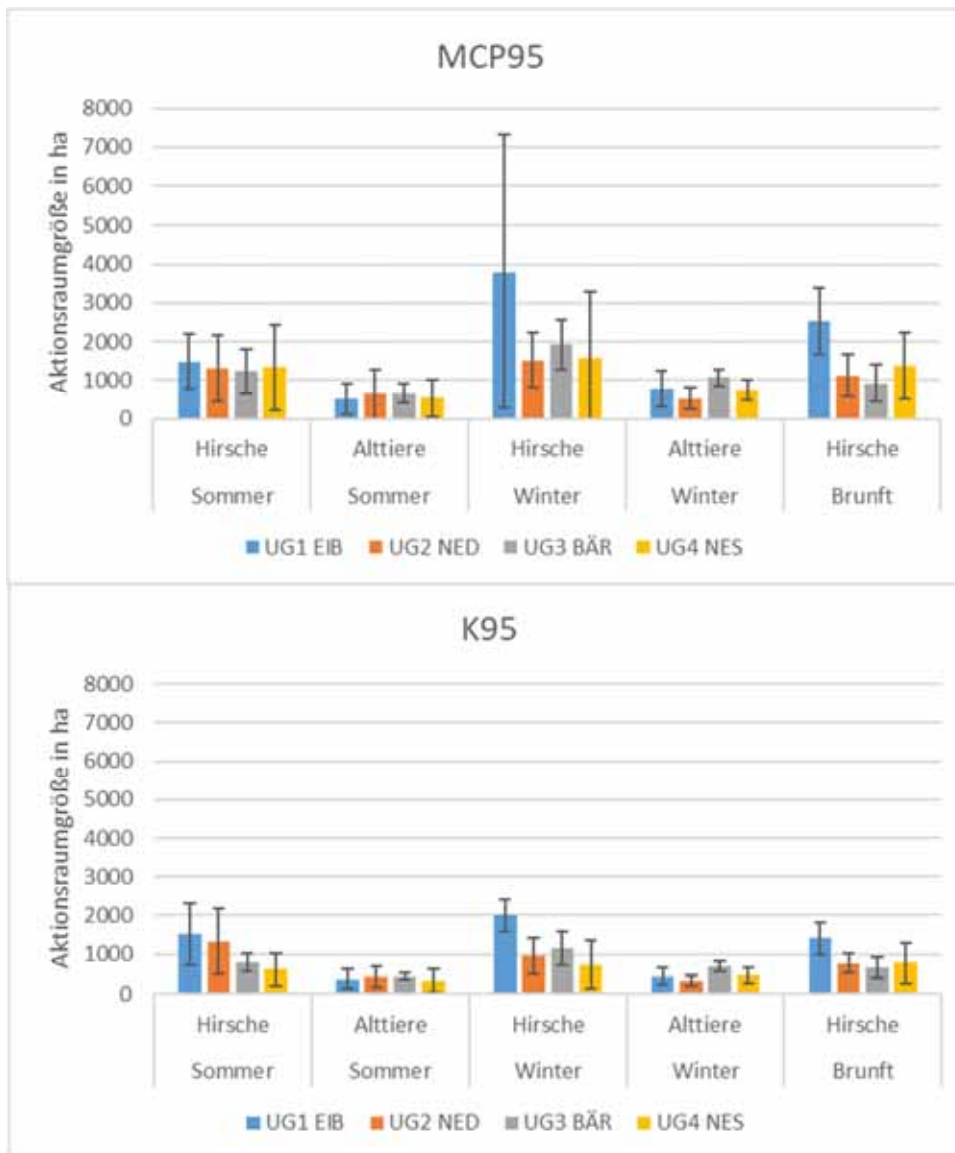


Abb. 76: Mittlere saisonale Aktionsraumgrößen (arithmetisches Mittel; inkl. SD) von weiblichem und männlichem Rotwild in den einzelnen Untersuchungsgebieten - errechnet nach K95 und MCP95.

Bei Betrachtung der K95-Aktionsräume (Abb. 76), die auf der real belauften Fläche basieren, lag die Winter-Aktionsraumgröße im UG1 dementsprechend nicht mehr so stark über denen der anderen UG. Die Winteraktionsräume von Alttieren im UG3 BÄR überschritten und die im UG2 NED unterschritten leicht den Durchschnittswert (MCP95). Der Mittelwert der Sommeraktionsräume der Hirsche erreichte nach MCP95 in allen vier UG ähnliche Dimensionen. Berechnet nach der Kernelmethode (K95) waren die Kernlebensräume der Hirsche im Sommer im UG3 BÄR und UG4 NES deutlich kleiner als im UG1 EIB und UG2 NED (Abb. 76). Insgesamt unterschieden sich die saisonalen Aktionsräume zwischen den vier UG nur in einem Fall signifikant. Beim weiblichen Rotwild im Winter waren die K95-AR im UG3 BÄR signifikant größer als im UG2 NED, nach MCP95 fast signifikant ( $p = 0,009$ ).

In den Abb. 77 - Abb. 83 werden Größe und Lage der jeweiligen, saisonalen Streifgebiete (MCP95) aller besenderten Stücke in den UG dargestellt.

Im UG1 EIB waren beim weiblichen Rotwild die großen individuellen Unterschiede deutlich erkennbar (Abb. 77). Manche Alttiere wanderten vertikal (T05, T08, T10, T17; Kap. 5.7.5) wobei sich die Wintereinstände in den tieferen Lagen auf der deutschen und tschechischen Seite des Erzgebirges befanden. T12 blieb ganzjährig in den mittleren Lagen, wogegen T15 ganzjährig auf dem Erzgebirgskamm verweilte.

Bei den Hirschen H23 und H31 fielen die großen Brunftstreifgebiete auf (Abb. 78). Beide Hirsche waren bei der Besenderung zwei Jahre alt. Für H21 ergab sich ein äußerst großer Winteraktionsraum. Durch zwei Fluchten (nach Westen und Südosten) wurde sein Aktionsraum methodisch bedingt nach dem MCP95-Verfahren deutlich aufgebläht. Da es sich bei der Flucht nach Südosten nicht um ein kurzfristiges Ereignis handelte, sondern der Hirsch im Ausweichgebiet einen Monat verblieb, wurden die Ortungen nicht vollständig über die 5 %-Selektion ausgeschlossen.



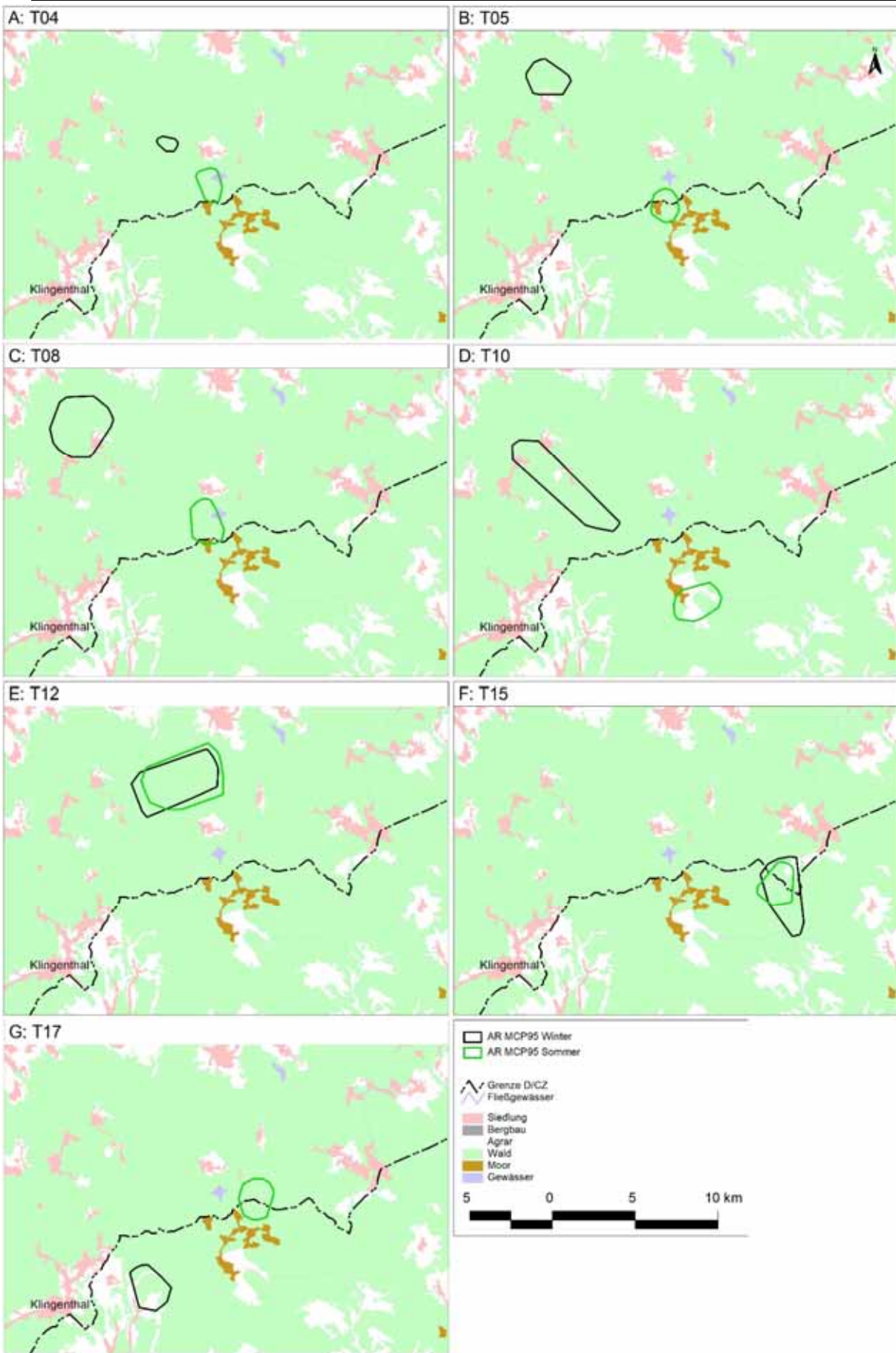


Abb. 77: Saisonale Streifgebiete von weiblichem Rotwild nach MCP95 im UG1 EIB.



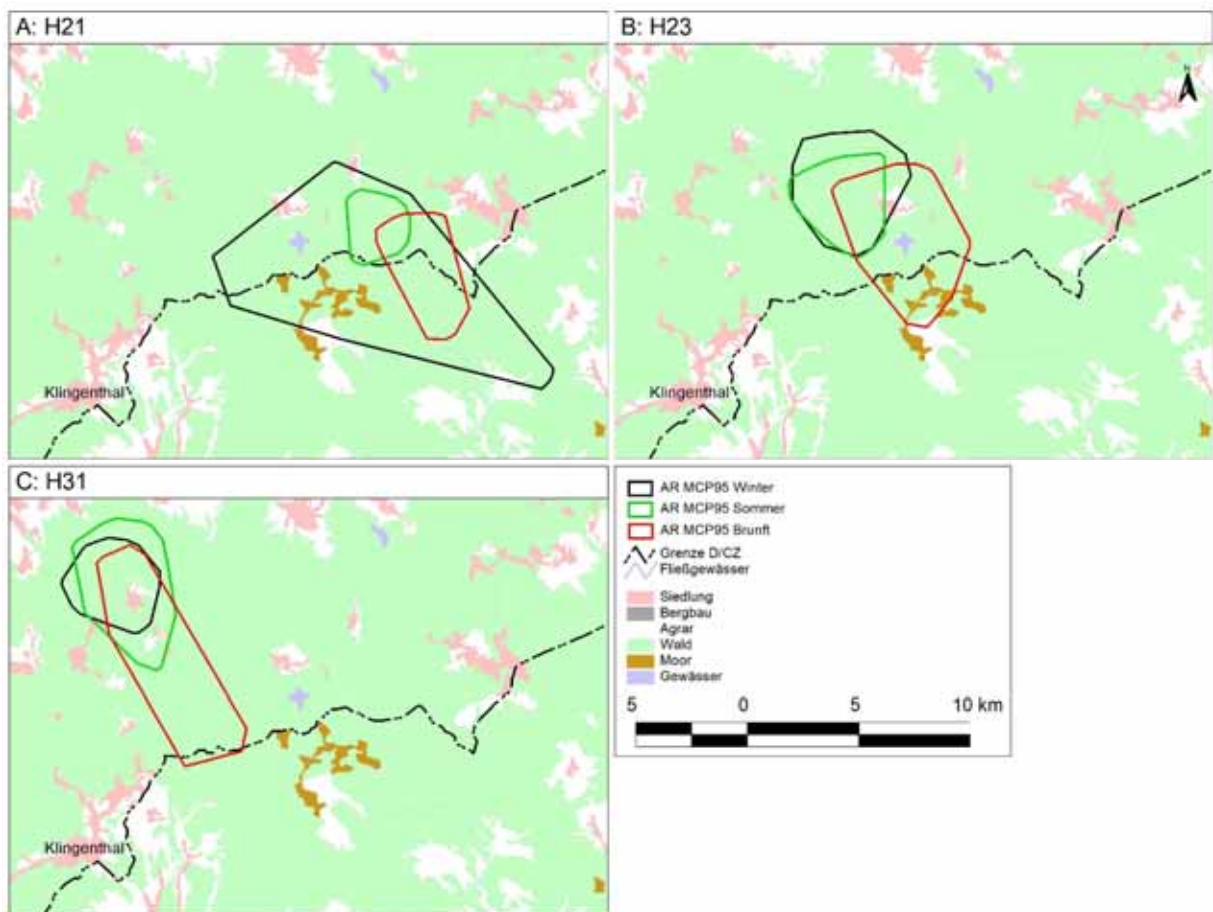


Abb. 78: Saisonale Streifgebiete von männlichem Rotwild nach MCP95 im UG1 EIB.

Im UG2 NED hielten sich mehrere Alttiere (T02, T09, T13, T40, T41) ganzjährig in höheren Lagen auf (Abb. 79). Nur T16 zeigte eine saisonale Vertikalwanderung. Weniger ausgeprägt waren die saisonalen Wanderungen bei T42 (als Schmaltier besendert), welches außerdem durch insgesamt ziemlich große Streifgebiete auffiel.

Bei den Hirschen (ausgenommen H28, besendert als 6-8-jährig) stimmten alle drei saisonalen Streifgebiete in ihrer räumlichen Lage weitgehend überein und waren ähnlich groß (Abb. 80). Nur H27 (besendert als Schmalspießer) nutzte einen großen Winteraktionsraum. Die tieferen Lagen suchte er erst im zweiten und letzten Winter nach der Besenderung auf (erhöhter Schneefall).

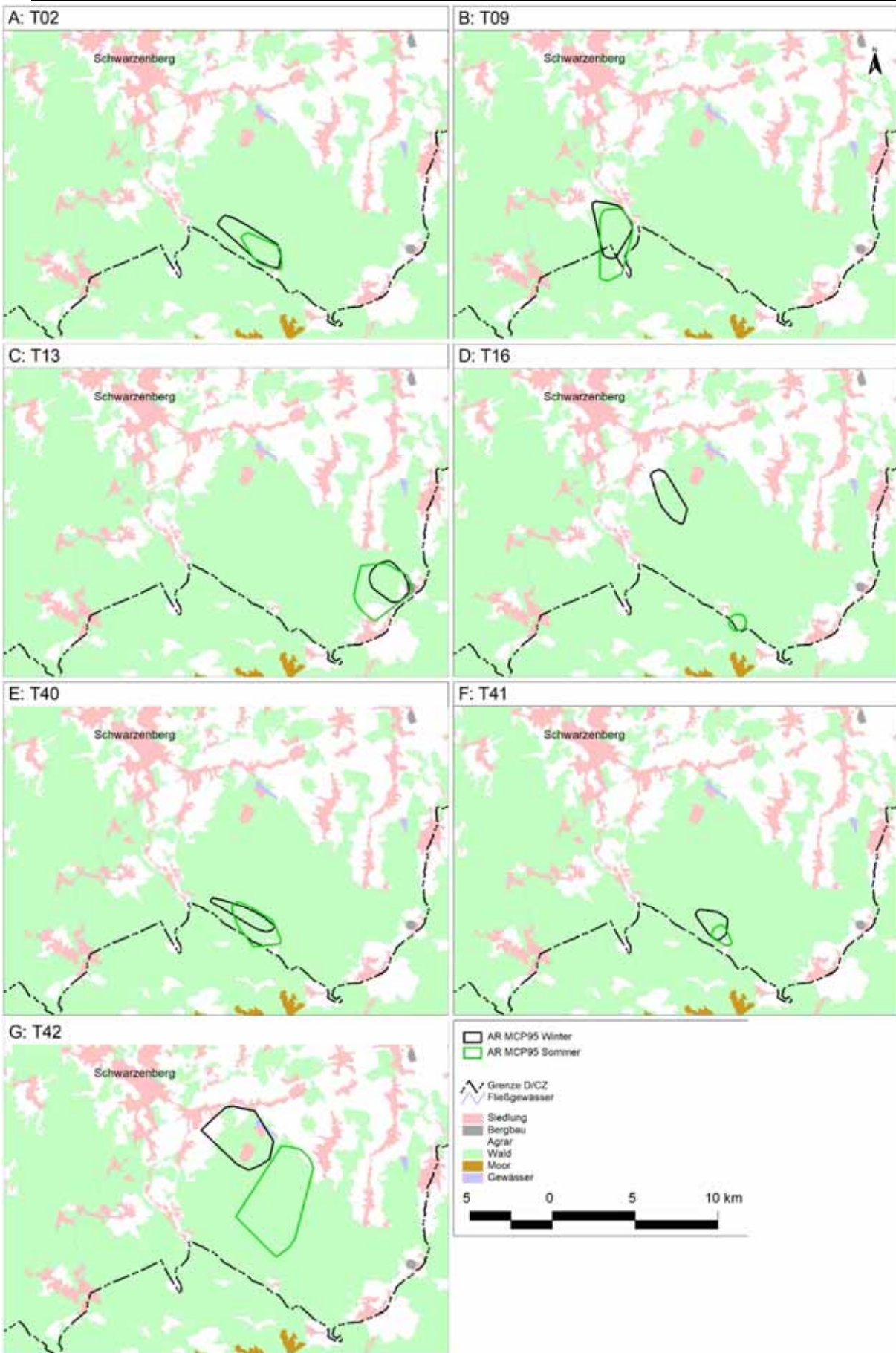


Abb. 79: Saisonale Streifgebiete von weiblichem Rotwild nach MCP95 im UG2 NED.



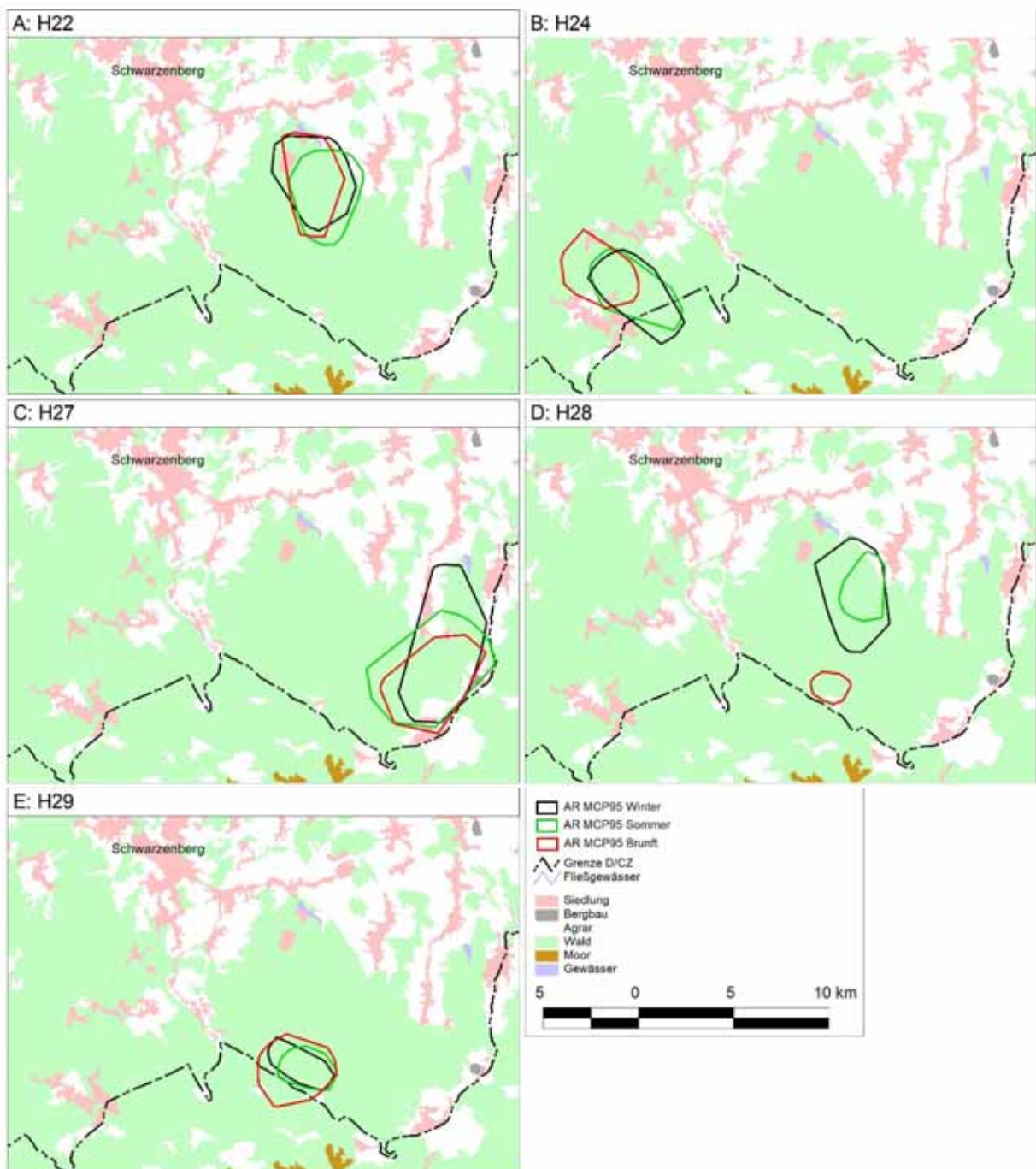


Abb. 80: Saisonale Streifgebiete von männlichem Rotwild nach MCP95 im UG2 NED.

Im UG3 BÄR lagen beim weiblichen Rotwild drei Streifgebiete vorwiegend in hohen Lagen und das ganzjährig (T03, T07, T20). Drei weitere Alttiere lebten in den mittleren Lagen (T06, T11, T19) (Abb. 81).

Für die Hirsche ergab sich ein ähnliches Bild (Abb. 82). Zwei Hirsche hielten sich ganzjährig in hohen Lagen (H25, H32), drei weitere in mittleren Lagen (H33, H35, H36) auf. Nur H26 (besonders als 6-8-jähriger) unternahm saisonale Wanderungen, so dass sich die saisonalen Aktionsräume nicht überlappten.

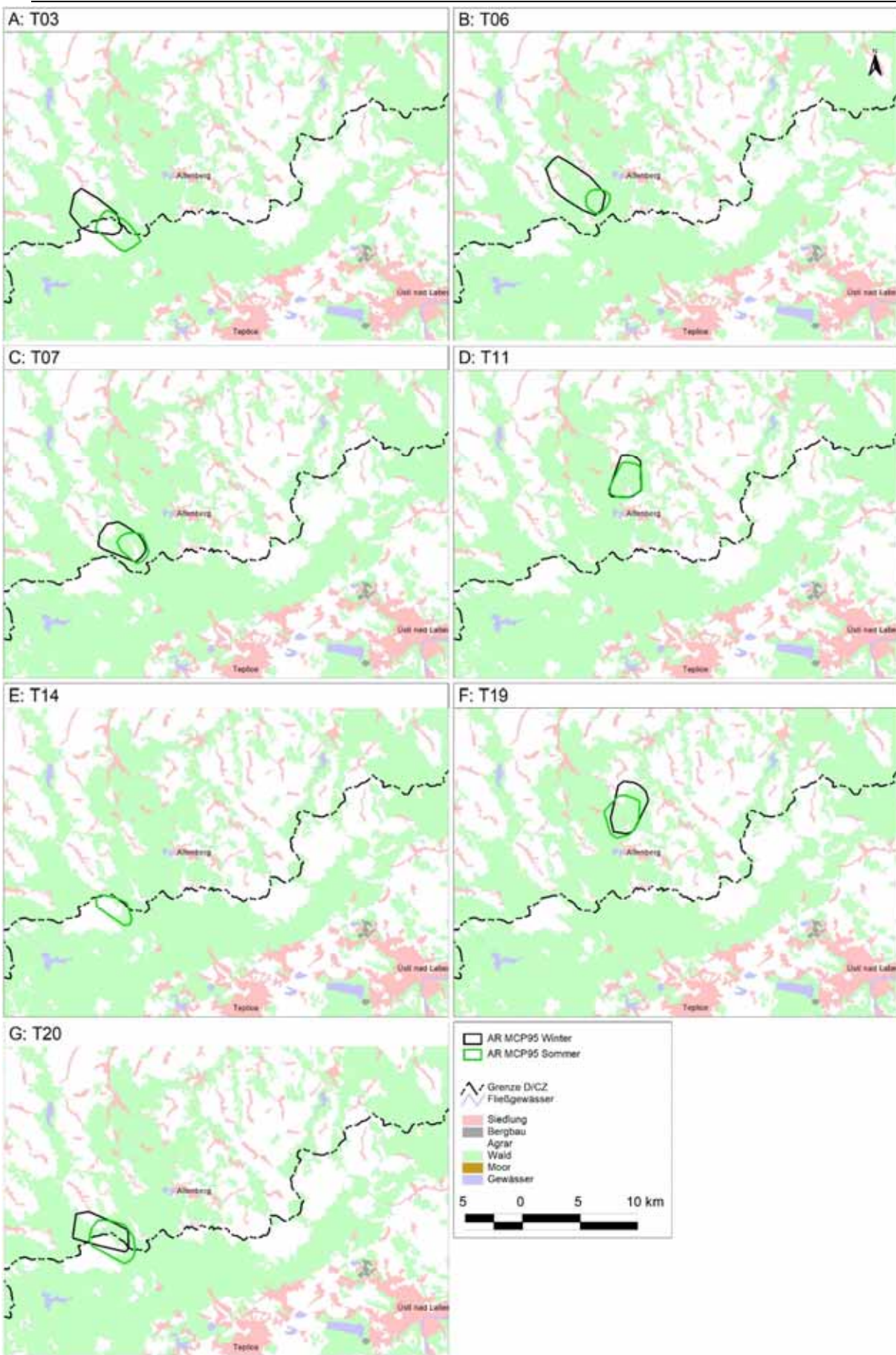


Abb. 81: Saisonale Streifgebiete von weiblichem Rotwild nach MCP95 im UG3 BÄR.



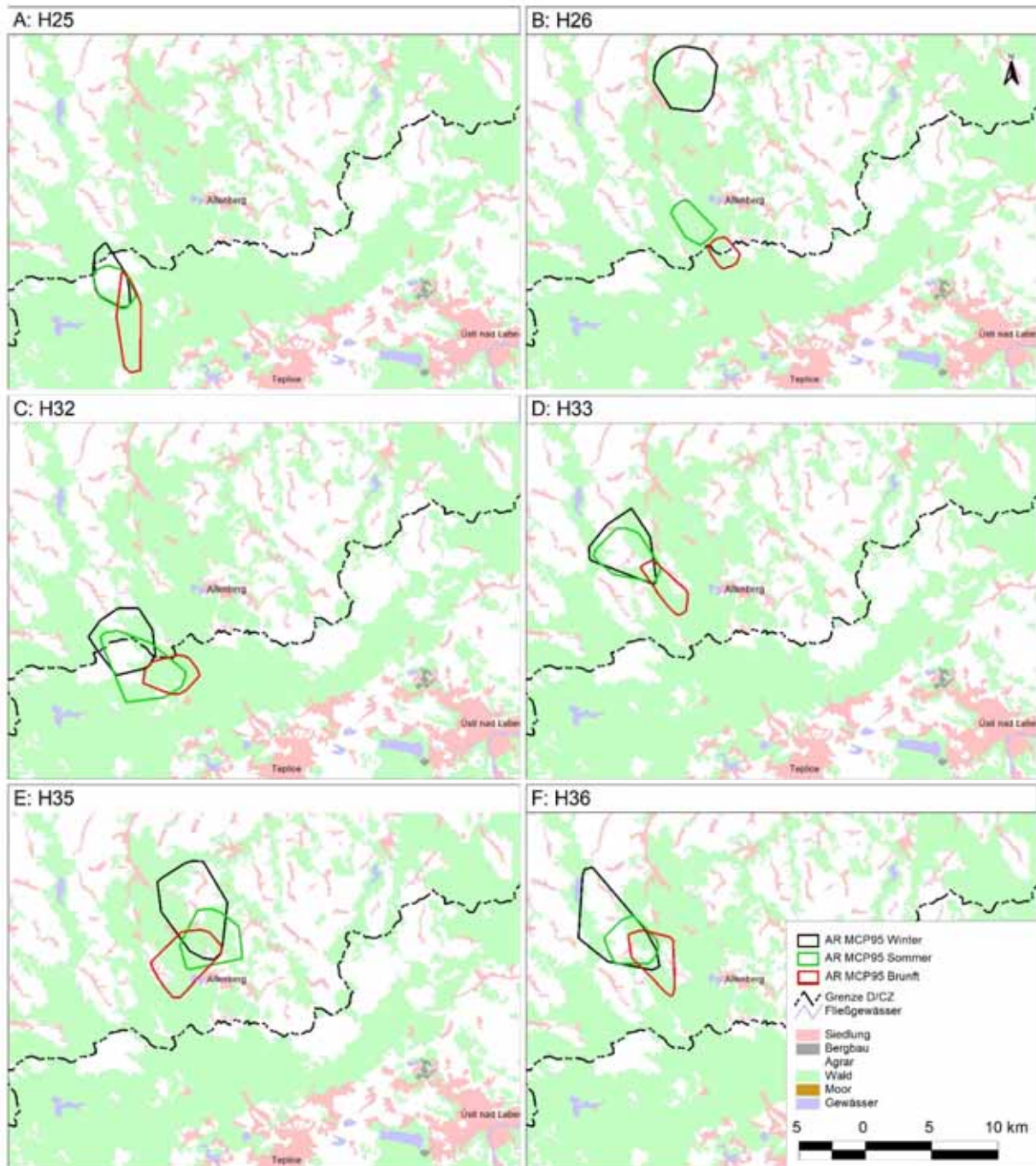


Abb. 82: Saisonale Streifgebiete von männlichem Rotwild nach MCP95 im UG3 BÄR.

Im UG4 NES (Abb. 83) gelang nur die Besenderung von zwei Hirschen und zwei Alttieren. Dort fielen vor allem die großen Aktionsräume von H34 (besonders als Schmalspießer) auf.

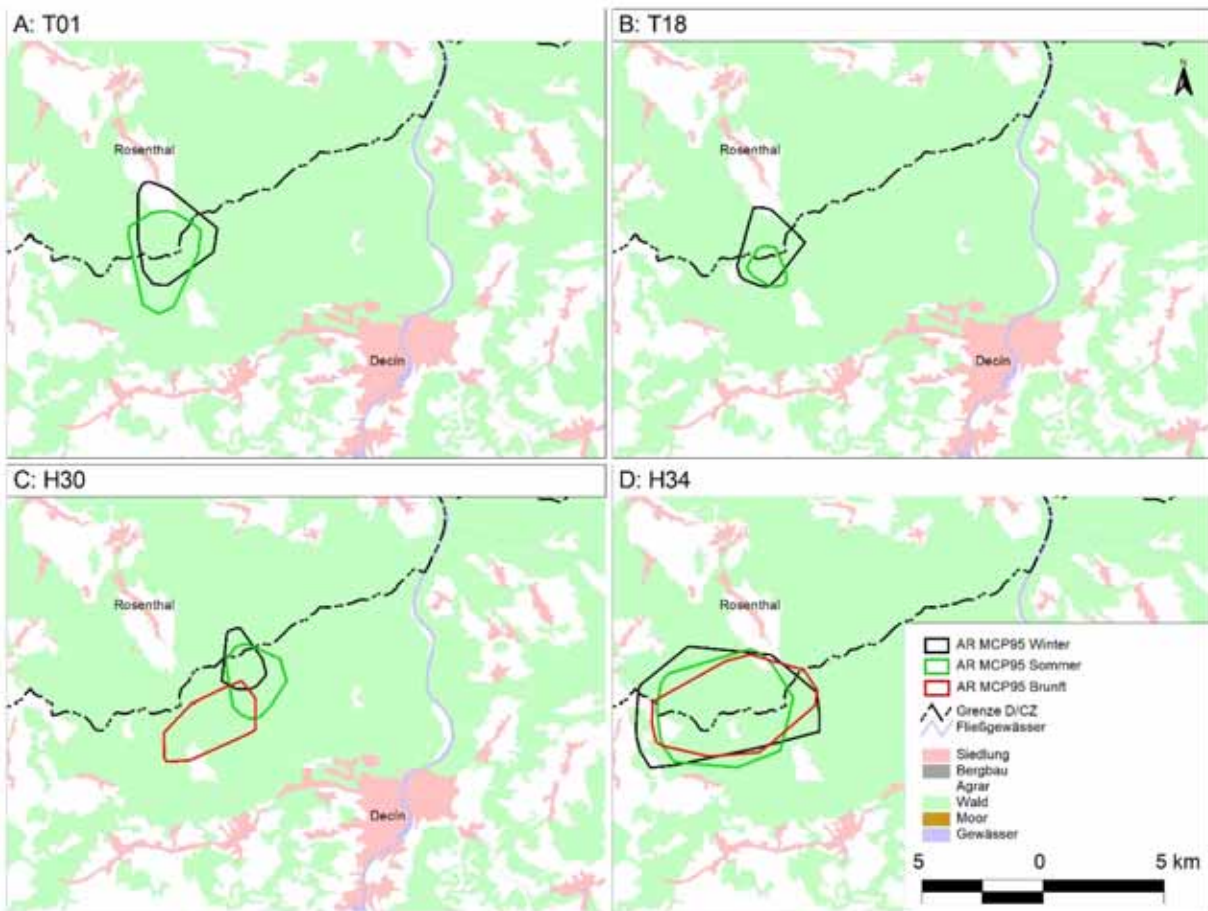


Abb. 83: Saisonale Streifgebiete von weiblichem und männlichem Rotwild nach MCP95 im UG4 NES.

Insgesamt zeigte sich, dass wenn Offenland für die besenderten Individuen im traditionell gebundenen, saisonalen AR erreichbar war, auch die Winterstreifgebiete meist so gewählt wurden, dass diese einen relevanten Anteil an Agrarflächen beinhalteten. Bei den Sommerstreifgebieten traf dies zumindest für einige Individuen zu.



## 5.2.2 Tageszeitspezifische Aktionsräume

Für die Erarbeitung von Bejagungsstrategien und auch für die Interpretation von Schäden ist die Frage relevant, wo sich Rotwild zu unterschiedlichen Tageszeiten aufhält. Hierfür wurden tageszeitspezifische K95-AR (Abb. 84) ermittelt, weil sie die Kernlebensräume am besten widerspiegeln. Peilungen während der Dämmerung blieben unberücksichtigt wegen einer klaren Differenzierung zwischen Tag und Nacht. Darüber hinaus war die Stichprobe für eine eigenständige Bewertung dieser Phase zu gering.

Insgesamt zeichnete sich hier ein sehr ausgeglichenes Bild (Abb. 84) ab. Die Unterschiede zwischen Tag- und Nacht-AR sowohl im Winter als auch im Sommer waren minimal und nicht signifikant. Die Mittelwerte lagen stets innerhalb der SD der anderen Stichproben, die auch hier (wie bei Gesamt- und saisonalen AR; Kap. 5.2.1) bei den Hirschen größer war. Ein Trend zu etwas höheren, nächtlichen AR-Größen war bei beiden Geschlechtern zu erkennen. Das untersuchte Rotwild nutzte also am Tage und in der Nacht ähnlich große Flächen. Die räumlichen Dimensionen dieser tageszeitspezifischen Aktionsräume stimmten mit der Ausdehnung der saisonalen Gesamt-AR überein (Abb. 74) oder lagen etwas darunter.

Wie bei den Gesamtaktionsräumen waren auch die tageszeitspezifischen AR der Hirsche in allen vier Fällen hoch signifikant ( $p < 0,001$ ) größer als beim Kahlwild.

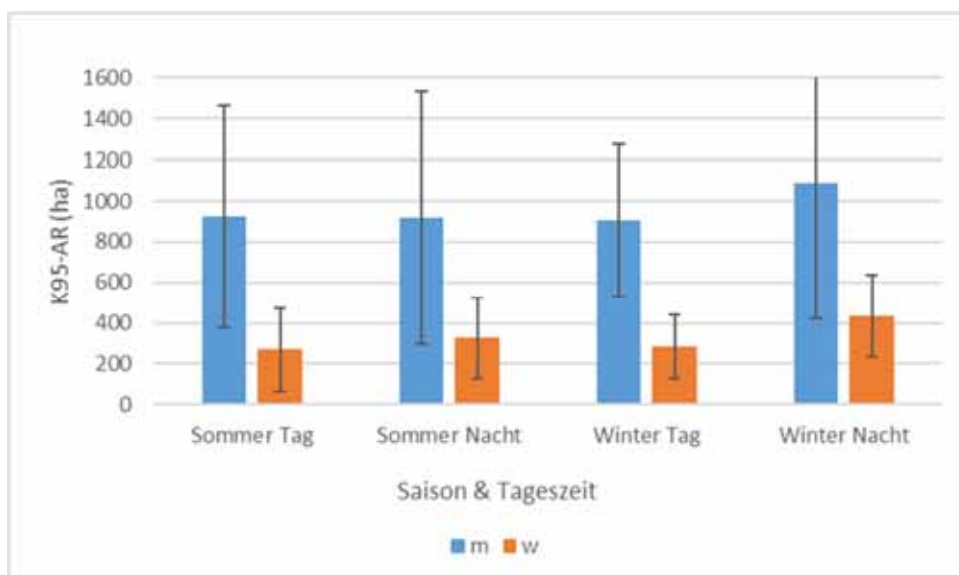


Abb. 84: Mittlere (arithmetische Mittel; inkl. SD), saisonale, tageszeit- und geschlechtsspezifische Aktionsraumgrößen als K95 (m: männlich; w: weiblich).

Die Überlappung zwischen Tag- und Nacht-AR erreichte bei den Hirschen im Mittel 60-80 %; bei den Alttieren war sie mit 50-70 % etwas niedriger (Abb. 85). Auch die Differenzierung zwischen Sommer- und Wintermonaten erbrachte keine deutlichen Unterschiede in der tageszeitspezifischen Raumnutzung von Hirschen und Alttieren. Ebenso gering und ohne eindeutigen, geschlechtsspezifischen Trend waren die Unterschiede im Grad der Überlappung von Tag- und Nacht-AR zwischen den UG. In manchen UG war der Überlappungsgrad bei den Hirschen höher, in anderen bei den Alttieren. Demzufolge hielt sich Rotwild nachts und am Tage

in allen UG weitgehend in den gleichen Arealen auf. Die Tendenz, dass sich Hirsche im UG3 BÄR im Vergleich zu UG1 EIB nachts an anderen Orten als am Tage (Winter & Sommer) aufhielten, könnte eventuell mit der schwerpunktmäßig nachts stattfindenden Nutzung von Agrarkulturen zusammenhängen. Diese standen im UG3 allen besenderten Individuen zur Verfügung, fehlten aber im UG1. Für Alttiere ist diese Tendenz minimal zumindest auch im Winter erkennbar.

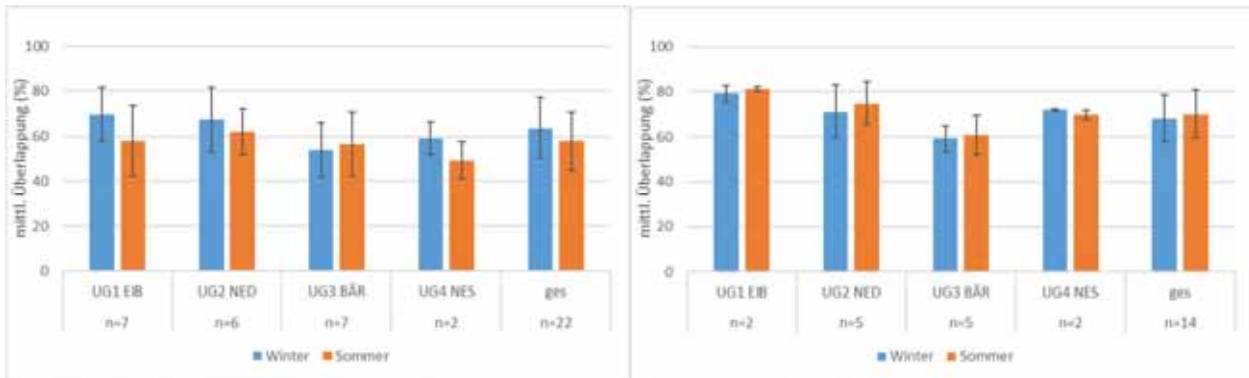


Abb. 85: Mittlere (arithmetisches Mittel; inkl. SD), saison- und UG-spezifische Überlappung zwischen Tag- und Nacht-AR (K95) von Alttieren (links) und Hirschen (rechts).

In Übereinstimmung mit den saisonalen Gesamt-Aktionsräumen nutzten die Hirsche im UG1 EIB und UG2 NED sowohl am Tag als auch in der Nacht im Sommer größere Aktionsräume als in den beiden anderen UG (Abb. 86). Im Winter galt dies nur für UG1. Vor allem während der Nacht aber auch am Tage beliefen die Hirsche dort größere Aktionsräume als in den anderen drei UG.

Beim Kahlwild zeigten sich keine großen Unterschiede. Lediglich die winterlichen Nacht-AR waren im UG3 BÄR ausgedehnter. Beurteilt nach der Verteilung der einzelnen Peilungen dürfte dies auf das gezielte Aufsuchen attraktiver Agrarkulturen wie Raps zurückzuführen sein. Auch bei den Hirschen erreichten die nächtlichen Winter-AR im UG3 BÄR eine größere Ausdehnung als in UG2 NED und UG4 NES (Abb. 86). Beim Vergleich zwischen den UG fanden sich für alle Kategorien (Tageszeit, Geschlecht, Saison) keine signifikanten Unterschiede.

Vergleicht man jeweils Nacht und Tag im gleichen Gebiet in der gleichen Saison, so ist zu erkennen, dass beim Kahlwild die nächtlichen Räume in allen Gebieten und beiden Saisons etwas über den Tag-AR oder auf gleichem Niveau lagen. Im Winter war dieser Trend auch bei den Hirschen festzustellen und im Sommer ebenfalls, mit Ausnahme des UG1 EIB, wo die nächtlichen Sommer-AR kleiner als am Tag waren.

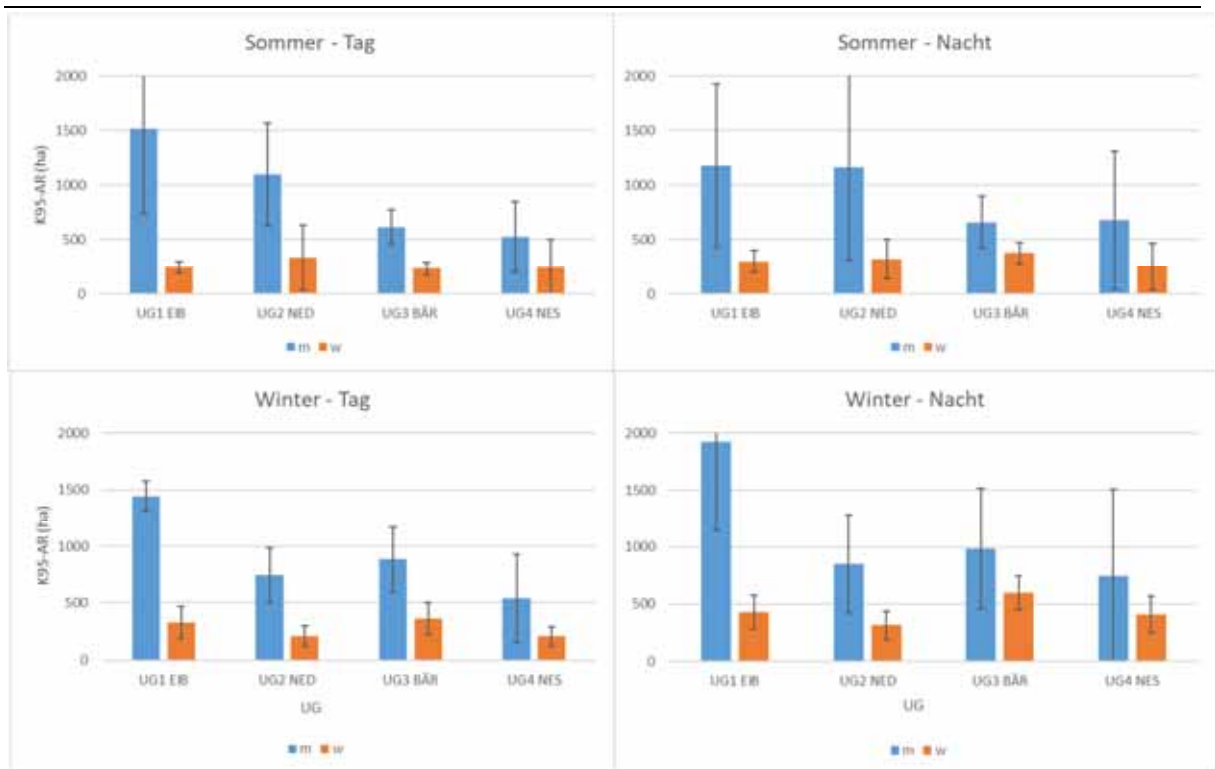


Abb. 86: Mittlere (arithmetisches Mittel; inkl.SD), saisonale, tageszeit-, UG- und geschlechtsspezifische Aktionsraumgrößen als K95 (m: männlich; w:weiblich).

Nachfolgend werden einige ausgewählte Tag- und Nacht-Aktionsräume von weiblichem (Abb. 87) und männlichem (Abb. 88) Rotwild aus allen vier UG abgebildet. Sie verdeutlichen die zuvor aufgeführten Ergebnisse und unterstreichen die Bedeutung des nächtlichen Zugangs zu Agrarkulturen für die Raumnutzung von Rotwild (z.B. Abb. 87e, i, l). Ebenso ersichtlich anhand der Visualisierung sind die größeren AR während der Nacht verglichen mit den Tag-AR und die Lage beliebter Tageseinstände (hohe Konzentration von gelb gefärbten Tagpeilungen in Abb. 87).

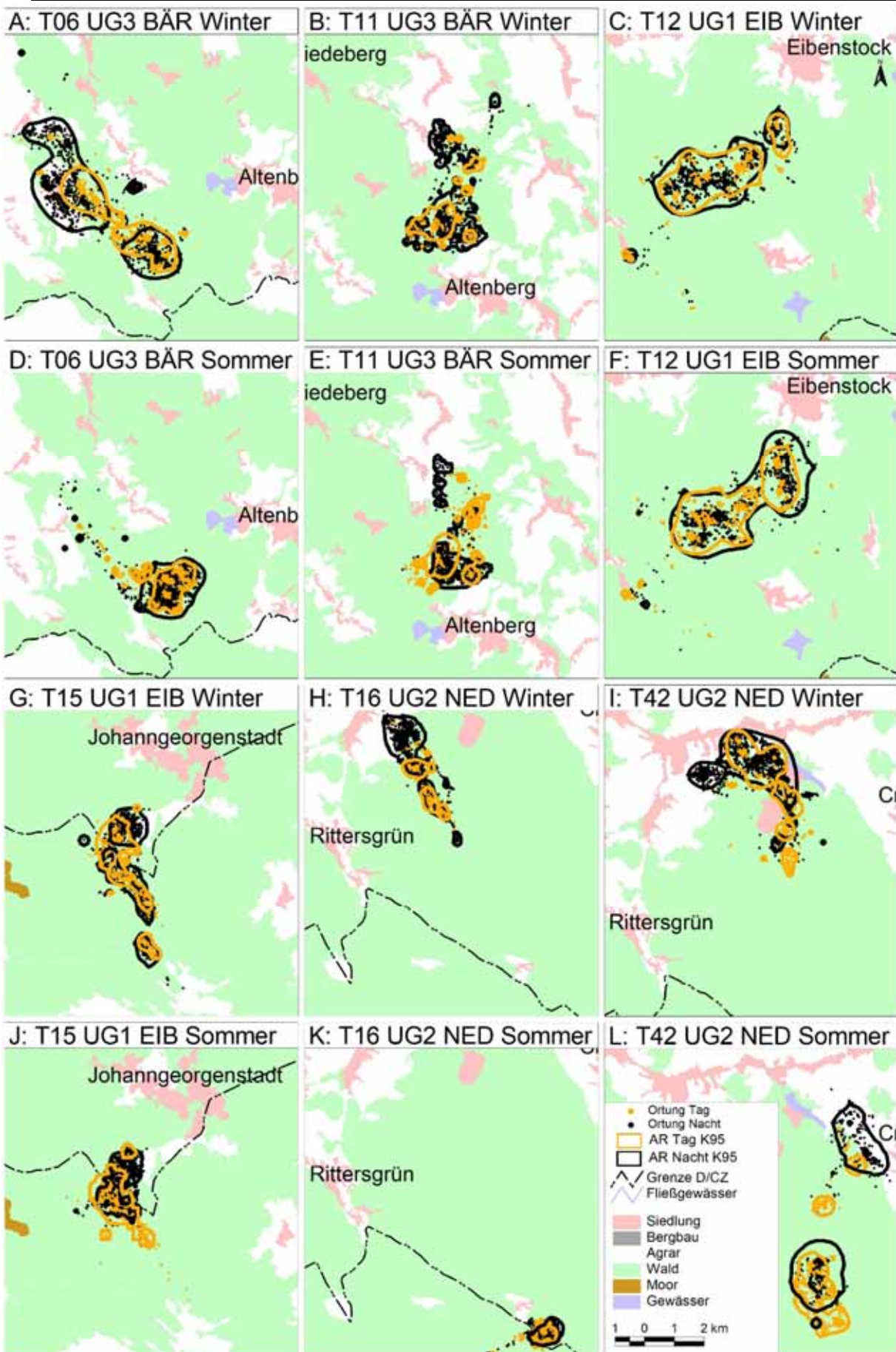


Abb. 87: Ausgewählte saison- und tageszeit-spezifische Aktionsräume (K95) von weiblichem Rotwild.



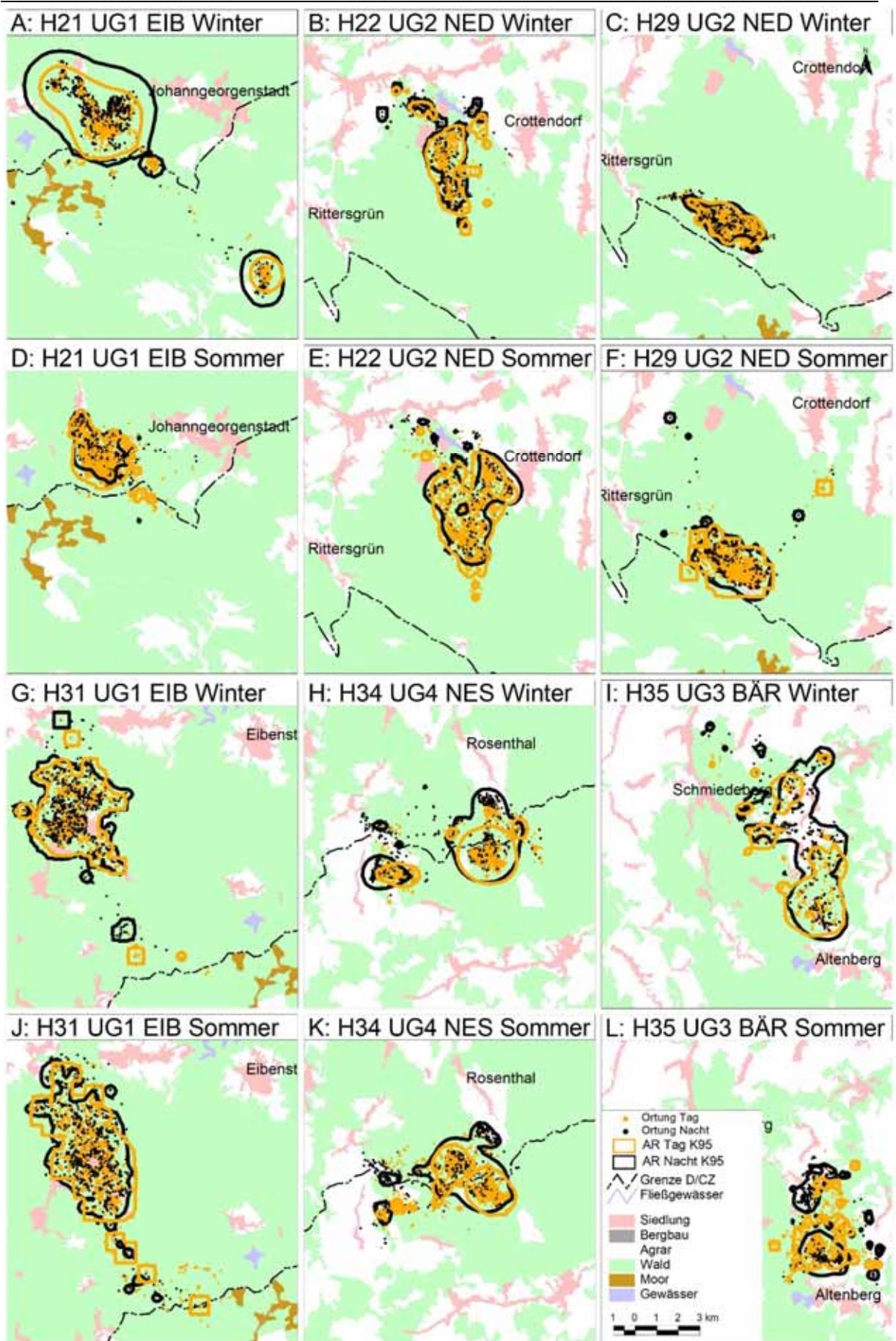


Abb. 88: Ausgewählte saison- und tageszeit-spezifische Aktionsräume (K95) von männlichem Rotwild.



### 5.2.3 Aktivitätsspezifische Aktionsräume

Bei aktivitätsspezifischen Auswertungen der Lebensraumnutzung würde man während der Ruhephase als Folge der Immobilität wahrscheinlich kleinere AR erwarten. Eine weitere Arbeitshypothese gilt dem Einfluss der Waldstruktur auf den Grad der individuellen Übereinstimmung von Ruhe- und Aktiv-AR. Die Waldstruktur unterscheidet sich in den UG gravierend. In Gebieten wie UG1 EIB, wo es sehr viele, äsungsreiche Tageseinstände gibt, würde man eine größere Übereinstimmung zwischen Aktiv- und Ruhe-AR erwarten, als im UG2 NED. Bei einer Verifizierung der Hypothese sollte Rotwild im UG2 aus nahrungsarmen Tageseinständen nachts in äsungsreiche Waldbereiche oder Agrarflächen ziehen und geringere Übereinstimmungen der aktivitätsspezifischen Aktionsräume bedingen.

Beide Vermutungen haben sich für Rotwild im Erzgebirge nicht bestätigt. Für beide Geschlechter und beide Saisons errechneten sich insgesamt (Abb. 89) und differenziert nach UG (Abb. 90) zwar stets etwas größere Aktiv- als Ruhe-AR. Der Größenunterschied zwischen den UG fiel jedoch gering aus. Bei beiden Geschlechtern und in allen UG lag er sowohl im Sommer als auch im Winter im Bereich von 20-30 %. Wie bei den Gesamt- und den tageszeitspezifischen AR waren auch hier die Hirsch-AR hochsignifikant ( $p < 0,001$ ) größer als die der Alttiere.

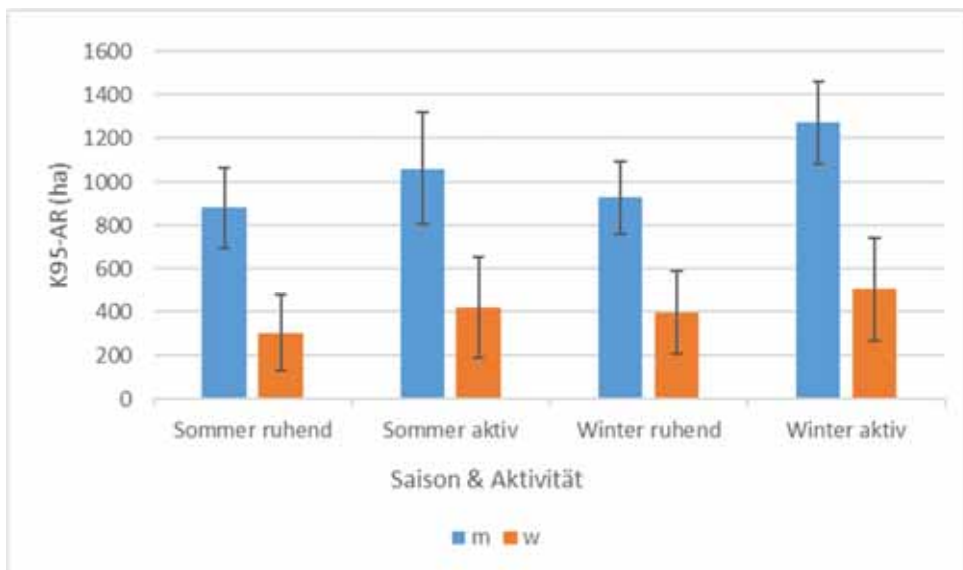


Abb. 89: Mittlere, saisonale, aktivitäts- und geschlechtsspezifische Aktionsraumgrößen (K95: arithmetisches Mittel; inkl. SD; m: männlich; w: weiblich).

Unabhängig vom Geschlecht war der Grad der Überlappung von Aktiv- und Ruhe-AR bei allen analysierten Individuen extrem hoch (Abb. 91). Auch zwischen den UG existierten keine Unterschiede. Die Aktiv- und Ruhe-Aktionsräume stimmten bei beiden Geschlechtern in allen UG unabhängig von der Saison zu etwa 80 % überein, wobei die extrem geringe Streuung beachtenswert ist. Diese Ergebnisse belegen, dass sich Rotwild in allen UG zum Ruhen und Äsen grundsätzlich in nahezu identischen Arealen aufhält und es dabei nur eine sehr geringe individuelle Variation gibt.

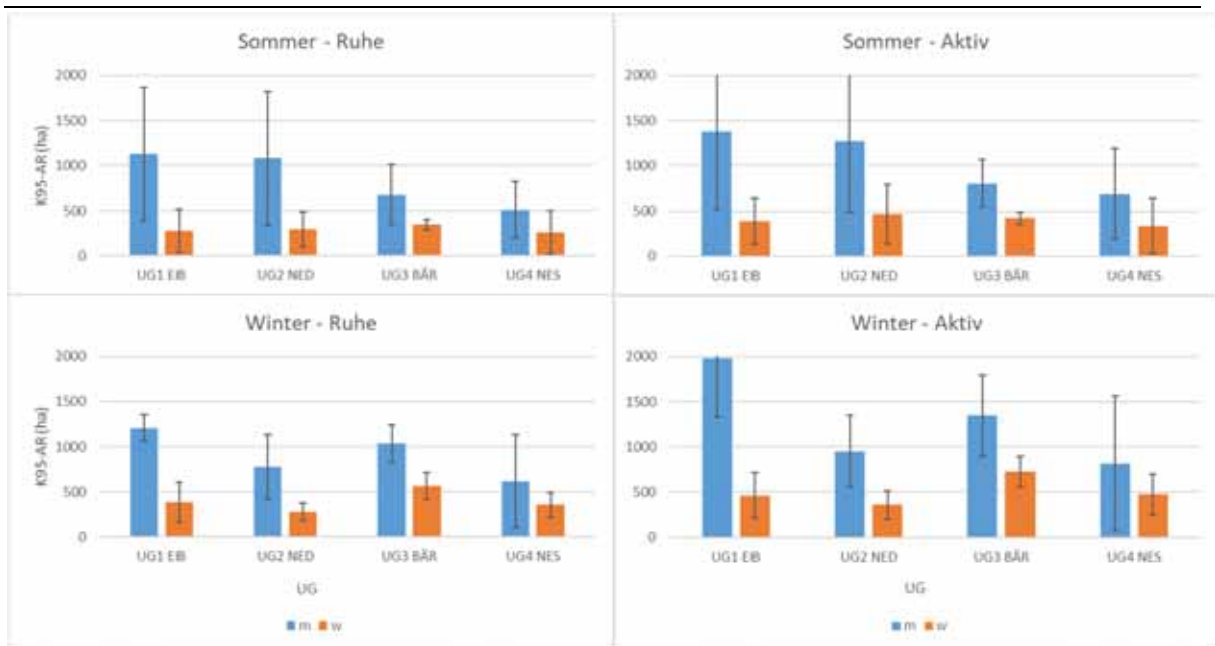


Abb. 90: Mittlere, saisonale, aktivitäts-, UG- und geschlechtsspezifische Aktionsraumgrößen (K95: arithmetisches Mittel; inkl. SD; m: männlich; w: weiblich).

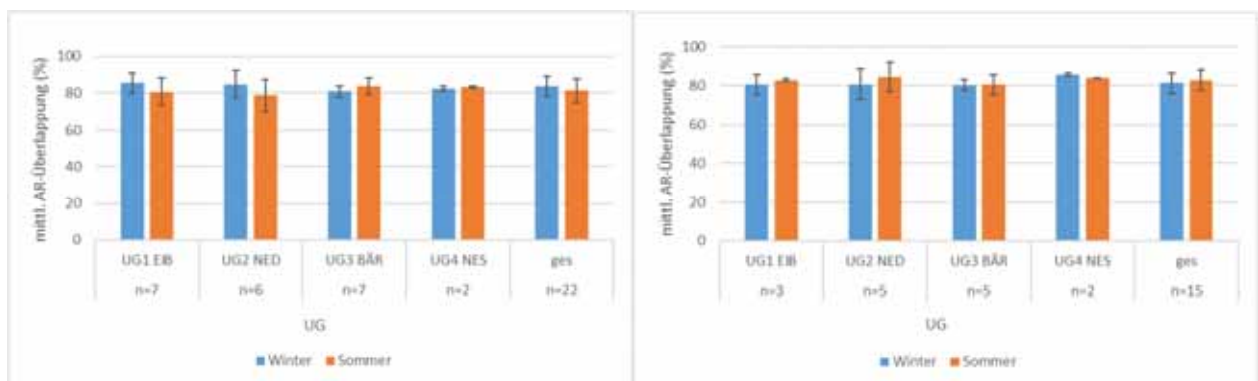


Abb. 91: Mittlere, saison- und UG-spezifische Überlappung zwischen Aktiv- und Ruhe-AR (K95: arithmetisches Mittel; inkl. SD) von Altieren (links) und Hirschen (rechts).

Nachfolgend sind einige ausgewählte Ruhe- und Aktiv-Aktionsräume von weiblichem (Abb. 92) und männlichem (Abb. 93) Rotwild aus allen vier UG abgebildet. Sie verdeutlichen die etwas größere Ausdehnung des Aktiv-AR im Vergleich zum Ruhe-AR und den hohen Überlappungsgrad zwischen Aktiv- und Ruhe-AR.

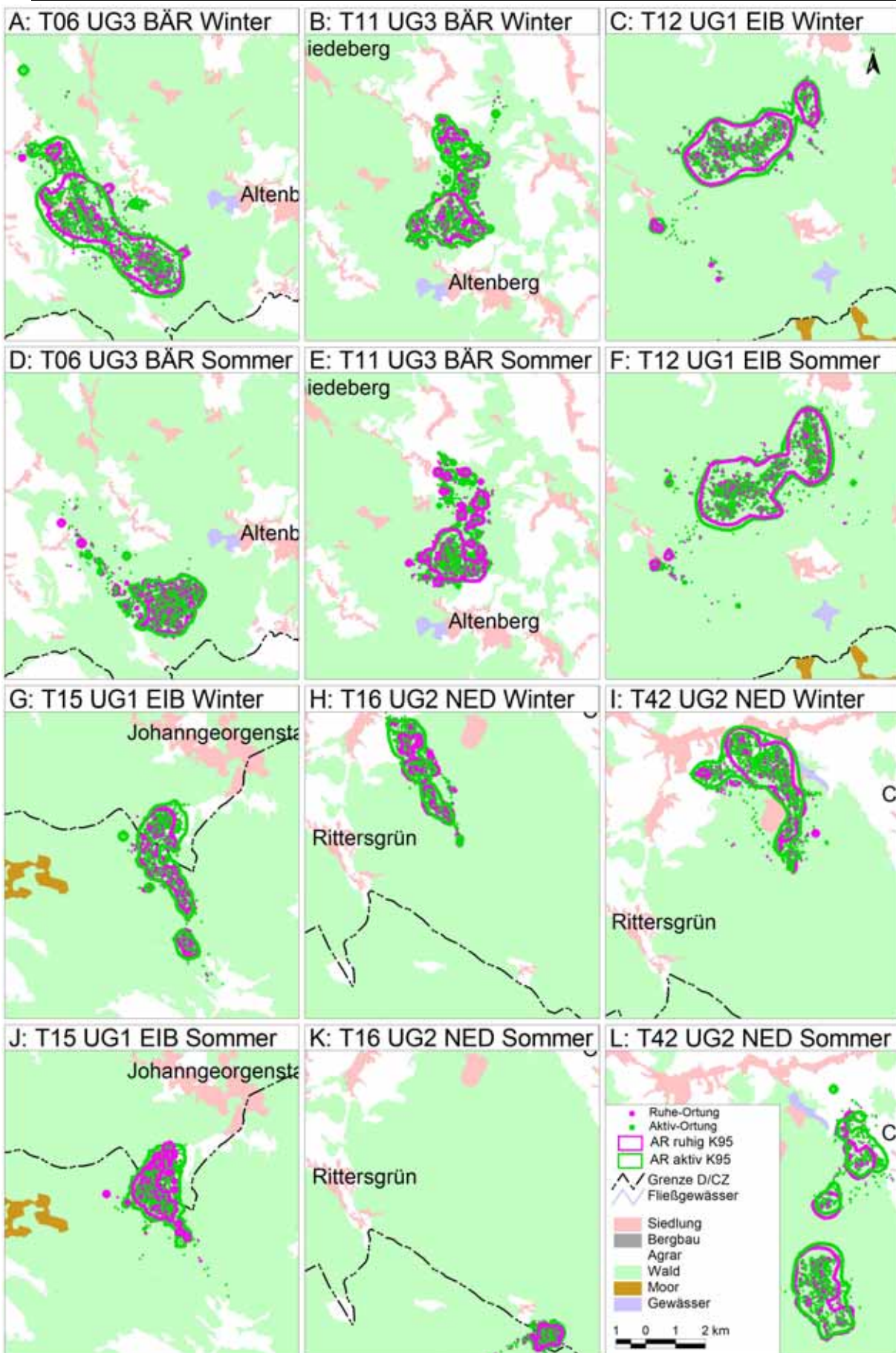


Abb. 92: Ausgewählte saison- und aktivitäts-spezifische Aktionsräume (K95) von weiblichem Rotwild.



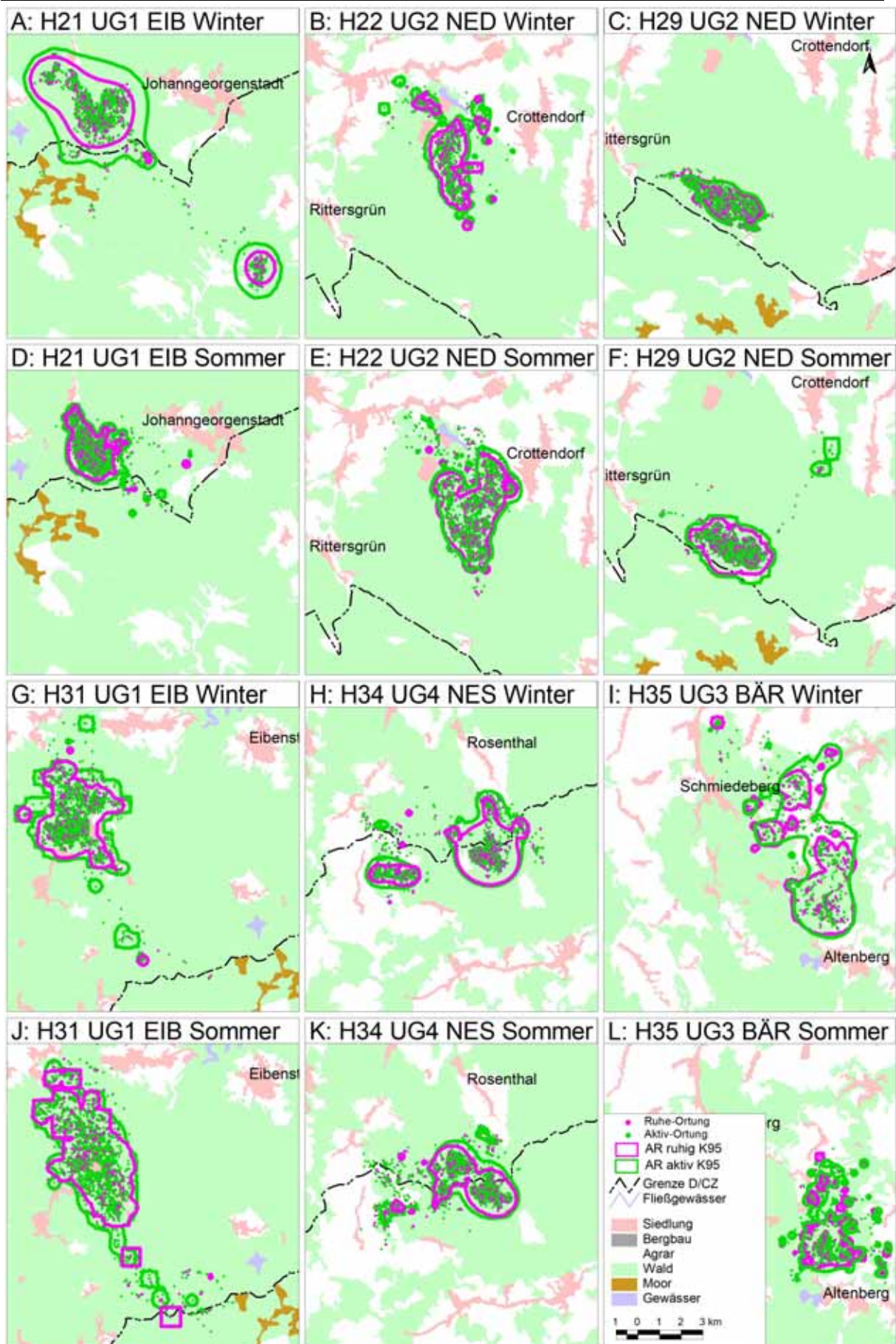


Abb. 93: Ausgewählte saison- und aktivitäts-spezifische Aktionsräume (K95) von männlichem Rotwild.

## 5.2.4 Tägliche Aktionsräume

### Geschlechtsspezifische, tägliche Aktionsräume

Auch die Informationen zu den pro 24 Stunden (12 Uhr bis 12 Uhr) belauenen Flächen sind für die Bejagung und die Schadensproblematik von essentieller Bedeutung. Sie wurden im vorliegenden Projekt als MCP100-Aktionsräume pro 24 Stunden erfasst.

Die Analyse der täglichen Aktionsräume während der gesamten Projektlaufzeit (2016-2019) offenbarte ein jährlich wiederkehrendes, systematisches Muster der Raumnutzung, das weitgehend die biologischen Lebensphasen widerspiegelt (Abb. 94).

Nach der Geburt der Kälber im Juni verkleinerten die Alttiere ihren täglichen AR. Auch während der ersten Monate der Kälberaufzucht (Juni bis September, teilweise auch schon im Mai) bewegten sich die führenden Alttiere zwar viel, aber auf einer weniger ausgedehnten Fläche. In allen drei Jahren (2016-2018) erfolgte nach den ersten Monaten der Kälberaufzucht eine stetige Erweiterung des täglichen AR von September bis Dezember, wobei die großen SD von einer höheren individuellen Variabilität im Vergleich zur Kälberaufzucht zeugen (Abb. 94). Die Hirsche verkleinerten ihren täglichen Aktionsraum ebenfalls während ihrer Feistzeit von Juni bis August (Abb. 94). Zwischen September und November wurden die täglichen Aktionsräume brunftbedingt wieder deutlich größer. Das Ausmaß und die Dynamik dieser Veränderung - gemessen als monatliche Mittelwerte des täglichen Aktionsraums - unterschieden sich in den drei Jahren deutlich. Dies ist wahrscheinlich auf das unterschiedliche Alter der Hirsche, die in den drei Projektjahren in die Analyse eingingen, zurückzuführen.

Während der Wintermonate (ab November/Dezember bis Januar/Februar) beliefen beide Geschlechter kleinere AR pro 24 h. In den Wintern 2016/17 und 2018/19 mit relevanten Schneelagen fiel diese Einschränkung des täglichen Aktionsraums (Winterabsenkung) deutlicher aus. Im kalten, aber schneearmen Winter 2017/18 war die Einschränkung weniger ausgeprägt (Abb. 94). Eine extreme Verkleinerung (mit minimaler SD) trat im Februar 2019 bei höhenabhängigen Schneelagen zwischen 80 und 130 cm bei beiden Geschlechtern auf. Allerdings beruht dieses Ergebnis auf einer kleinen Stichprobe (n=4) noch besonderer Stücke in UG1 EIB, UG2 NED und UG3 BÄR. Die mittleren, täglichen AR im Februar 2019 waren: T08: 123 ha; T17: 7 ha; H28: 5 ha und H36: 35 ha. Der Mittelwert im Februar 2019 lag für Alttiere bei 21 % und für Hirsche bei 26 % der Februar-Mittelwerte aus 2016-2018. Diese starken AR-Verkleinerungen bei sehr hohem Schnee tragen sicherlich zu den punktuell auftretenden, extremen Schäden bei solchen Wetterlagen bei.

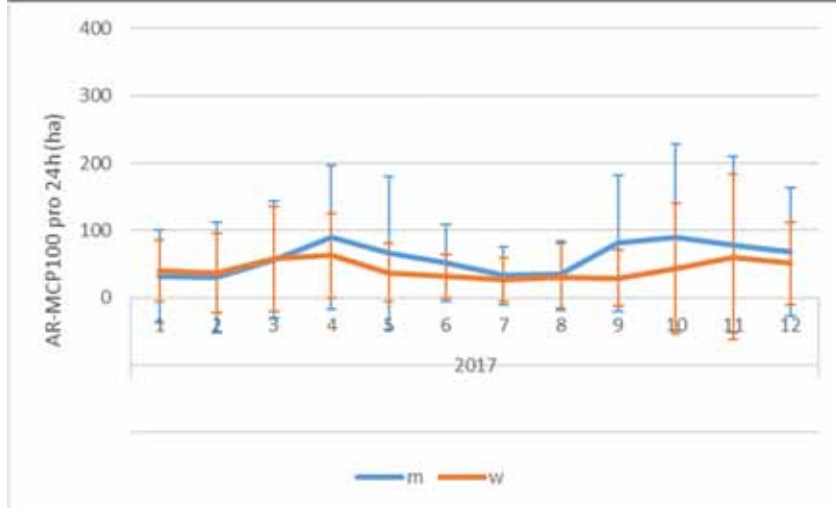
So zeigten Studien an Rotwild und Elchen, dass Temperaturen im Winter auch in kleinen zeitlichen Skalen von Tagen und Wochen mit der Größe der Aktionsräume positiv korrelieren (RIVRUD et al. 2010, VAN BEEST et al. 2011). Dieselben Autoren/Autorinnen beschreiben für die beiden Arten, dass geschlossene Schneedecken die Größe der Aktionsräume sinken lassen.

Im Frühjahr von März bis April (2017 und 2018) dehnten beide Geschlechter den täglichen Aktionsraum wiederum stetig aus. Wegen der ausgebliebenen AR-Verkleinerung im schneearmen Winter 2017/18 war die Erweiterung im Frühjahr 2018 aber weniger deutlich.

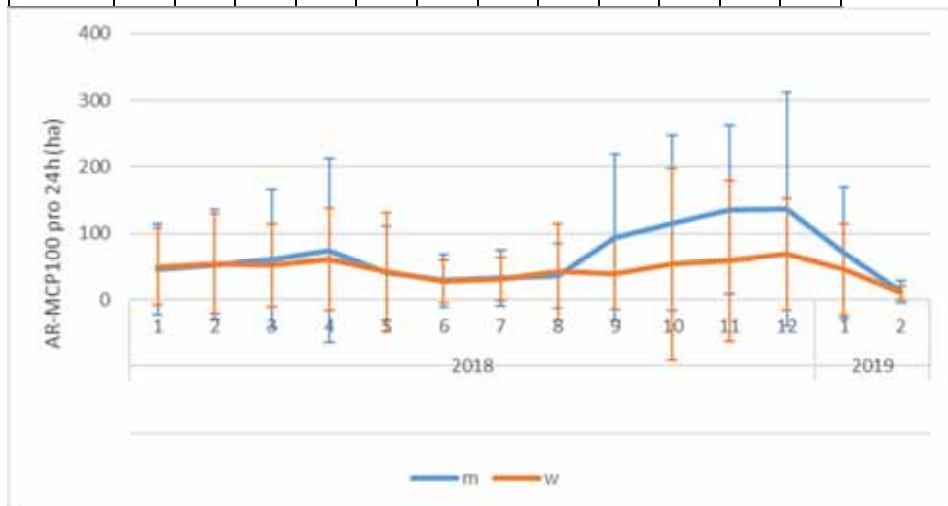




m		1	2	3	3	3	3	4	4	4	4	4
w		2	8	8	8	8	7	7	7	7	7	7



m	8	10	12	12	12	12	12	11	11	10	10	10
w	7	11	13	15	15	15	15	14	14	14	15	15



m	11	12	11	13	13	13	13	13	13	9	8	8	7	2
w	16	17	18	20	19	19	19	19	19	18	18	18	17	2

Abb. 94: Geschlechtsspezifische MCP100-Aktionsraumgrößen pro 24 h dargestellt als Monatsmittel (inkl. SD) - abgeleitet aus den individualspezifischen Mittelwerten (tabellarisch dargestellt ist die Anzahl besonderter Individuen im jeweiligen Monat; m: männlich; w: weiblich).

Die beispielhafte Visualisierung der täglichen Aktionsräume von Alttier T01 (Abb. 95) und Hirsch H30 (Abb. 96) dokumentieren die hohe Übereinstimmung zwischen den täglichen Aktionsräumen innerhalb eines Monats. Damit wird widerlegt, dass sich Rotwild jeden Tag an anderen Orten aufhält. Abb. 95 zeigt auch die deutliche Verkleinerung der täglichen Aktionsräume von T01 zur Kälberaufzucht (Mai-Juli; Abb. 95e-g) sowie die fehlende Verkleinerung des täglichen Streifgebietes im Dezember des sehr milden Winters 2017/18 (Abb. 95l). Gleiches gilt in Abb. 96 für die Verkleinerung des täglichen Aktionsraums von H30 zur Feistzeit (besonders im Juni und Juli, Abb. 96f-h) sowie die Ausweitung seines Streifgebietes zur Brunft (Abb. 96i-j) durch die Nutzung zusätzlicher Bereiche westlich seines Kernlebensraumes.

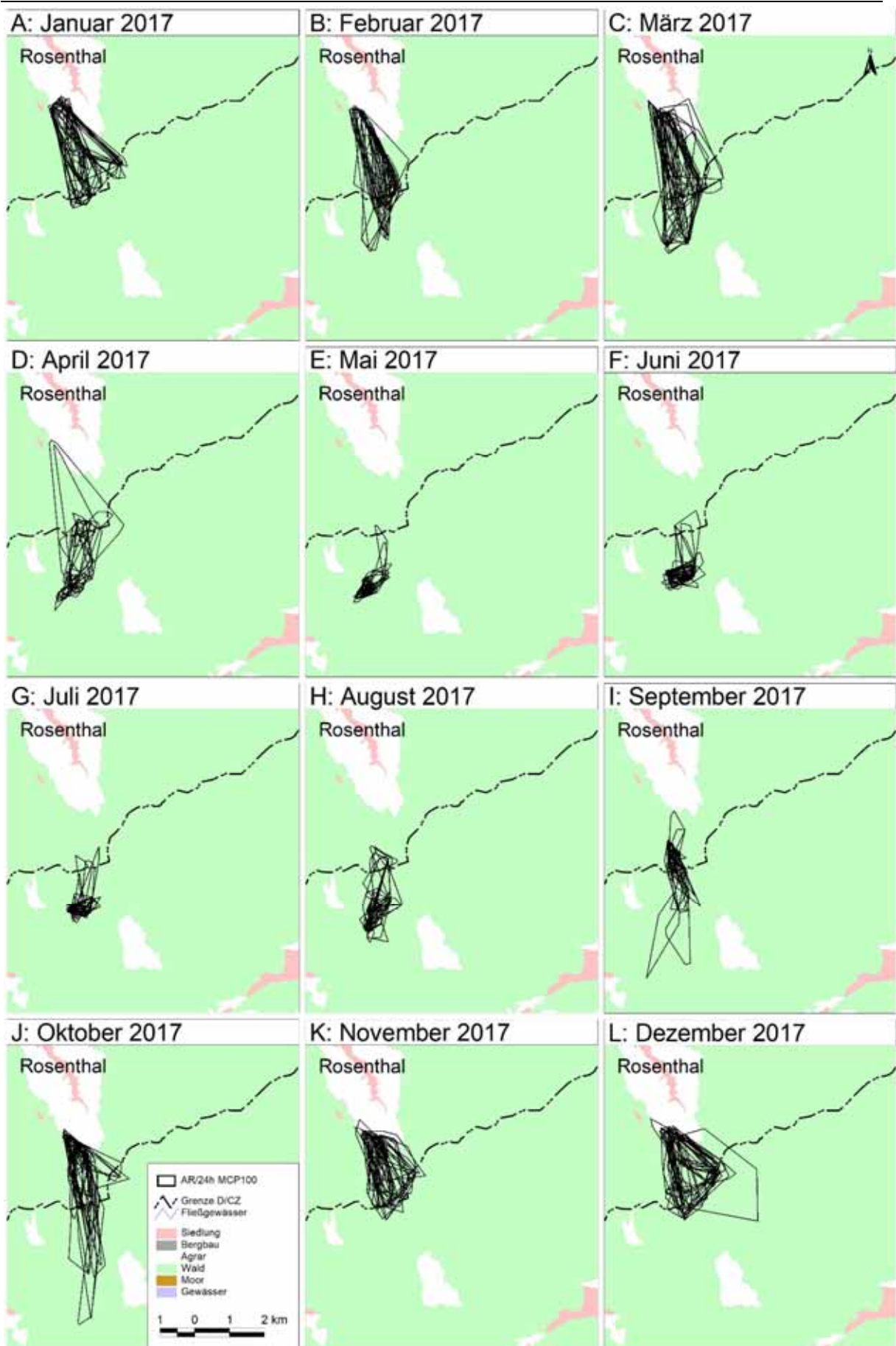


Abb. 95: Tägliche Aktionsräume (MCP100; schwarze Linie: AR-Außengrenze) von T01 im UG4 NES im Jahr 2017 (Teilkarten mit allen tägl. AR pro Monat).

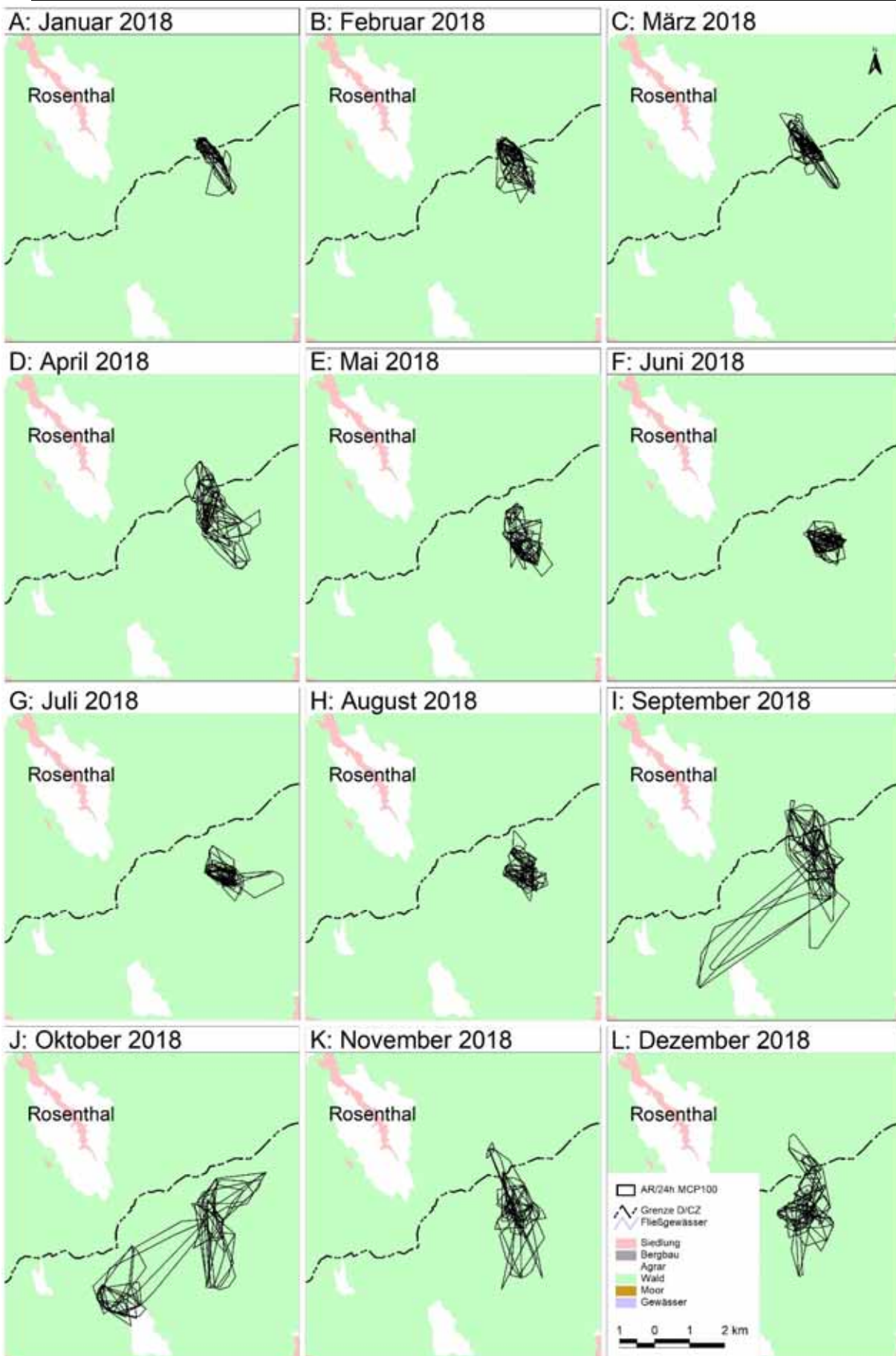


Abb. 96: Tägliche Aktionsräume (MCP100; schwarze Linie: AR-Außengrenze) von H30 im UG4 NES im Jahr 2018 (Teilkarten mit allen tägl. AR pro Monat).

### Einflussgrößen auf tägliche Aktionsräume anhand von gemischten Modellen (GAMM)

Für die Größe des täglichen Aktionsraums (in Hektar) wurden die folgenden möglichen Prediktoren untersucht: *Animal\_ID* (Tier-Nr.) (Random Faktor), *Geschlecht*, *Alter*, *UG* (Untersuchungsgebiet), *Jahr*, *yday* (Jahrestag=Tag im Jahr), *Temperatur*, *Schnee*, *Wind* und *ACT24* (Aktivität je 24 Stunden in %). Auf die zusätzliche Betrachtung der Einflussgröße *Laufstreckenlänge* wurde verzichtet, da diese nur zweimal pro Individuum und Monat (max. n=24 Werte pro Individuum) erhoben wurde und somit den Datensatz bei Regressionsanalysen stark einschränken würde. Die starke Korrelation zwischen täglichem Aktionsraum und Laufstreckenlänge wird im Kap. 5.8 (gemischte Modelle zu Laufstrecken) genauer beleuchtet. Die Daten waren sehr stark örtlich und zeitlich autokorreliert (keine unabhängige Stichprobe). Um die zeitliche Autokorrelation zu vermindern, wurden die Daten in 5-Tage-Blöcken separat für jedes Individuum gepoolt. Die verbliebene zeitliche und örtliche Autokorrelation wurde in den finalen GAMM berücksichtigt, indem ein örtlicher 2D-Regressions-Spline verwendet (WOOD 2006) und zudem eine AR1-Regressionsstruktur in das Modell integriert wurde (ZUUR et al. 2009, KORNER-NIEVERGELT et al. 2015).

Die LASSO-basierte Modell-Selektion vorselektierte die Prediktoren *Geschlecht*, *Temperatur*, *Schnee*, *ACT24* (Aktivität je 24 Stunden in Prozent) und *yday* (Jahrestag), die im Modell verblieben. Die darauffolgende GAMM-basierte Modell-Selektion behielt alle diese Prediktoren bei, bis auf *Temperatur*.

Die Regressionsergebnisse des finalen GAMM sind in Tab. 27 und Abb. 97 dargestellt. Es zeigte sich, dass das *Geschlecht* keinen signifikanten Einfluss auf die Größe des täglichen Aktionsraumes hatte. Dass diese Variablen trotzdem bei der LASSO und GAMM-basierten Modellselektion selektiert wurden, deutet auf einen Einfluss dieser Prediktoren hin. Die Datendichte reichte aber nicht aus, um einen signifikanten Zusammenhang zu detektieren.

Analog zur Länge der Laufstrecken würde theoretisch auch die Größe des Aktionsraumes mit jedem zusätzlichen Zentimeter Schneehöhe hoch-signifikant ( $P < 0,001$ ), um knapp 1 % sinken, wenn auch hier keine der anderen, im Modell verbliebenen Einflussgrößen *Geschlecht*, *ACT24* und *yday* wirken würden. Letztlich gibt es (wie vermutet) einen hoch-signifikant positiven Zusammenhang ( $P < 0,001$ ) zwischen der Größe des täglichen Aktionsraumes und der Aktivität in 24 Stunden (*ACT24*): Für jedes zusätzliche Prozent Aktivität in 24 Stunden steigt die Größe des Aktionsraumes um etwa 2,3 %.

Der AR/24 h zeigte im theoretischen Jahresverlauf (Jahrestag=*yday*) bei Ausblendung aller anderen, verbliebenen Einflussgrößen (*Geschlecht*, *Schnee* und *ACT24*) ein deutliches Minimum im Sommer (um Jahrestag 215=03. August, Abb. 97 oben rechts). Wie bei der Aktivität war die Absenkung im Modell im Winter (in einem ähnlichen Zeitfenster) zu erkennen, nur nicht so deutlich wie im Sommer. Da die schnee-, geschlechts- und aktivitätsbedingten Effekte beim Jahresgang (Jahrestag=*yday*) ausgeblendet werden, sind dort die Absenkungen im Winter (Abb. 207, inkl. aller Einflussfaktoren) weniger sichtbar.



Alternativ wurde getestet, ob die Größe des täglichen AR statt linear eher in nichtlinearer Art und Weise von den Prediktoren *Schnee* und *ACT24* abhängt. In beiden Fällen wurde nur eine leichte Abweichung vom linearen Verhalten festgestellt (Abb. 98).

Tab. 27: Numerische GAMM-Regressionsergebnisse zu Einflussgrößen auf tägliche Aktionsräume.

Variable (Prediktor)	Estimate (Regressionskoeffizient)	SE (Standardfehler)	z value (Z-Wert)	Pr (> z ) (P-Wert)
Geschlecht männlich	0,204	0,309	0,662	0,508
SNOW (Schnee)	-0,009	0,002	-4,438	***0,000
Aktivität	0,023	0,003	7,980	***0,000

P<0,05 \* signifikant; P<0,01 \*\* hoch signifikant; P<0,001 \*\*\* hochsignifikant

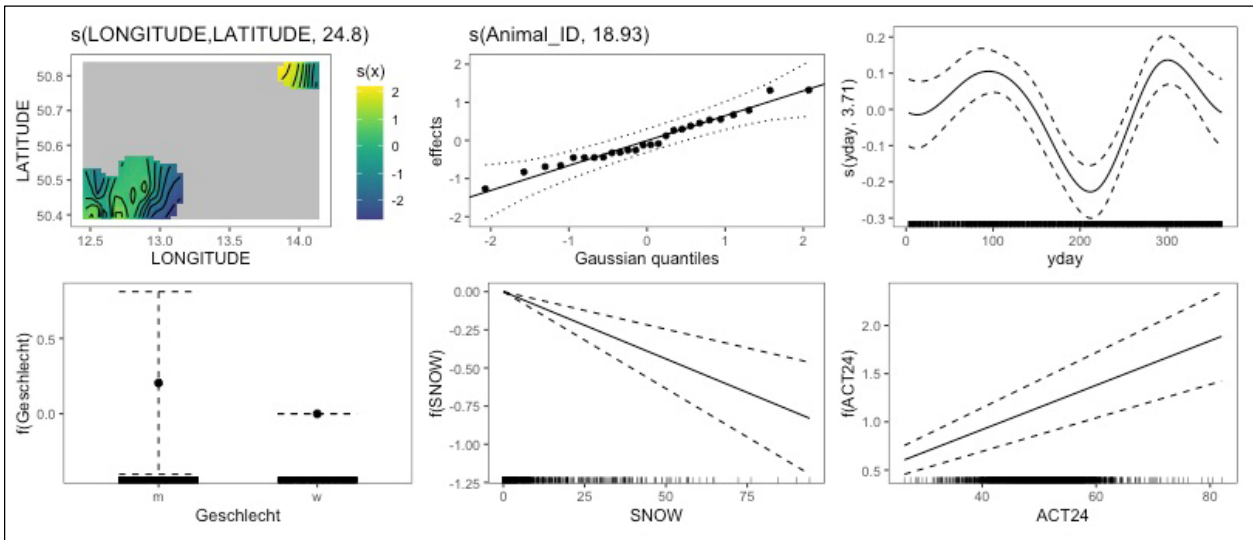


Abb. 97: Visuelle Darstellung der GAMM-Regressionsergebnisse zu den täglichen Aktionsräumen (Da es sich um partielle Effekte handelt, kann die Y-Achse nur relativ entlang der X-Achse aber nicht in absoluten Einheiten interpretiert werden und durch Ausblendung aller anderen, im Modell verbliebenen Einflussgrößen wird jeweils der theoretische Verlauf nur unter Einfluss der einen, betrachteten Einflussgröße (X-Achse) abgebildet).

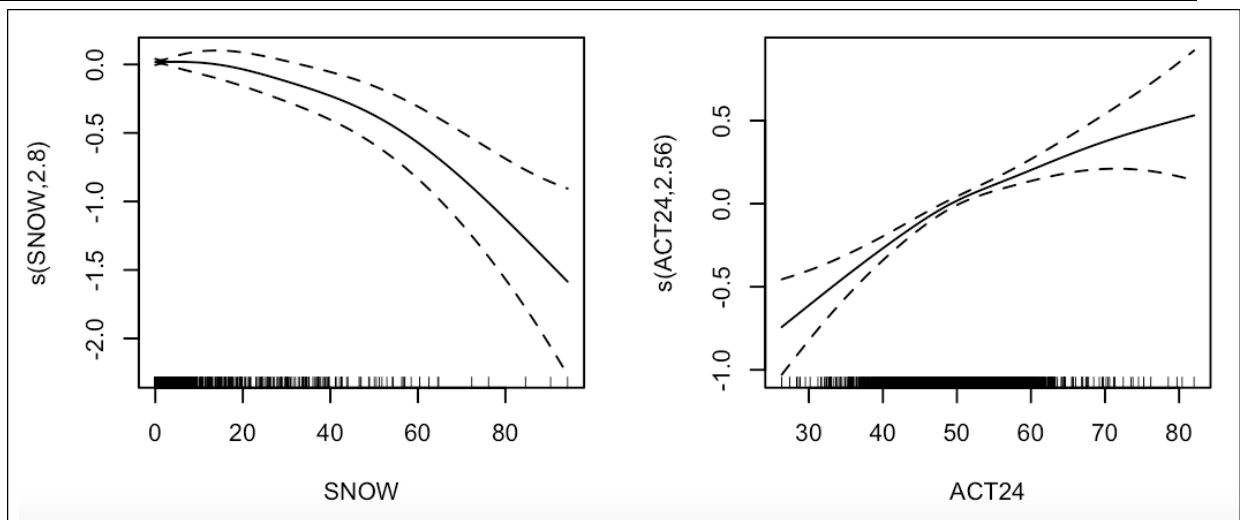


Abb. 98: Visuelle Darstellung der GAMM-Regressionsergebnisse zum nichtlinearen Verhalten des täglichen Aktionsraumes in Abhängigkeit von Schnee und 24 Stunden Aktivität (Da es sich um partielle Effekte handelt, kann die Y-Achse nur relativ entlang der X-Achse aber nicht in absoluten Einheiten interpretiert werden).

Zusammenfassend belegen die Ergebnisse sehr enge Zusammenhänge zwischen der Aktivität, den 24 h-Laufstrecken und den täglichen Aktionsräumen. Verringert das Rotwild seine Aktivität, so sinken auch die 24 h-Laufstrecken (Kap. 5.8). Dadurch werden ebenfalls die täglichen AR kleiner. Da die Schneehöhe in einem sehr engen, negativen Zusammenhang mit den drei oben genannten Variablen (Kap. 5.8 & 6.2) steht, verringern sich deren Werte auch mit zunehmender Schneehöhe.

### 5.3 Raumnutzung juvenilen Rotwildes

Das Verhalten von Mutter und Kalb nach dem Setzen in den ersten Lebenswochen wurde bereits ausführlich in Gehegen beobachtet (BUBENIK 1965, WÖLFEL 1981, WAGENKNECHT 2000, BÜTZLER 2001, v.RAESFELD & REULECKE 2003). Es ist allerdings davon auszugehen, dass ein Gehege nicht die Umstände in freier Wildbahn widerspiegeln kann.

Nach Gehegebeobachtungen liegen zwischen den einzelnen Säuge-Ereignissen große Zeitintervalle (säugen nur zweimal täglich). WÖLFEL (1981) suchte die Erklärung dafür in der Zusammensetzung der Milch, die einen Fettgehalt von bis zu 20 % aufweist. Hingegen ist die Milch nahezu frei von Milchzucker, was auf die fehlende bzw. geringe Bewegung der Kälber während der Ablegephase zurückzuführen sein kann (WÖLFEL & MEIßNER 2006). Rotwildkälber verbringen demnach die ersten zwei Lebenswochen etwa 16 Stunden täglich ruhig liegend, ohne direkten und unmittelbaren Kontakt zur Mutter (WÖLFEL 1981). Zwangsläufig ist das Muttertier aber an das nähere Umfeld des Ablegeortes gebunden.

Eine Bindung zwischen Mutter und Kind (Abb. 99, Abb. 112) dauert beim Rotwild je nach Geschlecht des Kalbes zwei bis drei, wenn nicht sogar bis vier Jahre (CLUTTON-BROCK et al. 1982, WAGENKNECHT 2000, ANDRES et al. 2013) und länger an, in schwächer werdender Form. Ein Alttier merkt sich negative wie positive Erlebnisse und gibt diese Erfahrungen an das Kalb weiter. Die Speicherung negativer Erfahrungen von Alttieren wurde bis zu einer Dauer von fünf Jahren und mehr nachgewiesen (DRECHSLER 1998, DEUTZ et al. 2015a).



Abb. 99: Gleichzeitig säuendes Kalb und Schmaltier in Schottland (Foto: © V. Meißner-Hylanová).

Die Setzzeitpunkte der sieben besenderten Kälber lagen innerhalb des aus der Literatur (NIETHAMMER & KRAPP 1986) bekannten Zeitfensters von Ende April bis Anfang Juli schwerpunktmäßig in den letzten beiden Maiwochen.

Raumnutzungsanalysen mittels Telemetrie von frisch gesetzten Rotwildkälbern in der freien Wildbahn wurden bis heute kaum durchgeführt (LICOPPE 2006, ROTH et al. 2016). Mit der Besenderung von Rotwildkälbern unmittelbar nach ihrer Geburt gelang es in diesem Projekt wissenschaftliche Daten zum Raum-Zeit-System der Jungtiere zu erarbeiten (Tab. 28).

Ausgehend von den ersten zwei Lebenswochen war eine deutliche Zunahme der Streifgebietsgrößen vom ersten zum zweiten (außer H98) und vom zweiten zum dritten (außer T93) 14-Tage-Intervall erkennbar. Ab der 7. Lebenswoche (Anfang Juli) erfolgte die Ausdehnung des Aktionsraumes langsamer. Die Aktionsraumgrößen der besenderten Kälber stiegen von Ende Mai bis Anfang August von 3 ha (Minimum) auf 392 ha (Maximum) an. Im Mittel nutzten die Kälber in dieser Zeitspanne 121 ha (ohne Berücksichtigung von T97). Die Ergebnisse stimmen weitgehend mit den von ROTH et al. (2016) in der sächsischen Lausitz ermittelten Aktionsraumgrößen von Kälbern überein (Juni: 34 ha-128 ha; Juli: 36 ha-212 ha; August: 100 ha-400 ha). Nach LICOPPE (2006) nutzten Rotwildkälber in Belgien im Zeitfenster zwischen Geburt und Ende August Aktionsräume von 54 bis 534 ha.

Tab. 28: Aktionsraumgrößen (MCP100 in ha) von mit VHF-Ohrmarkensendern markierten Rotkälbern - differenziert nach aufeinanderfolgenden 14-Tage-Intervallen ab der Geburt (n: Anzahl Peilungen).

14-Tage-Intervall	H91 Veit n=100 UG1	H92 Spießli n=97 UG1	T93 Kleene n=46 UG3	T95 Antje n=127 UG1	H96 Werner n=142 UG1	T97** Falsche n=49 UG2	H98 Gerd n=109 UG2	∅ (ohne T97)
1	8	27 (328*)	12	10	3 (1425*)	-	54	19
2	63	77	31	178	114	-	47	85
3	99	164	3	385	210	-	61	154
4	67	115	13	392	234	90	72	148
5				358	208	95	33	200
∅	59	96	15	265	154	92,5	53	121

(\* inkl. saisonale Abwanderung in weiter entfernten Sommereinstand; \*\* T97 gehörte nicht zu einem besenderten Alttier und hielt sich sehr oft weit in Tschechien auf, sodass in den ersten 6 Wochen nur wenige Lokalisationen ermittelt werden konnten.)

Die ermittelten AR-Größen belegen starke, individuelle Unterschiede in der Raumnutzung der Kälber während der ersten Lebenswochen. Diese Unterschiede können zum einen auf das bestehende Umfeld zurückgeführt werden. Finden Alttiere und Kälber in einem Gebiet genug Ressourcen und vor allem Sicherheit und Ruhe (NITZE 2012), spricht nichts gegen das Verweilen der Kälber im angestammten Einstand. Vor allem die Sicherheit hat bei Rotwild einen prioritären Stellenwert. Ist diese nicht gewährleistet, werden alle anderen Aktivitäten, wie Äsen, Wiederkäuen und Ruhen diesem Bedürfnis untergeordnet (PETRAK 1984, BÜTZLER 2001, DEUTZ et al. 2015a). Zum anderen kann auch die Erfahrung sowie die Lebensraumtradition des

jeweiligen Alttieres individuelle Variabilitäten in der Raumnutzung der Kälber verursachen (CLUTTON-BROCK et al. 1982).

Die größten AR der Kälber wurden im UG1 EIB ermittelt. Vor allem die AR-Größe von Kalb T95 (Abb. 100) lag deutlich über dem Durchschnitt. Die während der intensiven Telemetrie beobachteten Störreize, wie Forstarbeiten, Jagdbetrieb, Holzabfuhr und Wegebau im Revier Eibenstock könnten Alttier und Kalb zu stetigen und kurzzeitigen Wechseln zwischen den Einständen veranlasst haben, auf der Suche nach Habitaten, die für Alttier und Kalb genügend Deckung durch Unterwuchs (Voranbau Buche, Fichtenverjüngung, Adlerfarn) boten. Da das Alttier T12 mit T95 ihr erstes Kalb führte, trug auch die fehlende Erfahrung wahrscheinlich zum beobachteten Verhalten bei. Auch die Möglichkeit, dass es sich bei der Mutter T12 um ein verwaistes Kalb handelte, kann als Erklärungsansatz dienen. So wurde T12 während der Projektlaufzeit nie zusammen mit anderem Rotwild (in einem Rudel) gesichtet. Sie zog auch unmittelbar vor der Besenderung allein umher und sicherte stetig. Die große Vorsicht dieses Alttieres führte schließlich auch dazu, dass eine Umbesenderung von T95 als Schmaltier misslang. Beide mieden den gesamten Winter über, in dem die Umbesenderung geplant war, trotz Schnee mehrere Lockstellen.

Die nächst größeren AR wurden bei den 2016 (H92) und 2017 (H96) besenderten Kälbern von T08 ebenfalls im UG1 EIB ermittelt.

Für einen Einfluss des Alttieres auf die Raumnutzung des Kalbes spricht auch das Verhalten von T08. 2016 wanderte T08 mit ihrem 11 Tage alten Kalb zum 9,7 km weit entfernten Sommereinstand. 2017 zeigte T08 die gleiche Verhaltensweise sogar mit ihrem 5 Tage alten Kalb. In beiden Fällen legten Alttier und Kalb diese Distanz (Abb. 119) in etwa 24 Stunden (reine Laufzeit 5 Stunden) zurück. Was das Alttier zu diesem Verhalten, das sich auch in den Folgejahren wahrscheinlich wiederholte, veranlasste, konnte leider nicht geklärt werden. T08 wurde auch 2019 und 2020 anhand ihrer Ohrmarken Ende Mai in den unteren Lagen und Anfang Juni am Erzgebirgskamm gesichtet und auf Fotofallen identifiziert (Abb. 101). Somit scheidet eine Störung durch die Markierung des Kalbes als Abwanderungsgrund eher aus.



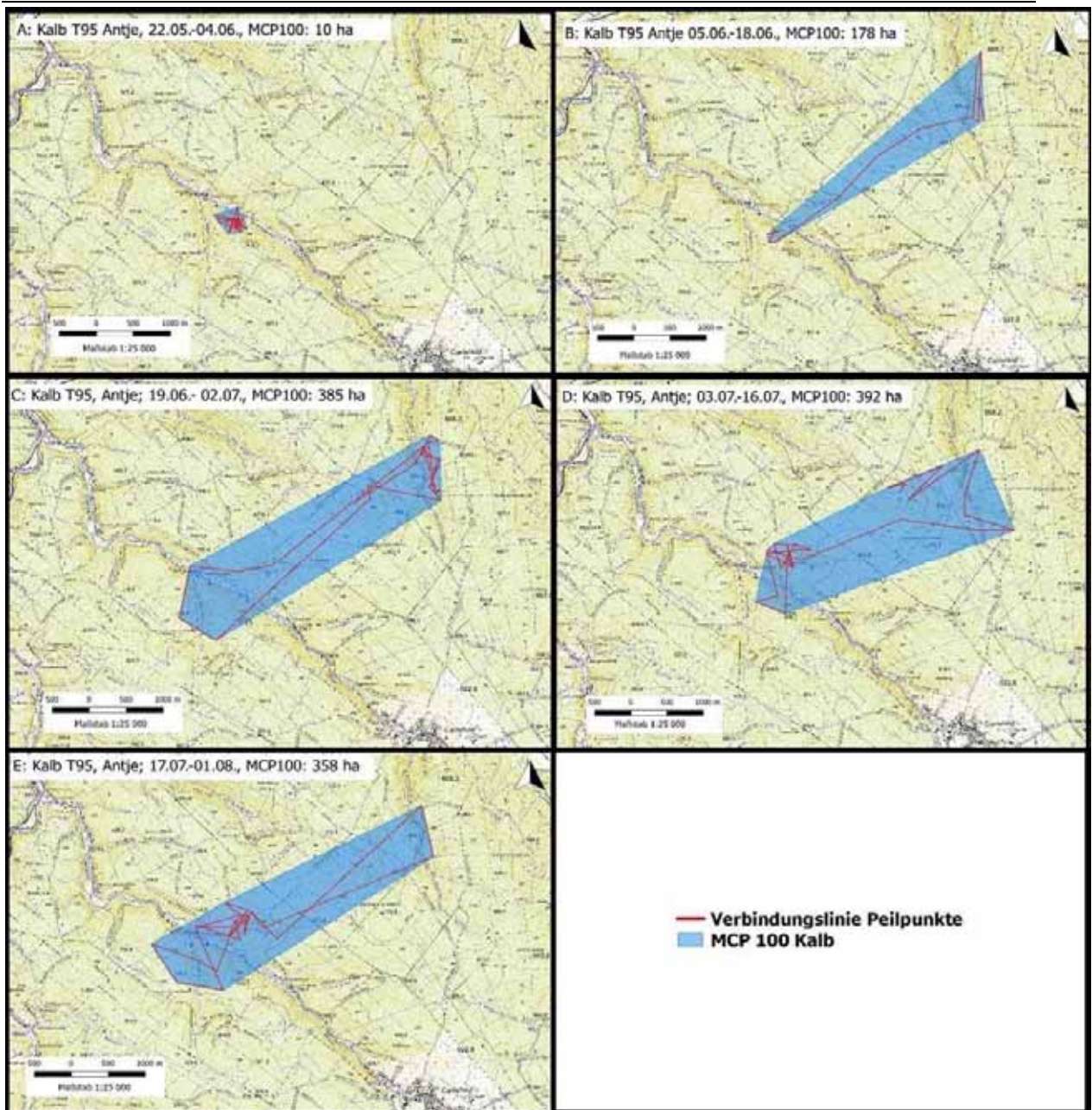


Abb. 100: 14 Tage-AR (MCP100) sowie chronologische Verbindungslinien (rot) zwischen den Peilungen von Kalb T95 Antje (22.05.-01.08.2017) im UG1 EIB (Quelle: SEIFERT 2019).



Abb. 101: T08 Annabell (nur noch mit Ohrmarke) mit ihrem Kalb in ihrem Sommereinstand auf dem Erzgebirgskamm (Foto: © M. Lerche).

Die in den Jahren 2016 und 2017 ermittelten Aktionsräume des Alttiers T08 stimmten in der Phase vier Wochen nach dem Setzen zu 80 % überein. Die Aktionsräume ihrer beiden Kälber wiesen mit 50 % einen niedrigeren Grad der Überlappung auf (Abb. 102). Dies verdeutlicht, dass sich das Alttier in den aufeinanderfolgenden Frühjahren in der Frühphase der Kälberaufzucht im gleichen Teil ihres Aktionsraumes aufhielt, während die beiden Kälber durch die individuelle Wahl ihrer Tageseinstände unterschiedliche Bereiche davon nutzten.

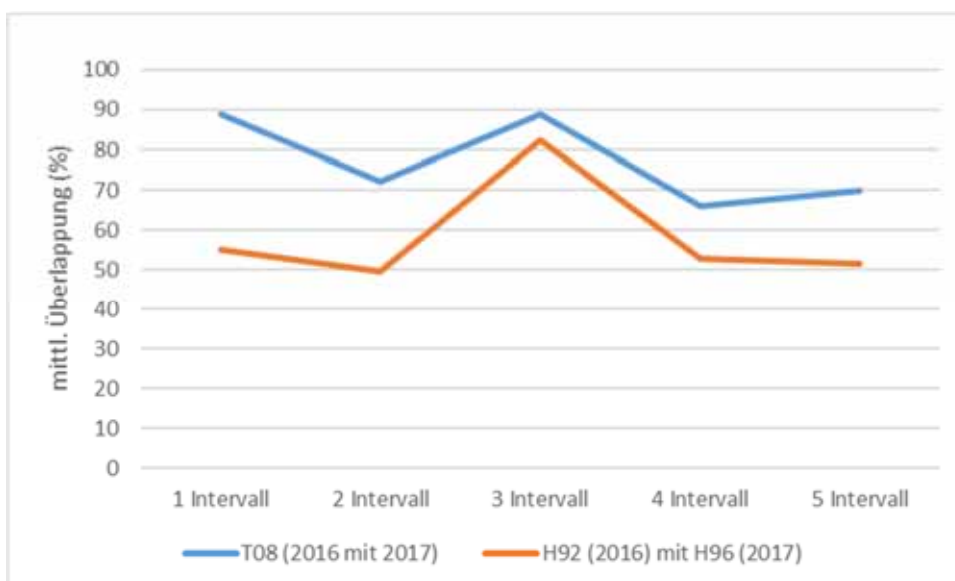


Abb. 102: Überlappung der AR (Kälberaufzucht) von Alttier T08 Annabell 2016 mit 2017 (blaue Linie), sowie die Überlappung der AR ihrer zwei Kälber H92 (2016) und H96 (2017) in den ersten Lebenswochen (orangene Linie), dargestellt als aufeinanderfolgende 14-Tage-Intervalle.



Störreize, die nicht als Gefahr eingestuft werden, wirkten sich kaum auf die Größe der Kälber-Aktionsräume aus: Trotz des Aufenthaltes im aktiven Marmorsteinbruch in Hammerunterwiesenthal und in der Nähe der Tourismusschwerpunkte im Fichtelberggebiet, wurden bei Kalb H98 (Abb. 103 & Abb. 104) kleinere AR als bei den anderen Kälbern ermittelt. Rotwild ist hier - so die Annahme - an die mit der Nutzung verbundenen Störungen gewöhnt und kann dessen Gefahrenpotential gut einschätzen, ähnlich dem Rotwild auf Truppenübungsplätzen (MENZEL 1999, MEIßNER et al. 2013).



Abb. 103: Kalb H98 Gerd ohne Begleitung der Mutter im beliebten Tageseinstand am Steinbruch (Foto: © V. Meißner-Hylanová).

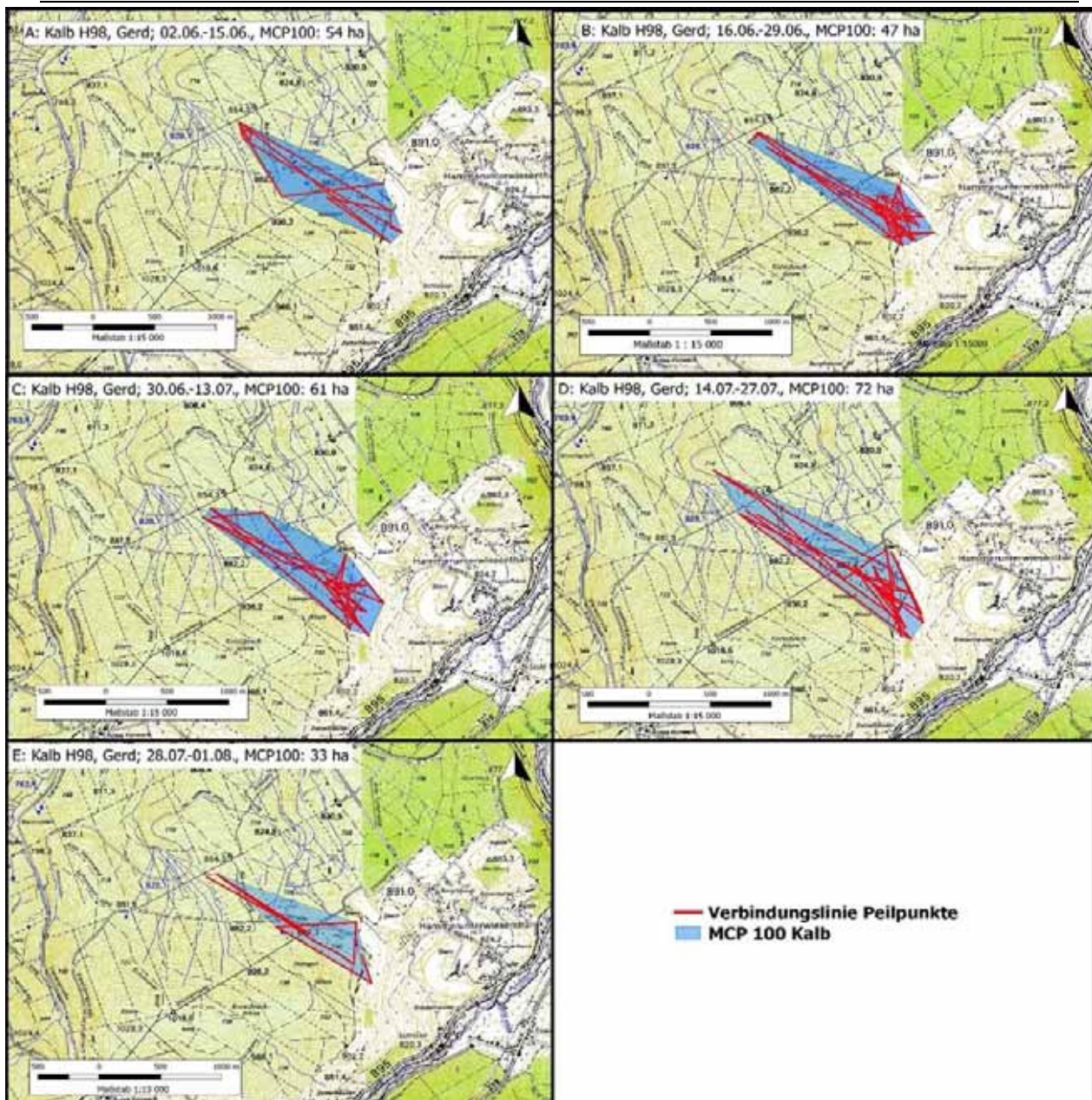


Abb. 104: 14 Tage-AR (MCP100) sowie chronologische Verbindungslinien (rot) zwischen den Peilungen von Kalb H98 Gerd (02.06.-01.08.2017) (Quelle: SEIFERT 2019).

Den kleinsten AR nutzte T93. Dieses Kalb verbrachte die ersten 10 Lebenswochen fast ausschließlich in einer 11 ha großen Dickung und der angrenzenden „Zauberwiese“ in der Tschechischen Republik nahe der deutschen Grenze (Abb. 105). Scheinbar wurden Sicherheitsbedürfnis sowie Äsungsangebot dort besonders gut erfüllt, wie regelmäßige Beobachtungen zahlreicher Alttiere mit ihren jungen Kälbern bestätigten.





Abb. 105: „Zauberwiese“ mit Dickung im Hintergrund im Aufwuchsgebiet von Kalb T93 Kleene (Foto: © V. Meißner-Hylanová).

Die durchschnittliche Distanz zwischen an aufeinanderfolgenden Tagen, in der Hellphase erfassten Lokalisationen betrug in den ersten 10 Lebenswochen der Kälber 503 m (Abb. 106). Von einem Tag zum nächsten Tag wurden von den Kälbern maximal 5.452 m (saisonale Abwanderung von H96) und minimal 7 m zurückgelegt. Im Laufe der ersten Lebenswochen stieg die Entfernung zwischen zwei aufeinanderfolgenden Lokalisationen tendenziell an (Abb. 106), jedoch ohne statistische Signifikanz ( $R^2=0,02$ ).

Je nach Ausformung des Aktionsraumes des Kalbes und der Raumnutzung innerhalb dessen, standen dessen Größe und die mittlere Entfernung von Tag-zu-Tag-Peilungen nicht immer in einem linearen Zusammenhang.

So waren zum Beispiel bei H98 (Abb. 104) trotz des relativ kleinen AR die zurückgelegten Distanzen von Tag zu Tag relativ groß, verbunden allerdings mit einer erheblichen Streuung. Dieses Kalb wechselte schon sehr früh regelmäßig mit der Mutter von den Tageseinständen zu den lukrativen Äsungsflächen im Offenland. An manchen Tagen blieb es in unmittelbarer Nähe zum Offenland und an anderen Tagen hielt es sich tiefer im Wald auf, so dass bereits in den ersten Lebenswochen regelmäßig große Distanzen überwunden wurden. Da diese Wanderungen immer entlang desselben Korridors erfolgten, war der AR länglich geformt aber nicht sehr groß.



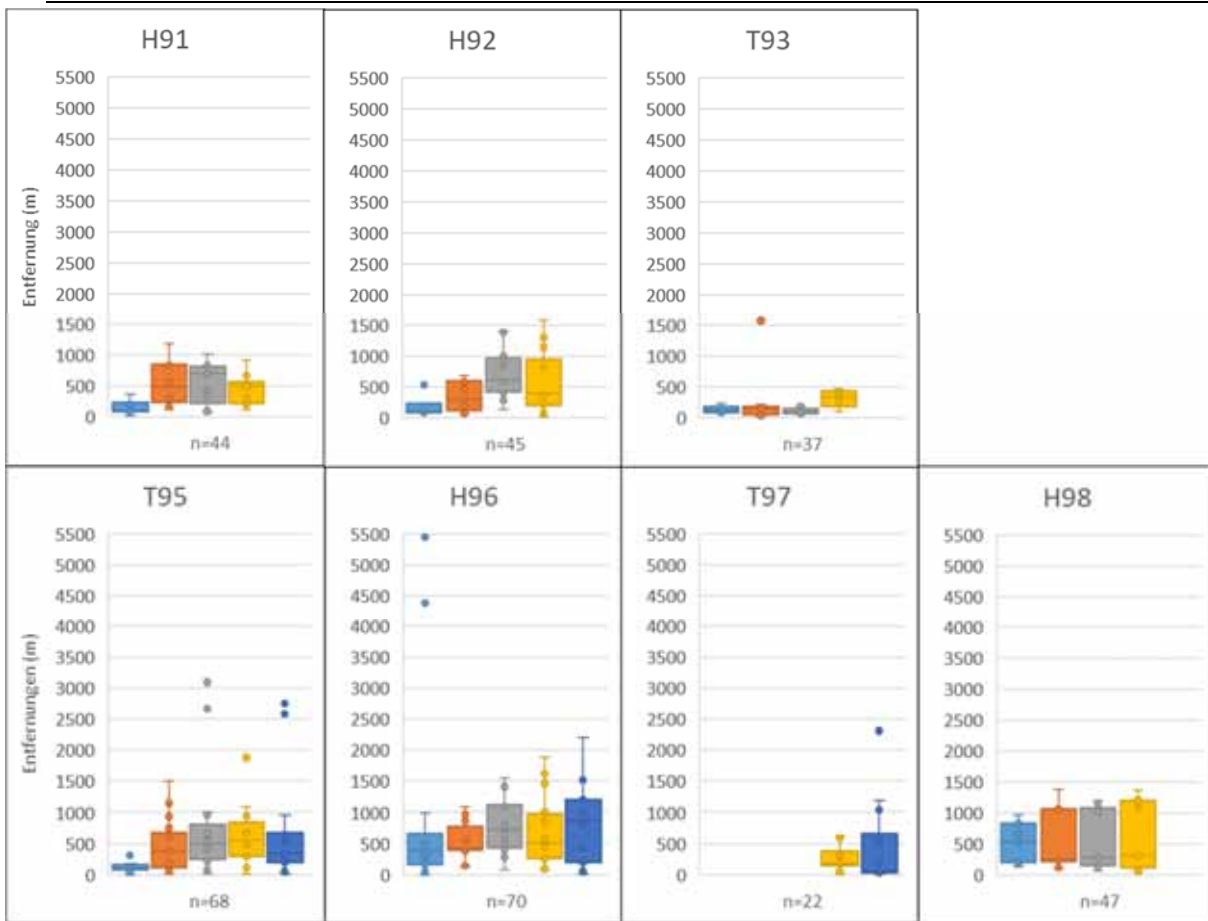


Abb. 106: Entfernungen (m) zwischen den an aufeinanderfolgenden Tagen erfassten Tagespeilungen der Kälber in den ersten 10 Lebenswochen - gemittelt über 14-Tage-Intervalle (farbige Boxplots inkl. Ausreißer und Median; 1. Intervall: hellblau und 5. Intervall: dunkelblau).

ROTH et al. (2016) berechneten Entfernungen von Tag-zu-Tag-Peilungen zwischen 100 und 600 m. Ab dem 10. bis 12. Lebenstag betrug diese Strecke gelegentlich ein bis zwei Kilometer, was auch durch die vorliegende Untersuchung bestätigt werden kann.

Eine Zunahme der Alttier-Aktionsraumgrößen (analog zu denen der Kälber) war bei fünf von sechs Muttertieren vom ersten zum zweiten und bei vier von fünf führenden Alttieren vom zweiten zum dritten 14-Tage-Intervall nach der Geburt der Kälber erkennbar (Abb. 107). Bei den statistischen Tests war bei den Kälbern und auch den Alttieren keine Signifikanz bei der Vergrößerung der AR vom ersten zum vierten Intervall festzustellen.

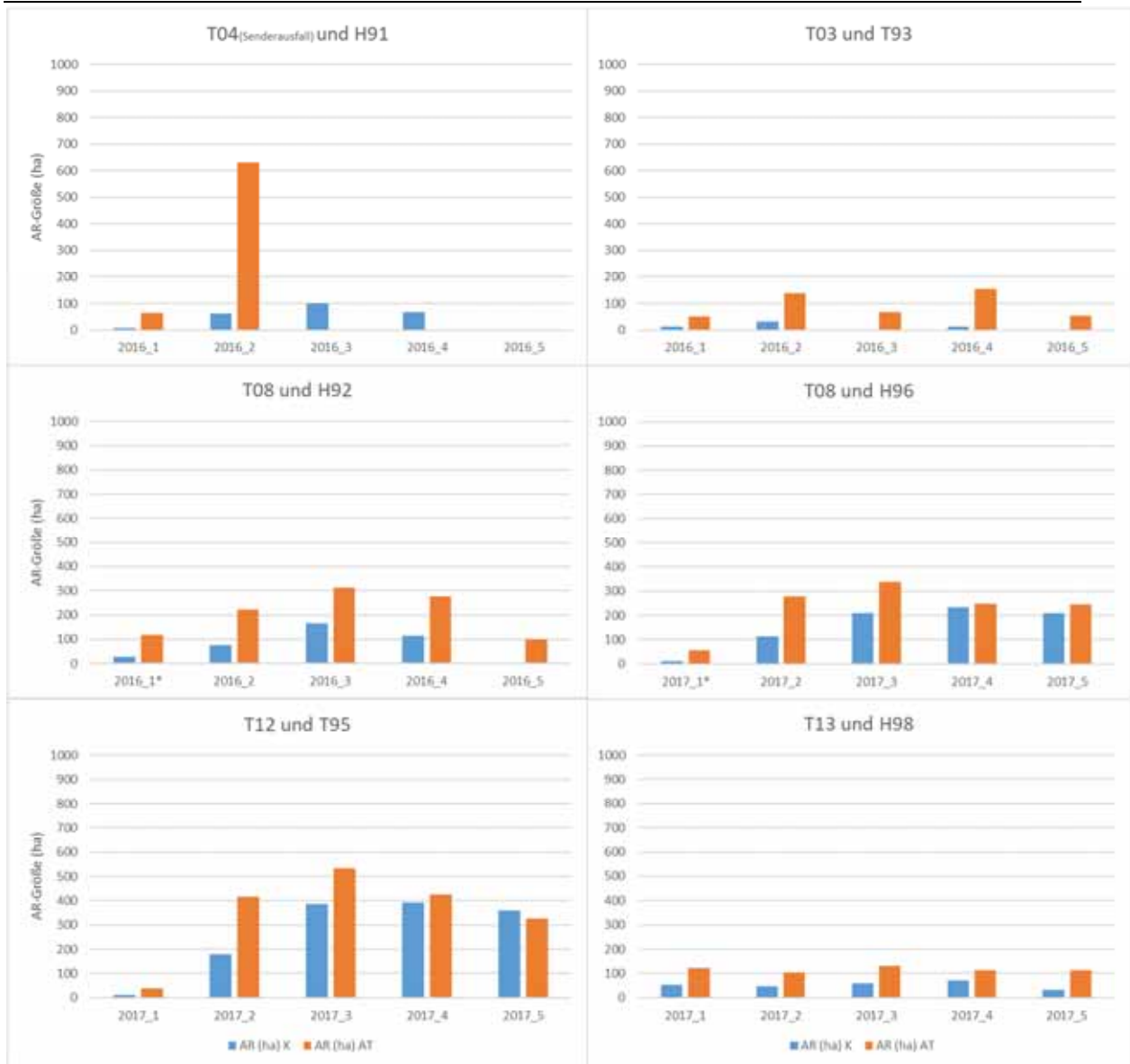


Abb. 107: Aktionsraumgrößen (MCP100 in ha) der Alttiere (AT) und deren Kälber (K) in den ersten fünf 14-Tage-Intervallen nach der Geburt (\*ohne saisonale Wanderung).

Die hohen Überlappungsgrade der Aktionsräume der Alttiere mit denen ihrer Kälber (Abb. 108) belegten, dass die Alttiere von der Geburt der Jungtiere an nahezu das ganze Gebiet ihrer Kälber belaufen. Dagegen nutzten Kälber vor allem in den ersten vier Lebenswochen (14-Tage-Intervall 1 und 2, Abb. 108) nur einen Bruchteil des Lebensraums der führenden Muttertiere. Allerdings stieg der Anteil der Kälberaktionsräume am Streifgebiet der Alttiere von 29 % (Ende Mai) auf fast 56 % bis Ende Juli (Abb. 108). Im Juni (Intervalle 1 & 2) beliefen die Alttiere demzufolge rund 70 % ihres AR ohne Kälber, Anfang August (Intervall 5) waren es immer noch 50 % (Abb. 108). Zudem lagen Anfang August im Mittel etwa 10 % der Kälber-AR außerhalb des Mutter-AR. Daraus lassen sich auch sehr wichtige Hinweise für die Bejagung von Rotwild im August ableiten (Kap. 7).

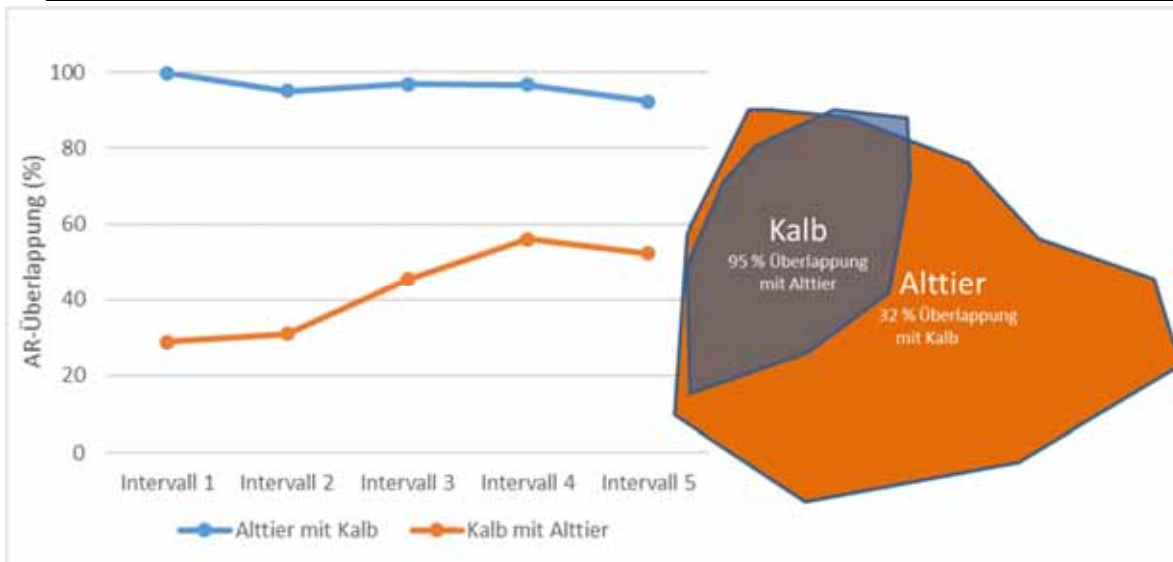


Abb. 108: Mittlere Überlappung der AR der Kälber mit denen ihrer Alttiere (orange) und Überlappung der Alttier-Aktionsräume mit denen der Kälber (blau) inkl. Beispiel-AR.

Die Verschneidung zeitgleicher Peildaten von Alttier und Kalb ergab für die einzelnen 14-Tage-Intervalle der ersten Lebenswochen und -monate folgende Ergebnisse (Abb. 109).

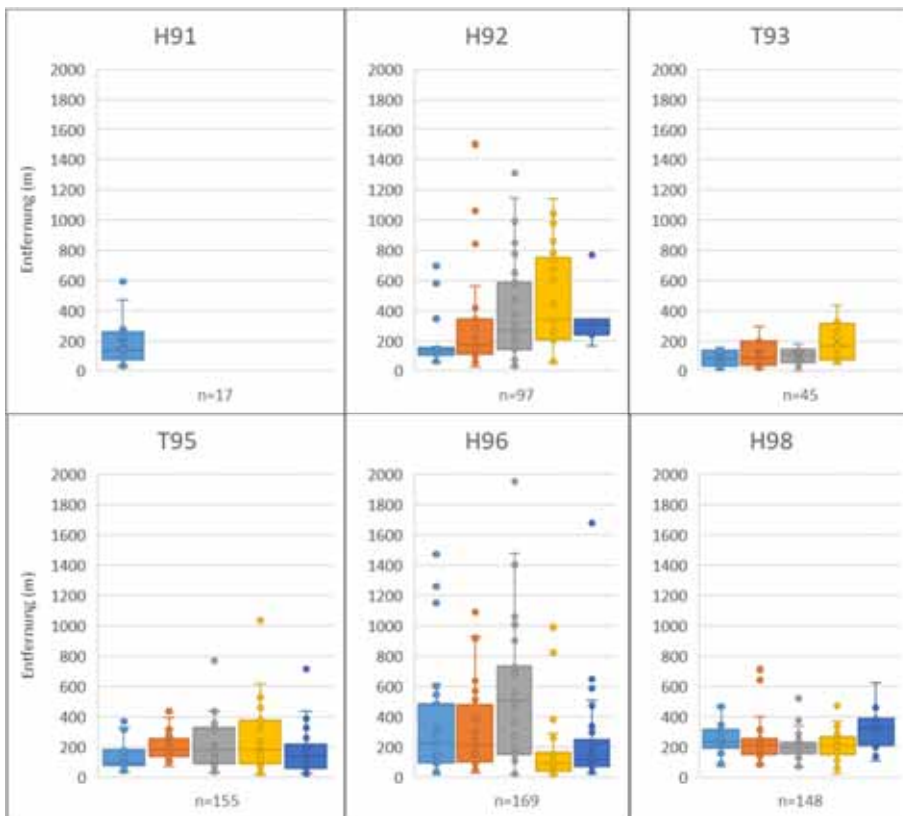


Abb. 109: Entfernungen zwischen synchronen Peildaten von Alttier und dazugehörigem Kalb (farbige Boxplots inkl. Ausreißer und Median; 1. Intervall: hellblau und 5. Intervall: dunkelblau).

Im Durchschnitt hielten sich die Alttiere in den ersten zehn Lebenswochen 235 m entfernt von ihren Kälbern auf. Die Ergebnisse stimmen sehr gut mit - allerdings nur in geringem Umfang verfügbaren - Literaturdaten überein (CLUTTON-BROCK & GUINNESS 1975, WAGENKNECHT 2000, MENZEL 2008, ROTH et al. 2016 (*mind. 200 m*)).

Demnach entfernten sich Alttiere während der Ablegephase regelmäßig relativ weit von ihren Kälbern. Die mittleren und maximalen Entfernungen variierten individuell sehr stark. Vor allem bei den beiden Kälbern von T08 (H92, H96) waren die Distanzen zwischen führendem Alttier und Kalb insbesondere während der Nacht zum Teil beträchtlich. In der Entwicklung der Entfernungen über die fünf betrachteten Intervalle (erstes zu viertem & erstes zu fünftem) waren keine signifikanten Veränderungen festzustellen.

Nach WAGENKNECHT (2000) ziehen die Kälber, wenn sie körperlich kräftig genug sind (etwa nach einem bis zwei Monaten), vollständig mit dem Muttertier mit und erweitern dabei ihre flächige Raumnutzung. Die Ergebnisse aus dem Erzgebirge zeigten aber (Abb. 109), dass auch Anfang August die Kälber sehr regelmäßig nicht bei ihren Müttern oder in deren näheren Umgebung waren.

Die Ergebnisse (mittlere Entfernung von 235 m sowie sehr weite Entfernungen von 1-2 km; Abb. 109) unterstreichen und konkretisieren die bereits von BONENFANT et al. (2005) erkannten weiträumigen Sologänge in der Mutter-Kind-Beziehung. Jagdpraktisch leitet sich daraus eine hohe, tierschutzrechtliche Anforderung und Verantwortung an die Kahlwildbejagung ab August ab. Alttiere können unter Einhaltung des Rechtsrahmens nur sicher erlegt werden, wenn das Kalb direkt zuvor gestreckt wurde, oder das Alttier einem bereits erlegten Kalb eindeutig zuzuordnen ist. Eine Erlegung einzeln ziehender Alttiere birgt eine hohe Gefahr des Abschusses eines führenden Muttertieres. Auch bei einer (im Freistaat Sachsen derzeit nicht erlaubten) Bejagung von Schmaltieren im Juni und Juli muss wegen der Verwechslungsgefahr mit schwachen, jungen Alttieren größte Vorsicht walten.



Abb. 110: T41 Mandy am 01. November 2018 (nach der Drückjagd) mit Kalb (Foto: © F. Schaarschmidt).

Der fälschliche Abschuss führender Alttiere besonders auf Drückjagden ist ein intensiv und emotional diskutiertes Thema (SIMON & LANG 2019, THIMM 2019, PETRAK & HEIDER 2017). Zum Trennungsverhalten von Alttier und Kalb im Herbst/Winter publizierten HETTICH & HOHMANN (2021). Sie beobachteten im ersten Jahr (2017) ihres Forschungsvorhabens an zwei führenden Alttieren, dass sich Alttier und Kalb mitunter mehr als 500 m voneinander entfernten und erst nach mehreren Stunden wieder zusammenfanden. Nicht immer waren Störungen (z.B. durch Jagd) der Auslöser. Im vorliegenden Projekt wurden auf Drückjagden zwei telemetrierte Alttiere ohne Kalb beobachtet (UG2 NED: T41 05.10.2018 und T42 10.11.2018), die zu diesem Zeitpunkt eindeutig noch ein Kalb führten (Abb. 110). Die Untersuchungen zur räumlichen Trennung von Alttier und Kalb stehen erst am Anfang. Dieser Aspekt der Rotwildforschung sollte unbedingt in weiteren wissenschaftlichen Studien vertieft werden, um valide Daten für die Entwicklung bzw. Optimierung von Jagdkonzepten bereitstellen zu können.

Die Telemetrie der im Erzgebirge markierten Kälber wurde auch über die ersten Lebensmonate (August) hinaus fortgesetzt, allerdings auf einem weniger intensiven Niveau wie in den ersten Lebenswochen. Eine Umbesenderung mit GPS-Halsband gelang leider nicht, was die Beobachtungsmöglichkeiten deutlich einschränkte. Die Größe der Gesamtkaktionsräume aller Individuen, deren Besenderung als Kälber gelang (Tab. 29) lag stets deutlich unter der für adulte Hirsche und Tiere mittels GPS errechneten räumlichen Dimension der Streifgebiete (Tab. 26). Der Grund dafür ist die geringe Stichprobe an Kälber-Lokalisationen nach dem 01. August des Geburtsjahres. Das Verhältnis der geschlechtsspezifischen Mittelwerte der Aktionsraumgrößen adulten Rotwildes aus GPS-Daten und als Kalb besenderten Rotwildes (Handtelemetrie) sind trotzdem untereinander vergleichbar.

Im Erzgebirge wie auch in der Lausitz (ROTH et al. 2016) waren die AR der männlichen Kälber, als junge Hirsche, (ähnlich wie beim adulten Rotwild) deutlich größer als bei den weiblichen.

Tab. 29: Gesamt-Aktionsraumgrößen (ha) von männlichem (H; n=4) und weiblichem (T; n=3) Rotwild, das als Kalb besendert wurde.

Individuum	Jahrgang	Zeitraum	Anzahl Monate	Gesamt-AR MCP100 (ha) Kälber	Gesamt-AR MCP100 (ha) Muttertiere
H91	2016	21.05.2016-26.01.2017	8	651	740 (T04)
H92	2016	23.05.2016-30.10.2017	17	3.102	5.803 (T08)
H96	2017	21.05.2017-18.04.2019	23	3.808	5.803 (T08)
H98	2017	04.06.2017-10.11.2018	18	148	3.816 (T13)
<b>Ø Hirsche</b>				<b>1.927</b>	
T93	2016	22.05.2016-16.03.2018	22	696	1.632 (T03)
T95	2017	23.05.2017-01.08.2018	15	745	3.382 (T12)
T97	2017	27.05.2017-05.10.2018	17	308	-----
<b>Ø Alttiere</b>				<b>583</b>	





Abb. 111: T93 Kleene als ohrmarkenmarkiertes Schmaltier (Foto: © V. Meißner-Hylanová).



Abb. 112: Säugendes Kalb im März 2021 im UG3 BÄR (Foto: © U. Liebscher).

## 5.4 Raumbreue und Traditionsweitergabe

### 5.4.1 Raumbreue

Raumbreue spielt bei weiblichem und männlichem Rotwild eine wichtige Rolle (Abb. 113 & Abb. 114). Die Überlappungsanalysen der jährlichen Winteraktionsräume von Alttieren (MCP95) ergaben im Mittel einen Wert von 70 %. Die Kernlebensräume (K95) verschiedener Winter stimmten durchschnittlich zu 60 % überein. Im Sommer war die Raumbreue bei Alttieren noch stärker ausgeprägt (Abb. 113), für die Kernlebensräume nach K95 signifikant ( $p = 0,003$ ) und für die MCP95 nicht signifikant. Wahrscheinlich reagieren Alttiere je nach Strenge und Schneereichtum des Winters mit leichten Aktionsraumverschiebungen verbunden mit geringeren Überlappungsgraden (Abb. 113). Die große Übereinstimmung in der Nutzung der angestammten saisonalen Lebensräume in verschiedenen Jahren trat bei fast allen Alttieren auf (Abb. 116). Lediglich bei T07 lag beim Vergleich der Winteraktionsräume (MCP95 und K95) W15/16 zu W18/19 keine Überlappung vor (Abb. 116).

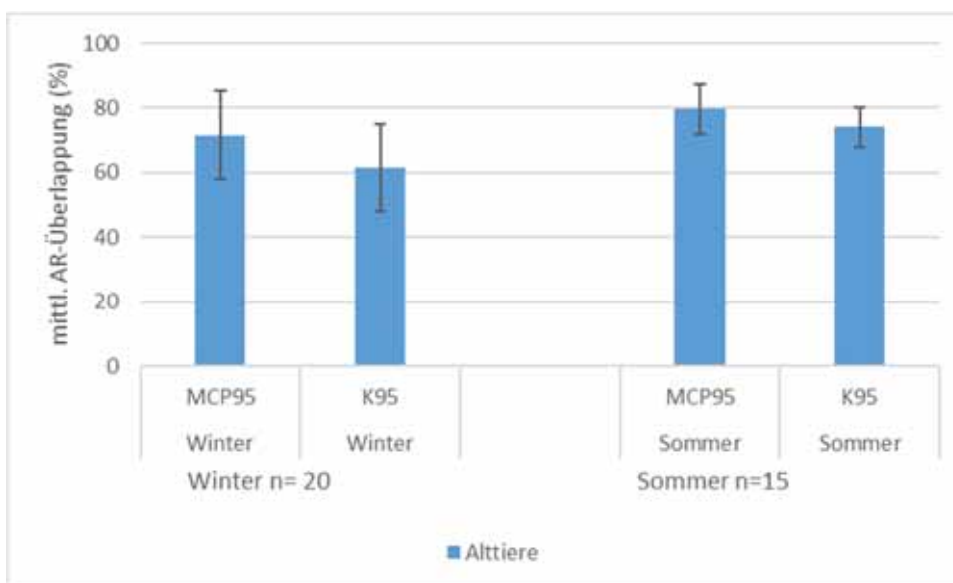


Abb. 113: Mittlere Überlappung (arithmetisches Mittel; inkl. SD) der jährlichen, saisonalen Aktionsräume der Alttiere (MCP95; K95).

Die Ergebnisse der Überlappungsanalysen der saisonalen Aktionsräume der Hirsche stimmten mit denen der Alttiere weitgehend überein. Jedoch zeigten mittelalte und alte Hirsche (ab 4 Jahre) eine höhere Raumbreue (ca. 10 % höher) als jüngere (Abb. 114). Nach den Projektergebnissen beurteilt, festigt sich bei Hirschen spätestens im 3. Lebensjahr die Raumbreue. Explorationswanderungen finden dann kaum noch statt. Dies ist auch der Grund für die Unterteilung männlichen Rotwildes in junge (bis drei Jahre) und ältere Hirsche (mittelalte und alte Hirsche ab vier Jahre). Nur zur Brunft war die Raumbreue der älteren Hirsche in ihren kleineren Aktionsräumen geringer als bei jüngeren Hirschen, die teilweise recht große Aktionsräume beliefen. Scheinbar nutzen die älteren Hirsche jedes Jahr ihre angestammten Lebensräume, brunften aber je nach sozialem Status und Konkurrenz in anderen

Kernbrunfräumen. Dieses Muster der Raumnutzung bestätigte sich auch für fast alle Hirsche (Abb. 117). Eine Ausnahme bildete H27. Bei diesem Individuum gab es keine Überlappung zwischen den Winteraktionsräumen W16/17 und W18/19.

Für beide Altersklassen und beide Berechnungsverfahren fanden sich zwischen den Saisons keine signifikanten Unterschiede in der Überlappung der saisonalen AR.

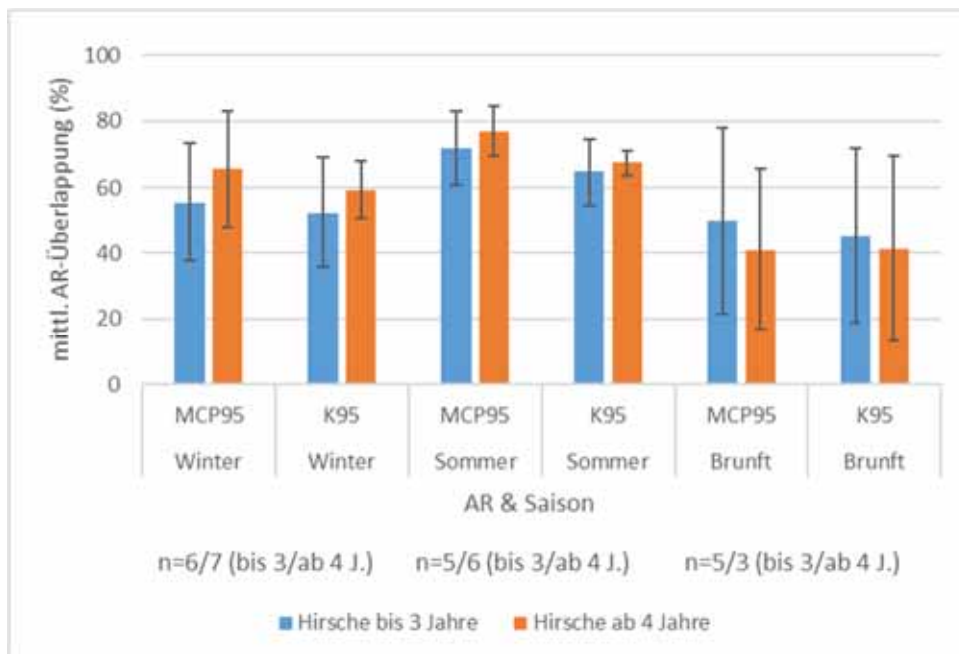


Abb. 114: Mittlere, altersspezifische Überlappung (arithmetisches Mittel; inkl. SD) der jährlichen, saisonalen Aktionsräume der Hirsche (MCP95; K95).

Im Zuge eines früheren Forschungsprojektes im Erzgebirge wurde am 12. Februar 1999 im „Langen Grund“ (UG3 BÄR) ein Alttier T5 (NITZE et al. 2006) markiert (damals 2-3 Jahre alt). In den Jahren 2018 und 2019 wurde dieses inzwischen mehr als zwanzigjährige Alttier anhand von Fotofallen und Sichtbeobachtungen in genau dem gleichen Gebiet nachgewiesen (Abb. 115). Ihre Überreste wurden nach dem langen und schneereichen Winter 2020/2021 gefunden. Das Alttier wurde also mindestens 24 Jahre alt.

Auch das Alttier T18 (NITZE 2012), markiert am 05. Februar 2010 im Alter von 6-8 Jahren im damaligen Revier Seyde (UG3 BÄR), hielt sich ebenfalls in seinem angestammten Lebensraum auf, bis es im Januar 2021 erlegt wurde.



Abb. 115: Ein im Februar 1999 besendertes, weibliches Stück Rotwild (T5) wurde im November 2018 als mindestens 21jähriges Alttier in seinem angestammten Lebensraum nachgewiesen (Foto: © P. Pröls).



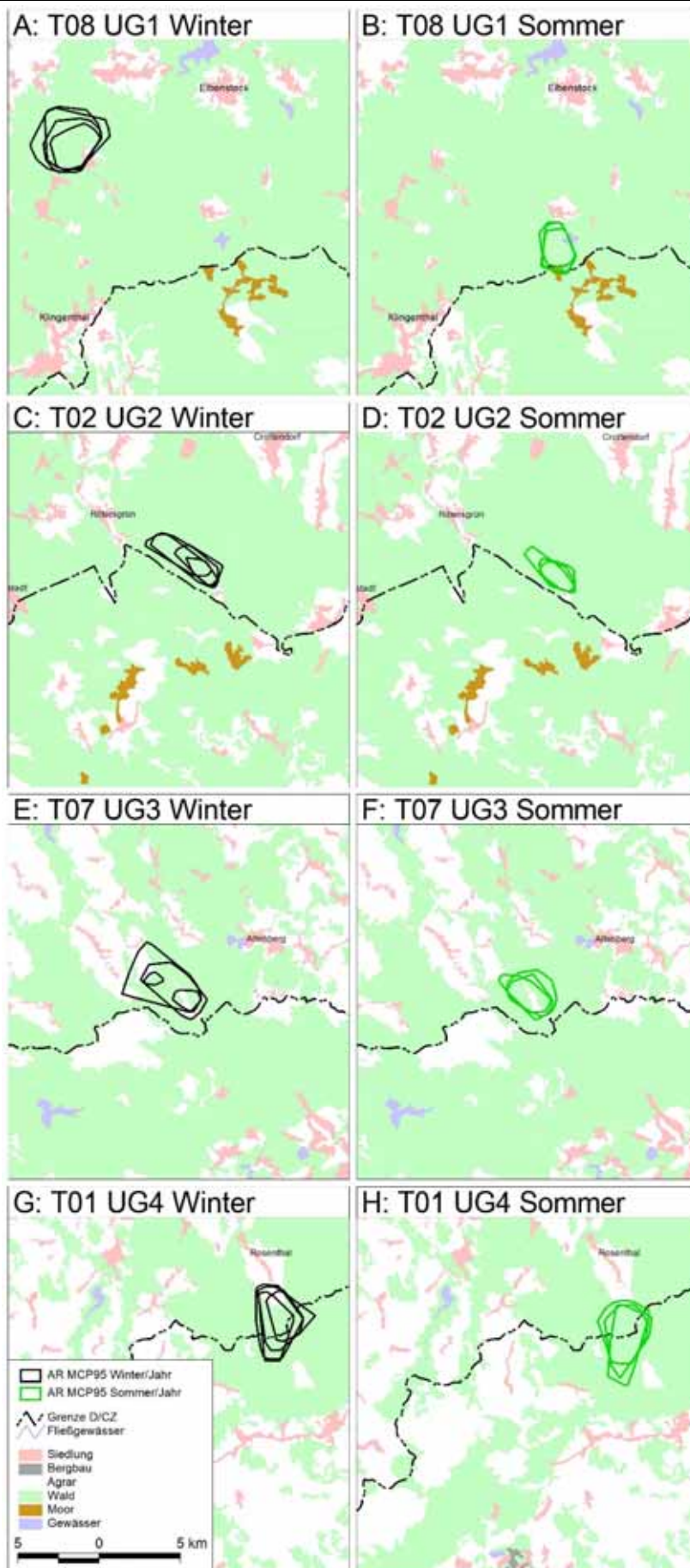


Abb. 116: Ausgewählte Beispiele zur Raumnutzung von Alttieren - Lage und Ausdehnung der jährlichen, saisonalen MCP95-Aktionsräume.



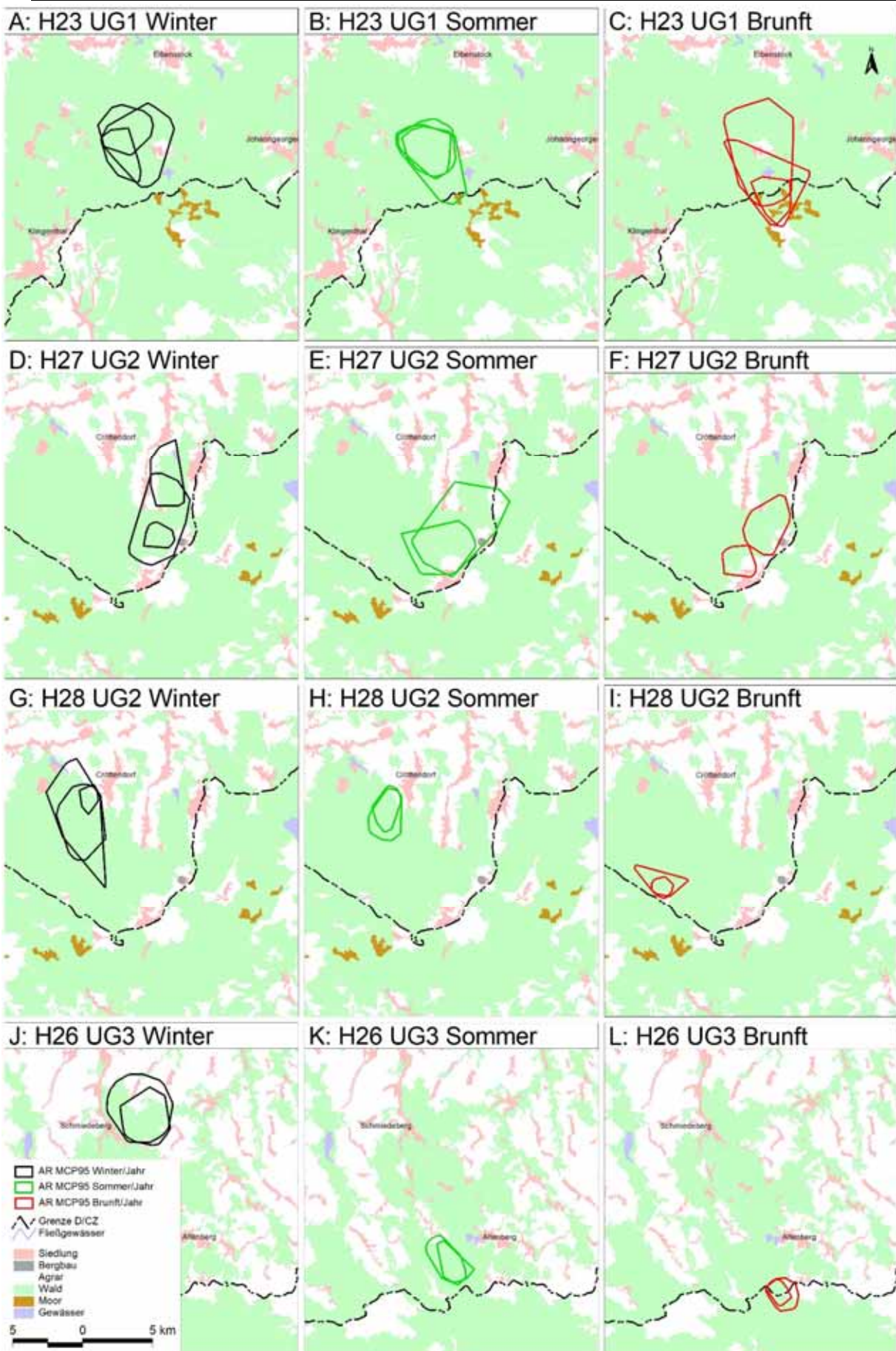


Abb. 117: Ausgewählte Beispiele zur Raumtreue von Hirschen - Lage und Ausdehnung der jährlichen, saisonalen MCP95-Aktionsräume.

## 5.4.2 Tradierung der individuellen Raumnutzung

Die Besenderung mehrerer Mutter-Kind-Konstellationen im Projekt ermöglichte Aussagen zur Traditionsweitergabe der individuellen Raumnutzung in der Generationenfolge. Die Aktionsräume der Alttiere überlappten deutlich mit denen ihrer (sub-)adulten Nachkommen, daher ergaben sich vergleichbare Aussagen wie bei der individuellen Raumtreue (Abb. 118). Die genetisch bestätigten Nachkommen nutzten durchschnittlich etwa 60 % des Aktionsraumes ihrer Mutter. Unterschiede zwischen den Individuen waren erkennbar. Auch gab es keine Tendenz zu einer stärkeren Überlappung der Kernlebensräume (K95) im Vergleich zum MCP95-Streifgebiet.

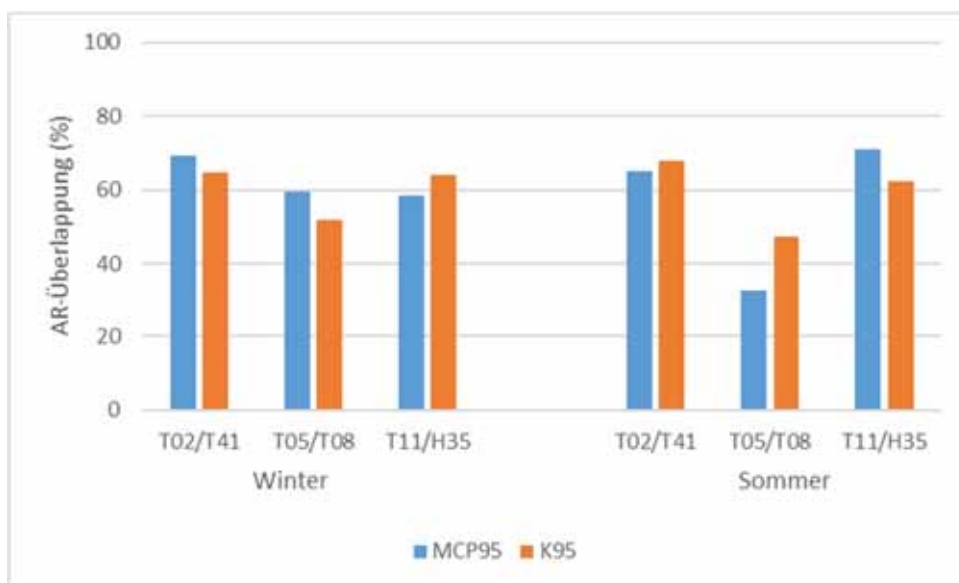


Abb. 118: Überlappung der saisonalen Aktionsräume (K95, MCP95) von Müttern mit ihren (sub-)adulten Töchtern und Söhnen.

So übernahm T08 von ihrer Mutter T05 zwar den Sommerkernlebensraum (K95) zu 50 % (im Vergleich der AR als adulte Individuen). Das MCP95-Streifgebiet der Tochter überlappte aber in deutlich geringerem Umfang (25 %) mit dem ihrer Mutter. Nach dieser Methode nutzte T08 eher Areale in Deutschland, während sich die Mutter mehr in Tschechien aufhielt. Dies könnte daran liegen, dass T05 (mind. 10 Jahre alt) aufgrund ihres Alters schon keine Kälber mehr führte und sich deshalb in anderen Gebieten (Sommereinstand) als ihre Tochter T08 aufhielt. Im Wintereinstand waren beide Alttiere deutlich häufiger (immer wieder einige Tage) zusammen (Abb. 120). Dementsprechend war die Überlappung beider Aktionsräume deutlich höher (Abb. 118). Nahverwandte Alttiere bleiben also nicht immer - wie oft vermutet - zeitlebens zusammen. Sie halten sich aber im gleichen Lebensraum auf und treffen auch in unregelmäßigen Abständen aufeinander.

Das Alttier T05 gab ebenfalls die saisonale Wanderroute zum gemeinsamen, weit entfernten Sommereinstand (fast 10 km) auf dem Erzgebirgskamm im UG1 EIB (Kap. 5.3 & 5.5) an ihre Tochter T08 weiter. T08 nutzte zwar die identische Route wie ihre Mutter T05 (Abb. 119), jedoch bis zur Erlegung von T05 nie zur gleichen Zeit.



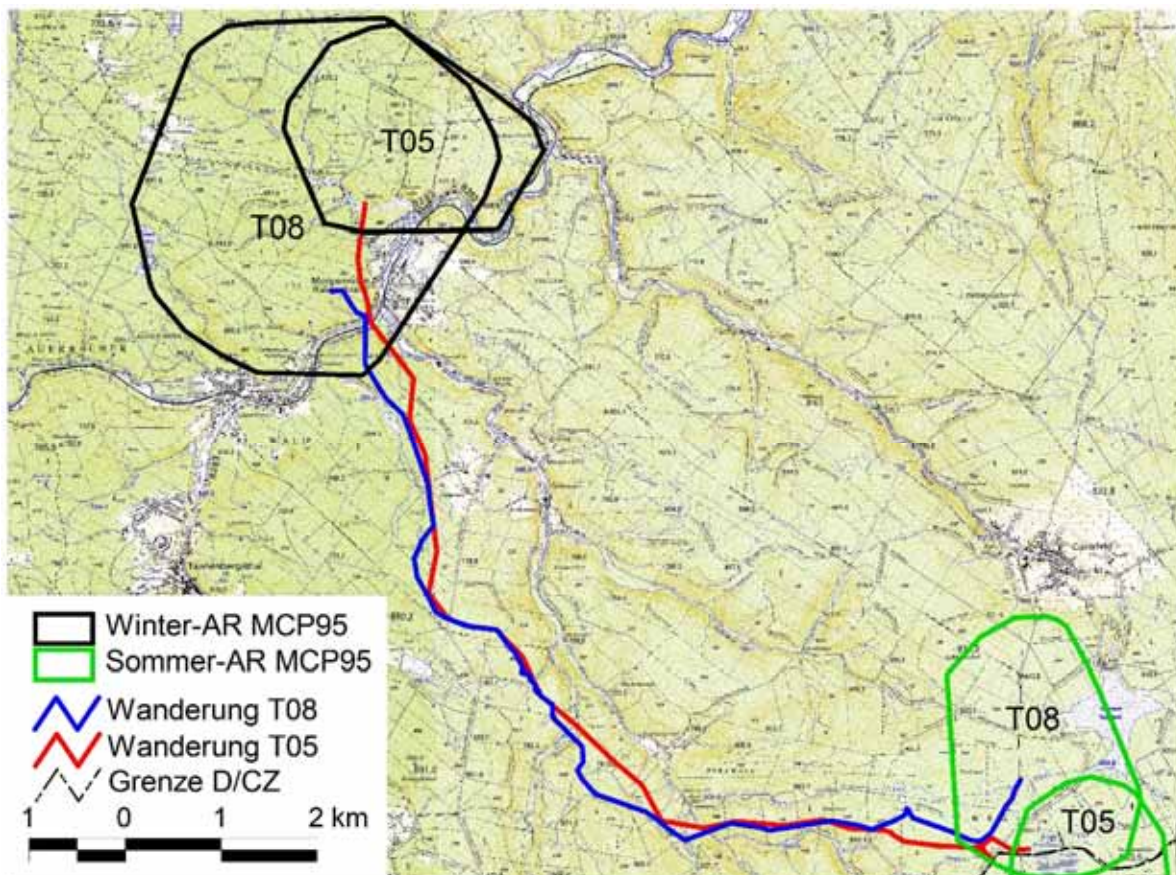


Abb. 119: Wanderroute der beiden Alttiere T05 Rosemarie (Mutter) und T08 Annabell (Tochter) zwischen ihren saisonalen Aktionsräumen.

T08 zeigte dann im Jahr 2016 sowie 2017 ebenfalls ihren Kälbern diese Route (durch die Telemetrie der Kälber belegt; Kap. 5.3). H92 (Geburtsjahr: 2016) blieb jedoch 2017 in den tieferen Lagen und wanderte als Schmalspießer nicht mit in den Sommereinstand seiner Mutter T08. H92 schloss sich unterdessen regelmäßig H31 an, der den Sommer in den tieferen Lagen bei Morgenröthe-Rautenkranz verbrachte.

Das Kalb von T08 aus dem Jahr 2017 (H96) folgte seiner Mutter im Juni 2018 auf der Route in den Sommereinstand, allerdings mit dreiwöchigem Zeitverzug. Beide kehrten im Herbst, am 23. Oktober 2018, gemeinsam in ihren Wintereinstand zurück. Nach drei Tagen wechselte T08 jedoch wieder in ihren Sommereinstand, um am 09. Dezember erneut den Wintereinstand aufzusuchen. H96 blieb während dieser Zeit in seinem Wintereinstand. T08 verlor im Winter 2019/2020 ihr Kalb und verbrachte die Wochen bis März meist allein. H96 hatte sich in dieser Zeit einem anderen Rudel angeschlossen. Im folgenden Frühjahr (2020) duldeten T08 ihren Sohn H96 nicht mehr in ihrer Nähe. So belegten viele Fotofallenbilder die aktive Vertreibung von H96 durch T08. Die Historie von T08 und ihren Nachkommen belegt den Einfluss individueller Variabilität auf die Tradierung der Raumnutzung. Diese individuellen Unterschiede der beiden Söhne waren bereits in ihrem frühen Alter erkennbar (Kap. 5.3, Abb. 102).



Abb. 120: T05 Rosemarie (2. v.li.), T08 Annabell (ganz re.), ihr markierter Sohn H92 Spießli (ganz li.) und Rüdiger (später H31, 2. v.re.) noch ohne Halsband (Foto: © W. Schönfelder).

In Abb. 121 ist T93 (2016 als Kalb markiert und somit jetzt fast 5 Jahre alt) mit ihrem 2020 geborenen Kalb an einer Notzeitfütterung bei Rehefeld (UG3 BÄR) zu sehen, die sie durch regelmäßige, gemeinsame Nutzung mit ihrer Mutter T03 bereits in ihrem ersten Winter 2016/2017 kennengelernt hatte und jetzt weiternutzt.



Abb. 121: Alttier T93 Kleene (mit VHF-Ohrmarkensender) und ihr Kalb im Februar 2021 an einer Notzeitfütterung (Foto: © U. Liebscher).



Die AR-Überlappung von T02 und ihrer Tochter T41 fiel im Vergleich mit T05/T08 deutlich höher aus. Beide Alttiere verbrachten vor allem nachts in ihrem Sommereinstand viel Zeit zusammen auf den Wiesen um Tellerhäuser (UG2 NED), eventuell, weil die gemeinsam verbrachte Aufzuchtphase von T41 noch nicht lange zurücklag und sich beide durch das Kälberführen im gleichen biologischen Rhythmus bewegten. Im Winter waren beide ebenfalls oft zusammen (Abb. 122).



Abb. 122: Alttiere T02 Waldraut (Mitte; Mutter) und T41 (li. unten; Tochter; direkt vor der Besenderung) sowie Kalb T40 Traudl (re.; später besendert) (Foto: © F. Schaarschmidt).

T40 wurde über mehrere Wochen als das Kalb von T02 vermutet (Abb. 122). Im April 2018 gelang seine Besenderung als Schmaltier mit einem leichteren Halsband (Abb. 123). Die Ergebnisse der genetischen Analyse schlossen einen verwandtschaftlichen Bezug zu T02 aus. T40 war demnach vermutlich ein verwaistes Kalb, das sich des Öfteren T02 sowie T41 anschloss, ohne abgeschlagen zu werden. Später zog T40 die meiste Zeit zusammen mit einem unmarkierten Alttier, wie Fotofallenbilder (Abb. 123) belegten.





Abb. 123: Schmaltier T40 Traudl mit unmarkiertem Alttier (Foto: © P. Pröflß).

Die AR-Überlappung zwischen T11 und ihrem Sohn H35 lag ebenfalls über 60 % (Abb. 118). H35 wurde als Schmalspießer im Februar 2018 an der gleichen Ansitzstelle in Hirschsprung (UG3 BÄR) besendert, wie seine Mutter Olga T11. Er (2-jährig) blieb bis zu den ersten kleineren Brunftexkursionen Anfang Oktober bei seiner Mutter. Danach wanderte er in die tieferen Lagen, wo er bis Ende April den Winter verbrachte. Obwohl Mutter und Sohn im Winter weniger Kontakt zueinander hatten, verringerte sich die Überlappung der MCP95-Aktionsräume in dieser Jahreszeit kaum, weil H35 ein sehr großes Streifgebiet nutzte. Nach der K95-Methode war die Übereinstimmung der winterlichen Streifgebiete sogar höher als im Sommer (Abb. 118). Anfang Mai 2019 kehrte H35 als dreijähriger Hirsch zu seiner Mutter zurück und verbrachte nahezu jeden Tag bis Anfang Oktober wieder an ihrer Seite. Wie im Vorjahr führte T11 auch 2019 kein weiteres Kalb (H35 war vermutlich ihr letztes Kalb).

Eine ähnliche Situation lag an einer anderen Ansitzstelle in Oberwiesenthal (UG2 NED) vor. Dort wurde T13 besendert. Ebenfalls anwesend war ihr Kalb sowie der Schmalspießer H27, welcher als ihr Sohn angesprochen und anschließend auch besendert wurde. Wie bei T40 erbrachte jedoch auch hier die genetische Untersuchung, dass keine Verwandtschaft bestand. Über beide Winter (2016/17 sowie 2017/18) waren beide sehr oft zusammen, im Sommer dagegen eher getrennt, wobei H27 das Alttier T13 zumindest mehrmals besuchte. Im letzten Projekt-Winter 2018/19 wanderte der junge Hirsch in weiter entfernte, tiefere Lagen, während T13 trotz hoher Schneelagen am Kamm blieb.

Auch der besenderte junge Hirsch H34 hat oft das Alttier T18 begleitet (keine Verwandtschaft bestätigt).

Alttier T07 wurde des Öfteren ebenfalls mit einem jungen Hirsch (Abb. 124) gesehen, obwohl T07 zu dieser Zeit schon mind. 13 Jahre alt war und in den Jahren davor sicher kein Kalb führte und deshalb der Hirsch nicht ihr Sohn sein konnte. Es ist allgemein bekannt, dass sich jüngere Hirsche gerne Alttieren anschließen (BÜTZLER 2001, DRECHSLER 1988, NITZE et al. 2006, NITZE 2012), bisher nicht belegt ist jedoch, dass es sich nicht immer um die leibliche Mutter handelt, vielleicht sogar regelmäßig.

Diese letzten drei Beispiele zeigen, dass junge Hirsche vor der Dismigration zumindest teilweise die Raumnutzung von den nicht verwandten Alttieren übernehmen, mit denen sie zeitweise im gleichen Rudel ziehen.



Abb. 124: Alttier T07 Oma mit jungem Hirsch, der nicht ihr Sohn war (Foto: © U. Liebscher).

## 5.5 Migrationsbewegungen zwischen saisonalen Streifgebieten

Nach MCP95 überlappten die Winteraktionsräume mit den Sommeraktionsräumen bei Alttieren im Mittel zu 44 %. Bei Hirschen war die durchschnittliche Übereinstimmung mit 65 % deutlich höher. Somit unterschieden sich insgesamt die saisonalen Aktionsräume der Alttiere stärker als die der Hirsche. Die hohe Übereinstimmung der jahreszeitlichen Streifgebiete der Hirsche galt aber nur für den Vergleich der Sommer- und Winteraktionsräume. Die Ähnlichkeit mit den Brunftgebieten fiel deutlich niedriger aus (Tab. 30, Abb. 126). Die Brunftplätze lagen also meistens weiter entfernt von Sommer- und Winterstand oder stimmten auch bei räumlicher Nähe nur wenig überein. Tendenziell hing der Grad der Überlappung bei den Hirschen vom Alter ab, wobei die Überlappung bei den älteren etwas geringer als bei den jüngeren war. Das galt auch hier vor allem für die Übereinstimmung des Brunft-AR mit den beiden anderen saisonalen Aktionsräumen (Tab. 30). Die Überlappungen sind bei jüngeren Hirsche vermutlich höher, weil sie mehr auf großen Flächen umherwandern und dies auf den gleichen großen Flächen tun.

Tab. 30: Überlappung der saisonalen Aktionsräume der Hirsche - differenziert nach Alter.

Überlappungen (%) zwischen den saisonalen Aktionsräumen (MCP95) nach Hirschalter				
		Winter/Sommer	Sommer/Brunft	Brunft/Winter
alle		64,5	42,5	40,3
bis 3 Jahre		69,5	60,0	53,6
ab 4 Jahre		59,5	27,2	28,7

Die deutlichsten, saisonalen Wanderungen unternahmen die Alttiere im UG1 EIB (nur 20 % AR-Überlappung) und die Hirsche im UG3 BÄR (Abb. 125 & Abb. 126) verbunden mit den geringsten Überlappungsgraden. Die größten Übereinstimmungen zwischen Winter- und Sommeraktionsraum und damit die geringsten Wanderbewegungen im Vergleich der vier Untersuchungsgebiete gab es bei den Alttieren im UG4 NES und UG3 BÄR. Im UG4 NES ist eventuell die tiefere Höhenlage (ü.N.N) und eine damit einhergehende eingeschränkte Ausprägung von Vertikalwanderungen ursächlich. Hier lagen im Mittel ca. 60 % der Aktionsraumfläche in beiden Streifgebieten (Abb. 125). Zwischen den UG konnten jedoch weder für Kahlwild noch für Hirsche signifikante Unterschiede gefunden werden.

Historische Aufzeichnungen, wie nachfolgend aus dem Wirtschaftsplan des Forstamtes Eibenstock aus dem Jahr 1895 zitiert, belegen schon damals saisonale Wanderungen (aus SCHÖNFELDER 1996): „Der Wildstand war diesen Winter ein ungewöhnlich hoher, waren doch täglich an den Fütterungen über 200 Stück Wild zu beobachten. Im großen Riedertal stand u.a. ein Trupp von 80-100 Stück Rotwild“. „Die traditionellen Wanderbewegungen wurden früher durch das „Fütterungsgefälle“ zwischen dem Wildforschungsgebiet Eibenstock und den angrenzenden Gebieten noch verstärkt“ (SCHÖNFELDER 1996).

BRIEDERMANN (1966) und WAGENKNECHT (1966) beschreiben folgendes zur Rotwildverteilung im UG1 EIB, was durch die aktuellen Untersuchungen bestätigt wird: Die dem Rotwild im früheren Wildforschungsgebiet Eibenstock zugängliche Fläche von ca. 10.000 ha minimierte sich im Winter auf lediglich 1.500 ha. Rotwild zog im Winter in die tieferen Lagen (Höhengürtel um etwa 500-700 m ü.N.N.). Die unteren Lagen, in denen die Wintereinstände lagen, sind meist gegen Süden, Südosten oder Südwesten geneigt und oft windgeschützte Täler.

Nach SCHÖNFELDER (1996) und den hier vorliegenden Ergebnissen werden auch heute noch die standwildärmeren, mittleren Lagen stärker vom Rotwild frequentiert. „In diesen Wintereinständen kommt es zu Dichten, die den dort sonst vorhandenen Wildbestand weit übertreffen. Das arteigene Verhalten des Rotwildes lässt keine konstante Wilddichte über das gesamte Einstandsgebiet zu. Es kommt zu temporären und lokalen Konzentrationsräumen.“

Nach SCHÖNFELDER (1996) umfasst ein beachtlicher Anteil des Rotwildabschlusses Wechselwild aus der Tschechischen Republik, sodass der tatsächlich vorhandene Frühjahrsbestand seiner Einschätzung nach geringer ist, als der aus den Streckendaten berechnete (Kap. 5.6; Abb. 128 & Abb. 129). Diese Tatsache bestätigen die regelmäßigen, saisonalen Wanderungen über größere Distanzen.

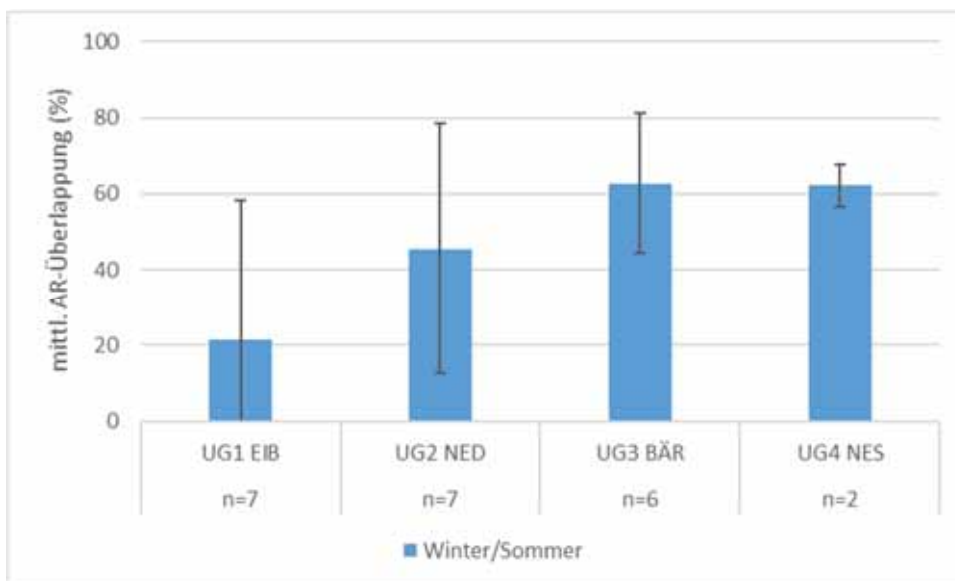


Abb. 125: Untersuchungsgebietspezifische Überlappung von Winter- mit Sommer-Aktionsräumen (MCP95: arithmetisches Mittel; inkl. SD) von Alttieren.

Dass Rotwild sowohl im Ost-, als auch im Westerzgebirge saisonale Vertikalwanderungen vollzieht, ist wissenschaftlich erwiesen. Da jedoch nicht alle Individuen wandern, hängt das Ergebnis von der Stichprobe der besenderten Individuen und deren Wandertraditionen ab. Vor allem im UG3 BÄR gelang leider keine Besenderung weit wandernder Alttiere, obwohl nach NITZE et al. (2006) auch dort entsprechende Bewegungen stattfinden oder zumindest früher stattfanden.

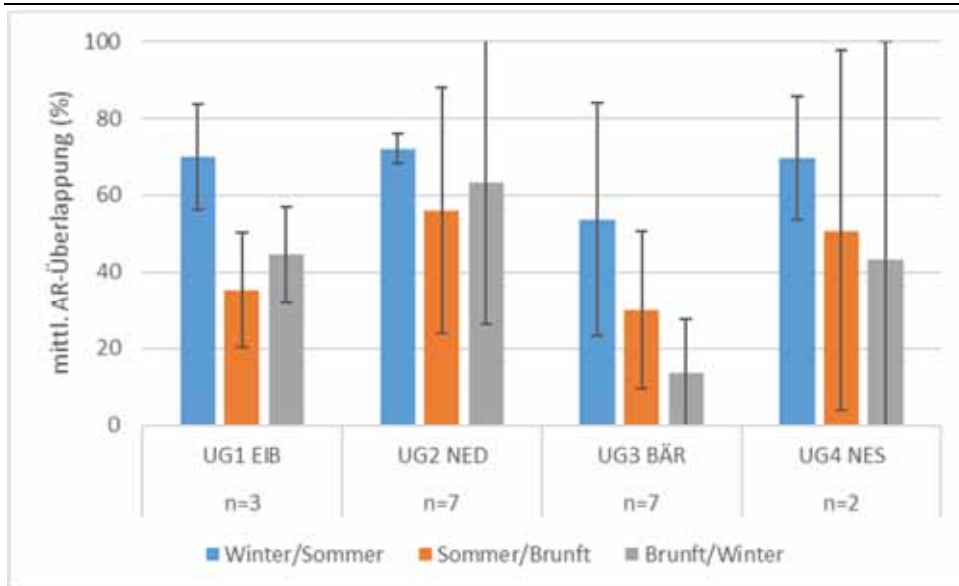


Abb. 126: Untersuchungsgebietspezifische Überlappung von saisonalen Aktionsräumen (MCP95: arithmetisches Mittel; inkl. SD) von Hirschen.

Innerhalb der gesamten Stichprobe telemetrierten, weiblichen Rotwildes kam es bei 8 Individuen (20 %, 7 im UG1 EIB, 1 im UG2 NED) während der Projektlaufzeit zu keinen Überlappungen der saisonalen Aktionsräume. Diese Alttiere legten teilweise erhebliche Strecken zwischen Sommer- und Winterzustand zurück und wechselten oft mehrfach zwischen den saisonalen Aktionsräumen (Tab. 31). Dieser Wert ist ein weiterer Indikator für die Dimension der saisonalen Wanderungen. Die weiteste gemessene Entfernung (kürzeste Entfernung zwischen den beiden AR-Grenzen) mit fast 10 km legte T08 Annabell (UG1 EIB) in allen Projektjahren (2016-2018) gleich mehrfach zurück. Auch die mittleren Entfernungen zwischen den Sommer- und Winterstreifgebieten waren bei Alttieren (n=5) aus dem UG1 EIB sehr hoch (2-10 km). Das galt auch für T16 Mira aus dem UG2 NED mit ca. 6 km.

Alttiere wechselten im Projektzeitraum also nicht nur einmal im Herbst und Frühjahr zwischen ihren zum Teil sehr weit entfernten, saisonalen AR, sondern überwandern die Distanz zwischen Sommer- und Winterstreifgebiet gleich mehrmals (Tab. 31). Für die mehrfachen Wechsel lassen sich verschiedene Ursachen vermuten. So kann im Frühjahr ein noch unzureichendes Nahrungsangebot in den Kammlagen (Sommerstreifgebiet) für eine erneute Rückkehr in tiefere Lagen (Winterzustand) verantwortlich sein. Umgekehrt dürfte im Herbst ein kurzzeitiges Schlechtwetterereignis (erster Schneefall, gesunkene Temperaturen) das vorzeitige Verlassen des Sommereinstandes und den Wechsel ins Winterquartier bedingen (Kap. 5.7.5). Sobald sich das Wetter wieder verbessert, kehren die Tiere - wenn auch nur für eine beschränkte Zeitspanne - noch einmal in die Hochlagen zurück. Es ist auch davon auszugehen, dass ein Teil dieser Wanderbewegungen störungsbedingt erfolgte (z.B. Forstmaßnahmen, Tourismus, Jagd). Darüber hinaus sind aus den Hochgebirgslagen des Schweizer Nationalparks im Engadin spontane, kurzzeitige, vertikale Hin- und Rückwanderungen von Alttieren bekannt (MEYER & FILLI 2006), die sehr wahrscheinlich nicht störungsbedingt motiviert waren. Jagd ist im dortigen Nationalpark verboten, der Tourismus auf wenige Wege streng begrenzt.



Tab. 31: Wanderungsbewegungen zwischen saisonalen AR (Winter & Sommer MCP95 ohne Überlappung) bei Alttieren.

Sendertier	UG	Jahr	Im Winter-AR geblieben bis	Entfernung (m)	Anzahl der Wanderungen	Identische Route	Im Sommer-AR geblieben bis
T04	UG1 EIB	2016	bis 04.05.	1.952	6mal (mehr möglich)	ja	Senderausfall
T05	UG1 EIB	2016	bis 09.05.	8.196	4mal	ja	bis 08.11.
T08	UG1 EIB	2016	bis 02.06.	9.747	8mal	ja	bis 06.11.
T08	UG1 EIB	2017	bis 24.05.	9.747	4mal	ja	bis 11.11.
T10	UG1 EIB	2017	bis 31.03.	5.442	12mal	ja	bis 12.11.
T16	UG2 NED	2017	bis 05.05.	6.384	6mal	ja	bis 04.11.
T17	UG1 EIB	2017	Besenderung im Sommer-AR (20.04.)	6.201	3mal	2 Routen	bis 03.12.
T08	UG1 EIB	2018	bis 11.05.	9.747	6mal	ja	bis 08.12.
T10	UG1 EIB	2018	bis 02.04.	5.442	6mal	ja	bis 30.11.
T16	UG2 NED	2018	bis 20.04.	6.384	10mal	ja	bis 22.11.
T17	UG1 EIB	2018	bis 07.04.	6.201	4mal	2 Routen	bis 06.12.

Bei den besenderten Hirschen (Tab. 32) gab es während der Projektlaufzeit nur zwei Individuen mit mindestens einer fehlenden Überlappung der saisonalen Streifgebiete: H26 (UG3 BÄR) und H28 (UG2 NED). Bei H26 lagen Sommer- und Winterstreifgebiet sowie Brunft- und Winterstreifgebiet weit (6-10 km) voneinander entfernt. Bei H28 traf dies nur für das Sommer- und Brunftgebiet zu. Beide waren ca. 3 km voneinander entfernt.

Tab. 32: Wanderungen/Entfernungen zwischen saisonalen Aktionsräumen (MCP95; keine Überlappung) bei Hirschen.

Senderhirsch	UG	Jahr	Im Winter AR geblieben bis	Entfernung (m)	Anzahl der Wanderungen	Identische Route	Im Sommer AR geblieben bis
H26	UG3 BÄR	2017	bis 09.05.	6.715 (W/S) 342 (S/B) 9.678 (B/W)	5mal (W zu S) 1mal (B zu W)	2 Routen	bis 11.11.
H28	UG2 NED	2017	bis 04.09.	3.041 (S/B) 855 (B/W)	2mal (S zu B + B zu W)	2 Routen	bis 10.11.
H26	UG3 BÄR	2018	bis 23.04.	6.715 (W/S) 342 (S/B)	1mal (W zu S)	2 Routen	Erlegung im Brunft AR
H28	UG2 NED	2018	bis 26.08.	3.041 (S/B) 855 (B/W)	5mal (S zu B) 1mal (B zu W)	2 Routen	bis 01.12.

Auch die Hirsche wanderten mehrmals zwischen ihren saisonalen AR. So hat z.B. H26 Helmut 2017 am 02. April und am 09. April seinen Sommer-AR aufgesucht, kehrte aber jeweils nach wenigen Stunden in seinen Winter-AR zurück. Bei dem nächsten Versuch am 10. Mai blieb er in den Hochlagen.

Beachtenswert war, dass nahezu alle migrierenden Individuen (weiblich und männlich) immer die gleiche Route wählten.

Die Wanderungen der Hirsche in und aus den Brunftgebieten erfolgten individuell zu unterschiedlichen Zeiten (Tab. 33) und schwankten auch von Jahr zu Jahr.

Tab. 33: Zu-/Abwanderungszeiträume zum Brunftgebiet

Senderhirsch	Jahr	ins Brunftgebiet	aus Brunftgebiet
H21	2016		09.11.
H21	2017	18.09.	10.11.
H25	2017	25.09.	erlegt
H26	2017	n.e.	10.11.
H28	2017	04.09.	10.11.
H31	2017	01.10.	n.e.
H33	2017	03.09.	n.e.
H28	2018	27.08.	01.12.
H30	2018	28.09.	16.10.
H31	2018	02.10.	n.e.
H32	2018	25.09.	n.e.
H35	2018	01.10.	n.e.
H36	2018	30.08.	05.10.

(n.e.=nicht ersichtlich)

Bei acht von 23 besenderten Alttieren, deren Brunftplatzposition bekannt war, konnte festgestellt werden, dass diese nur wenige bis höchstens 24 Stunden am Brunftplatz verblieben. Diese Alttiere wurden demnach zwischen dem 26. September und dem 06. Oktober beschlagen. Weiträumige Brunftexkursionen der Alttiere konnten nicht nachgewiesen werden. Kurzzeitige Wanderungen zu Brunftplätzen, die außerhalb des üblichen Jahresstreifgebietes von Alttieren lagen, belegten TOTTEWITZ & NEUMANN (2010) sowie NEUMANN & TOTTEWITZ (2010) in einer Studie auf dem Darß an der Ostseeküste Mecklenburgs.

## 5.6 Aufenthalt des Rotwildes in Deutschland und Tschechien

Für ein effizientes Rotwildmanagement im Erzgebirge ist die Kenntnis der grenzübergreifenden (Deutschland-Tschechien) Interaktionen der Schalenwildart unerlässlich. Als Indikatoren für eine Abschätzung dieser Vernetzung dienen der Flächenanteil in Deutschland aller grenzüberschreitenden Aktionsräume sowie der Anteil der Lokalisationen, die auf deutscher Seite erfolgten.

Bei der Interpretation der Ergebnisse ist zu berücksichtigen, dass die vorrangig in den Wintermonaten durchgeführte Besenderung zwangsläufig vor allem bei denjenigen Tieren erfolgte, die ihren Aufenthaltsschwerpunkt in dieser Zeit in Deutschland hatten. In der Konsequenz ist Rotwild, das im Sommer in Deutschland lebt, den Winter aber in Tschechien verbringt (T17 Michaela), in der Stichprobe unterrepräsentiert. Außerdem lässt sich aus den Ergebnissen der Fang-Wiederfang-Studien mittels Fotofallen ableiten, dass je nach Untersuchungsgebiet und Zeitraum mit etwa 2-5 % nur ein geringer Teil der jeweiligen Teilpopulationen besendert waren (Tab. 13). Aus diesen Gründen unterscheiden sich teilweise die Ergebnisse der Telemetriedaten und die der Fotofallendaten. Letztere (Kap. 4.2.2 & Kap. 4.4.2.5) erscheinen für verallgemeinerbare Aussagen am belastbarsten, weil die Fotofallen Daten der gesamten Population erheben und nicht nur einer geringen Stichprobe.

Insgesamt hatten nur 30 % der besenderten Individuen (n=37) ihren gesamten MCP100-Aktionsraum dauerhaft in Deutschland, nach K95 (Kernlebensraum) waren es 35 % (Tab. 34). Nach MCP95 lag bei 66 % von 38 besenderten Stücken Rotwild der Winteraktionsraum nur in Deutschland, beim Sommeraktionsraum waren es 49 % von 39 Individuen und beim Brunftgebiet 47 % von 15 Hirschen (Kap. 5.2.1 und Tab. 26 mit unterschiedlichen Stichproben je nach Verfügbarkeit stabiler AR).

Insgesamt fällt bei Betrachtung der Abb. 127 auf, dass es zwischen den Geschlechtern und den Saisons bei Mittelwert und Streuung (SD) eine große Übereinstimmung und dementsprechend auch keine signifikanten Unterschiede gab.

Bezogen auf die Gesamtfläche der Aktionsräume lagen im UG4 NES die geringsten Anteile der Gesamtstreifgebiete (MCP100) und der Kernlebensräume (K95) in Deutschland. Das galt besonders für die Hirsche, aber auch für die Alttiere (Abb. 128). Alle anderen UG unterschieden sich bezüglich der länderbezogenen Flächenanteile der Rotwild-AR nicht wesentlich. Allerdings ergaben sich vor allem für Alttiere im UG1 EIB kleinere Mittelwerte des Flächenanteils (insbesondere der Kernlebensräume) auf deutscher Seite, aber bei einer hohen Standardabweichung (Abb. 128). Abgesehen vom UG4 NES waren die Flächenanteile auf der deutschen Seite des Erzgebirges mit ca. 70-80 % (MCP100 sowie K95) sehr hoch, im UG2 NED sogar 90 % (Abb. 128). Insgesamt waren jedoch keine der Unterschiede zwischen den UG signifikant.

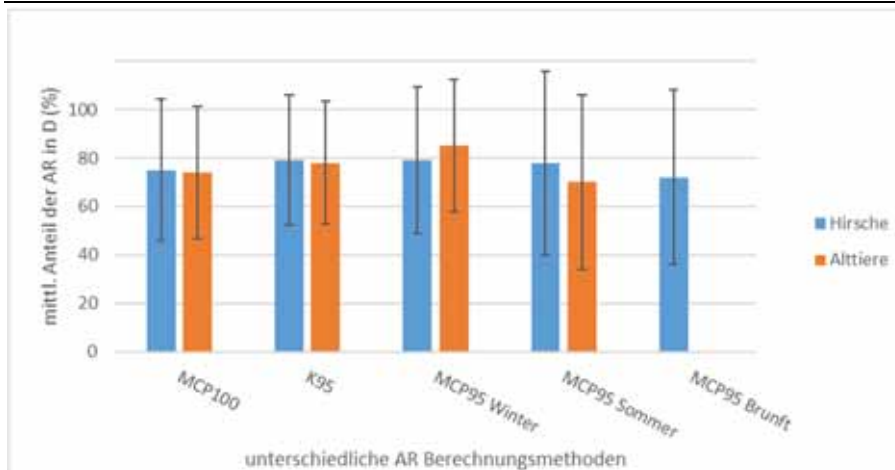


Abb. 127: Mittlerer, geschlechtsspezifischer Anteil (arithmetisches Mittel; inkl. SD) der Aktionsräume (unterschiedliche Berechnungsmethoden: MCP100, MCP95, K95) in Deutschland (n=39 Individuen).

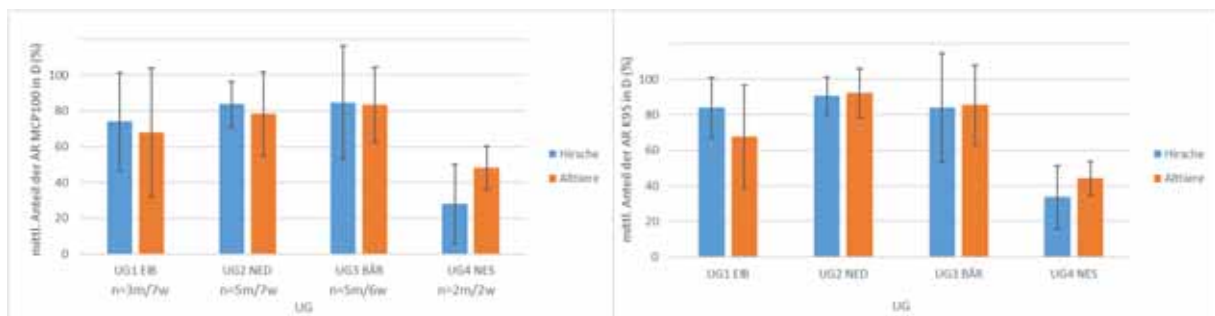


Abb. 128: Mittlerer, geschlechts- und UG-spezifischer Anteil (arithmetisches Mittel; inkl. SD) der Gesamt-Aktionsräume (MCP100: links & K95: rechts) in Deutschland (n=39 Individuen).

Verglichen mit den Sommereinständen lagen in allen Untersuchungsgebieten vor allem die Winter-Aktionsräume größtenteils in Deutschland (Abb. 129). Die wahrscheinlichste Ursache hierfür ist der Besenderungszeitpunkt des Rotwildes im Winter, der in Verbindung mit der hohen Raumtreue des Rotwildes die Ergebnisse zur länderspezifischen Verteilung der saisonalen Aktionsräume determiniert hat.

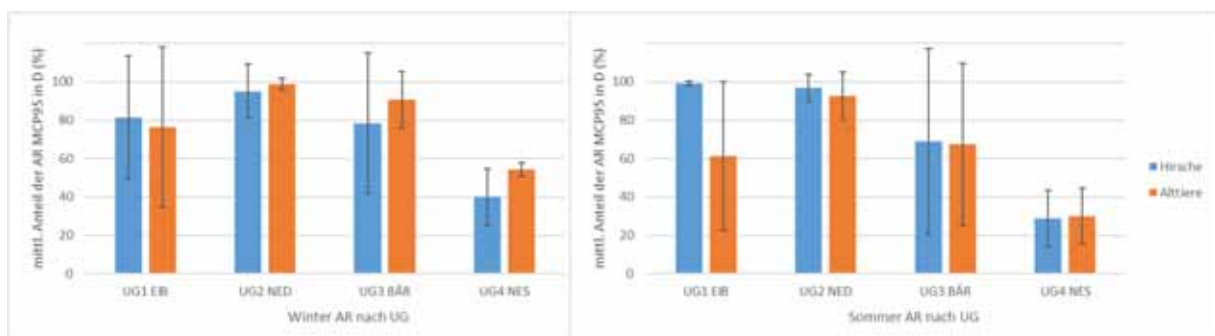


Abb. 129: Mittlerer, geschlechts- und UG-spezifischer Anteil (arithmetisches Mittel; inkl. SD) der saisonalen Aktionsräume (MCP95) in Deutschland (n=39 Individuen).

Nur sechs der besenderten Tiere hatten einen ihrer saisonalen AR (MCP95) ganz oder nahezu komplett in Tschechien (Tab. 34, rot markierte Zellen). Dies betraf insbesondere die Sommereinstände (n=4). Etwa die Hälfte (18 von 39) des besenderten Rotwildes (vor allem

Individuen aus UG4 NES und UG3 BÄR) wechselten im Sommer- oder/und im Winter regelmäßig zwischen Deutschland und Tschechien (Tab. 34, blau markierte Zellen).

Tab. 34: Flächenanteile der saisonalen und Gesamt-AR in Deutschland (verschiedene Berechnungsmethoden: MCP100, K95, MCP95).

Individuum	UG	MCP100 (% in D)	K95 (% in D)	MCP95 Winter (% in D)	MCP95 Sommer (% in D)	MCP95 Brunft (% in D)
T01	4	39,8	50,9	56,6	40,5	
T02	2	45,3	99,9	100,0	100,0	
T03	3	55,3	50,9	71,5	22,5	
T04	1	98,9	97,4	100,0	99,2	
T05	1	91,1	66,6	100,0	38,3	
T06	3	100,0	100,0	100,0	100,0	
T07	3	85,9	99,2	100,0	100,0	
T08	1	91,3	92,2	100,0	94,3	
T09	2	59,5	66,6	92,1	69,2	
T10	1	52,2	38,2	100,0	0,0	
T11	3	100,0	100,0	100,0	100,0	
T12	1	100,0	100,0	100,0	100,0	
T13	2	100,0	100,0	100,0	100,0	
T14	3				3,8	
T15	1	20,9	34,0	33,4	34,8	
T16	2	84,9	77,9	100,0	82,8	
T17	1	20,6	44,3	0,0	62,1	
T18	4	56,7	37,5	51,8	19,7	
T19	3	100,0	100,0	100,0	100,0	
T20	3	59,2	63,0	71,7	45,7	
T40	2	59,9	100,0	100,0	97,0	
T41	2	100,0	100,0	100,0	100,0	
T42	2	100,0	100,0	100,0	100,0	
H21	1	43,3	65,6	44,2	98,0	47,0
H22	2	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0
H23	1	83,7	87,2	100,0	100,0	74,6
H24	2	67,0	77,5	75,4	84,1	100,0
H25	3			12,2	0,0	
H26	3	95,4	89,9	100,0	100,0	39,5
H27	2	77,6	95,4	100,0	100,0	100,0
H28	2	82,8	99,0	100,0	100,0	100,0
H29	2	91,2	81,2	100,0	100,0	74,9
H30	4	12,3	21,1	29,7	4,9	0,0
H31	1	95,3	99,1	100,0	100,0	97,2
H32	3	28,5	29,6	58,3	13,2	0,7
H33	3	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0
H34	4	43,8	46,3	50,4	52,4	50,0
H35	3	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0
H36	3	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0

(rot: saisonal in D abwesend, blau: regelmäßige Wechsel zwischen Deutschland und Tschechien)



### Aufenthalt von Rotwild in Deutschland und Tschechien anhand der Verteilung der Peilungen

Von insgesamt 39 besenderten Stücken Rotwild wurden 28 (72 %) mindestens einmal in Tschechien lokalisiert.

Innerhalb der Individuen, die zwischen Deutschland und Tschechien wechselten, schwankte der länderspezifische Anteil der Peilungen in Abhängigkeit von Geschlecht, UG (Abb. 131 & Abb. 132) sowie der Jahreszeit (Abb. 130). Im Sommer, vor allem zur Setzzeit, war bei den Alttieren der Anteil an Lokalisationen in Deutschland am niedrigsten, weil ein Teil der telemetrierten Alttiere (10 von 16; 62 %) seinen Schwerpunkt zumindest teilweise nach Tschechien verlagert hatte. Der niedrigste Anteil von Hirschpeilungen in Deutschland wurde zur Brunft erreicht, da 25 % der telemetrierten Hirsche (4 von 16) brunftbedingt verstärkt in Tschechien unterwegs war. Nach ihrer Rückkehr gegen Mitte Oktober nahm die Anwesenheit der Hirsche in Deutschland wieder zu und erreichte - ebenso wie bei den Alttieren - ein Maximum in den Wintermonaten, was sich auf die Effizienz von Drückjagden im November und Dezember positiv auswirkt.

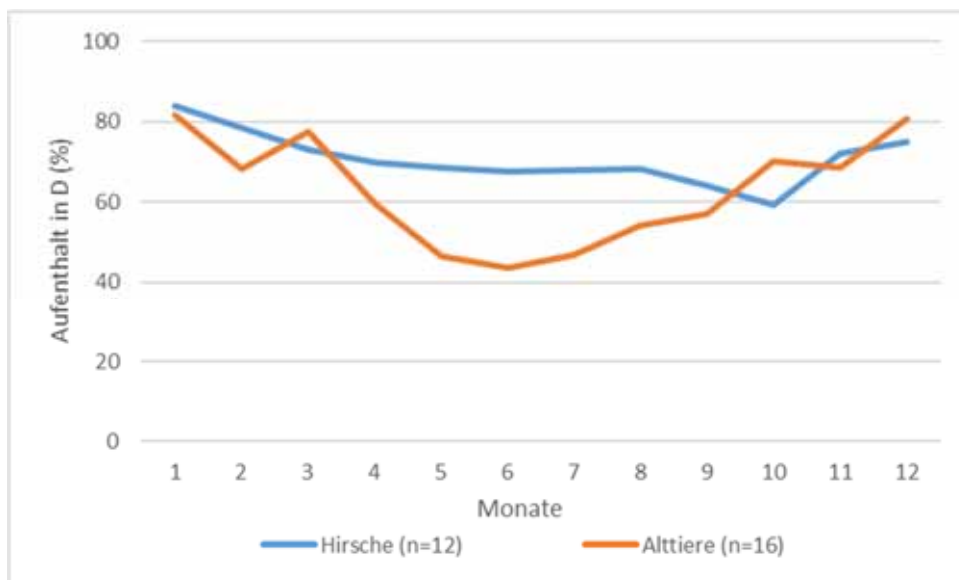


Abb. 130: Geschlechts- und monatspezifischer Anteil der Lokalisationen (%) in Deutschland (D) von Rotwild, das sich in beiden Ländern aufhielt.

Im UG4 NES haben alle besenderten Stücke (n=4) saisonale Wanderungen nach Tschechien unternommen, im UG1 EIB 9 von 10 (90 %). Dagegen waren es im UG2 NED mit 8 von 12 (67 %) und im UG3 BÄR mit 7 von 13 (54 %) deutlich weniger.

Am wenigsten hielten sich die Alttiere aus UG2 NED in Tschechien auf. Dagegen waren die Alttiere im UG4 NES im Juni zum Teil fast zu 100 % in Tschechien geblieben. Zur Brunft und über den Winter steigt die Anwesenheit der Alttiere in Deutschland zum Teil wieder sehr deutlich (Abb. 131).

Auch bei den Hirschen ergaben sich im Jahresverlauf deutliche Unterschiede zwischen den Untersuchungsgebieten (Abb. 132).

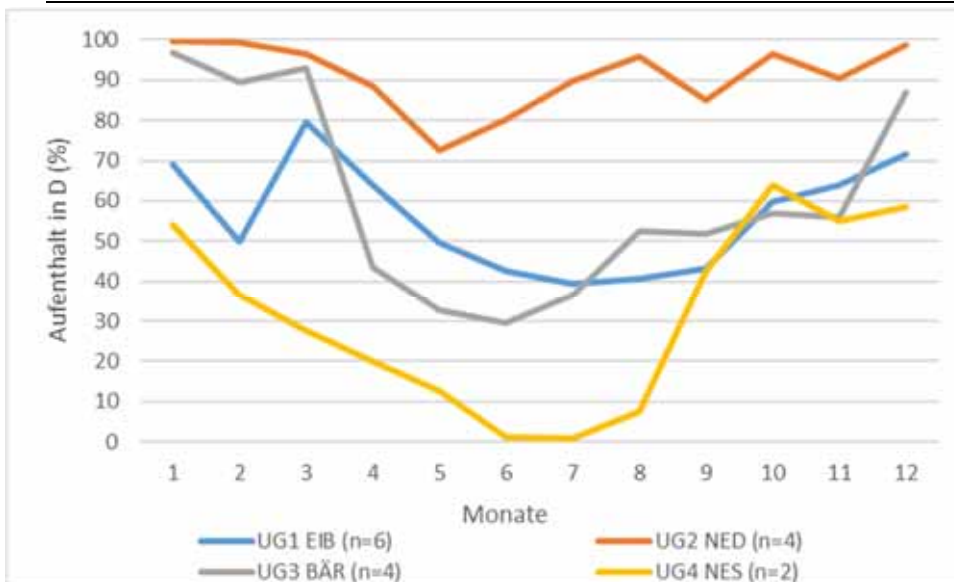


Abb. 131: UG- und monatspezifischer Anteil der Lokalisationen von Alttieren in Deutschland (D), die sich in beiden Ländern aufhielten.

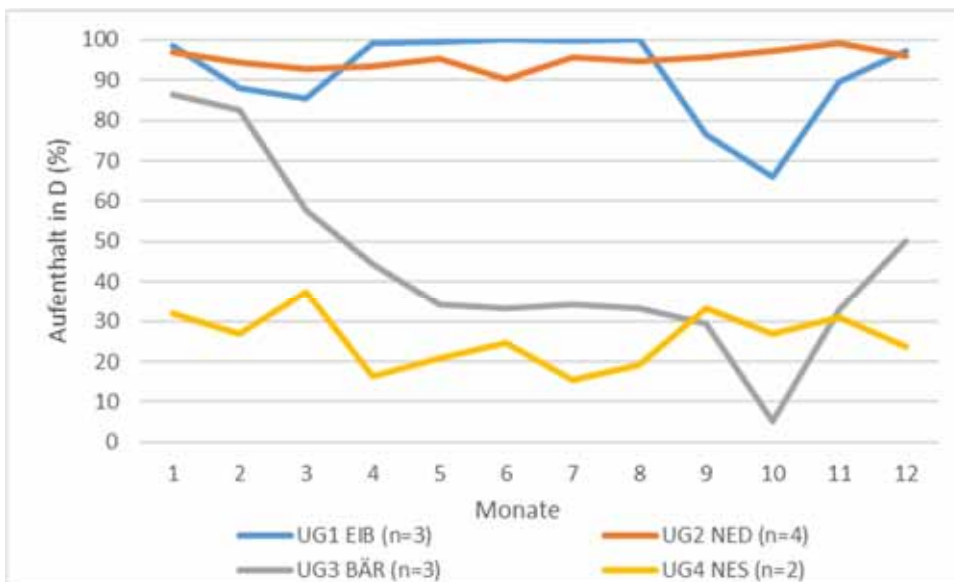


Abb. 132: UG- und monatspezifischer Anteil der Lokalisationen von Hirschen in Deutschland (D), die sich in beiden Ländern aufhielten.

Den geringsten Zeitanteil in Tschechien haben - analog zu den weiblichen Individuen - die Hirsche im UG2 NED verbracht. Die Ursache liegt vermutlich in den hohen Kahlwildichten im UG2 NED (Kap. 4.4.3.1 & Kap. 4.2.1), die zumindest in 2016 vergleichbar waren mit denen in den angrenzenden tschechischen Waldgebieten (Kap. 4.4.3.1) und so wenig Anlass zu weiten Brunftwanderungen gaben. Die Hirsche im UG4 NES hielten sich im gesamten Jahresverlauf stärker auf der tschechischen Seite der Grenze auf, was sicherlich dem starken Gefälle der lokalen Populationsdichten zwischen Tschechien und Deutschland geschuldet ist. Regelmäßige Brunftwanderungen nach Tschechien wurden in UG3 BÄR und UG1 EIB dokumentiert.

Diese Ergebnisse verdeutlichen sehr gut, dass Wild „herrenlos“ und auch „staatenlos“ ist und es insbesondere für das Erzgebirge extrem wichtig erscheint, ein gezieltes, grenzübergreifendes Rotwildmanagement anzustreben.

## 5.7 Habitatnutzung

### 5.7.1 Habitatpräferenzen für Haupthabitattypen in Deutschland und Tschechien (nach CORINE Land Cover 2018)

Für die Ermittlung von Habitatpräferenzen lagen für Tschechien leider keine detaillierten GIS-Daten zur Landschaftsstruktur vor, vergleichbar mit den ATKIS-Daten für Deutschland.

Aus diesem Grund erfolgte in einem ersten Schritt eine grenzübergreifende Ermittlung von Präferenzindizes für fünf Haupthabitattypen anhand von CORINE Land Cover 2018 mit einer Mindestkartierschwelle von 25 ha (Kap. 5.1.3.3). Folglich wurden kleinflächige Strukturen wie Feldgehölze, Wildäcker und Wildwiesen sowie kleine Siedlungsstrukturen durch CORINE nicht abgebildet. Darüber hinaus führt die automatisierte Interpretation der Satellitenbilder zur fehlerhaften Einstufung bestimmter Strukturelemente. So wurden beispielsweise in den für die in Deutschland liegenden Lebensräume keinerlei Moore identifiziert.

Bei der Interpretation der Präferenzindizes ist wichtig zu beachten, dass Habitate mit geringen Flächenanteilen bereits mit wenigen Peilungen eine sehr hohe Bevorzugung erreichen können. Sehr großflächige Habitate wie Wald benötigen dagegen extrem viele Peilungen für den Nachweis einer Präferenzierung. Bei Individuen, deren Aktionsraum z.B. fast vollständig aus Wald besteht, kann der Jacobs-Index nie +1 erreichen.

Während des gleichen Tageszeitfensters und der gleichen Saison gab es zwischen den beiden Aktivitätsstufen (aktiv, ruhend) kaum Unterschiede (Abb. 133). Habitate mit kleineren Flächenanteilen (Moore, Siedlung und Gewässer) wurden stets und meist deutlich gemieden, wie die negativen und oft nahe -1 gelegenen Jacobs-Indizes belegen. Die Meidung von Siedlungen war am Tag stets höher als in der Nacht (Abb. 133). Zumindest einzelne Individuen nutzten diese urbanen Räume in der Dunkelheit sogar proportional zum Angebot. Im Winter wurden Siedlungen tagsüber oft vollständig gemieden (Index: -1). Im Sommer belegten die SD, dass zumindest einzelne Individuen zum Ruhen und während der Aktivphase am Tag den Siedlungsraum nicht vollständig ausschlossen. Deutliche Unterschiede in der Nutzung existierten für die großflächig vorkommenden Habitate Wald und Offenland. Wald, teilweise auch Offenland wurden nachts etwa proportional zum Flächenanteil genutzt. Am Tage wurde das Offenland extrem gemieden, dafür aber Wald deutlich bevorzugt. Wald ist also am Tage für Rotwild im Erzgebirge der Hauptlebensraum.

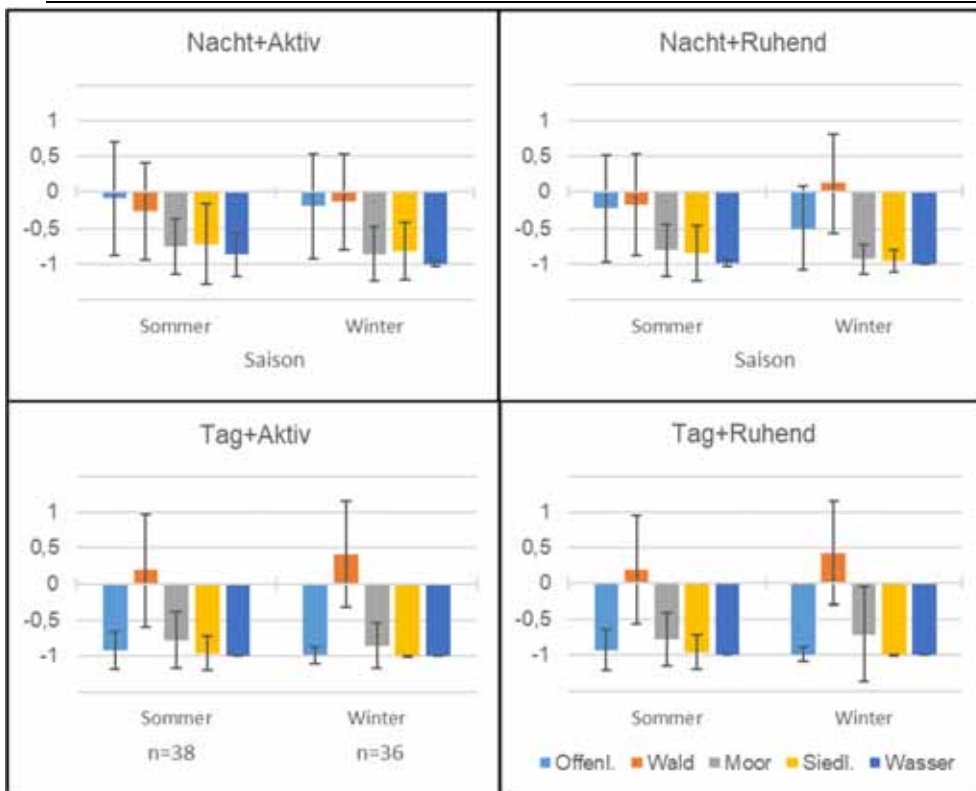


Abb. 133: Aktivitäts- und tageszeitbezogene Habitatpräferenzindizes (arithmetisches Mittel; inkl. SD) für die Haupthabitattypen Offenland, Wald, Moor, Siedlung und Gewässer (CORINE Land Cover 2018) von Rotwild im Winter- und Sommeraktionsraum - Bemessungsgrundlage: grenzübergreifender Gesamtaktionsraum.

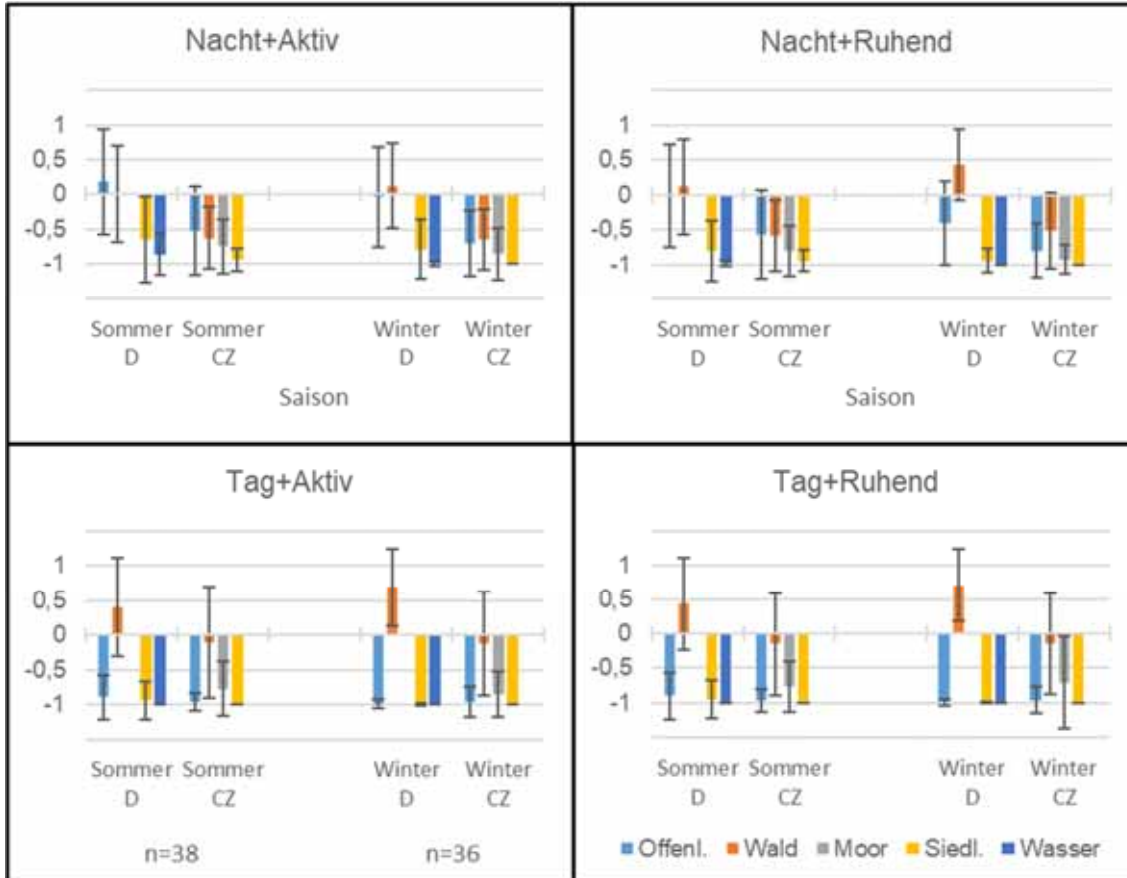


Abb. 134: Aktivitäts- und tageszeitbezogene Habitatpräferenzindizes (arithmetisches Mittel; inkl. SD) für die Haupthabitattypen Offenland, Wald, Moor, Siedlung und Gewässer (CORINE Land Cover 2018) von Rotwild im Winter- und Sommeraktionsraum in Deutschland (D) und Tschechien (CZ) - Bemessungsgrundlage: länderspezifische Anteile des Lebensraums.

Für die in den Untersuchungsgebieten dominierenden Lebensräume Wald und Offenland fielen die Präferenzindizes auf der deutschen Seite stets (deutlich) höher aus als in Tschechien - unabhängig von der Tages- und Jahreszeit sowie dem Aktivitätszustand des Rotwildes (Abb. 134). Hinsichtlich des Offenlandes spielt sicher die unterschiedliche Nutzungsform in beiden Ländern eine Rolle. Während in Tschechien Offenland in allen UG nur aus Grünland bestand, war in Deutschland ein erheblicher Anteil mit Agrarkulturen (besonders beliebt) bewirtschaftet. Ob auch im Wald, bedingt durch den Waldumbau und die Bodenschutzkalkung ein besseres Nahrungsangebot für die stärkere Präferenzierung in Deutschland ursächlich war, kann hier nur spekuliert werden. Auch die Indizes für Siedlungen waren in Tschechien negativer als auf deutscher Seite. Möglich ist, dass die Gärten in Tschechien besser gegen Rotwild aufgrund der höheren Dichten gesichert sind und damit weniger präferiert werden.

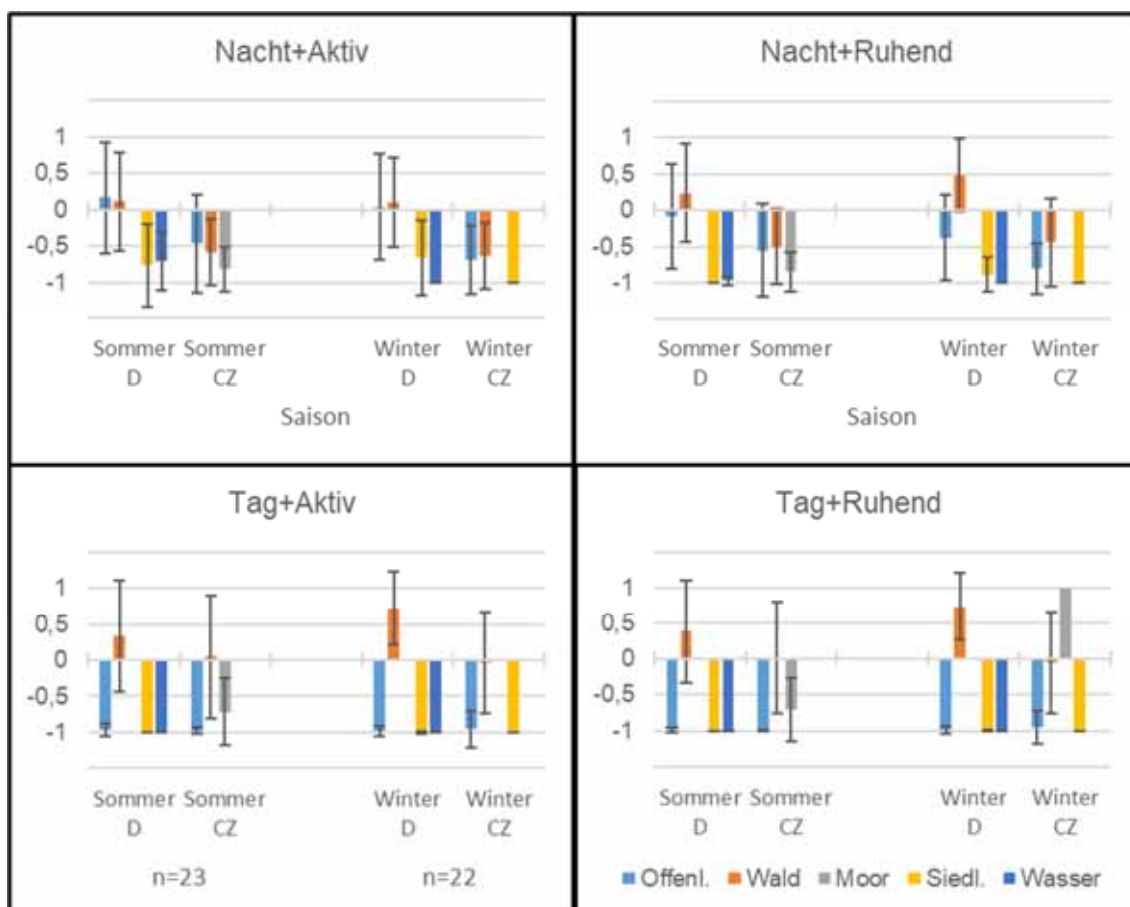


Abb. 135: Aktivitäts- und tageszeitbezogene Habitatpräferenzindizes (arithmetisches Mittel; inkl. SD) für die Haupthabitattypen Offenland, Wald, Moor, Siedlung und Gewässer (CORINE Land Cover 2018) von Alttieren im Winter- und Sommeraktionsraum in Deutschland (D) und Tschechien (CZ) Bemessungsgrundlage: länderspezifische Anteile des Lebensraums.

Die geschlechtsspezifische Analyse der Habitatpräferenzen belegte die Übereinstimmung von Hirschen und Alttieren in Bezug auf die Bevorzugung oder Meidung von Habitattypen (Abb. 135 & Abb. 136). Lediglich für Moore, die in den CORINE-Daten nur in CZ ausgewiesen wurden, waren Unterschiede offensichtlich. An Wintertagen wurde dieser Habitattyp von ruhenden Alttieren extrem bevorzugt und von den Hirschen extrem gemieden. Dies änderte sich zur Brunft.



Während dieser Lebensphase errechnete sich auch für die Hirsche unabhängig von Nacht oder Tag und dem Aktivitätszustand eine mittlere bis deutliche Bevorzugung.

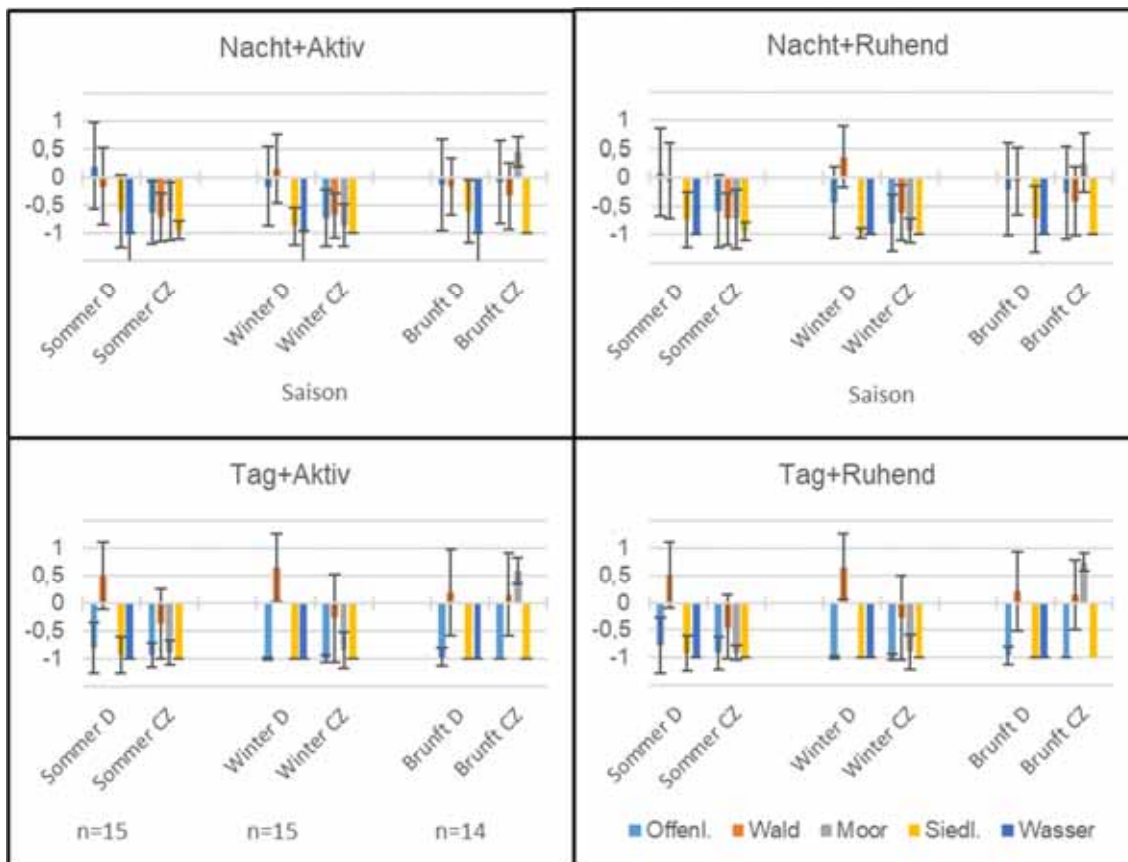


Abb. 136: Aktivitäts- und tageszeitbezogene Habitatpräferenzindizes (arithmetisches Mittel; inkl. SD) für die Haupthabitattypen Offenland, Wald, Moor, Siedlung und Gewässer (CORINE Land Cover 2018) von Hirschen im Winter- und Sommeraktionsraum in Deutschland (D) und Tschechien (CZ) - Bemessungsgrundlage: länderspezifische Anteile des Lebensraums.

Für Offenland und für Siedlungen sind die Präferenzindizes bei den ATKIS-Daten (Kap. 5.7.2, Abb. 145) teilweise zumindest etwas höher als bei CORINE Land Cover 2018 (Abb. 134: Deutschland), was die Bedeutung der in den CORINE-Daten fehlenden, kleinflächigen Offenlandflächen im Wald (z.B. Wildäcker, Wildwiesen) belegt und andererseits aber auch zeigt, dass diese sehr groben GIS-Daten für entsprechende Habitatpräferenzanalysen weniger geeignet sind. Gleiches gilt für die fehlenden Moore in Deutschland.

## 5.7.2 Habitatpräferenzen für Haupthabitattypen in Deutschland (nach ATKIS-Daten)

### Habitatpräferenzen der Alttiere

Die Habitatpräferenzen der Alttiere stimmten in allen drei Untersuchungsjahren weitgehend überein, unterschieden sich aber - zumindest bei einigen Haupthabitattypen in Abhängigkeit von der Jahreszeit, der Tag- bzw. Nachtphase und dem Aktivitätszustand der Alttiere (Abb. 137).

Im Sommer während der nächtlichen Aktivität wurde nur Offenland deutlich bevorzugt. Moore und Gewässer mieden die Alttiere meist stark. Mit Präferenzindizes zwischen -0,5 und -0,2 wurden Siedlungsbereiche zwar nicht bevorzugt, aber doch regelmäßig genutzt. Die großen, in den Aktionsräumen vorhandenen Waldflächen nutzten Alttiere während der nächtlichen Aktivität im Sommer etwas weniger als es dem Angebot entsprochen hätte.

Beim Ruhen in der Nacht wurde Wald leicht bevorzugt, Offenland entsprechend des Angebotes genutzt, Moore, Siedlungen und Gewässer wieder deutlich gemieden. Die Meidung von Siedlungen fiel im Vergleich zur nächtlichen Aktivität im Sommer stärker aus. Ortslagen dienten den Alttieren nachts also eher zum Äsen als zum Ruhen. Da der Index aber nicht den Wert von - 1 erreichte, ruhten Alttiere auch nachts regelmäßig in Siedlungsstrukturen und suchten dafür nicht extra andere Habitattypen auf.

Abgesehen von Siedlungen und Gewässern wurde auch Offenland an Sommertagen extrem gemieden. Weibliches Rotwild hielt sich am Tage zum Ruhen oder Äsen fast ausschließlich in deckungbietenden Wäldern und Mooren auf. Dabei war die Präferenz für Wald etwas stärker ausgeprägt als für Moore.

Im Winter wurden Gewässer, Moore und teilweise auch Siedlungen von Alttieren - am Tag wie in der Nacht - stets stark gemieden (Abb. 137). Für Offenland errechnete sich nur während der nächtlichen Aktivität ein (leicht) positiver Präferenzindex. Die Nutzung während der nächtlichen Ruhe lag unter dem Angebot. Am Tag wurde Offenland fast gänzlich gemieden, Wald dagegen extrem bevorzugt (Index oft fast +1). Mit Präferenzindizes um +0,4 spielte Wald auch für das Ruhen von Alttieren in der Nacht eine wichtige Rolle.

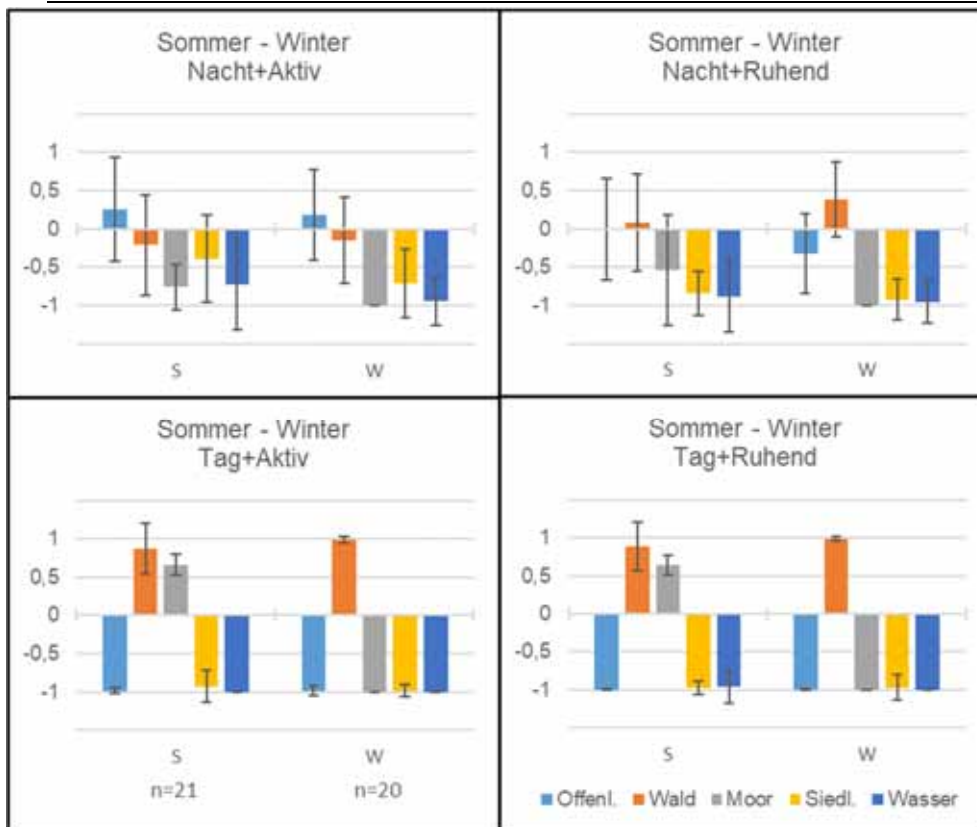


Abb. 137: Aktivitäts- und tageszeitbezogene Habitatpräferenzindizes (arithmetisches Mittel; inkl. SD) für die Haupthabitattypen Offenland, Wald, Moor, Siedlung und Gewässer (ATKIS-Daten) von Alttieren im Winter- und Sommeraktionsraum - gemittelt über alle Jahre und UG.

### Habitatpräferenzen der Hirsche

Bei den Hirschen variierten die Habitatpräferenzen zwischen den Jahren zwar stärker und wurden auch deutlicher von der Jahreszeit beeinflusst, dennoch waren die Übereinstimmungen mit der Habitatwahl weiblichen Rotwildes offensichtlich (Abb. 139). Auch die Hirsche bevorzugten als Tageseinstände stets nur den Wald. Das galt auch für die Brunftzeit. Wälder wurden auch nachts während der Ruhephase im Winter genutzt. Im Sommer ging ihre Bedeutung als nächtlicher Ruheraum deutlich zugunsten von Offenland zurück. Dieser Habitattyp wurde auch beim nächtlichen Äsen bevorzugt genutzt. Im Sommer lagen die Präferenzindizes aber deutlich höher als im Winter. Während der Brunft entsprach die Nutzung dem Angebot.

Siedlungen und Gewässer sowie - im Gegensatz zu weiblichem Rotwild - auch Moore wurden von Hirschen stets und meist deutlich gemieden (Abb. 139). Analog zu den Alttieren wurden Siedlungen (Abb. 138) vor allem während des nächtlichen Äsens aber nicht vollständig von der Nutzung ausgeschlossen, sondern mehr oder weniger regelmäßig aufgesucht. Dazu hat im Winter 2018/19 eventuell auch die hohe Schneelage beigetragen.



Abb. 138: Haus in Ostrov im Winter 2021 (Tschechische Republik) direkt an der Grenze von UG4 NES (Nähe Bielatal) (Foto: © V. Meißner-Hylanová).

Die Präferenzanalysen im Erzgebirge belegen die Bedeutung von Wäldern am Tage für die Habitatnutzung der Hirsche als auch der Alttiere, verbunden mit einem erhöhten Risiko für Wildschäden. Während der Nacht ging die Bedeutung von Wäldern deutlich zurück. Sie wurden nur noch zum Ruhen präferiert, im Winter stärker als im Sommer. Offenland wurde nur im Sommer während der Nacht bevorzugt - besonders zum Äsen, aber teilweise auch zum Ruhen. Hirsche blieben eher zum Ruhen im Offenland als Alttiere. Im Vergleich mit den Alttieren spielten Moore (hohe Bevorzugung tagsüber im Sommer) - egal zu welcher Zeit - bei den Hirschen eine deutlich geringere Rolle.

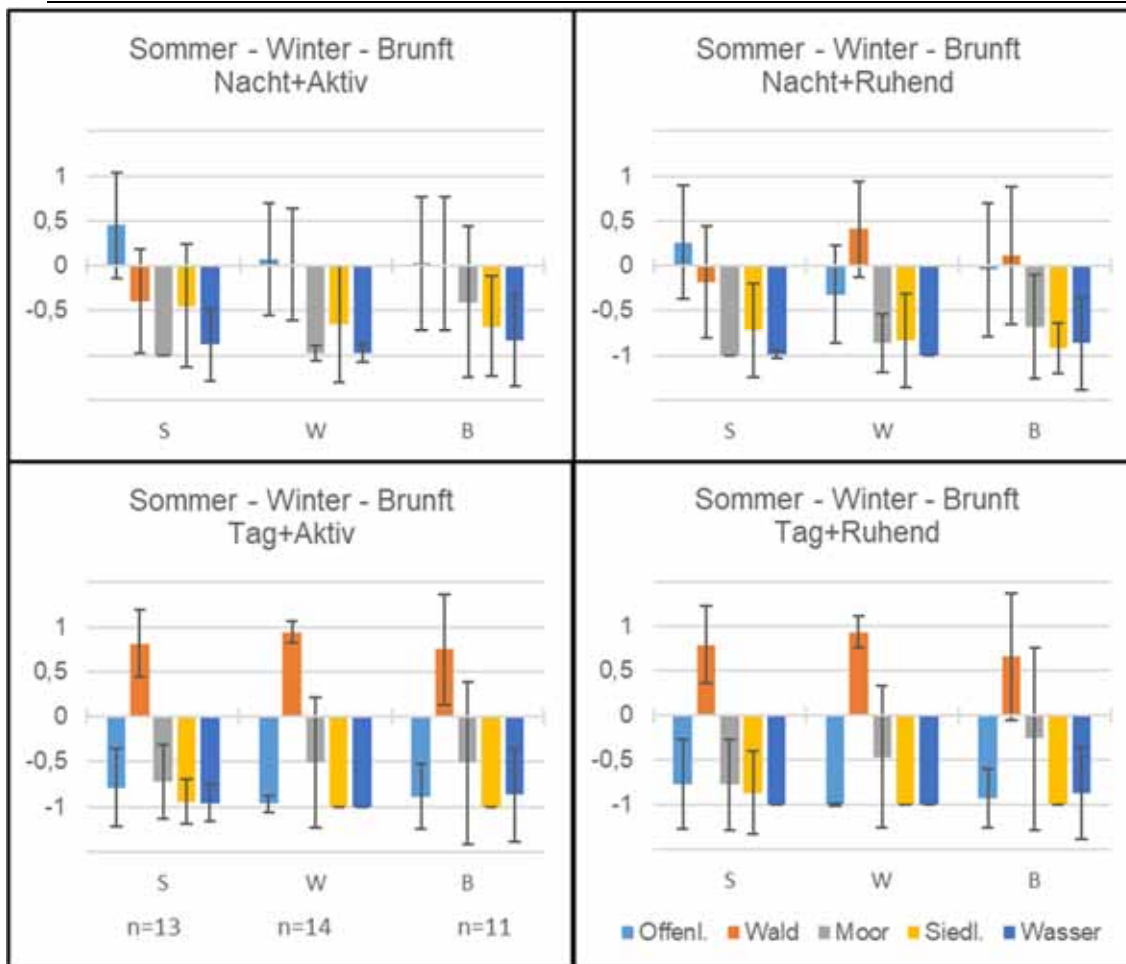


Abb. 139: Aktivitäts- und tageszeitbezogene Habitatpräferenzindizes (arithmetisches Mittel; inkl. SD) für die Haupthabitattypen Offenland, Wald, Moor, Siedlung und Gewässer (ATKIS-Daten) von Hirschen im Winter- und Sommeraktionsraum - gemittelt über alle Jahre und UG.

#### Untersuchungsgebietspezifische Habitatpräferenzen für die Haupthabitattypen

Weibliches Rotwild hielt sich im Sommer (Abb. 140) und im Winter (Abb. 141) am Tage in allen Untersuchungsgebieten bevorzugt in Wäldern auf. Die Präferenzindizes lagen oft bei oder zumindest nahe am Maximum (+1). Eine Ausnahme bildete UG1 EIB. Hier wurden (aber nur) im Sommer neben Wald auch Moore bevorzugt, die in allen anderen UG nicht Teil des Habitatangebotes waren. Gewässer und Siedlungen wurden am Tag stets gemieden.

Der Einfluss des UG offenbarte sich auch bei der nächtlichen Raumnutzung von Alttieren. Im UG1 EIB präferierten sie ganzjährig den Wald, eventuell aufgrund des sehr hohen Nahrungsangebotes und der guten Deckung in den unterstandsreichen Waldbeständen. In allen anderen UG (UG2 NED, UG3 BÄR, UG4 NES) hielt sich weibliches Rotwild in der Nacht zum Äsen bevorzugt in Offenlandbereichen auf. Allerdings waren die Präferenzen mit Werten unter +0,5 weit weniger ausgeprägt als am Tag. Während der nächtlichen Ruhephase ging die Präferenz für Offenland zurück und fehlte im Winter sogar ganz. Dafür wurden als nächtlicher Ruheraum im UG2 NED und UG3 BÄR Wälder bevorzugt, was z.B. mit fehlender Deckung im Offenland und Störung durch Bejagung im Winter erklärt werden kann. Im UG4 NES wurden Wald und Offenland während der Winternächte etwa im Verhältnis zum Angebot zum Ruhen aufgesucht. Gewässer wurden auch in der Nacht deutlich gemieden. Auch für Siedlungen ergaben sich negative Präferenzindizes, allerdings auf unterschiedlichem Niveau. So wurden im



UG2 NED Ortsrandlagen zumindest im Sommer während der nächtlichen Aktivphase nahezu entsprechend des Angebotes genutzt. Auch in UG1 EIB und UG3 BÄR waren Siedlungen nicht vollkommen von der Nutzung ausgeschlossen.

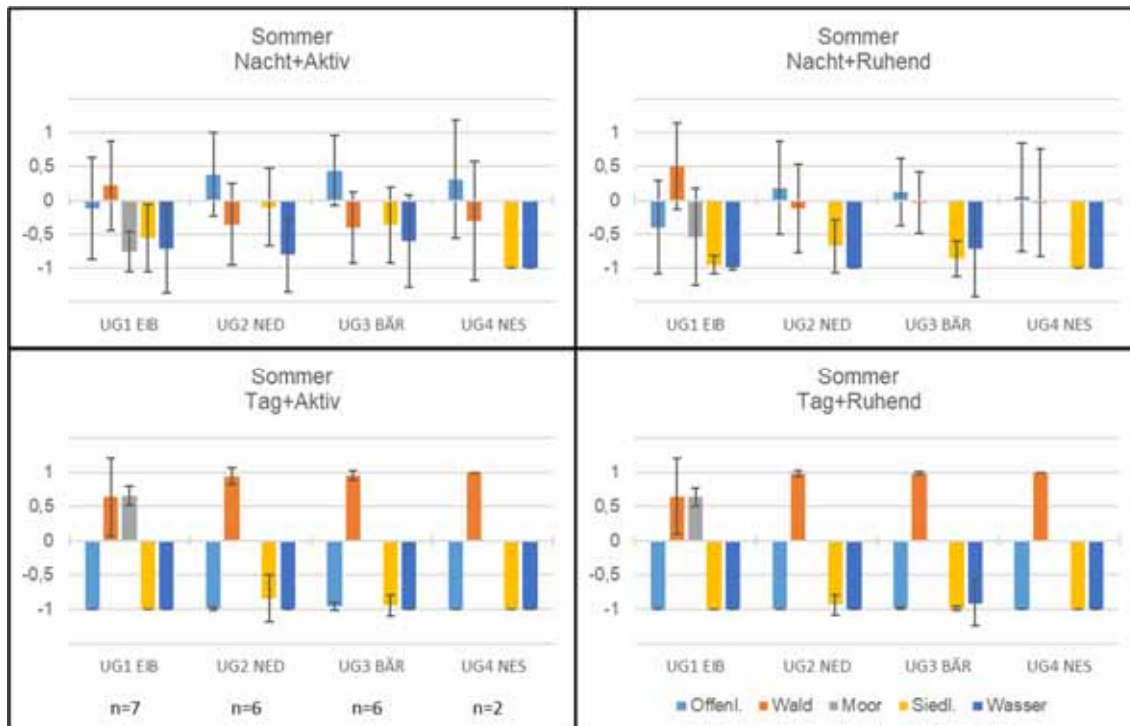


Abb. 140: Aktivitäts- und tageszeitbezogene Habitatpräferenzindizes (arithmetisches Mittel; inkl. SD) für die Haupthabitattypen Offenland, Wald, Moor, Siedlung und Gewässer (ATKIS-Daten) von Alttieren im Sommeraktionsraum (Mittelwerte über die Jahre) - differenziert nach UG und gemittelt über alle Untersuchungsjahre.

Die untersuchungsgebietsspezifischen Präferenzindizes der Hirsche bestätigten die ganzjährig extreme Bevorzugung von Wald am Tag in allen UG (Abb. 142 & Abb. 143). Während der Sommernächte wurde im UG2 NED, UG3 BÄR und UG4 NES Offenland präferiert, deutlich stärker während der Aktivphase als in Ruhe.

Im Winter ruhten auch die Hirsche nachts bevorzugt im Wald, was wie beim weiblichen Wild unter anderem an fehlender Deckung im Offenland liegen dürfte. Während der nächtlichen Aktivität waren im UG1 EIB Vorlieben für Wald und im UG2 NED sowie im UG3 BÄR für Offenland zu erkennen. Alle anderen Haupthabitattypen wurden von den Hirschen meist mehr oder weniger deutlich gemieden. Das galt auch für die Moore im UG1 EIB.

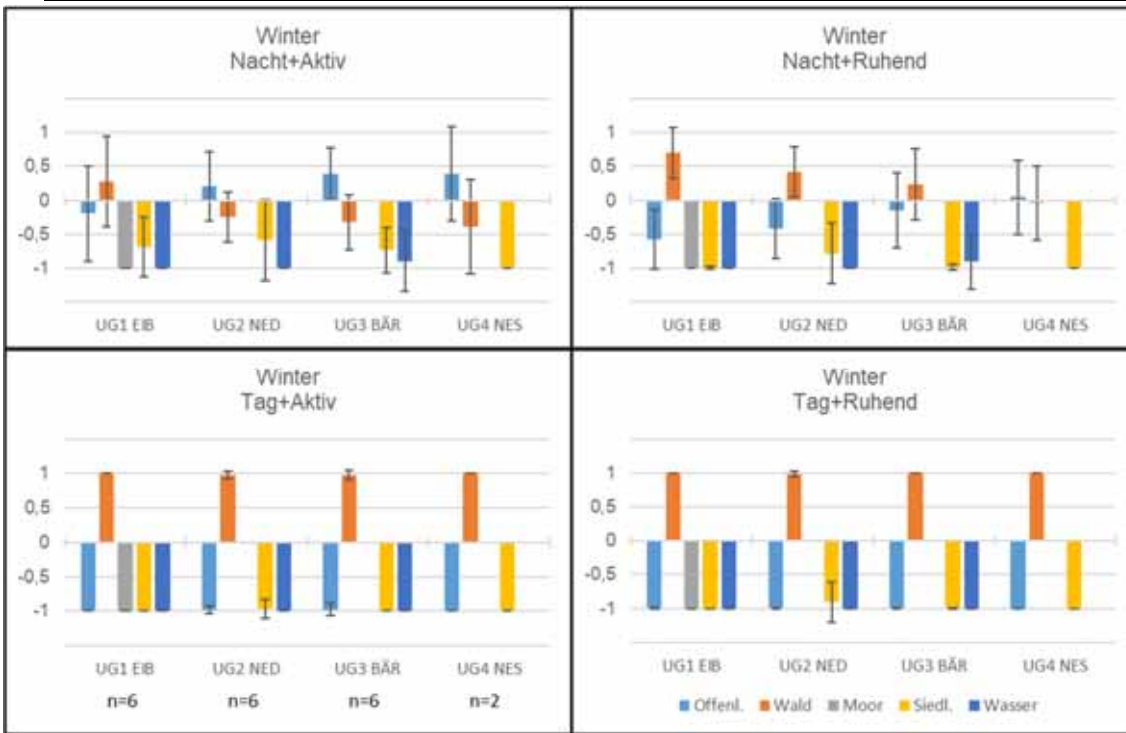


Abb. 141: Aktivitäts- und tageszeitbezogene Habitatpräferenzindizes (arithmetisches Mittel; inkl. SD) für die Haupthabitattypen Offenland, Wald, Moor, Siedlung und Gewässer (ATKIS-Daten) von Altiers im Winteraktionsraum - differenziert nach UG und gemittelt über alle Untersuchungsjahre.

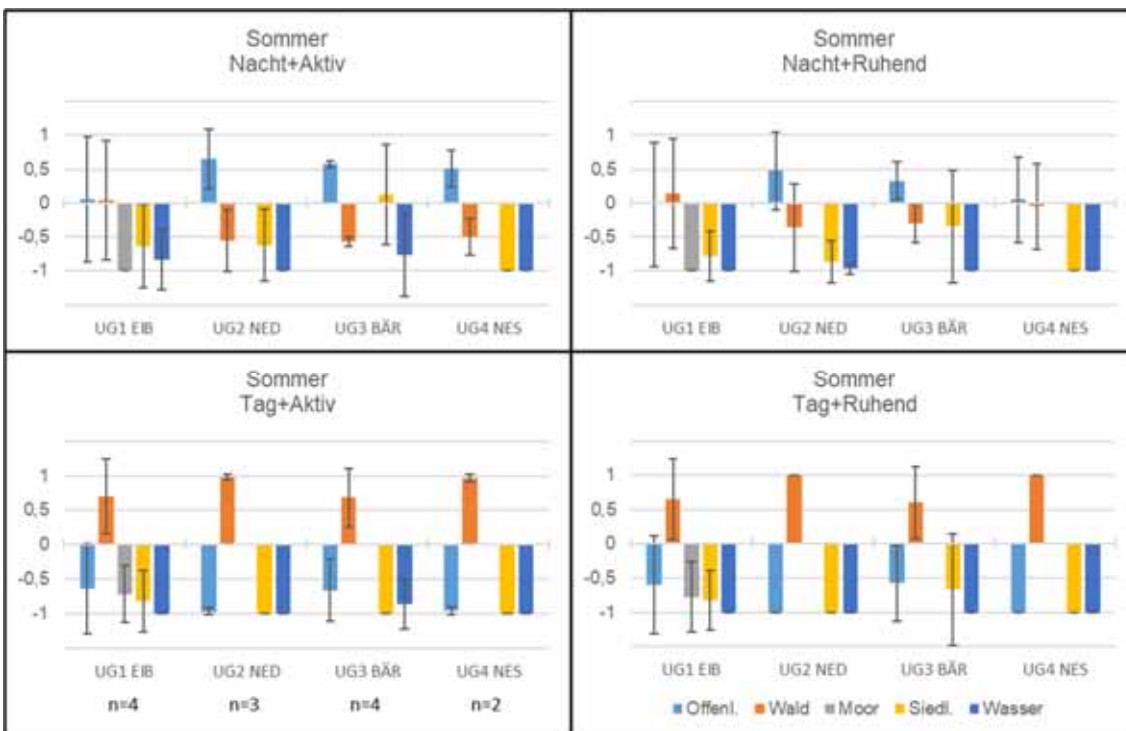


Abb. 142: Aktivitäts- und tageszeitbezogene Habitatpräferenzindizes (arithmetisches Mittel; inkl. SD) für die Haupthabitattypen Offenland, Wald, Moor, Siedlung und Gewässer (ATKIS-Daten) von Hirschen im Sommeraktionsraum - differenziert nach UG und gemittelt über alle Untersuchungsjahre.

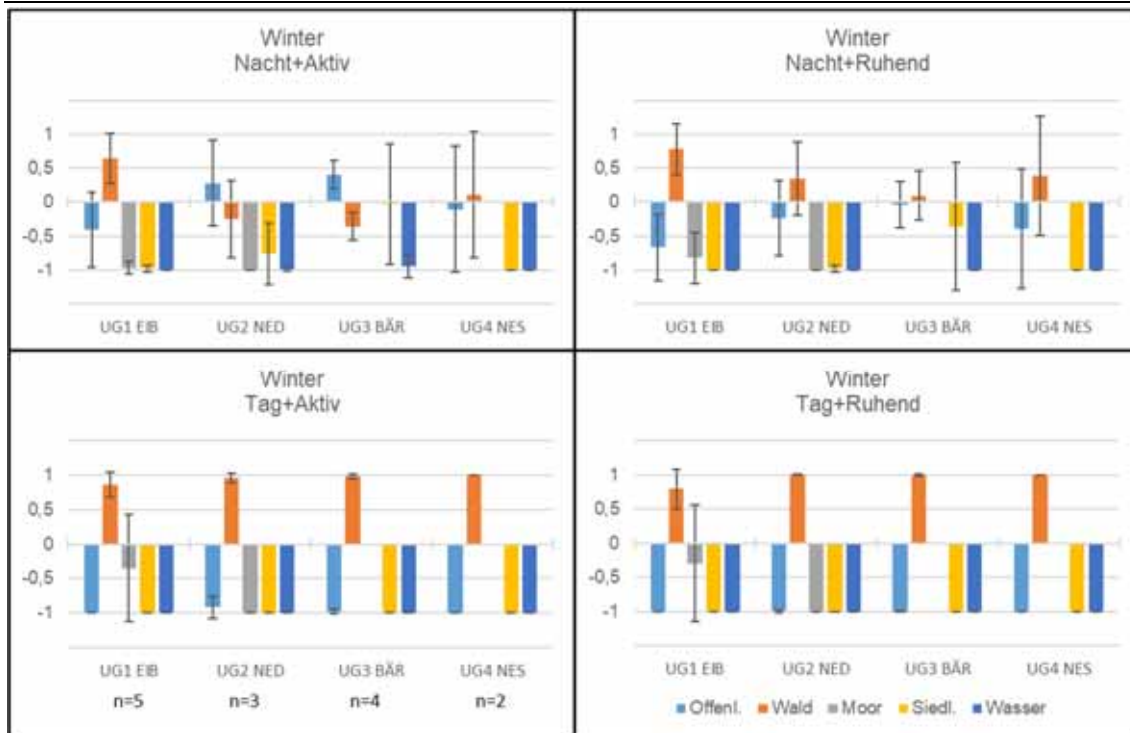


Abb. 143: Aktivitäts- und tageszeitbezogene Habitatpräferenzindizes (arithmetisches Mittel; inkl. SD) für die Haupthabitattypen Offenland, Wald, Moor, Siedlung und Gewässer (ATKIS-Daten) von Hirschen im Winteraktionsraum - differenziert nach UG und gemittelt über alle Untersuchungsjahre.

In der Brunft ergab sich für Hirsche ein differenzierteres Bild. Vor allem Moore spielten eine größere Rolle (Abb. 144). Zwar befanden sich die Tageseinstände nach wie vor bevorzugt im Wald. Anders als im Sommer und Winter ruhten Hirsche im UG1 EIB am Tage aber auch bevorzugt in Mooren. Im UG2 NED und UG3 BÄR wurden die in den Brunftaktionsräumen vorhandenen Moore am Tag weiterhin gemieden. Dies änderte sich im UG3 BÄR während der Nacht. Vor allem während der Aktivphase aber auch zum Ruhen wurden Moore überproportional zum Angebot genutzt. Im UG1 EIB und - weit weniger ausgeprägt im UG4 NES - hielten sich die Hirsche nachts bevorzugt im Wald auf. Im UG2 NED präferierten sie Offenland. Für Gewässer und Siedlungen waren die Präferenzindizes auch während der Brunft stets negativ. Dennoch waren Hirsche im UG2 NED und UG3 BÄR während der Brunft nachts regelmäßig in Siedlungen aktiv.

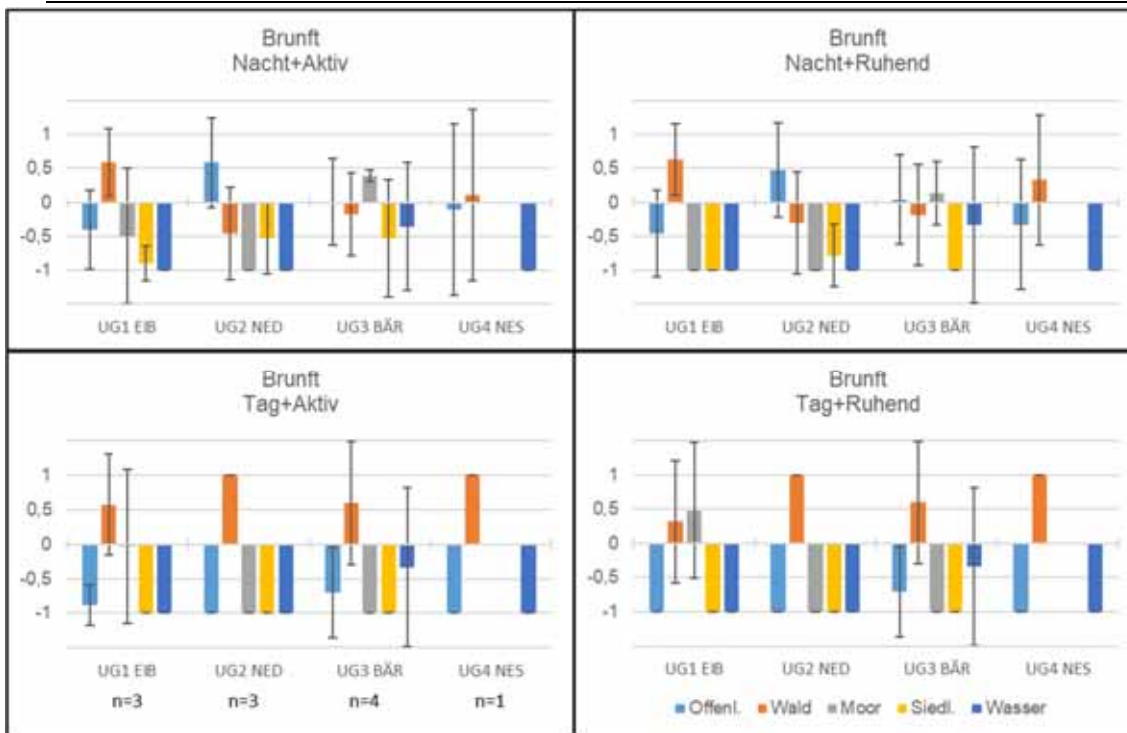


Abb. 144: Aktivitäts- und tageszeitbezogene Habitatpräferenzindizes (arithmetisches Mittel; inkl. SD) für die Haupthabitattypen Offenland, Wald, Moor, Siedlung und Gewässer (ATKIS-Daten) von Hirschen im Brunftaktionsraum - differenziert nach UG und gemittelt über alle Untersuchungsjahre.

#### Geschlechtsübergreifende Habitatpräferenzen für die Haupthabitattypen

Insgesamt bevorzugt Rotwild im Sommer und im Winter zum Ruhen und während der Aktivität am Tage Wald (Abb. 145).

Nachts äste Rotwild bevorzugt im Offenland. Diese Präferenz war entsprechend der Verfügbarkeit an Feldfrüchten im Sommer wesentlich stärker ausgeprägt als im Winter. In dieser Jahreszeit stieg die Relevanz von Wäldern für die nächtliche Aktivität deutlich an, mit einer Nutzung proportional zum Angebot.

Für die Ruhephase nachts war im Winter eine Bevorzugung von Wald zu erkennen und eine eher unterdurchschnittliche Nutzung von Offenland. Im Sommer hingegen wurde im Mittel über die Geschlechter Wald und Offenland etwa gleichmäßig zum Angebot aufgesucht.

Im Sommer- und Winteraktionsraum wurden am Tage und nachts sowie in Aktiv- und Ruhephasen die Habitattypen Moore, Siedlung und Gewässer meist extrem gemieden.

Lediglich Moore wurden (unabhängig vom Aktivitätsstatus) im Sommer als Tageseinstand etwa proportional zum Angebot genutzt. Sie spielen scheinbar als Rückzugsorte nur im Sommer eine Rolle. Der Index für nächtliche Aktivität in Siedlungen belegt zumindest die regelmäßige Nutzung von Ortsrandlagen im Sommer und im Winter (Abb. 146) nachts zum Äsen.



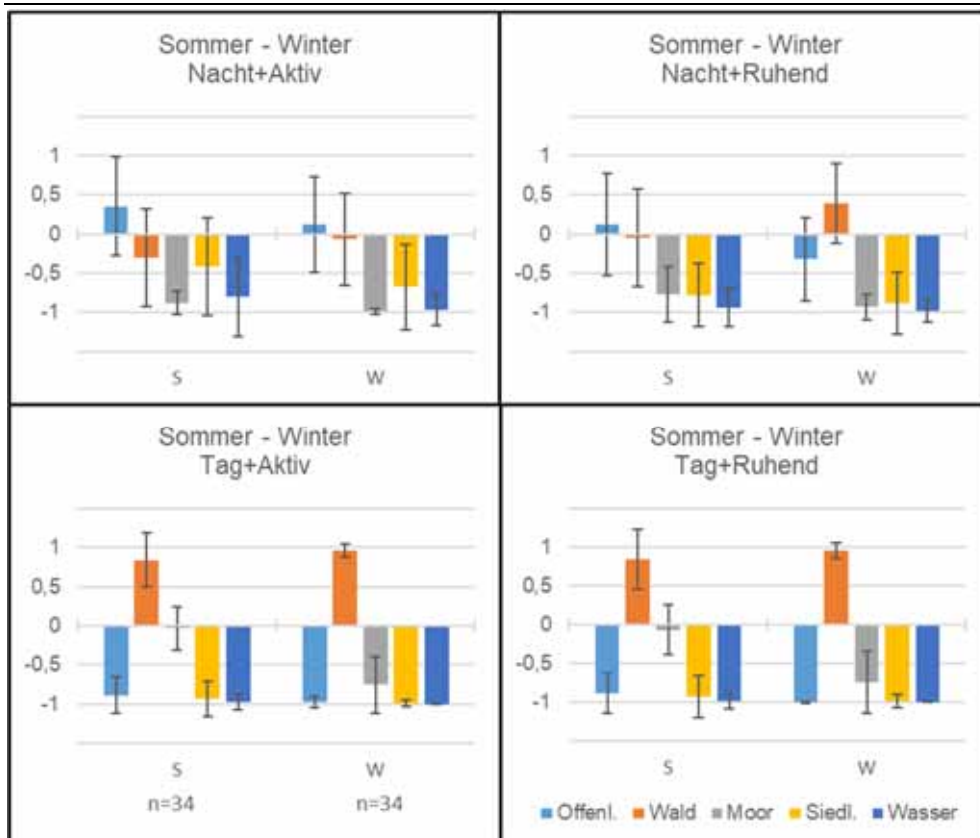


Abb. 145: Aktivitäts- und tageszeitbezogene Habitatpräferenzindizes (arithmetisches Mittel; inkl. SD) für die Haupthabitattypen Offenland, Wald, Moor, Siedlung und Gewässer (ATKIS-Daten) von Rotwild (männlich + weiblich) im Sommer- und Winteraktionsraum - gemittelt über alle Untersuchungsjahre.



Abb. 146: Rotwild im Winter 2021 während des Tages in der Ortslage Krupka auf der tschechischen Seite des Erzgebirges (550 m ü.N.N; südl. UG3 BÄR) (Foto: © K. Dvořáková).



### 5.7.3 Präferenzen für Waldstrukturen

#### Waldstrukturpräferenzen ohne Kronenschlussgrad

Im ersten Schritt (Abb. 147 & Abb. 148; Klassen siehe Tab. 24) wurden wegen einer besseren Übersicht die Jacobs-Indizes ohne Berücksichtigung der Kronenschlussgrade dargestellt.

Am Tag bevorzugte Rotwild stets Dickungen (Höhe: >2-6 m) und Stangenhölzer (>6-13 m), sicherlich aufgrund ihrer deckungbietenden Eigenschaften und ihrer Nahrungsverfügbarkeit. Die dabei teilweise vorhandene, geringe Varianz der Mittelwerte dokumentiert das dann übereinstimmende Verhalten auf Individualebene. Naturverjüngung bzw. Kulturen (0-2 m) wurden ganzjährig von beiden Geschlechtern während der Tagaktivität leicht bis deutlich bevorzugt, zum Ruhen aber eher gemieden. Für alle drei Höhenklassen zeugt andererseits auch die teilweise hohe Spannbreite der Einzelwerte von großen individuellen Unterschieden.

Ältere Bestände (Baumhölzer) wurden insgesamt am Tage eher gemieden. Die Bevorzugung solcher Bestände durch einige Hirsche und Alttiere geht vermutlich auf deckungbietende zweite Baumschichten (Unterstand) zurück, die sich in der Klassifizierung leider nicht vollständig abbilden ließen.

Wildäcker/Wildwiesen und Wege/Lagerplätze (Lpl) wurden am Tage von den meisten Individuen vollständig bis sehr stark gemieden. Nur äußerst selten lagen positive Präferenzindizes für diese Offenlandkategorien innerhalb des Waldes vor.

Nachts hingegen wurden Dickungen und Stangenhölzer im Vergleich zu ihrem Flächenanteil meist unterdurchschnittlich oder etwa proportional zum Flächenanteil aufgesucht. Kulturen (0-2 m) wurden nachts von Hirschen und von Kahlwild in der Aktivphase leicht bis deutlich bevorzugt und beim Ruhen entweder bevorzugt oder proportional zum Angebot genutzt. Beim Vergleich zwischen Saison, Geschlecht und Aktivität innerhalb der Kulturen, ist zu erkennen, dass teilweise wintergrüne aber auch winterkahle Kulturen stärker bevorzugt wurden, ohne erkennbar systematisches Muster. Da in Nadelholzkulturen fast immer auch Laubhölzer vorkommen und umgekehrt, soll die Betrachtung hier nicht weiter ausgedehnt werden.

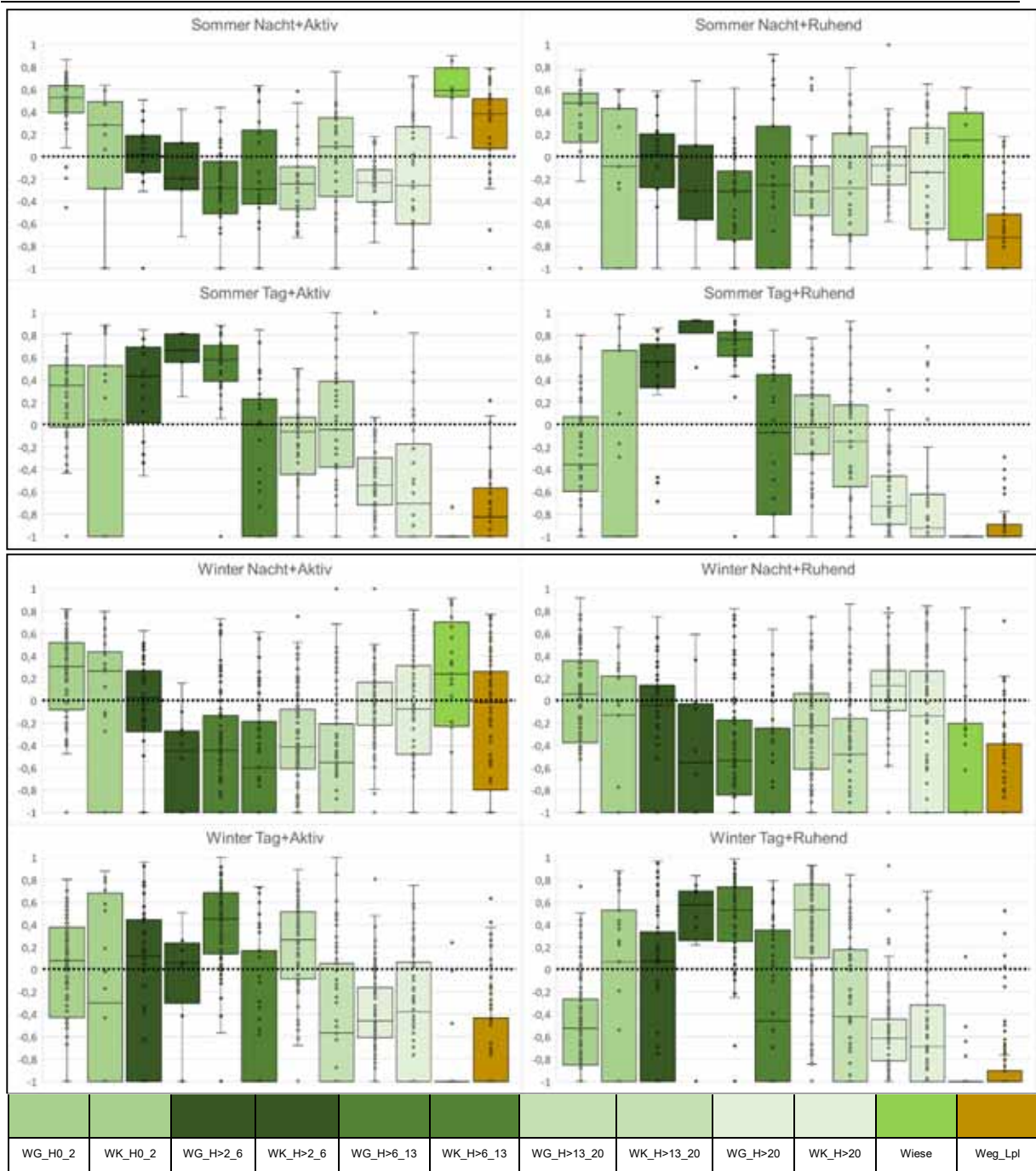


Abb. 147: Mittlere, aktivitäts- und tageszeitspezifische Habitatpräferenzindizes für Waldstrukturen (Boxplot inkl. Ausreißer und Median) von Alttieren im Sommer- und Winteraktionsraum (Mittelwerte über die Jahre).

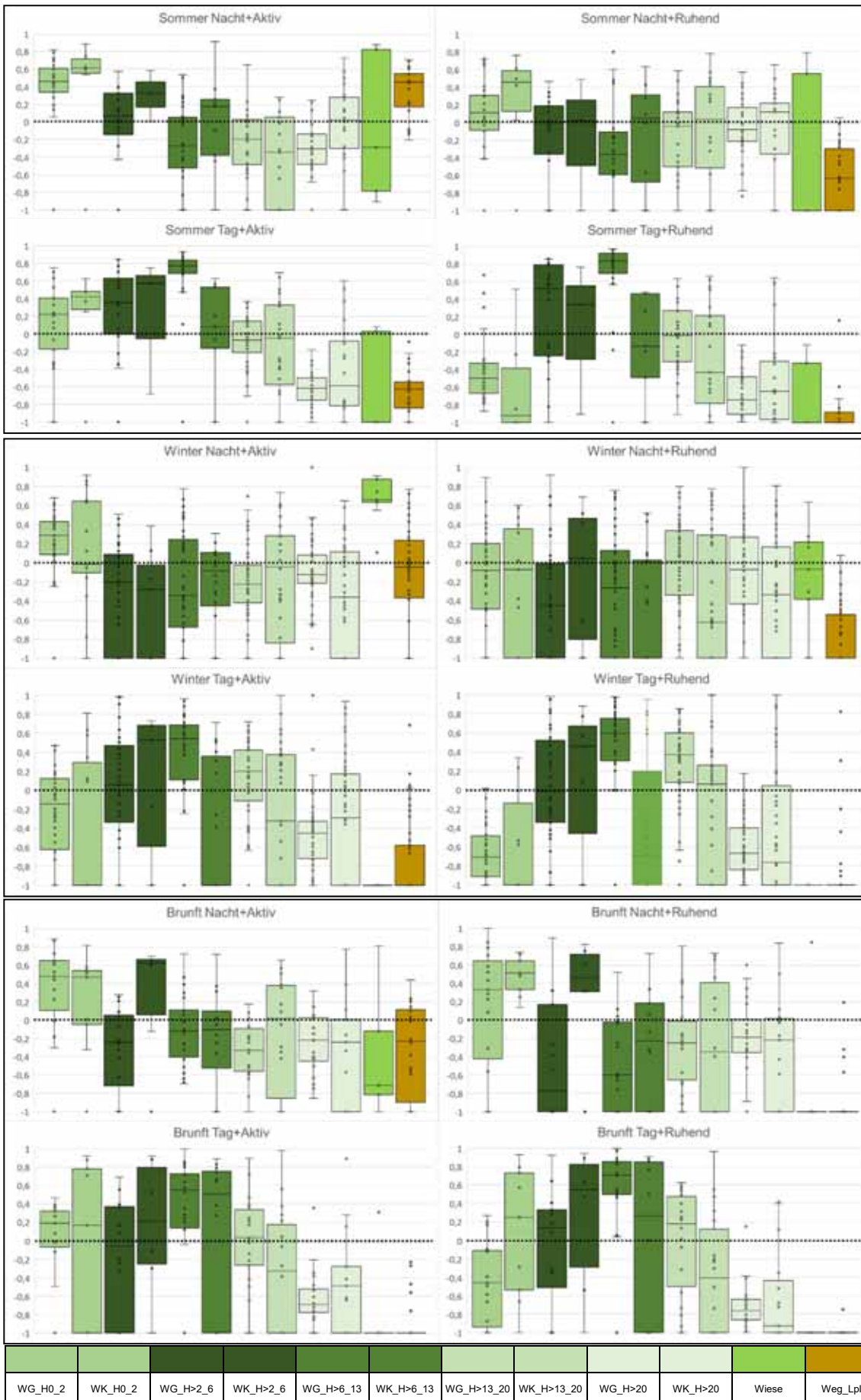


Abb. 148: Mittlere, aktivitäts- und tageszeitspezifische Habitatpräferenzindizes für Waldstrukturen (Boxplot inkl. Ausreißer und Median) von Hirschen im Sommer-, Winter- und Brunftaktionsraum (Mittelwerte über die Jahre).

Im Gegensatz zur Tagphase waren die Jacobs-Indizes für die beiden Offenlandkategorien im Wald nachts grundsätzlich höher. Für Waldwege und Holzlagerplätze lagen bei beiden Geschlechtern ähnliche Ergebnisse vor. Im Sommer- und im Winter-AR wurden sie zum Ruhen nachts von fast allen Individuen unterdurchschnittlich genutzt. In der Aktivphase wurden sie von Hirschen und von Alttieren im Winter etwa proportional zum Angebot genutzt und im Sommer mit einer geringen Streuung deutlich bevorzugt. Die Bodenvegetation an Wegrändern und auf Polterplätzen spielt also für Rotwild im Sommeraktionsraum eine wichtige Rolle. Der Einsatz von Recyclingmaterial im Wegebau ist dabei eventuell durch Kalkanreicherung und damit verbundener Bodenverbesserung auch von Bedeutung.

Im Gegensatz dazu waren bei Wildäckern und Wildwiesen deutliche Unterschiede zwischen den Geschlechtern erkennbar. Beim nächtlichen Ruhen wurden diese Flächen von beiden Geschlechtern im Sommer wie im Winter gemieden. Die starke Streuung belegt aber große individuelle Unterschiede. Wie bei den Wegen gab es einzelne Tiere, die Wiesen/Wildäcker nachts zum Ruhen auch bevorzugten. Für Alttiere im Sommer lag der Median sogar im positiven Bereich. Wenn Rotwild nachts aktiv ist, bevorzugt es diese nahrungsreichen Äsungsflächen deutlich. Am höchsten und mit der geringsten Streuung waren dabei die Jacobs-Indizes für Alttiere in Sommernächten und für Hirsche in Winternächten. Für Hirsche in Sommernächten und Kahlwild in Winternächten lagen große individuelle Unterschiede (extreme Streuung) vor, die vermutlich durch das doch sehr unterschiedliche, individuelle Habitatangebot beeinflusst wurde. Kahlwild bevorzugte die Wiesen/Wildäcker in Winternächten leicht und Hirsche nutzten sie in Sommernächten etwa entsprechend dem Angebot.

Baumhölzer wurden von beiden Geschlechtern meist proportional zum Angebot genutzt oder leicht gemieden, wobei es jedoch oft ein breites Spektrum der individuellen Indizes gab.

Die Habitatpräferenzen von Hirschen in der Brunft entsprachen (Abb. 148) dem Nutzungsverhalten im Sommer und Winter. Die beiden Offenlandkategorien wurden, mit Ausnahme von nächtlicher Aktivität, vollständig gemieden. In der Nacht wurden für Ruhe und Aktivität Kulturen (0-2 m; wintergrün & winterkahl) und Laubholzdickungen (>2-6 m) präferiert. Am Tage hielten sich brunftende Hirsche - wie im Sommer und Winter - bevorzugt in Kulturen, Dickungen und Stangenhölzern auf.

#### Waldstrukturpräferenzen mit Kronenschlussgrad

Weil die Waldstruktur wesentlich vom Schlussgrad (SG) der Baumkronen geprägt wird (Deckung, Licht), wurden die Habitatpräferenzen auch noch einmal differenziert nach drei Kronenschlussgradklassen (Kap. 5.1.3.3) als detailliertere Untersetzung der bisherigen Analysen berechnet. Je detaillierter eine Klassifizierung betrieben wird, desto kleiner werden die Stichproben pro Klasse und desto größer ist auch die Fehleranfälligkeit. Außerdem war zu erkennen, dass einige SG-Klassen nicht vertreten waren.

Im folgenden Abschnitt wird der Fokus daraufgelegt, ob innerhalb einer nach Baumart und Höhenstufe differenzierten Klasse Zusammenhänge mit Veränderungen des

Kronenschlussgrades zu finden sind. Für die beiden Klassen der Kulturen (0-2 m) lagen jeweils immer nur Bestände mit dem einen Kronenschlussgrad von 0-0,3 vor und die beiden Offenlandkategorien haben keinen Kronenschlussgrad, so dass diese Klassen nicht weiter betrachtet wurden.

Bedingt durch einen zu geringen Flächenanteil einiger Klassen ergeben sich Lücken und machen so eine Interpretation des insgesamt sehr inhomogenen Bildes schwierig.

Bei den Nadelholzdickungen ( $WG\_H > 2-6$ ) sanken bei beiden Geschlechtern die Indizes nachts mit zunehmendem SG, während sie am Tage mit zunehmendem SG stiegen (Ausnahme: Brunft am Tag). Scheinbar bevorzugt Rotwild nachts lichtere und am Tage dichtere Dickungen. Für die winterkahlen Stangenhölzer galt dies, von wenigen Ausnahmen abgesehen, ebenfalls. Bei den Nadelholzstangenhölzern war kein eindeutiger Trend zu erkennen. Lediglich in Winternächten bestätigte sich auch hier für die Aktivphase beider Geschlechter eine zunehmende Meidung dichter Bestände.

Je dichter Laubholzbestände ( $WK\_H > 20$ ) waren, desto stärker wurden sie von den Alttieren und teilweise auch von den Hirschen nachts und auch am Tage gemieden. Dies hängt vermutlich mit der geringeren Ausprägung der Bodenvegetation durch den verringerten Lichteinfall zusammen. Sehr lichte und dichte Laubholzbestände ( $WK\_H > 20$ ) wurden von Hirschen im Winter stark gemieden. Für die Nadelholzbestände ( $WG\_H > 20$ ) gab es viele Wertelücken und nur ein sehr diffuses Bild mit keinem eindeutigen Trend. Da auch hier für die älteren Bestände keinerlei Informationen zu einer zweiten, für Rotwild sehr wichtigen Baumschicht vorlagen, bleibt eine Interpretation sehr schwierig.

#### Untersuchungsgebietsspezifische Waldstrukturpräferenzen

Da sich die vier Untersuchungsgebiete in der Lebensraumausstattung und in der Rotwildpopulationshöhe unterschieden, war ein UG-spezifischer Vergleich der Präferenzen für bestimmte Waldbestände wichtig. Da die verwendeten Peildaten bereits nach Geschlecht, Tageszeit, Aktivität und Saison aufgesplittet wurden, zerstückelte eine zusätzliche Analyse nach UG die Stichprobe noch weiter, so dass noch größere Ergebnislücken entstehen und die Fehleranfälligkeit weiter steigt. Dies erschwert eine Interpretation der Ergebnisse. Im Folgenden soll untersetzend zu den bisherigen Ergebnissen nur noch auf Gemeinsamkeiten und wesentliche Unterschiede zwischen den UG eingegangen werden.

Die Präferenzierung für bestimmte Waldbestände stimmte bei den Alttieren unabhängig von der Jahres- und Tageszeit sowie dem Aktivitätszustand weitestgehend überein, allerdings bei unterschiedlichen Graden der individuellen Variabilität (am Tage höher). In allen vier UG bevorzugten Alttiere (Abb. 149 - Abb. 152) während der Aktivität in Sommernächten Nadel- und Laubholzkulturen deutlich, außer im UG3 BÄR, in dem wurden Laubholzkulturen extrem gemieden. Im Winter war die Nutzung ähnlich bei etwas geringeren Indizes. Zu Dickungen während nächtlicher Aktivität lagen nur wenige Daten vor und es fanden sich kaum Unterschiede



zwischen den UG und auch zwischen den Saisons. Stangenhölzer wurden im UG3 BÄR präferiert, in den anderen drei UG aber unterdurchschnittlich aufgesucht. Rotwild ruht nachts dort, wo es zuvor aktiv war und äst am Tag in den gleichen Beständen, die als Ruhestand dienen. Bemerkenswert ist ein Vergleich zwischen den UG2 NED und UG1 EIB während der Tagphase im Sommer: Während in NED eine zunehmende Meidung mit der Bestandeshöhe einhergeht, ist diese in EIB kaum ausgeprägt. Vermutlich liegt die Begründung in den in EIB deutlich stärker ausgeprägten, strukturreichen, zweiten Bestandesschichten unter Fichtenaltbeständen (Baumhölzer), die dem Rotwild auch am Tage auf kleinem Raum sowohl Äsung und Deckung bieten. Im Vergleich der UG3 BÄR und UG4 NES sind weniger starke Abweichungen erkennbar, wobei die strukturreicheren Unterstandssituationen in NES ebenfalls zu einer weniger ausgeprägten Meidung von Altbeständen (Baumhölzer) führen.

Für die beiden Offenlandkategorien im Wald galt dies nicht. Wildäcker/Wildwiesen und Wege/Lagerplätze wurden ganzjährig am Tage (aktiv und ruhend) extrem gemieden. Vermutlich schließen jagdliche Beunruhigung und andere Störquellen das Äsen auf diesen Flächen am Tag aus. Während der Aktivität in Sommernächten wurden dagegen beide Kategorien aufgrund des Nahrungsangebotes deutlich überproportional aufgesucht. Mit dem Rückgang der Äsung sank diese Bevorzugung im Winter zumindest für Wege/Lagerplätze mehr oder weniger ab. Für Wiesen/Wildäcker war die Stichprobe für eine entsprechende Aussage zu gering.

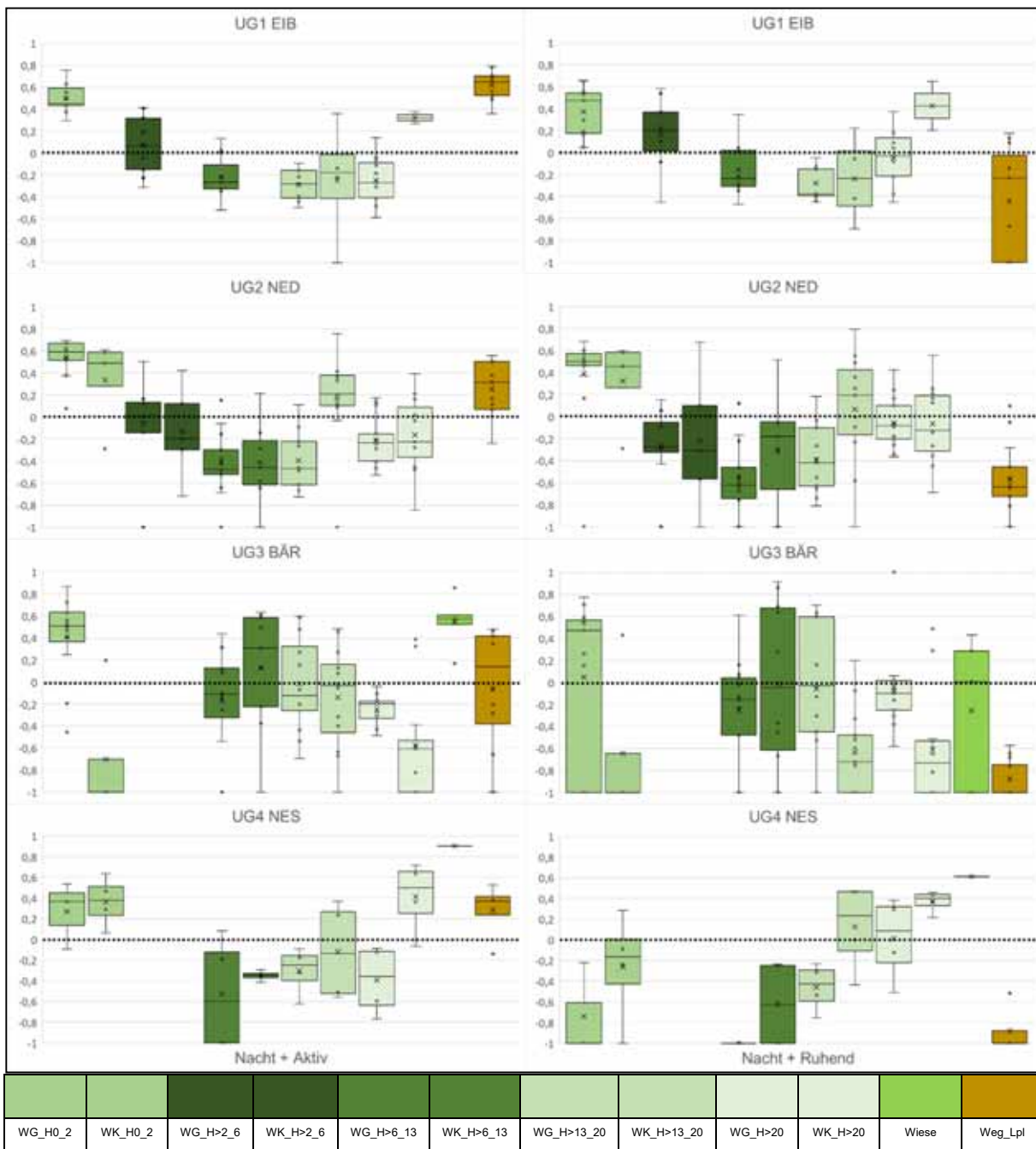
Während der Aktivität in Sommernächten fanden sich bei den Alttieren Unterschiede bei beiden Offenlandkategorien zwischen den UG. Im UG3 BÄR und UG4 NES wurden Wege/Lagerplätze weniger präferiert als in den beiden anderen UG, während Wildwiesen/Wildäcker extrem bevorzugt wurden. Im UG1 EIB fiel der Index für Wege deutlich höher aus, dafür der für Wildwiesen niedriger. Ob hier die jagdliche Nutzung der Wiesen eine Rolle für die geringere Präferenz spielt, kann nicht geklärt werden. Im UG2 NED war ebenfalls eine Bevorzugung der Wege zu erkennen. Präferenzindizes für Wiesen lagen dort wegen des zu geringen Flächenanteils am Habitatangebot nicht vor.

Im UG3 BÄR sank im Winter der Index für Wege und auch Wiesen deutlich. Wiesen/Wildäcker wurden dort im Winter nur noch proportional zum Angebot genutzt. Im UG1 EIB war die Bevorzugung von Wiesen im Winter dagegen sogar höher als im Sommer, was vermutlich mit dem Betreiben von Kirrungen auf den Wiesen/Wildäckern zusammenhängt.

Für die Hirsche ergab sich ein sehr ähnliches Bild (Abb. 153 - Abb. 156) wie für die Alttiere. Auch die Hirsche blieben nachts zum Ruhen in den Äsungsflächen und ästen am Tag in den Tageseinständen, wie geringe Präferenzunterschiede zwischen den jeweiligen Aktivitätsstufen belegen. Während nächtlicher Aktivität war in allen UG eine Bevorzugung von Kulturen (Laub- und Nadelholz) und Wegen/Lagerplätzen sowie teilweise Dickungen und Stangenhölzern festzustellen. Eine deutliche Bevorzugung von Wiesen konnte im Winter in den UG1 EIB und UG2 NED ermittelt werden. Auch hier könnte wieder das Betreiben von Kirrungen auf solchen Flächen eine Rolle gespielt haben. Im UG1 EIB nutzten die Hirsche Wiesen und Wildäcker im Sommer unterdurchschnittlich. Für die anderen Gebiete lagen leider keine Werte für Wiesen vor (zu niedriges Angebot unter 1 %).

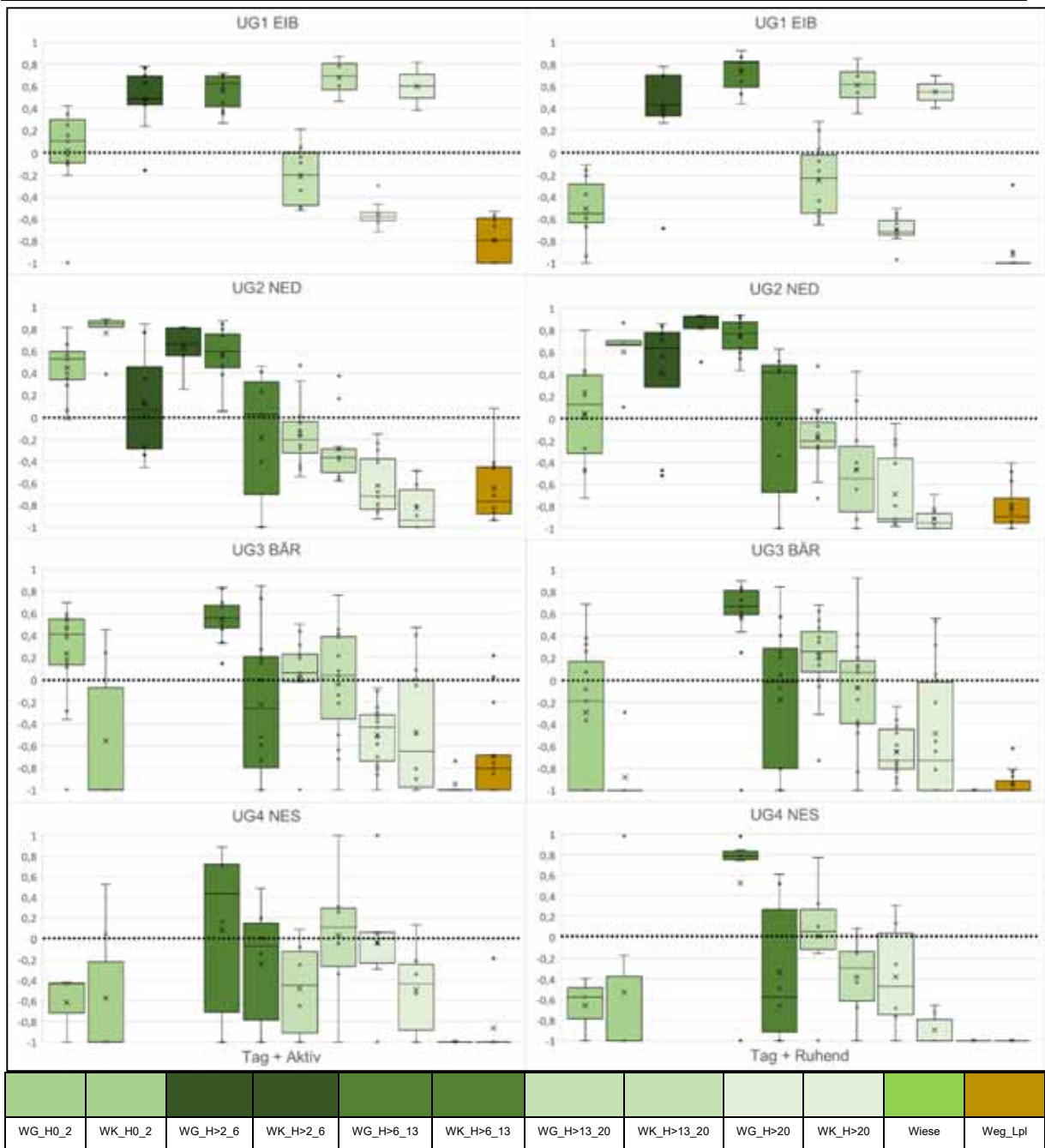
Ähnlich deutlich wie bei den Alttieren bevorzugten Hirsche zum Ruhen am Tage in beiden Saisons vor allem Dickungen und Stangenhölzer, teilweise auch junge Baumhölzer. Das UG4 NES weicht davon ab. Dort erreichten im Sommer Nadelholzkulturen und schwache Laubholzbaumhölzer und im Winter Laubholzbaumhölzer die höchsten Indizes, wobei diese Ergebnisse auf nur zwei Hirschen beruhen. Dafür wurden im UG4 NES in beiden Saisons, beiden Tagesphasen und auch beiden Aktivitätsstufen Dickungen und Stangenhölzer meist deutlich bis teilweise vollständig gemieden.

Bei den Hirschen fällt während der täglichen Aktivität noch die starke Bevorzugung von Nadelstangenhölzern in den UG1-3 auf, die vor allem für die Schälgefährdung relevant ist.



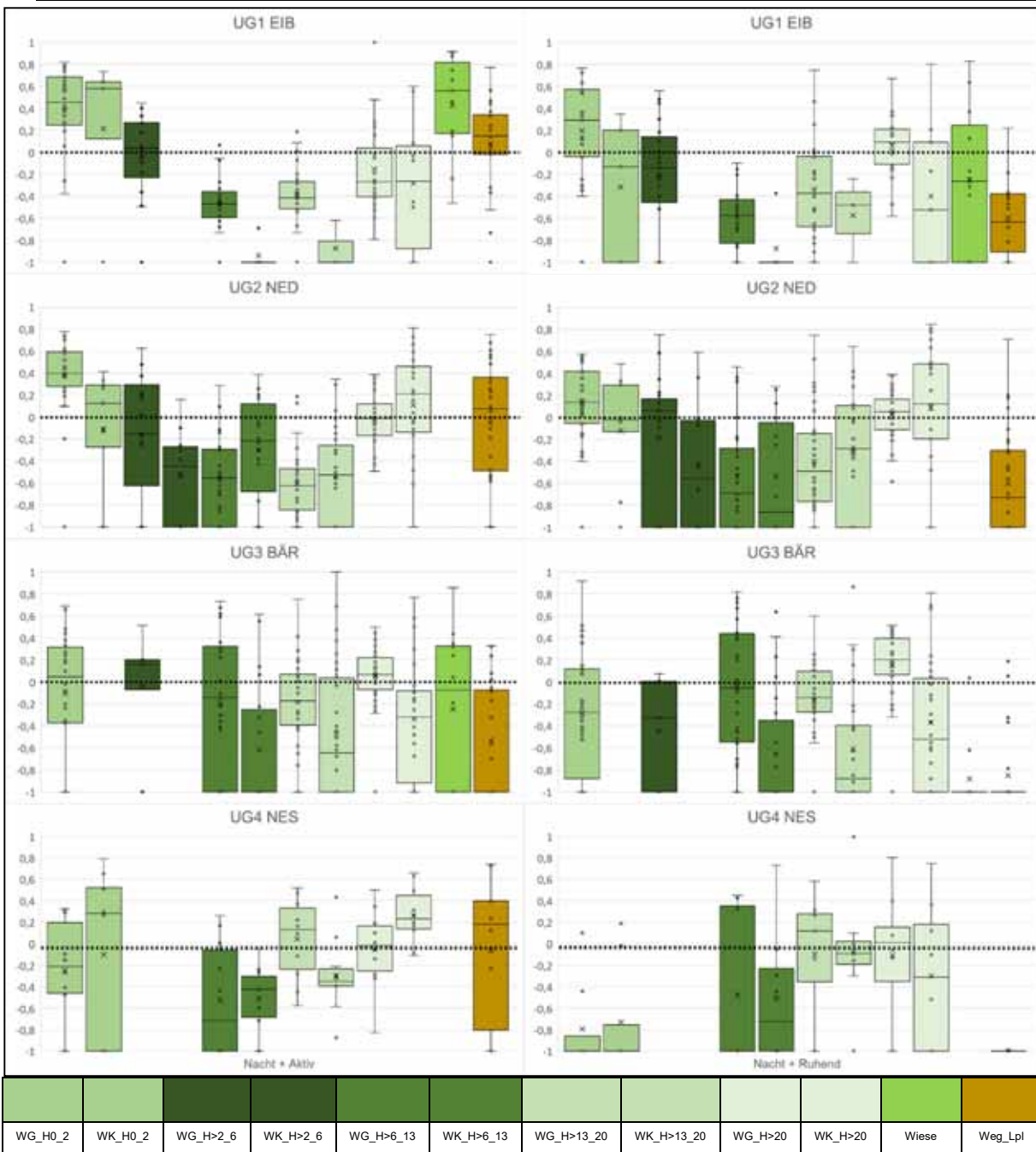
(n: UG1 EIB 6, UG2 NED 7, UG3 BÄR 7, UG4 NES 2 Alttiere)

Abb. 149: Mittlere, UG-spezifische Habitatpräferenzindizes für Waldstrukturen (Boxplot inkl. Ausreißer, Median und Mittelwert) von Alttieren im Sommeraktionsraum in der Nacht (Mittelwerte über die Jahre).



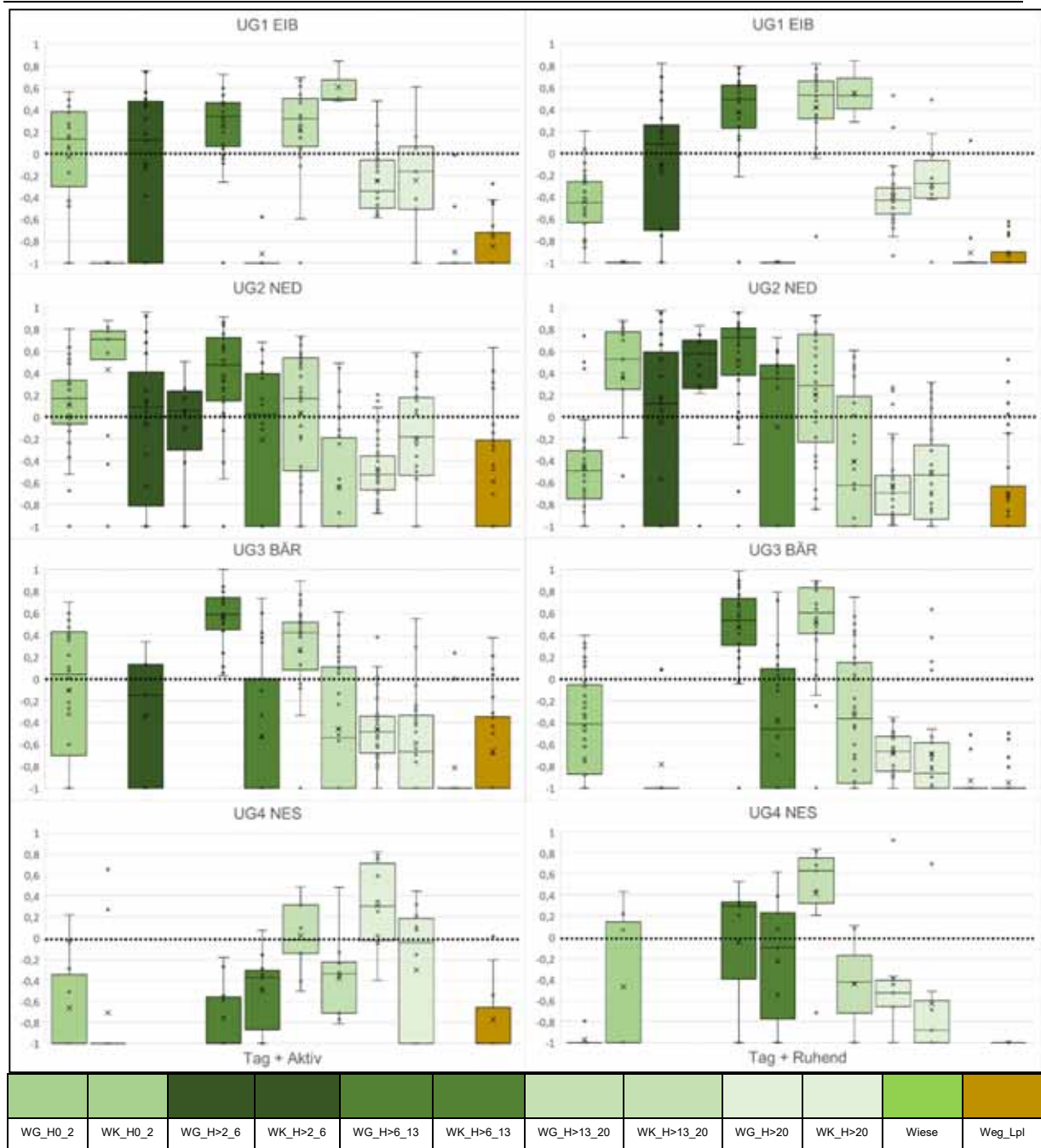
(n: UG1 EIB 6, UG2 NED 7, UG3 BÄR 7, UG4 NES 2 Alttiere)

Abb. 150: Mittlere, UG-spezifische Habitatpräferenzindizes für Waldstrukturen (Boxplot inkl. Ausreißer, Median und Mittelwert) von Alttieren im Sommeraktionsraum am Tag (Mittelwerte über die Jahre).



(n: UG1 EIB 6, UG2 NED 7, UG3 BÄR 6, UG4 NES 2 Alttiere)

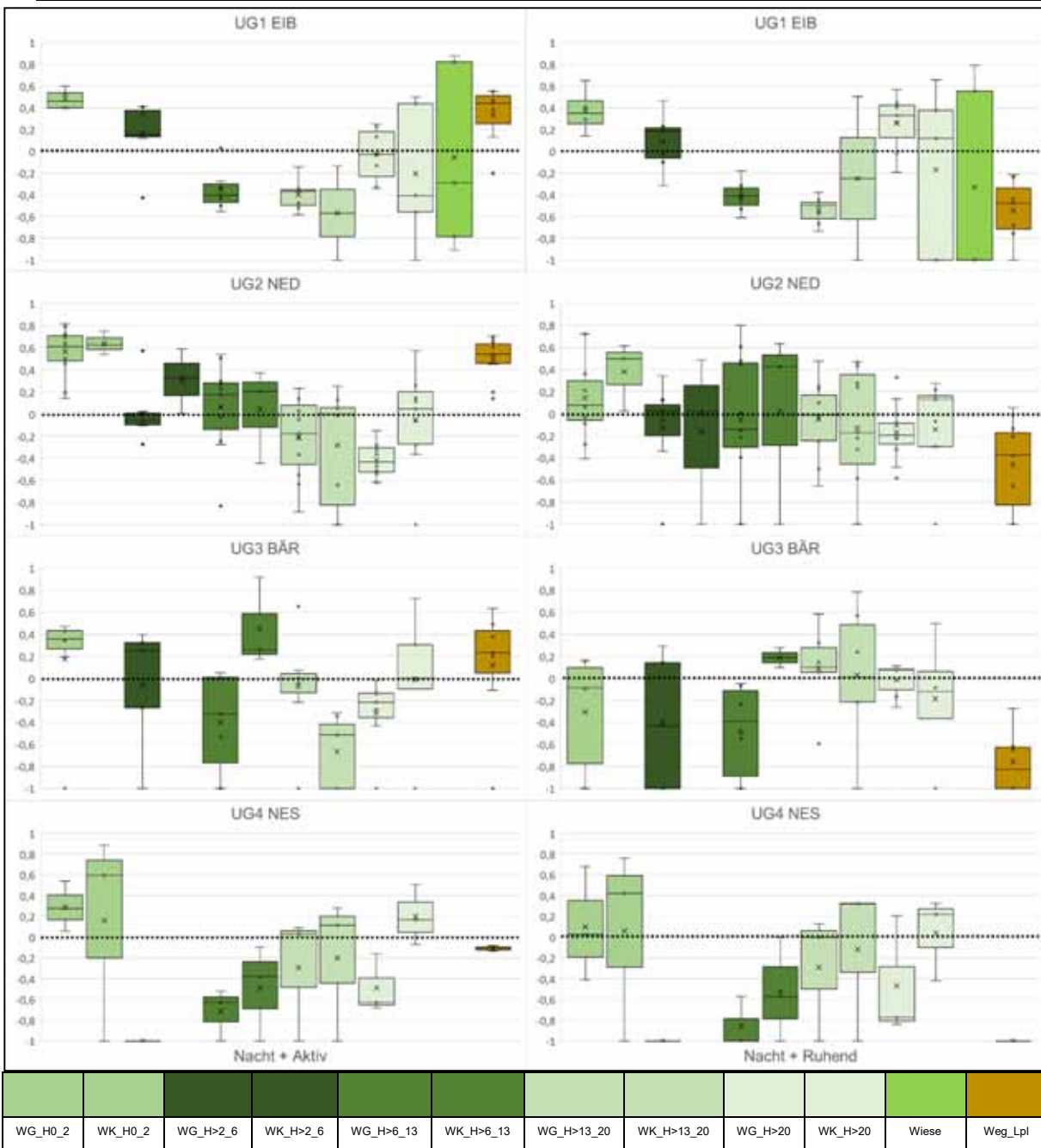
Abb. 151: Mittlere, UG-spezifische Habitatpräferenzindizes für Waldstrukturen (Boxplot inkl. Ausreißer, Median und Mittelwert) von Alttieren im Winteraktionsraum in der Nacht (Mittelwerte über die Jahre).



(n: UG1 EIB 6, UG2 NED 7, UG3 BÄR 6, UG4 NES 2 Alttiere)

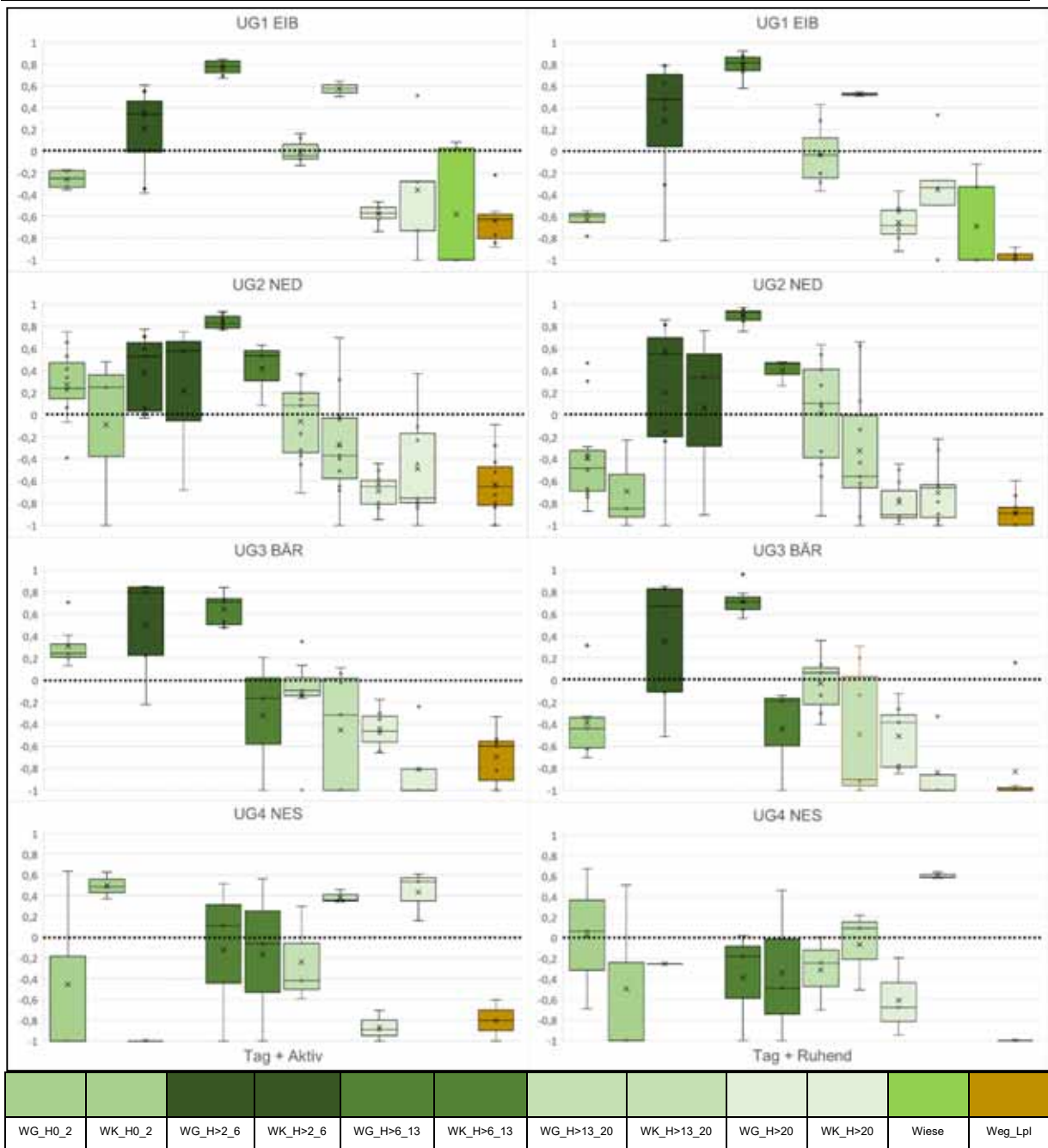
Abb. 152: Mittlere, UG-spezifische Habitatpräferenzindizes für Waldstrukturen (Boxplot inkl. Ausreißer, Median und Mittelwert) von Alttieren im Winteraktionsraum am Tag (Mittelwerte über die Jahre).





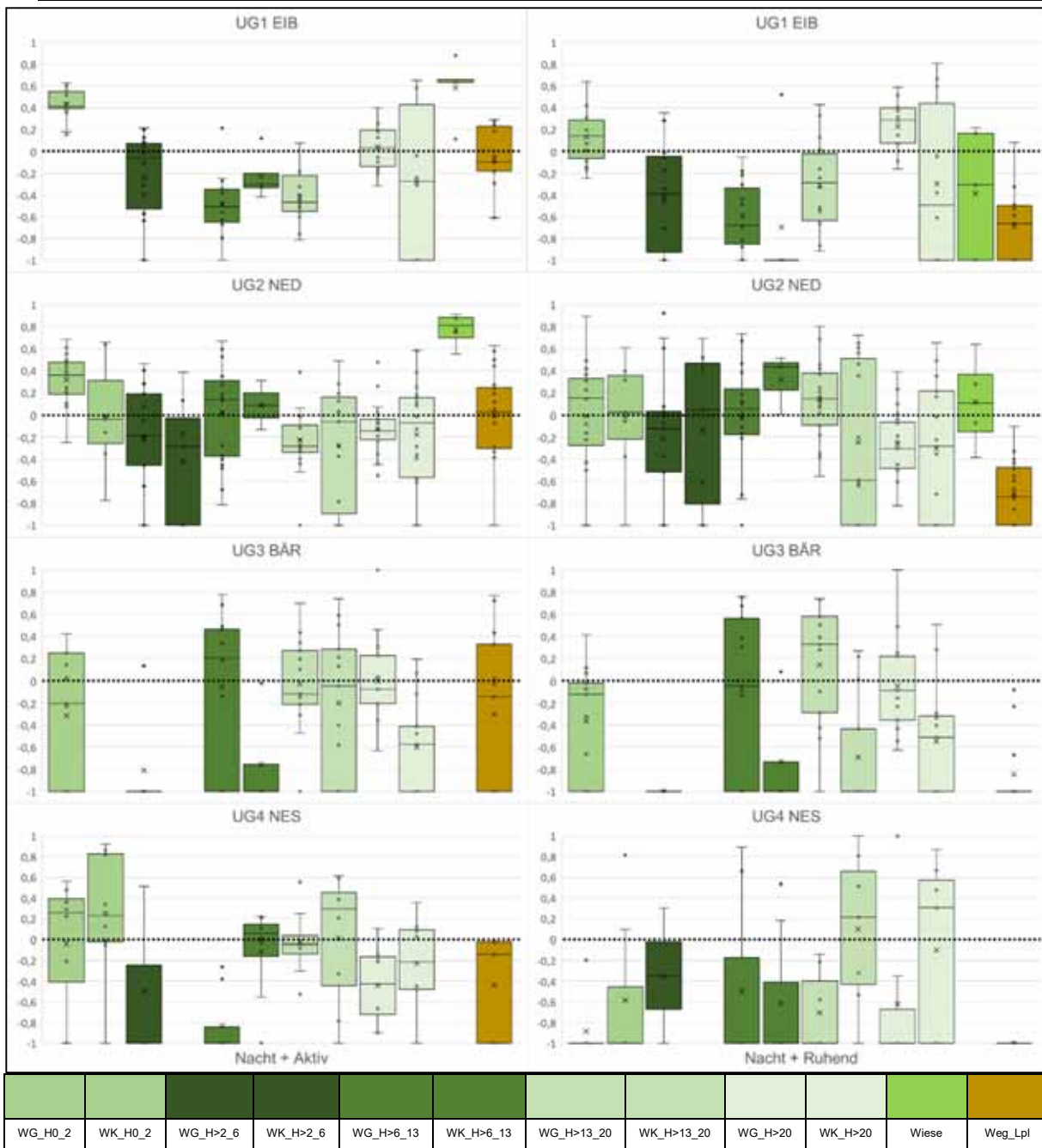
(n: UG1 EIB 3, UG2 NED 5, UG3 BÄR 5, UG4 NES 2 Hirsche)

Abb. 153: Mittlere, UG-spezifische Habitatpräferenzindizes für Waldstrukturen (Boxplot inkl. Ausreißer, Median und Mittelwert) von Hirschen im Sommeraktionsraum in der Nacht (Mittelwerte über die Jahre).



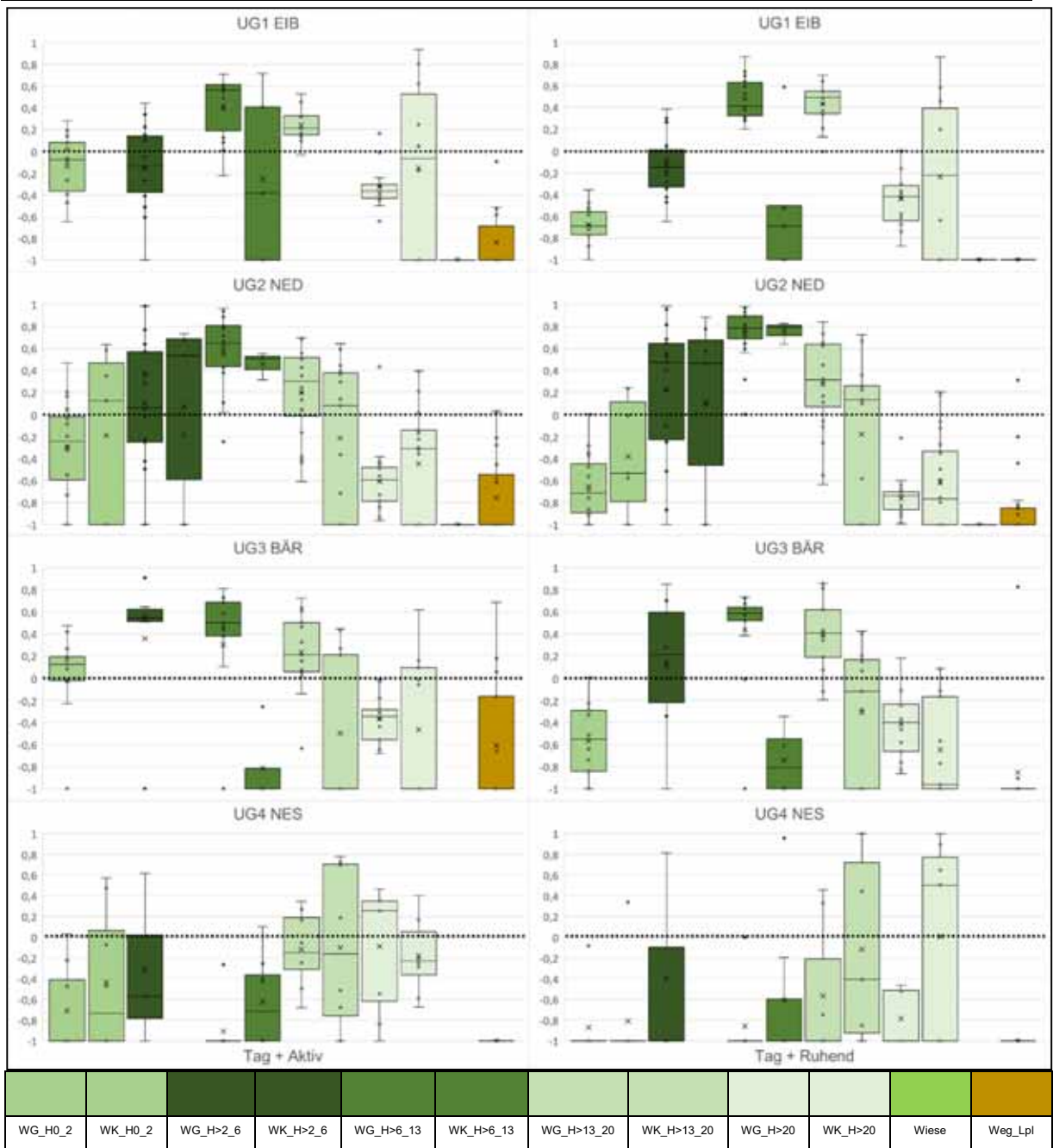
(n: UG1 EIB 3, UG2 NED 5, UG3 BÄR 5, UG4 NES 2 Hirsche)

Abb. 154: Mittlere, UG-spezifische Habitatpräferenzindizes für Waldstrukturen (Boxplot inkl. Ausreißer, Median und Mittelwert) von Hirschen im Sommeraktionsraum am Tag (Mittelwerte über die Jahre).



(n: UG1 EIB 3, UG2 NED 5, UG3 BÄR 5, UG4 NES 2 Hirsche)

Abb. 155: Mittlere, UG-spezifische Habitatpräferenzindizes für Waldstrukturen (Boxplot inkl. Ausreißer, Median und Mittelwert) von Hirschen im Winteraktionsraum in der Nacht (Mittelwerte über die Jahre).



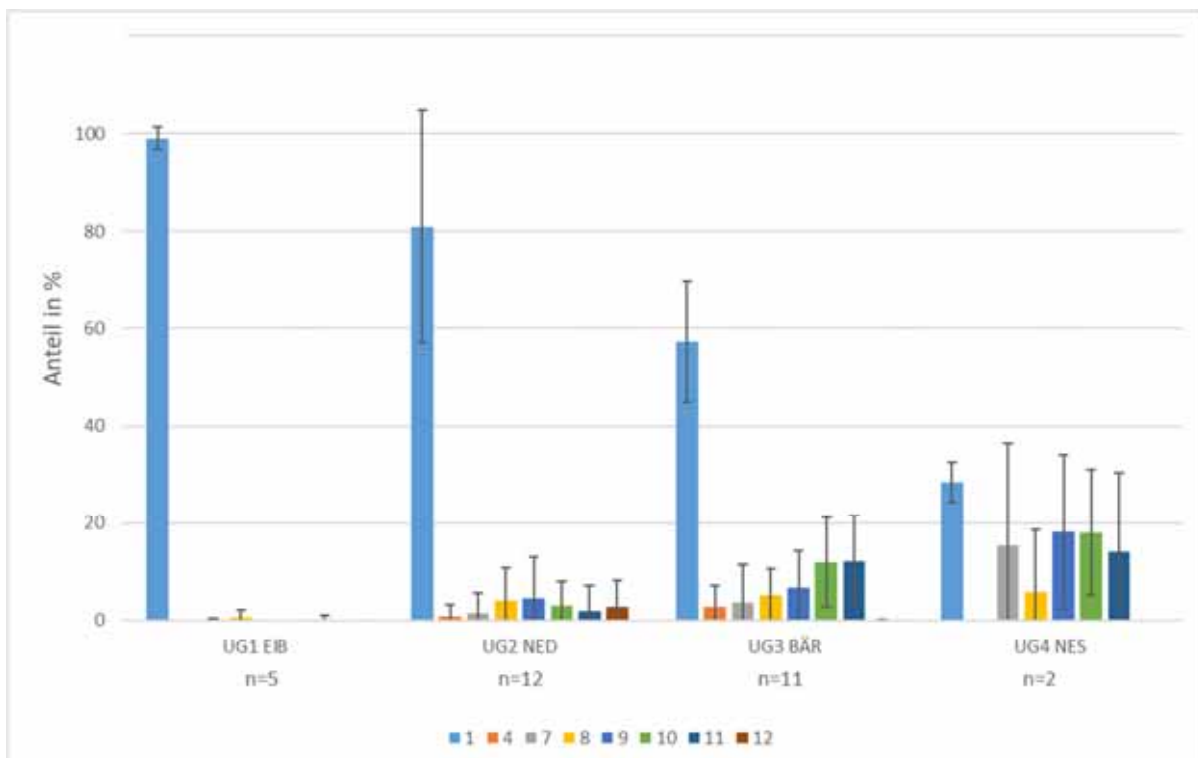
(n: UG1 EIB 3, UG2 NED 5, UG3 BÄR 5, UG4 NES 2 Hirsche)

Abb. 156: Mittlere, UG-spezifische Habitatpräferenzindizes für Waldstrukturen (Boxplot inkl. Ausreißer, Median und Mittelwert) von Hirschen im Winteraktionsraum am Tag (Mittelwerte über die Jahre).

### 5.7.4 Präferenzen für Agrarkulturen

(unter Mitarbeit von S. Goihl; LfULG)

Die Analyse der Präferenzen von Agrarkulturen (Abb. 157 & Abb. 159) beschränkte sich insgesamt auf 22 telemetrierte Individuen. Bei den restlichen Sendertieren standen keine landwirtschaftlichen Kulturen zur Verfügung (UG1 EIB: T04, T05, T12, T17, H23; UG3 BÄR: T14, H25; UG4 NES: T18, H30) bzw. beschränkten sich die Agrarflächen auf Grünlandnutzung (UG1 EIB: T08, T10, T15, H21 und UG2 NED: T09, T40, T41, H24) was die Ermittlung von Präferenzindizes ausschloss. Der untersuchte Zeitraum umfasste die Jahre 2016, 2017 und 2018 (bis 31.08.18).



UG	UG1 EIB	UG2 NED	UG3 BÄR	UG4 NES
1 Grünland	99,0	80,9	57,2	28,5
4 Mais	0,0	0,9	2,9	0,0
7 Sommerweizen/Hafer	0,1	1,5	3,7	15,4
8 sonstige Sommergetreide	0,6	4,1	5,2	5,7
9 sonstige Wintergetreide	0,0	4,6	6,8	18,2
10 Winterraps	0,0	3,1	11,9	18,1
11 Winterweizen	0,3	2,0	12,1	14,1
12 Blütmischungen	0,0	2,9	0,1	0,0

Abb. 157: Mittleres, individuumspezifisches Angebot an landwirtschaftlichen Kulturen in den vier Untersuchungsgebieten (Mittel aus allen 30 Ind. mit Agrarkulturen im AR inkl. SD).

Grünland (Kat. 1) stellte in drei UG mit Abstand den größten Anteil am individuellen Angebot an Agrarkulturen. Nur im UG4 NES war der Grünlandanteil geringer. Die zum Teil hohen Standardabweichungen der Mittelwerte vieler Agrarkulturen weisen in allen UG auf individuell stark variierende Angebote hin (Abb. 157).



Bei der Betrachtung der Präferenzindizes für Agrarkulturen (Abb. 159) muss beachtet werden, dass nur die Nutzung dieser mit deren Angebot verglichen wird, völlig ohne Beachtung anderer Habitattypen wie Wald, Siedlung usw.. Da es keine Standards bei der Fruchtfolge gibt, die grundsätzlich eingehalten werden, kann über die Kulturen, die vor der Hauptfrucht auf den Flächen waren, keine sichere Aussage getroffen werden, auch wenn nach Mais Winterweizen und nach Raps Sommergerste fürs Erzgebirge typisch sind. Es liegen ebenfalls keine Informationen zu möglichen Zwischenfrüchten und der Frage, ob die Mais-, Getreide- oder Rapsstoppeln direkt nach der Ernte oder erst später (bei der Ernte ausgefallene, dann gekeimte Getreide- oder Rapssamen bleiben erhalten) umgebrochen wurden. Aus diesen Gründen erfolgen auch keine tiefergehenden Interpretationsversuche der Präferenzindizes für Zeiten vor der Einsaat der Hauptkultur (Abb. 159 rote Säulen).

Die meisten Agrarkulturklassen wurden unterdurchschnittlich oder etwa proportional zum Angebot aufgesucht (Abb. 159). Wie die SD bei Blümmischungen, Sommerweizen/Hafer, Winterweizen und sonstiges Wintergetreide zeigten, bevorzugten zumindest einige Individuen die Kulturen, allerdings nur mit geringen Indizes. Positive Präferenzindizes gab es im Monatsmittel nur bei Grünland und Raps.

Sonstiges Sommergetreide wurde von der Saat bis zur Ernte fast vollständig gemieden, was vor der Ernte vermutlich mit den unangenehm stechenden Grannen bei Roggen und Gerste zu tun hatte. Da nach Raps oft Sommergerste angebaut wird (E. PETZOLD mdl.), könnte die zumindest neutrale Nutzung (sonst. Sommergetreide) durch einige Individuen (Abb. 159 rote Säulen) durchaus mit dem Äsen vom im Vorjahr ausgefallenen und dann aufgelaufenen Raps zusammenhängen (Oktober).

Die Indizes für Sommerweizen und Hafer lagen dagegen insgesamt höher, aber es gab nur einzelne Individuen, die einen positiven Index aufwiesen und damit diese Agrarkulturen überhaupt bevorzugten. Im August ist ein Teil dieser Kulturen bereits abgeerntet, so dass der Index wieder sank.

Von Mai bis August (wenn der Mais sogar schon Kolben angesetzt hat) wurde Mais dagegen komplett gemieden. Lediglich im Mai, wenn der Mais gelegt wird, war der Index minimal höher als -1, so dass zumindest einzelne Individuen diese Flächen manchmal aufsuchten, um den Saatmais aufzunehmen. Da die Auswertungen jeweils für das Zeitfenster 01. September bis 31. August erfolgten, können keine Aussagen für den Mais in der Erntephase im September und teilweise Oktober gemacht werden.

Sommerkulturen, wie Mais, Sommerweizen/Hafer und sonstiges Sommergetreide werden in den Monaten vor der Aussaat vermutlich deshalb vom Rotwild genutzt, weil dort entweder Zwischenfrüchte (z.B. Senf & Sommerrüben) oder Ausfallgetreide und Wildkräuter wachsen, die erst unmittelbar vor der Saat beseitigt werden. Insbesondere die Begrünung dieser Flächen wird auch finanziell gefördert.

Bei den Blümmischungen gab es ebenfalls Monate (Dezember, Januar & Juni), in denen zumindest einzelne Individuen diese Kultur bevorzugten. Der Index lag jedoch im Mittel, außer

im Juni, deutlich unter null. Blühstreifen werden nach den Erfahrungen der Liebenauer Agrar GmbH (Osterzgebirge) sehr gern vom Rotwild angenommen (E. PETZOLD mdl.). Wenn sie noch klein sind, können sie stark verbissen werden. Da unklar ist, ob die Blütmischungen einjährig oder mehrjährig waren und bei den einjährigen, ob sie in aufeinanderfolgenden Jahren auf den gleichen Flächen gesät wurden, kann nicht gesagt werden, was im Winter vor den Blütmischungen auf den Flächen wuchs, so dass auch eine sinnvolle Interpretation nicht möglich ist.

Beim Wintergetreide lagen die Präferenzindizes von Weizen über denen der sonstigen. Im März, April, Juli und August gab es zumindest einzelne Tiere, die Winterweizen bevorzugt aufsuchten, auch wenn im Monatsmittel die Indizes übers ganze Jahr unter null lagen. Von Februar bis April und zur Ernte im Juli und August wurde diese Frucht zumindest regelmäßig genutzt (Index nicht bei -1=vollständige Meidung). Wintergetreide, vor allem Winterweizen, ist im Winter als kleine Pflanze und als Ähre von der Milchreife bis zur Ernte attraktiv. Für Winterweizen entsteht ein erhöhtes Schadensrisiko jedoch nur dann, wenn vor der Ernte auf kleiner Fläche (z.B. Waldrand) konzentriert gefressen wird. Dann können dort teilweise die Ähren komplett abgeäst werden, aber eben nur auf diesen kleineren Anteilen der gesamten Schläge.

Wie allgemein bekannt, bevorzugte das Rotwild im Erzgebirge Raps deutlich, v.a. von Dezember bis März (Abb. 159). Jedoch fiel die Höhe der Bevorzugung nicht bei allen Individuen so hoch aus, wie vermutet, zumal Raps in den meisten Aktionsräumen nur in geringen Flächenanteilen vorkam und so leicht sehr hohe Präferenzindizes erreichbar gewesen wären. Auch im November, Juni (Abb. 158) und Juli (Abb. 161) gab es Tiere, die den Raps bevorzugt aufsuchten, wie die Standardabweichungen belegen.



Abb. 158: Hirsch H33 Hansi im Raps bei Schönfeld im UG3 BÄR (Foto: © V. Meißner-Hylanová).

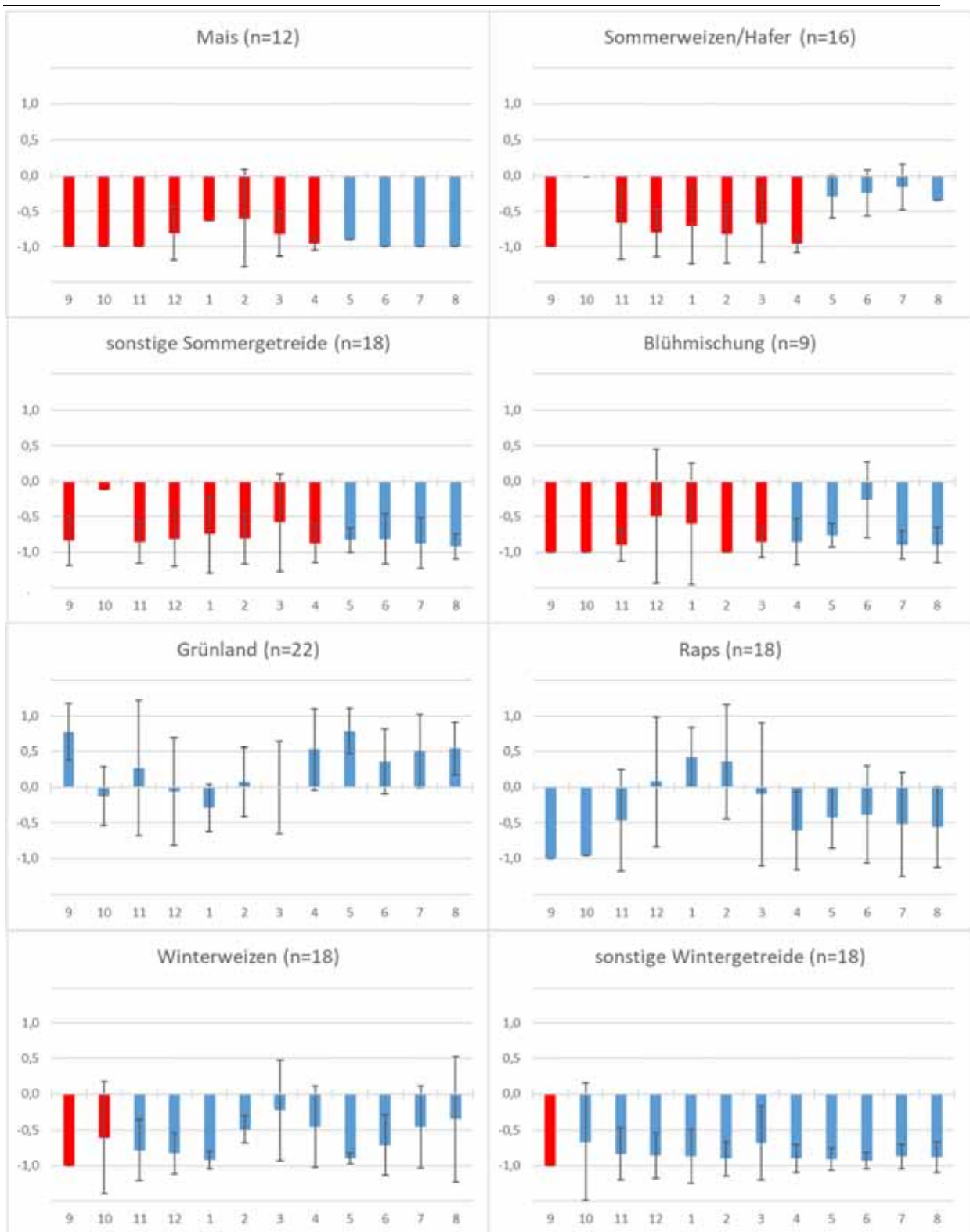


Abb. 159: Mittlere Präferenzindizes für Agrarkulturen von Rotwild (arithmetisches Mittel; inkl. SD) im saisonalen Aktionsraum MCP100 (Rot=Feldfruchtreste vom Vorjahr unbekannt bzw. Feld wird erst im Frühjahr bestellt).

In Abb. 160 ist als Beispiel die Nutzung eines Rapsfeldes im Sommer 2018 dargestellt. Die beiden Hirsche haben auch tagsüber diese Fläche deutlich präferiert und diese zum Teil mehrere Tage nicht verlassen (sogar bei Temperaturen über 30°C), wogegen das Kahlwild in dieser Zeit die Rapsflächen kaum aufsuchte.



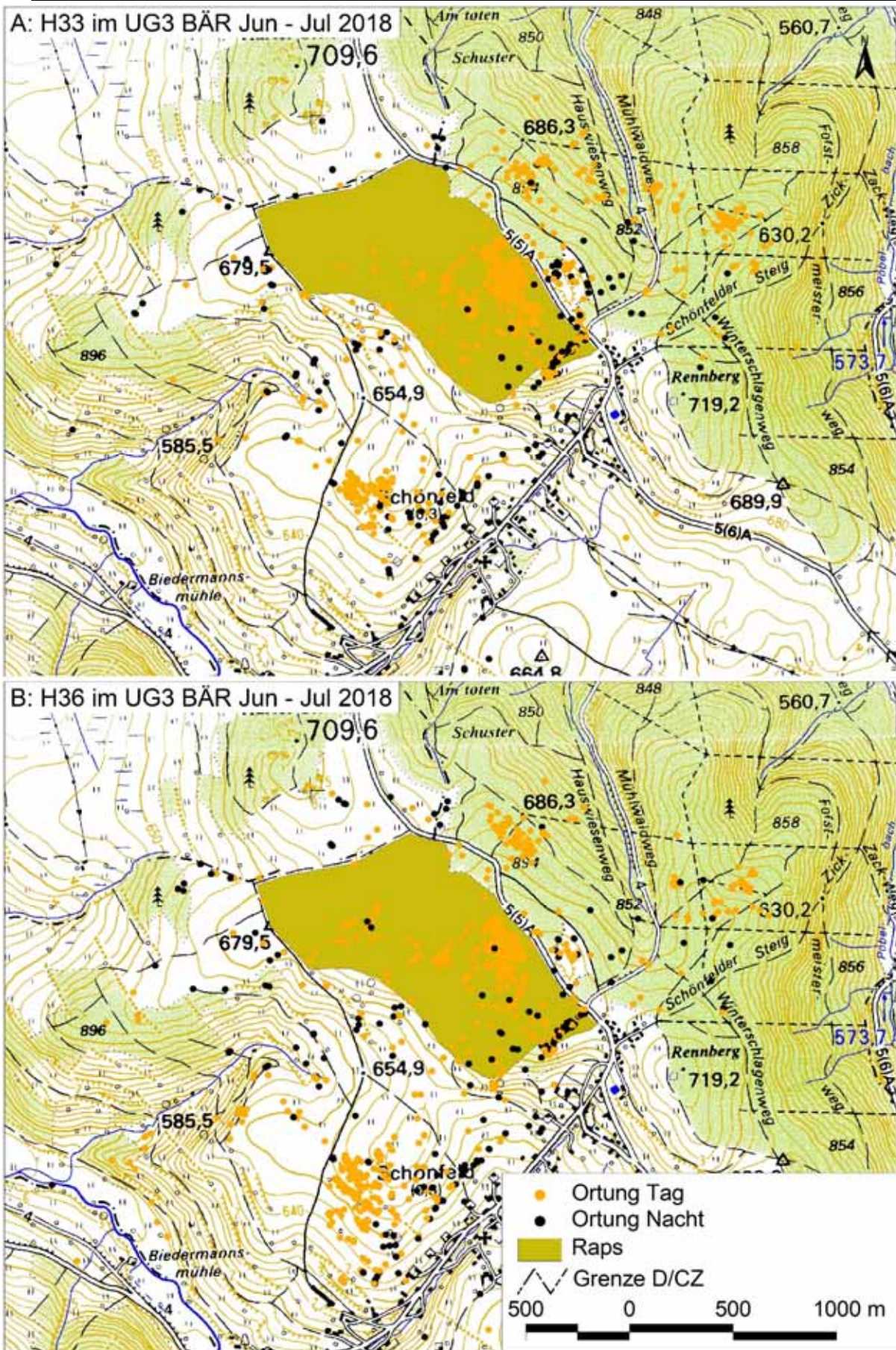


Abb. 160: Tag- und Nacht-Ortungen von H33 Hansi und H36 Lutz in einem Rapsfeld im UG3 BÄR im Sommer 2018 (Anzahl der Ortungen proportional zur kurzen Nacht- und langen Tagphase).





Abb. 161: Drohnenaufnahme von Schalenwildwechseln im Raps bei Schönfeld im UG3 BÄR (Foto: © V. Meißner-Hylanová).

Im Januar war der Index für Raps am höchsten und alle Sendertiere nutzten ihn dann bevorzugt (Abb. 159). In dieser Zeit sank der Index für Grünland auf sein niedrigstes Niveau.

In Abb. 162 sind beispielhaft die Rapsflächen (UG3 BÄR) zwei aufeinanderfolgender Winter (2016/17 & 2017/18) dargestellt. In Abb. 162a sind die intensive Nutzung von Raps in einem Winter mit sehr viel Schnee (bis zu 65 cm) als auch die längeren Aufenthalte an der angrenzenden Waldkante (vor Wechsel über Straße zum Raps) sowie die unweit gelegenen Tageseinstände deutlich erkennbar. Abb. 162b stellt einen deutlich milderen Winter dar (nur kurze Zeit Schneedecke bis 25 cm). Aber auch hier wurde Raps deutlich präferiert. Auffällig ist hier aber auch die höhere Nutzung vom Grünland zwischen den Raps- und den Waldflächen.

Bei geringgradigem Verbiss von Raps kommt es zu keinem erheblichen Schaden, wenn die Pflanzen vital genug sind, Verzweigungen als Ersatz auszubilden. Ist intensiver Verbiss an Raps mit starkem Frost kombiniert, kann es allerdings zu erheblichem Schaden kommen. Stehen dem Rotwild in seinem Aktionsraum nur wenige, kleine Rapsflächen zur Verfügung, können dort die Schäden wegen der Rotwildkonzentration bedeutsam werden. Gleiches gilt, wenn Rotwild v.a. an den Waldrändern den Raps annimmt und die weiter entfernten Flächen weniger aufsucht. Die Erfahrungen aus dem Erzgebirge (E. PETZOLD mdl.) zeigen, dass Rotwild Rapsflächen sehr intensiv aufsucht, sobald eine geschlossene Schneedecke liegt. Im Erzgebirge halten sich vor der Ernte meist nur geringe Teile der Rotwildpopulation dauerhaft im Raps auf (E. PETZOLD mdl.), was die sehr niedrigen Präferenzindizes (Abb. 159) bestätigen, so dass kein erhöhtes Risiko für großflächig ausgefallenes Erntegut besteht, dass durch Rotwildbewegung hervorgerufen werden kann.



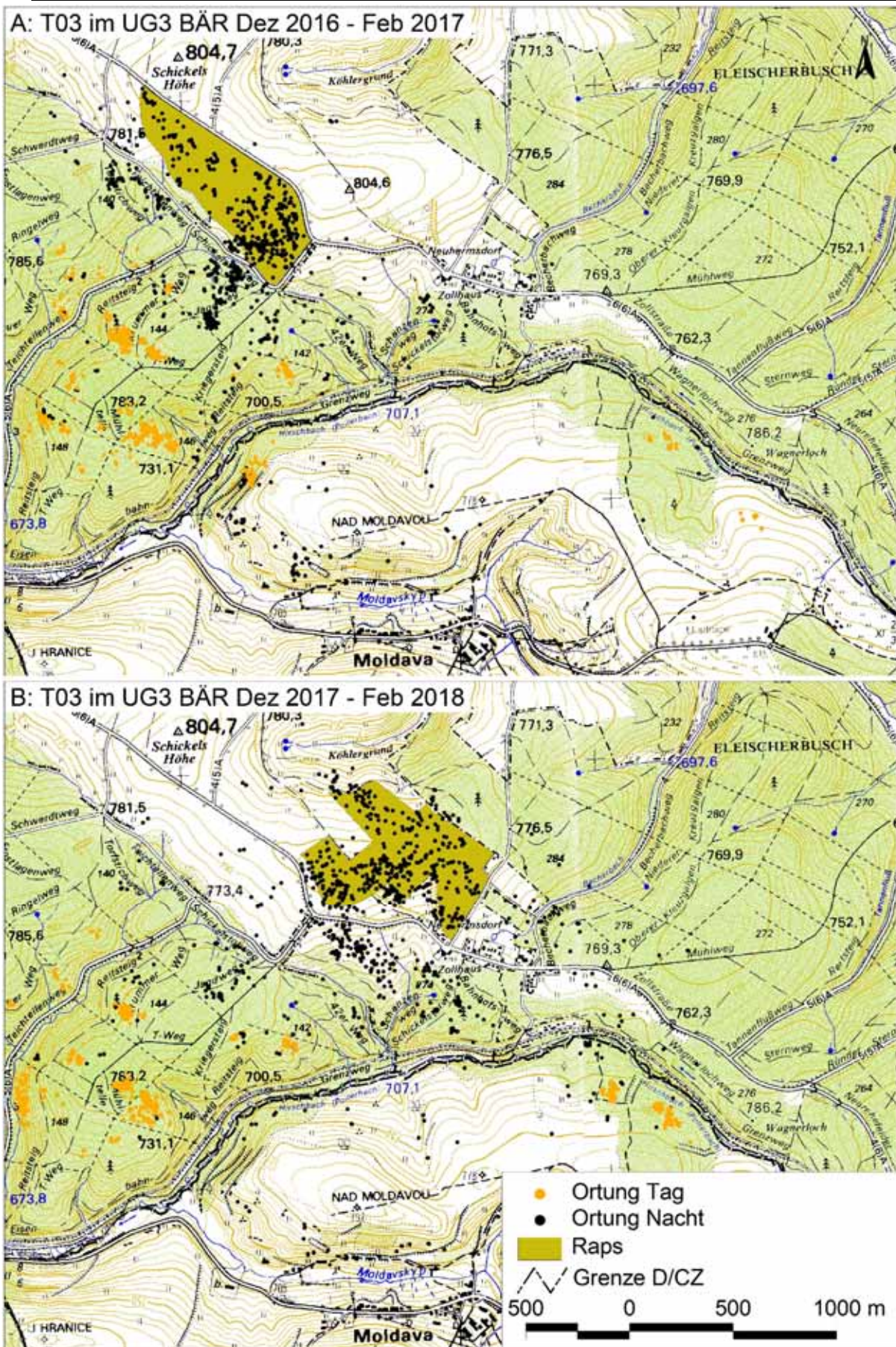


Abb. 162: Tag- und Nacht-Ortungen von Altier T03 Kriegsstück in unterschiedlichen Rapsfeldern im UG3 BÄR in den Wintern 2016/17 & 2017/18 (Anzahl der Ortungen proportional zur langen Nacht- und kurzen Tagphase).



Die höchste Bevorzugung (Monatsmittel) wurde für Grünland dokumentiert und das, obwohl Grünland oft die höchsten Flächenanteile an Agrarkulturen in den AR der betrachteten Tiere ausmachte. Am stärksten wurde es im Sommerhalbjahr (April bis September) präferiert. In dieser Zeit bevorzugten fast alle Sendertiere das Grünland. Aber auch im Winterhalbjahr waren die Indizes einiger Individuen sehr hoch.

Da die Präferenz einzelner Agrarkulturen auch stark von deren Angebot (im Jahresverlauf und von Jahr zu Jahr schwankend) abhängt, zeigen die Präferenz-Indizes zwar Tendenzen auf, können aber nicht direkt genutzt werden, um Aussagen zu treffen, von welchen, im jeweiligen AR vorhandenen Kulturen sich die Rotwildpopulationen hauptsächlich ernähren (unabhängig vom Anteil am Angebot), weil sie nur die Nutzung im Vergleich zum Angebot, aber nicht die absolute Häufigkeit der Nutzung abbilden. Kommen Agrarkulturen beispielsweise großflächig im AR vor, können sie trotz negativem Präferenzindex (Meidung) erhebliche Anteile am Nahrungsbedarf decken. Für eine vergleichende Betrachtung der Nutzung der am meisten präferierten Agrarkulturen Grünland, Raps, Weizen und Hafer wurden deshalb, nach Sommer und Winter sowie UG getrennt, die Anteile der Ortungen im Grünland mit denen in den energiereichen, gern gefressenen Feldfrüchten (Raps, Weizen und Hafer) verglichen. Wegen der geringen Stichprobe erfolgte keine nach Geschlechtern getrennte Betrachtung. Passend zur aussaat- und ernteabhängigen Verfügbarkeit wurden für den Winter-AR nur Dezember bis März und für den Sommer-AR nur Mai bis August betrachtet.

Das UG1 EIB wurde ausgeschlossen, weil nur ein Hirsch (H31) eine winzig kleine Fläche in seinem Sommer-AR an Weizen im Angebot hatte und diese nicht nutzte. Auch das UG4 NES ist für diese Analyse nicht geeignet, weil das Agrarkulturangebot insgesamt nur einen sehr geringen Anteil am jeweiligen, saisonalen AR ausmachte und im Sommer nur ein Individuum (T01) und im Winter nur zwei (T01 und H34) Zugang zu den betrachteten Kulturen hatten.

In allen UG stand Grünland sehr vielen, telemetrierten Individuen zur Verfügung (Abb. 157) und wurde auch regelmäßig aufgesucht (Abb. 159). Die betrachteten Feldfrüchte (Raps, Weizen und Hafer) standen jedoch deutlich weniger zur Verfügung und wurden nicht immer trotz Verfügbarkeit genutzt. Im UG2 NED standen Raps, Weizen und Hafer im Winter (H22, H27, H28, T16, T42) und im Sommer (H22, H27, H28, T13, T42) jeweils 5 von 12 Tieren zur Verfügung, wurden aber nicht von allen aufgesucht.

Im UG3 BÄR waren es im Winter 8 von 13 (H26, H32, H33, H35, T03, T06, T07, T11) und im Sommer 3 von 13 (H33, H35, H36). Diese Stichproben gingen in den Vergleich von UG2 NED mit UG3 BÄR ein.

Der über die Individuen (mit Zugang zu Raps, Weizen und Hafer) berechnete Mittelwert (Anteil der Ortungen gegenüber Grünland) für diese Agrarkulturen lag im UG2 NED im Winter bei 21 % und im Sommer bei 13 %. Im UG3 BÄR waren die Anteile mit 42 % im Winter und 47 % im Sommer deutlich höher. Da sich neben den höheren Anteilen im Raps, Weizen und Hafer im Vergleich zu Grünland auch (zumindest im Winter) insgesamt ein hoher Anteil der Individuen von diesen Feldfrüchten ernährte.

Insgesamt wurden die meisten Agrarkulturen unterdurchschnittlich aufgesucht. Lediglich für Grünland und Raps resultierten deutlich positive Präferenzindizes. Während Raps vor allem im Winter (Dezember bis März) hohe Indizes erreichte, wurde Grünland von April bis September deutlich präferiert. Dies unterstreicht die besondere Bedeutung von qualitativ hochwertigem, erreichbarbarem Grünland im Rotwildlebensraum. Werden diese Flächen jagdlich möglichst wenig genutzt und auch durch andere Ursachen wenig gestört, hat Rotwild die Möglichkeit, dort wesentliche Nahrungsmengen aufzunehmen (Abb. 163). Je mehr Rotwild seinen Nahrungsbedarf im Grünland deckt, umso geringer fallen die Schäden im Wald aus. Bedeutsame Wildschäden im Grünland sind bei den im Erzgebirge vorhandenen Rotwildichten nicht bekannt (E. PETZOLD mdl.). Auch im Tiefland von Mecklenburg-Vorpommern spielen Grünlandschäden trotz regional deutlich höherer Dichten als im Erzgebirge ebenfalls keine Rolle (M. GEMBALLA mdl.).



Abb. 163: Tagsüber ruhende Hirsche auf der „Zauberwiese“ (CZ) an der Grenze zum UG3 BÄR Ende Mai 2017 (Foto: © V. Meißner-Hylanová).

Das Schadensrisiko in der Agrarlandschaft ist grundsätzlich vom gesamten Äsungsspektrum abhängig. Wenn beispielsweise das Agrarkulturangebot in den Monaten Oktober bis April durch große abgeerntete Ackerflächen mit folgender Sommerkultur, wenig Zwischenfrüchten, viel gepflügtem Acker und wenig Winterroggen und Wintergerste reduziert ist, kann für Winterraps in der Nähe von Tageseinständen erheblicher Schaden entstehen (M. GEMBALLA mdl.).

---

Das Schadensrisiko hängt immer von möglichen Äsungsalternativen ab. Je mehr Alternativen, die das Äsungsangebot bereichern, zur Verfügung stehen, desto geringer fallen die absoluten Wildschäden sowohl im Wald, als auch in landwirtschaftlichen Nutzflächen aus. Zwischenfrüchte, Ausfallgetreide, Wildkräuter und Blühstreifen werden durch das landwirtschaftliche Fachrecht und die gemeinsame europäische Agrarpolitik gefördert und gefordert. Solche landwirtschaftlichen Praktiken bereichern auch das Äsungsangebot, ohne dass ein Schadensrisiko entstehen kann (M. GEMBALLA mdl.).

### 5.7.5 Aufenthalt in unterschiedlicher Höhe (ü.N.N.) und Exposition

Die individuellen Aufenthaltshöhen aller Alttiere sowie UG-spezifische Temperaturen und Schneehöhen sind in Abb. 165 als 7 Tage gleitender Mittelwert dargestellt.

Innerhalb des Rotwildbestandes im Erzgebirge gibt es Alttiere, die vertikale Wanderungen vornehmen, und andere, die nur minimal ihre Höhe (ü.N.N.) im Jahresverlauf ändern. So verlagerten z.B. T13, T15 oder T41 (Abb. 165) bei niedrigen Temperaturen und hohem Schnee ihren Aktionsraum in 900 m (ü.N.N.) kaum in tiefer gelegene Regionen - vermutlich aufgrund der Tradierung der Lebensraumnutzung über ihre Mütter.

Die vertikal wandernden Alttiere scheinen sich an der Änderung der Temperatur sowie der Schneehöhe zu orientieren. Die Grenzwerte dieser Umweltfaktoren, die die Höhenverschiebung auslösen, variieren jedoch individuell.

Größere Höhenunterschiede (Abb. 164; ab 150 m) wurden bei vier Alttieren im UG1 EIB und bei zwei im UG2 NED ermittelt. Im UG3 BÄR gelang es leider nicht, Alttiere in tieferen Lagen im Winter zu besondern. Wanderungen entlang des Höhengradienten sind aber auch hier wahrscheinlich (NITZE et al. 2006, NITZE 2012). Auch im UG4 NES, das außerhalb des Erzgebirges in einer max. Höhe von ca. 560 m (ü.N.N.) liegt, änderte T01 die mittlere Höhe seines Aktionsraumes im Jahresverlauf - wenn auch nur geringfügig.

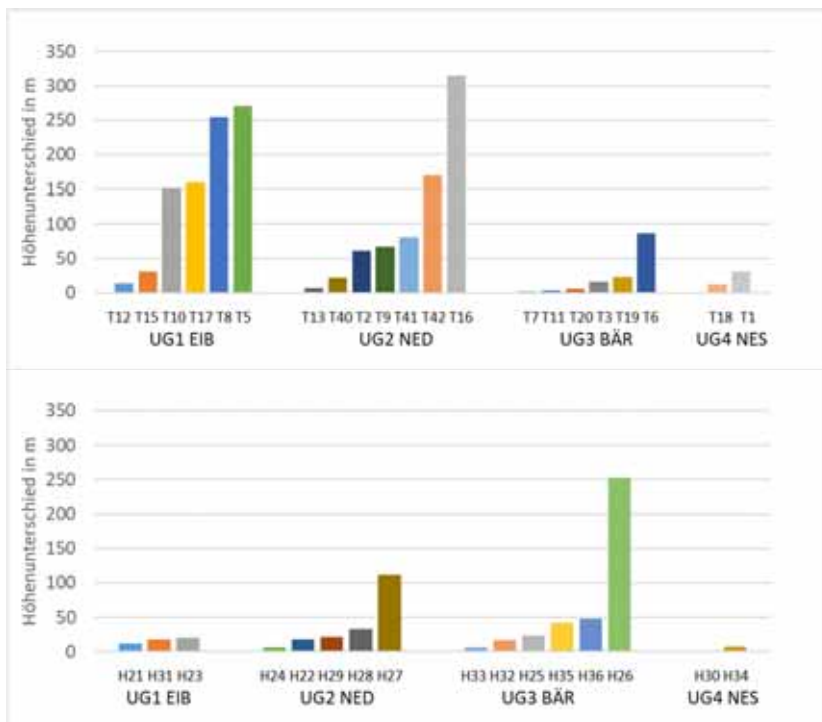


Abb. 164: Individuenspezifische Höhenunterschiede (Differenzen zwischen den mittleren Sommer- und Winteraufenthaltshöhen) von Alttieren (T) und Hirschen (H).



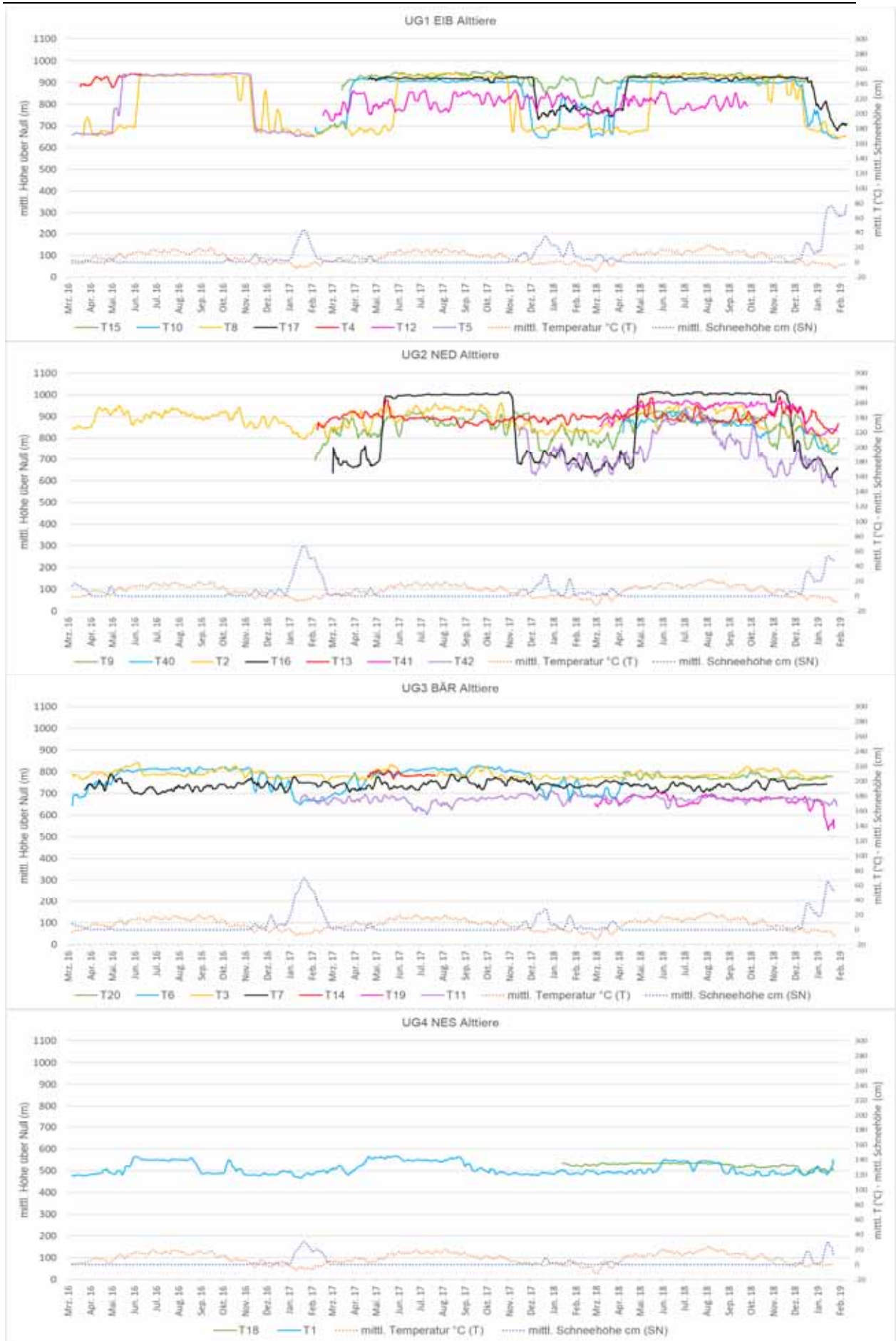


Abb. 165: Aufenthaltshöhe von Alttieren sowie Tagesmitteltemperatur und SN und Schneehöhe (dargestellt als 7 Tage gleitendes Mittel) über den Gesamtzeitraum.

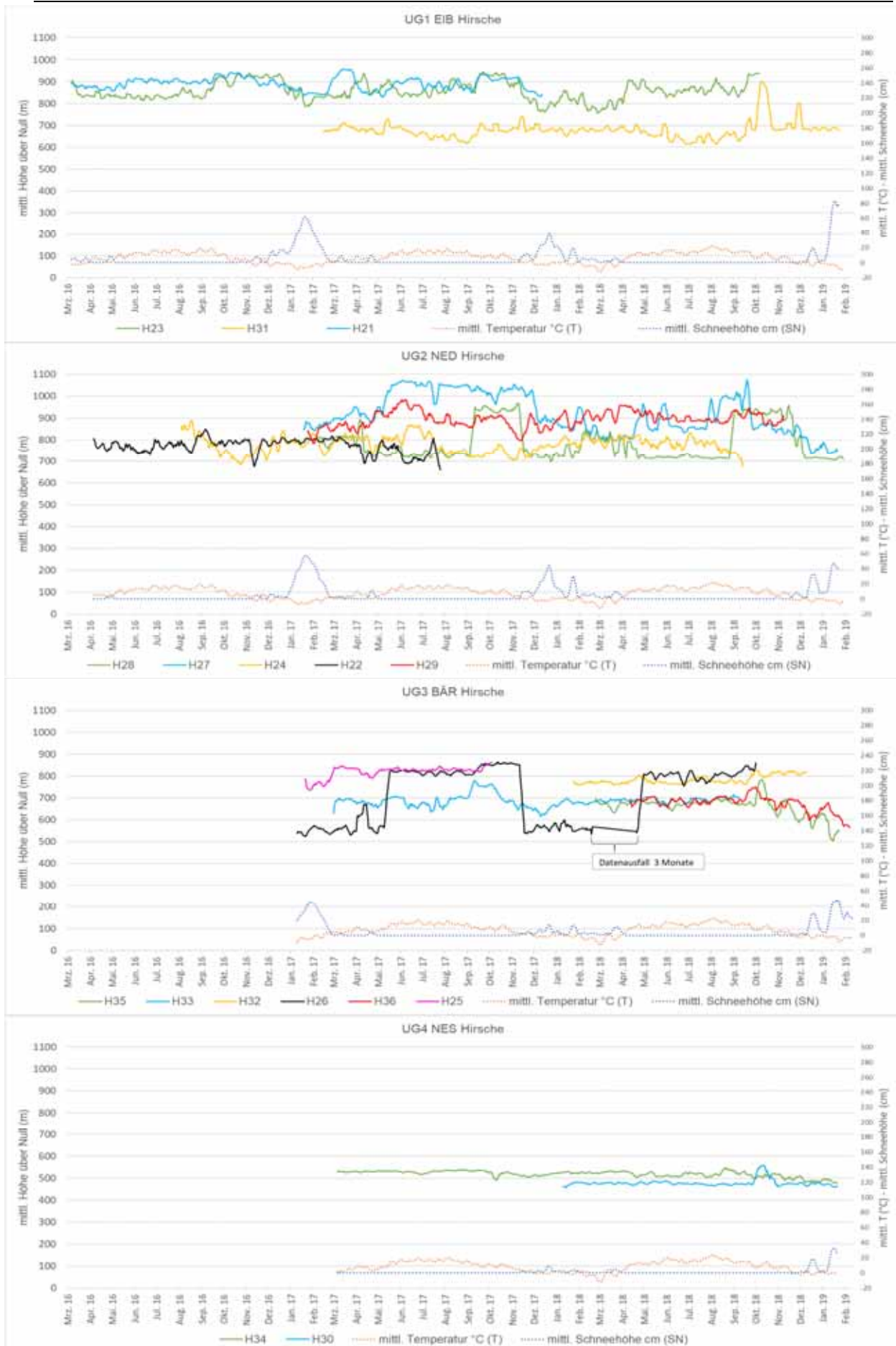


Abb. 166: Aufenthaltshöhe von Hirschen sowie Tagesmitteltemperatur und Schneehöhe (dargestellt als 7 Tage gleitendes Mittel) über den Gesamtzeitraum.

Ähnlich den Alttieren gibt es auch Hirsche, welche vertikal wandern und andere, die ihren Aktionsraum nur minimal verlagern (Abb. 166). Abgesehen von Temperatur und Schneehöhe als Steuergröße, scheinen die Hirsche aber auch ihre Aufenthaltshöhe in Abhängigkeit der Lage der Brunft-AR zu ändern. Auch bei den Hirschen variierten die Grenzwerte dieser Umweltfaktoren, die die Höhenverschiebung auslösten, individuell.

Im Gegensatz zu den Alttieren ist besonders auffällig, dass es bei den Hirschen nur minimale Höhenverschiebungen gab. Lediglich im UG3 BÄR konnte bei H26 ein Höhenunterschied von 250 m belegt werden (Abb. 164).

Ob dies an der geringeren Stichprobe als bei den Alttieren liegt oder ob die Hirsche grundsätzlich weniger vertikal wandern, konnte leider nicht geklärt werden.

Gleichzeitig gibt es auch Hirsche wie z.B. H21 oder H29, die im Winter bei niedrigen Temperaturen und hohem Schnee in Höhen (ü.N.N.) um die 900 m bleiben und kaum in tiefer gelegene Regionen wechseln.

Insgesamt zeigte sich, dass das untersuchte Rotwild im Erzgebirge und der linkselbischen Sächsischen Schweiz hinsichtlich der Verlagerung der Aktionsräume, sowie damit einhergehender Vertikalwanderung an seiner tradierten Raumnutzung festhält, selbst wenn Extremschneelagen die Nahrungsverfügbarkeit deutlich einschränken. Männliches und weibliches Rotwild, das im Winter in den höheren Lagen verbleibt, wird von dieser Raumnutzungstradition auch nicht abweichen, wenn keine Notzeitfütterung erfolgt. Auch mit der Aufgabe von Fütterungen lassen sich Wanderungen in die tieferen Lagen nicht erzwingen aufgrund der ausgeprägten Raumtreue von Rotwild. Nur mit dem Aussterben der entsprechenden Teilpopulationen (durch Abschuss oder Verhungern) geht auch das tradierte Verhalten in Bezug auf die jahreszeitliche Verlagerung der Aktionsräume verloren.

Dieses stark individualisierte Verhalten muss im Verhältnis zu den regionalen, topographischen Bedingungen betrachtet werden. Während im Hochgebirge Höhendifferenzen jenseits von tausend Metern zu sehr stark voneinander abweichenden Witterungs- (Temperatur, Schneehöhe, Schneedeckendauer, Wind) und Vegetationsbedingungen (vertikale Abfolge von ganzen Waldgesellschaften bis hin zu Latschen- und Mattenregionen, Dauer der Vegetationszeit) führen, ist dieses Gefälle bei Mittelgebirgen wie dem Erzgebirge mit Höhendifferenzen von wenigen hundert Metern nur schwach bis mäßig stark ausgeprägt. Zudem ist Rotwild im Mittelgebirgswinter keinen alpinen Gefahren wie bspw. Lawinen ausgesetzt, die ebenfalls vorbeugende Ausweichbewegungen erzwingen. Die zunehmend stärker variierende jährliche Intensität der winterlichen Witterungsverhältnisse (Schneehöhe, Dauer der geschlossenen Schneedecke, Temperaturverlauf) führt nur in unregelmäßigen Abständen zu existenziell kritischen Umweltbedingungen und ist damit eine weitere mögliche Erklärung für die uneinheitliche Ausprägung von Vertikalwanderungen. Letztlich bieten sich dem Rotwild im Erzgebirge auf Grund der topographisch und klimatisch bedingten Witterungs- und Vegetationsbedingungen deutlich mehr individuelle Spielräume für das ob und wie von Vertikalwanderungen, als beispielsweise in den Alpen.

### Einflussgrößen auf den Aufenthalt in unterschiedlichen Höhen anhand von gemischten Modellen

Als Steuergrößen der jahreszeitlichen Aufenthaltsverlagerung entlang des Höhengradienten, wurden folgende Prediktoren untersucht: *Animal\_ID* (Tier-Nr.) (Random Faktor), *Geschlecht*, *Alter*, *UG* (Untersuchungsgebiet), *Jahr*, *yday* (Jahrestag), *Temperatur*, *Schnee* und *Wind*.

Die stündlichen Daten waren viel zu stark örtlich und zeitlich autokorreliert (keine unabhängige Stichprobe), so dass eine Regressionsanalyse mit den Rohdaten nicht möglich war. Anstatt die Daten wie für die o.g. Variablen zu poolen, haben wir uns für eine andere Vorgehensweise entschieden, da das Ändern der Höhe (ü.N.N.) in relativ kurzer Zeit erfolgen kann und daher die Daten beim Poolen drohen, zu "verwischen".

Stattdessen zogen wir aus den Rohdaten eine zufällige Unterstichprobe, deren Größe wir empirisch so bestimmten, dass die Autokorrelation managebar war ( $n=2.500$  stellte sich als optimal heraus). Die Regressionsanalysen wurden dann mit dieser Unterstichprobe durchgeführt, die verbliebene, zeitliche und örtliche Autokorrelation wurde in den finalen GAMM berücksichtigt, indem ein örtlicher 2D-Regressions-Spline verwendet (WOOD 2006) und zudem eine AR1-Regressionsstruktur in das Modell integriert wurde (ZUUR et al. 2009, KORNER-NIEVERGELT et al. 2015). Dieser Prozess wurde 100mal wiederholt und die finalen Regressionsmodelle dann aus den Mittelwerten der 100 Wiederholungen berechnet. Insbesondere wurden Regressionskoeffizienten und Standardfehler gemittelt und daraus dann erneut t-Werte und p-Werte berechnet. Aufgrund des numerischen Aufwands wurde auf eine LASSO-basierte Vorselektion hier verzichtet. Stattdessen wurde die Regression direkt mit den Variablen *Jahr*, *Schnee*, *Alter*, *yday*, *UG*, *Temperatur* und *Wind* durchgeführt.

Tab. 35: Numerische GAMM-Regressionsergebnisse zu Einflussgrößen auf den Aufenthalt in unterschiedlichen Höhen (ü.N.N.).

Variable (Prediktor)	Estimate (Regressions- koeffizient)	SE (Standard- fehler)	z value (Z-Wert)	Pr (> z ) (P-Wert)
Alttiere 3 bis 10 Jahre	11,046	9,288	1,189	0,234
Alttiere ab 11 Jahre	-7,256	42,325	-0,171	0,864
Hirsche ab 4 Jahre	147,041	79,607	1,847	0,065
Hirsche bis 3 Jahre	150,622	79,536	1,894	0,058
Geschlecht weiblich	135,108	81,033	1,667	0,096
JAHR 2017	0,991	2,689	0,369	0,712
JAHR 2018	1,598	2,919	0,547	0,584
JAHR 2019	-7,099	6,490	-1,094	0,274
SNOW (Schnee)	-0,232	0,081	-2,857	**0,004
Temperatur	0,259	0,126	2,059	*0,040
Windgeschwindigkeit	-1,743	1,379	-1,264	0,206

P<0,05 \* signifikant; P<0,01 \*\* hoch signifikant; P<0,001 \*\*\* hochsignifikant

Der Prediktor *UG* wird im Folgenden nicht interpretiert, da er partiell kollinear mit dem Longitude-Latitude-Smooth-Term und daher nicht ohne weiteres zu interpretieren ist. Es gab keine signifikanten Unterschiede zwischen den Jahren (Tab. 35). Die Aufenthaltshöhe sank signifikant

mit abnehmender Temperatur ( $P < 0,05$ ) und sogar hochsignifikant mit zunehmender Schneehöhe ( $P < 0,01$ ). Ein signifikanter Zusammenhang mit dem Wind existierte nicht.

Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass die Aufenthaltshöhe signifikant mit abnehmender Temperatur und hochsignifikant mit zunehmender Schneehöhe sinkt. Schneefall spielt also für den Zeitpunkt der saisonalen Vertikalwanderungen eine bedeutendere Rolle als die Temperaturabsenkung. Weiterhin ergaben die nichtlinearen Zusammenhänge (Abb. 167), dass Rotwild meist ab  $0\text{ }^{\circ}\text{C}$  tiefere Lagen aufsucht und bei über 50 cm hinausgehenden Schneehöhen keine weiteren Ausweichbewegungen in tiefere Lagen mehr erfolgten. In Bezug auf potenzielle, noch weitergehende Vertikalwanderungen ist zu berücksichtigen, dass insbesondere die großen, zusammenhängenden Waldgebiete im Bereich der UG1-3 keine oder kaum bewaldete Höhenlagen unterhalb von 500-600 m ü.N.N. aufweisen. In den nördlich bzw. östlich (UG3 BÄR) vorgelagerten, tieferen Regionen herrscht häufig eine intensive landwirtschaftliche Nutzung vor, während der Waldanteil immer stärker abnimmt und zunehmend fragmentiert ist. Gleiches gilt für den intensiv landwirtschaftlich und bergbaulich genutzten Egergraben, der sich südlich ans tschechische Erzgebirge anschließt.

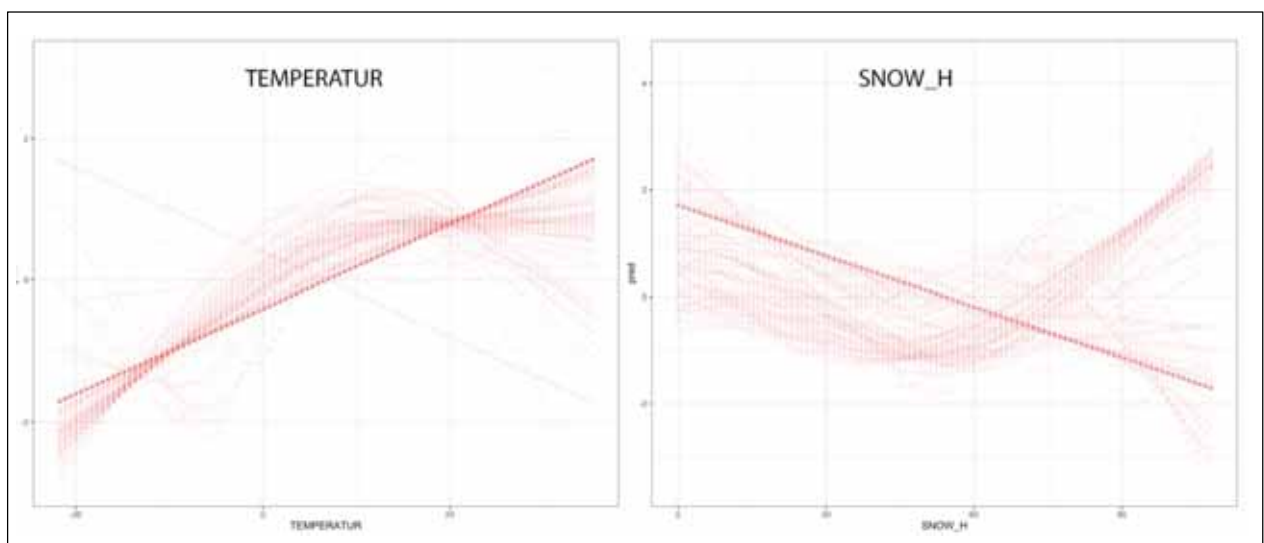


Abb. 167: Visuelle Darstellung der GAMM-Regressionsergebnisse zum nichtlinearen Verhalten der Höhe (ü.N.N.) in Abhängigkeit von der Temperatur und dem Schnee. Es wurden die Schätzungen 100 verschiedener Regressionsmodelle (basierend auf 100 Teilmengen des Datensatzes) übereinander geplottet (Da es sich um partielle Effekte handelt, kann die Y-Achse nur relativ entlang der X-Achse aber nicht in absoluten Einheiten interpretiert werden).

#### Einflussgrößen auf den Aufenthalt in unterschiedlichen Expositionen (Hangausrichtungen) anhand von gemischten Modellen

Um die Exposition (als Grid-Code: 0-255) zu erklären, wurden die folgenden Prediktoren untersucht: *Animal\_ID* (Tier-Nr.) (Random Faktor), *Geschlecht*, *Alter*, *UG* (Untersuchungsgebiet), *Jahr*, *yday* (Jahrestag), *Temperatur*, *Schnee* und *Wind*. Da die Daten hier stark nicht-normalverteilt waren (nämlich strikt zwischen 0 und 255 mit recht vielen Werten sowohl nahe 0 als auch nahe 255) wurden die Daten erst zwischen 0 und 1 reskaliert, um dann



in der Regression mittels geeigneter Beta-Zufallsverteilung beschrieben zu werden (CRIBARI-NETO & ZEILEIS 2009).

Die stündlichen Daten waren viel zu stark örtlich und zeitlich autokorreliert, so dass eine Regressionsanalyse mit den Rohdaten wie bei der Höhe (ü.N.N) nicht möglich war. Anstatt die Daten wie für die o.g. Variablen zu poolen, haben wir uns auch hier für eine andere Vorgehensweise entschieden, da das Ändern der Exposition in relativ kurzer Zeit erfolgen kann und daher die Daten beim Poolen drohen zu "verwischen". Stattdessen zogen wir aus den Rohdaten eine zufällige Unterstichprobe, deren Größe wir empirisch so bestimmten, dass die Autokorrelation managebar war (n=4.000 stellte sich als optimal heraus). Die Regressionsanalysen wurden dann mit dieser Unterstichprobe gemacht. Die verbliebene, zeitliche und örtliche Autokorrelation wurde in den finalen GAMM berücksichtigt, indem ein örtlicher 2D-Regressions-Spline verwendet (WOOD 2006) und zudem eine AR1-Regressionsstruktur in das Modell integriert wurde (ZUUR et al. 2009, KORNER-NIEVERGELT et al. 2015). Dieser Prozess wurde 100mal wiederholt und die finalen Regressionsmodelle dann aus den Mittelwerten der 100 Wiederholungen berechnet. Insbesondere wurden Regressionskoeffizienten und Standardfehler gemittelt und daraus dann erneut t-Werte und p-Werte berechnet. Aufgrund des numerischen Aufwands wurde auf eine LASSO-basierte Vorselektion hier verzichtet. Stattdessen wurde die Regression direkt mit den Variablen *Jahr*, *Schnee*, *Alter*, *yday*, *UG*, *Temperatur* und *Wind* durchgeführt.

Der Prediktor *UG* wird im Folgenden auch hier nicht interpretiert, da er partiell kollinear mit dem Longitude-Latitude-Smooth-Term und daher nicht ohne weiteres zu interpretieren ist.

Es zeigte sich, dass kein signifikanter (oder annähernd signifikanter) Effekt zu den Prediktoren nachweisbar war (Tab. 36). Auch bei einer Wiederholung aller Analysen diesmal unter Annahme einer Normalverteilung resultierten keine signifikanten Effekte. Keine der geprüften Variablen hatte demzufolge einen Einfluss auf die Nutzung unterschiedlicher Expositionen. Allerdings werden bei der gewählten Methode die eventuell nur kurzzeitig auftretenden Effekte (nur bestimmte Jahres- und Tageszeiten) der Exposition durch andere Einflüsse (z.B. räumliche Verteilung von Feldfrüchten) überdeckt.

Tab. 36: Numerische GAMM-Regressionsergebnisse zu Einflussgrößen auf den Aufenthalt in unterschiedlichen Expositionen (Hangausrichtung).

Variable (Prediktor)	Estimate (Regressions- koeffizient)	SE (Standard- fehler)	z value (Z-Wert)	Pr (> z ) (P-Wert)
Alttiere 3 bis 10 Jahre	-0,111	0,331	-0,336	0,737
Alttiere ab 11 Jahre	-0,308	0,432	-0,713	0,476
Hirsche ab 4 Jahre	0,134	0,760	0,176	0,860
Hirsche bis 3 Jahre	0,231	0,726	0,318	0,750
Geschlecht weiblich	0,307	0,842	0,365	0,715
JAHR 2017	-0,007	0,123	-0,060	0,952
JAHR 2018	-0,004	0,128	-0,030	0,976
JAHR 2019	-0,149	0,307	-0,485	0,628
SNOW (Schnee)	0,003	0,004	0,727	0,467
Temperatur	-0,001	0,007	-0,177	0,859
Windgeschwindigkeit	-0,004	0,068	-0,062	0,951

## 5.7.6 Präferenzen für weg- und straßennahe Bereiche

### Kategorie Wege im Wald

Grundsätzlich wurde das Umfeld von Waldwegen bis zu einer Entfernung von 50 m während der nächtlichen Aktivität eher bevorzugt (Abb. 168), während die anderen Entfernungsklassen (>50-100; >100-150; >150-200 m) mehr oder weniger unterdurchschnittlich genutzt wurden, wobei für die weiter entfernten Klassen die größte Streuung vorlag. Diese Bevorzugung der Waldwegnähe könnte mit dem teilweise besseren Äsungsangebot an Wegrändern (z.B. besserer Boden, mehr Licht) zusammenhängen. Zum Ruhen wurde nachts aber dagegen die Entfernung 50-100 m bevorzugt (Hirsche ziehen diesbezüglich nicht so weit wie Alttiere).

Tagsüber wurden durch Rotwild Entfernungen ab 50 m zum Weg bevorzugt und Bereiche näher als 50 m gemieden, was durchaus durch die Störungsempfindlichkeit in unmittelbarer Wegnähe beeinflusst sein kann. Sowohl zwischen den UG, als auch zwischen Sommer und Winter gab es keine Unterschiede.

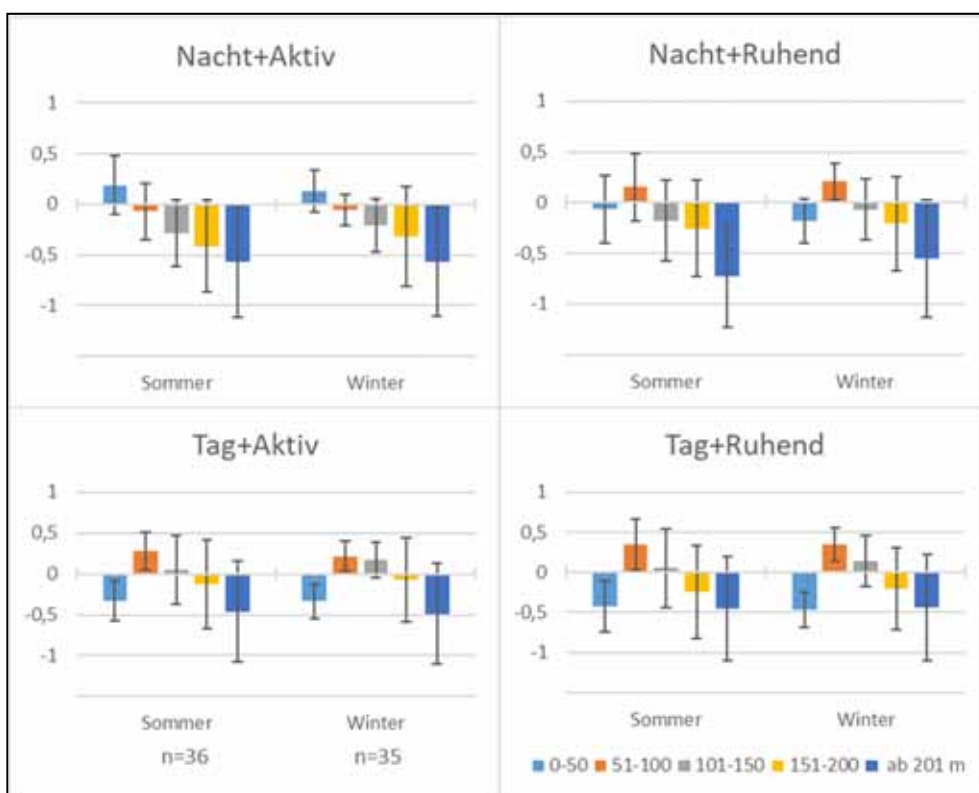


Abb. 168: Mittlere, aktivitäts- und tageszeitspezifische Präferenzen für die Umgebung von Wegen im Wald von Rotwild nach Sommer und Winter getrennt (arithmetisches Mittel; inkl. SD).

### Kategorie Straßen im Wald

Unterschiede zwischen Sommer und Winter gab es kaum. Nur im Winter zeigte sich bei den Hirschen in der Nacht (sowohl aktiv als auch ruhend) eine höhere Meidung der Waldstraßennähe als bei den Alttieren.

Öffentliche Straßen im Wald (Abb. 169) wurden generell leicht gemieden. Nachts war die Meidung geringer als am Tag. Bei den Nachtwerten belegen die großen SD jedoch das breite

Spektrum an individuellen Verhaltensweisen in Straßennähe. Ähnlich wie bei den Waldwegen entfernt sich Rotwild nachts zum Ruhen etwas weiter als zum Äsen. Tagsüber wurde die Straßennähe im Wald (bis zu 100 m) eindeutig mehr gemieden als bei den Waldwegen (nur bis 50 m). Diese Verhaltensweise kann als Reaktion auf die häufigeren Störungen und das größere Gefahrenpotenzial von Straßen im Vergleich zu Waldwegen interpretiert werden.

Tagsüber als auch nachts wurden die Waldstraßen (bis zu 100 m) im Sommer im UG1 EIB und UG4 NES mehr gemieden als die im UG3 BÄR und UG2 NED. Im UG3 BÄR und UG2 NED schien nachts im Sommer (wenn die Tiere aktiv sind) eine neutrale Nutzung bis 50 m stattzufinden.

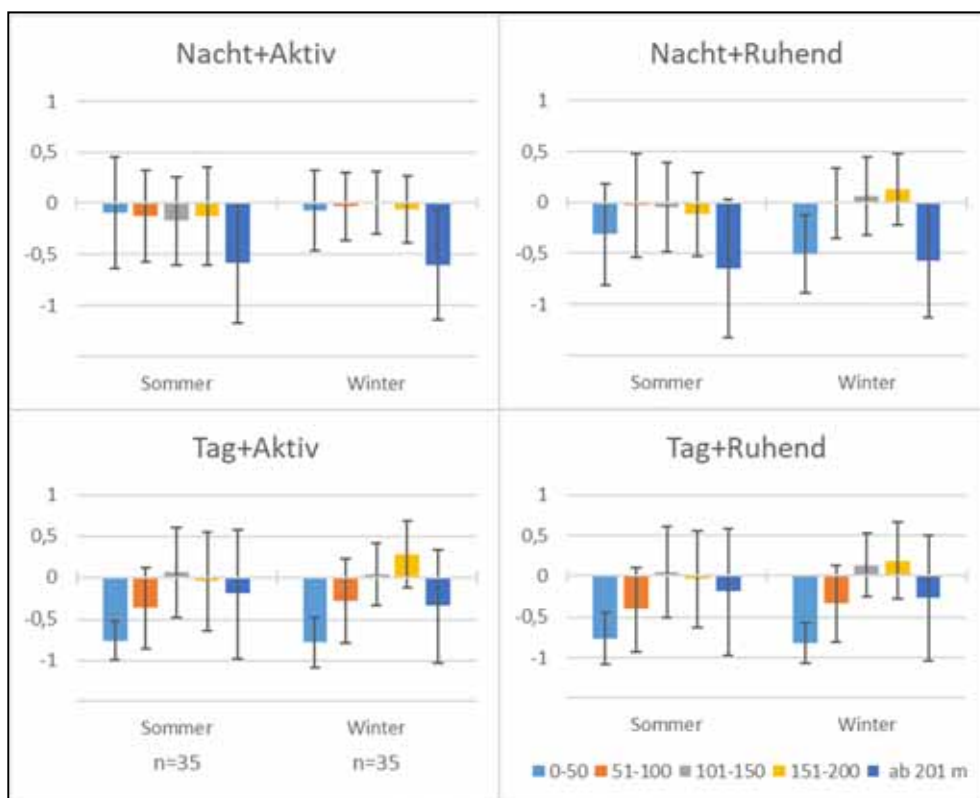


Abb. 169: Mittlere, aktivitäts- und tageszeitspezifische Präferenzen für die Umgebung von Straßen im Wald von Rotwild nach Sommer und Winter getrennt (arithmetisches Mittel; inkl. SD).

Normale Waldstraßen, die nicht gezäunt oder durch Leitplanken begrenzt sind, scheinen keine Barrieren zu sein, da die Präferenzindizes für aktives Rotwild nachts insgesamt bis 200 m Entfernung zu Straßen im Wald nur leicht unter null lagen. Dies spricht für eine dem Angebot entsprechende Nutzung.

Als Beispiel kann hier H24 Luca genannt werden. Dieser wechselte sehr häufig über die Landstraße zwischen den zwei Waldgebieten und somit gleichzeitig auch zwischen den beiden Untersuchungsgebieten UG1 EIB und UG2 NED.

#### Kategorie Wege im Offenland

Die Nähe von Feldwegen (bis 50 m) wurde im Sommer als auch im Winter nachts proportional zum Angebot genutzt (Abb. 170). Hirsche ruhten nachts im Sommer lieber etwas weiter weg als

Alttiere. Ansonsten ist eine proportionale Nutzung erkennbar. Tagsüber war Rotwild kaum im Offenland anzutreffen (Kap. 5.7.2), deshalb konnten keine diesbezüglichen Analysen durchgeführt werden.

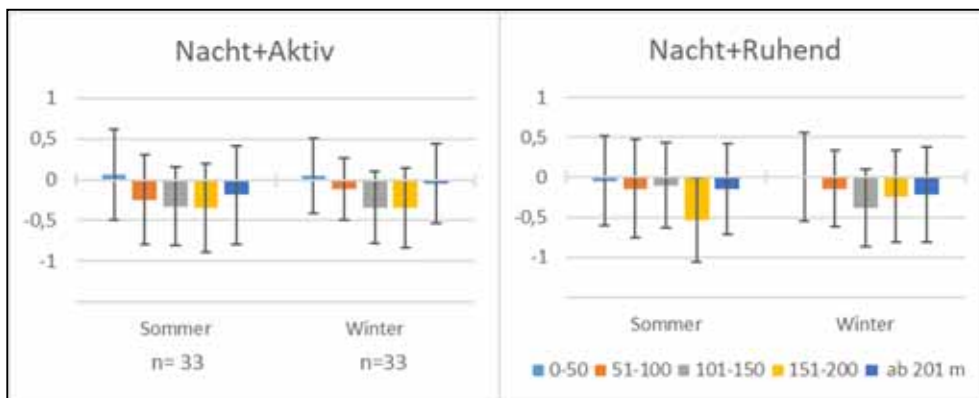


Abb. 170: Mittlere, aktivitäts- und tageszeitspezifische Präferenzen für die Umgebung von Wegen im Offenland von Rotwild nach Sommer und Winter getrennt (arithmetisches Mittel; inkl. SD).

Betrachtet man jedoch die UG getrennt (Abb. 171), wurde die Nähe zu Feldwegen im Sommer im UG1 EIB eher gemieden. Im UG1 EIB zeigte sich eine eindeutige Bevorzugung erst ab einer Entfernung von 200 m, wogegen im UG2 NED die ersten 50 m und im UG4 NES die ersten 100 m auch im Offenland eher bevorzugt wurden.

Im Winter wurden im UG1 EIB nachts Offenlandwege bei Aktivität weitestgehend gemieden, im UG2 NED und UG4 NES fand eine leichte Bevorzugung der ersten 50 m statt. Das Rotwild im UG3 BÄR nutzte die Nähe zu Feldwegen im Winter entsprechend des räumlichen Angebotes.

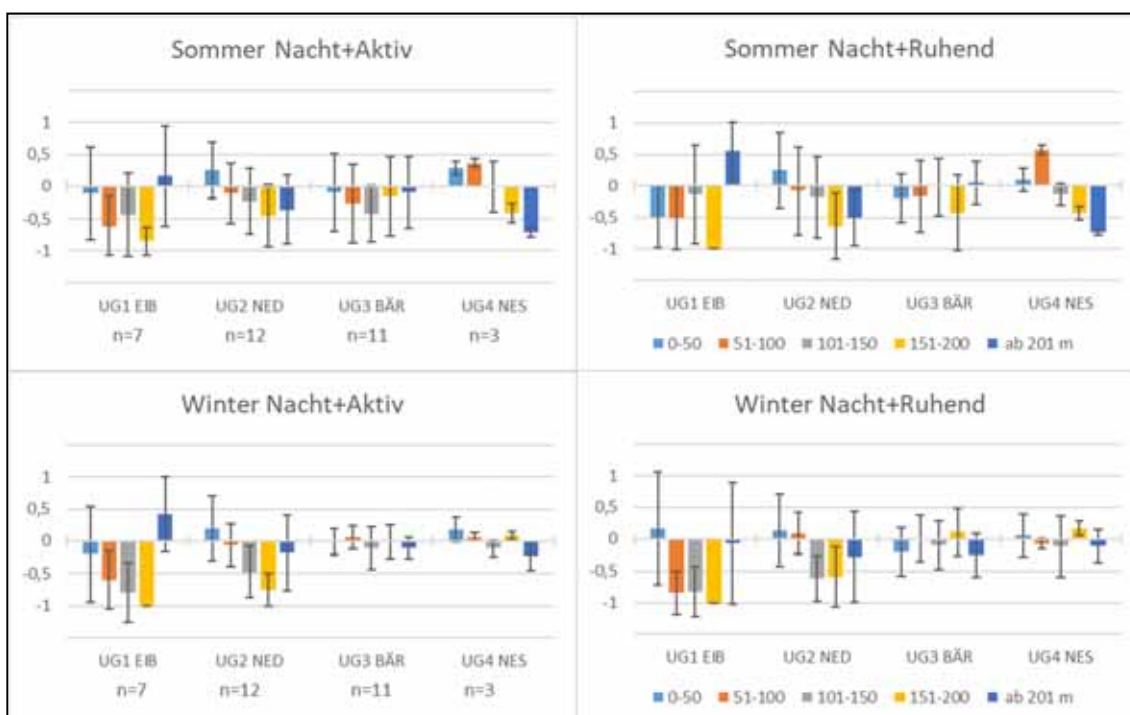


Abb. 171: Mittlere, aktivitäts- und tageszeitspezifische Präferenzen für die Umgebung von Wegen im Offenland von Rotwild nach Sommer/Winter und Untersuchungsgebieten getrennt (arithmetisches Mittel; inkl. SD).



### Kategorie Straßen im Offenland

Nachts scheint Rotwild die ersten 50 m zu Straßen im Offenland leicht gemieden zu haben, danach bewegte es sich relativ unabhängig (Abb. 172). Zum Ruhen wurde die Straßennähe im Offenland aber deutlich stärker gemieden, als in Aktivphasen. Im Winter fand eine etwas stärkere Meidung als im Sommer statt.

Im Sommer wurde im UG1 EIB die Straßennähe eindeutig erst ab 200 m bevorzugt, dagegen war das UG3 BÄR das einzige UG, wo Straßen im Winter ab 50 m leicht bevorzugt wurden, was eventuell mit der umfangreichen Nutzung an Feldfrüchten (Kap. 5.7.4) zusammenhängen könnte, weil attraktive Feldfrüchte trotz Straßen in der Nähe aufgesucht werden.

Tagsüber war Rotwild kaum im Offenland anzutreffen (Kap. 5.7.2), deshalb gibt es auch keine diesbezüglichen Ergebnisse, weil die Stichprobe zu gering war.

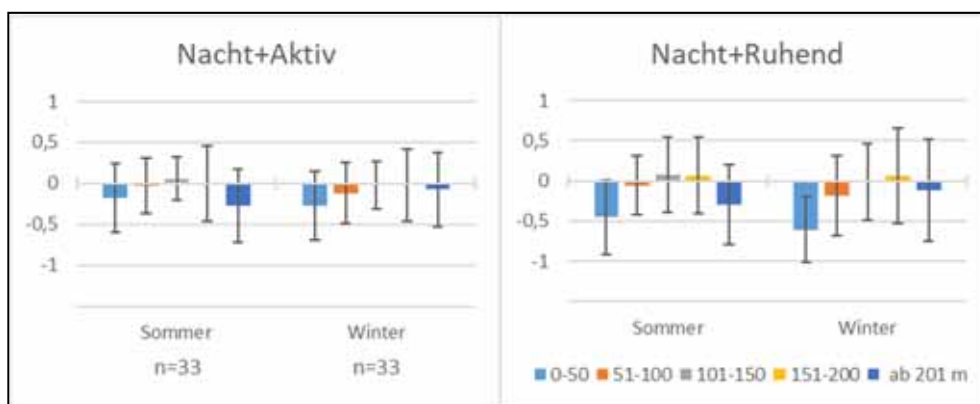


Abb. 172: Mittlere, aktivitäts- und tageszeitspezifische Präferenzen für die Umgebung von Straßen im Offenland von Rotwild nach Sommer und Winter getrennt (arithmetisches Mittel; inkl. SD).

Zusammenfassend kann festgestellt werden, dass Straßen nachts sowohl im Wald als auch im Offenland eher gemieden wurden (im UG1 EIB deutlicher als in den anderen, im UG1 auch Feldwege). Nur im UG3 BÄR wurden Offenlandstraßen im Winter ab 50 m leicht bevorzugt.

Die Umgebung von Feld- und Waldwegen wurde nachts eher bevorzugt bzw. zumindest nicht gemieden. Als mögliche Ursache kommt ein besseres bzw. vielfältigeres Äsungsangebot auf und an Wegen, Banketten und Wassergräben in Frage.

Grundsätzlich zog Rotwild zum Ruhen etwas weiter weg von Wegen. Hirsche gingen nachts außer im Wald (Weg) weiter weg zum Ruhen als Alttiere.

Da das besenderte Rotwild tagsüber bereits Entfernungen ab 51 m zu Waldwegen präferierte und es diese nachts häufig direkt aufsuchte, kann in allen vier UG insgesamt von einer relativ niedrigen Störung durch Tourismus (z.B. Wanderer, Nordic-Walker, Fahrradfahrer, Reiter, Skiläufer) und andere, an Wege gebundene Nutzungen ausgegangen werden. In der Projektlaufzeit war es keine Seltenheit, dass das besenderte Rotwild auch in unmittelbarer Nähe der Waldwege tagsüber in der Dichtung verweilte. Diese Ergebnisse zeigen, dass in allen vier, intensiv touristisch genutzten UG das Rotwild scheinbar mit Menschen gut auskommt, wenn diese sich schwerpunktmäßig auf den Wegen aufhalten und somit kalkulierbar bleiben. Dagegen

bewegen sich z.B. Pilze-, Beeren- oder Abwurfstangensammler sowie Geocacher abseits der Wege und damit auch in den Tageseinständen oder Picknickfreunde suchen gezielt Wildwiesen auf, was für starke Fluchtreaktionen sorgen kann. Die Minimierung solcher Störungen durch gut funktionierende Besucherlenkungskonzepte ist auf Grund der Vielzahl an Naturnutzungsinteressen äußerst anspruchsvoll.

Die Evaluierung und Analyse von weiteren Störungsursachen im Rahmen des Projektes wären wünschenswert gewesen. Zwar konnten etliche Fluchtursachen durch Zufall z.B. durch direkte Sichtungen dokumentiert werden (Pilze- und BeerensammlerInnen, StangensucherInnen, WaldarbeiterInnen, Jugendliche am Männertag, Einzeljagd, Fotofallenausbringen, Besenderung, VHF-Telemetry, entlaufene Hunde, Kalkung, Kirren usw.) aber in den meisten Fällen gelang die Ursachenfindung nicht. Eine fundierte Störungsanalyse in einem multifaktoriellen Einflusskomplex gelingt oft nur in standardisierten Versuchsansätzen. Die durch die „AG Wildtierforschung“ anvisierten Störungsversuche mit simulierten Waldbesucherinnen/Waldbesuchern (Tag, Nacht, mit und ohne Hund, laut, leise in verschiedenen Habitattypen) sowie Jägerinnen/Jägern (Nacht, Dämmerung, Vollmond, Neumond, warm, Frost, Schnee, Jagd- und Schonzeit) waren am Ende des Projektes aus Kapazitätsgründen leider nicht mehr möglich.

### 5.7.7 Präferenzen im Umfeld von Fütterungen und Kirrungen

Vom Menschen angebotenes Futter hat bei entsprechend hoher Attraktivität für Schalenwild anlockende Wirkung (Abb. 173) und beeinflusst so das Raum-Zeit-System. Saisonale Aspekte können hierbei einen starken Einfluss ausüben, weil sich die phänologischen Rahmenbedingungen (z.B. Temperatur und Schneehöhe) im Rotwildlebensraum auf die Attraktivität künstlich bereitgestellter Futtermittel auswirken. Präferiert Rotwild durch Futtergaben das Umfeld von Futterstellen (Fütterungen/Kirrungen), kann ein erhöhtes Schadensrisiko in deren Umgebung bestehen. Andererseits lassen sich durch strategisch gut gewählte Futterstellen die Aufenthaltsschwerpunkte innerhalb der traditionell gebundenen, saisonalen Aktionsräume räumlich verlagern, verbunden mit der Möglichkeit der Minimierung von Schäden z.B. in Waldumbauschwerpunkten.



Abb. 173: Rothirsche an einer Narkoseansitzstelle im UG2 NED (Foto: © J. Irmscher).

Die Analyse einer Präferenz für das Umfeld der 22 mit Futter bestückten Ansitzstellen (Kap. 5.1.3.3) offenbarte einen deutlichen Einfluss der Tag- bzw. Nachtphase auf die Attraktivität der Futterstellen (Abb. 175).

In der Nacht (Abb. 175 links) wurden sowohl während der Aktiv- als auch während der Ruhephasen Bereiche bis 500 m um die Futterstellen in fast allen Wintermonaten bevorzugt. Die Jacobs-Indizes bewegten sich dabei im direkten Futterstellenumfeld (0-100 m) bei +1 (extreme Bevorzugung) bis 0 (neutrale Nutzung). Im Entfernungsbereich von 401-500 m wurden

immer noch Werte bis +0,5 (deutliche Bevorzugung) errechnet. Eine kontinuierliche Abnahme der nächtlichen Präferenzindizes mit zunehmender Entfernung war an einigen, aber nicht zwingend an allen Futterstellen während desselben Zeitintervalls festzustellen. Die minimalen SD der extrem hohen Index-Mittelwerte (nahe +1) im zwar schneearmen, aber sehr kalten Februar 2018 belegten, dass alle analysierten Individuen (n=9) nachts unabhängig vom Aktivitätszustand das Umfeld der Ansitzstellen im 200 m Umkreis extrem bevorzugten. Für den schneereichen Januar 2017 errechneten sich bis zu einer Entfernung von 300 m um die Futterstellen ebenfalls sehr hohe Präferenzen allerdings mit größeren SD. In den sehr schneereichen Monaten Dezember 2018 und Januar 2019 war nur eine geringe Bevorzugung bzw. leichte Meidung des Umfeldes der Futterstellen zu erkennen. Im Gegensatz zum Januar 2017 fiel im Dezember 2018 extrem viel Schnee in sehr kurzer Zeit, so dass wahrscheinlich zumindest ein Teil der Individuen die Futterstellen schneebedingt nicht mehr aufsuchte. Aus diesem Grund waren an einzelnen, sonst von viel Rotwild besuchten Standorten (z.B. UG2 NED Notzeitfütterung Tellerhäuser; Abb. 174 oder Notzeitfütterung Kriegsstück UG3 BÄR) in diesem Zeitraum nur wenige Individuen anwesend (Fotofallenüberwachung).

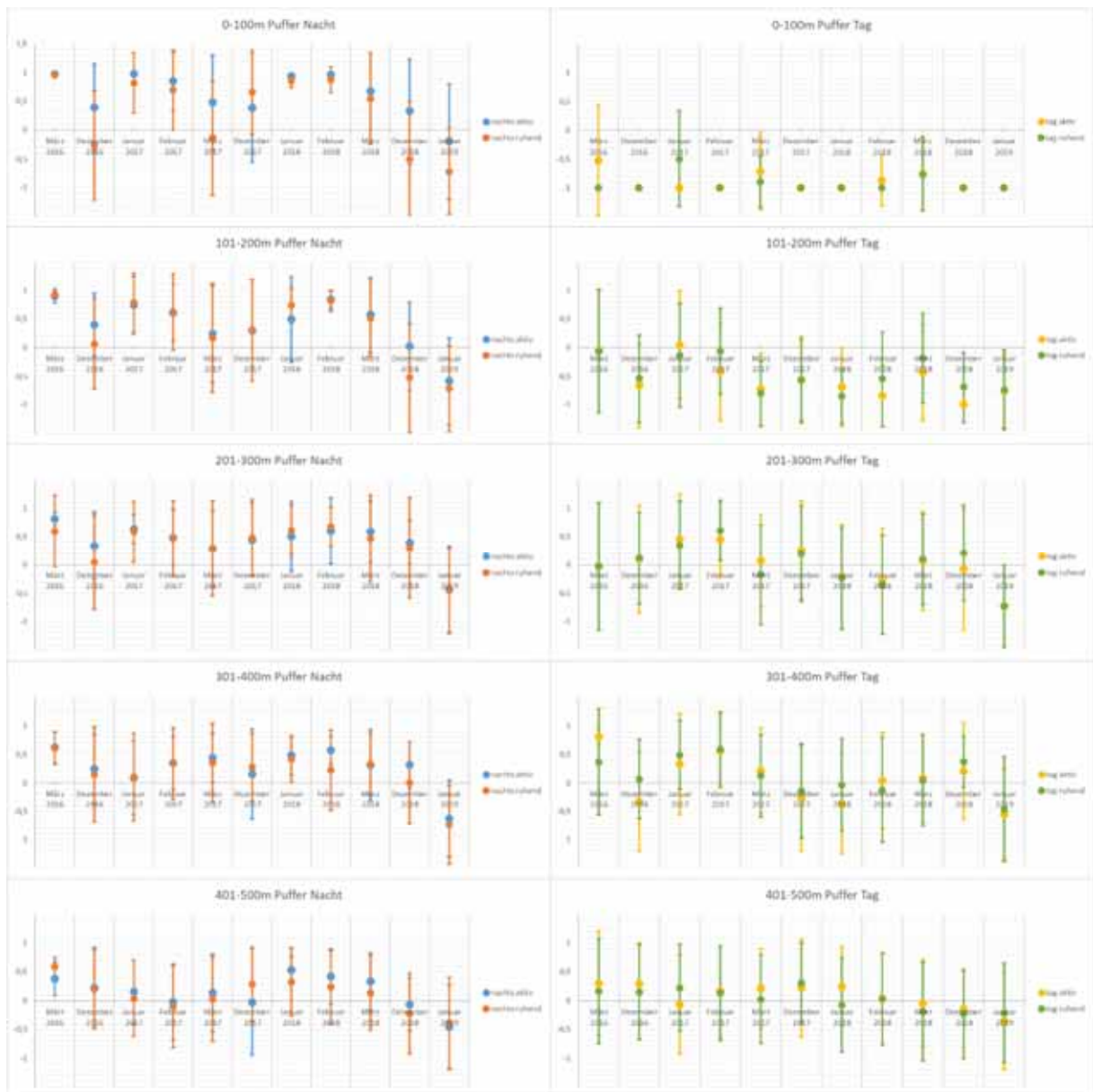


Abb. 174: Alttier T41 Mandy an der Notzeitfütterung Tellerhäuser im UG2 NED (Foto: © F. Schaarschmidt).

Das Rotwild blieb auch zum Ruhen nachts in unmittelbarer Umgebung der Futterstellen (bis 100 m), wie die minimal geringeren Präferenzindizes der Ruhepeilungen im Vergleich zu den Aktivpeilungen belegen. Bei völliger Übereinstimmung der Mittelwerte und einer SD von 0 (Abb.

175), wird der Mittelwert für aktiv durch den für ruhend verdeckt. Auch auf den zur Überwachung der Ansitzstellen eingesetzten Fotofallen konnte ein regelmäßiges Ruhen (Liegen) von Tieren direkt an den Futterstellen beobachtet werden (Abb. 176).

Auch für 101-500 m lag eine große Übereinstimmung der Präferenzen für die nächtliche Ruhe- und Aktivphase vor.



2016		2017				2018				2019	Jahr	2016		2017				2018				2019
3	12	1	2	3	12	1	2	3	12	1	Monat	3	12	1	2	3	12	1	2	3	12	1
4	9	13	12	15	6	9	9	9	2	5	n Ind.	4	9	13	12	15	6	9	9	9	2	5

Abb. 175: Tageszeit- und aktivitätsspezifische Präferenzen (arithmetisches Mittel; inkl. SD) für abgestufte Entfernungsbereiche (0-100 m, 101-200 m, 201-300 m, 301-400 m, 401-500 m) um Fütterungen/Kirrungen (n=22).

Die Verringerung der Präferenzindizes vom Hochwinter zum beginnenden Frühjahr mit meist schon weniger Schnee und höheren Temperaturen lassen einen Einfluss der Witterungsbedingungen auf die Attraktivität der Futterstellen vermuten. Vor allem im näheren Umfeld der Futterstellen (bis 300 m) sanken die Werte von Januar/Februar hin zum März eines Jahres oft deutlich ab (Abb. 175 links).





Abb. 176: Ruhendes Rotwild mit Alttier T02 Waldraut an einer Anszitzstelle mit Futtergaben zur Immobilisierung von Rotwild im UG2 NED (Foto: © F. Schaarschmidt).

Im Vergleich zur Nacht wurde während des Tages (Abb. 175 rechts) das direkte Umfeld der Futterstellen (bis 100 m) sehr stark gemieden. In mehr als der Hälfte der betrachteten sechs Monate haben alle Individuen diesen Bereich vollständig gemieden (Jacobs-Index: -1; SD: 0) und das, obwohl in vielen Fällen (15 von 22 Futterstellen) auch Dickungen mit viel Deckung innerhalb dieser Zone lagen. Im Puffer 101-200 m nähern sich die Werte der meisten Monate einer neutralen Nutzung an. Von 201-500 m schwanken die Index-Mittelwerte um null, so dass dieser Bereich im Durchschnitt etwa proportional zum Flächenanteil genutzt wurde. Futterstellen wurden teilweise über weitere Distanzen aufgesucht, ähnlich einer attraktiven Offenlandäsung. Die hohen Standardabweichungen belegen starke individuelle Unterschiede hinsichtlich der Raumnutzung im Umkreis der Futterstellen. Einzelne telemetrierte Individuen präferierten auch tagsüber das direkte Umfeld (Abb. 177; Abb. 175 rechts).

Auch am Tage entsprachen sich die Präferenzindizes zwischen Ruhe- und Aktivphase weitgehend (geringe Differenzen zwischen Mittelwerten und SD pro Monat und Entfernungsbereich). Deutlich wird jedoch: Die Tiere, die Fütterungen/Kirrunen nachts aufsuchten, wählten nicht zwangsläufig ihren Tageseinstand im direkten Umfeld, sondern nehmen mitunter auch längere, tägliche Hin- und Rückwege aus ihren Stamm-Einständen in Kauf, wie Telemetriedaten belegen.

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass besendertes Rotwild nachts das Umfeld von den Tieren bekannten Futterstellen bis zu einer Entfernung von 0,5 km deutlich bevorzugte und damit überproportional zum Flächenangebot nutzte. Am Tage wurde die nähere Umgebung (Umkreis: 100 m) fast komplett gemieden. Wie der geringe Anteil von Standardabweichungen im positiven Bereich belegte, hielten sich auch nur wenige Individuen tagsüber bevorzugt in einem Bereich von 0-200 m um die Futterstellen auf. Bereiche in einer Entfernung zwischen 201-500 m wurden etwa proportional zum Flächenanteil aufgesucht.



Abb. 177: Kahlwild (inkl. T03 und T14 entsendert) an einer Notzeitfütterung im UG3 BÄR (Foto: © U. Liebscher).

Die Ergebnisse aus der Nacht belegen sehr eindrücklich, dass sich Rotwild im Umkreis bis 500 m um Fütterungen/Kirrungen überproportional häufig aufhält und dadurch ein erhöhtes Schadensrisiko bestehen kann, aber nicht bestehen muss. So waren - nach Aussagen der zuständigen Hegegemeinschaft und des Bayerischen Staatsforstbetriebes (A. KRINNER & R. PLOCHMANN mdl. Mitteilung) - im Umfeld von Winterfütterungen in den bayerischen Alpen (NITZE et al. 2014) keine extremen Schäden zu verzeichnen, weil die Fütterungen den nächtlichen Nahrungsbedarf von Rotwild deckten. Voraussetzung war allerdings das Ausbleiben von Störungen, die das Rotwild längere Zeit von den Futterstellen fernhielt. Diese Erfahrungen zeigten sich bei der Anwendung der Fütterungskonzepte der Bayerischen Staatsforsten, bei dem Schaden durch Rotwildkonzentration im direkten Fütterungsumfeld sogar geduldet werden, um das Schadensrisiko auf dem Rest der Fläche sehr niedrig zu halten.

Die eigenen Projektergebnisse legen einen Abstand zu Notzeitfütterungen, Winterfütterungen (in Sachsen nicht mehr erlaubt) aber auch zu Ablenkfütterungen (in Sachsen genehmigungspflichtig) von 500 m zu großen, schadensgefährdeten Bestandeskomplexen (z.B. in Waldumbaukomplexen) nahe, da die Präferenzindizes von 301-500 m sich einer proportionalen Nutzung bereits wieder annäherten.

Die Ergebnisse (Telemetrie einzelner Individuen sowie Fotofallenüberwachung der Futterstellen) zeigen, dass sich vermutlich zumindest im Winter ein großer Teil der

Rotwildpopulation aber, wegen der Raumbindung, nur innerhalb des individuellen, saisonalen Aktionsraumes durch Futtergaben gut räumlich steuern lässt. Dies wäre auch in mildereren Winterphasen mit weniger Schnee (Abb. 178) und weniger tiefen Temperaturen möglich, wie die positiven Indizes in solchen Monaten zeigen. Neu angelegte Futterstellen zur Immobilisierung von Rotwild wurden im Projekt oft bereits nach ein bis zwei Wochen entdeckt und angenommen. Konzentrationen des Rotwildes in unerwünschten Bereichen sollten sich also auch kurzfristig durch Futtergaben verlagern lassen. Ob dies auch im Sommerhalbjahr zumindest teilweise möglich ist, lässt sich aus den Ergebnissen nicht schlussfolgern, wäre aber denkbar.



Abb. 178: Rothirsche an einer Ansitzstelle mit Futtergaben zur Immobilisierung von Rotwild im UG3 BÄR. Das Futter wurde so ausgebracht, dass es für Schwarzwild nicht zugänglich war (Foto: © H. Herzog).

Nach den Ergebnissen von Graduierungsarbeiten (SCHUBERT 2017: UG2 NED und UG3 BÄR - Januar bis Mai 2016; SEEHAFFER 2017: UG2 NED und UG4 NES - Februar bis Juni 2016), basierend auf der Auswertung von Fotofallenbildern trat Rotwild vor allem in der Zeit zwischen Sonnenunter- und Sonnenaufgang an die Futterstellen. Übereinstimmende Ergebnisse erzielten NITZE et al. (2014) in einem Rotwildforschungsprojekt in den Bayerischen Alpen (HG Isarwinkel). Lediglich an den Futterstellen „Schwarzes Loch“ und „Dreibornwiese“ (UG4 NES), die durch ihre abgeschiedene Lage ein geringes Störpotential aufweisen, wurde das aus Tschechien kommende Rotwild vergleichsweise oft auch tagsüber an den Futterstellen dokumentiert (SEEHAFFER 2017).

SIMON et al. (2008) konstatieren einen Einfluss der Witterung auf die Attraktivität von Futtermitteln. Nach ihren Untersuchungen schwankte bei bestimmten Futtermitteln die aufgenommene Menge in Abhängigkeit von der Temperatur. Auch NITZE et al. (2014) beobachteten bei niedrigeren Temperaturen eine höhere Aktivität an den Fütterungen im

Vergleich zu höheren Temperaturen. Diese Erkenntnisse gelten auch für Rotwild im Erzgebirge. Im UG2 NED und UG3 BÄR war bei Temperaturen unter 0°C eine deutliche Zunahme der Aktivität an den Futterstellen durch eine größere Anzahl an Individuen oder längere Aufenthaltszeiten erkennbar (SCHUBERT 2017).

In diesen beiden UG hielt sich Rotwild in der zweiten Tageshälfte (12 bis 24 Uhr) länger an den Futterstellen auf als in der ersten Tageshälfte. Nur am in direkter Nähe zu einer öffentlichen Straße gelegenen Standort „Salzlecke“ im UG3 BÄR war Rotwild häufiger in der zweiten Nachthälfte zu beobachten (SCHUBERT 2017). Auch bei NITZE et al. (2014) wurde ein Standort vor allem in der zweiten Nachthälfte besucht. Begründet wurde dies mit einem nächtlichen Besucherdruck im Fütterungsumfeld.

Nach SCHUBERT (2017) variierte die mittlere Aufenthaltsdauer (Median) an Futterstellen zwischen 2 und 21 Minuten. SEEHAFFER (2017) ermittelte Werte zwischen 5 und 25 Minuten. Allerdings belegen beide Graduierungsarbeiten eine hohe Variabilität bezüglich der Aufenthaltsdauer. Nicht selten hielt sich Rotwild auch über mehrere Stunden an den Futterstellen auf.

Nach DEUTZ et al. (2009) muss bei der Anlage von Fütterungen das Sicherheitsbedürfnis von Rotwild Berücksichtigung finden verbunden mit einer gewissen „Übersichtlichkeit“ der Standorte für das Rotwild. Die Ergebnisse von SCHUBERT (2017) sprechen für eine höhere Relevanz deckungbietender Strukturen im Vergleich zur Übersichtlichkeit der Futterstellen. So war am Standort „Kriegsstück“ (UG3 BÄR) die Übersichtlichkeit durch einen mittelalten, aber deckungbietenden Fichtenbestand beschränkt. Hier konnten häufiger Ereignisse mit längerer Aufenthaltsdauer (höchster Median) beobachtet werden, als an den restlichen Standorten. So würden sich auch die kürzeren Aufenthaltszeiten an den Futterstellen „Raschau“ und „Tellerhäuser“ im UG2 NED begründen. Denn an diesen Standorten war eine Übersichtlichkeit durch Freiflächen bzw. Fichtenaltbestände (Baumhölzer) gegeben, die dem Rotwild vielleicht durch fehlende Deckung in Kombination mit auftretenden Störungen doch zu unsicher waren.

Die Anwesenheit von Schwarzwild schien geschlechtsspezifische Wirkungen auf Rotwild auszuüben. So wurde am Standort „Hühnerberge“ (UG4 NES) einige Male ein mittelalter Hirsch gleichzeitig mit einer Schwarzwildrotte beobachtet (Abb. 179). Nie gelang aber der gemeinsame Nachweis von Schwarz- und Kahlwild. Vielmehr wechselten sich an den Futterstellen „Oberwiesenthal“ (UG2 NED) und „Dreibornwiese“ (UG4 NES) Kahlwild und Schwarzwild teils mehrmals in einer Nacht gegenseitig ab. SEEHAFFER (2017) schlussfolgert aus diesen Beobachtungen, dass Schwarzwild das Verhalten der Hirsche nur gering, das von Kahlwild stark beeinflusst. Die Auswirkungen auf Kahlwild wurden durch weitere Fotofallenbilder, die nicht Gegenstand der Graduierungsarbeiten waren, bestätigt. Die Aussagen zu den Hirschen gelten aufgrund der geringen Stichprobenzahl als nicht gesichert.





Abb. 179: Rothirsch und Schwarzwild an der Ansitzstelle „Hühnerberge“ im UG4 NES (Foto: © H. Endler).

SCHUBERT (2017) beobachtete, dass wiedererkannte Rudel bzw. Stücke teilweise in unterschiedlichen Zeitabständen an die Fütterungen traten. Übereinstimmende Ergebnisse erzielten auch NITZE et al. (2014) in der Hochwild-Hegegemeinschaft Isarwinkel. Demnach waren einige markierte Stücke regelmäßig an den Fütterungen mithilfe von Fotofallen zu beobachten, während andere lediglich aller zwei bis vier Tage oder noch seltener bestätigt wurden.

Aus den Daten lässt sich somit schussfolgern, dass eine einfache abendliche Zählung von Rotwild an der Fütterung nicht geeignet ist, um den Bestand zu erfassen. Für fundierte Daten empfiehlt sich auch im Erzgebirge ein intensives Fotofallenmonitoring über den gesamten Zeitraum der Notzeitfütterungen. Damit lassen sich auch andere wichtige Rahmenbedingungen (z.B. Störungsarmut, Aufenthaltszeiten) erfassen und optimieren.

Eine Fütterung von Rotwild im Winter greift in komplexe, ökologische und physiologische Mechanismen ein. Durch die telemetrische Beobachtung besonderer Stücke und die Auswertung von Fotofallendokumentationen an Fütterungen, gelang es in der vorliegenden Studie Daten zum Einfluss von Winterfütterungen auf die Raumnutzung von Rotwild zu sammeln. Wie ein flächiges Fütterungskonzept auf die saisonale, räumliche Verteilung von Teilpopulationen wirkt, inwiefern es die physische Konstitution der Tiere (Mortalität, Natalität) beeinflusst und die Verteilung und Höhe von Wildschäden in positiver oder negativer Richtung steuert, kann im Rahmen dieser Arbeit nicht beantwortet werden.



## 5.8 Laufstrecken pro 24 Stunden

Basis für die Analysen der täglichen Laufstrecken waren Tage, an denen die Tiere mit einer fünfminütigen Taktung geortet wurden. Tage mit bekannten Störungen (bspw. Drückjagden) gingen nicht in die Analyse ein. Weitere Einschränkungen der Stichprobe kamen durch Datenlücken, Senderausfälle und den Tod der Tiere zustande.

Insgesamt flossen 794 Telemetrietage/Datensätze in die Analyse ein (m: 349, w: 445). Vor dem Hintergrund dieser großen Stichprobe, die zudem an sehr präzisen 24h-Datensätzen mit 5min-Ortungsfrequenz ermittelt wurden, liegen repräsentative Informationen zu Laufstrecken im Erzgebirge vor. Sie decken die Variabilität in Bezug auf Geschlecht, Alter, Untersuchungsgebiet, wechselnde Witterungsbedingungen zwischen den drei Untersuchungsjahren (z.B. Sommerhitze, viel Schnee, tiefe Temperaturen, Stürme) sowie individuelle Verhaltensmuster ab. Da in dem gesamten Datenpool fast keine signifikanten Unterschiede gefunden wurden, können monats- und geschlechtsspezifische Laufstrecken für die Korrektur von mobilitätsbedingten Verzerrungen von zum Beispiel Fotofallendaten (Geschlechterverhältnis sowie absolute und relative Dichten) verwendet werden. Dementsprechend ist eine Anwendung dieser Daten auch für zukünftige Analysen (z.B. REM) im Erzgebirge möglich. Ein großer Vorteil der Ermittlung gebietsspezifischer Werte ist, dass man keine Werte aus anderen Regionen übertragen muss, was oft in Ermangelung an gebietsspezifischen Daten erfolgt, aber immer kritisch zu sehen ist.

### Geschlechts-, UG- und jahresspezifische Laufstrecken

Die im Verlauf von 24 Stunden zurückgelegte Wegstrecke betrug bei Rottieren durchschnittlich 6.067 m und zeigte nur geringfügige Schwankungen im Jahresverlauf (Abb. 180, Tab. 37). Hirsche legten mit einem Mittelwert von 6.422 m - vor allem bedingt durch eine höhere Laufaktivität während der Brunft - eine etwas größere Strecke im Tagesverlauf zurück (Abb. 180, Tab. 37). So waren im September und Oktober die Laufstrecken der Hirsche signifikant ( $P < 0,05$ ) höher als die der Alttiere. Diese Tatsache hat unter anderem bei der Ermittlung der Geschlechterverhältnisse aus den Fotofallendaten Berücksichtigung gefunden, da dies die Erfassungswahrscheinlichkeit beeinflusst und die Ergebnisse verschiebt (Kap. 4.1.3).

Auch im November lagen die Werte für Hirsche deutlich über denen der Alttiere, was mit den weiterhin in der Nachbrunft umherziehenden Hirschen erklärt werden kann. Am Ende der Feistzeit im August bewegten sich die Hirsche dagegen deutlich weniger als Kahlwild. Beide Unterschiede waren jedoch nicht signifikant (Abb. 180). In den anderen Monaten waren Unterschiede in den geschlechtsspezifischen Laufstrecken nicht ersichtlich (Abb. 180). Die im Vergleich zum Vor- und Folgemonat niedrigeren Laufstrecken beider Geschlechter im Februar beruhten eventuell auf Kälteperioden und hohen Schneelagen.

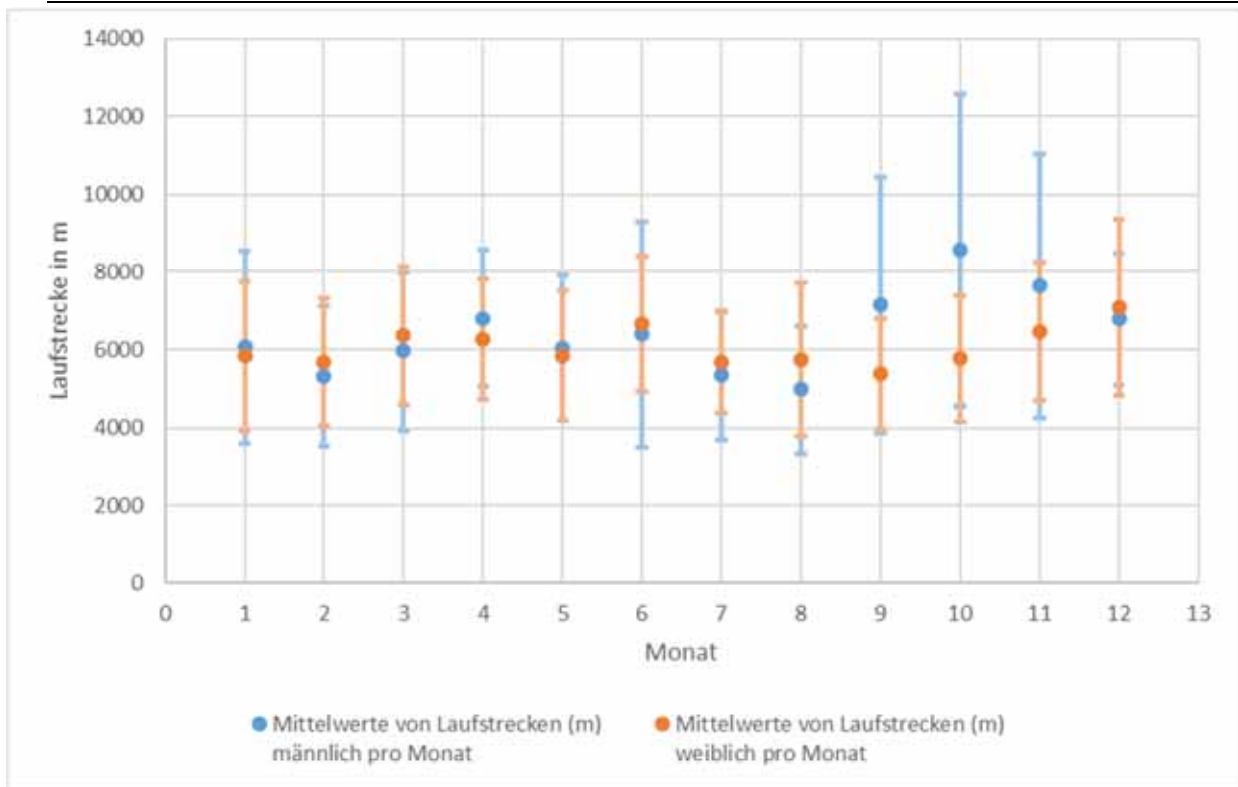
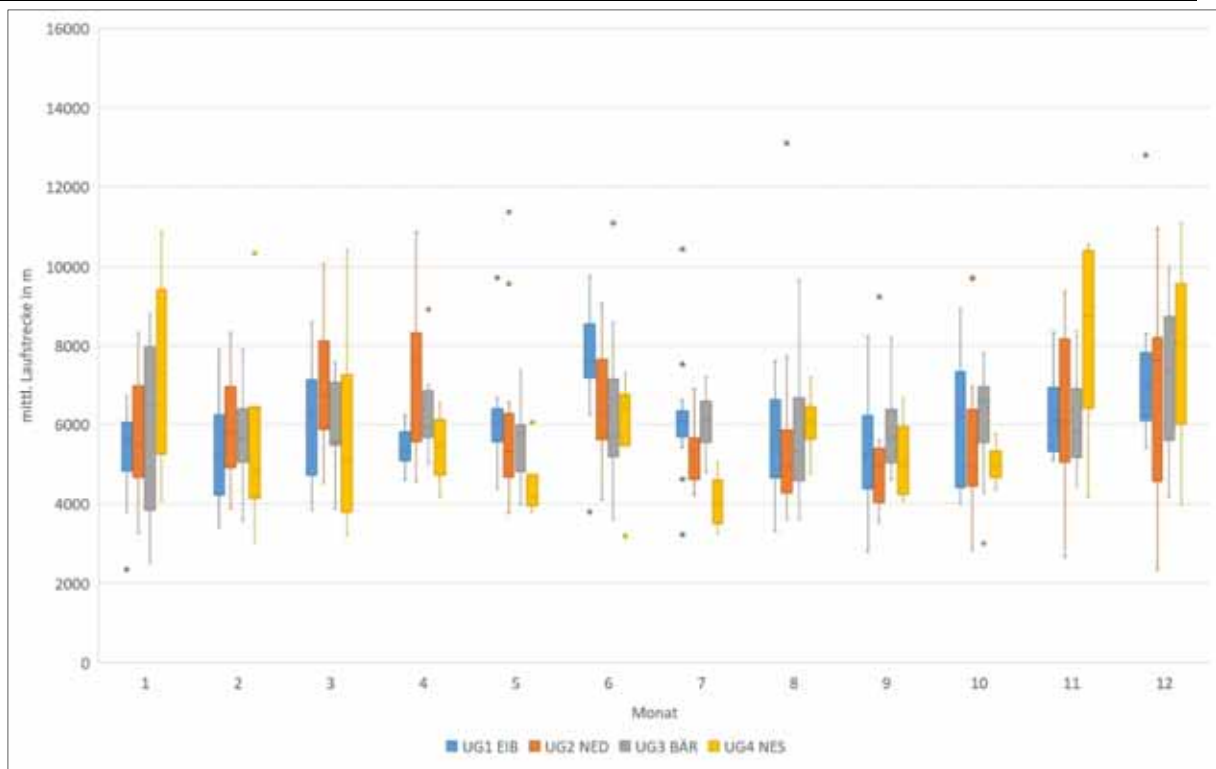


Abb. 180: Geschlechtsspezifische Laufstrecken pro 24 h (arithmetisches Mittel; inkl. SD) von Rotwild - aufgeschlüsselt nach Monaten.

Tab. 37: Mittelwerte der geschlechtsspezifischen Laufstrecken (pro 24 h) von Rotwild - nach Monaten getrennt.

Monat	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	Ø
Mittelwerte von Laufstrecken (m) weiblich pro Monat	5837	5684	6361	6270	5844	6669	5690	5751	5385	5770	6464	7098	6067
Mittelwerte von Laufstrecken (m) männlich pro Monat	6076	5323	5959	6810	6052	6399	5333	4978	7160	8566	7660	6785	6422

Beim Vergleich der UG fielen die etwas höheren Laufstrecken weiblichen Wildes (Abb. 181) im UG4 NES (geringe Stichprobe von nur zwei Alttieren) im November auf. Vielleicht hängt das dort auch mit der teilweise weiten Entfernung der Tageseinstände in Tschechien zu den lukrativen Feldflächen in Rosenthal (teilweise Raps) zusammen. Im Mai und im Juli lagen die Werte im UG4 NES unter denen der anderen Untersuchungsgebiete, wobei mit Ausnahme von UG1 EIB und UG4 NES im Juli keine signifikanten Unterschiede gefunden wurden. Die Juniwerte waren im UG1 EIB am höchsten.



Monat	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
UG1 EIB 7 Ind.	11	10	10	9	9	10	12	12	11	12	11	11
UG2 NED 7 Ind.	12	10	11	10	12	11	11	12	11	11	11	12
UG3 BÄR 7 Ind.	10	8	9	11	14	14	13	12	11	11	12	11
UG4 NES 2 Ind.	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	3

Abb. 181: 24 h-Laufstrecken (Boxplot inkl. Ausreißer, Median & Stichprobentabelle) von weiblichem Rotwild - aufgeschlüsselt nach Monaten und Untersuchungsgebieten.

Beispielhaft sind in Abb. 182 und Abb. 183 die kompletten Datensätze (12 Monate und 24 Laufstrecken) von T09 und H24 aus dem UG2 NED dargestellt.



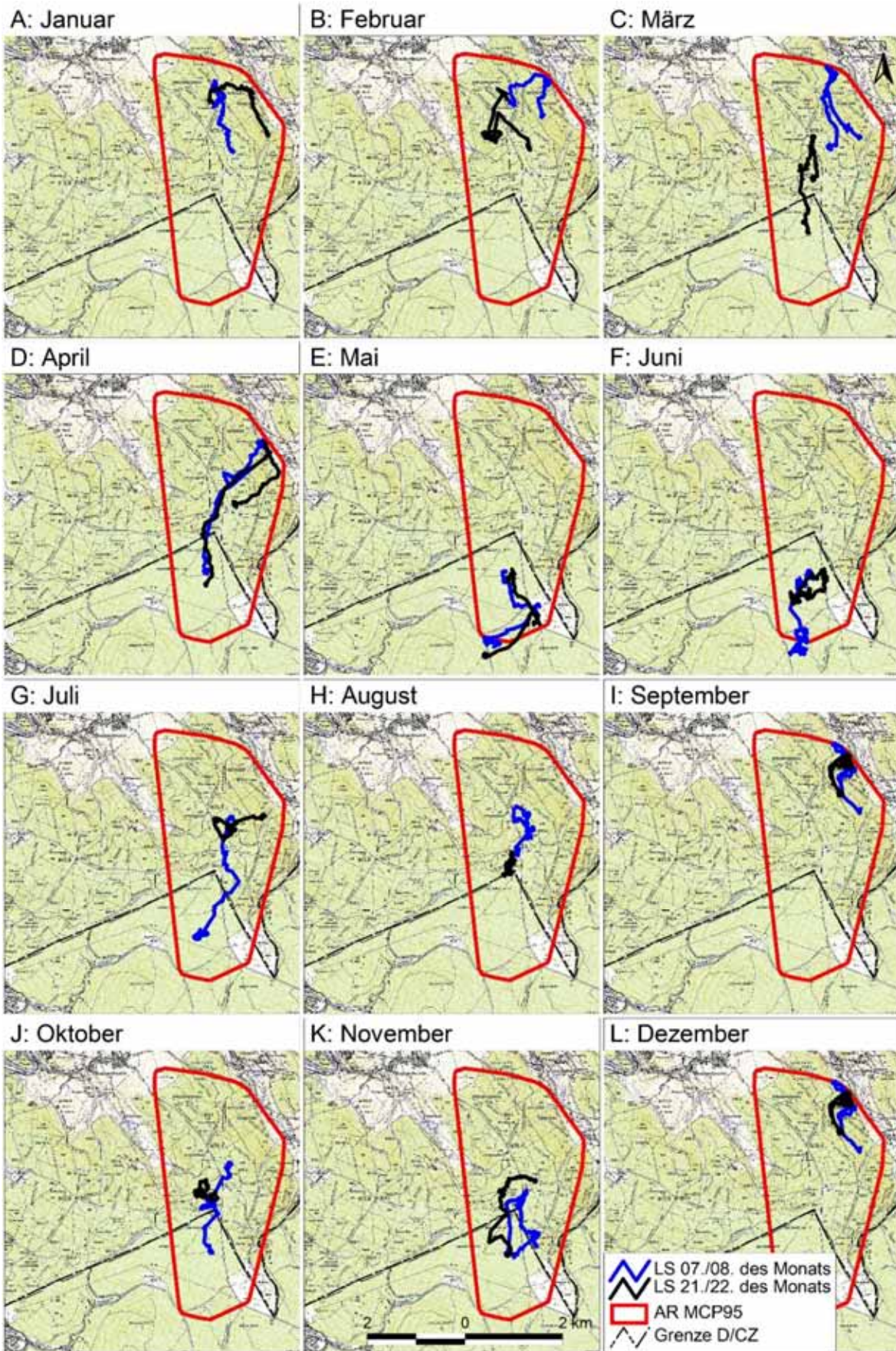


Abb. 182: 24 h-Laufstrecken von Alttier T09 Vladi im UG2 NED - visualisiert für den 07./08. bzw. 21./22. Tag des jeweiligen Monats.



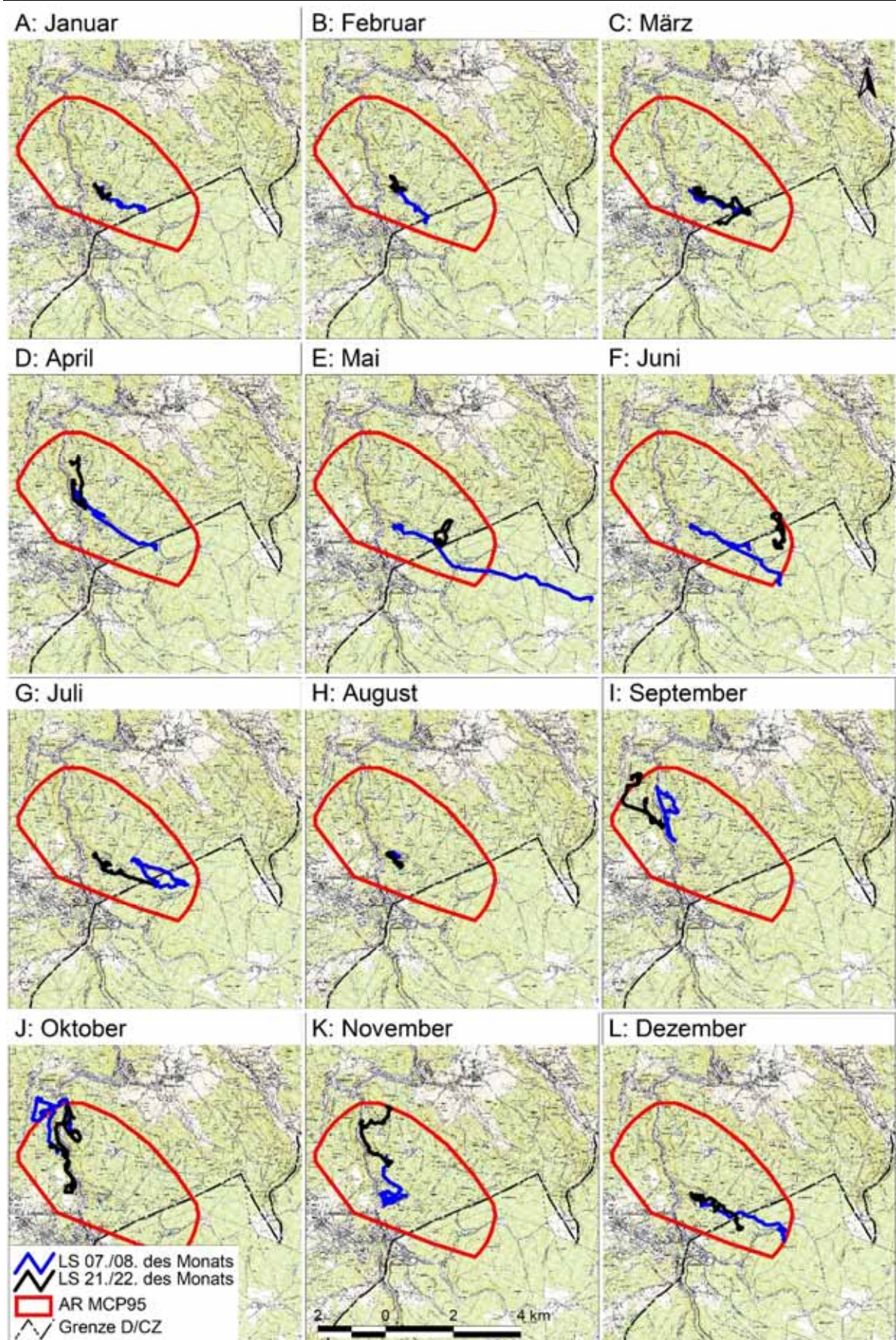


Abb. 183: 24 h-Laufstrecken von Hirsch H24 Luca im UG2 NED - visualisiert für den 07./08. bzw. 21./22. Tag des jeweiligen Monats.



Bei monatspezifischer Betrachtung der Laufstrecken der Hirsche fanden sich, mit Ausnahme vom Januar zwischen UG3 BÄR und UG4 NES (geringe Stichprobe von nur zwei Hirschen), auch keine signifikanten Unterschiede.

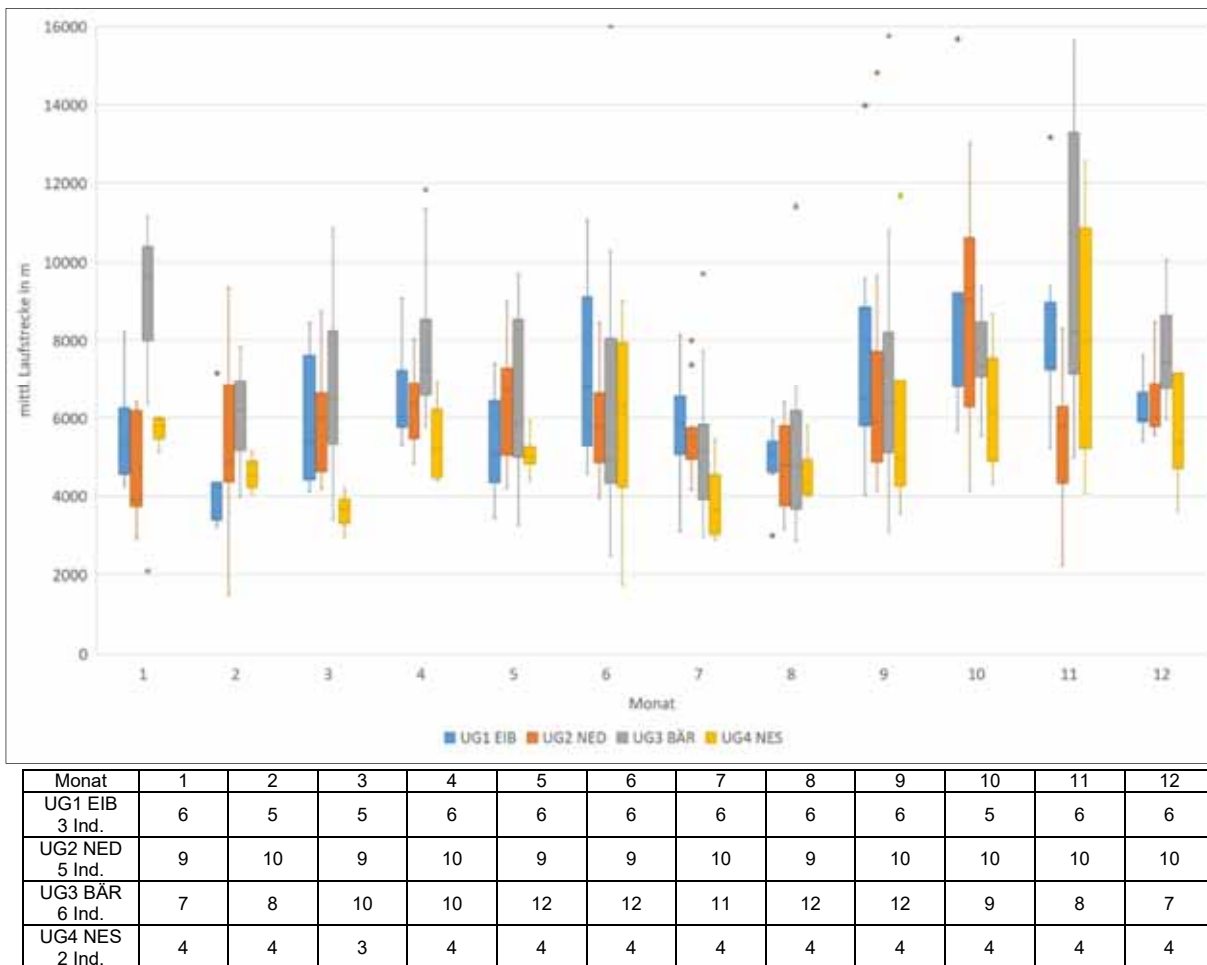
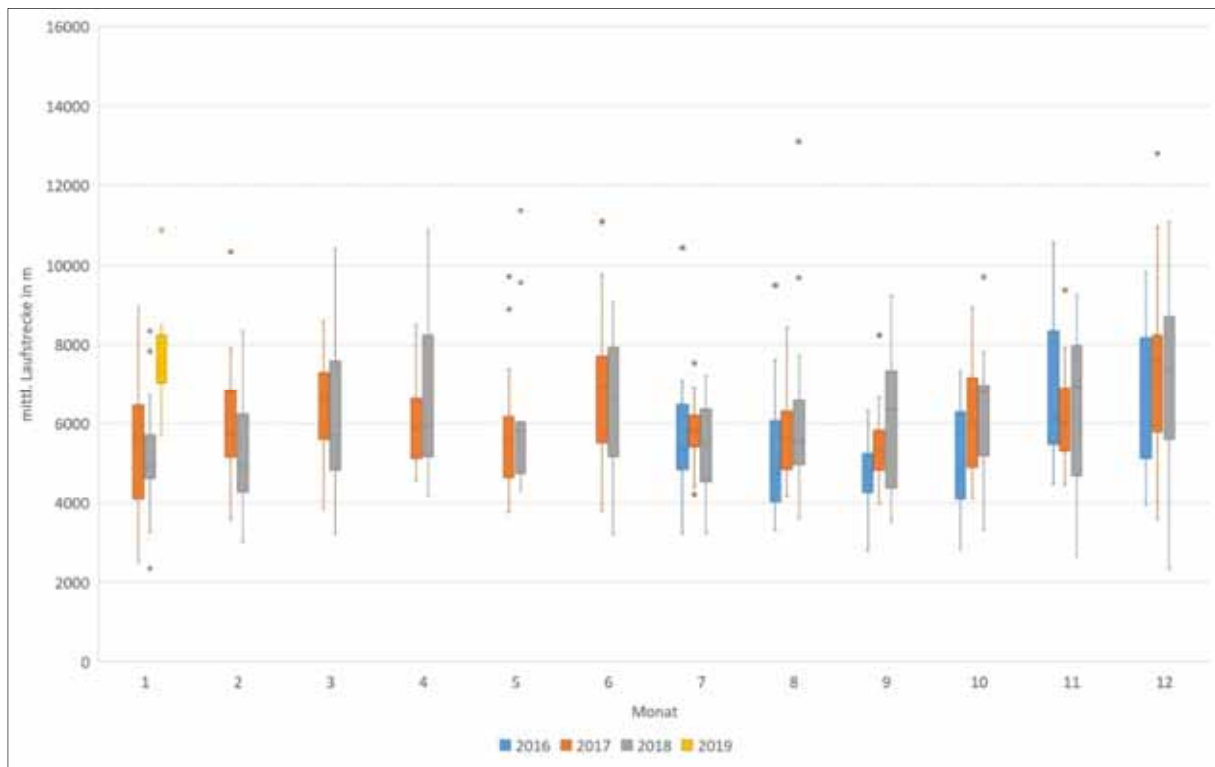


Abb. 184: 24 h-Laufstrecken (Boxplot inkl. Ausreißer, Median & Stichprobentabelle) für männliches Rotwild - aufgeschlüsselt nach Monaten und Untersuchungsgebieten.

Die monatlichen Mittelwerte der 24 h-Laufstrecken variierten bei den Hirschen zwischen den Untersuchungsgebieten (Abb. 184) stärker als beim Kahlwild, allerdings ohne erkennbares, systematisches Muster. Als Ursachen für die größeren Abweichungen zwischen den UG sind eine geringe Stichprobengröße, ein unterschiedliches Alter der Hirsche und die individuelle Variabilität zu nennen.

Beim weiblichen Wild (Abb. 185) hebt sich der Januar 2019 von den Januarwerten der anderen Jahre deutlich, aber nicht signifikant, ab. Ansonsten ergaben sich nur geringfügige Unterschiede zwischen den Jahren innerhalb des gleichen Monats.

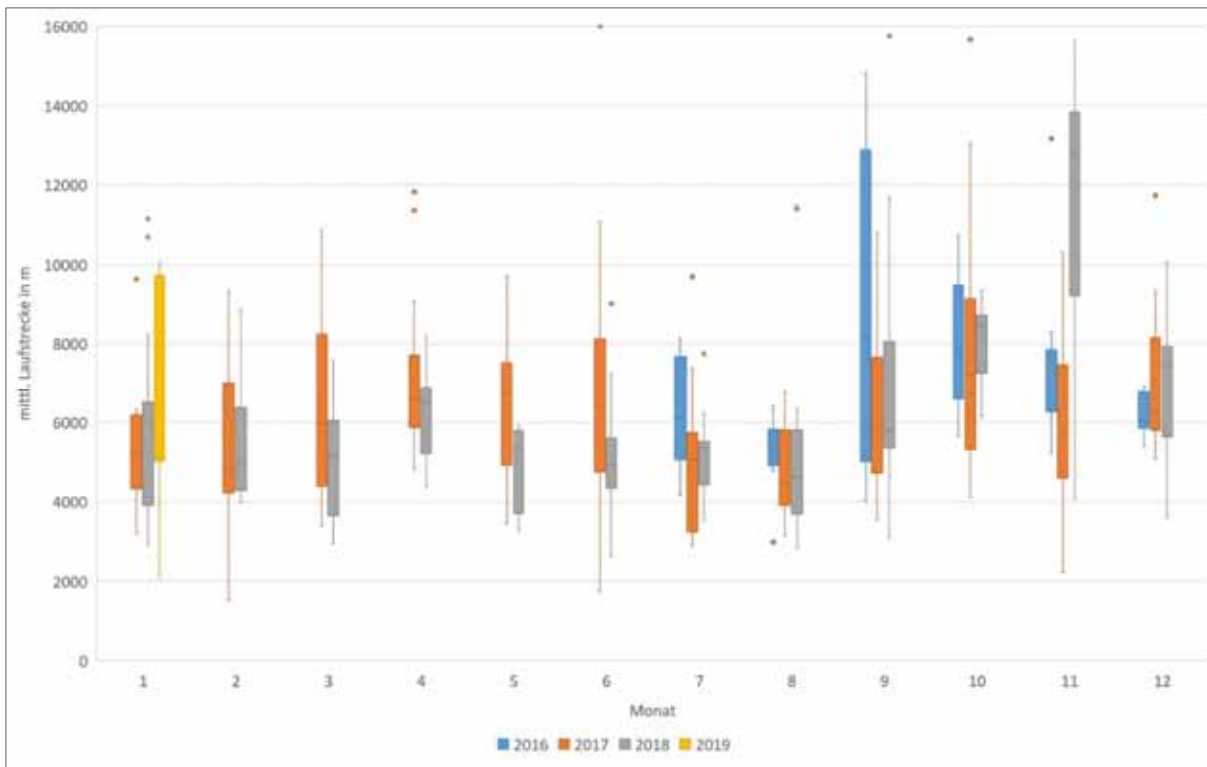


Monat	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
2016							14	14	12	14	13	12
2017	15	17	18	23	29	29	17	14	15	15	15	18
2018	15	15	16	11	10	10	9	12	10	9	10	7
2019	7											
gesamt	37	32	34	34	39	39	40	40	37	38	38	37
Ind.Anzahl	20	16	18	19	20	20	21	20	20	20	20	20

Abb. 185: 24 h-Laufstrecken (Boxplot inkl. Ausreißer, Median & Stichprobentabelle) von weiblichem Rotwild - aufgeschlüsselt nach Monaten und Jahren.

Bei den Hirschen (Abb. 186) ergaben sich insgesamt größere Unterschiede. Im November hebt sich 2018 gegenüber den anderen Jahren ab, aber ohne signifikanten Unterschied.

Entsprechend seltener, signifikanter Unterschiede zwischen den UG (weibl.: Juli UG1 & UG4; männl.: Januar UG3 & UG4) und keinen zwischen den Jahren können die Laufstrecken gepoolt als geschlechts- und monatspezifische Werte verwendet werden.



Monat	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
2016							6	6	6	8	8	8
2017	9	17	18	23	23	23	14	16	18	13	14	14
2018	13	10	9	7	8	8	11	9	8	7	6	5
2019	4											
gesamt	26	27	27	30	31	31	31	31	32	28	28	27
Ind.Anzahl	14	14	15	16	16	16	16	16	16	15	15	14

Abb. 186: 24 h-Laufstrecken (Boxplot inkl. Ausreißer, Median & Stichprobentabelle) von männlichem Rotwild - aufgeschlüsselt nach Monaten und Jahren.

Tageszeitspezifische Laufstrecken

Im gesamten Jahresverlauf wurden die längsten Strecken von beiden Geschlechtern stets in der Dämmerung zurückgelegt. Die Laufstrecken in der Abenddämmerung wichen mit nur leicht höheren Werten von denen bei Tagesanbruch ab (Abb. 187). Die in der Dämmerung zurückgelegten Laufstrecken unterlagen jahreszeitlichen Schwankungen. Im Januar und Februar bewegte sich Rotwild auch während der Hauptaktivitätsphase in der Dämmerung aufgrund der winterlichen Bedingungen deutlich weniger als in anderen Monaten (Abb. 187, Abb. 205 & Abb. 206). Sehr hohe Laufaktivitäten mit Spitzenwerten auch in der Morgendämmerung zeigten beide Geschlechter im April. Nach der generellen Aktivitätsabsenkung (v.a. in schneereichen Wintern, Abb. 204) zur Minimierung des Energieverbrauchs in den Wintermonaten scheinen im April die Energiereserven wieder aufgefüllt zu werden. Das zeitige Frühjahr wird intensiv zur Äsung der sich entwickelnden Bodenvegetation genutzt - jedoch bedarf dies zu Beginn der phänologischen Entwicklung mit noch niedrigen, pflanzlichen Biomassen einer Erhöhung der täglichen Laufstrecken.

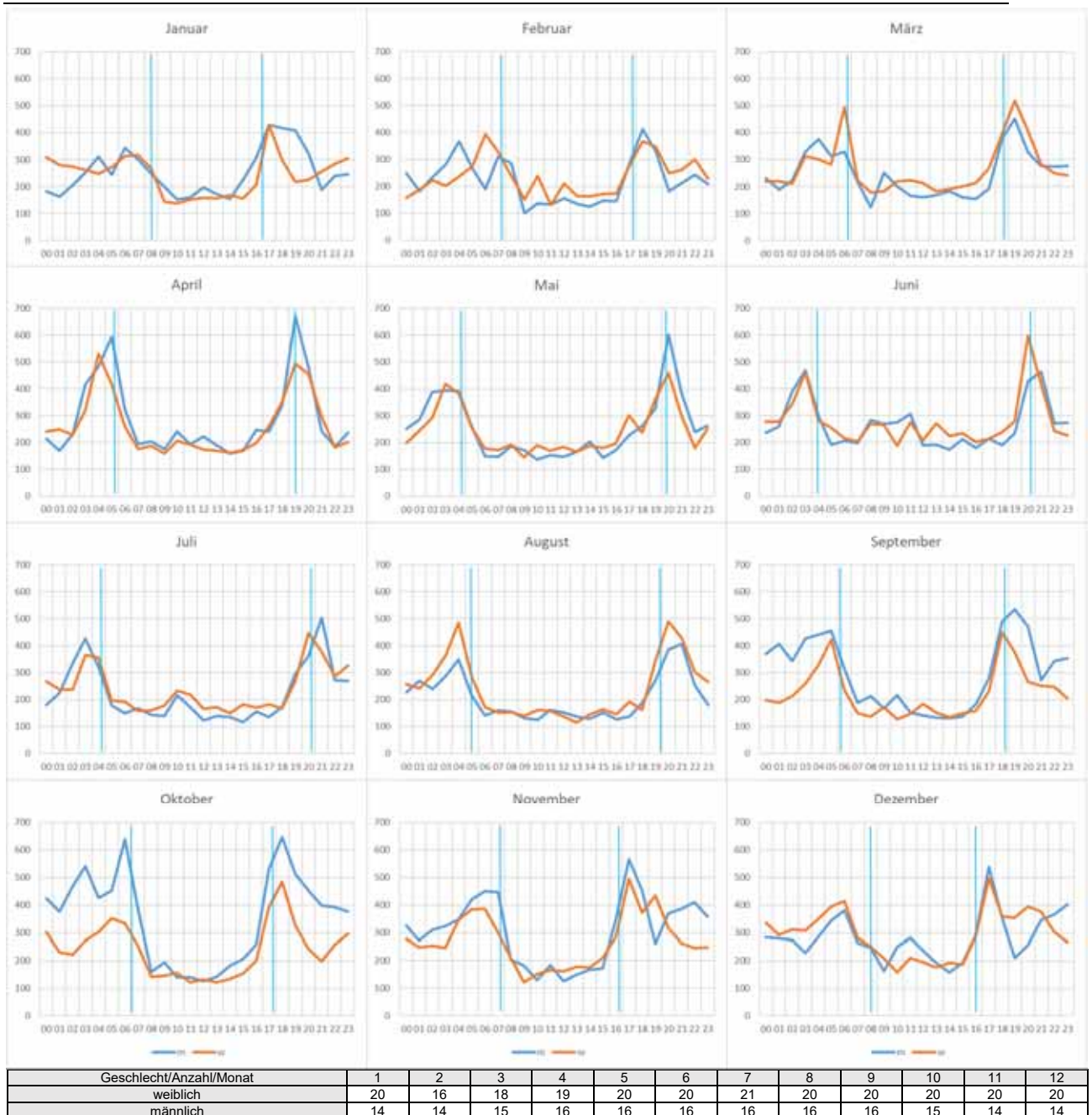


Abb. 187: Tageszeitspezifische, stündliche Laufstrecken in m (Y-Achse) über den Tagesverlauf (X-Achse: MEZ; senkrechte blaue Linie: Sonnenauf- und -untergang als Monatsmittel) für Alttiere (w) und Hirsche (m).

Insgesamt lagen die von Rotwild im Erzgebirge während der Dämmerung pro Zeiteinheit (Stunde) zurückgelegten Wegstrecken 2-2,5fach über den Werten des restlichen Tages. Für jagdliche Ansitze sind die Zeiten während der Dämmerungsphasen folglich prädestiniert.

Während der Jagdzeit war keine jagddruckbedingte Verschiebung des Dämmerungsschwerpunktes der Laufstrecken in die Dunkelphase zu erkennen. Sie kann für einzelne UG aber nicht ausgeschlossen werden. Eine pro UG und auf Stunden aufgeschlüsselte Analyse scheiterte an der Tatsache, dass pro Individuum nur zwei Datensätze pro Monat erhoben wurden und damit die Stichprobe zu gering war. Für die Aktivität (Abb. 218 & Abb. 219) lag jedoch eine derartige Verschiebung für die Abenddämmerung im UG3 BÄR und etwas geringer auch im UG4 NES zeitweise vor.

Eine höhere Laufstrecke in der Nacht zeigten die Hirsche während der Brunftmonate. So wurden von männlichem Rotwild im September und Oktober größere Strecken nicht nur in der Hauptaktivitätsphase (Dämmerung), sondern auch in der Nacht zurückgelegt. Die Hirsche erreichten in der Zeit im Durchschnitt ihre höchsten Laufstrecken pro Stunde (650 m).

Während der Tagphase variierten die Laufstrecken beider Geschlechter meist um 100-200 m pro Stunde. In Übereinstimmung mit der erhöhten Tagaktivität (Abb. 216 & Abb. 217) legte Rotwild nur im Juni größere Distanzen (bis zu 300 m/h) zurück.

#### Einflussgrößen auf 24 h-Laufstrecken anhand von gemischten Modellen

Hinsichtlich der täglichen Laufstrecken (in Metern) wurden folgende Prediktoren untersucht: *Animal\_ID* (Tier-Nr.) (Random Faktor), *Geschlecht*, *Alter*, *UG* (Untersuchungsgebiet), *Jahr*, *yday* (Jahrestag=Tag im Jahr), *Temperatur*, *Schnee*, *Wind* und *AR* (täglicher Aktionsraum).

Die LASSO-basierte Modell-Selektion vorselektierte hieraus die Prediktoren *Alter*, *Jahr*, *Schnee*, *AR* und *yday*, um sie im Modell zu belassen. Die darauffolgende GAMM-basierte Modell-Selektion behielt alle diese Prediktoren bei, d.h., alle Modelle, die nur eine Teilmenge dieser Prediktoren enthielten, zeigten einen höheren (und damit schlechteren) AIC-Wert. Zudem wurde die Negativ-Binomiale Verteilung als optimale Zufallsverteilung selektiert.

Die Regressionsergebnisse des finalen GAMM zeigten, dass *Jahr* und *Alter* keinen signifikanten Einfluss auf die Länge der Laufstrecken hatten (Tab. 38, Abb. 188).

Tab. 38: Numerische GAMM-Regressionsergebnisse zu Einflussgrößen auf die Laufstrecken/24 h.

Variable (Prediktor)	Estimate (Regressions- koeffizient)	SE (Standard- fehler)	z value (Z-Wert)	Pr (> z ) (P-Wert)
Hirsche 1 bis 3 Jahre	-0,056	0,094	-0,600	0,549
Alttiere 3 bis 10 Jahre	0,039	0,090	0,432	0,666
Alttiere ab 11 Jahre	-0,070	0,101	-0,695	0,487
Hirsche ab 4 Jahre	0,011	0,094	0,113	0,910
JAHR 2017	0,026	0,032	0,789	0,430
JAHR 2018	-0,069	0,037	-1,845	0,065
SNOW (Schnee)	-0,002	0,001	-2,737	**0,006
Aktionsraum	0,003	0,000	21,614	***0,000

P<0,05 \* signifikant; P<0,01 \*\* hoch signifikant; P<0,001 \*\*\* hochsignifikant

Die Selektion dieser Prediktoren bei der LASSO+GAMM-basierten Modellselektion, deutet auf einen potenziellen Einfluss dieser Variablen hin. Die Datendichte reichte aber nicht aus, um einen signifikanten Zusammenhang zu detektieren. Bezüglich der Einflussgröße *Jahr* zeigte sich, dass die Länge der Laufstrecken (bei Ausblendung aller anderen, in die Analyse einbezogenen und im Modell verbliebenen Prediktoren *Alter*, *Schnee*, *AR* und *yday*) im Jahr 2018 (sehr heißer Sommer) fast signifikant niedriger lag als im Vergleichsjahr 2016 ( $P=0,065$ ). Im Vergleich zu 2017 waren die 2018er Laufstrecken sogar signifikant (Mittel außerhalb vom jeweils anderen Konfidenzintervall) niedriger, was vermutlich auch mit der Aktivitätsabsenkung



im heißen Sommer 2018 (Abb. 204) zusammenhängt. Zudem würde theoretisch die Länge der Laufstrecken mit jedem zusätzlichen Zentimeter *Schneehöhe* hoch-signifikant ( $P < 0,01$ ) um den Faktor 0.998 (also um 0,2 %) sinken, wenn kein weiterer, der im Modell verbliebenen Prediktoren (s.o.) wirken würde. Außerdem gab es (wie vermutet) einen hoch-signifikant positiven Zusammenhang ( $P < 0,001$ ) zwischen dem Prediktor Größe des täglichen Aktionsraums (*AR*) und der Länge der Laufstrecken: Für jeden zusätzlichen Hektar täglicher Aktionsraum würde die Länge der Laufstrecken theoretisch um 0,3 % steigen. In Abb. 188 ist (Mitte oben) ein theoretischer Verlauf des Jahresganges der Laufstreckenlänge abgebildet, so als wenn es die im Modell verbliebenen Prediktoren *Alter*, *Jahr*, *Schnee* und *AR* nicht geben würde, der völlig anders als der Reale (Abb. 207, inkl. aller Einflussfaktoren) verläuft, da nur noch der nicht durch die verbliebenen Prediktoren (s.o.) erklärte Resteinfluss übrigbleibt. In diesem rein theoretischen Verlauf zeigte sich ein deutliches Minimum im Sommer (um Jahrestag 200=20. Juli, Abb. 188 Mitte oben), das ebenfalls wie bei den täglichen *AR* und der Aktivität bei den Alttieren sehr wahrscheinlich mit der Kälberaufzucht und bei den Hirschen mit der Feistzeit zusammenhängt. Der in den absoluten Daten (Abb. 207, inkl. aller Einflussfaktoren) erkennbare Anstieg im Juni und die Absenkung im Winter bei beiden Geschlechtern ist im theoretischen Verlauf nicht zu erkennen, weil er scheinbar bereits durch einen Komplex anderer Faktoren (*Alter*, *Jahr*, *Schnee* und *AR*) erklärt wurde.

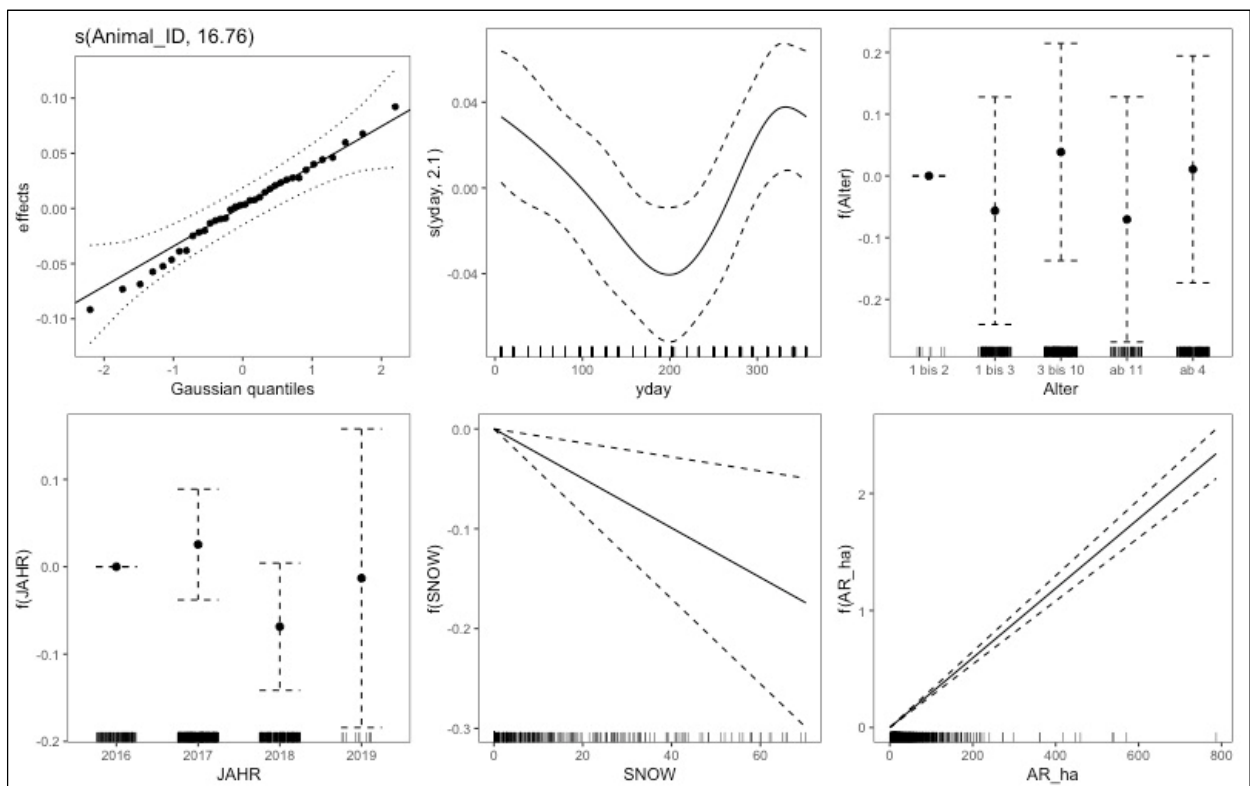


Abb. 188: Visuelle Darstellung der GAMM-Regressionsergebnisse zu den Laufstrecken/24 h (Da es sich um partielle Effekte handelt, kann die Y-Achse nur relativ entlang der X-Achse aber nicht in absoluten Einheiten interpretiert werden und durch Ausblendung aller anderen, im Modell verbliebenen Einflussgrößen wird jeweils der theoretische Verlauf nur unter Einfluss der einen, betrachteten Einflussgröße (X-Achse) abgebildet).

Alternativ wurde getestet, ob die Länge der Laufstrecken in nichtlinearer Art und Weise von den Prediktoren *Schnee* und *AR* abhängen. Im Falle des *Schnees* war dies nicht der Fall (Ergebnisse nicht gezeigt). Im Falle von *AR* zeigte sich hingegen ein deutlich nichtlineares Sättigungsverhalten (Abb. 189).

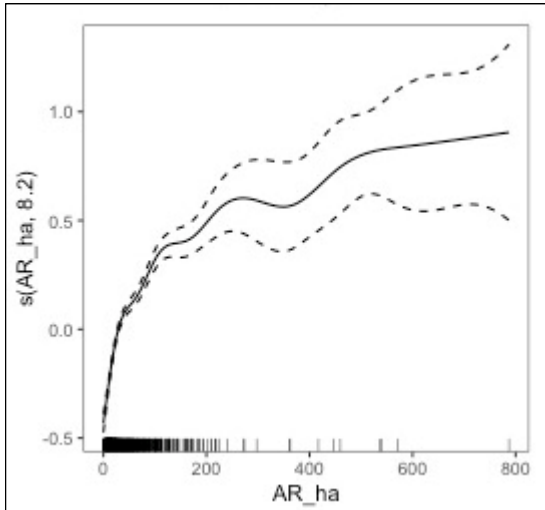


Abb. 189: Visuelle Darstellung der GAMM-Regressionsergebnisse zum nichtlinearen Verhalten der Laufstrecke/24 h in Abhängigkeit vom Aktionsradius (Da es sich um partielle Effekte handelt, kann die Y-Achse nur relativ entlang der X-Achse aber nicht in absoluten Einheiten interpretiert werden).

Wie bereits bei den GAMM-Analysen (unter Ausblendung anderer, im Modell verbliebener Einflussgrößen) zu den täglichen Aktionsräumen (Kap. 5.2.4) festgestellt, besteht ein sehr enger Zusammenhang zwischen der Aktivität pro 24 Stunden, den 24 h-Laufstrecken und den täglichen Aktionsräumen. Verringert das Rotwild seine Aktivität (Kap. 6.2), so sinken auch die 24 h-Laufstrecken. Dadurch werden ebenfalls die täglichen AR (Kap. 5.2.4) kleiner. Da die *Schneehöhe* in einem sehr engen, negativen Zusammenhang mit den drei oben genannten Variablen (Kap. 5.2.4 & Kap. 6.2) steht, verringern sich deren Werte auch mit zunehmender *Schneehöhe* (Kap. 6.2; Abb. 207, inkl. aller Einflussfaktoren).

Bei den Analysen zu nichtlinearen Zusammenhängen zeigte sich, dass bei Vergrößerung der täglichen *AR* bis 200 ha die Laufstrecken deutlich ansteigen, um dann ein Sättigungsniveau zu erreichen. Bei täglichen *AR* > 200 ha nimmt die Laufstrecke folglich nur noch minimal zu. Da die Laufstrecke den täglichen Aktionsraum (*AR*) beeinflusst, bedeutet das, dass in den wenigen Fällen ab 200 ha die Laufstrecke nur minimal steigt, aber der *AR* deutlich größer wird. Dies könnte bei großräumigen Wanderungen (z.B. dem Wechsel zwischen saisonalen Streifgebieten) oder bei störungsbedingten Fluchten/Ausweichbewegungen der Fall sein.

## 5.9 Einfluss von Drückjagden

Wie bei intensiv bejagten Populationen von langlebigen standortstreuen Säugetieren zu erwarten, ist die Jagd auch für Rotwild in den vier Untersuchungsgebieten mit hoher Wahrscheinlichkeit der wesentlichste Mortalitätsfaktor. Zwar erfolgte keine Datenerfassung von Todesfällen durch Altersschwäche, Krankheiten, klimatische Einflüsse, Nahrungsmangel oder Prädation, doch lässt der geringe Anteil an Fallwild (1,2%) und Unfallwild (1,4%) an der Rotwild-Gesamtjagdstrecke der Jagdjahre 2016/17 bis 2019/20 in den Forstbezirken Adorf, Eibenstock, Neudorf, Bärenfels und Neustadt den Schluss zu, dass diese Mortalitäten nur in begrenztem Rahmen die Populationsdynamik beeinflussen. Damit ist die Jagd das wesentliche Regulativ von Populationsstruktur und Populationsdichte, aber auch ein wichtiger Einflussfaktor auf das Raum-Zeit-System von Rotwild.

Die Wirkung der Bejagung auf einzelne Aspekte der Raumnutzung von Rotwild war Bestandteil der vorliegenden Studie. Weil eine umfassende Dokumentation der Einzeljagd die Kapazitäten des Projektes überstiegen hätte, wurde der Fokus auf die Wirkung von Bewegungsjagden (Drückjagden) gelegt. Diese Jagdart spielt beim Rotwildmanagement im Landeswald des Freistaates Sachsen eine zunehmende Rolle - vor allem dort, wo eine wirksame Populationsregulation durch die Einzeljagd nicht gelungen ist.

Während des Untersuchungszeitraums (2016-2020) wurden in den vier UG 29 Drückjagden mit einer variablen Zahl an Schützinnen und Schützen zwischen 25 und 130 (Tab. 39) analysierend begleitet. Auf allen Jagden kamen Hunde zum Einsatz, jedoch in unterschiedlicher Intensität. Im UG2 NED nahm die Bedeutung von Drückjagden im Projektverlauf deutlich zu, so dass sich in dieser Zeit die Anzahl der Jagden, die bejagten Flächen, die Schützen- und Hundeanzahl vergrößerten. Dort kam es auch manchmal vor, dass die gleiche Fläche zweimal pro Winter bejagt wurde.

Tab. 39: Parameter der Drückjagden im Untersuchungszeitraum (Jagdjahre 2016/17 bis 2019/20) in den vier Untersuchungsgebieten.

UG	Anzahl (Ø) DJ pro Jahr	Zeitraum	Anzahl der Jagenden	Drückjagd- Fläche (ha)
UG1 EIB	6	Oktober bis Januar	30 - 120	350 - 1.300
UG2 NED	10	Oktober bis Dezember	50 - 130	400 - 1.700
UG3 BÄR	8	Ende Oktober bis Dezember	25 - 100	300 - 900
UG4 NES	5	November bis Januar	50 - 80	500 - 800

### Laufstrecken des Rotwildes während Drückjagden

Die Erfassung des Einflusses von Drückjagden auf die Laufstrecken von Rotwild, basierte auf einer Stichprobe von 27 Sendertieren, die direkt im Treiben waren und deren telemetrische Beobachtung keine oder nur geringe GPS-Datenlücken aufwies.

Durchschnittlich war die ermittelte 24 h-Laufstrecke an einem Drückjagdtag (7-7 Uhr) im Mittel 1,3mal so hoch wie an vergleichbaren Tagen (Kap. 5.8) ohne Drückjagd (Abb. 190). Diese drückjagdbedingte Erhöhung war signifikant ( $p = 0,002$ ). Während der Drückjagd selbst (7-13 Uhr) war die Steigerung nur minimal niedriger (1,24), aber die Erhöhung nicht signifikant. Dies deutet darauf hin, dass die drückjagdbedingte Laufstreckenerhöhung nach der Jagd höher ist als während der eigentlichen Jagd, wobei zu beachten ist, dass die Zeitspanne der Jagd (7-13 Uhr) mit nur 6 Stunden deutlich kürzer als der Drückjagdtag ist. Auffallend waren die deutlich höheren Standardabweichungen der Mittelwerte an Tagen mit Drückjagden im Vergleich zu den Referenzdaten (Abb. 190), was individuelle Reaktionsmuster wahrscheinlich macht. Wie die deutlich vom Median abweichenden Minimal- und Maximalwerte der Laufstrecken dokumentieren (Abb. 190), legten einige Individuen ( $n=8$ ) während der Drückjagden geringere Strecken zurück im Vergleich zu den normalen Distanzen an Tagen ohne Drückjagd. Andere Individuen erhöhten ihr Laufpensum deutlich ( $n=19$ ), wieder andere sogar extrem (7 von 19: > Faktor 0,5; Abb. 190 & Abb. 191).

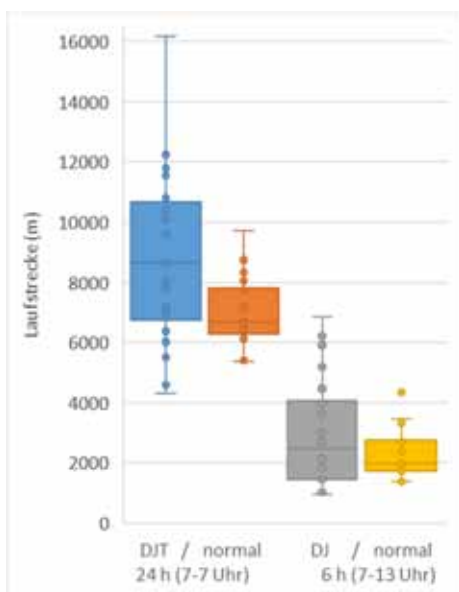


Abb. 190: Laufstrecken von Rotwild (Boxplot inkl. Ausreißer und Median) an Tagen mit Drückjagden (DJT: 7-7 Uhr) und im Zeitraum der Drückjagd (DJ: 7-13 Uhr) im Vergleich zu übereinstimmenden Zeitfenstern ohne Drückjagd (normal).

Bei den besenderten Alttieren und Hirschen, die sich nicht innerhalb, sondern nur in der Nähe der Drückjagdgebiete aufhielten (31 Ereignisse), wurden keine bzw. kaum Änderungen der Laufstrecken festgestellt.

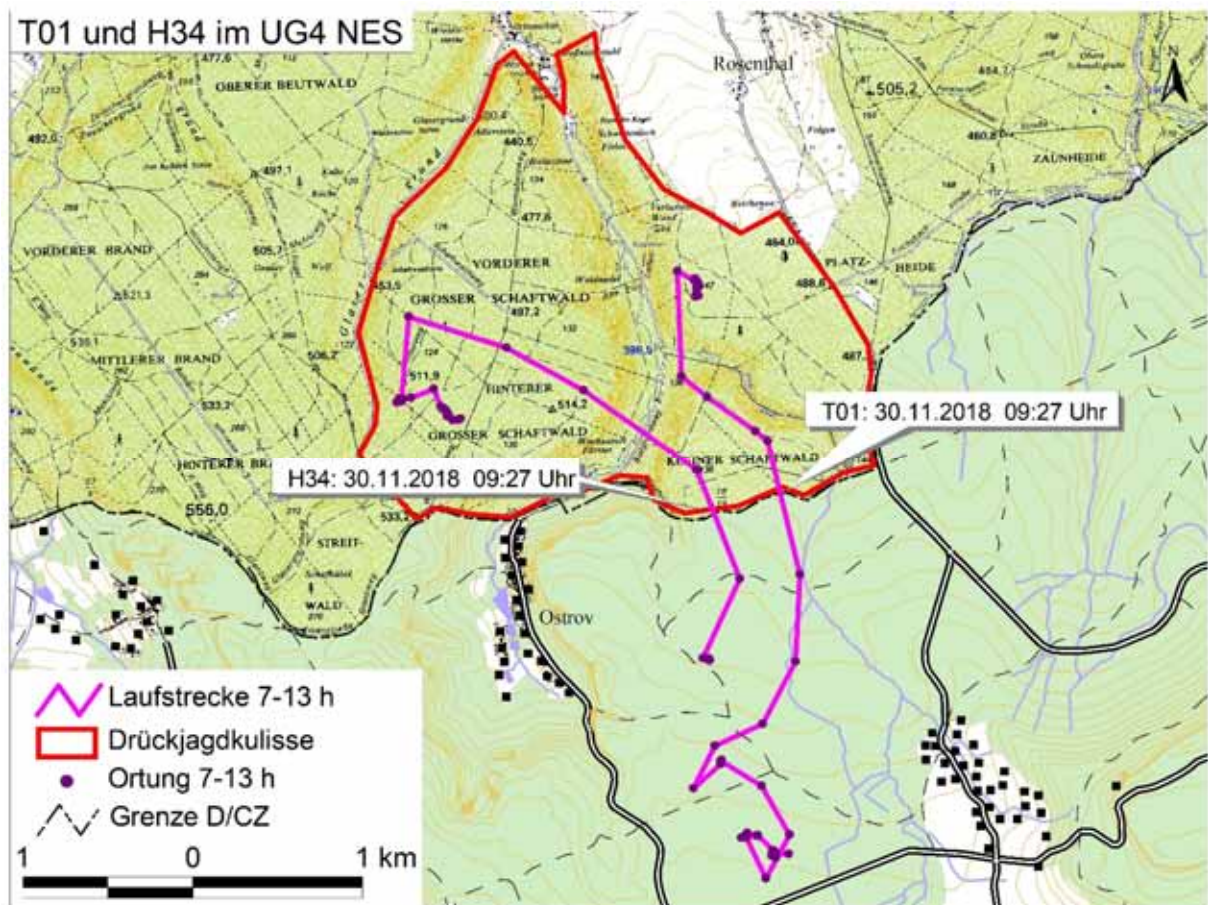


Abb. 191: Laufstrecken von T01 (4,6 km länger als der Referenzwert) und H34 (wie Referenzwert) während einer DJ (7 bis 13 Uhr) im UG4 NES; beide haben das Treiben bereits 30 Minuten nach DJ-Beginn über die Staatsgrenze nach Süden verlassen (Peilungen 5 Minuten Abstand).

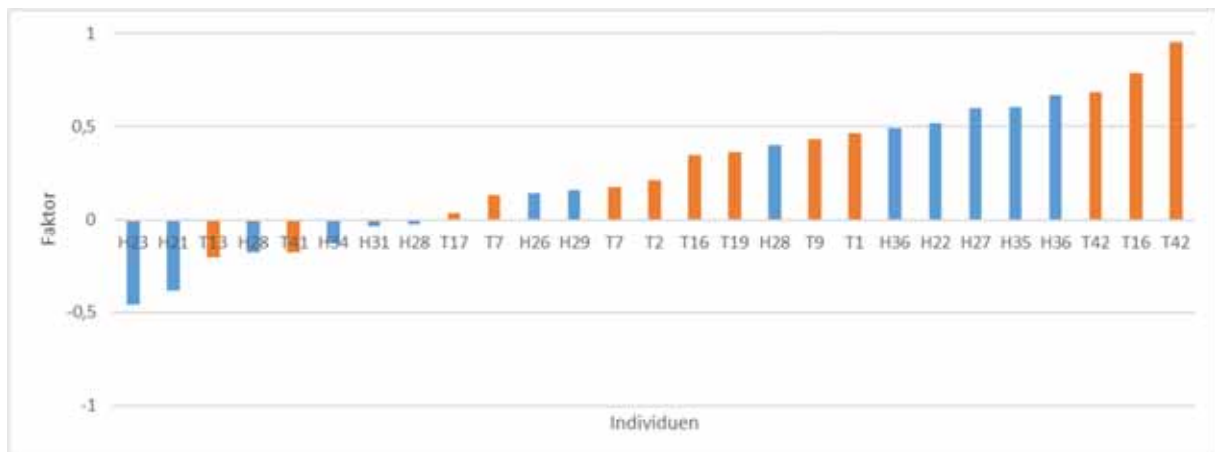


Abb. 192: Veränderung der Laufstrecken von besonderem Rotwild während Tagen mit Drückjagden (Erfassungszeitraum: 24 h von 7-7 Uhr) im Vergleich zu übereinstimmenden Zeitfenstern ohne Drückjagd (Faktoren > 0 Vergrößerung der Laufstrecken, Faktoren < 0: Verringerung der Laufstrecken, T: Alttiere orange, H: Hirsche blau).

### Auswirkungen von Drückjagden auf Größe und Überlappung von Rotwild-Aktionsräumen

Die Analysen basieren auf 83 Ereignissen, bei denen sich besondere Tiere im oder in der Nähe des Drückjagdgebietes aufhielten.

Effekte der Drückjagden auf die Größe der Aktionsräume (MCP95 und K95) wurde durch Vergleich der Raumnutzung besonderer Tiere, die im Treiben waren (40 Ereignisse) für den



Zeitraum 7 Tage vor und 7 Tage nach der Bewegungsjagd gemessen (Abb. 193). Der Tag der Drückjagden (7-7 Uhr) ging nicht in die Berechnung ein.

Nach dem MCP-95-Verfahren nutzte Rotwild im Mittel (Median) 7 Tage nach der Drückjagd einen etwas, aber nicht signifikant größeren Aktionsraum im Vergleich zum Zeitraum 7 Tage vor der Bewegungsjagd. Da die Größe der Kernlebensräume (K95) unverändert (keine signifikante Vergrößerung) blieb (Abb. 193), ist die im Durchschnitt geringfügige Erweiterung des MCP-95 Streifgebietes eine Folge der drückjagdbedingten Verlagerung der Kernlebensräume. Diese Annahme wird durch die geringere Überlappung der K95-AR in den betrachteten Zeitfenstern vor und nach der Drückjagd bestätigt (s.u.). Auffallend bei beiden Berechnungsverfahren war allerdings der weitere Interquartilabstand nach der Drückjagd, was die individuelle Variabilität der Reaktionen unterstreicht.

Bei Alttieren und Hirschen, die sich nur in der Nähe der bejagten Gebiete aufhielten (43 Ereignisse), ergaben die Berechnungen geringere Veränderungen der Aktionsräume (beim Vergleich der Zeitfenster 7 Tage vor und nach der Drückjagd) im Vergleich zu den Individuen, die sich direkt im Treiben befanden. Der Unterschied zwischen diesen beiden Gruppen war jedoch etwas höher als beim Laufstreckenvergleich.

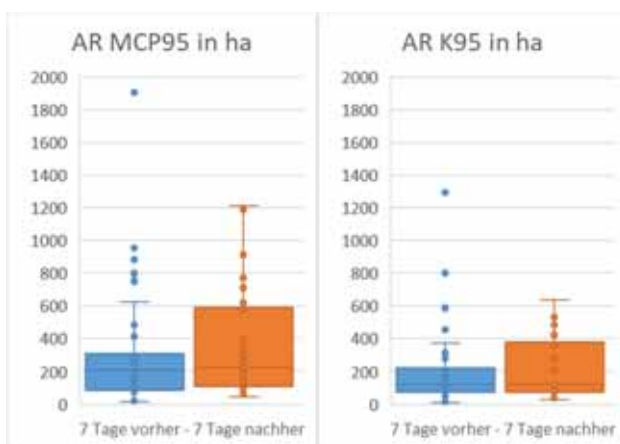


Abb. 193: Aktionsraumgrößen (MCP95 und K95, Boxplot inkl. Ausreißer und Median) der besenderten Tiere, die im Treiben waren, 7 Tage vor und nach der DJ.

In Abb. 194 ist die Veränderung der AR-Größe (MCP95) als Faktor vom Wert der vorhergehenden 7 Tage-Periode dargestellt. Bei 20 von insgesamt 40 Ereignissen ergaben sich 7 Tage nach den Drückjagden kleinere Aktionsräume (MCP95), bei 6 Ereignissen sogar auf mindestens die Hälfte (einer davon sogar um das 4fache). Ebenso bei 20 Ereignissen wurde eine Vergrößerung der Aktionsräume dokumentiert, oft bis zur zweifachen, teilweise sogar bis zur 7fachen Ausdehnung des Aktionsraumes 7 Tage vor der Drückjagd (Abb. 194), wovon sich 13 Aktionsräume mehr als verdoppelt, einige bis versiebenfacht haben.

Übereinstimmende Effekte (17 verkleinert, 23 vergrößert) zeigten sich auch bei der Analyse der Kernlebensräumen (K95, Abb. 194) mit Verkleinerungen der Kernstreifgebiete bis zum Faktor 4,5 und Erweiterungen des K95 bis zum Faktor 6. Diese deutliche, drückjagdbedingte Aktionsraum-Vergrößerung spricht in Zeiten mit höherer Schneedecke gegen Drückjagden.

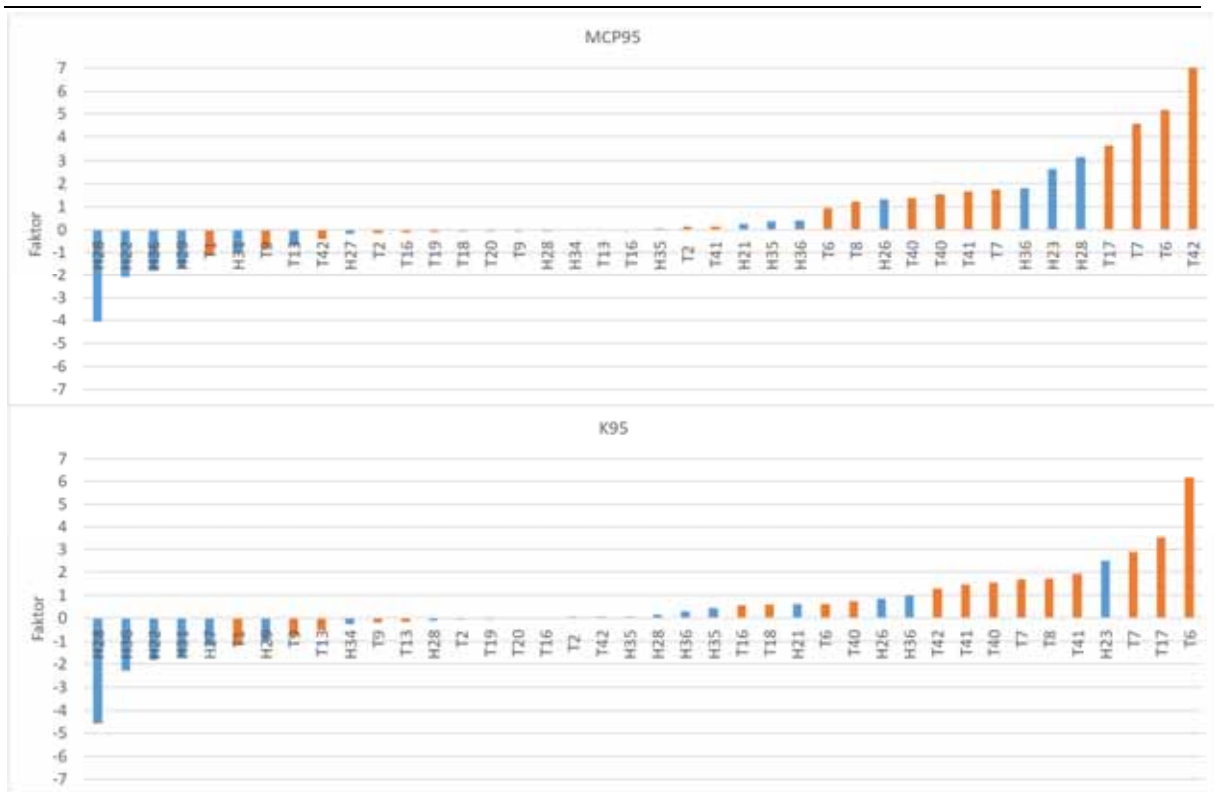


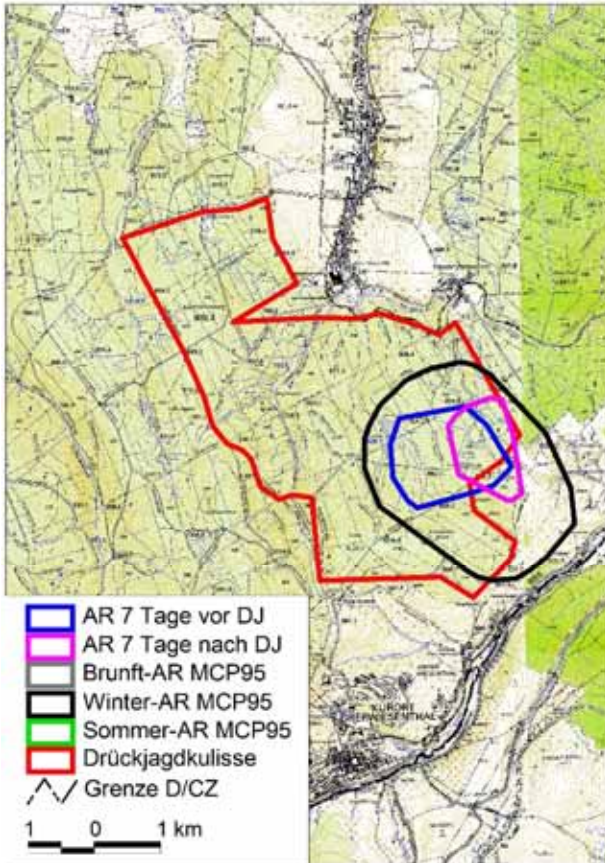
Abb. 194: Veränderung der Aktionsraumgrößen (MCP95 & K95) von besonderem Rotwild - im Vergleich der Aktionsräume 7 Tage vor und nach der Drückjagd (Faktoren > 0 Vergrößerung der AR, Faktoren < 0: Verringerung der AR; T: Alttiere orange, H: Hirsche blau).

Je nach räumlicher Verteilung der Ortungen der einzelnen Datensätze war bei beiden AR-Berechnungsmethoden teilweise eine konträre AR-Entwicklung pro Individuum festzustellen (Abb. 195).

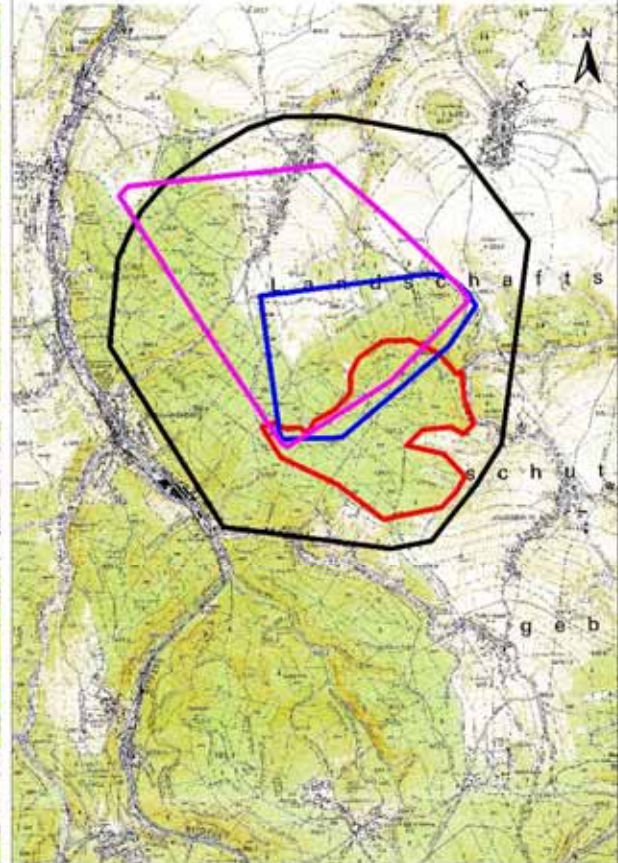
Als Maß für die drückjagdbedingte Verlagerung der Aktionsräume diente der Überlappungsgrad der Streifgebiete von Rotwild, das sich direkt im Treiben befand. Vierzig Ereignisse standen für den Vergleich der Überlappung der AR (MCP95, K95) 7 Tage vor und 7 Tage nach den Bewegungsjagden zur Verfügung (Abb. 196). Im Durchschnitt (Median) betrug der Grad der Überlappung der AR beim Vergleich der gewählten Zeitfenster nach MCP95 60 %, nach K95 49 %. Dies deutet darauf hin, dass Rotwild drückjagdbedingt vor allem die Kernlebensräume verlagerte und weniger die MCP95-Streifgebiete. Die Ergebnisse dokumentierten allerdings auch hier eine große individuelle Variabilität in der Reaktion auf die Bewegungsjagd. Nach MCP95 variierte bei der Mehrzahl der Ereignisse (n=27) der Überlappungsgrad zwischen 40 und 80 %, bei K95 (n=33) zwischen 20 und 80 %.



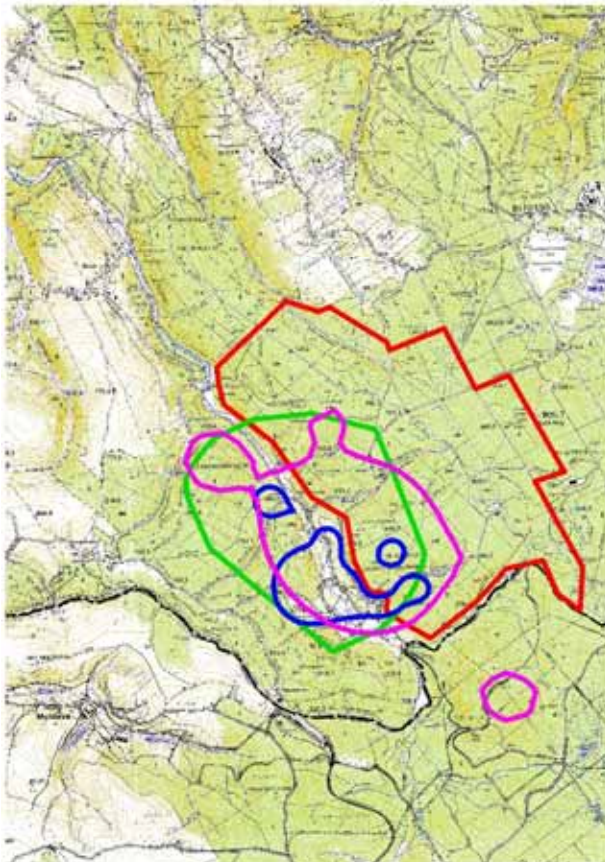
A: T13 AR MCP95 vor/nach DJ 08.12.2017



B: H26 AR MCP95 vor/nach DJ 14.12.2017



C: T07 AR K95 vor/nach DJ 27.10.2017



D: H29 AR K95 vor/nach DJ 05.10.2018

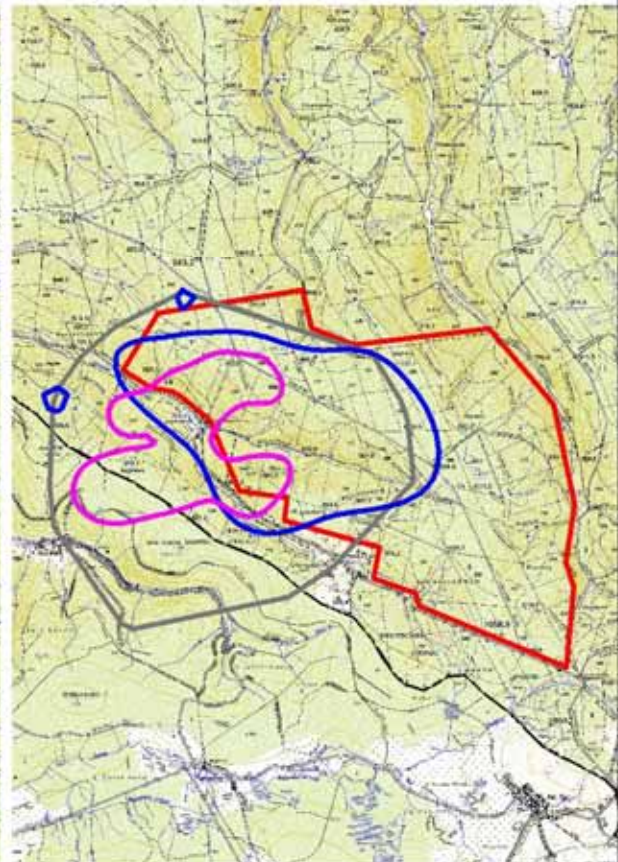


Abb. 195: Beispiele von Drückjagd-bedingten Änderungen (Verkleinerung, Vergrößerung oder Verlagerung) des Aktionsraums (AR) von Rotwild 7 Tage nach der Drückjagd - Referenz: Größe und Lage des Aktionsraums 7 Tage vor der Drückjagd.



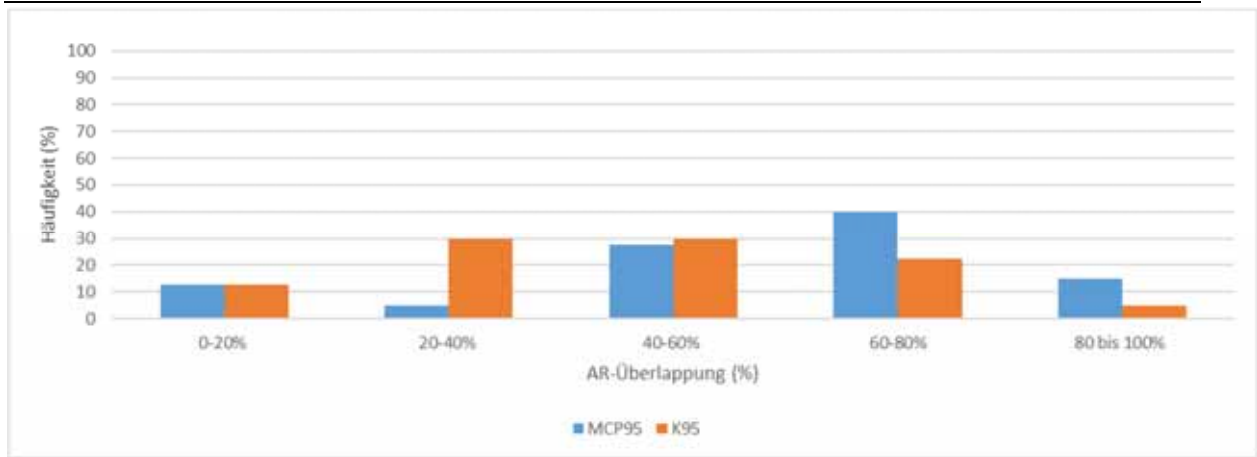


Abb. 196: Überlappung (%) der Aktionsräume (MCP95, K95) von Rotwild (n=40), das sich direkt im Treiben befand - 7 Tage vor und 7 Tage nach den Drückjagden.

Differenziert nach Untersuchungsgebieten und aufgeschlüsselt nach Monaten fand die stärkste Verlagerung der Kernlebensräume im UG4 NES statt (Abb. 197). Hier betrug die Überlappung der K95-Aktionsräume 7 Tage vor und 7 Tage nach der Drückjagd nur ca. 30 %, bei einer mit drei Ereignissen allerdings geringen Stichprobe. Auch im UG2 NED war im Vergleich zum MCP95 die Verlagerung der Kernlebensräume stets ausgeprägter und erreichte im Dezember mit nur 40 % Überlappung ihr Maximum. Im UG3 BÄR war die räumliche Verschiebung nach K95 besonders ausgeprägt in den Monaten Oktober und Januar. Im UG1 EIB führten die Drückjagden im Dezember sowie im Januar zumindest kurzfristig (hier 7 Tage) zur stärksten Kernlebensraumverlagerung, genau wie beim MCP95 (Abb. 197).

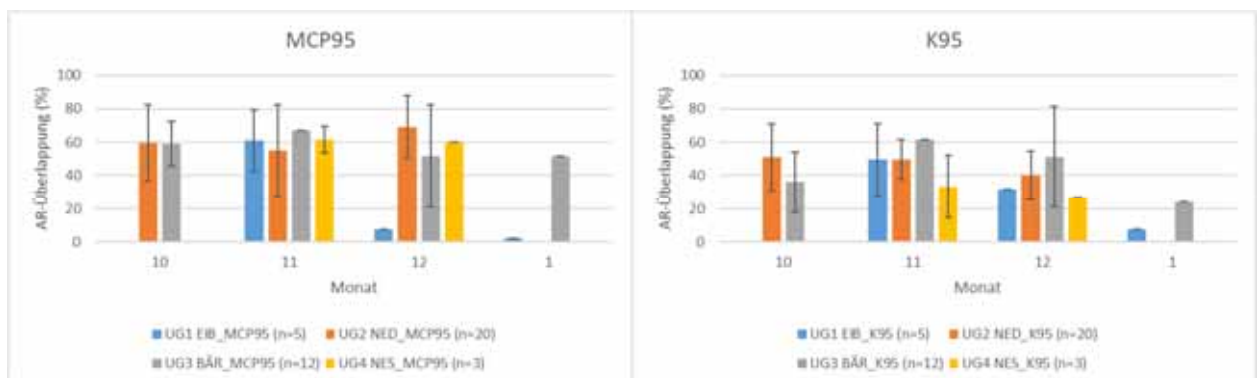


Abb. 197: Überlappung (%) der Aktionsräume (MCP95, K95) von Rotwild, das sich direkt im Treiben befand - aufgeschlüsselt nach Monaten und Untersuchungsgebieten, 7 Tage vor und 7 Tage nach den Drückjagden.

Die Ergebnisse belegen, dass im Sinne einer Schwerpunktbejagung beispielsweise in Waldumbaugebieten die räumliche Verlagerung der Kernstreifgebiete für einen Verdrängungseffekt meist zu klein und - vor allen Dingen - in ihrer "räumlichen Ausrichtung" kaum beeinflussbar sind. Auf den Erfolg weiterer Bewegungsjagden im gleichen Gebiet dürfte sich der beschriebene Effekt dann negativ auswirken, wenn die Wiederholung vor der Rückkehr erfolgt.

### Drückjagdbedingte Fluchtdistanzen bezogen auf die saisonalen Aktionsräume

Bei 21 von 40 Ereignissen verließ besendertes Rotwild, das sich innerhalb der Bewegungsjagdkulisse aufhielt, den individuellen, saisonalen Aktionsraum (MCP95) während des Drückjagdtages (7-7 Uhr). Bei den 21 Ausweichbewegungen, die über die Grenzen des saisonalen Aktionsraumes hinausgingen, erfolgte die Rückkehr in 19 Fällen spätestens nach 2 Tagen (Abb. 198b), zweimal nach 3 Tagen. Die höchste Fluchtdistanz aus dem eigenen AR legte Alttier (T08 Annabell) im UG1 EIB mit 3.575 m im Januar zurück (Abb. 198a). Die durchschnittliche Fluchtdistanz (Luftlinie) außerhalb des AR lag bei 1.299 m.

Die im Erzgebirge ermittelten Fluchtreaktionen von Rotwild als Folge von Drückjagden stimmen - abgesehen von der zurückgelegten Fluchtdistanz - sehr gut mit Literaturdaten überein. So kam es auch in einer dänischen Untersuchung zu Auswirkungen von Bewegungsjagden (SUNDE et al. 2009), in 53 % der Fälle zum Verlassen des Aktionsraumes. Die Fluchtdistanzen betragen im Durchschnitt 4 km, maximal 17 km. Das Abwandern erfolgte nicht sofort als unmittelbare Reaktion auf Schützzinnen und Schützen, Treibende oder Hunde, sondern fand nachts statt. Die Tiere kehrten - ebenso wie im Erzgebirge - immer wieder - durchschnittlich nach 4,7 Tagen - in ihr Streifgebiet zurück. KIRCHHOFF & GRÄBER (2010) ermittelten in der Lüneburger Heide als Folge von Drückjagden eine durchschnittliche Fluchtdistanz von 4.340 m sowie ein Rückkehren spätestens nach 100 Stunden. Die Autoren/Autorinnen belegten auch, dass im Vergleich zu den Effekten von Kraftfahrzeugen und Wanderern - gemessen an den Fluchtdistanzen - die Bewegungsjagden die größte Störquelle waren. Warum die Fluchtentfernungen im Erzgebirge mit durchschnittlich 1300 m deutlich kürzer sind, ist schwer begründbar. Möglicherweise spielen die höhere Reliefenergie und die deckungsreiche Waldstruktur eine wesentliche Rolle.

Bei den 43 Ereignissen, in denen sich die Sendertiere nur in der Nähe des bejagten Gebietes aufhielten, wurde der individuelle, saisonale Aktionsraum in 15 Fällen verlassen. Die durchschnittliche Fluchtdistanz war mit nur 292 m deutlich geringer im Vergleich zu Tieren, die sich direkt im Treiben befanden. Auch kehrte solches Rotwild in der Regel schneller (spätestens nach 24 Stunden) in seinen saisonalen Aktionsraum zurück.

Bei der gesamten Auswertung wurde nicht berücksichtigt, ob sich die Tiere zu Beginn der Jagd im Zentrum oder schon nah am Rand des MCP95-AR bzw. des DJ-Gebietes (im Durchschnitt 680 ha groß) aufhielten, so dass auch kurze Fluchten bedeutend sein können, wenn durch sie das Gebiet (AR; DJ) verlassen werden konnte.



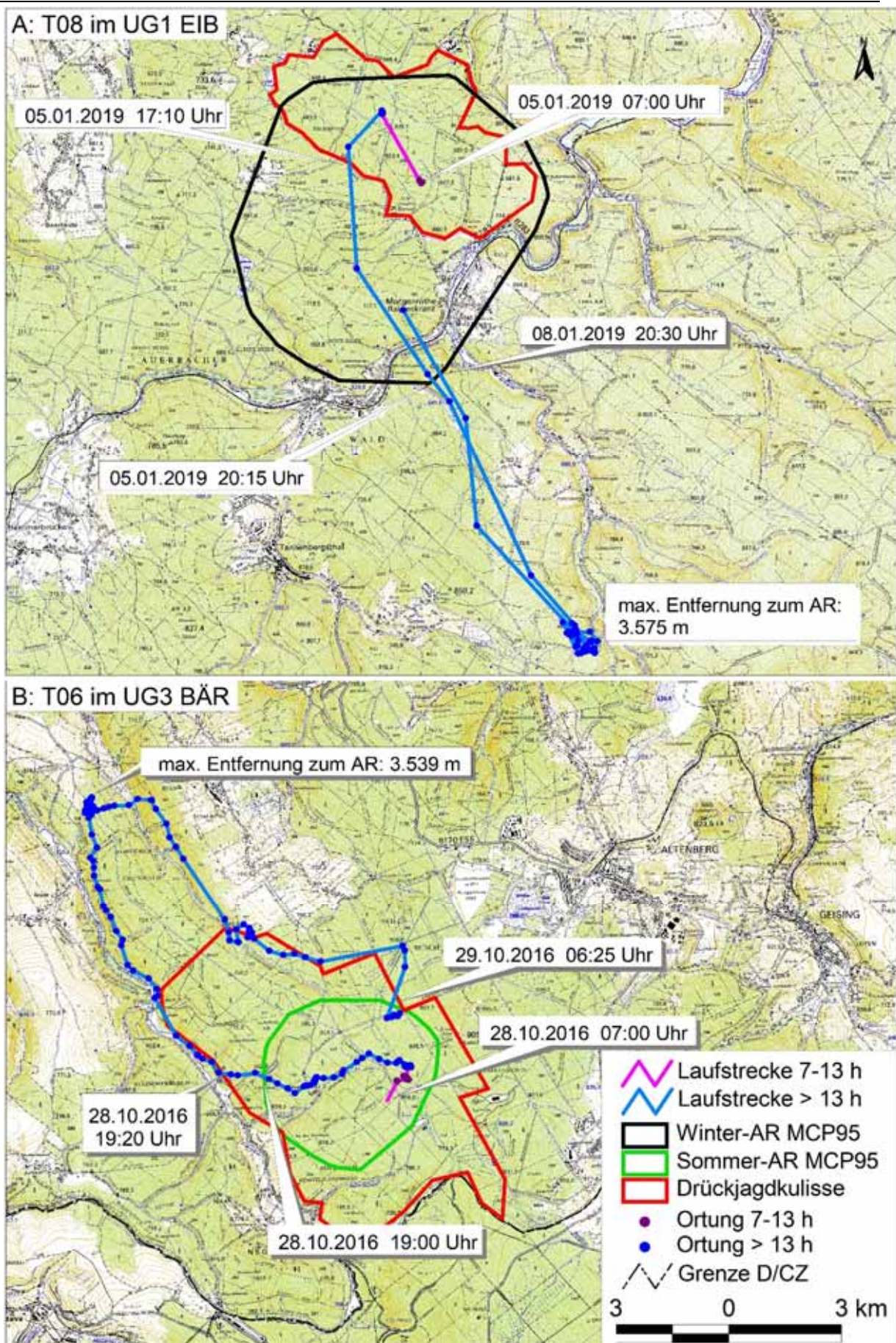


Abb. 198: Visualisierung zurückgelegter Fluchtdistanzen als Folge von Drückjagden bezogen auf die Lage des saisonalen Aktionsraums am Beispiel von den Alttieren T08 und T06 (T08=Ortungen stündlich; T06=Ortungen im 5 Minuten-Abstand).



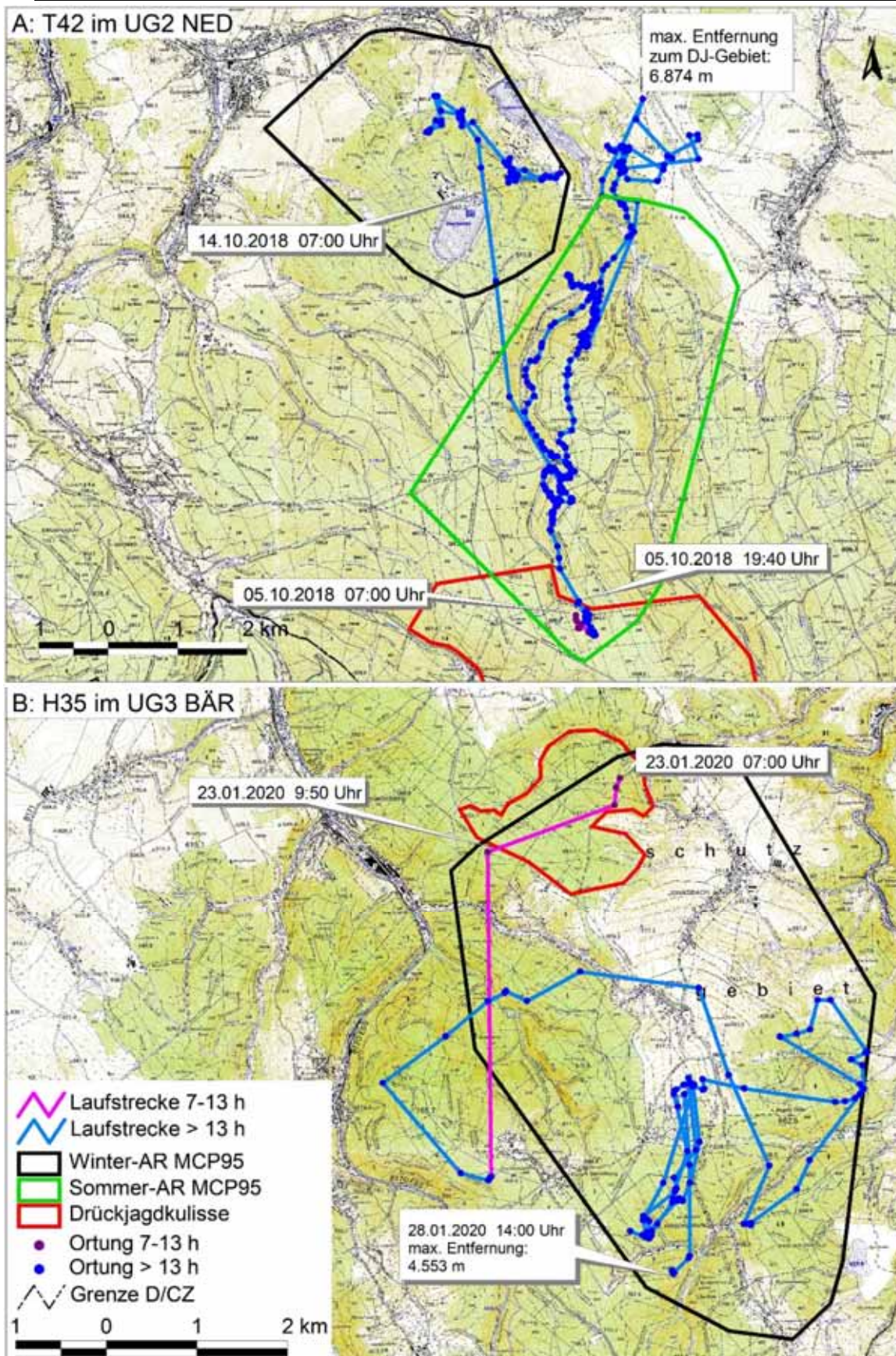


Abb. 199: Visualisierung zurückgelegter Fluchtdistanzen als Folge von Drückjagden bezogen auf die Lage der Jagdgebiete am Beispiel von Hirsch H35 und Alttier T 42 (H35=Ortungen stündlich; T42=Ortungen in 5 Minuten-Abstand; ob und wann H35 wieder in die tieferen Lagen seines Winterzustandes zurückgekehrt ist, bleibt unklar, da der Halsbandsender am 28.01.2020 per Drop-Off geöffnet wurde).

### Drückjagdbedingte Fluchtdistanzen bezogen auf die Drückjagdgebiete

In 32 von 40 Ereignissen verließ besendertes Rotwild infolge der jagdlichen Störung die jagdliche Kulisse. In 72 % (n=23) erfolgte die Rückkehr in das Jagdgebiet spätestens nach 3 Tagen. Bei 9 Ereignissen kehrten die Tiere in Zeiträumen zwischen 3,5 Tagen und 6 Monaten zurück. Eine Ausnahme bildete Alttier T42 (Diana). Es wechselte als Reaktion auf die Jagd in den tiefergelegenen Bereich ihres Sommereinstandes und zog 10 Tage später in ihren Wintereinstand und kam im gleichen Jahr nicht mehr zurück (Abb. 199), so dass die Rückkehr ins Drückjagdgebiet erst 6 Monate später erfolgte. Ob sie ohne DJ länger in ihrem Sommereinstand geblieben wäre, kann nicht geklärt werden. Ohne den nicht repräsentativen Wert von T42 lag der Durchschnitt bei 12 Tagen.

Das Alttier T42 zeigte im Oktober mit 6.874 m die höchste festgestellte Fluchtdistanz während einer regulären Bewegungsjagd. Die durchschnittliche Fluchtdistanz aus dem DJ-Gebiet hinaus lag bei den 32 ausgewerteten Ereignissen bei 1.707 m.

Die Störung und anschließende Flucht von H21 durch einen Hund erfolgte zwar nicht auf einer DJ, spiegelt aber eine vergleichbare Störung wider: Am 21. Februar 2017 verließ H21 Milan im UG1 EIB tagsüber seinen Wintereinstand. Trotz hoher Schneedecke legte er von 12 Uhr Mittag bis Mitternacht nahezu ohne Pause eine Strecke von 17 km zurück, wobei er den Erzgebirgskamm überquerte und einen Einstand in der Nähe des tschechischen Weilers Jelení (Hirschenstand) bezog. Zufälligerweise hatte eine Autofahrerin die Flucht des Hirsches beobachtet - dicht gefolgt von einem Hund. Nach genau einem Monat kehrte dieser Hirsch wieder in seinen ursprünglichen Aktionsraum zurück.

All diese Ergebnisse zeigen, dass Rotwild infolge der Störung das Drückjagdgebiet häufig verlässt und dieses auch unterschiedlich lange meidet. Der individuelle, saisonale Aktionsraum wird dabei aber nur selten verlassen, so dass sich die Tiere zwar außerhalb der Jagdkulisse aber oft weiterhin im bekannten und vertrauten Streifgebiet aufhalten. Falls Rotwild dennoch das jahreszeitliche Streifgebiet verlässt, erfolgt eine Rückkehr meist zeitnah. Auch wenn die meisten geflüchteten Individuen spätestens nach 2-3 Wochen (6 % bis dahin noch nicht zurück) wieder ins Drückjagdgebiet zurückgekehrt sind, sollte eine Wiederholung der Bewegungsjagd frühestens nach einem, besser erst nach zwei Monaten erfolgen, um eine möglichst hohe Effizienz der zweiten Jagd sicherzustellen.

### Aktivitätsveränderungen 7 Tage vor und nach der Drückjagd

Für die Analyse einer Auswirkung von Drückjagden auf das Aktivitätsmuster von Rotwild standen 30 Ereignisse vorwiegend aus dem Zeitraum 05.10.-14.12. zur Verfügung. Nur 2 Ereignisse fanden im Januar statt. Auch hier basieren die Aussagen auf einem Vergleich der Aktivität 7 Tage vor und 7 Tage nach der Drückjagd, ohne Berücksichtigung des Drückjagdtages (Abb. 200).



Die Mittelwerte sanken für beide betrachteten Zeitfenster nur minimal ab. So lag die Aktivität 7 Tage nach einer Bewegungsjagd bei Betrachtung des gesamten Tages (24 Stunden) nur 4 % unter den Referenzwerten. Wurde nur das Zeitfenster berücksichtigt, in dem die Drückjagden stattfanden (7-13 Uhr) waren es nur 3 %.

Auf individueller Ebene reagierte Rotwild in 22 Fällen mit einer Senkung der Aktivität, bei 8 Ereignissen stieg sie an. Der gepaarte Test der Gesamtstichprobe ergab jedoch eine signifikante Absenkung der Aktivität (24 Stunden:  $p = 0,001$ ; 7-13 Uhr:  $p = 0,003$ ) nach der Drückjagd. Auffallend war der deutlich geringere Interquartilabstand 7 Tage nach der Bejagung bei Fokussierung auf den Zeitraum der Drückjagd (Abb. 200).

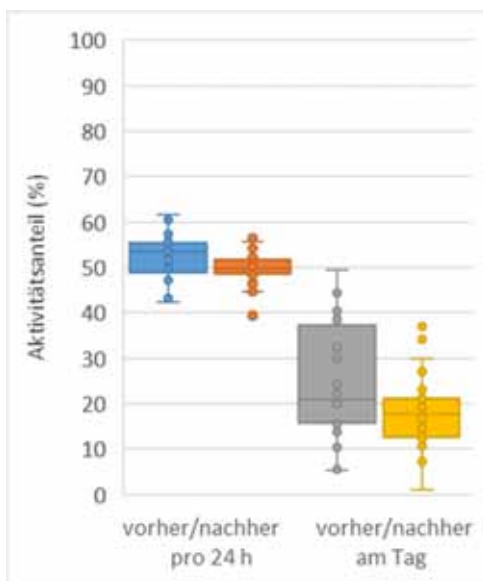


Abb. 200: Aktivitätsanteil (%) der besenderten Tiere, die im Treiben waren, pro 24 Stunden und nur zur Tageszeit 7 Tage vor und 7 Tage nach einer DJ (Boxplot inkl. Ausreißer und Median).

### Reaktionen des Rotwildes auf Begegnungen mit treibenden und jagenden Personen sowie Jagdhunden

Da es nahezu unmöglich war, für jede der Drückjagden vollständige Datensätze zu erheben, beziehen sich die Ergebnisse der Analyse auf die Auswertung von Begegnungen von Rotwild mit treibenden und jagenden Personen und Jagdhunden, zu denen entsprechende Daten vorlagen.

Begegnungen im Abstand von 0-30 m zwischen Treibenden und Rotwild wurden 13mal dokumentiert. Bei 7 Ereignissen (54 %) reagierte Rotwild mit Ausweichbewegungen. Sechsmal zeigte Rotwild keine Reaktion. Auf die Begegnungen mit den Treibenden folgten bei drei Ereignissen in den darauffolgenden 24 Stunden Ausweichbewegungen über 500 m aus dem AR (H36 und T01) oder aus dem DJ-Gebiet (H34). Bei den anderen vier Begegnungen erfolgten die Ausweichbewegungen nur innerhalb des Drückjagdgebietes.

Sichtbeobachtungen (Standkarten) von besendertem Rotwild durch Schützinnen und Schützen wurden insgesamt 50mal erfasst. Dreimal wurde dabei ein Rudelmitglied beschossen. Auf zwei dieser Schüsse folgten in den nächsten 24 Stunden Ausweichbewegungen über 500 m über die

Grenzen des Aktionsraumes hinaus (T20 und T40). H27 Franz wurde allein bei einer DJ sogar 17mal beobachtet und es erfolgte trotzdem keine Flucht aus dem DJ-Gebiet.

Nur dreimal (von siebenmal) kam es vor, dass ein Rudel, das mehrmals gesehen wurde, während der Jagd seine Zusammensetzung geändert hat (Standkarten). Andere Informationen zur Trennung von Alttier und Kalb finden sich im Kapitel 5.3.

Reaktionen von besonderem Rotwild auf die Begegnung mit Jagdhunden (Distanz: 0-30 m) basierte auf einer Stichprobe von 32 Ereignissen. Nur in 22 % der Fälle (n=7) reagierte Rotwild überhaupt mit Ausweichbewegungen. Auf zwei dieser Begegnungen folgten innerhalb der nächsten 24 Stunden Fluchten über 500 m aus dem AR (H35 und T40). Bei den anderen fünf Begegnungen veränderte Rotwild zwar den Aufenthaltsort, aber nur innerhalb des Drückjagdgebietes.

Von den insgesamt 14 Ausweichbewegungen über 500 m und über die Grenzen des saisonalen Aktionsraums basierten fünf auf einer Begegnung mit treibenden und jagenden Personen oder Jagdhunden. Bei drei Ereignissen war keine Begegnung ersichtlich und bei sechs waren die Daten unvollständig. Von den 23 Ausweichbewegungen über 500 m, die aus dem Drückjagdgebiet führten, waren 12 mit Begegnung, 5 erfolgten ohne Begegnung und für 6 lagen nur unvollständige Daten vor. Auch Ausweichbewegungen ab 2 km aus dem eigenen Aktionsraum oder dem Drückjagdgebiet, waren teilweise, aber nicht immer eine Konsequenz von Begegnungen mit Treibenden oder Jagdhund bzw. folgten auf die Abgabe von Schüssen. Die längste Flucht wurde bei T42 Diana beobachtet (2mal Jagdhund, 2mal Treibende begegnet). Das Alttier hat sich während der DJ kaum bewegt. Erst in der Dunkelphase ist es 6.874 m abgewandert. Dagegen blieb z.B. H22 (Waldi) im DJ-Gebiet und bewegte sich kaum, obwohl der Hirsch zweimal einem Jagdhund, einmal einem Treiber und dreimal einem Schützen (1 Schuss) begegnete.

Im Folgenden wird exemplarisch eine analysierte Drückjagd detaillierter dargestellt (Abb. 201). Sie fand am 13.11.2018 im UG3 BÄR im Revier Bärenfels statt (40 Schützinnen und Schützen, 8 Treibergruppen und mind. 14 Stöberhunde). Das Treiben, in dem Senderhirsch H36 Lutz war, begann 09:30 Uhr und endete um 11:30 Uhr.

Von 09:00 bis 09:20 Uhr belegten die GPS-Daten schon minimale Bewegungen des Hirsches in seinem Tageseinstand. Zu dieser Zeit bezog in unmittelbarer Nähe ein Schütze seinen Hochstand (Punkt 1). Um 09:20 Uhr setzte sich der Hirsch bereits Richtung Norden (Punkt 2) in Bewegung. Dabei gab es den ersten Sichtkontakt mit dem Schützen. Fünfzehn Minuten nach dem Schnallen der Hunde (09:30 Uhr) wurde H36 bereits vom ersten Stöberhund verfolgt, der nach wenigen Minuten wieder von ihm abließ. Dies wurde ebenfalls von einem Schützen beobachtet (Punkt 3). Kurze Zeit später (09:50 Uhr) - und wieder bestätigt von drei Schützen (Punkt 4) - verfolgte ein anderer Stöberhund H36 zwischen Punkt 3 und 4. Zwischen Punkt 4 und 5 wurde der Hirsch von einem weiteren Schützen beobachtet, als er mit heraushängendem Lecker, sichtlich angespannt flüchtete. Daraufhin verweilte H36 von 09:55 bis 10:20 Uhr an



---

Punkt 5 und das, obwohl ein weiterer Stöberhund in unmittelbarer Nähe war. Um 10:25 Uhr bewegte sich H36 langsam ca. 60 m weiter Richtung Süden, wo er von 10:45 bis 10:55 Uhr verblieb, bis er aufgrund zurückkehrender Treiber (Punkt 6) wieder loslief. Bis zum Schluss des Treibens (11:30) verweilte H36 an Punkt 7. Um 11:40 Uhr setzte er sich erneut in Bewegung und legte in einer Stunde ca. 3 km in Richtung Süden/Kamm zurück. Um 12:35 Uhr hat er das Drückjagdgebiet verlassen (Punkt 8). Bis 16:30 Uhr blieb der Hirsch an Punkt 9, 697 m vom DJ-Gebiet entfernt. Danach machte er sich auf den Rückweg mied aber großräumig den Teil des DJ-Gebietes, indem die Begegnungen mit Hunden, treibenden und jagenden Personen stattgefunden haben. Um 19:00 Uhr erreichte er bereits das Offenland, wo er sich auch in der vorherigen Nacht aufhielt (Punkt 10).



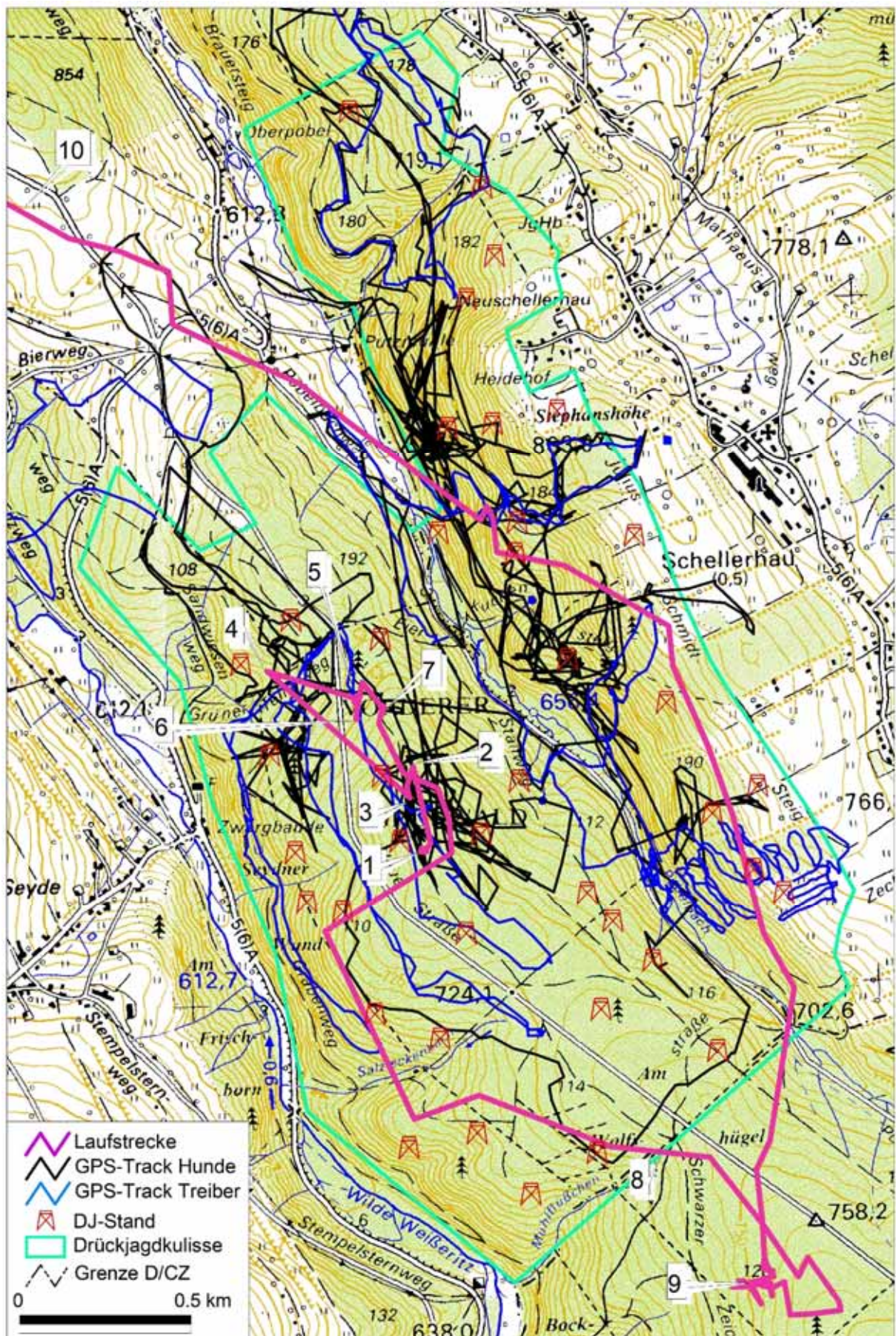


Abb. 201: Bewegungsmuster von Rothirsch H36 (Lutz), Stöberhunden und Treibern auf der Drückjagd am 13.11.2018 im UG3 BÄR sowie Lage der besetzten Hochsitze.



Folgende Erkenntnisse lassen sich in Bezug auf die Wirkung von Bewegungsjagden aus den Ergebnissen im Erzgebirge ableiten: Im Gegensatz zur Aktivität war der Einfluss von Drückjagden auf Aktionsräume und Laufstrecken teils sehr deutlich ausgeprägt. Die Laufstrecken waren während und nach den Jagden gegenüber den Referenzwerten erhöht. Die Tiere vergrößerten nach der Jagd leicht ihr MCP95-Streifgebiet und verschoben ihren Kernlebensraum. In der Hälfte der Ereignisse erfolgte eine Flucht aus dem Aktionsraum (Mittel: 1.300 m) und bei 80 % aus dem Drückjagdgebiet (Mittel: 1.700 m).

Während die Mittelwerte durch den Ausgleich gegensätzlicher Wirkungen nur einen geringen Einfluss der Bewegungsjagden auf die verschiedenen Parameter der Lebensraumnutzung offenbarten, waren die Effekte auf individueller Ebene offensichtlich. Vor dem Hintergrund einer hohen individuellen Variabilität vergrößerte ein Teil der Individuen fluchtbedingt sowohl Laufstrecken als auch Aktionsräume deutlich, während andere Stücken die gegenteilige Reaktion zeigten mit kleineren Laufstrecken und einer geringeren Ausdehnung der genutzten Streifgebiete.

Nur ein Teil des Rotwildes reagierte auf Begegnungen mit Treibenden oder Jagdhunden bzw. auf die Abgabe eines Schusses mit Ausweichbewegungen. Teilweise harrte Rotwild auf kleiner Fläche aus und entzog sich so der Bejagung. Bemerkenswert war, dass in 78 % der Fälle, in denen sich Hunde dem besenderten Stück extrem genähert hatten, keine Ausweichbewegungen stattfanden. Nicht nur die Quantität, sondern auch die Qualität der eingesetzten Stöberhunde beeinflusst die Effizienz einer Drückjagd. Die bloße Erhöhung der Hundeanzahl führt damit nicht zwingend zur Steigerung des Drückjagderfolges.

Insgesamt beeinflusst vermutlich ein Komplex aus unterschiedlichen, jagdbedingten Faktoren (z.B. individuelle Drückjagd-Erfahrungen verbunden mit entsprechenden Feindvermeidungsstrategien, Intensität der Störung durch Treibende, Jagdhunde und die Abgabe von Schüssen) die Art und Weise der Reaktion von Rotwild auf Bewegungsjagden. Bei den erzielten Ergebnissen bleibt aber zu beachten, dass abgesehen von der Bewegungsjagd auch andere Formen der Störung oder die Witterungsverhältnisse, die nicht in die Analyse einbezogen wurden, als Ursache der erfassten Verhaltensänderungen nicht ausgeschlossen werden können.

## 6 Aktivität

### 6.1 Methodik: Aktivitätsdatenauswertung

Die Vectronic-Vertex-Plus-GPS-Halsbandsender waren mit einem Drei-Richtungs-Beschleunigungssensor ausgestattet (x=vor / zurück, y=seitlich, z=hoch/runter). Für jede der drei Achsen wurde aus 8-sekündlichen Messwerten ein fünfminütiger Mittelwert im Wertebereich von 0 (keine Bewegung) bis 255 (maximale Beschleunigung) gespeichert und als Maß der Aktivität in die Analyse einbezogen. Weil die z-Achse häufig Datenlücken aufwies, wurde diese komplett aus der Auswertung ausgeschlossen.

Für die Auswertung wurden die zwei Aktivitätsklassen „aktiv“ (unabhängig von der Intensität der Aktivität) und „ruhend“ (keine Ortsveränderung) definiert. Weil die Grenzen (Sensorwerte) zwischen Aktivität und Ruhe sender-, tier- und wochenspezifisch variierten, wurde mit dem R-package `activitytools` (KRÖSCHEL in Vorb.) für jedes Tier und jede Kalenderwoche ein Aktivitätsschwellenwert berechnet. Danach wurde festgelegt, ab wann ein Tier als aktiv galt (hier: ab zwei aufeinanderfolgenden Aktivitätswerten über dem Schwellenwert), sowie über wie viele Aktivitätswerte ein gleitender Mittelwert erzeugt werden sollte (hier: zwei Aktivitätswerte). Die aus den letzten 10 Minuten vor der Peilung ermittelten Attribute „aktiv“ bzw. „ruhend“ wurden mit dem gleichen R-package mit den GPS-Positionen der Sendertiere verbunden.

Alle weiteren Auswertungen wurden mit einem eigenen R-Skript durchgeführt, unter Verwendung der vorher berechneten, individuellen Schwellenwerte.

Die Ermittlung der jeweiligen Aktivitäts-Anteile pro Tag im Jahresverlauf erfolgte für 24 Stunden von Sonnenaufgang zu Sonnenaufgang (erst helle dann dunkle Phase). Die Verteilung von Aktivität und Ruhe im Tagesverlauf erfolgte für 24 Stunden von Mitternacht bis Mitternacht.

Insgesamt standen die Aktivitätsdaten von 38 Individuen (Senderlaufzeiten von 4 Monaten bis zu 3 Jahren) zur Verfügung. Je nach Fragestellung reduzierte sich der Umfang der nutzbaren Datenbasis. Vor allem, wenn die GPS-Taktung von einer Stunde auf 5 - 20 Minuten erhöht wurde, kam es sehr oft zu einer lückenhaften Aufzeichnung der Aktivitätsdaten (Tab. 40).

Diese Ausfälle waren zum Teil sehr hoch und wurden aussortiert, um die Auswertung nicht zu verfälschen. Wenn pro Tier und Monat weniger als 10 Tage übrigblieben, wurden diese Datensätze aus der Auswertung (Aktivitäts-Anteile pro Monat im Jahresverlauf) ebenso ausgeschlossen. Gleiches galt für die Aktivitäts-Anteile pro Tag im Jahresverlauf, wenn mehr als insgesamt eine Stunde (zusammenhängend als auch unzusammenhängend) in 24 Stunden ausfiel. Fehlte bei der Auswertung von Aktivität und Ruhe im Tagesverlauf mehr als ein Aktivitätswert pro Stunde, wurde dieser Datensatz ebenfalls ausgeschlossen. Ebenso nicht in die Auswertung einbezogen wurden Daten, die innerhalb 48 Stunden nach der Besenderung übermittelt wurden, sowie Daten vom Tag, an dem der Drop-Off-Mechanismus des GPS-Halsbandsenders geöffnet wurde.

Bei 63 % der Tiere (n=24) standen vollständige bzw. weitestgehend vollständige Datensätze (Datenverluste zwischen 0 und 20 %) zur Aktivität zur Verfügung (Tab. 40). Aber auch bei den Tieren mit größeren Datenlücken (32 %) konnten repräsentative Daten erhoben werden, da für die Aktivitätsdatenauswertung der Datenpool pro Tier nicht vollständig sein muss (siehe oben).

Tab. 40: Übersicht über die Datenbasis zur Erfassung der Aktivität von Rotwild - Prozentuale Anteile von Datenausfällen nach Klassen differenziert.

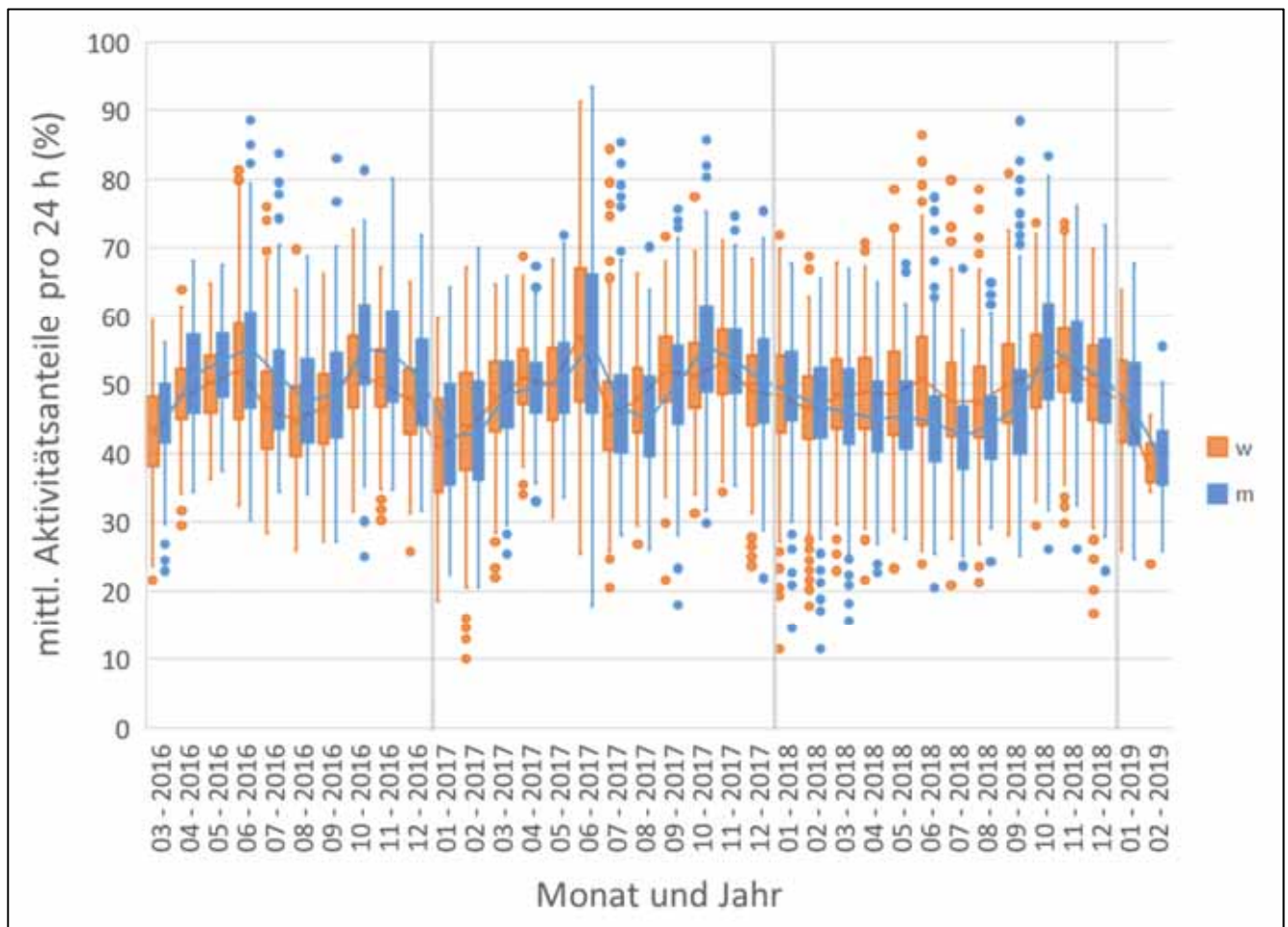
Anzahl Tiere	Anteil Tiere (%)	Anteil fehlender Datensätze (%)
12	32	40 - 70
2	5	20 - 40
5	13	10 - 20
19	50	0 - 10



## 6.2 Aktivitätsanteile pro 24 Stunden

### Geschlechtsspezifische Aktivitätsanteile pro 24 h

Die hohen Standardabweichungen der Mittelwerte weisen auf eine erhebliche, individuelle Variabilität der geschlechtsspezifischen Anteile aktiver Phasen (24 h) hin, dennoch sind typische Aktivitätsmuster im Verlauf der Projektjahre erkennbar (Abb. 202). Bei beiden Geschlechtern stiegen die Aktivitätsanteile im Frühjahr (März) an und erreichten ein erstes Maximum (außer Hirsche 2018) im Juni (Beginn der Feistzeit der Hirsche, Kälberaufzucht bei Alttieren). Es folgte eine Phase abgesenkter Aktivität im Juli und August (Ende der Feistzeit). Im Herbst stieg die Aktivität dann wieder deutlich an und erreichte in allen Projektjahren ein zweites Maximum im Oktober (Oktober: Brunft und teilweise Nachbrunft bei den Hirschen; Oktober/November: AR-Vergrößerung bei den Alttieren nach Kleinräumigkeit während Kälberaufzucht).



Jahr	2016												2017												2018												2019	
Monat	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	1	2		
Anzahl weiblich	6	7	4	7	8	8	8	8	8	7	7	9	11	13	10	12	13	15	12	14	14	15	16	16	17	18	18	18	17	18	18	17	17	17	17	7		
Anzahl männlich	3	3	3	3	3	4	4	4	4	3	6	8	10	11	10	11	11	10	10	10	10	9	10	10	11	12	13	13	12	12	11	8	8	7	7	2		

Abb. 202: Aktivitätsanteil (%) pro 24 h im Jahresverlauf nach Geschlecht (Boxplot inkl. Ausreißer, Median, Mittelwertkurve & Stichprobentabelle; m: männlich; w: weiblich).

Nachfolgend nahmen die Anteile aktiver Phasen pro 24 h zum Winter hin stets kontinuierlich ab. Sie erreichten im Januar und Februar - wahrscheinlich in Abhängigkeit von Schneehöhe und

Kältegraden - ein mehr oder weniger stark ausgeprägtes Minimum. Dementsprechend wurden die geringsten Mittelwerte der Aktivität (bei gleichzeitig vergleichsweise geringer Streuung, insbesondere bei weiblichem Rotwild) im schneereichen Februar 2019 ermittelt (Abb. 203).



Abb. 203: Schneelagen um 1,10 m prägten in den Kammlagen des UG1 EIB im Januar und Februar 2019 den Rotwildlebensraum (Foto: © V. Meißner-Hylanová).

Betrachtet man die einzelnen Jahre (Abb. 202, Stichprobe schwankt), wird deutlich, dass Hirsche 2016 im Durchschnitt aktiver waren als die Alttiere. Im Jahr 2017 waren beide Geschlechter ziemlich ausgeglichen (Ausnahme Brunft). 2018 waren die Alttiere im Sommerhalbjahr aktiver als die Hirsche.

Auffällig war - auch im Vergleich zu den Jahren 2016 und 2017 - die vermutlich witterungsbedingte, starke Absenkung der Aktivität der Hirsche (um 12 %; max. bis 20 %) von April bis Juli 2018 (Abb. 204). Bei den Alttieren war - verglichen mit den Vorjahren - diese Verringerung der Aktivität ebenfalls erkennbar, aber in geringerem Maße ausgeprägt (7 %; max. bis 12 %). Gemessen an den Tagesmitteltemperaturen war das Frühjahr 2018 um +3,6°C wärmer als entsprechende Zeiträume der letzten 30 Jahre (wärmste April-bis-August-Periode in Deutschland seit Beginn der Wetteraufzeichnungen; INTERNET 2). Zudem waren die Niederschlagsmengen extrem niedrig.

Es ist anzunehmen, dass die direkten (Witterungsverlauf, Schneemengen) und indirekten (Waldstruktur, Vegetationswandel) Auswirkungen des Klimawandels künftig eine zunehmende Rolle bei Wildarten wie dem Rotwild spielen werden (INTERNET 3, DEUTZ et al. 2015b).



Abb. 204: Aktivitätsanteile (%) von Rotwild pro 24 h im Jahresvergleich - differenziert nach Geschlecht und Kalenderwoche.

Die Ergebnisse belegten auch eine Verringerung der Aktivität mit zunehmendem Alter (Tab. 41). Diese fiel bei Alttieren etwas höher aus als bei Hirschen. Vor allem durch die fehlende Kälberaufzucht bei diesen drei besenderten Alttieren (über 10 Jahre, aber geringe Stichprobe) sank die Aktivität über den gesamten Zeitraum. Den gleichen Trend bei älteren Alttieren fanden auch REIMOSER et al. (2014). Bei den Hirschen manifestierte sich die geringere Aktivität mit zunehmendem Alter auch während der Brunft. So waren bei Rotwild im Erzgebirge die Aktivitätsanteile der älteren Hirsche (ab 5 Jahre) in diesem Zeitraum stets geringer als die der bis zu 4-jährigen Hirsche.

Tab. 41: Aktivitätsanteile (%) von Rotwild pro 24 h - differenziert nach Altersklassen.

Geschlecht	Alttiere		Hirsche	
Alter Stichprobe	2 bis 10 Jahre (n=20)	ab 11 Jahre (n=3)	bis 4 Jahre (n=9)	ab 5 Jahre (n=8)
Aktivitätsanteil pro 24 h (%)	49,9	40,2	50,9	45,7

Einflussgrößen auf die Aktivität pro 24 h anhand von gemischten Modellen

Um die Unterschiede in den prozentualen Aktivitätsanteilen bezogen auf 24 Stunden-Zeitfenster zu erklären, wurden folgende Prediktoren untersucht: *Animal\_ID* (Tier-Nr.) (Random Faktor), *Geschlecht*, *Alter*, *UG* (Untersuchungsgebiet), *Jahr*, *yday* (Jahrestag=Tag im Jahr), *Temperatur*, *Schnee*, *Wind* und *AR* (Aktionsraum/24 h). Auf die zusätzliche Betrachtung der Einflussgröße

*Laufstreckenlänge* wurde auch hier verzichtet, da diese nur zweimal pro Individuum und Monat (max.  $n=24$  Werte pro Individuum) erhoben wurde und daher den Datensatz bei Regressionsanalysen stark einschränken würde. Außerdem lagen an Tagen mit herabgesetzter Peilfrequenz (5 min-Taktung) für die Laufstreckenermittlung besonders viele Aktivitätsdatenausfälle vor.

Die Daten waren auch hier örtlich und zeitlich autokorreliert (keine unabhängige Stichprobe). Um die zeitliche Autokorrelation zu vermindern, wurden auch hier die Daten in 5-Tage-Blöcken separat für jedes Individuum gepoolt. Die verbliebene, zeitliche und örtliche Autokorrelation wurde in den finalen GAMM berücksichtigt, indem ein örtlicher 2D-Regressions-Spline verwendet (WOOD 2006) und zudem eine AR1-Regressionsstruktur in das Modell integriert wurde (ZUUR et al. 2009, KORNER-NIEVERGELT et al. 2015).

Die LASSO-basierte Modell-Selektion vorselektierte die Prediktoren *Alter*, *Jahr*, *Schnee*, *AR* und *yday* und behielt sie im Modell. Die darauffolgende GAMM-basierte Modell-Selektion behielt alle diese Prediktoren bei, bis auf das *Alter*.

Die Regressionsergebnisse des finalen GAMM sind tabellarisch in Tab. 42 und visuell in Abb. 205 dargestellt. Es zeigte sich, dass insbesondere im Jahr 2017 der Anteil der Aktivität signifikant über dem Anteil des Vergleichsjahres 2016 lag. Der Wert aus 2019 kann nicht als repräsentativ angesehen werden, da aus dem Jahr nur zwei Monate eingingen.

Tab. 42: Numerische GAMM-Regressionsergebnisse zu Einflussgrößen auf die Aktivitätsanteile pro 24 Stunden.

Variable (Prediktor)	Estimate (Regressions- koeffizient)	SE (Standard- fehler)	z value (Z-Wert)	Pr (> z ) (P-Wert)
Jahr 2017	1,016	0,361	2,811	**0,005
Jahr 2018	0,284	0,380	0,747	0,455
Jahr 2019	2,542	0,872	2,916	**0,004
SNOW (Schnee)	-0,081	0,014	-5,916	***0,000
Aktionsraum	0,013	0,002	8,154	***0,000

P<0,05 \* signifikant; P<0,01 \*\* hoch signifikant; P<0,001 \*\*\* hochsignifikant

Analog zu den anderen beiden, getesteten, bewegungsabhängigen Variablen (*Laufstrecke*, *AR/24 h*) hatte auch hier im Modell der *Schnee* einen zwar geringen, aber hochsignifikant negativen Einfluss auf die Aktivität. Mit jedem zusätzlichen Zentimeter *Schneehöhe* würde theoretisch die Aktivität um 0,08 % sinken, wenn man den Einfluss aller anderen, verbliebenen Prediktoren (*Jahr*, *AR* und *yday*) ausblendet. Für jeden Hektar abnehmenden *AR* sinkt in der theoretischen Modellbetrachtung die Aktivität ebenfalls hoch-signifikant, aber nur um etwa 0,013 %.

In Abb. 205 ist (oben rechts) ein theoretischer Verlauf des Jahresganges des Aktivitätsanteils dargestellt, so als wenn es die anderen, im Modell verbliebenen Prediktoren (*Jahr*, *Schnee* und *AR*) nicht geben würde. Unter diesen Annahmen resultierte ein Minimum im Sommer (etwa Jahrestag 225=13. August, Abb. 205) ähnlich zu täglichem Aktionsraum und Laufstrecke/24 h

auch bei der Aktivität, was bei den Alttieren eventuell mit der auslaufenden Kälberaufzucht und bei den Hirschen mit der Feistzeit zusammenhängen könnte. Der in den absoluten Daten (Abb. 207) erkennbare Anstieg im Juni bei beiden Geschlechtern ist im theoretischen Verlauf (Abb. 205 oben rechts) nicht zu erkennen, weil er scheinbar bereits durch einen Komplex anderer Faktoren (*Jahr*, *Schnee* und *AR*) erklärt wurde.

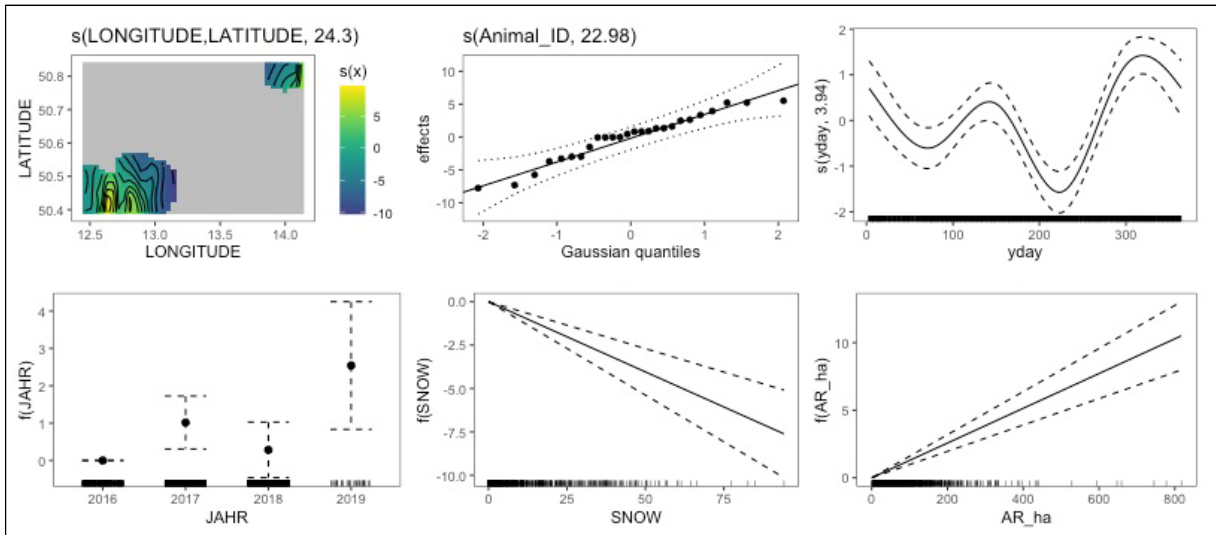


Abb. 205: Visuelle Darstellung der GAMM-Regressionsergebnisse zum Anteil an Aktivität pro 24 Stunden (Da es sich um partielle Effekte handelt, kann die Y-Achse nur relativ entlang der X-Achse aber nicht in absoluten Einheiten interpretiert werden und durch Ausblendung aller anderen, im Modell verbliebenen Einflussgrößen wird jeweils der theoretische Verlauf nur unter Einfluss der einen, betrachteten Einflussgröße (X-Achse) abgebildet).

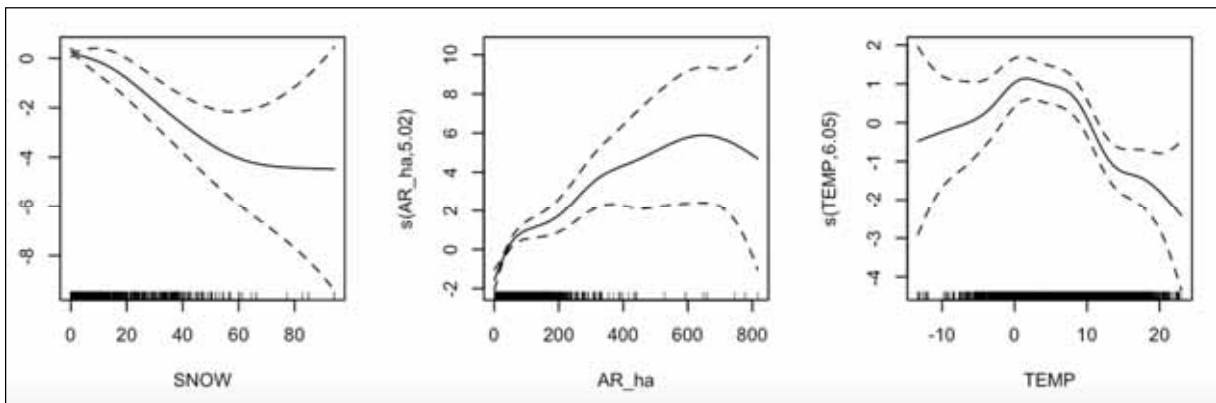


Abb. 206: Visuelle Darstellung der GAMM-Regressionsergebnisse zum nichtlinearen Verhalten der Aktivitätsanteile in Abhängigkeit von Schnee, Aktionsraum und Temperatur (Da es sich um partielle Effekte handelt, kann die Y-Achse nur relativ entlang der X-Achse aber nicht in absoluten Einheiten interpretiert werden).

Eine weitere, zwar geringere, aber trotzdem deutlich sichtbare Absenkung konnte von Mitte November bis Mitte März festgestellt werden, die ähnlich der Absenkung in den erhobenen Daten (Abb. 207; inkl. aller Einflussfaktoren) verläuft. Ähnlich, aber nicht chronolog sind im modellierten Jahresgang die Aktivitätsspitzen im Herbst und Frühjahr erkennbar.

Alternativ wurde getestet, ob die Aktivität in nichtlinearer Art und Weise von den Prediktoren *Schnee* und *AR* abhing. Zudem wurde die Einflussgröße *Temperatur* zusätzlich mit in das nichtlineare Modell aufgenommen, um zu untersuchen, ob eine möglicherweise nichtlineare



Abhängigkeit zur Aktivität bestand (nichtlineare Zusammenhänge können von LASSO nicht gut detektiert werden). In allen drei Fällen wurde eine Abweichung vom linearen Verhalten festgestellt (Abb. 206).

Wie bereits bei den Analysen zu den täglichen Aktionsräumen (Kap. 5.2.4) und den 24 h-Laufstrecken (Kap. 5.8) festgestellt, bestand ein sehr enger Zusammenhang zwischen den Aktivitätsanteilen pro 24 Stunden, den 24 h-Laufstrecken und den täglichen Aktionsräumen. Verringert das Rotwild also als primäre Reaktion seine Aktivität (s.o.), so sinken infolge oft auch die 24 h-Laufstrecken (Kap. 5.8). Dadurch werden meist ebenfalls die täglichen AR (Kap. 5.2.4) kleiner. Da die *Schneehöhe* in einem sehr engen, negativen Zusammenhang mit den drei oben genannten Variablen (Kap. 5.2.4 & Kap. 5.8) steht, verringern sich deren Werte auch mit zunehmender *Schneehöhe*.

Die Analysen zu nichtlinearen Zusammenhängen, bei denen auch die Einflüsse der jeweils anderen, verbliebenen Prediktoren ausgeblendet wurden, zeigten, dass sich bei *Schneehöhen* von 0-50 cm die Aktivität relativ gleichmäßig mit zunehmender *Schneehöhe* absenkt (Abb. 206 links). Oberhalb von etwa 50 cm *Schneehöhe* erfolgt dann keine weitere, schneebedingte Absenkung der Aktivität mehr.

Je größer die täglichen Aktionsräume (*AR*), umso höher war auch die Aktivität. Die Aktivitätssteigerung fiel in den kleineren *AR* am höchsten aus, mit größer werdenden, täglichen *AR* wurde sie geringer. Ab einer *AR* Größe von etwa 600 ha wirkte sie sich nicht mehr aus (Abb. 206 Mitte).

Der nichtlineare Effekt der *Temperatur* auf die Aktivität (bei Ausblendung der anderen, im Modell verbliebenen Prediktoren *Jahr*, *Schnee*, *AR* (Aktionsraum/24 h) und *yday* (Jahrestag=Tag im Jahr) ist sehr gut in Abb. 206 (rechts) zu erkennen. Die höchste Aktivität pro 24 Stunden ist im Bereich von etwa 0-8 °C zu sehen. Unterhalb von 0 °C erfolgte (ähnlich wie bei den *Schneehöhen*) eine Absenkung der Aktivität. Noch stärker fiel jedoch die Aktivitätsabsenkung oberhalb von 8 °C aus. Nachdem die Aktivität von etwa 8-13 °C deutlich abfiel, flachte sich die Kurve oberhalb von 13 °C etwas ab.

Scheinbar erfolgt bei sehr kalten *Temperaturen* eine geringere Aktivitätsverringering, um Energie zu sparen. Unterhalb von 13 °C könnte generell eine höhere Aktivität nötig sein, um den *temperaturbedingten* Energieverlust durch eine erhöhte Nahrungsaufnahme auszugleichen. Bei sehr heißen *Temperaturen* ab 20 °C scheint sich die Aktivität hitzebedingt auf ihr absolutes Minimum zu senken.

#### Direkter Vergleich von Aktivität, Laufstrecke und Aktionsraum

Wie erwartet, haben die gemischten Modelle (GAMM) unter Ausblendung der jeweils anderen Einflussgrößen (z.B. *Temperatur*, *Schnee*, *Alter*, *Jahr*, *Geschlecht*) einen starken Zusammenhang (Tab. 27, Tab. 38 & Tab. 42) zwischen den drei Variablen: Aktivitätsanteile, Laufstrecken und Aktionsraumgrößen pro 24 h bestätigt. Dieser Zusammenhang ist auch in Abb. 207 zu erkennen, wo der real ermittelte Jahresverlauf der drei Variablen (mit Einfluss aller

Prediktoren/Einflussgrößen) dargestellt ist. Bei den Hirschen scheint der Zusammenhang etwas stärker als bei Alttieren ausgeprägt zu sein.

Am Beginn der Feistzeit im Juni liegen die Graphen der täglichen Aktionsräume der Hirsche unter denen der Laufstrecken und noch mehr unter denen der Aktivität. In dieser Zeit der verstärkten Nahrungsaufnahme sind sie bei Laufstrecken etwa auf dem Niveau der Vormonate sehr aktiv, bewegen sich aber nur auf sehr kleinen Flächen mit vermutlich sehr gutem Nahrungsangebot.

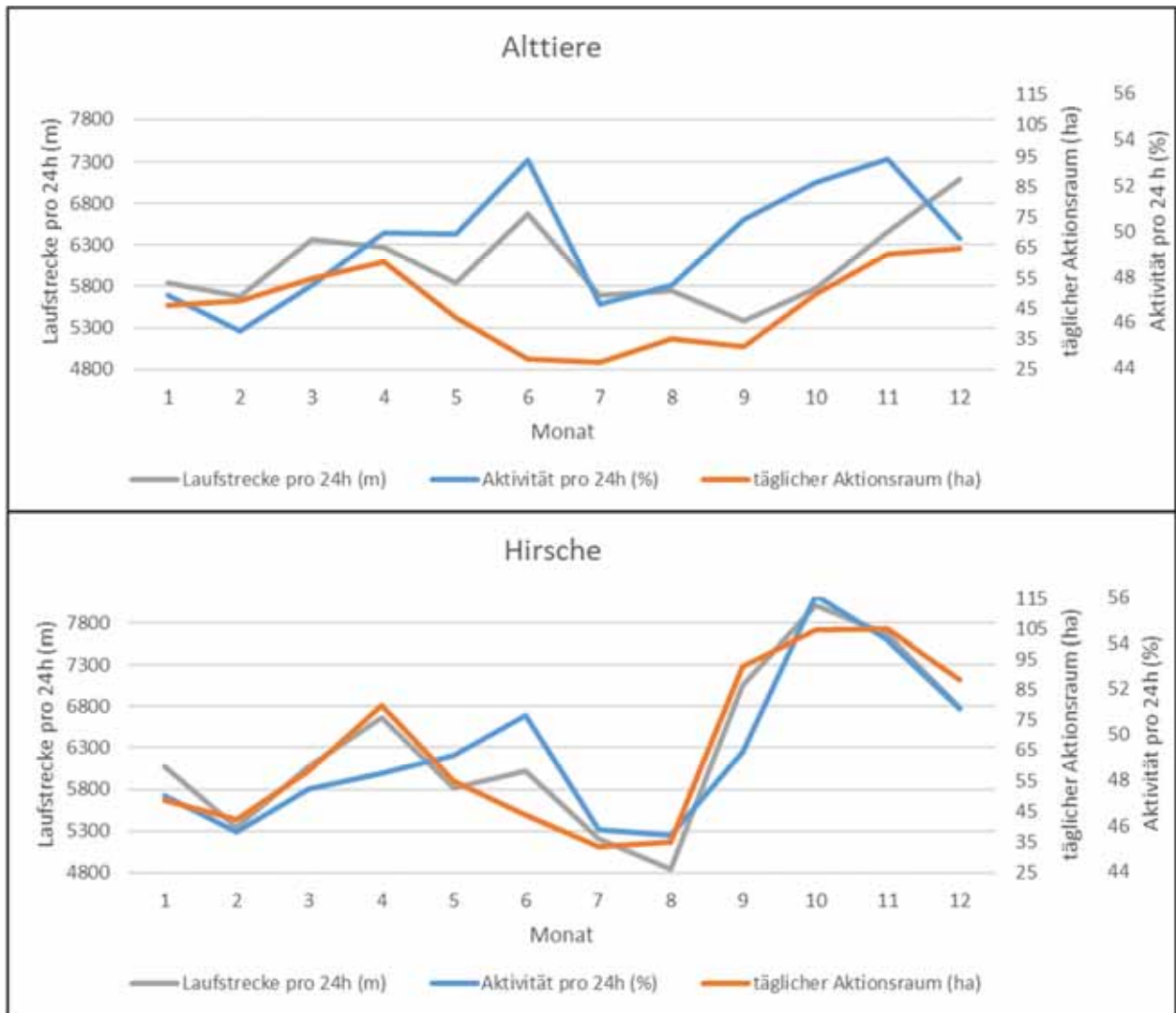


Abb. 207: Jahrgang von Aktivitätsanteilen pro 24 h, täglichen Laufstrecken und täglichen Aktionsräumen von Alttieren (oben) und Hirschen (unten) (Y-Achse: min. und max. ca. +10 % weiter als Grenzwerte).

Bei Alttieren fällt dieser Unterschied im Juni noch stärker aus (Geburt der Kälber). Die Individuen beider Geschlechter bewegten sich auf viel kleineren Flächen (um 25 % Tiefstwert) als vorher, aber die zurückgelegte Strecke und noch mehr die Aktivität stieg für kurze Zeit deutlich an. Danach erfolgte im Juli und August die Absenkung aller drei Variablen. Bei den Hirschen fiel diese deutlich stärker aus.

Ab September stiegen bei beiden Geschlechtern alle drei Variablen bis Oktober/November auf ihr Maximum an. Bei den Hirschen war der höchste Wert brunnftbedingt im Oktober erreicht. Im

November blieben alle drei Variablen immer noch auf hohem Niveau. Die Nachbrunft und das Auffüllen der Energiereserven vor dem bevorstehenden Winter könnte dabei eine wichtige Rolle spielen, was bei den Hirschen nach der Brunft von noch größerer Bedeutung sein dürfte. Außerdem könnte auch die Drückjagdsaison eine Rolle spielen.

Bis in den Februar sanken dann alle drei Variablen ab, was mit dem Energiesparen im Winter zusammenhängen dürfte. Die Absenkung war jedoch nicht so tief, wie in den Sommermonaten (zumindest bei den Hirschen). Danach erfolgte bis April erneut eine Steigerung, die vermutlich für das Auffüllen der im Winter verlorengegangenen Energiereserven benötigt wird.

Die winterliche Absenkung der Aktivität sowie des Energiebedarfs („Winterstarre“) wurde ausführlich von ARNOLD (2003) und ARNOLD et al. (2004) untersucht. ARNOLD (2003) geht davon aus, dass nur ungestörtes Wild in die „Winterstarre“ geht. Bei den wenigen, vorliegenden Rotwild-Studien zum Jahresverlauf der Aktivität (GEORGII 1981, ARNOLD 2003, ARNOLD et al. 2004, REIMOSER et al. 2014, REIMOSER et al. 2015) zeigte sich im Mittel- und Hochgebirge eine deutliche Aktivitätsabsenkung im Winter. Bei ARNOLD et al. (2004) sank in einem UG in der Slowakei (280 m ü.N.N) die mittlere Aktivität pro 24 h (n=9 Ind.) von 66 % (SD:7,5 %) im Sommer (April bis Oktober) auf 51 % (SD:10 %) im Winter (November bis März). In einem, mit dem Erzgebirge vergleichbaren Untersuchungsgebiet (Liechtenstein) der Studie von REIMOSER et al. (2014) sank die Aktivität pro 24 h (n=12 Ind.) von 38 % im Sommer (April bis Oktober) auf 26 % im Winter (November bis März). In den anderen zwei UG (Schweiz: n=24 Ind. und Österreich: n=20 Ind.) der gleichen Studie, die höher gelegen waren, fand sich der gleiche Trend der Aktivitätsabsenkung im Winter, trotz unterschiedlicher Winterfütterungs- und Wildruhezonenkonzepten in allen drei Gebieten. Die Ergebnisse von GEORGII (1981) aus den bayerischen Alpen bestätigen die vorab aufgeführten Aussagen (n=10 Ind.).

Im Erzgebirge sank die mittlere Aktivität pro 24 h (n=38 Ind.) von 49 % im Sommer (April bis Oktober) auf nur 48 % im Winter (November bis März). Der besonders heiße und trockene Sommer 2018 lag mit 48 % nur minimal unter den anderen beiden Jahren 2016 und 2017 (50%). Schließt man den Sommer 2018 aus und verwendet für den Winter nur Januar und Februar, so ergibt sich trotzdem nur eine geringe Absenkung von 50 % auf 44 %. Daraus lässt sich schlussfolgern, dass das Rotwild im Erzgebirge in keine „Winterstarre“ geht, was vermutlich mit einem zu hohen Gesamtstörungsgrad (z.B. durch Tourismus, Forstwirtschaft, Jagd) zusammenhängt.

### Einfluss der Schneehöhe

Ein weiteres, wichtiges Ergebnis der Analyse mit gemischten Modellen (GAMM) war der starke Einfluss (hochsignifikanter, negativer Zusammenhang) der *Schneehöhe* auf die drei Variablen: Aktivitätsanteile pro 24 h, tägliche Laufstrecke und tägliche Aktionsraumgröße (Tab. 27, Tab. 38 & Tab. 42). Entsprechend der Stärke dieses Zusammenhanges ist er auch bei der Darstellung (Abb. 208) der direkt ermittelten Werte pro cm *Schneehöhe* zu erkennen, obwohl hier der gesamte, sonstige Faktorenkomplex nicht ausgeblendet wird.

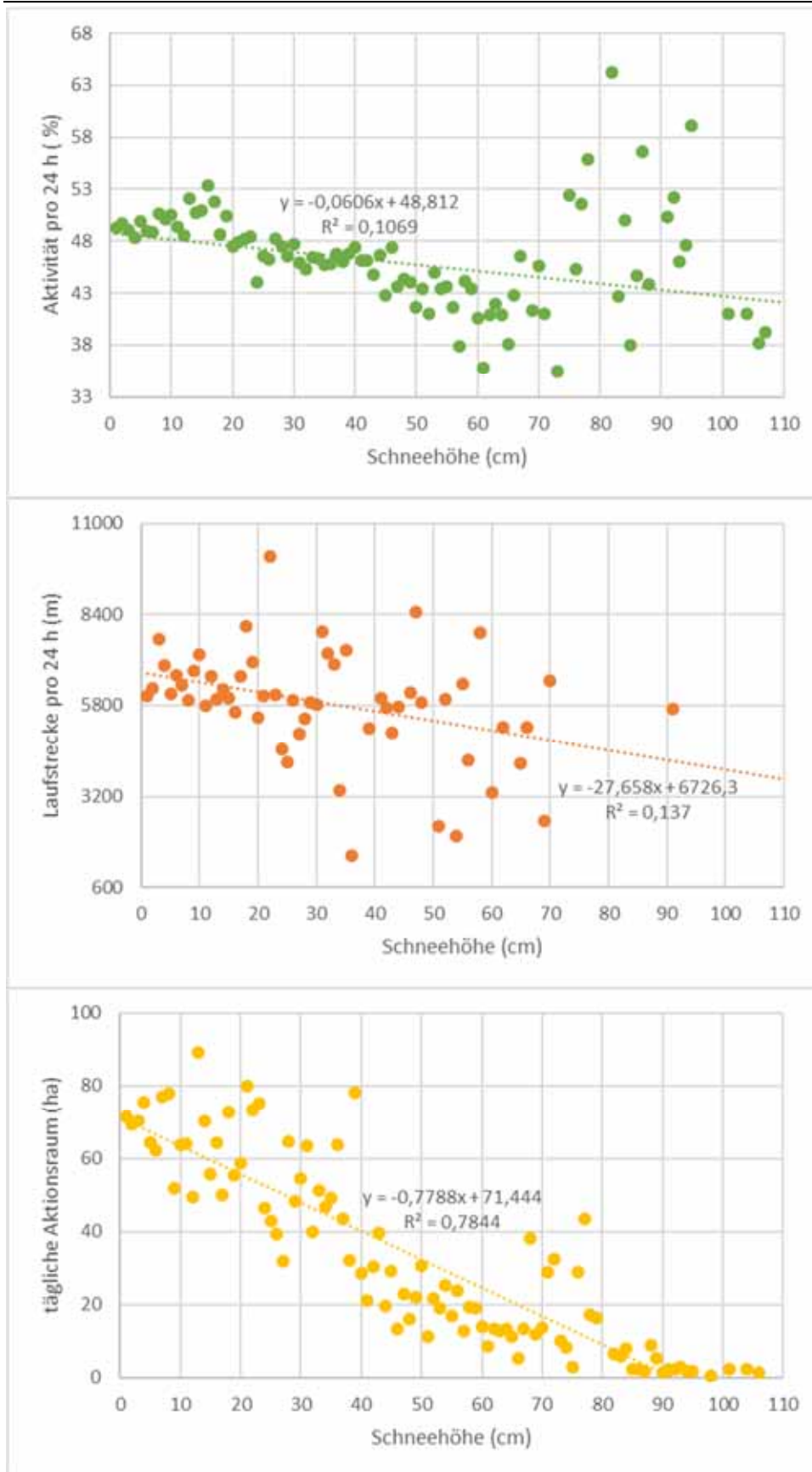


Abb. 208: Einfluss von Schnee auf die Parameter: Aktivitätsanteile pro 24 h, tägliche Laufstrecke und tägliche Aktionsraumgröße (keine Vergleichbarkeit der Steilheit der Kurve; Y-Achse: min. und max. ca. +10 % weiter als Grenzwerte).

In Abb. 208 (direkt ermittelte Werte) wird offensichtlich, dass das Rotwild bei sehr wenig *Schnee* zu etwa 50 % aktiv war und bei *Schneehöhen* um 60 cm die mittleren Aktivitätsanteile auf etwa 45 % sanken (Tab. 43). Dem Verlauf der Regressionsgeraden (Abb. 208 oben) ist zu

entnehmen, dass für den betrachteten Bereich der Aktivitätsanteil um 0,06 % pro 1 cm zusätzlichem *Schnee* sinkt (Tab. 43). Ab etwa 60 cm *Schnee* streuten die Aktivitätsanteile deutlich um die Regressionsgerade, so dass ab dieser *Schneehöhe* keine verlässlichen Aussagen zur Aktivität mehr möglich sind, obwohl immer noch ein grober Zusammenhang zu erkennen ist.

Die täglichen Laufstrecken (Abb. 208 Mitte) sanken dazu passend von etwa 6.500 m (wenig *Schnee*) auf etwa 5.000 m (um 60 cm *Schnee*), was 27 m Absenkung pro 1 cm mehr *Schnee* entspricht (Tab. 43). Ab etwa 50 cm *Schnee* streuten die Laufstreckenlängen deutlich um die Regressionsgeraden, so dass dann auch hier keine abgesicherten Aussagen zur Laufstrecke mehr möglich sind.

Für die täglichen Aktionsraumgrößen lag mit  $R^2=0,7844$  das höchste Bestimmtheitsmaß der drei Variablen vor (Abb. 208 unten). Mit jedem cm *Schnee* sank der tägliche AR um 0,78 ha (Abb. 208 unten, Tab. 43). Die tägliche AR-Größe sank von etwa 70 ha bei wenig *Schnee* auf etwa 25 ha bei etwa 60 cm *Schneehöhe* (Tab. 43). Ab ca. 85 cm *Schnee* bewegten sich die AR-Größen (pro 24 h; Mittelwert) nur noch unterhalb von 10 ha (Abb. 208 unten), was bedeutet, dass sich das Rotwild dann fast gar nicht mehr „vom Fleck“ bewegte.

Um die *schneebedingten* Absenkungen der drei Variablen vergleichen zu können, kann nicht die absolute Absenkung pro 1 cm *Schnee* (Tab. 43 Zeile 3) ins Verhältnis zum Wert bei 0 cm *Schnee* (Tab. 43 Zeile 4) gesetzt werden, da Rotwild z.B. zwar den täglichen Aktionsraum auf fast 0 ha, aber nicht die Aktivität auf fast 0 % absenken kann. Ein realistischer Vergleich ist nur möglich, wenn man die absolute Absenkung (pro 1 cm *Schnee*; Tab. 43 Zeile 3) ins Verhältnis zur Spanne (Tab. 43 Zeile 7) setzt, in der das Rotwild im Erzgebirge bei *Schneelage* die drei Variablen wirklich absenkte. Diese Spanne entspricht der Differenz zwischen dem Wert bei 1 cm *Schnee* (Tab. 43 Zeile 3) und dem erfassten Minimum; Tab. 43 Zeile 6).

Da die täglichen AR sich tatsächlich auf fast 0 ha absenkten, ergab sich eine Überstimmung beider Werte (Tab. 43 Zeile 5 & 8) mit einer Absenkung um 1,1 % pro 1 cm mehr *Schnee*. Bei 60 cm *Schneehöhe* waren die täglichen AR im Vergleich zu wenig *Schnee* nur noch etwa  $\frac{1}{3}$  so groß.

Die täglichen Laufstrecken senkten sich auf bis zu minimal 1.518 m ab (Tab. 43 Zeile 6). Beim Vergleich der Laufstreckenabsenkung von 27 m pro 1 cm mehr *Schnee* (Tab. 43 Zeile 3) mit deren Spannweite von 5.208 m, in der Rotwild seine täglichen Laufstrecken verringerte (Tab. 43 Zeile 7), ergaben sich 0,52 % Absenkung pro 1 cm mehr *Schnee*.

Bei der primären Variable Aktivitätsanteil pro 24 h lag der minimale Wert auf den sie abgesenkt wurde bei 35 % und damit weit über 0 %. Deshalb war die Spanne auch nur gering (49 %-35 %=14 %). Beim Vergleich der Absenkung (bei 1 cm *Schnee*) von 0,06 % mit der Spanne (14 %) ergaben sich 0,43 % Absenkung pro 1 cm mehr *Schnee*.

Beim relativen Vergleich des *schneebedingten* Einflusses auf die drei Variablen zeigte sich, dass der Einfluss (Tab. 43 Zeile 8) auf die täglichen Aktionsräume doppelt so hoch war, wie auf die Aktivität und die täglichen Laufstrecken. Insgesamt lagen sie jedoch mit etwa 1 % (AR) und



0,5 % (Aktivität & LS) passend zu dem engen Zusammenhang in den gemischten Modellen (GAMM) nah beieinander.

Tab. 43: Schneebedingte Veränderungen ausgewählter Parameter im Raum-Zeit-System von Rotwild im Erzgebirge.

	Schneehöhe und deren Auswirkung	Absenkung des Aktivitätsanteils	Verkürzen der tägl. Laufstrecke	Verkleinerung des tägl. AR
	Funktion der Regressionsgeraden lt. Abb. 208	$y=-0,06x+48,8$	$y=-27x+6726$	$y=-0,78x+71$
	<b>Absenkung (je 1 cm mehr Schnee lt. Funktion)</b>	<b>um 0,06 %</b>	<b>um 27 m</b>	<b>um 0,78 ha</b>
3	Wert bei 1 cm Schnee (lt. Funktion)	49 %	6.726 m	71 ha
4	Anteil der Absenkung pro 1 cm Schnee im Vergleich zu Wert bei 0 cm Schnee lt. Abb. 208	0,12 %	0,40 %	1,10 %
5	Minimum (bei Schnee; Abb. 208)	35 %	1.518 m	0,5 ha
6	Differenz: Wert bei 0 cm Schnee minus Minimum (Spanne in der abgesenkt wurde)	14 %	5.208 m	70,5 ha
7	<b>Anteil der Absenkung pro 1 cm Schnee im Vergleich zur Spanne in der abgesenkt wurde</b>	<b>0,43 %</b>	<b>0,52 %</b>	<b>1,10 %</b>
8	Wert bei 10 cm (lt. Regression)	48,4 %	6.456 m	63,2 ha
	Wert bei 20 cm (lt. Regression)	47,8 %	6.186 m	55,4 ha
	Wert bei 30 cm (lt. Regression)	47,2 %	5.916 m	47,6 ha
	Wert bei 40 cm (lt. Regression)	46,6 %	5.646 m	39,8 ha
	Wert bei 50 cm (lt. Regression)	46,0 %	5.376 m	32,0 ha
	Wert bei 60 cm (lt. Regression)	45,4 %	5.106 m	24,2 ha
	<i>Anteil der Absenkung pro 1 cm Schnee aus Modell (bei Ausblendung anderer Faktoren)</i>	<i>um 0,08 %</i>	<i>um 0,20 %</i>	<i>um 1,00 %</i>

### Einfluss von Jagd- und Schonzeit

Mit Hilfe der GAMM wurde auch untersucht, ob es hinsichtlich Aktivitätsanteilen und daraus folgend auch bei den Laufstrecken und täglichen Aktionsräumen Unterschiede zwischen Jagd- und Schonzeit gibt. Hierfür wurden nicht die gesamten Phasen der Jagd- und Schonzeit verglichen, sondern jeweils kürzere Zeiträume am Ende der Schonzeit (21.-31. Juli) mit dem Beginn der Jagdzeit (01.-11. August). Bei zu langen Zeiträumen ist mit einer starken Überlagerung durch andere Faktoren (z.B. Schneelage, Vegetationsentwicklung, Feldfruchtverfügbarkeit, biologischer Jahreszyklus, u.a.) zu rechnen. Deshalb können nur Jagdzeit- und Schonzeit-Phasen mit vergleichbarem Faktorenkomplex (außer Jagd) verglichen werden. Für den Wechsel von Jagdzeit zur Schonzeit Ende Januar/Anfang Februar erfolgte dies nicht, da teilweise schneebedingt die Bejagung schon vorher endete.

Für die Laufstrecken und die täglichen AR konnten die gemischten Modelle keine signifikanten Unterschiede erkennen. Der Aktivitätsanteil pro 24 h lag in den ersten Tagen nach Beginn der Jagdzeit leicht signifikant ( $P=0,01$ ) höher als Ende Juli (ca. 5 %; bei Ausblendung der anderen Prediktoren).

### 6.3 Aktivitätsanteile während des Tages und in der Nacht

Der direkte Vergleich der Aktivitätsanteile von Tag- und Nachtphase mit den Anteilen pro 24 h (Kap. 6.5) war, bedingt durch die im Jahresverlauf schwankende Tages- und Nachtlängen nicht möglich.

Der nächtliche Aktivitätsanteil unterlag im gesamten Jahresverlauf geringeren Schwankungen (außer den Wintermonaten Januar und Februar) als der Anteil während der Tagphase (Abb. 209). Eine Absenkung der nächtlichen Aktivität fand - vermutlich beeinflusst durch Kältegrade und Schneelagen - nur im Winter statt: so im Januar und Februar 2017 und 2019, nicht jedoch im milden Jahresbeginn 2018. Die Unterschiede zwischen den Geschlechtern waren dagegen relativ gering, wie die sich stark ähnelnden Kurvenverläufe belegen (Abb. 209).



Abb. 209: Geschlechtsspezifische Aktivitätsanteile (%) von Rotwild während des Tages und in der Nacht.

Die Hitzeperiode in 2018 hatte keinen Einfluss auf die nächtliche Aktivität von männlichem und weiblichem Rotwild. Tagsüber war der Effekt umso prägnanter. Bei sehr heißen Temperaturen ab 20 °C wurde die Aktivität laut den Ergebnissen der GAMM hitzebedingt auf ihr absolutes Minimum gesenkt (Abb. 206 rechts). Deutlich wird auch, dass Alttiere während der Kälberaufzucht auf hohe Temperaturen nicht so stark mit einer Reduzierung der Aktivität reagieren können, wie Hirsche (Abb. 210).

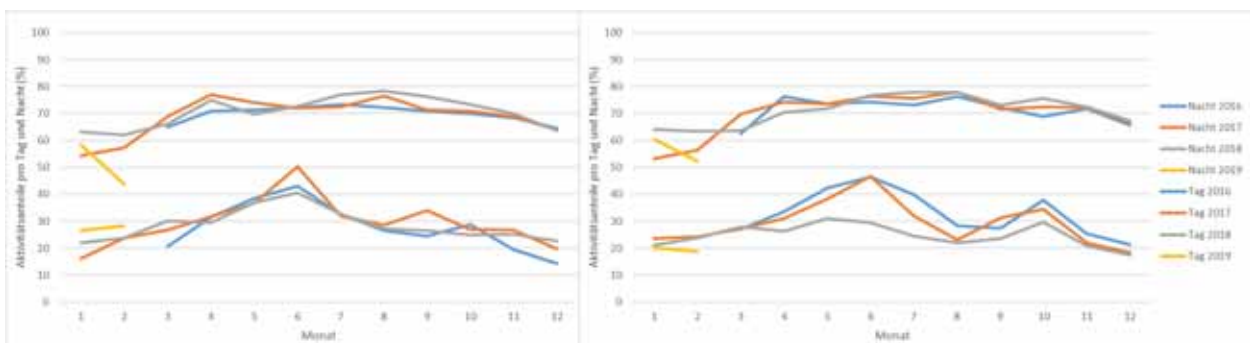


Abb. 210: Aktivitätsanteile (%) von Rotwild am Tag (unten) und in der Nacht (oben) getrennt nach Geschlechtern (links weiblich, rechts männlich) und Jahren.

Betrachtet man den Verlauf des Aktivitätsanteils (Tag, Nacht) unter Hinzunahme von Tagesmitteltemperatur und Schneehöhe getrennt nach Untersuchungsgebieten, ergaben sich bei den Hirschen nur geringe Unterschiede in der nächtlichen Aktivität (Abb. 211 & Abb. 214). Nur im Januar 2017 und 2019 war der Wintereinbruch in den Untersuchungsgebieten UG1 EIB und UG2 NED deutlicher erkennbar. Beim Aktivitätsanteil am Tage ergaben sich im UG3 Bärenfels deutlich niedrigere Werte (ca. 15 % unter den anderen UG, Januar - März 2017, November 2017 - März 2018).

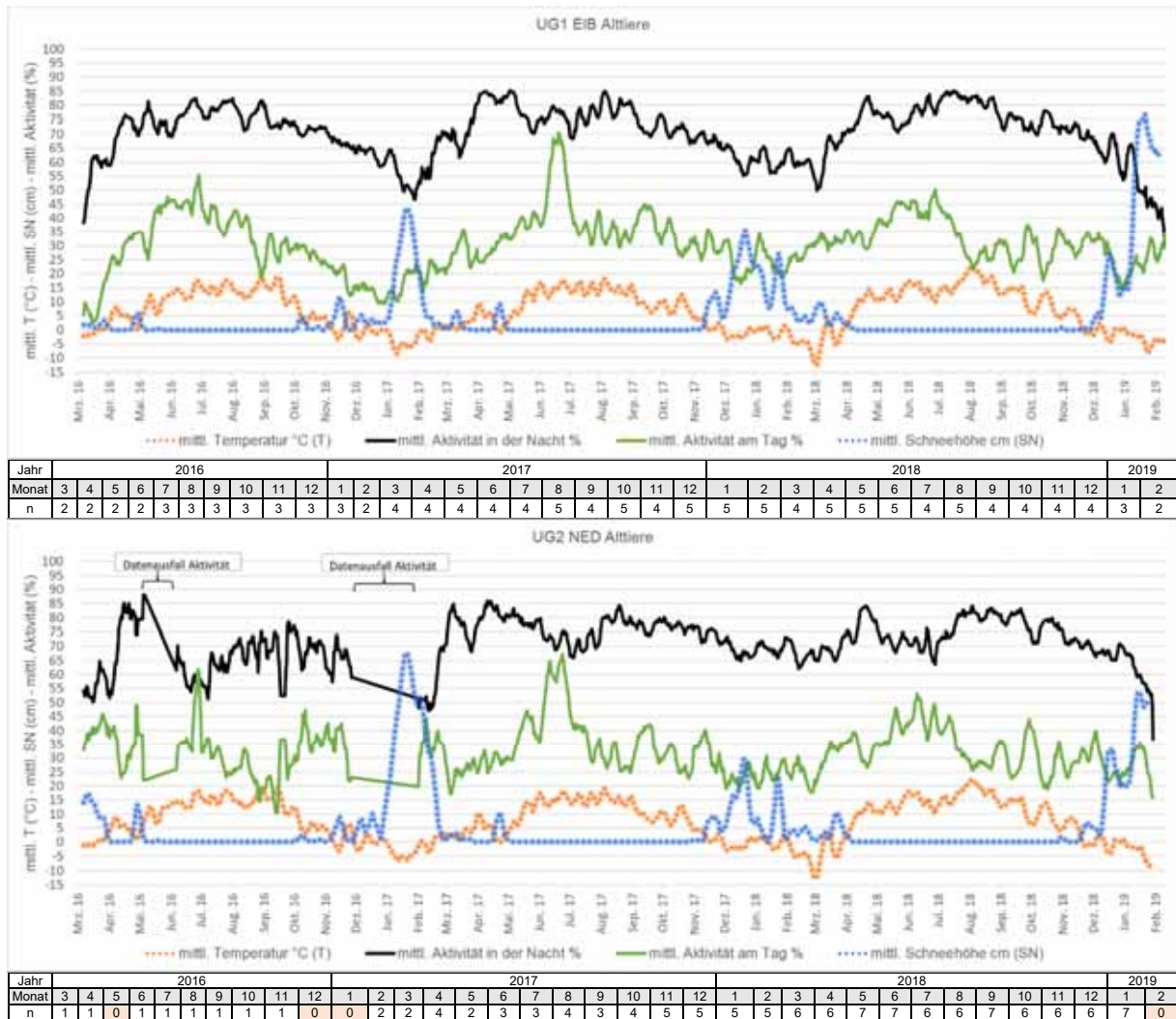
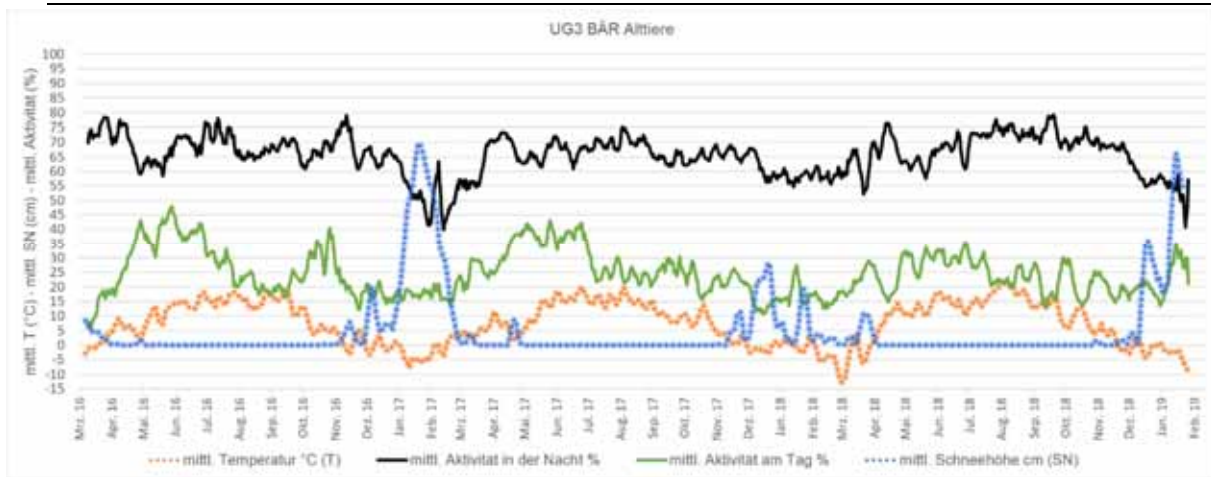
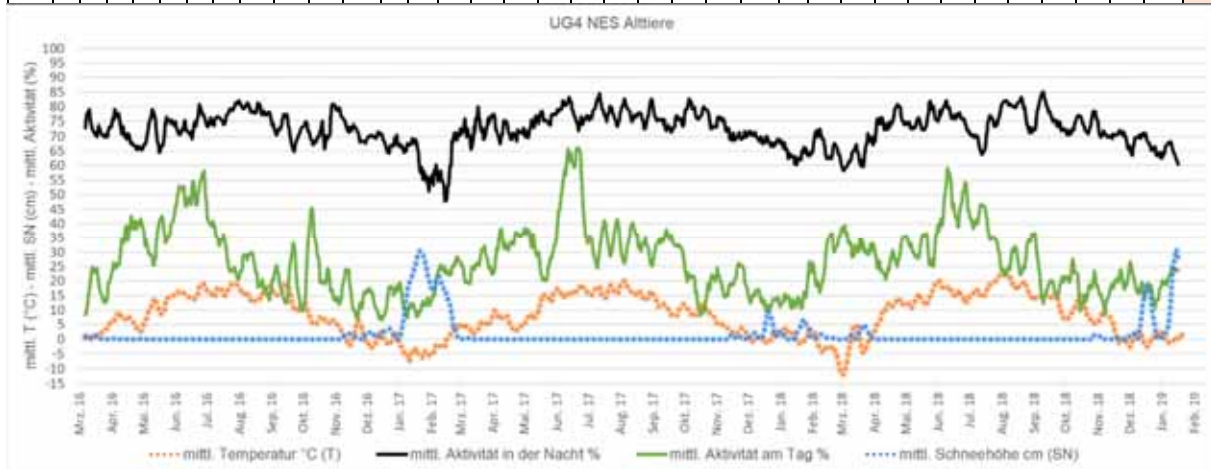


Abb. 211: UG- und tageszeitspezifische Aktivitätsanteile (%) der Alttiere sowie Tagesmitteltemperatur und Schneehöhe über den Gesamtzeitraum im UG1 und UG2 (dargestellt als 7 Tage gleitender Durchschnitt).

Bei den Alttieren fiel UG3 BÄR nahezu ganzjährig ebenfalls mit dem niedrigsten Aktivitätsanteil (ca. 6 % weniger als andere UG) am Tage wie auch in der Nacht auf (Abb. 211 & Abb. 212, vergleiche auch UG3 BÄR in Abb. 218). Dies spiegelte sich auch in verringerten Kontaktraten an den Fotofallen wider (Kap. 4.4.3.1). Die Annahme, dass diese Verringerung an den beiden über zehnjährigen Alttieren (Tab. 41) lag, bestätigte sich bei Vergleichsrechnungen (ohne diese Alten) nicht.



Jahr	2016												2017												2018												2019	
Monat	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	1	2		
n	2	3	1	3	3	3	3	2	3	3	3	4	4	4	3	4	5	5	4	4	4	4	4	4	4	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	0	



Jahr	2016												2017												2018												2019	
Monat	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	1	2		
n	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	2	2	2	1	1	2	2	2	2	2	2	2	0		

Abb. 212: UG- und tageszeitspezifische Aktivitätsanteile (%) der Alttiere sowie Tagesmitteltemperatur und Schneehöhe über den Gesamtzeitraum im UG3 und UG4 (dargestellt als 7 Tage gleitender Durchschnitt).

Der Wintereinbruch im Jahr 2017 und 2019 war beim nächtlichen Aktivitätsanteil aller Tiere (außer Hirsche im UG3 & UG4) sehr gut zu erkennen. Dagegen stieg die Aktivität am Tage teilweise sehr deutlich, aber nicht proportional zur nächtlichen Absenkung (außer Hirsche in UG3 & UG4).

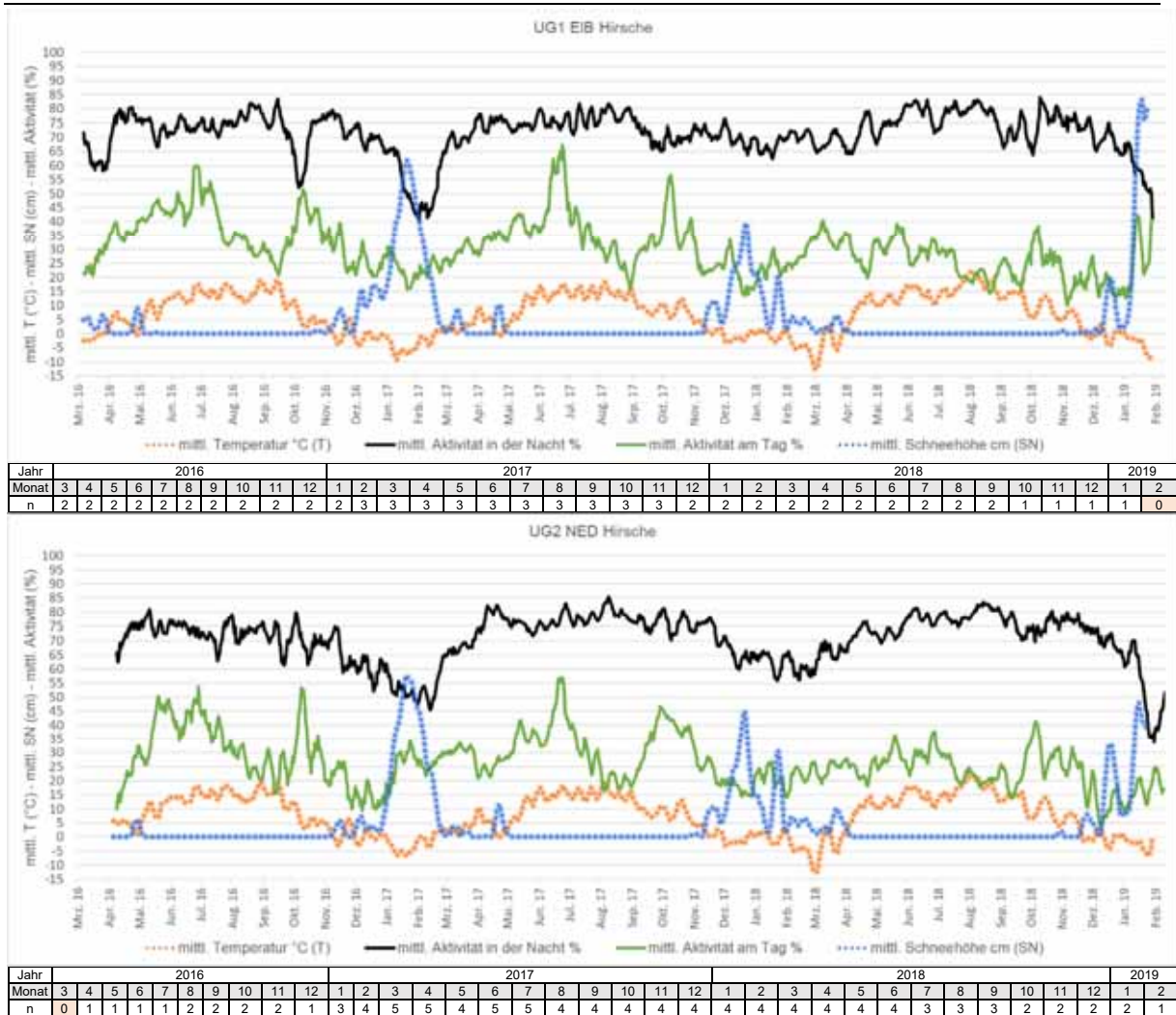
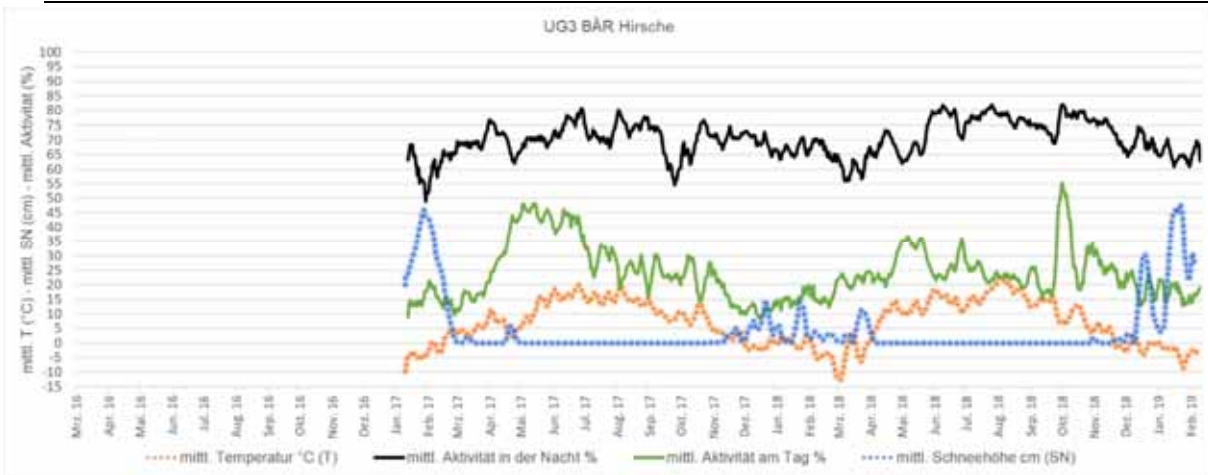


Abb. 213: UG- und tageszeitspezifische Aktivitätsanteile (%) der Hirsche sowie Tagesmitteltemperatur und Schneehöhe über den Gesamtzeitraum im UG1 und UG2 (dargestellt als 7 Tage gleitender Durchschnitt).

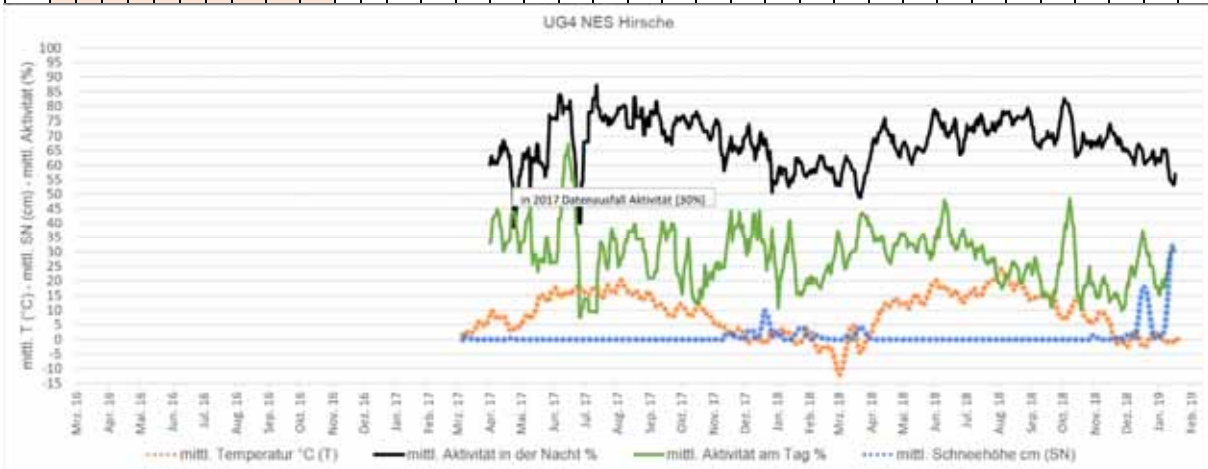
Insgesamt scheint sich der Verlauf der Aktivität bei beiden Geschlechtern an den Tagesmitteltemperaturen und in Tiefschneephase besonders deutlich am Schnee (siehe auch gemischte Modelle zum Aktivitätsanteil im Kap. 6.2) zu orientieren. Ausnahmen wie die Kälberaufzucht, Feistzeit und Brunft verzerren diesen temperatur-/schneebeeinflussten Grundverlauf.

Natürlich können auch weitere Einflussgrößen, die im Rahmen der vorliegenden Studien nicht oder nur am Rande untersucht wurden (z.B. Jagd oder Tourismus), eine zusätzliche Rolle spielen.





Jahr	2016												2017												2018												2019	
Monat	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	1	2		
n	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	3	4	5	5	5	5	4	3	3	2	2	1	2	1



Jahr	2016												2017												2018												2019			
Monat	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	1	2				
n	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	0	0	0

Abb. 214: UG- und tageszeitspezifische Aktivitätsanteile (%) der Hirsche sowie Tagesmitteltemperatur und Schneehöhe über den Gesamtzeitraum im UG3 und UG4 (dargestellt als 7 Tage gleitender Durchschnitt). Auf Grund der späteren Besenderung männlicher Tiere lagen erst ab Januar bzw. März 2017 belastbare Daten vor.

### 6.4 Dauer und Anzahl der Aktivphasen

Bei den Alttieren war ab April ein Anstieg der Zahl der Aktivphasen pro 24 h zu erkennen (Abb. 215), der sein Maximum nach der Geburt der Kälber im Juni erreichte, allerdings verbunden mit einer kürzeren Dauer (2017: 14 Aktivphasen mit je 60 min Dauer). Ein ähnliches Muster zeigte sich bei den Hirschen: Anstieg der Zahl der Aktivphasen ebenfalls im Juni zum Beginn der Feistzeit (2017: 12 Aktivphasen mit je 75 min Dauer) besonders aber zur Brunft. Auch hier führte die Zunahme der Anzahl zu einer geringeren Dauer der Aktivphasen.

Im Winter war ein abweichendes Verhalten zu beobachten. Die Anzahl der Aktivphasen sank, bei gleichzeitiger Verlängerung ihrer Dauer, was vermutlich teilweise mit den längeren Nächten zusammenhängt.

Insgesamt fallen die Schwankungen bei Aktivitätsphasenanzahl und -dauer bei beiden Geschlechtern deutlich geringer aus, als man über die Veränderungen der Nachtlänge im Jahresverlauf erwarten würde.

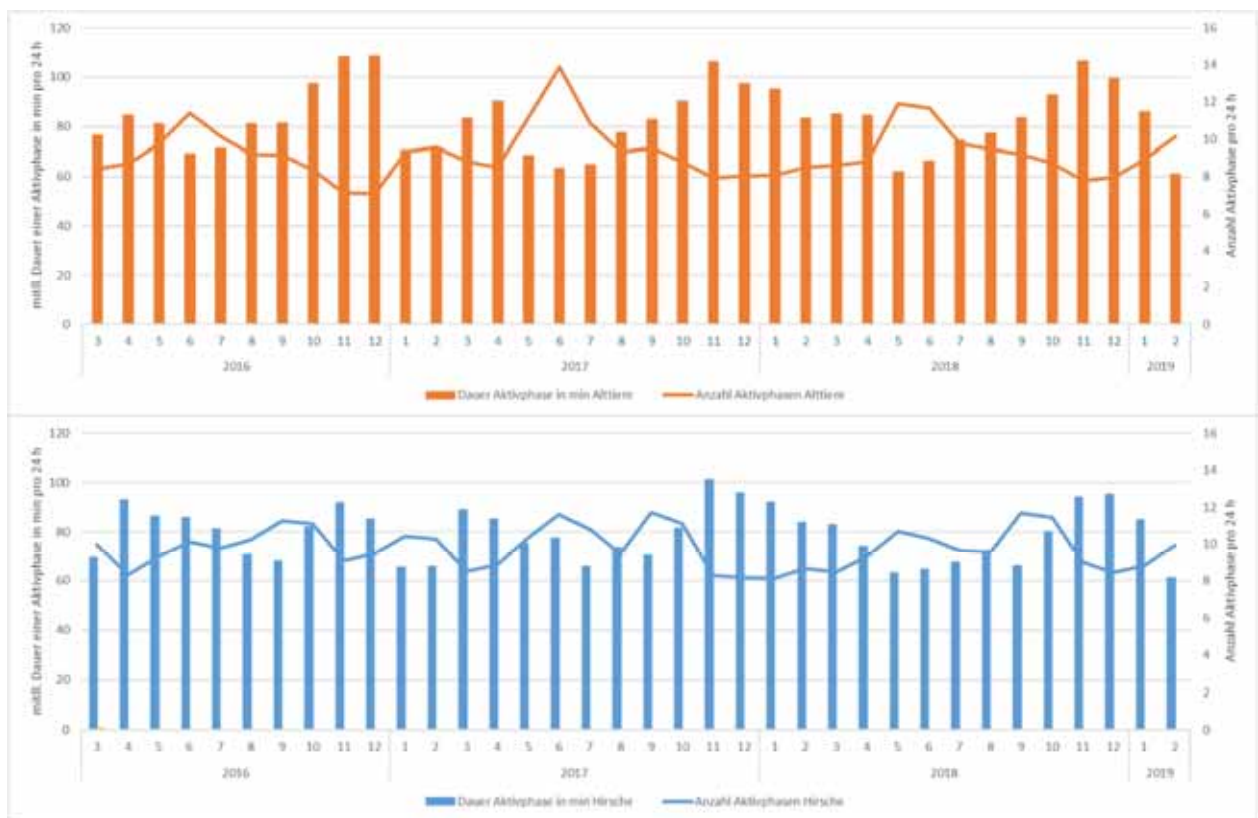


Abb. 215: Anzahl der Aktivphasen von Rotwild pro 24 Stunden sowie deren Dauer über den gesamten Projektzeitraum - differenziert nach Geschlechtern.

## 6.5 Aktivitätsanteile im Tagesverlauf

Die Aktivitätsanteile im Tagesverlauf stimmten in den einzelnen Monaten der verschiedenen Untersuchungsjahre bei beiden Geschlechtern bemerkenswert gut überein (Abb. 216 & Abb. 217). Wesentliche Unterschiede zwischen den verschiedenen Jahren waren bei beiden Geschlechtern eigentlich nur (wie schon mehrmals erwähnt) im Juni zu erkennen.

Im gesamten Jahresverlauf ist in allen UG eine ausgeprägte Tagesrhythmik erkennbar, die vor allem durch eine sehr gering ausgeprägte Tagaktivität charakterisiert ist. Die Phase höchster Aktivität während der abendlichen Dämmerungsphase hat sich auch im Jahresverlauf kaum verändert. Allerdings verlief der Anstieg der Aktivität in der Abenddämmerung in den Sommermonaten (z.B. Mai-Juli) allmählicher als im Winter (z.B. Dezember-Januar). Vor allem die morgendliche Dämmerung in den Wintermonaten war durch eine geringere Aktivität als in den Sommermonaten gekennzeichnet. Mit dem Sonnenaufgang war stets ein starker Aktivitätsrückgang verbunden. Im Verlauf der Hellphase war ein leichter Anstieg zu erkennen, der sich jedoch nicht im Kurvenverlauf der Laufstrecken widerspiegelt (Abb. 187). Die Laufstrecken blieben im Verlauf der Hellphase auf gleichem Niveau. Vor Beginn der Abenddämmerung scheint Rotwild also die Aktivität leicht zu steigern, ohne längere Strecken zu laufen. Sehr oft war ebenfalls ein kurzer, leichter Anstieg der Aktivität um die Mittagsstunden zu verzeichnen.

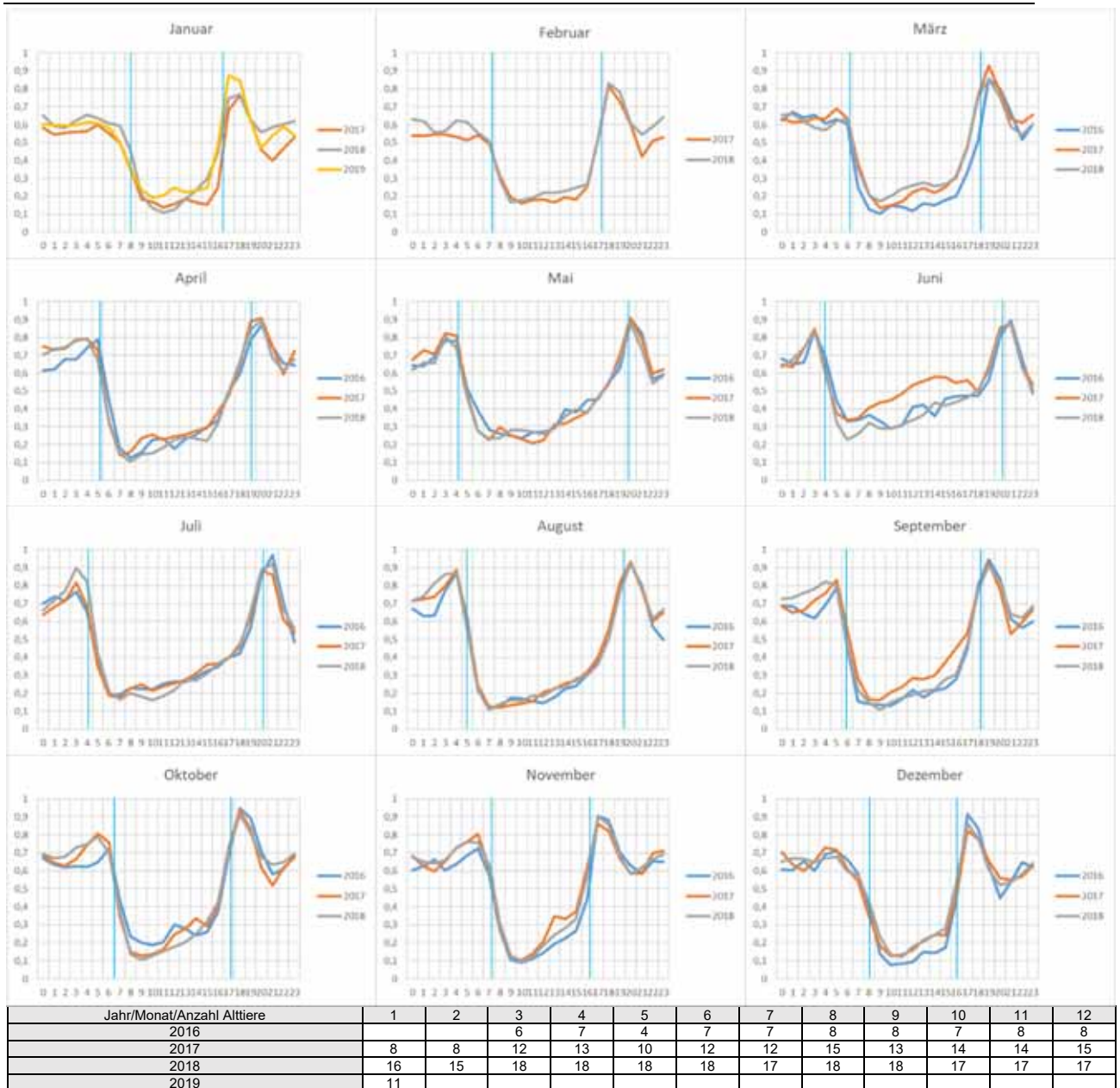


Abb. 216: Darstellung der jahresspezifischen Aktivitätsanteile (Y-Achse) über den Tagesverlauf (X-Achse: MEZ; senkrechte blaue Linie: Sonnenauf- und -untergang als Monatsmittel) für Alttiere - differenziert nach Monaten.

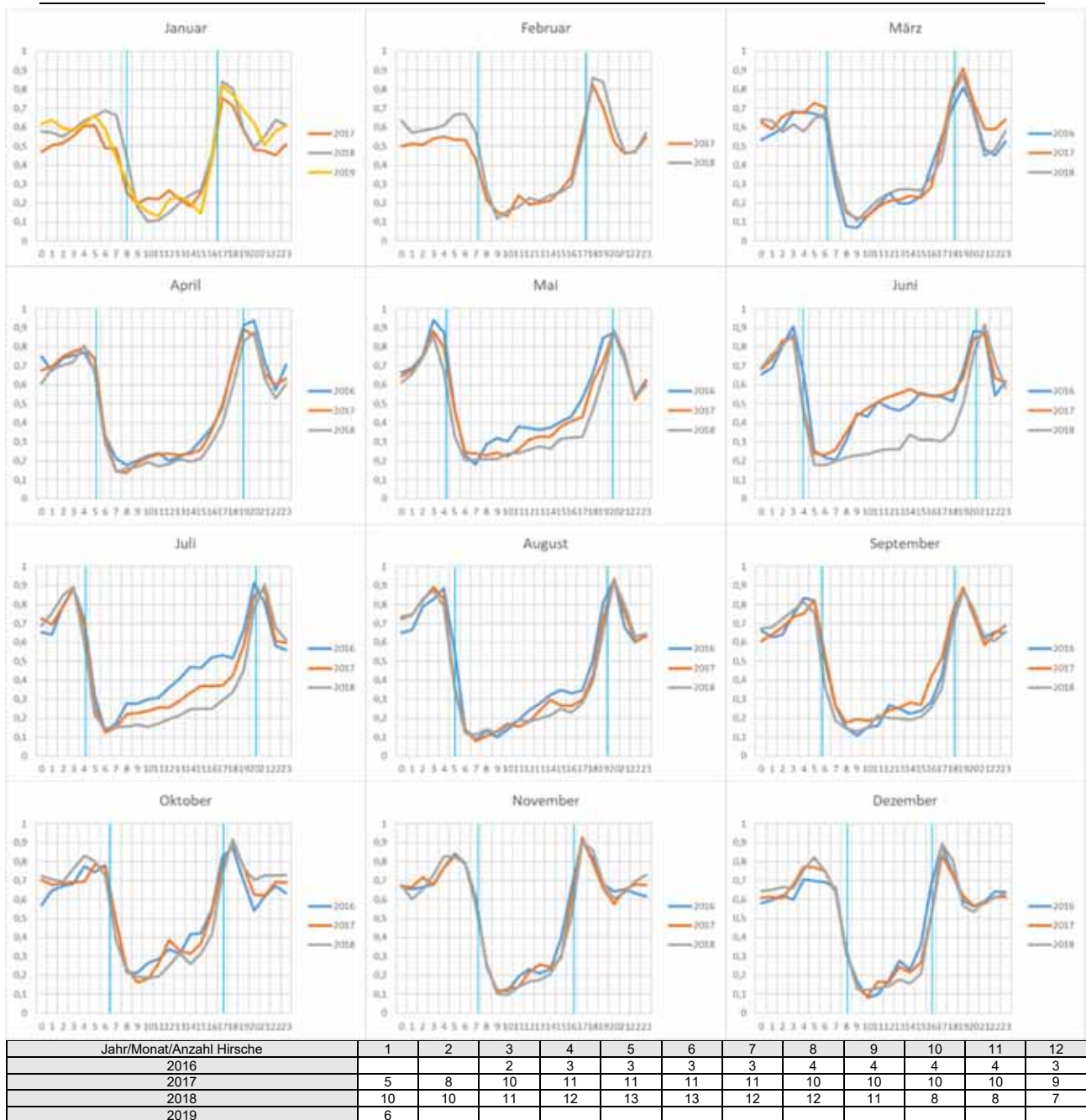


Abb. 217: Darstellung der jahresspezifischen Aktivitätsanteile (Y-Achse) über den Tagesverlauf (X-Achse: MEZ; senkrechte blaue Linie: Sonnenauf- und -untergang als Monatsmittel) für Hirsche - differenziert nach Monaten.



Bei einer Fokussierung auf die einzelnen Untersuchungsgebiete (Abb. 218 & Abb. 219) werden etwas größere Streuungen der spezifischen Aktivität im Tagesverlauf differenziert nach Monaten und Geschlecht offenkundig als beim Vergleich der Jahre. Jedoch sind auch hier keine großen Unterschiede sichtbar.

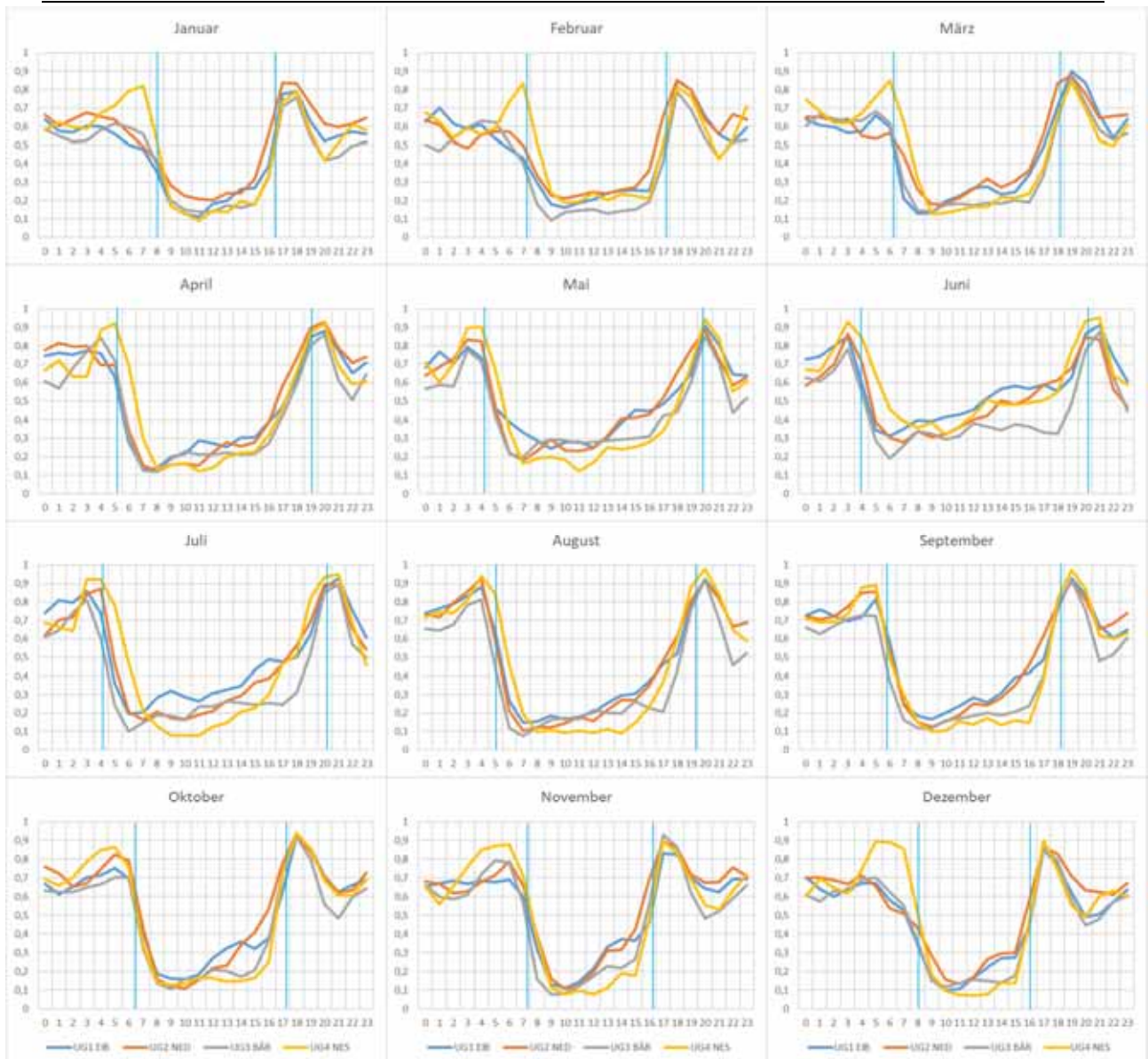
Im UG3 BÄR war nahezu ganzjährig, am deutlichsten zwischen Mai und Dezember ein späterer Beginn der abendlichen Aktivitätsphase erkennbar. Das abendliche Aktivitätsmaximum trat jedoch in allen vier UG zum gleichen Zeitpunkt ein. Die Alttiere im UG3 BÄR nutzten nachts regelmäßig Offenlandbereiche. Weil diese selten weit von den Tageseinständen entfernt lagen, begann der Hinwechsel möglicherweise später, als in den anderen UG. Dabei spielte die abwechslungsreichste Lebensraumstruktur (Wechsel von Offenland und Wald) im UG3 BÄR vermutlich eine wesentliche Rolle.

Eine Absenkung der Aktivität am Tage war auch im UG4 NES zu beobachten (November bis Januar) aber mit einem Ausgleich am Morgen (siehe weiter unten: Hirsche im UG3). Gleichzeitig wiesen die Alttiere im Vergleich zu den anderen drei UG in dieser Zeit auch die höchsten Laufstrecken auf.

Die höchste Tagesaktivität zwischen Juni und Oktober wiesen Alttiere im UG1 EIB auf. Wahrscheinlich können dort häufig die Bedürfnisse nach Deckung und Äsung auch am Tage in den vielen, kleinräumig variierenden, nahrungs- und deckungsreichen Waldstrukturen gedeckt werden. Die höchsten Unterschiede zwischen den UG ergaben sich in den Monaten Juni und Juli.

Im UG3 BÄR war bei den Hirschen von Dezember bis Februar (genauso wie bei den Alttieren im UG4 NES) ein späterer abendlicher Aktivitätsanstieg zu erkennen, der durch erhöhte Aktivität in der Morgendämmerung ausgeglichen wurde. Gleichzeitig wiesen die Hirsche im Vergleich zu den anderen drei UG in dieser Zeit auch die höchsten Laufstrecken auf. Für dieses Verhalten kann bspw. das hohe Sicherheitsbedürfnis der Wildart als Erklärung herangezogen werden. Der Weg zu den stark präferierten, aber deckungsarmen Offenlandbereichen (in dieser Phase regelmäßig Winterrapskulturen) wird erst mit Einbruch der Dunkelheit angetreten, wobei durchaus lange Laufstrecken in Kauf genommen werden.

Wie bei den Alttieren war das Aktivitätsmaximum am Morgen und am Abend in allen vier UG sehr ähnlich. Von Juni und nur bis August (auch ähnlich den Alttieren) ergab sich die höchste Aktivität am Tage im UG1 EIB. Auch bei den Hirschen waren die Unterschiede zwischen den UG in den Monaten Juni und Juli am höchsten. Eine sehr große Übereinstimmung im Aktivitätsmuster der Hirsche aller UG gab es im Monat September.



UG/Monat/Anzahl Alttiere	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
UG1 EIB	7	5	7	7	7	7	6	7	6	7	7	7
UG2 NED	6	5	6	6	7	7	6	6	7	6	6	6
UG3 BÄR	5	4	5	6	6	7	7	7	6	6	6	6
UG4 NES	2	2	2	2	1	1	2	2	2	2	2	2

Abb. 218: Darstellung der UG-spezifischen Aktivitätsanteile (Y-Achse) über den Tagesverlauf (X-Achse: MEZ; senkrechte blaue Linie: Sonnenauf- und -untergang als Monatsmittel) für Alttiere.

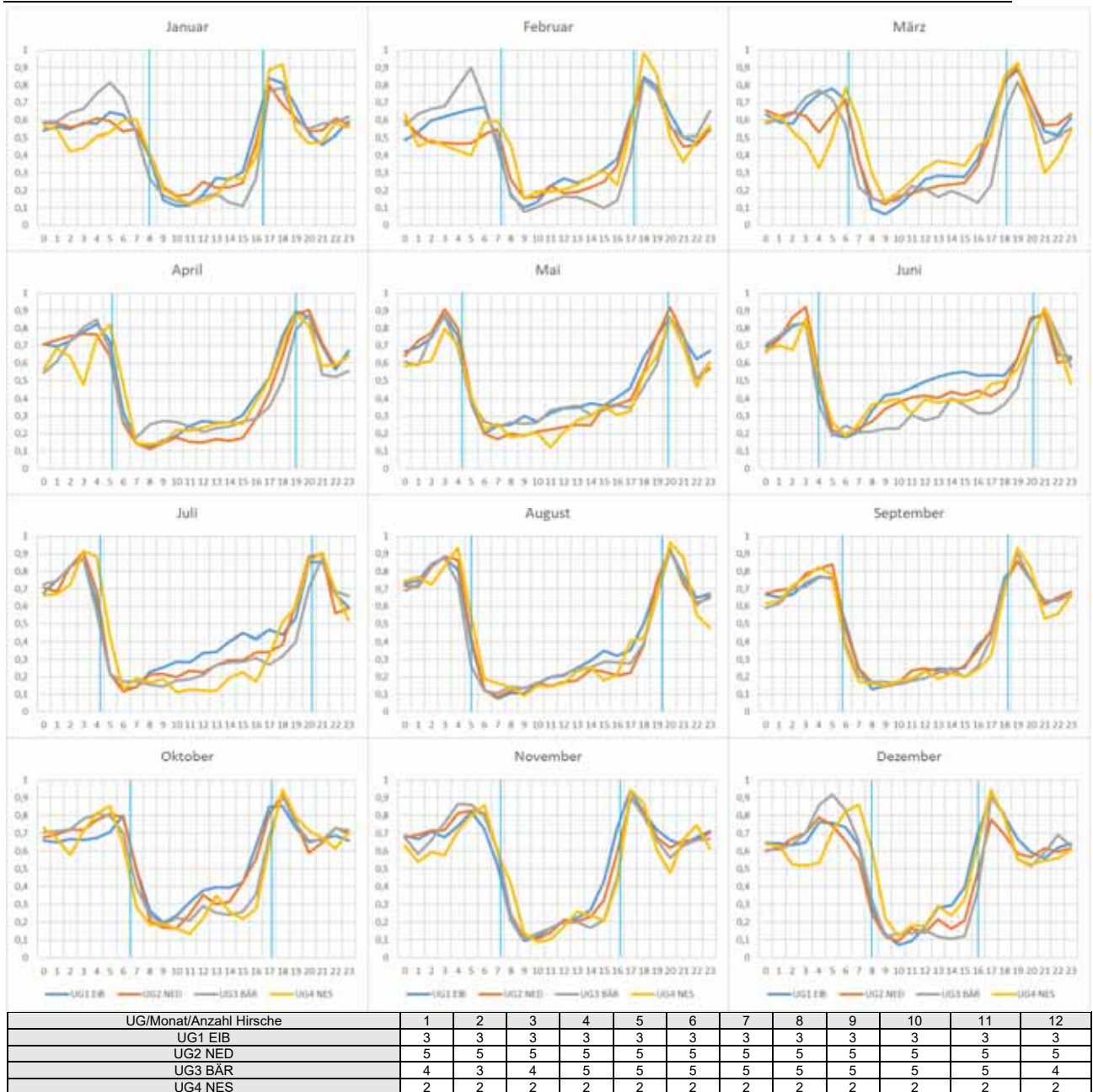


Abb. 219: Darstellung der UG-spezifischen Aktivitätsanteile (Y-Achse) über den Tagesverlauf (X-Achse: MEZ; senkrechte blaue Linie: Sonnenauf- und -untergang als Monatsmittel) für Hirsche.

Zusammenfassend lagen die Aktivitätsspitzen im Tagesverlauf über das gesamte Jahr in der Dämmerung (60-90 %) mit einem etwas höheren Anteil am Abend als am Morgen. Eine geringe Tagaktivität (10-30 %) konnte ebenfalls übers ganze Jahr festgestellt werden. Während der nächtlichen Dunkelphase variierte der Anteil an Aktivität zwischen 50-70 %. Von wenigen Ausnahmen abgesehen, waren kaum Unterschiede zwischen den Geschlechtern, den Jahren und den Untersuchungsgebieten existent.

## 7 Zusammenfassende Betrachtung und Ableitung

Im Folgenden werden die Ergebnisse des Arbeitspaketes 1 zusammenfassend betrachtet und als Grundlage für ein Rotwildmanagement interpretiert. Ziel dieses Kapitels ist es nicht, konkrete Managementempfehlungen oder –konzepte vorzulegen. Dies erfolgt im Hauptbericht des Gesamtprojektes (THOMAE et al. 2023).

Die hier vorliegenden Ableitungen basieren auf konkreten Fakten und Ergebnissen des Teilprojektes (z.B. Geschlechterverhältnis, Populationsdichten, Aktionsraumgrößen, Raumtreue, Habitatpräferenzen, touristische Störungen, Fütterungen, Reaktionen auf Drückjagdereignisse, Aktivität).

Ergänzend wird aber auch auf allgemeine Empfehlungen eingegangen, die auf anderen Untersuchungen oder Praxiserfahrungen basieren, die wir für sinnvoll und wichtig halten, die jedoch teilweise nicht direkt mit der Studie i.e.S. zusammenhängen.

### **Populationsstruktur**

Die Ergebnisse zeigen in den vier Untersuchungsgebieten deutliche Unterschiede im Geschlechterverhältnis (GV). Am stärksten zugunsten des weiblichen Wildes war das GV im UG2 NED verschoben (stärkste Verschiebung nach zwei Jahren Reduktion).

Neben der genetischen Bedeutung (eingengter Genpool durch wenige Hirsche bei deutlich verschobenem GV) ist aus jagdstrategischer Sicht die Kenntnis um das GV entscheidend. Eine stark zugunsten des Kahlwildes verschobene Population hat einen viel höheren Zuwachs als eine zahlenmäßig gleich hohe Population mit ausgewogenem GV. Das heißt konkret am Beispiel UG2 NED, in dieser Population muss entsprechend dem höheren Zuwachs jedes Jahr deutlich mehr geschossen werden als in einer Population mit ausgeglichenem GV (ZEILER 2014).

Für vergleichbare Situationen wird eine angepasste Abschussplanung dringend empfohlen, um möglichst schnell (innerhalb von 3-5 Jahren) wieder ein relativ ausgeglichenes Geschlechterverhältnis zu erreichen sowie langfristig zu erhalten und damit einen erhöhten Zuwachs der Population zu vermeiden (DJV 2023). Hierfür sollte dort bis zum Erreichen eines ausgeglichenen GV auf die Bejagung der Hirsche ab zwei Jahre verzichtet werden und mindestens eine zurückhaltende Bejagung der Spießer erfolgen, spätestens sobald sich in Reduktionsphasen der Hirschbestand dem Zielbestandsniveau nähert. Bis zum Erreichen dieses Ziels muss aber trotzdem eine stark intensivierte Kahlwildbejagung umgesetzt werden. Für weniger geschossene Hirsche wird mehr Kahlwild erlegt.

Hirsche der mittleren und höheren Altersklasse unterliegen verhaltensbedingt allgemein einer höheren Sterblichkeit als Alttiere im selben Alter (PUPPE 2007, SIEFKE & STUBBE 2012). Um der generell höheren Mortalität von Hirschen Rechnung zu tragen und ein erneutes Ansteigen der Population zu verhindern, sollte auch nach Erreichen eines ausgeglichenen GV sowie in Populationen mit bereits ausgeglichenem GV die Abschussplanung grundsätzlich 40:60 (männlich:weiblich) gewichtet sein (Abb. 220).





Abb. 220: Dem fast völligen Fehlen von Hirsche der AK4 muss unbedingt entgegengewirkt werden (Foto: © U. Liebscher).

Die Fotofallenergebnisse aus den walddominierten Untersuchungsgebieten zeigen im Weiteren, dass auch unter den Bedingungen höherer Populationsdichten zu erwartende Großrudel (bis höchstens 15 Stück) nur selten auftraten, was in Bezug zum Wildschadensrisiko im Wald positiv zu bewerten ist. Kleine Mutterfamilienverbände mit 1-3 Alttieren verteilen sich grundsätzlich gleichmäßiger im Lebensraum als große Kahlwildrudel und sind jagdstrategisch einfacher zu lenken und zu bejagen. In Abhängigkeit von Witterungsverhältnissen und Nahrungsverfügbarkeit kann es nach Erfahrungen aus der Jagdpraxis trotzdem zu konzentriertem Vorkommen in Kombination mit größeren Rudelzusammenschlüssen kommen. Um einem weiteren Anwachsen bereits großer Rudel entgegenzuwirken, sollte der Fokus der Bejagung grundsätzlich auf die größeren Rudel gelegt werden (z.B. durch gezielte Gruppenansitze), auch wenn, wie allgemein bekannt, tierschutzkonforme Abschüsse von Alttieren aus Großrudeln schwierig umzusetzen sind.

### **Rotwildfrühjahrsdichten**

Die Wälder im Erzgebirge sind weit überwiegend Wirtschaftswälder im Besitz des Landes (Staatswald). Forstwirtschaftlich relevanter Wildeinfluss wird in einem definierten Umfang bis zu einem bestimmten Schwellenwert toleriert, ist gesellschaftlich akzeptiert und wird durch die Gesellschaft getragen. Ein Monitoring beobachtet, ob die Werte in einem tolerablen Bereich verbleiben. Ausgewählte Waldgebiete unterliegen als Waldrefugien, Wälder ohne Nutzung oder



auch Waldnaturschutzgebiete einem besonderen Schutz. Die Forstwirtschaft wurde dort eingestellt oder ist zumindest deutlich extensiviert. Für diese bereits ausgewiesenen Flächen ist allgemein zu prüfen, inwieweit Wildwirkungen in einem größeren Umfang tolerabel sein können bzw. Wildwirkungen die Schutzziele sogar unterstützen können.

Ein Komplex aus verschiedenen Faktoren (z.B. Schadensdisposition des Waldes, Schäl- und Verbissbelastung, saisonale Äsungsverfügbarkeiten, anthropogene Störungen) bildet die Grundlage zur Ableitung, welche Rotwildichten im Erzgebirge regional tragbar sind. Die im Projekt erarbeiteten Populationsparameter bilden jetzt eine wesentliche Grundlage für ein angepasstes Wildtier- und Jagd-Management.

Ein aus den Projektergebnissen abgeleitetes Populationsmonitoring mittels relativer Dichten (Kap. 4.5) wird im gesamten Erzgebirge als eine dauerhafte Überwachung und Evaluierung empfohlen, das gleichzeitig auch die anderen Schalenwildarten einbezieht. Ein regelmäßiges Monitoring der Population bildet generell einerseits die wesentliche Grundlage für die Abschussplanung und andererseits ist es ein wichtiger Indikator der Erfolgskontrolle. Ein reines Wildwirkungsmonitoring detektiert grundsätzlich nur, dass z.B. der Wildeinfluss sich erhöht, kann aber nicht erkennen, ob dies mit einer Bestandessteigerung einhergeht oder andere Faktoren dafür verantwortlich sind, ohne dass der Bestand anwächst. Bei tatsächlich gestiegenen Beständen kann ein reines Wildwirkungsmonitoring auch nicht anzeigen, bei welcher Wildart (außer Schäl durch Rotwild) sowie in welcher Dimension der Bestand gestiegen ist und wie stark die Abschussplanung erhöht werden soll.

Im UG1 EIB und UG4 NES wurden die dortigen, regionalen Rotwild-Frühjahrsdichten (1,0-1,5 St./100 ha Wald) von THOMAE et al. (2023) als tragbar eingeschätzt, da dort die Neuschäl unter dem Grenzwert von 1 % lag. Im UG3 BÄR wurden Dichten von 2,5-3,0 St./100 ha Wald und Neuschäl-Prozente von 1,4-3,6 % (arith. Mittelwert) ermittelt. Im UG2 NED senkte sich bedingt durch die Reduktionsbemühungen des SBS die Rotwildichte in den drei Projektjahren von 2016 (9-10 St./100 ha Wald) auf 2018 (4-5 St./100 ha Wald) signifikant ab. Die Neuschäl sank in dieser Zeit ebenfalls von 5,0 % (2016) auf 2,2 % (2018), auch wenn witterungsbedingte Schwankungen bei der Schälintensität vorkommen.

Auch wenn die Schälgefährdung von vielen Faktoren abhängt, deutet sich an, dass in den UG1 EIB und UG4 NES unter den aktuellen Rahmenbedingungen Frühjahrsdichten von 1,5 St./100 ha Wald auf jeden Fall tragbar sind und die Dichten nicht weiter reduziert werden müssen und auch nicht weiter reduziert werden sollten (Gefahr Verschlechterung Genpool). Verbessern sich die Rahmenbedingungen fürs Rotwild im Erzgebirge z.B. durch weniger Störungen oder bessere Nahrungsverfügbarkeit, und das sollte unbedingt das Ziel sein, dann können durchaus auch höhere Dichten tragbar sein. Deshalb ist die Höhe der tragbaren Wildichte (vor dem Hintergrund der Wildwirkung) im Erzgebirge aber auch allgemein entsprechend der sich verändernden Rahmenbedingungen (z.B. auch Lebensraumveränderungen durch den Waldumbau) kontinuierlich zu überprüfen und anzupassen. Unabdingbare Grundlagen für die Entscheidungen von Praktikern und Behörden

sind deshalb ein methodisch aussagekräftiges Wildwirkungsmonitoring, verlässliche Jagdstreckenstatistiken (inkl. körperlichem Nachweis), ein Fotofallenmonitoring (Kap. 4.5; für regionale Bestandstrends und räumliche Verteilung) sowie ein genetisches Monitoring auf Populationsebene.

Durch die regelmäßigen, erfassten Raumbewegungen von Rotwild über die Landesgrenze nach Tschechien können bei hohen Dichteunterschieden auch durch kurzzeitigen Aufenthalt hohe Wildschäden, aber auch erhöhte Jagdstrecken resultieren, ohne dass - überregional betrachtet - der Gesamtbestand tatsächlich angestiegen ist. Solche Situationen müssen bei der Bewertung der Sachlage unbedingt beachtet werden und dürfen nicht zu Fehlinterpretationen von vermeintlich angestiegenen Beständen führen, was jedoch nur durch ein durchgehendes Monitoring detektiert werden kann.

Es wird unter den Bedingungen gleichbleibender Jagdstrecken und Wildwirkungen ein dauerhaftes Schalenwildmonitoring im Erzgebirge (Kap. 4.5), das praktikabel und mit vertretbarem Aufwand (Kap. 4.5) funktioniert, empfohlen (Abb. 221). Im Abstand von fünf Jahren sollen dabei mit einem Fotofallennetz (1x1 km-Rasterzellen mit bedeutendem Waldvorkommen) über 7 Monate (April-Oktober) an gut frequentierten Wildwechseln die relativen Dichten und Geschlechterverhältnisse von verbeißendem Schalenwild erhoben werden (inklusive der nicht mehr von Rotwild besiedelten Räume). Unter Verwendung des Faktors 19,8 (Verhältnis absoluter zu relativer Dichten) lassen sich bei vergleichbarem Versuchsdesign aus den relativen Dichten (Kontaktraten) auch absolute Dichten hochrechnen/hochschätzen.



Abb. 221: Das Rotwild macht beim Monitoring fleißig mit ☺ (Foto: © V. Meißner-Hylanová).

Da von August bis Oktober auch die Individualerkennung von Hirschen möglich ist, können mit dem gleichen Datenpool bei ausreichender Stichprobe an Hirschfotos über die Verfahren „SECR“ und „Mark-Resight“ absolute Dichten erhoben werden. Nach Ermittlung der absoluten Anzahl an Hirschen der AK II+ und deren Populationsanteil erfolgt die Hochrechnung auf den Gesamtbestand unter Anwendung repräsentativer Laufstrecken als Korrektur für das Geschlechterverhältnis. So wäre ein dauerhaftes Monitoring der Schalenwildpopulationen über relative und teilweise auch über absolute Dichten möglich.

Die Reduzierung der Verbissbelastung durch Rehwild wird im Erzgebirge in den kommenden Jahren ein herausforderndes Thema sein. Werden unabhängig vom Gebiet hohe Rotwildichten abgebaut, so ist damit zu rechnen, dass die Rehwildichten in der Folge bereits kurzfristig deutlich steigen werden. Die im Projekt erkannten höchsten Rehdichten im UG4 NES belegen dies eindrücklich, genauso wie die anhaltend hohen Rehstrecken dort (M. PRILIPP, mdl. Mitt.). Eine durch einen angewachsenen Rehbestand verursachte Verbissituation auf Waldverjüngungsflächen ist weniger durch eine weitere Rotwildreduzierung befriedigend zu lösen, sondern zielgerichtet durch eine Schwerpunktbejagung auf den zu verjüngenden Flächen, mit dem Ziel, vor allem Rehe zu erlegen.

### **Raumnutzung von adultem Rotwild**

Die saisonalen Aktionsräume von Rotwild im Erzgebirge sind relativ groß (K95: Alttiere um 400-500 ha, Hirsche bei 900-1.200 ha). Die einzelnen Individuen bewegen sich über Jagdbezirks Grenzen hinweg. Durch saisonale Verlagerungen vergrößern sich die Gesamtstreifgebiete zusätzlich (MCP100: Alttiere um 2.500 ha, Hirsche um 5.800 ha), so dass die gesamte Bewirtschaftung auf großen Flächen erfolgen muss. Zusammenhängende Teilpopulationen (vergl. Populationsgenetik in TRÖBER et al. 2021) sind grundsätzlich hierbei als Betrachtungseinheit geeignet (frühere „Einstandsgebiete“), wobei 10.000 ha dabei generell als Mindestarealgröße gilt. Hierfür ist eine enge Zusammenarbeit aller Jagdbezirke auf der deutschen Seite des Erzgebirgsraumes (innerhalb der Teilpopulationen) nötig.

Bedingt durch den langen Grenzverlauf zu Tschechien und die großen Aktionsräume lebt ein nicht unwesentlicher Teil der Population beiderseits der Grenze (siehe Ergebnisse der Telemetrie- und Fotofallendaten). Die Zusammenarbeit über die Grenze hinweg muss daher ebenfalls verbessert werden, da sonst die Managementziele im grenznahen Raum nur bedingt und/oder nur mit sehr hohem Aufwand zu erreichen sind.

Saisonale Vertikalwanderungen im Erzgebirge sind vorhanden, aber in unterschiedlichen Dimensionen, und nicht alle Individuen wandern. Diese Vertikalwanderungen verändern die räumliche Verteilung im Jahresverlauf zusätzlich.

Durch die arttypisch ausgeprägte Raumtreue, wie sie im Erzgebirge durch die Telemetrieergebnisse belegt werden konnte, hält Rotwild an seinen traditionellen Aktionsräumen wie auch an seinen Traditionen bei der vorhandenen oder nicht vorhandenen

Vertikalwanderung fest, selbst wenn Extremschneelagen die Nahrungsverfügbarkeit deutlich einschränken oder intensive Störungen einwirken. Diese Traditionen sind biologisch wichtig und entscheidend für das Populationsmanagement, da sich diese Raumtreue nicht brechen lässt. Zusätzlich wirkt die im Projekt belegte Traditionsweitergabe der individuellen Raumnutzung von der Mutter an die Tochter über die Raumtreue auch auf die räumliche Verteilung. Sind Traditionen eliminiert, kann es längere Zeit dauern, bis Räume wiederbesiedelt werden oder auch raumspezifische Verhaltensmuster sich wieder zu etablieren beginnen (SIMON & KUGELSCHAFTER 1998). Das Jagdmanagement hat grundsätzlich die besondere Verantwortung, dass solche arttypischen Traditionen der biologisch begründeten Raumwanderungen nicht vollständig aussterben, da ein möglichst breites Spektrum an Raumnutzungsstrategien für eine Anpassung an sich ändernde Umweltbedingungen von besonderer Bedeutung ist.

Die Analyse der Fotofallendaten im Erzgebirge konnte zeigen, dass das Rotwild in allen UG nicht gleichmäßig verteilt ist. Insgesamt wäre eine gleichmäßigere Verteilung der Kahlwildverbände anzustreben, was bedingt durch die strenge Raumtreue jagdstrategisch umsetzbar ist, vorausgesetzt alle Akteure sind bereit, daran mitzuwirken. Dabei ist das Ziel, Konzentrationsgebiete aufzulösen und gleichzeitig ein Vorkommen im gesamten potenziellen Lebensraum (gesamtes Erzgebirge inkl. des nördlich angrenzenden Vorlandes) der Population zu dulden (STIER et al. 2015). Im Zusammenhang mit deutlich abgesenkten Dichten im Zuge der Umsetzung der Waldumbauziele sollen zur Konsensfindung für Rotwild geeignete, mittlerweile rotwildfreie Gebiete wiederbesiedelt werden können. Aus wildtiergenetischer Sicht der Erzgebirgspopulation ist es wichtig, eine entsprechende Populationsgröße von Teilpopulationen zu erhalten, die wiederum für die Sicherung des Genpools essenziell ist (WESTEKEMPER 2021). Bedingt durch die hohe Raumtreue lässt sich der Aufenthalt der einzelnen Individuen und damit auch die räumliche Verteilung von Rotwild im Erzgebirge wie auch allgemein durch Einflussgrößen (z.B. Äsung, Störung, Ruhe) nur innerhalb des individuellen Aktionsraumes steuern. Die vergrämende Störwirkung durch Jagddruck aus dem traditionellen Streifgebiet hinaus ist grundsätzlich geringer als die Bindung durch Raumtreue. Jagdstörung verändert vor allem das Raum-Zeit-Muster innerhalb des individuellen Streifgebietes, wie die Telemetriedaten zeigten.

Besteht allgemein das Ziel, die Rotwildverteilung über die Dimension der individuellen Streifgebiete hinaus zu ändern, so ist die Verteilung nur über eine kleinräumig angepasste Bejagung (Abschusshöhe) möglich, die unproportional zu den aktuell vorhandenen Dichteverhältnissen erfolgen muss. Auf großskaliger Ebene kann eine Änderung der räumlichen Verteilung unabhängig vom Gebiet nur über die abschlussbedingt verschobene Sterbe- bzw. Überlebenswahrscheinlichkeiten (z.B. Schwerpunktbejagung: Kahlwildjagd ab Anfang August mit Kalb-Alt tier-Dublette, zur Brunft, im Winter oder vor/nach Vertikalwanderung) gelingen. Kulisse und Zeitpunkt dieser angepassten Bejagung orientieren sich an der aktuellen, saisonalen Verteilung und dem angestrebten Ziel.

Wird beispielsweise eine gleichmäßigere Verteilung angestrebt, was immer das Ziel sein sollte, so muss in Teilbereichen mit Dichten über dem Durchschnitt überproportional eingegriffen werden und dafür in Regionen mit geringeren Dichten unterproportional.

Das gleiche Prinzip gilt bei der Steuerung von Vertikalwanderungen. Sollen die Anteile vertikal wandernder Individuen erhöht oder abgesenkt werden, müssen entsprechend die jeweiligen Teilpopulationen zum richtigen Zeitpunkt und im richtigen Gebiet stärker oder schwächer bejagt werden.

Die auf Teilpopulationsebene anhand von Populationsgröße und Geschlechterverhältnis abgeleiteten Gesamt-Abschusszahlen müssen dann grundsätzlich zielorientiert und kleinräumig untersetzt werden. Die Flexibilität in der Abschussplanerfüllung muss z.B. durch Gruppenabschüsse immer erhalten bleiben, um auf unvorhergesehene Ereignisse reagieren zu können.

### **Raumnutzung von juvenilem Rotwild**

Die Telemetriedaten besonderer Alttier-Kalb-Paare zeigten im Ergebnis, dass die mittleren und maximalen Entfernungen zwischen den Alttieren und ihren Kälbern im Erzgebirge individuell sehr verschieden waren. Anfang August waren Mutter und Kalb sehr regelmäßig nicht zusammen und zum Teil weit (bis 1,7 km) voneinander entfernt. Diese Ergebnisse weisen auf die tierschutzrechtliche Verantwortung hin, die eine Kahlwildbejagung (und insbesondere Alttierbejagung) mit Beginn der Jagd ab Anfang August mit sich bringt. Daher sollte bei der Erlegung von Alttieren der vorherige Abschuss des Kalbes immer Standard der jagdlichen Praxis sein, und das nicht nur im August, sondern im Grunde während der gesamten Jagdzeit (PETRAK & HEIDER 2017).

Durch den Abschuss führender Alttiere droht dem verwaisten Kalb grundsätzlich der Verlust lebenswichtiger Informationen: Feindvermeidung, Einschätzen von Störquellen, Wissen über Tageseinstände, Wasserverfügbarkeit, saisonale Äsungsressourcen, Zugang zu Fütterungen (Überleben), Rückzugsgebiete, saisonale Wanderrouten usw..

### **Habitatnutzung**

Durch die Verschneidung der mittels GPS-Telemetrie lokalisierten Aufenthaltsorte der Tiere mit den Habitatmustern des Lebensraumes wurden bevorzugte und gemiedene Strukturen innerhalb der Streifgebiete offenkundig. Am Tage waren nur wenige untersuchungsgebietsspezifische Unterschiede bei den Habitatnutzungsanalysen erkennbar, aber größere individuelle Unterschiede, die durch das Habitatangebot im jeweiligen Aktionsraum, aber auch durch unterschiedliche Störungsintensitäten durch z.B. Jagd, Tourismus, Siedlungsnähe usw. verursacht waren. Im Gesamtergebnis wurde deutlich, dass Rotwild zum Ruhen und während der Aktivität am Tage im Sommer und im Winter ausschließlich den Wald nutzte. Lediglich in den Aktivphasen nachts war im Sommer in den UG2, UG3 und UG4 eine bevorzugte Nutzung des Offenlandes zu erkennen, die im Winter vermutlich wegen verringertem Äsungsangebot und durch verstärkte Jagdpräsenz abnahm. Besonders deutlich



war dagegen im UG1 EIB ganzjährig die deutliche, nächtliche Meidung von Offenland wie auch das Meiden von Feldwegen und Straßen. Da nachts vor allem Jagd und teilweise auch Erholungssuchende als Störungen wirken, müssen sie hierfür als Hauptursache angesehen werden. Zukünftige Aufgabe des Wildtiermanagements wird es daher sein, auch diese Störquellen zu minimieren, da es einerseits dadurch eventuell möglich sein wird, höhere Dichten zu tolerieren und andererseits das störungsbedingte Schadensrisiko zu verringern.

Ein wichtiges Ergebnis der Telemetriedatenanalyse war es, dass die Tiere dort nachts ruhen, wo sie zuvor aktiv waren. Am Tage äsen sie in den gleichen Beständen, die als Ruheeinstand dienen. Tagsüber erfolgte nahezu keine Nutzung der Waldlichtungen und Wildäsungsflächen, dafür zeigte sich eine starke Bevorzugung der schälgefährdeten Dickungen und Stangenhölzer. Wildäcker und Wildwiesen sollten daher mit der Zielsetzung angelegt und gepflegt werden, dass sie auch tagsüber ungestört durch das Wild erreicht werden können und diesem somit Zugang zu attraktiver Äsung geboten wird. Auf diese Weise können Dickungen/Stangenhölzer entlastet werden und somit die gerade dort entstehenden, wirtschaftlich relevanten Schäden gesenkt werden. Zu starke Störungen und „schlechte“ Erfahrungen (Feindvermeidungstraditionen) verhindern also aktuell, dass tagsüber auch offenere Waldbereiche genutzt werden. Um die Schälgefährdung in den Dickungen/Stangenhölzern zu minimieren, muss im Erzgebirge erreicht werden, dass Rotwild auch am Tage wieder offenere Strukturen nutzen kann.

Die Äsung bietenden Strukturen Wildäcker/Wildwiesen und Wege/Lagerplätze wurden nur nachts und nur von aktivem Rotwild bevorzugt, von einigen Individuen aber auch gemieden. Zum Ruhen verließen die Tiere diese teilweise kleinflächigen Habitate meist wieder. Es ergab sich insgesamt ein sehr verschiedenartiges, individuenabhängiges Bild der nächtlichen Präferenzen für Wildäcker/Wildwiesen im Erzgebirge, das vermutlich eng damit verknüpft ist, dass einige dieser Flächen zur Jagd „missbraucht“ werden, andere tatsächliche Äsungs- und Ruheräume bedeuten.

In allen UG fanden sich teilweise auch Kirrungen auf Wildwiesen (im UG1 EIB stieg auffallend die Präferenz von Wildäcker/Wildwiesen im Winter an, vermutlich begründet durch das Angebot an Kirrfutter). Kirrungen auf Wildwiesen steigern einerseits die Attraktivität und Bevorzugung, wenn Futter für die Tiere dort erreichbar ist. Gleichzeitig erwächst für die Tiere ein Konflikt, da diese besonders attraktiven Orte auch Gefahr bedeuten (Abschuss an der KIRRung auf Wildwiesen). Die daraus resultierende Reaktion der überlebenden Tiere manifestiert sich in fatalen „Feindvermeidungs-Verhaltensmustern“. Die Konsequenz: Wildäcker/Wildwiesen werden durch Kirrungen und Jagddruck auf diesen Äsungsflächen am Tage gemieden, stattdessen bevorzugen die Tiere feindsichere, deckungbietende Strukturen, u.a. auch schadensdisponierte Dickungen und Stangenhölzer, was die Telemetriedaten im Erzgebirge teilweise widerspiegeln.

Die Ergebnisse der Raumnutzung und Habitatpräferenzen machen deutlich, dass Wildäcker/Wiesen grundsätzlich verfügbar, erreichbar und störungsarm sein müssen, damit sie nicht nur nachts, sondern auch tagsüber regelmäßig genutzt werden (Abb. 222). Günstig angelegte Wildwiesen können eine lenkende Wirkung haben, das setzt jedoch voraus, dass diese Äsungsflächen grundsätzlich nicht für die Jagd genutzt werden (inkl. direktem Umfeld), möglichst weit von Wegen entfernt liegen, um Störungen durch Erholungssuchende zu minimieren und sie durch eine ein- bis zweischürige Mahd in einem äsungsattraktiven Zustand erhalten werden, um den Wald zu entlasten. Langjährig bestehende Wildwiesen, die extensiv als Mähwiesen genutzt wurden, zeigen einschließlich ihrer Säume allgemein eine artenreiche, für Bergmähwiesen typische Vegetation und sind auch unter naturschutzfachlichen Aspekten eine Bereicherung im Lebensraum. HETTICH & HOMANN (2014) geben Hinweise zu Grünäsungsflächen in geschlossenen Waldgebieten.



Abb. 222: Störungsminimierung ist der entscheidende Schlüssel für die Nutzung von Wiesen am Tage (Foto: © V. Meißner-Hylanová).

In allen vier Untersuchungsgebieten wurde ein nur geringes Angebot an Wildäckern/Wildwiesen innerhalb des Waldes (entsprechend der Angebotsermittlung für die Habitatpräferenzanalysen) festgestellt. Deshalb sollte in touristisch gering erschlossenen und jagdlich beruhigten Bereichen zusätzliches Äsungsangebot geschaffen werden. In größeren Käferflächen, die in den nächsten Jahren zu großflächigen Dickungs- und damit Einstandskomplexen heranwachsen, bestünde die Chance störungsarme Offenlandbereiche zu schaffen.

Die nachts von den Tieren im Erzgebirge teilweise bevorzugten Waldinnensäume entlang der Waldwege (Abb. 223) könnte man weiter aufwerten, in dem man sie auflichtet. Eine Äsungsverbesserung insgesamt, durch: Waldrandaufwertung, Anlage und Pflege von Wildwiesen, Wildäckern sowie Äsungsschneisen, Erhöhung der Bodenvegetation durch Durchforstung, punktuellen Verzicht auf Aufforstung, um z.B. Schlagflora zu fördern sowie Mastbäume verbessert nicht nur den Lebensraum fürs Rotwild, sondern entlastet den Wald. Etliche solcher Maßnahmen kommen auch anderen Arten zu Gute z.B. dem Birkwild. Maßnahmenpakete im Lebensraum aus wildtierbiologischer Sicht lassen sich stellenweise in einer „Win-Win-Situation“ mit Artenschutzmaßnahmen verbinden. Zur Maßnahmenumsetzung können daher teilweise auch vorhandene Arten- und Naturschutz-Förderprogramme genutzt und ergänzt werden.



Abb. 223: Artenreicher Wegesaum als Äsungsgrundlage im Revier Wildenthal UG1 EIB (Foto: © V. Meißner-Hylanová).

Durch die in den zurückliegenden Jahren angeschobenen Waldumbauprozesse im Erzgebirge oder auch in anderen Waldumbauegebieten wird sich langfristig der Wald als Lebensraum einschließlich seiner Artengemeinschaft verändern. Lichtliebende Arten werden seltener. Ein höherer Bestockungsgrad an Schattenbaumarten wird nach einer längeren Waldumbauphase zu einer abnehmenden Besonnung der Bodenvegetation führen. Die Kraut- und Gräserflora wird sich dadurch verändern und das Artenspektrum wird sich verringern. Gleichmaßen werden Äsungskapazität und Äsungsverfügbarkeit in den Beständen abnehmen. Umso wichtiger

werden generell geeignete Maßnahmen, um eine mit Blick auf das Rotwild zu erwartende Lebensraumverschlechterung zu kompensieren.

Innerhalb der Agrarkulturen wurden von Rotwild im Erzgebirge lediglich Grünland und Raps deutlich bevorzugt. Während Raps vor allem im Winter (Dezember bis März) eine hohe Attraktivität aufwies und damit auch die kleinräumige Verteilung der Tiere stark beeinflusste, wurde Grünland über einen deutlich längeren Zeitraum über sechs Monate von April bis September bevorzugt genutzt. Dies unterstreicht die besondere Bedeutung von qualitativ hochwertigem, erreichbarem Grünland in diesem Rotwildlebensraum.

Attraktivität und Verfügbarkeit zeigen die Chancen auf, die das Offenland zur Äsungsaufnahme bietet, sofern die Flächen störungsarm erreichbar sind und auch die JägerInnen bereit sind, ihre Aktivitäten im Offenland zu beschränken. Das bedeutet vor allem auch eine allgemein effektivere Koordination der Schwarzwildbejagung zwischen Wald- und Feldjägerinnen und -jägern als bisher. Nächtliche Jagddaueransitze, quasi eine jagdliche Belagerung der Feldflur, resultieren in den hier in Teillebensräumen bereits festgestellten, gefestigten, auf den Wald fokussierten Verhaltensstrukturen.

Je mehr bereichernde Äsungsalternativen generell zur Verfügung stehen, desto geringer fallen die absoluten Wildschäden im Wald aus: Möglich wären z.B. geförderte Kulturen ohne Wildschadensrisiko wie Zwischenfrüchte, Ausfallgetreide, Wildkräuter und Blühstreifen. Werden diese Flächen jagdlich möglichst wenig genutzt und auch durch andere Ursachen wenig gestört, hat Rotwild die Möglichkeit, dort wesentliche Nahrungsmengen aufzunehmen.

### **Fütterungen**

Das Erzgebirge zählt neben dem Bayerischen Wald, Rothaargebirge, Südschwarzwald und den Bayerischen Alpen zu einer, der im Winter besonders schneereichen Berglandschaften in Deutschland (Schneehöhen von bis zu einem Meter, Schneeliegedauer geschlossener Schneedecken über mehrere Wochen) (ALEXANDER 2003, SCHNEIDER & SCHÖNBEIN 2005). Die Tiere haben sich an diese Situation angepasst, nutzen zum Überleben in schneereichen Wintern natürlicherweise die insgesamt verfügbare Waldvegetation. In forstwirtschaftlich geprägten Wäldern mit geringem Äsungsangebot kann das zu empfindlichen Schäden führen. Innerhalb des Rotwildbestandes im Erzgebirge gibt es Alttiere/Hirsche, die vertikale Wanderungen vornehmen, und andere, die sich im Winter nur minimal in tiefere Lagen bewegen oder auch ganzjährig in den Hochlagen auf 900 m (ü.N.N.) leben.

Auch wenn Winter mit weniger Schnee häufiger werden (ENDLER 2010, BRASSEUR et al. 2017), zeigen die durch Klimaveränderungen verstärkt auftretenden Extremwettererscheinungen (BRASSEUR et al. 2017) (z.B. auch Schneefallsituationen Anfang 2017 und 2019) die Bedeutung von Notzeitfütterungen und einer dafür nötigen, vorbereitenden, überregionalen Konzepterarbeitung.

Die eigenen Telemetrieergebnisse zeigen sehr deutlich, dass Rotwild das Umfeld (bis 500 m) von Orten, an denen Futter angeboten wird, deutlich bevorzugt nutzt, unabhängig ob es bejagte



Kirrungen oder unbejagte Notzeitfütterungen im Winter waren. Aus den Raumnutzungsergebnissen und den praktischen Erfahrungen anderer Regionen (z.B. NITZE et al. 2014) wird ersichtlich, dass an Notzeitfütterungen einerseits Rotwild bei höheren Schneelagen an günstig platzierten, störungsarmen Standorten wesentliche Anteile des täglichen Nahrungsbedarfs decken kann und sie andererseits als Nebeneffekt auch ein geeignetes Instrument zur räumlichen Steuerung innerhalb der traditionellen Streifgebiete sein können. Beides kann eine wesentliche Rolle bei der Minderung von Wildschäden spielen.

Entsprechend der im Projekt gefundenen, extrem ausgeprägten Raumtreue in den etwa 500 ha großen Alttier- und etwa 1.000 ha großen Hirsch-Aktionsräumen (MCP95 saisonal) sollte sich etwa eine Notzeitfütterung pro 500 ha Wald finden.

Passend zur abnehmenden Präferenz bis zur letzten Pufferzone (400-500 m) um die Futterstellen sollten, falls möglich, Notzeitfütterungsstandorte nicht in größeren Waldumbauschwerpunkten liegen. Wenn Notzeitfütterungen betrieben werden, muss eine tägliche Futterplatzbetreuung und eine ausreichende Futtermengenerbereitstellung abgesichert sein.

Weitere, zwingend notwendige Voraussetzungen sind stets ernährungsphysiologisch und saisonal geeignete sowie hygienisch ausgebrachte Futtermittel, ein Futterzugang für alle Tiere (Futtermenge und -verteilung), eine Reduktion sämtlicher anthropogener Störeinflüsse sowie eine gewisse Übersichtlichkeit im Fütterungsumfeld. Artgerechtes Rau- und Safffutter, bestehend aus hochwertigem, kräuterreichem Heu, Heulage und Grassilage (später Schnitt, weniger eiweißreich) sind dabei grundsätzlich genauso wichtig, wie das Fernhalten von störendem Schwarzwild durch die Verwendung von Futtertischen oder Futtermitteln, die Schwarzwild nicht annimmt. Da Rotwild als störungsempfindliche Art die Bejagung an Futterstellen mit negativen Erfahrungen verknüpft, ist die Kirrjagd auf Rotwild kontraproduktiv, wenn im gleichen Gebiet mit Notzeitfütterungen gearbeitet werden soll. Es sollte ein fest etabliertes System an Notzeitfütterungsstandorten bestehen, innerhalb dessen jedoch auch lokal flexibel auf besondere Situationen reagiert werden kann. Entsprechend des bevorzugten Aufenthaltes in einem Radius bis zu 500 m um Futtergaben sollten im Erzgebirge in dieser räumlichen Dimension (ca. 100 bis 150 ha) durch Wildruhezonen (jagdlich und touristisch beruhigt) die Störungen im Umfeld möglichst im gesamten Winterhalbjahr und nicht nur während der Notzeit minimiert werden. ZEILER (2014) zeigt auf, dass Rotwild zeitlich ausweicht, sobald es nicht mehr räumlich ausweichen kann und deshalb bei zu viel Störung nicht im Hellen, sondern erst später bei Dunkelheit an die Fütterungen geht.

Im Rahmen eines Rotwildtelemetrieprojektes in den bayerischen Alpen (NITZE et al. 2014) zeigte sich, dass trotz fast vollständiger Beruhigung der meisten regulären Winterfütterungen nur an sehr wenigen Orten Rotwild auch tagsüber ans Futter ging, da trotz der Beruhigungsversuche immer wieder eine Frequentierung durch Menschen erfolgte. Da sich das Rotwild dort aber über mehrere Stunden teilweise ganze Nächte aufhielt, konnte es dort seinen Nahrungsbedarf decken. An allen untersuchten Fütterungen/Kirrungen im Erzgebirge zeigte sich ein ähnliches Verhalten mit nur nächtlicher Nutzung. Auch wenn es bedingt durch die intensive Freizeit- und



Tourismus-Nutzung des Erzgebirges nur schwer möglich ist, dass das Rotwild Notzeitfütterungen tagsüber nutzt, muss trotzdem alles für eine größtmögliche Umfeldberuhigung getan werden. Der gesetzlich vorgeschriebene Verzicht auf Bejagung während der eigentlichen Notzeit, der sich nicht nur auf den betroffenen Jagdbezirk, sondern auch auf relevante Nachbarbezirke beziehen muss und im besten Fall im Notzeitfütterungsumfeld auch während des ganzen Winters eingehalten wird, ist essentiell. Aber auch eine gute Standortwahl ist wichtig, um zumindest nächtliche Störungen durch Menschen vollständig auszuschließen, damit dem Rotwild die gesamte Dunkelphase zum Äsen und Verweilen bleibt (Abb. 224).

Nach MILLER (2020) können „Schältschäden v.a. dort entstehen, wo sich das Wild zwar in der Nähe einer Fütterung oder einer natürlichen Äsungsfläche aufhält, diese aber nicht nutzen kann, weil es dem Sicherheitsempfinden der Tiere widerspricht. Werden Fütterungsbereiche gestört oder ein sehr starker und vor allem nicht kalkulierbarer Jagddruck auf Freiflächen ausgeübt, kann in der „Wartezone“ eine sogenannte „Warteraum-Schäle“ auftreten (SAUERWEIN et al. 2004, PALME et al. 2005)“.



Abb. 224: Gab es genügend Ruhe an den Ansitzstellen, wurden sie auch tagsüber besucht oder luden nachts auch zum Verweilen und Wiederkäuen ein (Foto: © T. Funke, K.-P. Weingard, U. Liebscher, F. Schaarschmidt).

Schneefall spielt im Erzgebirge für den Zeitpunkt der saisonalen Vertikalwanderungen eine bedeutendere Rolle als die Temperaturabsenkung, so dass sich daran auch der Beginn der Futtergaben orientieren sollte. Weiterhin ergaben die nichtlinearen Zusammenhänge (GAMM),

dass Rotwild meist ab 0 °C tiefere Lagen aufsucht, was oft mit dem ersten Schneefall einhergeht, und es bei über 50 cm hinausgehenden Schneehöhen vor Ort verbleibt und nicht noch weiter in tiefere Lagen zieht. Das Wild muss sich also bereits vor solchen Schneehöhen in Bereichen mit Notzeitfütterungen eingefunden haben, damit sie ihre Wirkungen dann in der eigentlichen Notzeit voll entfalten können und um dann wirksame Entlastungseffekte (durch Nahrungsbedarfsdeckung) zu erreichen. Unsere Ergebnisse konnten zeigen, dass bei hohen Schneelagen das Wild bekannte Notzeitfütterungen teilweise nicht mehr erreichte (wegen eingeschränkter Mobilität, Energieersparnis o.a.). Fotofallen- und Telemetriedaten aus dem Erzgebirge belegen, dass Rotwild oft sofort nach dem ersten Schneefall die bekannten Standorte aufsuchte. Dabei wäre es wichtig, dass das Wild dann bereits feststellt, dass dort Futter angeboten wird, wodurch es frühzeitig gebunden wird. Dafür reichen auch geringe Futtermengen aus, die im rechtlichen Rahmen der Kirrjagd erlaubt sind. Das reguläre Füttern mit nahrungsbedarfdeckenden Futtermengen erfolgt ab dem Eintreten der Notzeit (allerspätestens bei 50 cm Schneedecke) und sollte solange andauern, bis der Schnee im Frühjahr wieder getaut ist. Die angebotenen Futtermengen müssen kurzfristig flexibel an den sich einstellenden Rotwildbestand und dessen Nahrungsbedarf angepasst werden.

Fütterungszeitraum, Futtermittel und Maßnahmen zur Störungsminimierung müssen grundsätzlich regional im räumlichen Bezug der Teilpopulation einheitlich gehandhabt werden. Dazu gehört auch eine gemeinsame Abstimmung mit den tschechischen Jägerinnen und Jägern.

Beim Fütterungsbetrieb können folgenschwere Fehler gemacht werden, die dann teilweise das Gegenteil bewirken. Sollten geeignetes Betreuungspersonal, eine abgesicherte Finanzierung und eine großräumige, jagdbezirksübergreifende Abstimmung nicht möglich sein, sollte das Instrument „Notzeitfütterung“ nicht angewandt werden.

Reine Ablenkfütterungen als mögliches, ergänzendes Instrument zur räumlichen Steuerung könnten zusätzlich punktuell eine positive Ergänzung darstellen, müssen aber entsprechend dem gesetzlichen Rahmen bei der zuständigen Jagdbehörde beantragt werden.

Die Anwendung von Notzeit- und Ablenkfütterungen sollte grundsätzlich durch ein Monitoring begleitet werden, um immer deren Auswirkungen und die Erreichung der gesteckten Ziele beurteilen zu können. Hierbei sollte einerseits mittels Fotofallen der Bestand an Rotwild an den Fütterungen und andererseits die Wildwirkung im Gesamtlebensraum überwacht werden.

### **Touristische Störungen und Freizeitverhalten im Wildlebensraum**

Die Telemetrieergebnisse zeigen, dass in allen vier, intensiv touristisch genutzten UG das Rotwild mit Menschen gut auskommt, die sich schwerpunktmäßig auf den Wegen aufhalten und somit kalkulierbar bleiben. Um Störungen durch Menschen, die abseits der Waldwege unterwegs sind (z.B. Picknick am Wildacker, StangensucherInnen, PilzsammlerInnen, nächtliche Sportaktivitäten, Skilaufen abseits von Wegen, ...), weiter zu minimieren, sollte die Bevölkerung zu diesem Thema grundsätzlich durch eine intensivierete Öffentlichkeitsarbeit (z.B.

Internet, Presse, Schilder) noch mehr sensibilisiert werden. Das Thema der Besucherlenkung im Wald muss immer ein wesentlicher Bestandteil von Managementkonzepten sein.

### **Jagd**

Es wird allgemein angenommen, dass die Jagd vermutlich die bedeutendste Einflussgröße auf das lokale Vorkommen, das Verhalten und das Raum-Zeit-System von Rotwild ist. Eine insgesamt ineffiziente und dadurch störintensive Bejagung, die mehr stört als reguliert, leistet einen erheblichen Beitrag zu mehr Aufenthalt in schälgefährdeten Dickungen und Stangenhölzern, ohne dass der Rotwildbestand nennenswert in seiner Höhe beeinflusst wird. Umso wichtiger sind jagdbezirksübergreifende Effizienzanalysen zur Bejagung (fehlen im Erzgebirge bisher) und nach Erlegungsdatum, Alter und Geschlecht analysierte Jagdstrecken. Immerhin gelang es durch besenderte Tiere, Daten zum Verhalten während und nach Drückjagden (DJ) zu erheben. Verhaltensreaktionen, die aus der Einzeljagd oder Gruppenansitzen resultieren, konnten nicht erfasst und bewertet werden, da hierzu die Datengrundlagen der Jagd fast immer fehlten.

Telemetrielokalisationen während und nach Drückjagden ließen keine nachhaltigen Verhaltensänderungen der Tiere, die sich im Treiben befanden, erkennen. Aber das breite Spektrum an Reaktionen zeigte, dass sich bei einem Teil der Individuen deutliche Veränderungen im Verhalten ergaben. Das Drückjagdgebiet verließen 80 % der Tiere, die durch das Treiben betroffen waren und mieden es unterschiedlich lange (72 % der Tiere waren nach 3 Tagen zurück). Die bisher bekannten saisonalen Aktionsräume wurden jedoch nicht bzw. kaum verlassen und dorthin kehrten sie auch eher zurück als ins Jagdgebiet. Vergrämungseffekte durch Drückjagden sind als Steuerungselement im Erzgebirge eher unwirksam, da die Raummeidung meist nur kurzfristig anhält.

Im UG1 EIB ergaben sich nach Drückjagden im Dezember und Januar zwar nur kurzfristige, aber dafür die stärksten Aktionsraumverlagerungen (n=5) im Vergleich zu den anderen drei UG. Winterschäle an Tanne und Fichte kann dann erheblich werden, wenn die Tiere plötzlich in Gebiete mit großen Flächen schälgefährdeter Bestände getrieben werden. Hierbei reichen wenige Tiere aus, um umfangreiche Schäl Schäden innerhalb kurzer Zeit zu verursachen.

Auch wenn die meisten geflüchteten Individuen spätestens nach 2-3 Wochen (6 % bis dahin noch nicht zurück) wieder ins DJ-Gebiet zurückgekehrt sind, sollte aufgrund der Störintensität und des hohen Vorbereitungsaufwandes eine Wiederholung einer Drückjagd in der gleichen Jagdsaison, wenn überhaupt, frühestens nach einem, besser erst nach zwei Monaten erfolgen, um erneut effizient zu sein. Das bedeutet, dass Ende Oktober erstmals bejagte Flächen erst vor Weihnachten wieder bejagt werden sollten. Bei Flächen, die Ende November oder Anfang Dezember erstmals bejagt wurden, sollte auch aus Gründen der Effizienz im Normalfall auf eine zweite Bewegungsjagd verzichtet werden.

Im Zuge der telemetriebasierten Jagdauswertung wurde deutlich, dass in vielen Fällen weder Hunde (78 % der Ereignisse) noch Treibende (46 % der Ereignisse) die besenderten Tiere in Bewegung bringen konnten. Statt einer zweiten Jagd auf gleicher Fläche empfehlen wir, unter

Beachtung der Sicherheit, eine ausreichend hohe Anzahl rotwilderfahrener, sicherer Schützinnen und Schützen, eine ausreichend hohe Zahl motivierter und ortskundiger TreiberInnen und qualitativ gute Jagdhunde (spurlaut, langsam jagend). Angepasst an die saisonalen Streifgebiete der Tiere im Erzgebirge von 500-1.000 ha sollte die bejagte Drückjagdkulisse mindestens 500 ha groß oder größer sein.

Neben einer guten Organisation inklusive einer richtigen Standwahl sollte, wegen der Lernfähigkeit von Rotwild, immer wieder ein Strategiewechsel vollzogen werden, indem die bejagte Fläche, Stände und die Treiberwehrausrichtung von Jahr zu Jahr variieren. Genauso bedeutsam für die Effizienz grenznaher Drückjagden ist die Abstimmung mit den tschechischen Jägerinnen und Jägern über eine gemeinsame Bejagung (inkl. grenzübergreifenden Nachsuchen).

SIMON & LANG (2019) zeigten auf der Grundlage mehrjähriger Drückjagd Strecken (368 zwischen Ende Oktober und Mitte Dezember erlegte Alttiere), dass am Drückjagdtage noch 80 % der erlegten Alttiere laktierten, also mit hoher Wahrscheinlichkeit noch ein Kalb führten (Abb. 225).

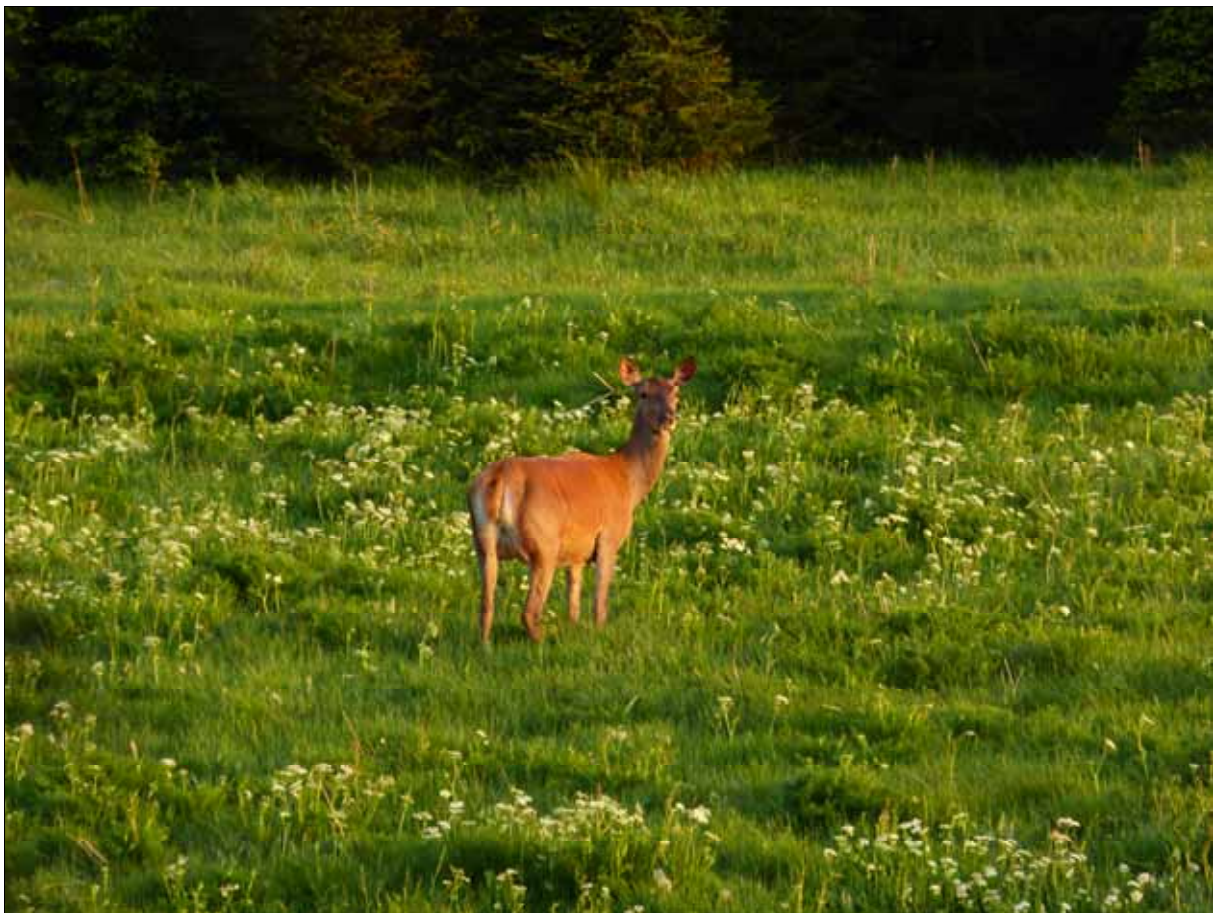


Abb. 225: Gut sichtbares, prall gefülltes Gesäuge (Foto: © V. Meißner-Hylanová).

Für 25 % der laktierenden Tiere meldeten die Erleger Kalb-Altter-Dubletten. Für mehr als die Hälfte der erlegten Alttiere blieb jedoch ungewiss, ob auch das zugehörige Kalb erlegt werden konnte. Neuere Untersuchungen zeigten nun, dass 36 % der Erlegungen laktierender Alttiere ohne das Kalb erfolgten (SIMON & EBERT 2022). Da die Organisation und Durchführung von Drückjagden aufwendig sind, wird meist über Wochen vorher nicht gejagt, um am Jagdtage eine

möglichst hohe Effizienz zu erreichen. Eine hohe Anzahl kurz vor der Drückjagd erlegter Kälber ist also eher unwahrscheinlich.

Im Verlauf einer Drückjagd können sich Tier und Kalb trennen (HETTICH & HOHMANN 2021, SIMON & EBERT 2022 und eigene Ergebnisse). Bei Einsatz schnell und stumm jagender Hunde ist die Wahrscheinlichkeit einer Trennung erfahrungsgemäß höher. Vor dem Hintergrund der Gefahr der Erlegung einzeln anwechselnder, führender Alttiere sollten auf Drückjagden mit Hundeeinsatz nur Kälber und Kalb-Alt tier-Dubletten erlaubt sein. Anrührjagden mit geringem Druck und ohne Hundeeinsatz ermöglichen den Abschuss von Alttieren aus Rudeln ohne Kälber. Wird dieser Ansatz kombiniert mit Kalb-Alt tier-Dubletten am Beginn der Jagdzeit, kann es trotzdem vorkommen, dass der nötige Alt tieranteil an der Strecke auch bei normaler Bejagung (außerhalb von Reduktionsphasen) nicht erreicht wird. Unter den Umständen sind zusätzliche Einzel- oder Gruppenansätze am Ende der Jagdzeit bevorzugt in Wildschadensschwerpunktgebieten sinnvolle Instrumente, um nichtführende Alttiere einzeln oder aus Rudeln ohne Kälber zu erlegen.

Die Dokumentation des Gesäugestatus erlegter Alttiere vor dem Aufbrechen sollte zum Ablauf einer Bewegungsjagd dazugehören, um zu erkennen, ob Jagdstrategie und Verlauf auch dem Tierschutz gerecht wurden. Die Ausgabe von Standkarten vor der Jagd und das Auswerten direkt nach der Jagd ist hilfreich, um den Jagdverlauf und das Abschussgeschehen insgesamt nachvollziehen und dokumentieren zu können (SIMON & LANG 2019).

Die Beeinflussung des Raum-Zeit-Verhaltens und damit die Störung insgesamt ist bei einer solide geplanten und durchgeführten Drückjagd deutlich geringer als bei permanenter Einzeljagd. Die schwerpunktmäßig mittels Drückjagden bewältigte Rotwildreduktion im UG2 NED zeigte, dass sich so die Einzeljagd reduzieren lässt. Wird der Tierschutz in vollem Maße gewährleistet, so sind Drückjagden ein wichtiges und effektives Werkzeug in der Regulation von Rotwildpopulationen, auch wenn sie mit einem hohen Aufwand verbunden sind. Dennoch ist die Belastung der Tiere durch diese intensiven Jagden zu berücksichtigen, wie die Rotwildtelemetrie im Erzgebirge belegt. Nicht nur aus Tierschutzgründen sollte in sehr kalten und schneereichen Phasen (ab etwa 30 cm Schneelage und höher oder Harschschnee) auf Bewegungsjagden verzichtet werden. Wapitis und Rotwild mit Brusthöhen von etwa 70-80 cm sinken bei 30 cm Schnee etwa 40 % ihrer Brusthöhe ein und erhöhen dabei ihren Energieverbrauch um etwa 100 % (PARKER et al. 1984). Weil im Mittelgebirge ab dem Jahreswechsel regelmäßig relevante Schneelagen vorherrschen, sollte der Fokus der planmäßigen Jagden auf dem Zeitraum Mitte Oktober bis Mitte Dezember liegen.

Auch wenn im Projekt der Umfang und der Einfluss der Einzeljagd nicht untersucht werden konnte, soll diesem Aspekt trotzdem Aufmerksamkeit geschenkt werden. Dauerhaft und auf großer Fläche durchgeführte Einzeljagd hat ein enormes Störpotenzial und sollte außerhalb von Reduktionsphasen und abgesehen von der Sommerjagd für Kalb-Alt tier-Dubletten weitestgehend minimiert werden.



Rotwild wird durch Kirrjagd grundsätzlich konditioniert. Das kann besonders dann problematisch werden, wenn ab Ende der Jagdzeit kein Futter mehr angeboten wird und relevante Schneelagen vorherrschen. Wenn auf Kirrjagd nicht verzichtet wird, muss auch bis zum Winterende weiter Futter an diesen Standorten angeboten werden.

Die höchsten Laufstrecken und Aktivitätsanteile wurden jeweils in der Dämmerung ermittelt, so dass die Ansitzjagd in dieser Phase besonders effektiv ist. Mit zunehmender Dunkelheit wird das Ansprechen aber immer schwieriger (wie z.B. der versehentliche Abschuss von 11 der 39 mit Halsband markierten Senderstücken unter solchen Bedingungen im Erzgebirge belegt), so dass die gesetzlich verankerte Bejagungsmöglichkeit bis 1,5 Stunden nach Sonnenuntergang bzw. 1,5 Stunden vor Sonnenaufgang kritisch gesehen wird. Wir empfehlen in der praktischen Umsetzung diesen Zeitrahmen nicht voll auszunutzen.

Vor allem in großen, zusammenhängenden Einstandskomplexen (z.B. aktuellen Borkenkäferkalamitätsflächen) sind jagdlich nutzbare Strukturen, wie Schussschneisen (Abb. 226), sehr hilfreich und sollten bereits bei der Räumung bzw. Verjüngungsbegründung mit angelegt und in den Folgejahren auch offengehalten werden.



Abb. 226: Dauerhaft freigehaltene Schussschneisen als Bejagungsinstrument in größeren Einstandskomplexen (Foto: © V. Meißner-Hylanová).

Die Jagdstrecken bedeuten eine wesentliche und solide Grundlage, um Regulierungen bewerten und Entwicklungen dokumentieren zu können. Der körperliche Nachweis aller erlegten

Stücken und eine präzise Klassifizierung nach Geschlecht und Alter gehört zum jagdpraktischen Handwerk und ist allgemein die Grundvoraussetzung für eine jährliche Jagdstreckenanalyse. Eine präzise Klassifizierung bedeutet auch die Unterscheidung der Kälber nach Geschlecht und die Differenzierung/Verifizierung von Alttieren und Schmaltieren anhand des Zahnwechsels. Für eine noch bessere Datengrundlage wird darüber hinaus die jährliche Sammlung der Alttierunterkiefer (ein ausgelöster Unterkieferast eingefroren, mit Erlegungsdatum und Ort ist ausreichend) empfohlen, um zum Jagdjahresende eine Alterspyramide der erlegten Stücke erstellen zu können.

Ganz allgemein bleibt festzuhalten, dass bei jeder Form der Bejagung die konsequente Einhaltung des rechtlichen Rahmens vorauszusetzen ist, so z.B. die grundsätzliche Kontrolle eines jeden Anschusses und das Nachsuchen mit geeigneten Nachsuchengespannen. Die Eigenverantwortung einer jeden Jägerin und eines jeden Jägers sollte ihr/ihm immer bewusst sein, um jegliches Tierleid zu vermeiden. Dafür ist die Weiterbildung der JägerInnen unter Einbindung neuer wissenschaftlicher Erkenntnisse und deren Anwendung in der jagdlichen Praxis grundsätzlich besonders wichtig. All das spielt vor allem auch für die Wahrnehmung von Jagd und Jagdausübenden in der Öffentlichkeit eine bedeutende Rolle.

### **Wolf**

Es ist anzunehmen, dass der Wolf, der im Untersuchungszeitraum bislang nur sporadisch in den vier UG vorkam, zukünftig eine größere Rolle als zusätzlicher Prädator, aber auch als zusätzlicher Einflussfaktor für das störungsempfindliche Rotwild spielen wird. Die Tiere werden bei Wolfspräsenz erfahrungsgemäß unsteter und vorsichtiger, so dass die Einzeljagd in der Zukunft schwieriger werden wird.

Fragen zur räumlichen Steuerung von Rotwild durch ein zielorientiertes Management und die Wirkung von Fütterungen unter Präsenz von residenten Wölfen können aktuell noch nicht beantwortet werden. Sicherlich werden zukünftige Wolfsrudel im Erzgebirge einen Beitrag zur jährlichen Bestandesregulierung leisten. Wichtiger wird jedoch sein, dass jagende Wölfe das Raum-Zeit-Verhalten ihrer Beutetiere verändern werden. Feindvermeidung in sichtdichten, schälgefährdeten Dickungen und Stangenhölzern wird dann eventuell weniger wirksam sein. Durch ein verändertes Raumnutzungsverhalten, das nicht mehr allein durch die menschliche Jagd geprägt ist, können dann möglicherweise Wildschäden im Wald abnehmen.

### **Aktivität**

Durch die GAMM-Analysen wurde festgestellt, dass ein sehr enger Zusammenhang zwischen der Aktivität pro 24 Stunden, den 24 h-Laufstrecken und den täglichen Aktionsräumen (AR) besteht. Verringert Rotwild seine Aktivität, so sinken auch die 24 h-Laufstrecken und dadurch werden auch die täglichen AR kleiner. Da die Schneehöhe in einem sehr engen, negativen Zusammenhang mit den drei oben genannten Variablen steht, verringern sich auch deren Werte

mit zunehmender Schneehöhe. Auch die Tagesmitteltemperatur spielt hierbei eine wichtige Rolle.

Im Gegensatz dazu führte im Erzgebirge extreme Hitze im Sommer zu einer deutlichen Absenkung der Aktivität am Tag, so dass in dieser Zeit auf Rotwild zu jagen, weder sinnvoll noch effizient sein wird. Die Zunahme von Phasen mit Extremtemperaturen infolge des Klimawandels (BRASSEUR et al. 2017) führt zukünftig vermutlich zu mehr Hitzestress für Rotwild mit Auswirkungen auf das zeitliche Aktivitätsverhalten. Diese Tatsache sollte in zukünftigen Forschungsvorhaben, aber auch in der jagdlichen Praxis berücksichtigt werden.

Nur Schneelagen ab ca. 60 cm führten im Erzgebirge zu einer deutlichen Aktivitätsabsenkung, so dass spätestens ab diesem Zeitpunkt die Jagd insgesamt eingestellt werden muss. Untersuchungen von PARKER et al. (1984) an Wapitis zeigten, dass sich der Energieverbrauch bei solchen Schneehöhen um 60 cm und damit einer relativen Einsinktiefen der Brusthöhe (bei Wapiti und Rothirsch sehr ähnlich) von etwa 85 % je nach Schneekonsistenz um 400-800 % (im Vergleich zur Fortbewegung ohne Schnee) erhöhte. Bei durchschnittlichen Witterungsbedingungen im Winter erfolgte im Erzgebirge fast keine Aktivitätsabsenkung und damit auch keine, wie von ARNOLD (2003) und ARNOLD et al. (2004) beschriebene „Winterstarre“. Damit Rotwild für das Erreichen einer „Winterstarre“ seinen Stoffwechsel ausreichend absenken kann, müssen Störungen durch Jagd und andere Ursachen deutlich reduziert werden.

## 8 Zusammenfassung

### Motivation

Im Konfliktfeld unterschiedlicher Interessen und emotional zugespitzter Diskussionen zum Umgang mit dem Rotwild im Erzgebirge initiierte der Staatsbetrieb Sachsenforst 2015 ein umfangreiches Forschungsvorhaben, das in Kooperation mit der TU Dresden 2016 - 2019 bearbeitet wurde. Die vorhandenen Interessenkonflikte zu minimieren, stellt eine enorme Herausforderung dar und bedarf einer soliden, wildbiologisch fundierten Datenbasis zur Lebensweise der Art als Voraussetzung für ein angepasstes Wildtiermanagement. Im Fokus des Arbeitspaketes „1“, für das die TU Dresden verantwortlich war, stand die Ermittlung wesentlicher Populationsparameter und die Erfassung des Raum-Zeit-Systems von Rotwild sowie deren Steuergrößen.

### Untersuchungsgebiete

Die Studie wurde in vier ausgewählten Untersuchungsräumen durchgeführt, um repräsentative Ergebnisse für das gesamte Erzgebirge zu erlangen. Die walddominierten und gut übers Erzgebirge verteilten Untersuchungsgebiete sind 6.000 - 13.000 ha groß und liegen in den Forstbezirken Eibenstock (UG1), Neudorf (UG2), Bärenfels (UG3) und Neustadt (UG4). Sie repräsentieren unterschiedliche Ausgangsniveaus bei den Wildschäden in Gebieten mit einer ebenfalls differierenden Lebensraumausstattung und berücksichtigen sowohl höhere als auch tiefere Lagen. Am Projektbeginn wurden ebenfalls unterschiedlich hohe Rotwildichten vermutet.

### Methodik

Für die Ermittlung von Daten zu **Dichte und Struktur der Rotwildpopulation** wurden zwei moderne und etablierte methodische Ansätze (Distance-Sampling und Fotofallenmonitoring) gewählt.

Das **Distance-Sampling** (Stichprobenverfahren), basierend auf der nächtlichen Befahrung von repräsentativen Linientransekten mit beidseitiger Erfassung der Anzahl sowie Entfernung von Schalenwild mittels Wärmebildkamera wurde mehrmals über den gesamten Projektzeitraum in allen Untersuchungsgebieten durchgeführt (137 Nächte, 5.642 km). Nach einer Testphase zur Optimierung des Verfahrens erfolgte die Datenerhebung 1-2mal pro Jahr stets durch zweifache, bei geringeren Rotwild-Dichten dreifache Befahrung der Transekte, um die Repräsentativität der Stichprobe zu gewährleisten. Bei der Auswertung wurde ein designbasierter (klassisches Distance-Sampling) und ein modellbasierter Ansatz verfolgt.

Für das **Fotofallenmonitoring** kamen 100 Fotofallen zum Einsatz. Im Verlauf des Projektes wurde die Zahl um 70 Fallen erhöht, aufgrund von Erweiterungen der Untersuchungsgebiete UG2 und UG3. Die Kameras wurden entsprechend eines 1 x 1 km-Rasterzellennetzes an Wildwechsellinien aufgestellt. Daraus resultierte eine Fotofalldichte von etwa 1 Fotofalle/100 ha

Wald. Die Erprobung des „Random Encounter Models“ (REM) im letzten Projektjahr im UG3 BÄR basierte auf dem Einsatz von 99 Fotofallen in einem präzisen 400 m-Raster auf einer Fläche von 1.660 ha. Für die Ermittlung absoluter Rotwildichten konnten folgende „Fang-Markierung-Wiederfang-Verfahren“ erfolgreich angewandt werden: Petersen-Lincoln-Index, Mark-Resight-Verfahren und SECR. Als Markierung und zur individuellen Wiedererkennung wurden die Telemetriedalsbänder und die Geweihe der Hirsche genutzt. Wesentliche Daten zum Geschlechterverhältnis und zur Altersstruktur stammten aus dem Fotofallenmonitoring (430.874 Fotofallenbilder). Ergänzt wurden die Informationen zur Altersstruktur durch die Analyse erlegter Stücke (n=82) anhand des Zahnzementlinienverfahrens. Die Zuordnung von Rotwild zu Altersklassen orientierte sich an der Einteilung der „Verwaltungsvorschrift Schalenwild“ des Freistaates Sachsen. Abweichend erfolgte keine Unterteilung der Hirsche ab dem zweiten Lebensjahr, da diese auf den Fotofallenbildern nicht sicher unterschieden werden konnten.



Abb. 227: Hirsch H36 Lutz in UG3 BÄR - allerletzte Besenderung im Projekt am 11.4.2018 (Foto: © V. Meißner-Hylanová).

Für die Analyse des **Raum-Zeit-Systems** gelang mittels Narkosegewehr die Immobilisierung und Besenderung (GPS-GSM-Sender) von 39 Stücken (Abb. 227) adultem/subadultem Rotwild (UG1: 6 Alttiere/1 Schmaltier, 3 Hirsche; UG2: 6 Alttiere/1 Schmaltier, 5 Hirsche; UG3: 7 Alttiere, 6 Hirsche; UG4: 2 Alttiere, 2 Hirsche). Von den 16 Hirschen und 23 Alt- bzw. Schmaltieren wurden neben der Position auch Aktivitätsdaten mittels 3-Richtungssensoren erhoben. Direkt nach der Geburt konnten sieben Kälber mit VHF-Ohrmarken-Sendern markiert



und dann teilweise bis zu 23 Monate per Handtelemetrie beobachtet werden. Dadurch waren Aussagen zur Tradierung der Raumnutzung in der Generationenfolge anhand von 6 telemetrierten Mutter-Kind-Paaren möglich (ein Kalb stammte leider von einem unbesenderten Alttier). Durch genetische Analysen bestätigten sich weitere drei elterliche Verwandtschaftsbeziehungen beim mit GPS besenderten Rotwild, so dass die Stichprobe zur Tradierung von Raumnutzungsmustern neun Mutter-Kind-Paare umfasste. Insgesamt gingen 851.500 GPS-Lokalisationen und 6.459.574 Aktivitätsdatensätze in die Auswertung ein.

### Ergebnisse

Der Rotwildbestand im UG1 EIB wies ein ausgeglichenes **Geschlechterverhältnis** (männlich:weiblich) auf. In den anderen UG waren die Verhältnisse leicht (UG4 NES: 1:1,4), mäßig (UG3 BÄR: 1:1,6) bzw. extrem (UG2 NED: 1:2,3 am Ende sogar 1:3,2) zugunsten von weiblichem Rotwild verschoben.

Auch für adulte Rehe wurden Geschlechterverhältnisse aus den Fotofallendaten abgeleitet. Im UG2 NED lag nur eine geringe Verschiebung (1:1,3) zugunsten der Ricken vor. In allen anderen Gebieten lagen sie mit Verhältnissen  $> 1:2$  sehr deutlich auf der Seite weiblichen Rehwildes. Im UG4 NES betrug das Geschlechterverhältnis sogar fast 1:3.

Beurteilt nach dem Frühjahrsbestand variierte die **Altersstruktur** des Rotwildes in den UG zum Teil deutlich. UG4 NES wies im Vergleich zu den anderen UG einen deutlich geringeren Kälberbestand auf. Die Anteile weiblichen Rotwildes (AK I) lagen zwischen 9 % (UG4 NES, UG3 BÄR) und 15 % (UG1 EIB). Hirsche der AK I stellten zwischen 5 % (UG3 BÄR) und 12 % (UG4 NES) des Frühjahrsbestandes. Höhere Anteile erreichte die AK II bei weiblichem (30-43 %) und männlichem Rotwild (18-31 %). In einigen Gebieten ging der Anteil der Hirsche ( $\geq 2$  Jahre) im Sommer durch die teilweise Abwanderung in Sommerstreifgebiete außerhalb der Untersuchungsgebiete zurück. Nach den Verhältnissen Alttier/Kalb auf den Fotofallenbildern führten am Ende der Jagdzeit noch 40-60 % der Alttiere ihre Kälber. Im UG2 NED sank von 2016 bis 2018 der Anteil der Hirsche ( $\geq 2$  Jahre) deutlich auf ein Minimum von 9 % ab. Die Zahnschnitte erlegter Alttiere (n=73) bestätigten in allen Untersuchungsgebieten auch sehr altes ( $\geq 8-10$  Jahre) weibliches Rotwild.

Nach Fotofallendaten setzten sich **Rudel** durchschnittlich aus 1,5-3,0 Stücken Rotwild zusammen. Trotz deutlicher Unterschiede in den Populationsdichten differierten die mittleren Rudelstärken zwischen den UG nur minimal. Gleiches galt innerhalb der UG für Veränderungen der Rudelgröße im Jahresverlauf. Großrudel (bis höchstens 15 Stück) wurden nur selten im Wald auf den Fotofallen nachgewiesen.

Auf die Ermittlung des Anteils führender Alttiere aus Fotofallendaten wurde verzichtet, da einerseits bis zum Beginn der Bejagung im August die Kälber noch abgelegt werden und nicht immer mit den Muttertieren mitziehen. Andererseits sind nach Beginn der Jagdzeit durch den

Abschuss von Kälbern Fotofallendaten ebenso wenig verlässlich. Die ebenfalls aus dem Fotofallenmonitoring abgeleiteten **Reproduktionsdaten** (Geburtenraten: Anzahl an Jungtieren pro Muttertier) von Rotwild basierten auf einer Stichprobe von 744 Ereignissen und deuten auf ein Kalb pro Alttier hin. Sichere Hinweise auf Zwillingssäbber gab es beim Rotwild nicht.

Für die Ermittlung der Geburtenraten beim Rehwild wurden wegen der abschlussbedingten Verringerung der Anzahl ab Beginn der Jagdzeit nur die Monate April bis August betrachtet. Im UG1 EIB war die durchschnittliche Anzahl an Kitzen pro führender Ricke mit 1,6 am Höchsten. Dazu haben sicherlich die häufigeren Zwillingsgelburten und einzelne Drillingsgelburten beigetragen. Die Geburtenrate von Rehwild lag hier deutlich über den Werten der anderen drei Untersuchungsgebiete (1,2-1,3). Generell sind die Geburtenraten dort als niedrig einzustufen, wahrscheinlich aufgrund interspezifischer Konkurrenz mit anderen Schalenwildarten und intraspezifischem Populationsdruck.

Nicht alle methodischen Ansätze zur Ermittlung der **Populationsdichte** von Rotwild lieferten verlässliche Ergebnisse. Entgegen den Erwartungen waren in den Untersuchungsgebieten im Erzgebirge die Voraussetzungen für eine korrekte Anwendung des Distance-Sampling nicht immer gegeben. Als teilweise aufgetretene Ursachen sind zu nennen: Meidung von Wegen durch Rotwild, fehlende Möglichkeiten zur Zählung im Offenland, Verringerung der Sichtbarkeit von Rotwild durch eine dichte Vegetation entlang der Transekte, saisonale Wanderungen. Dies führte zu einer leichten (UG3 BÄR, UG4 NES) bzw. massiven (UG1 EIB, UG2 NED) Unterschätzung des Rotwildbestandes. Der Grad der Unterschätzung konnte nicht quantifiziert werden, zumal die Störfaktoren von Beprobung zu Beprobung in Abhängigkeit von verschiedenen Parametern (z.B. Zeitpunkt, Jagdzeit, Mondphase, Brunft oder Schnee) mit Sicherheit variierten.

Innerhalb der Fang-Wiederfang-Verfahren basierend auf Fotofallendaten war der Ansatz „MARK mit Telemetrie“ unter den Bedingungen im Erzgebirge nicht geeignet. Gleiches galt für die Methode „Random Encounter Models“ (REM), deren Praktikabilität als Verfahren zur Ermittlung der Rotwildichten im Südteil des UG3 BÄR getestet wurde. Wie beim Distance-Sampling sprechen auch die Ergebnisse des REM für eine Unterschätzung des Rot- und Rehwildbestandes, deren Ursachen nicht abschließend geklärt werden konnten.

Dagegen lieferten die methodischen Ansätze SECR (Spatially Explicit Capture Recapture), Mark-Resight und Petersen-Lincoln-Index weitgehend übereinstimmende Werte und erwiesen sich somit als verlässliche Verfahren zur realitätsnahen Abschätzung der Rotwildichten. Die Bestimmung des Petersen-Lincoln-Index war jedoch durch geringe Anteile an markiertem Rotwild eingeschränkt. Dieses Defizit konnte durch die präzisen Angaben zur Anzahl Markierter im Gebiet anhand der Telemetriedaten und langen Aufnahmezeiträumen weitgehend kompensiert werden.

Zusammenfassend kann trotz einer gewissen Unsicherheit festgestellt werden, dass in den UG1 EIB und UG4 NES im Projektzeitraum **Rotwildfrühjahrsdichten** von **1,0-1,5 St./100 ha Wald** angenommen werden. Im UG3 BÄR wurden Dichten von **2,5-**

3,0 St./100 ha Wald ermittelt. Im UG2 NED senkte sich bedingt durch die Reduktionsbemühungen des SBS die Rotwilddichte in den drei Projektjahren von 2016 mit 9-10 St./100 ha Wald über 5-6 St./100 ha Wald 2017 auf etwa 4-5 St./100 ha Wald (2018) signifikant ab.

Die über Kontaktraten (Individuen pro 24 h und Fotofalle) an den Fotofallen ermittelten relativen Dichten dienten als wichtige Referenzwerte für die anderen Verfahren - vor allem aufgrund der mehrmonatigen kontinuierlichen Datenerfassung als Grundlage für die Ableitung von Mittelwerten für beide Geschlechter. Wegen der im Winter fehlerhaft geringen Kontaktraten, deren Ursachen unklar blieben, gingen nur Daten von April bis Oktober in die Berechnungen ein. Die relativen Rotwilddichten von 0,08 St./24 h/Fotofalle in den UG1 EIB und UG4 NES passen zu den sehr ähnlich geringen absoluten Dichten. Im UG3 BÄR lagen die relativen Rotwilddichten mit 0,12 St./24 h/Fotofalle nur 50 % höher, obwohl die absoluten Dichten doppelt so hoch wie im UG1 und UG4 waren, was auf zu geringe Kontaktraten hindeutet. Im UG2 NED waren 2016 0,45 St./24 h/Fotofalle und 0,24 St./24 h/Fotofalle nach zwei Jahren Reduktionsbemühungen zu verzeichnen.

Insgesamt lässt sich feststellen, dass die o.g. - zwar aufwändigen - methodischen Ansätze der Fang-Wiederfangverfahren solide Daten zur Bestandesgröße des Rotwildes im Erzgebirge lieferten. Sie stellen somit eine wesentliche Basis für die Interpretation der Ergebnisse des Wildwirkungsmonitorings und für ein fundiertes, zukünftiges Populationsmanagement dar. Auch aus den Kontaktraten der Fotofallen ließen sich plausible relative Dichten ableiten. Diese Ergebnisse unterstreichen die Relevanz eines systematischen und fundierten Fotofallenmonitorings für die Charakterisierung der Rotwildbestände. Dies gilt nicht nur für Abschätzungen der Dichte, sondern auch für andere populationsökologische Kenngrößen wie Geschlechterverhältnis und Altersstruktur, deren Kenntnisse ebenso Voraussetzung für ein effizientes Rotwildmanagement sind im Sinne eines erfolgreichen Waldumbaus. Dafür wird ein Fotofallenmonitoring mit einem vertretbaren Aufwand in einem 7monatigen Durchlauf aller 5 Jahre pro Forstbezirk empfohlen (Kap. 4.5).

Die nach Distance-Sampling ermittelten Rehdichten von 5,0 St./100 ha Wald im UG3 BÄR und 5,6 St./100 ha Wald im UG4 NES werden als realistisch angenommen, da das Verfahren für Rotwild in diesen UG auch geeignete Ergebnisse lieferte. Die darauf aufbauend, unter Verwendung der relativen Dichten errechneten Werte von 3,5 St./100 ha Wald im UG2 NED und 2,9 St./100 ha Wald im UG1 EIB erscheinen ebenfalls realistisch. Da für die Rehdichten keine Referenzwerte vorlagen, kann die Qualität der Daten jedoch nicht abgesichert werden.

Die auf monatlichen Mittelwerten der Fotofallen-Kontaktraten basierenden Daten zur räumlichen Verteilung von Rotwild innerhalb der UG wiesen für UG4 NES - entsprechend der geringen Höhenunterschiede - auch nur geringe saisonale Veränderungen der Aufenthaltsschwerpunkte aus. Rotwild hielt sich dort ganzjährig vor allem in der Nähe der

deutsch-tschechischen Grenze auf. Phasenweise entstanden Verbreitungsschwerpunkte um die Rosenthaler Agrarflächen.

In den anderen drei UG (UG1 EIB, UG2 NED, UG3 BÄR) verlagerte Rotwild - in Übereinstimmung mit den Telemetriedaten seinen Aufenthaltsschwerpunkt, aufgrund von jahreszeitlichen Vertikalwanderungen. Da in diesen drei UG aber keine extreme Schwerpunktverlagerung von den Hochlagen im Sommer zu den tiefsten Lagen im Winter feststellbar war, migriert vermutlich nur ein Teil der Population winterbedingt (vor allem von Januar bis März) großräumig von den oberen in die tieferen Berglagen. Die restlichen Individuen verlagern entweder ihren Aufenthaltsort nicht und verbleiben ganzjährig in den höheren (Abb. 228) bzw. auch in den tieferen Lagen der UG. Oder sie ziehen im Winter nur über geringere Höhendistanzen weiter nach unten, wie auch die Verteilung der saisonalen Aktionsräume belegt. Unabhängig von den saisonalen Verschiebungen war Rotwild in den drei UG nicht gleichmäßig verteilt. Schwerpunktgebiete waren auch in der Brunft und zur Kälberaufzucht erkennbar.



Abb. 228: H23 Geist blieb ganzjährig in den höheren Erzgebirgslagen im UG1 EIB (Foto: © S. Stange).

Unabhängig vom Berechnungsverfahren (MCP100, K95) beliefen Hirsche wesentlich größere Streifgebiete als weibliches Rotwild. Die **Gesamtaktionsräume** nach MCP100 spiegeln den Raum wider, in dem sich Rotwild ganzjährig bewegt, Gefahren ausgesetzt ist, aber auch störungsbedingte Ausweichbewegungen unternimmt. Hirsche nutzten mit 5.801 ha (min: 1.795 – max: 10.781 ha) mehr als doppelt so große Gesamtaktionsräume im Vergleich zu den

Alttieren (2.479 ha; min: 394 – max: 5.803 ha). Besonders große Gesamtaktionsräume können entstehen, wenn Hirsche z.B. abseits des Sommer- und Winterstreifgebietes entfernte Brunftgebiete aufsuchen oder weiträumig in den Wintereinstand abwandern. Derartige, vollständig voneinander getrennte saisonale Aktionsräume zeigten jedoch nur zwei von 16 Hirschen. Die Gesamtaktionsräume von Alttieren waren v.a. dann ausgedehnt, wenn sie saisonal vertikal wanderten. Alttiere ohne ausgeprägte Verlagerung der saisonalen Aktionsräume im Jahresverlauf lebten auf 500-2.000 ha.

Die Berechnung von Aktionsräumen auf Basis von Kernel 95 % (K95) schließt mit komplexen, geostatistischen Verfahren 5 % aller Peilungen (Exkursionen, Einzellokalisierungen) aus, sodass die **Kern-Lebensräume** dargestellt werden. Auch die Gesamt-Kernlebensräume (K95) der Hirsche waren mit 1.980 ha (min: 1.169 – max: 3.311 ha) doppelt so groß wie die der Alttiere (823 ha; min: 284 – max: 1.779 ha), zeigten aber aufgrund der geringeren Streumaße weniger individuelle Variabilität als die MCP100-Aktionsräume.

Bei den **saisonalen Aktionsräumen** (K95) erreichten die geschlechtsspezifischen Größenunterschiede vergleichbare Dimensionen - unabhängig von der Saison (Sommer, Winter, Brunft) und dem Untersuchungsjahr (2016-2019). Hirsche nutzten 2-3mal so große AR wie die Alttiere. Bei Letzteren schwankte die Größe zwischen 100-900 ha und umfasste im Mittel ca. 400-500 ha. Bei den Hirschen lagen sie in der Regel bei 900-1.200 ha (Spanne: 300-2.500 ha). Bei beiden Geschlechtern waren die Winteraktionsräume im Mittel etwas größer als die Sommerstreifgebiete. Die Ausdehnung der Brunftgebiete der Hirsche war stets geringer als die der Sommer- und Winteraktionsräume.

Der geringere Teil des mit Sendern ausgestatteten Rotwildes vollzog **saisonale Vertikalwanderungen**, so dass es größere Übereinstimmungen zwischen Sommer- und Winterstreifgebiet gab. Nach MCP95 betrug die Überlappung zwischen Winter- und Sommeraktionsräumen bei Alttieren im Mittel 44 %, bei Hirschen sogar 65 %. Somit waren Unterschiede in der Lage der saisonalen Aktionsräume bei den Alttieren ausgeprägter als bei Hirschen. Bei diesen war die Überlappung der Brunftgebiete mit deren Sommer-/Winteraktionsräumen niedriger als die Überlappung der Sommer-/Winteraktionsräume. Die Brunftplätze liegen also meistens weiter entfernt von den anderen saisonalen Streifgebieten oder stimmen auch bei räumlicher Nähe nur wenig überein. Nur acht Individuen (20 %, 2 Hirsche, 6 Alttiere) wanderten so weit, dass keine Überlappung zwischen den saisonalen Aktionsräumen festzustellen war. Dies traf v.a. auf Alttiere im UG1 EIB und Hirsche im UG3 BÄR zu. Sie legten zwischen ihren saisonalen Streifgebieten eine Entfernung von 6-10 km zurück. Die Telemetriedaten belegen auch, dass Alttiere und Hirsche nicht nur einmal im Herbst und Frühjahr zwischen ihren zum Teil sehr weit entfernten, saisonalen Aktionsräumen wechselten, sondern teils mehrmals hin- und herwechselten (2-12mal).

Im UG1 EIB wurden neben den weiten saisonalen Wanderungen bei beiden Geschlechtern auch die höchsten **Höhendifferenzen** zwischen den saisonalen Aktionsräumen ermittelt.

Gleichzeitig gab es aber auch Alttiere, die bei niedrigen Temperaturen und hohem Schnee (bis zu 60 cm) in Höhenlagen um 900 m blieben und nur wenig in tiefer gelegene Regionen



auswichen, vermutlich aufgrund der Tradierung der Lebensraumnutzung von Generation zu Generation. Das ob und wie von saisonalen Vertikalwanderungen ist im Erzgebirge individuell unterschiedlich und lässt sich vermutlich mit dem - im Vergleich zu Hochgebirgen - allenfalls mäßig stark ausgeprägten, topografisch bedingten Gefälle von Witterungs- und Vegetationsbedingungen begründen. Rotwild hält also auch an der mit der Tradierung verbundenen Raumtreue (s.u.) beim Migrationsverhalten im Höhengradienten fest, selbst wenn hohe Schneelagen die Nahrungsverfügbarkeit deutlich einschränken.

Bei allen Individuen sank die Aufenthaltshöhe signifikant mit abnehmender Temperatur und hochsignifikant mit zunehmender Schneehöhe (GAMM). Schneefall spielt also für den Zeitpunkt der saisonalen Vertikalwanderungen eine bedeutendere Rolle als das Sinken der Temperatur, sofern die Individuen Vertikalwanderer sind. Weiterhin ergaben die nichtlinearen Zusammenhänge (GAMM), dass Rotwild meist ab 0 °C tiefere Lagen aufsucht und bei über 50 cm hinausgehenden Schneehöhen nicht noch weiter in tiefere Lagen zieht und Vorort verbleibt.

Keine der geprüften Variablen (*Geschlecht*, *Alter*, *UG* (Untersuchungsgebiet), *Jahr*, *yday* (Jahrestag), *Temperatur*, *Schnee* und *Wind*) hatte einen signifikanten Einfluss auf die Nutzung unterschiedlicher **Expositionen** (GAMM).

Es konnte eine hohe, lebenslange **Raumtreue** (vermutlich gefestigt ab spätestens dem 3. Lebensjahr) nachgewiesen werden. Die Überlappung bei den Winter-Aktionsräumen der Jahre 2016-2019 war bei Alttieren (60-80 %) und bei Hirschen (50-70 %) sehr hoch. Im Sommer (2016-2018) war die Raumtreue sogar noch etwas stärker ausgeprägt als im Winter. Wahrscheinlich kann Rotwild je nach Strenge/Schneereichtum des Winters mit kleineren Aktionsraumverschiebungen reagieren, so dass die Überlappung etwas niedriger ausfällt. Mittelalte und alte Hirsche (ab 4 Jahre) zeigten bei den Sommer- und Winteraktionsräumen eine höhere Raumtreue (ca. 10 % höher) als die jüngeren. Umgekehrt war zur Brunft die Raumtreue der älteren Hirsche in ihren kleineren Aktionsräumen geringer als die der Jüngeren, die teilweise große Brunft-Aktionsräume von bis zu 1.500 ha beliefen. Generell überlappten die jährlichen Brunft-Aktionsräume der Hirsche in geringerem Maße (40-50 %), verglichen mit den Sommer- und Winteraktionsräumen.

Aus den Ergebnissen zur hohen Raumtreue lässt sich schlussfolgern, dass ein erfolgreiches Management von Rotwild nur gelingen kann, wenn es dieser Rechnung trägt. Dies bestätigen auch Individuen, die in früheren Rotwild-Projekten im UG3 BÄR markiert wurden und deren Nachweis in denselben Streifgebieten selbst nach 11 bzw. 20 Jahren gelang.

Im Sommer und Winter belief Rotwild am Tage und in der Nacht ähnlich große Flächen. Diese **tageszeitspezifischen Aktionsräume** lagen größtmäßig auf gleichem Niveau mit den saisonalen Aktionsraumgrößen oder etwas darunter, weil die Sendertiere zu großen Teilen (Alttiere: 50-70 %, Hirsche: 60-80 %) am Tage und nachts auf den gleichen Flächen und damit fast den gesamten saisonalen AR belaufen. Das Ausmaß der Überlappung von Tag- und

Nachtaktionsraum wurde auch von der Lebensraumstruktur des Rotwildes beeinflusst. Dies zeigte sich besonders im UG3 BÄR mit relevanten Offenlandflächen. Da Agrarflächen besonders nachts aufgesucht wurden, war die Überlappung zwischen Tag- und Nacht-Aktionsraum im UG3 BÄR etwas niedriger als in den anderen drei UG. Bei den Überlappungsprozenten waren die anderen Untersuchungsgebiete sehr ähnlich. Die Aktionsraumgrößen (Tag & Nacht) der Hirsche waren im Sommer im UG1 EIB und UG2 NED größer als in den anderen UG, im Winter nur im UG1 EIB.

Wie die im allgemeinen hohe Überlappung (80 %) der **aktivitätsspezifischen Aktionsräume** belegt, hielt sich Rotwild während des Ruhens und in der Aktivphase größtenteils in den gleichen Flächen auf. Die Streifgebiete während der aktiven Phase waren stets nur etwa 20-30 % größer als die Ruhe-Räume, trotz gravierender Unterschiede in der Waldstruktur der UG.

Der Großteil der besenderten Tiere hatte seine Winter-Aktionsräume schwerpunktmäßig in Deutschland. Dieses Ergebnis ist Resultat der vorrangig in den Wintermonaten durchgeführten Besenderung und dürfte nicht der Realität auf Populationsebene entsprechen, wie die Analysen der Fotofallendaten zeigen. Etwa die Hälfte des besenderten Rotwildes wechselte unabhängig vom Geschlecht im Sommer und im Winter regelmäßig zwischen **Deutschland und Tschechien**. Etwa 70 % der Tiere waren während der Telemetriephase mindestens einmal in Tschechien. Insgesamt hatten nur 30 % der besenderten Individuen ihren gesamten MCP100-Aktionsraum (dauerhaft) vollständig in Deutschland, nach K95 (Kernlebensraum) waren es 35 % der besenderten Tiere. Für alle Untersuchungsgebiete wurde deutlich, dass die Winter-Aktionsräume zu größeren Anteilen in Deutschland lagen, als die Sommer-Aktionsräume. Die Kontaktraten des Fotofallenmonitorings verdeutlichten ebenso, dass der Anteil an Individuen, die sich auf deutscher Seite des Erzgebirges aufhielten im Jahresverlauf größeren Schwankungen unterlag. Besonders gering war der Anteil an GPS-Peilungen zur Brunft im UG1 EIB, teilweise auch im UG4 NES. Daher ist anzunehmen, dass in diesen UG wesentliche Teile des Bestandes in Brunftgebiete nach Tschechien abwanderten. Umgekehrt ließe sich während der Brunft im UG2 NED und UG3 BÄR auch auf eine Zuwanderung von Hirschen und Kahlwild aus Tschechien schließen.

Bei der Auswertung zur **Traditionsweitergabe** in der Raumnutzung konnte an drei mittels GPS telemetrierten Mutter-Nachkomme-Paaren eine 50-70 %ige Nutzung des Mutter-Aktionsraumes durch die Nachkommen belegt werden. Mutter und Tochter bleiben also nicht grundsätzlich zeitlebens zusammen, wie oft vermutet wird, aber sie halten sich im gleichen Lebensraum auf und treffen sich auch in unregelmäßigen Abständen. Das Alttier T08 übernahm von seiner Mutter T05 nahezu die gleiche Wanderroute zwischen den weit entfernten, saisonalen Streifgebieten. Es ist allgemein bekannt, dass sich jüngere Hirsche gerne Alttieren anschließen. Bisher nicht belegt ist jedoch, dass es sich nicht immer um die leibliche Mutter handelt, was hier in drei Fällen bestätigt werden konnte, in denen sich junge Hirsche nicht verwandten Alttieren anschlossen.



Abb. 229: Familienverband von T08 Annabell mit ihrem Kalb H92 Spießli (2016) in ihrem traditionellen Sommereinstand (Foto: © V. Meißner-Hylanová).

Im Zeitraum von Ende Mai bis zum 01. August beanspruchten die **Kälber** im Mittel 107 ha (14tägige Intervalle) mit einer weiten Spanne an individuellen und phasenbezogenen Einzelwerten (3 ha und 392 ha). Sowohl bei den jungen Kälbern, als auch bei deren Müttern ist eine stetige Zunahme der Aktionsraumgrößen (14 Tage-Phasen) während der ersten Lebenswochen nachweisbar, wobei die individuellen Steigerungsraten variierten.

Je nach Ausformung des Aktionsraumes des Kalbes und der Raumnutzung innerhalb dessen, standen dessen Größe und die mittlere Entfernung von Tag-zu-Tag-Peilungen nicht immer in einem linearen Zusammenhang. Im Mittel betrug die Distanz zwischen Peilungen an aufeinanderfolgenden Tagen 503 m. Die längste Distanz betrug 5 km (saisonale Wanderung des Alttiers mit frisch gesetztem Kalb; Abb. 229).

Während die führenden Alttiere nahezu das ganze Gebiet ihrer Kälber beliefen, nutzten die Jungtiere nur sehr kleine Teile des zeitgleichen Mutter-Aktionsraumes. Die Überlappung der Aktionsräume der Kälber mit dem mütterlichen Streifgebiet stieg aber von Ende Mai (29 %) bis Ende Juli auf fast das Doppelte (56 %) an und belegt die zunehmende Mobilität der Kälber.

Im Durchschnitt hielten sich die Alttiere in den ersten 10 Lebenswochen 235 m von ihren Kälbern entfernt auf. Die mittleren und maximalen Entfernungen variierten individuell sehr stark, zeigten aber, dass sich Alttiere und ihre Kälber auch Anfang August regelmäßig trennen und zum Teil extrem weit (bis 1,7 km) voneinander entfernt sind. Die Ergebnisse verdeutlichen den hohen Anspruch, den eine Kahlwildbejagung ab August mit sich bringt.

Aufgrund der stärkeren Auflösung ergaben die **Haupthabitatnutzungsanalysen** auf der Basis von ATKIS-Daten präzisere Ergebnisse im Vergleich zu den großräumig aufgelösten CORINE-Daten (ohne Abbildung kleinräumiger Strukturen <25 ha). Allerdings lagen ATKIS-Daten nur für den deutschen Teil der Lebensräume vor. Rotwild bevorzugte nach ATKIS-Daten im Sommer und im Winter zum Ruhen und während der Aktivität am Tage den deckungbietenden Habitattyp Wald.

Nachts äste Rotwild bevorzugt im Offenland. Diese Präferenz war im Sommer wesentlich stärker ausgeprägt als im Winter. In dieser Jahreszeit stieg die Relevanz von Wäldern für die nächtliche Aktivität deutlich an, mit einer Nutzung proportional zum Angebot.

Für die Ruhephase nachts war im Winter eine Bevorzugung von Wald zu erkennen und eine eher unterdurchschnittliche Nutzung von Offenland. Im Sommer hingegen wurde im Mittel über die Geschlechter Wald und Offenland etwa gleichmäßig zum Angebot aufgesucht.

Im Sommer- und Winteraktionsraum wurden am Tage und nachts sowie in Aktiv- und Ruhephasen die Habitattypen Moore, Siedlung und Gewässer meist extrem gemieden.

Lediglich Moore wurden (unabhängig vom Aktivitätsstatus) im Sommer als Tageseinstand etwa proportional zum Angebot genutzt. Sie spielen scheinbar als Rückzugsorte nur im Sommer eine Rolle. Der Index für nächtliche Aktivität in Siedlungen belegt zumindest die regelmäßige Nutzung von Ortsrandlagen im Sommer und im Winter nachts zum Äsen.

Neben geringeren Unterschieden zwischen den UG zeigten sich vor allem Differenzen beim Offenland. Im UG1 EIB wurde Offenland nachts deutlich gemieden, in den anderen UG extrem bevorzugt.

Für die beiden Hauptlebensraumkomponenten von Rotwild Wald (Bestandeshöhe, Kronenschlussgrad, Belaubungszustand) und Offenland (Agrarkulturen) erfolgten **detailliertere Habitatnutzungsanalysen** unter Berücksichtigung der strukturellen Differenziertheit dieser Ökosysteme.

Rotwild präferierte im **Wald am Tag** (unabhängig von Geschlecht, Jahreszeit und Aktivitätsstatus) Dickungen (Höhe: >2-6 m) und Stangenhölzer (>6-13 m). In UG1-3 galt die Vorliebe der Hirsche während der aktiven Phase am Tag vor allem den Nadelstangenhölzern. Diese Bevorzugung ist vor allem auch im Hinblick auf hohe Schälgefährdung dieser jungen Waldbestände relevant. Die deutliche Bevorzugung dichter, junger Waldpartien erscheint als effektive Verhaltensantwort auf eine Kombination von Jagddruck und weiteren Störungen.

Anwuchsstadien bzw. Kulturen (0-2 m) wurden am Tage von beiden Geschlechtern und zu jeder Jahreszeit während der Aktivphase leicht bis deutlich bevorzugt, zum Ruhen aber eher gemieden. Für alle drei Höhenklassen zeugt die hohe Spannweite der Einzelwerte von großen, individuellen Unterschieden.

Ältere Bestände (>13 m) wurden im Allgemeinen am Tage eher gemieden. Ihre Bevorzugung durch einige Hirsche und Alttiere geht vermutlich auf deckungbietende, zweite Baumschichten (Unterstand) zurück, die in der Klassifizierung nicht ausgewiesen werden.

Wildäcker/Wildwiesen und Wege/Lagerplätze wurden am Tage von den meisten Individuen vollständig bis sehr stark gemieden. Nur äußerst selten gab es positive Indizes für diese beiden Offenlandkategorien innerhalb des Waldes.

**Nachts** hingegen wurden Dickungen und Stangenhölzer im Vergleich zu ihrem Flächenanteil meist unterdurchschnittlich oder etwa proportional zum Flächenanteil aufgesucht. Kulturen wurden nachts von Hirschen und von Kahlwild in der Aktivphase leicht bis deutlich bevorzugt und beim Ruhen entweder bevorzugt oder proportional zum Angebot genutzt. Es deutet sich an, dass Rotwild nachts lichtere Dickungen (geringer Schlussgrad) bevorzugt und am Tage diese eher meidet als dicht geschlossene Dickungsstadien. Am Tage werden diese mehr gemieden im Vergleich zu dichteren Dickungen. Für die winterkahlen Stangenhölzer galt dies, von wenigen Ausnahmen abgesehen, ebenfalls.

Baumhölzer wurden von beiden Geschlechtern meist proportional zum Angebot genutzt oder leicht gemieden, bei einer breiten, individuellen Variabilität. Je dichter Laubholzbestände (WK\_H>20) waren, desto stärker wurden sie von den Alttieren nachts und auch am Tage gemieden. Dies hängt vermutlich mit dem verringerten Lichteinfall und darauf basierend mit der weniger stark ausgeprägten Bodenvegetation zusammen. Für die Hirsche war dieser Trend teilweise auch zu erkennen. Da auch hier für die älteren Bestände keinerlei Informationen zu einer zweiten, für Rotwild Deckung bietenden Strauch- oder Baumschicht vorlagen, bleibt eine Interpretation sehr schwierig.

Hinsichtlich der Präferenzierung von Waldwegen und Holzlagerplätzen stimmten beide Geschlechter weitgehend überein. Im Sommer- und Winter-Aktionsraum wurden sie zum Ruhen nachts von fast allen Individuen gemieden. Im Winter während der Aktivphase nutzten Hirsche und Alttiere solche Flächen dem Angebot entsprechend. Im Sommer lag wegen des attraktiven Nahrungsangebotes eine deutliche Bevorzugung vor, bei einer geringen Streuung.

Im Gegensatz dazu waren bei Wildäckern und Wildwiesen deutliche Unterschiede zwischen den Geschlechtern erkennbar. Beim nächtlichen Ruhen wurden diese Flächen von beiden Geschlechtern im Sommer und Winter zwar gemieden, aber mit großen individuellen Unterschieden. Während der nächtlichen Aktivität bevorzugte Rotwild diese nahrungsreichen Äsungsflächen deutlich. Am höchsten und mit der geringsten Streuung waren dabei die Jacobs-Indizes für Alttiere in Sommernächten und für Hirsche in Winternächten. Kahlwild präferierte Wiesen/Wildäcker in Winternächten leicht; Hirsche nutzten sie in Sommernächten etwa entsprechend dem Angebot.

Insgesamt wurden die nächtlichen Präferenzen von Rotwild für bestimmte Waldstrukturen nur wenig von der Jahreszeit, dem Geschlecht oder dem Aktivitätszustand der Individuen beeinflusst. Etwas stärkere Abweichungen gab es am Tag. Dennoch lässt sich verallgemeinern, dass Rotwild nachts dort ruht, wo es zuvor aktiv war und am Tage äst es in den gleichen Beständen, die als Ruheestand dienen. Es fand sich ein diffuses Bild an untersuchungsgebietsspezifischen Unterschieden, die eventuell aber durch die individuelle Variationsbreite überlagert sein kann.



Das Angebot an **landwirtschaftlichen Kulturen** und Grünland variierte entsprechend der naturräumlichen Charakteristika der UG stark. Während im walddominierten UG1 EIB nahezu keine landwirtschaftlichen Nutzflächen (abgesehen von kleineren Grünlandflächen) verfügbar waren, waren in den stärker von Offenland durchbrochenen UG2-4 landwirtschaftliche Nutzflächen vorhanden, wenn auch in unterschiedlich großem Umfang.

Im vor allem nachts frequentierten Offenland wurden die meisten landwirtschaftlichen Kulturen unterdurchschnittlich oder etwa proportional zum Angebot aufgesucht. Blümmischungen, Sommerweizen/Hafer, Winterweizen und sonstiges Wintergetreide bevorzugten zumindest einige Individuen, allerdings nur mit schwach positiven Indizes. Lediglich für Grünland und Raps waren deutliche Präferenzen erkennbar. Während Raps vor allem im Winter (Dezember bis März) hohe positive Indizes erreichte, wurde Grünland deutlich von April bis September präferiert. Dies unterstreicht die besondere Bedeutung von qualitativ hochwertigem und erreichbarem Grünland im Rotwildlebensraum (Abb. 230).



Abb. 230: Saftige Bergwiesen entlang der Grenze im Untersuchungsgebiet Bärenfels (Foto: © V. Meißner-Hylanová).

Beim Vergleich der absoluten Nutzung (über Anzahl Peilungen ohne Berücksichtigung vom Angebot) von Grünland mit den Feldfrüchten Raps, Weizen, Hafer in zwei Untersuchungsgebieten (mit ausreichender Stichprobe), war der Anteil an Peilungen in den o.g. Feldfruchtflächen im UG3 BÄR deutlich höher als im UG2 NED. Unabhängig von der

Bevorzugung spielen also im UG3 Feldfrüchte bei der Ernährung eine größere Bedeutung als im UG2.

In Bezug auf die Nutzung von **weg- und straßennahen Bereichen** gilt: Öffentliche Straßen und deren Umfeld wurden nachts sowohl im Wald als auch im Offenland eher gemieden (im UG1 EIB deutlicher als in den anderen, dort auch für Feldwege). Nur im UG3 BÄR wurde das Straßenumfeld im Offenland im Winter ab einer Distanz von 50 m leicht bevorzugt. Eine Fragmentierungswirkung konnte für öffentliche Straßen nicht nachgewiesen werden, weil diese dennoch regelmäßig überquert wurden.

Die Umgebung von Feld- und Waldwegen wurde während nächtlicher Aktivphasen eher bevorzugt, zumindest aber nicht gemieden. Als mögliche Ursache kommt ein besseres bzw. vielfältigeres Äsungsangebot auf und an Wegen, Banketten und Wassergräben in Frage. Grundsätzlich zog Rotwild zum Ruhen etwas weiter (mind. 50 m) weg von Wegen, die Hirsche nachts (außer an Waldwegen) stärker als die Alttiere.

Da in der Nacht die Waldwege selbst und tagsüber zumindest ihre nähere Umgebung (ab 50 m Entfernung) von Rotwild präferiert wurde, kann in allen vier Untersuchungsgebieten insgesamt von einem relativ niedrigen Störungsniveau durch Tourismus (z.B. Wanderer, Fahrradfahrer, Reiter, Skiläufer) oder andere Formen der Wegenutzung (Forstbetrieb) ausgegangen werden. Diese Ergebnisse zeigen, dass in allen vier, intensiv touristisch genutzten UG das Rotwild scheinbar mit Menschen gut auskommt, die sich wahrscheinlich schwerpunktmäßig auf den Wegen aufhalten und somit kalkulierbar bleiben.

Das Umfeld von **Fütterungen und Kirrungen** wurde von Rotwild nachts bis zu einem Umkreis von 0,5 km deutlich bevorzugt und damit überproportional zum Flächenangebot genutzt. Zumindest im Winter lässt sich ein großer Teil des Rotwildbestandes somit durch Futtergaben räumlich steuern, aber - wegen der hohen Raumtreue - nur innerhalb des individuellen, saisonalen Aktionsraumes. Damit einher geht aber auch ein erhöhtes Risiko für Schäden im Umfeld der Futtergaben. Standorte von regulären Winterfütterungen (in Sachsen nicht erlaubt), Notzeitfütterungen aber auch Ablenkfütterungen (in Sachsen genehmigungspflichtig), sollten deshalb möglichst 500 m von größeren, schadensgefährdeten Bestandeskomplexen (z.B. Waldumbauschwerpunkten) entfernt eingerichtet werden, da die Präferenzindizes von Bereichen in einer Entfernung von 301-500 m um die Futterstellen sich einer proportionalen Nutzung wieder annäherten.

Am Tage wurde der Umkreis bis 100 m fast komplett gemieden. Nur wenige Individuen präferierten das direkte Umfeld von Futterstellen (0-200 m). Die Bereiche von 201-500 m um die Futterstellen wurden etwa proportional zum Flächenanteil oder leicht bevorzugt aufgesucht. Die Tiere, die Fütterungen/Kirrungen nachts aufsuchten, wählten nicht zwangsläufig ihren Tageseinstand im direkten Umfeld, sondern nahmen mitunter auch längere, tägliche Hin- und Rückwege aus ihren Stamm-Einständen in Kauf.

Die Aktivitätseinschätzung per Aktogramm (Fotofallen) ergab, dass Rotwild vor allem in der Zeit zwischen Sonnenunter- und Sonnenaufgang an die Futterstellen trat. In vertiefenden Analysen in den beiden UG2 NED und UG3 BÄR war bei Temperaturen unter 0°C eine deutliche Zunahme der Aktivität an den Futterstellen durch eine größere Anzahl von Individuen oder längere Aufenthaltszeiten erkennbar. Im Mittel hielten sich die Tiere 2-25 Minuten an den Futterstellen auf. Ein weiteres Ergebnis war, dass wiedererkannte Rudel bzw. Stücke teilweise in unterschiedlichen Zeitabständen an die Fütterungen traten.

Eine Analyse des komplexen Wirkungsgefüges zwischen künstlichen Futtergaben (Fütterung, Kirschung) und dem Auftreten und der Verteilung von Wildschäden bedarf einer längeren Betrachtungsperspektive und konnte im Zuge dieses Projektes nicht durchgeführt werden.

Die Mittelwerte der **Laufstrecken pro 24 h** zeigten für beide Geschlechter nur geringfügige Schwankungen im Jahresverlauf um etwa 6.000 m. Die höchsten, stündlichen Laufstrecken wurden jeweils in der Dämmerung zurückgelegt. Die Dämmerungswerte lagen etwa 2-2,5mal über den Werten des restlichen Tages.

Die Ergebnisse der Laufstreckenanalysen belegen - analog zur Aktivitätsanalyse - die ausgeprägte Tagesrhythmik (Dämmerungs- und Nachtaktivität) von Rotwild in den vier UG.

Die insgesamt höheren 24 h-Laufstrecken der Hirsche in den Brunftmonaten (September & Oktober) wurden nicht nur in der Hauptaktivitätsphase (Dämmerung), sondern auch in der Nacht zurückgelegt. Die Hirsche erreichten in der Zeit im Durchschnitt ihre höchsten Laufstrecken pro Stunde (650 m).

Im Allgemeinen legten beide Geschlechter während der Hellphase meist 100-200 m pro Stunde zurück. In Übereinstimmung mit der erhöhten Tagaktivität legte Rotwild nur im Juni größere Distanzen (bis zu 300 m/h) zurück.

Die große Stichprobe (n = 794) an sehr präzisen 24h-Datensätzen repräsentiert die Laufstrecken im Erzgebirge und deckt damit die Variabilität in Bezug auf Geschlecht, Alter, Untersuchungsgebiet, wechselnde Witterungsbedingungen zwischen den drei Untersuchungsjahren sowie individuelle Verhaltensmuster ab. Da in dem gesamten Datenpool fast keine signifikanten Unterschiede gefunden wurden, können monats- und geschlechtsspezifische Laufstrecken für verschiedene Fotofallenauswertungen auch zukünftig angewandt werden.

Die Ergebnisse zu den Auswirkungen von **Drückjagden** (Oktober bis Januar) zeigten, dass Rotwild die Jagdgebiete häufig (80 %; mittlere Fluchtentfernung: 1.700 m, höchste 6.874 m) verließ und unterschiedlich lange mied, während der individuelle, saisonale Aktionsraum hierbei seltener (50 %; mittlere Fluchtentfernung: 1.300 m, höchste 3.575 m) verlassen wurde und eine Rückkehr in den ursprünglichen Aktionsraum meist zeitnah (90 % nach 2 Tagen) erfolgte. Beim Verlassen des Drückjagd-Gebietes bewegten sich die Tiere oft weiterhin im bekannten und vertrauten Streifgebiet, wahrscheinlich, weil sie sich dort am besten auskennen. Die meisten

geflüchteten Individuen kehrten spätestens nach 2-3 Wochen wieder ins Drückjagd-Gebiet zurück (72 % sogar nach 3 Tagen).

Die Laufstrecken haben sich bei 70 % der Tiere während und nach den Jagden gegenüber dem Vergleichswert etwas, aber nur bei wenigen Tieren deutlich erhöht (z.B. auf das Doppelte).

Die höhere Überlappung der 7 Tage-AR vor und nach der Drückjagd beim MCP95 (60 %) im Vergleich zum Kernlebensraum K95 (49 %) zeigte, dass insgesamt keine großräumigen Aktionsraum-Verschiebungen dieser 7 Tage genutzten Räume stattfanden und sich der Kernlebensraum etwas mehr als das MCP95 verschob. Der Median des MCP95-AR war 7 Tage nach der Drückjagd leicht vergrößert, aber der K95-AR (Median) blieb nahezu gleich. Das bedeutet, dass sich die Größe des Raumes, in dem sich die Individuen bewegten (MCP95) leicht vergrößerte, weil das Rotwild seinen Kernlebensraum (K95) nur verlagert, aber nicht vergrößert. Das MCP95 hat sich bei 30 % mehr als verdoppelt bis versiebenfacht, ähnlich das K95 bei 25 %. Drückjagden wirkten sich also teilweise auf Aktionsräume, Laufstrecken und Aktivität aus, wobei nur einzelne, drückjagdbedingte Veränderungen signifikant waren.

Insgesamt zeigte sich, dass nur ein Teil des Rotwildes Ausweichbewegungen nach Begegnung mit treibenden und jagenden Personen oder Jagdhunden unternahm, während manches Rotwild auf kleiner Fläche ausharrte und sich so der Bejagung entzog. Ein Komplex aus unterschiedlichen Faktoren (z.B. individuelle Drückjagd-Erfahrungen und die darauf aufbauende Feindvermeidungsstrategie sowie die Intensität der jeweiligen Störung durch Treibende, Jagdhunde und Schüsse) beeinflusst vermutlich die Art und Weise der Reaktion. Bemerkenswert ist die Tatsache, dass in 78 % der Fälle, in denen sich Hunde dem besenderten Stück extrem genähert hatten, keine Ausweichbewegungen stattfanden. Nicht nur die Quantität, sondern auch die Qualität der eingesetzten Stöberhunde beeinflusst die Effizienz einer Drückjagd, so dass hier das bloße Erhöhen der Hundeanzahl nicht zwingend zum Erfolg führen muss.

Während die Mittelwerte durch den Ausgleich gegensätzlicher Wirkungen nur einen geringen Einfluss der Bewegungsjagden auf die verschiedenen Parameter der Lebensraumnutzung offenbarten, waren die Effekte auf individueller Ebene offensichtlich. Vor dem Hintergrund einer hohen individuellen Variabilität vergrößerte ein Teil der Individuen fluchtbedingt sowohl Laufstrecken als auch Aktionsräume deutlich, während andere Stücken die gegenteilige Reaktion zeigten mit kleineren Laufstrecken und einer geringeren Ausdehnung der genutzten Streifgebiete.

Der **Aktivitätsanteil pro 24 h** (Monatsmittel) schwankte im real ermittelten Jahresverlauf nur geringfügig um etwa 50 %. Extreme Hitze im Sommer oder hohe Schneelagen führten zu einer Verringerung auf ca. 40 %. Insbesondere fällt die deutliche Absenkung der Aktivität der Hirsche (um 12 %; max. bis 20 %) von April bis Juli 2018 gegenüber 2016 und 2017 auf. Bei den Alttieren ist diese Absenkung ebenfalls erkennbar, aber in geringerem Maße (7 %; max. bis 12 %). Im Frühjahr 2018 war die Tagesmitteltemperatur um +3,6°C höher als in den letzten 30 Jahren

(wärmste April-bis-August-Periode in Deutschland seit Beginn der Wetteraufzeichnungen), zudem waren die Niederschlagsmengen extrem niedrig.

Im Vergleich zu anderen Untersuchungen im Mittel- und Hochgebirge, wo eine deutliche Verringerung der Aktivität im Winter („Winterstarre“) stattfand, sank diese im Erzgebirge nur minimal (von 49 % im Sommer auf 48 % im Winter). Rotwild geht im Erzgebirge also in keine sogenannte „Winterstarre“, was vermutlich mit einem zu hohen Gesamtstörungsgrad (z.B. durch Jagd, Tourismus, Forstwirtschaft) zusammenhängt.

Mittels generalisierten, additiven, gemischten Modellen (GAMM, ohne Einfluss aller anderen Prediktoren/Einflussgrößen) konnte der alleinige Einfluss der Temperatur und anderer Variablen untersucht werden. Die höchste Aktivität pro 24 Stunden (GAMM) trat zwischen ca. 0-8 °C auf. Unterhalb von 0 °C erfolgte (ähnlich wie bei den Schneehöhen) eine Absenkung der Aktivität (Abb. 231).



Abb. 231: Sonne an einem kalten Wintertag im Dezember 2018 im UG3 BÄR, die sicher auch das Rotwild schätzt (Foto: © V. Meißner-Hylanová).

Noch stärker fiel jedoch die Aktivitätsabsenkung oberhalb von 8 °C aus. Nach dem die Aktivität von etwa 8-13 °C deutlich abfiel, flacht sich die Kurve oberhalb von 13 °C etwas ab. Unterhalb von 13 °C könnte generell eine höhere Aktivität nötig sein, um den temperaturbedingten Energieverlust durch eine erhöhte Nahrungsaufnahme auszugleichen. Bei sehr heißen Temperaturen ab 20 °C scheint sich die Aktivität hitzebedingt auf ihr absolutes Minimum zu senken.

Insgesamt scheint sich der **Aktivitätsanteil am Tage wie auch nachts** in seinem groben Verlauf bei beiden Geschlechtern sehr ähnlich an den Tagesmitteltemperaturen und an den Schneehöhen zu orientieren. Ausnahmen wie die Kälberaufzucht, Feistzeit und Brunft verzerren diesen temperatur-/schneebeeinflussten Grundverlauf.



Die nächtliche Aktivität war im gesamten Jahresverlauf durch geringere Schwankungen gekennzeichnet im Vergleich zur Tagesaktivität. Nur im Winter (2017, 2019) mit sehr viel Schnee sank die Aktivität in der Nacht, dagegen stieg sie dann am Tage (aber nicht proportional). Die Hitzeperiode in 2018 hatte keinen Einfluss auf die nächtliche Aktivität. Tagsüber war der Effekt umso prägnanter. Deutlich wurde auch, dass Alttiere während der Kälberaufzucht auf hohe Temperaturen nicht so stark mit Aktivitätsminimierung reagieren können, wie Hirsche.

Bei Betrachtung von zwei Altersstufen ergaben sich in der Aktivität Unterschiede, die bei den Alttieren etwas höher ausfielen. Vor allem durch die fehlende Kälberaufzucht sinkt die Aktivität der älteren Alttiere über den gesamten Zeitraum (10 %). Bei den Hirschen steigt die Aktivität der älteren Hirsche (ab 5 Jahre) auch zur Brunft nicht über die Aktivität der bis 4-jährigen Hirsche.

Insgesamt fallen die jahreszeitlichen Schwankungen bei **Aktivitätsphasenanzahl und -dauer** bei beiden Geschlechtern deutlich geringer aus, als man über die Veränderungen der Nachtlänge im Jahresverlauf vermuten würde. Die Anzahl an Aktivphasen pro 24 h schwankt im Mittel zwischen 8 und 15 und dazu entgegengesetzt proportional variiert die Aktivphasendauer zwischen 60-110 Minuten.

Über das gesamte Jahr lagen die Aktivitätsspitzen im **Tagesverlauf** in der Dämmerung (60-90 %) mit einem etwas höheren Anteil am Abend als am Morgen. Geringe Tagaktivität konnte festgestellt werden, die aber übers ganze Jahr trotzdem bei 10-30 % lag. Während der nächtlichen Dunkelphase lag der Aktivitätsanteil bei 50-70 %. Wesentliche Unterschiede zwischen den verschiedenen Jahren sind bei beiden Geschlechtern vor allem im Juni zu erkennen. Im Juni und Juli ergibt sich die höchste Aktivität bei Alttieren als auch Hirschen am Tage im UG1 EIB.

Bei den Alttieren fiel UG3 BÄR nahezu ganzjährig mit dem niedrigsten Aktivitätsanteil (ca. 6 % weniger als andere UG) am Tage wie auch in der Nacht auf. Gleichzeitig war in diesem UG nahezu ganzjährig, am deutlichsten zwischen Mai und Dezember ein späterer Beginn der abendlichen Aktivitätsphase erkennbar. Das abendliche Aktivitätsmaximum trat jedoch in allen vier UG zum gleichen Zeitpunkt ein.

Im UG3 BÄR war bei den Hirschen von Dezember bis Februar (genauso wie bei den Alttieren im UG4 NES) ein späterer abendlicher Aktivitätsanstieg zu erkennen, der durch erhöhte Aktivität in der Morgendämmerung ausgeglichen wurde. Gleichzeitig wiesen diese Hirsche und Alttiere im Vergleich zu den anderen drei UG auch die höchsten Laufstrecken auf.

Die **GAMM-Analysen** (ohne Einfluss aller anderen Prediktoren/Einflussgrößen) dokumentierten einen sehr engen Zusammenhang zwischen der Aktivität pro 24 Stunden, den 24 h-Laufstrecken und den täglichen Aktionsräumen. Verringert das Rotwild seine Aktivität, so sinken daraufhin auch die 24 h-Laufstrecken und damit verbunden die täglichen Aktionsräume. Da die Schneehöhe stark negativ mit den drei oben genannten Variablen korreliert, verringern sich deren Werte auch mit zunehmender Schneehöhe.

Die nichtlinearen Regressionen belegen, dass mit zunehmender Größe der täglichen Aktionsräume auch die Aktivität stieg, wobei die Aktivitätssteigerung in den kleineren AR am höchsten ausfiel, mit größer werdenden täglichen AR dann geringer wurde und eine Aktivitätssteigerung nur bis etwa 600 ha andauerte. Dagegen nimmt die Laufstrecke bei täglichen AR ab etwa 200 ha nur noch minimal zu. Da die Laufstrecke den täglichen Aktionsraum beeinflusst, bedeutet das, dass in den wenigen Fällen ab 200 ha die Laufstrecke nur minimal steigt, aber der AR deutlich größer wird.

Der in den Modellen gefundene Zusammenhang zwischen den drei Variablen (tägliche Aktivität, Laufstrecke und Aktionsraum) ist auch im **real ermittelten Jahresverlauf** (unter Einfluss aller Prediktoren/Einflussgrößen) zu erkennen. Am Beginn der Feistzeit im Juni liegen die Graphen der täglichen Aktionsräume der Hirsche unter denen der Laufstrecken und noch mehr unter denen der Aktivität. In dieser Zeit der verstärkten Nahrungsaufnahme sind sie sehr aktiv und laufen auch relativ normal (Dimension der Laufstrecken im Vergleich zu Vormonaten) umher, aber tun dies nur auf sehr kleinen Flächen mit vermutlich sehr gutem Nahrungsangebot. Bei Alttieren fällt dieser Unterschied im Juni noch stärker aus (Geburt der Kälber). Die Individuen beider Geschlechter bewegten sich auf viel kleineren Flächen (um 25 % Tiefstwert) als vorher, aber die zurückgelegte Strecke und noch mehr die Aktivität stieg für kurze Zeit deutlich an. Danach erfolgte im Juli und August die Absenkung aller drei Variablen. Vor allem bei den Hirschen fiel diese etwas stärker aus.

Ab September stiegen bei beiden Geschlechtern alle drei Variablen bis Oktober/November auf ihr Maximum an. Bei den Hirschen war der höchste Wert brunftbedingt im Oktober erreicht. Im November blieben alle drei Variablen immer noch auf hohem Niveau. Die Nachbrunft und das Auffüllen der Energiereserven vor dem bevorstehenden Winter könnte dabei eine wichtige Rolle spielen, was bei den Hirschen nach der Brunft von noch größerer Bedeutung sein dürfte. Außerdem könnte auch die Drückjagdsaison eine Rolle gespielt haben.

Bis in den Februar sanken dann alle drei Variablen ab, was mit dem Energiesparen im Winter zusammenhängen dürfte, jedoch nicht so tief, wie in den Sommermonaten (zumindest bei den Hirschen). Danach erfolgte bis April erneut eine Steigerung, die vermutlich für das Auffüllen der im Winter verlorengegangenen Energiereserven benötigt wird.

Der ebenfalls in den gemischten Modellen (GAMM) gefundene, hochsignifikante, negative Einfluss der Schneehöhe auf die drei Variablen (Aktivität, tägliche Laufstrecke und täglicher Aktionsraum) ist auch in den direkt ermittelten Werten zu erkennen.

Rotwild war bei sehr wenig Schnee zu etwa 50 % aktiv und bei Schneehöhen um 60 cm sanken die mittleren Aktivitätsanteile auf etwa 45 %, was 0,06 % pro 1 cm zusätzlichem Schnee entspricht. Oberhalb von etwa 50 cm Schnee erfolgt dann keine weitere, schneebedingte Absenkung der Aktivität mehr (GAMM). Die täglichen Laufstrecken sanken dazu passend von

etwa 6.500 m (wenig Schnee) auf etwa 5.000 m (um 60 cm Schnee), was 27 m Absenkung pro 1 cm mehr Schnee entspricht. Ab etwa 50 cm Schnee streuen die Laufstreckenlängen deutlich um die Regressionsgeraden, so dass dann auch hier keine abgesicherten Aussagen zur Laufstrecke mehr möglich sind.

Bei jedem cm mehr Schnee sank der tägliche AR um 0,78 ha. Die Aktionsraum-Größe sank von etwa 70 ha bei wenig Schnee auf etwa 25 ha bei etwa 60 cm Schneehöhe. Ab ca. 85 cm Schnee bewegten sich die AR-Größen nur noch unterhalb von 10 ha. Beim relativen Vergleich des schneebedingten Einflusses auf die drei Variablen zeigte sich, dass der Einfluss auf die täglichen Aktionsräume (ca. 1 %) zwar doppelt so hoch war, wie auf die Aktivität (ca. 0,5 %) und die täglichen Laufstrecken (ca. 0,5 %), alle aber trotzdem nah beieinanderliegen.

Bei einer zusammenfassenden Betrachtung wurden die Ergebnisse des Arbeitspaketes 1 (z.B. Geschlechterverhältnis, Populationsdichten, Aktionsraumgrößen, Raumtreue, Habitatpräferenzen, touristische Störungen, Fütterungen, Reaktionen auf Drückjagdereignisse, Aktivität) als Grundlage für ein Rotwildmanagement interpretiert. Ziel des Kap. 7 ist es nicht, konkrete Managementkonzepte vorzulegen, sondern die Basis hierfür bereitzustellen.



Abb. 232: Falls Sie noch Fragen haben, können Sie gerne anrufen (Foto: © V. Meißner-Hylanová).

## 9 Literatur

- 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* 276:37-47.
- AKAIKE H. (1973): Information theory and an extension of the maximum likelihood principle. *International Symposium on Information Theory, Second Edition*:267-281.
- ALEXANDER J. (2003): Die heißesten und kältesten Gebiete. In: Nationalatlas Bundesrepublik Deutschland (2003): Klima, Pflanzen- und Tierwelt, Bd. 3:36-37.
- AMMER C., VOR. T., KNOKE T. & WAGNER S. (2010): Der Wald-Wild-Konflikt - Analyse und Lösungsansätze vor dem Hintergrund rechtlicher, ökologischer und ökonomischer Zusammenhänge. Bericht im Auftrag von ANW, BfN, DFWR, 184 S.
- AMSTRUP S. C., McDONALD T. L. & MANLY B. F. J. /HRSG. (2005): Handbook of capture-recapture analysis. Princeton University Press. Princeton, N.J. 313 S.
- ANDRES D., CLUTTON-BROCK T.H., KRUUK L.E.B., PEMBERTON J.M., STOPHER K.V. & RUCKSTUHL K.E. (2013): Sex differences in the consequence of maternal loss in a long-lived mammal, the red deer (*Cervus elaphus*). *Behav. Ecol. Sociobiol* 67:1249-1258.
- ANSORGE H., GRUNWALD J. & JESCHKE D. (1999): Altersstruktur und Reproduktion des Rotwildes (*Cervus elaphus*) in der Sächsischen Schweiz. *Beiträge zur Jagd- und Wildtierforschung* 24:133-138.
- ARNOLD, W. (2003): Der verborgene Winterschlaf des Rothirsches. Neue Erkenntnisse zur Winterökologie. In *Rotwild in Bayern - heute und morgen*. Schriftenreihe des Landesjagdverbandes Bayern e.V., Symposium Band 13:15-20.
- ARNOLD W., RUF T., REIMOSER S., TATARUCH F., ONDERSCHEKA K. & SCHOBER F. (2004): Nocturnal hypometabolism as an overwintering strategy of red deer (*Cervus elaphus*). *Am J Physiol Regul Integr Comp Physiol* 286:174-181.
- BALDI R., ALBON S. D. & ELSTON D. A. (2001): Guanacos and sheep: evidence for continuing competition in arid Patagonia. *Oecologia* 129:561-570.
- BARDSEN B. J. & FOX J. L. (2006): Evaluation of line transect sampling for density estimates of chiru *Pantholops hodgsoni* in the Aru Basin, Tibet. *Wildlife Biology* 12(1):89-100.
- VAN BEEST F. M., RIVRUD I. M., LOE L. E., MILNER J. M. & MYSTERUD A. (2011): What determines variation in home range size across spatiotemporal scales in a large browsing herbivore?, *Journal of Animal Ecology* 80(4):771-785.
- BEYER G. (2002): Eine erstaunliche Karriere - vom bösen Rindenfresser zur ökologischen Leitart. In: Holst, S. & Herzog, S. (Hrsg.): *Der Rothirsch - ein Fall für die Rote Liste? - Neue Wege*

- für das Rotwildmanagement. Tagungsband zum Rotwildsymposium der Deutschen Wildtierstiftung in Bonn: 269-276.
- BOLKER B.M., BROOKS M.E., CLARK C.C., GEANGE S.W., POULSEN J.R., STEVENS M.H.H. & WHITE J.S.S. (2009): Generalized linear mixed models: a practical guide for ecology and evolution. *Trends Ecol Evol* 24(3):127-135.
- BONENFANT C., GAILLARD J-M., KLEIN F. & HAMANN J-L. (2005): Can we use the young: female ratio to infer ungulate population dynamics? An empirical test using red deer *Cervus elaphus* as a model. *Journal of Applied Ecology* 42:361-370.
- BRASSEUR G. P., JACOB D. & SCHUCK-ZÖLLER S. (2017): Klimawandel in Deutschland – Entwicklung, Folgen, Risiken und Perspektiven. Springer Spektrum Berlin, Heidelberg, 348 S.
- BRIEDERMANN L. (1966): Bewirtschaftungsprobleme des Rotwildes im Erzgebirge - dargestellt am Beispiel des Wildforschungsgebietes Eibenstock, Krs. Aue. II: Das natürliche Äsungsangebot im Rotwildforschungsgebiet Eibenstock und seine Ausnutzung - besonders im Winter. *Beiträge zur Jagd- und Wildforschung* 5:49-63.
- BRÜCKNER E. (1993): Die Entwicklung des Rotwildbestandes und der Waldbiotope im Westerzgebirge-Vogtland von 1951 bis 1990. *Z. Jagdwiss.* 39:46-59.
- BUBENIK A. B. (1965): Beitrag zur Geburtskunde und zu den Mutter-Kind-Beziehungen des Reh (*Capreolus capreolus* L.) und des Rotwildes (*Cervus elaphus* L.). *Zeitschrift für Säugetierkunde* 30(2):65-128.
- 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 S.
- BUCKLAND S.T., REXSTAD E.A., MARQUES T.A. & OEDEKOVEN C.S. (2015): *Distance Sampling: Methods and Applications*. Springer-Verlag, 261 S.
- BÜTZLER W. (2001): *Rotwild - Biologie, Verhalten, Umwelt, Hege*. München, Wien, Zürich: BLV Verlagsgesellschaft, 264 S.
- CLUTTON-BROCK T. & GUINNESS F. (1975): Behaviour of red deer (*Cervus elaphus* L.) at calving time. *Behaviour* LV: 286-300.
- CLUTTON-BROCK T.H., GUINNESS F.E. & ALBON S.D. (1982): *Red deer - Behavior and Ecology of two Sexes*. Edinburgh University Press, 378 S.
- COOCH E. & WHITE G. C. (2017): *Program MARK: A Gentle Introduction*.
- CORNELISSEN P. & VULNIK T. (1996): *Grote Herbivoren in wetlands. Evaluatie begrazingsbeheer Oostvaardersplassen*. Ministerie van Verkeer en Waterstaat, 142 S.



- CORNELIUS R. & HOFMANN R.R. (Hrsg.) (1998): Extensive Haltung robuster Haustierrassen, Wildtiermanagement, Multi-Spezies-Projekte - Neue Wege in Naturschutz und Landschaftspflege? Institut für Zoo- und Wildtierforschung, Berlin. Tagungsband, 125 S.
- CUMMING G., FIDLER F. & VAUX D. V. (2007): Error bars in experimental biology. *J. Cell. Biol.* 177(1):7-11.
- ZEILEIS A., CRIBARI-NETO F. & GRÜN B. (2009): Beta regression in R. Universität Innsbruck 21 S.
- CUKOR J., HAVRÁNEK F., ROHLA J., BUKOVJAN K. (2017): Stanovení početnosti jelení zvěře v západní části Krušných hor. *Zprávy lesnického výzkumu* 62(4):288-295.
- DEUTZ A., GASTEINER J., BUCHGABER K., VÖLK F. & HALLER B. (2009): Fütterung von Reh- und Rotwild ein Praxisratgeber. Leopold Stocker Verlag, Graz, 143 S.
- DEUTZ A., BRETIS H. & VÖLK F. (2015a): Rotwildregulierung - aber wie?. Graz: Leopold Stocker Verlag, 165 S.
- DEUTZ A., GREßMANN G., GUGGENBERGER T. & BLASCHKA A. (2015b): Zur Bedeutung des Klimawandels für die Ernährung und Krankheiten alpiner Wildarten. Endbericht von StartClim2014.D in StartClim2014: Beiträge zur Umsetzung der österreichischen Anpassungsstrategie, Auftraggeber: BMLFUW, BMWFV, ÖBF, Land Oberösterreich, 51 S.
- DJV (2023): Handlungsempfehlungen für eine tierschutzgerechte, nachhaltige und effektive Bejagung von Reh-, Rot- und Damwild. Deutsche Jagdverband e. V., Berlin, 34 S.
- DRECHSLER H. (1988): Altersentwicklung und Altersansprache beim Rotwild: Gestalten, Gesichter, Gehabe, Geweihe, Gebisse. Paul Parey Verlag, Hamburg, Berlin, 133 S.
- DRECHSLER H. (1998): Die Harzer Rotwildmarkierung. - Experimente, Erlebnisse, Erkenntnisse. Selbstverlag Harald Drechsler, Herzberg, 114 S.
- EBERT J. (1998): Bedeutung von Schalenwild und kleinräumigen Strukturen für die Vegetationsentwicklung auf Sturmwurfflächen im potentiellen Nationalpark Kellerwald. Unveröffentl. Diplomarbeit an der Philipps-Universität Marburg, FB Biologie/ Naturschutz, 77 S. plus Anhang.
- EBERT C., SANDRINI J., WELTER B., THIELE B. & HOHMANN U. (2021): Estimating red deer (*m*) population size based on non-invasive genetic sampling. *European Journal of Wildlife Research.* 67:27.
- EFFORD M. G. & FEWSTER R. M. (2013): Estimating population size by spatially explicit capture-recapture. *Oikos* 122 (6):918-928.
- EFFORD M. G., DAWSON D. K., JHALA Y. V. & QURESHI Q. (2016): Density-dependent home-range size revealed by spatially explicit capture-recapture. *Ecography* 39(7):676-688.
- EISENHAUER D.R. & ROTH M. (2016): Projektskizze für das Forschungs- und Entwicklungsvorhaben: „Analyse der Populationsdichte, der Populationsstruktur, des

- Migrationsverhaltens und der Lebensraumnutzung des Rotwildes im Erzgebirge und Elbsandsteingebirge als Grundlage für ein wald- und wildtierökologisch sowie waldbaulich begründetes Rotwildmanagement". SBS/TU Dresden, Professur für Forstzoologie, 69 S.
- ENDLER C. (2010): Analyse von hochaufgelösten Klimasituationen für die Schwarzwaldregion – Eine tourismus-klimatische Perspektive. Doktorarbeit. Fakultät für Forst- und Umweltwissenschaften der Albert-Ludwigs-Universität in Freiburg i. Brsg, 100S.
- EVERSHEIM R., RECK H., HUCKAUF A., STÖCKER B. & KRÜTGEN J. (2012): Wild, Wald und biologische Vielfalt - Ergebnisse einer 2-jährigen Forschungsarbeit. Jägerstiftung natur + mensch, Bonn, 19 S.
- FALINSKI J.B. (1986): Vegetation dynamics in temperate lowland primeval forests. - Ecological studies in Bialowieza forest. Geobotany 8. W.J. Publishers, Dordrecht, Boston, Lancaster, 199 S.
- FIELD A., MILES J. & FIELD Z. (2012): *Discovering statistics using R*. SAGE Publications Ltd., 992 S.
- FIELITZ U. (2000): Satellitentelemetrie an Schalenwild in Thüringen Teil 1: Rotwild. Environmental studies. Thüringer Ministeriums für Landwirtschaft, Naturschutz und Umwelt, 31 S.
- FIETZ U. & HEURICH M. (2004): Rotwild - ein Grenzgänger im Bayerischen Wald. Erforschung des Raum-Zeit-Verhaltens von Rotwild im Nationalpark Bayerischer Wald. LWF aktuell 44: 3-5.
- FISCHER A. (2001): Der Einfluss des Schalenwildes auf die Bodenvegetation - ein Beitrag zur Leitbildentwicklung für das Wildtiermanagement aus vegetations-ökologischer Sicht. In: Eisfeld, D.; Huss, J.; Oesten, G.; Uerpman, B. & Volz, K.-R. (Hrsg.): Wald und Schalenwild.- Neue Forschungsergebnisse zu einem alten Konflikt. Berichte Freiburger Forstliche Forschung 17:69-79.
- FISKE I. & CHANDLER R. (2020): Overview of Unmarked: An R Package for the Analysis of Data from Unmarked Animals. <https://cran.r-project.org/web/packages/unmarked/vignettes/unmarked.pdf>
- 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.
- FOCARDI S., ISOTTI R., PELLICION E. R. & IANNUZZO D. (2002a): The use of distance sampling and mark-resight to estimate the local density of wildlife populations. Environmetrics 13: 177-186.
- FOCARDI S., ISOTTI R. & TINELLI A. (2002b): Line transect estimates of ungulate populations in a mediterranean forest. Journal of wildlife management 66(1):48-58.

- FRÖB L. (2019): Erfassung von Populationsparametern des Schalenwildes in den Revieren Hirschsprung und Oberfrauendorf mittels Fotofallen mit besonderem Augenmerk auf das Rotwild (*Cervus elaphus*). Masterarbeit. TU Dresden, Professur für Forstzoologie, Tharandt, 57 S.
- GEORGII B. (1981): Activity patterns of female red deer (*Cervus elaphus* L.) in the Alps. *Oecologia* (Berl) 49:127-136.
- GETZ W.M., FORTMANN-ROE S., CROSS P.C., LYONS A.J., RYAN S.J. & WILMERS C.C. (2007): LoCoH: Nonparametric Kernel Methods for Constructing Home Ranges and Utilization Distributions. *PLoS ONE* 2(2): e207.
- 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.
- GOSSOW H. (1999): Wildökologie. Verlag Dr. Kessel, Remagen-Oberwinter, 306 S.
- GROOT BRUINDERINK G.W.T.A. & HAZEBROEK E. (1996): Wild boar (*Sus scrofa scrofa* L.) rooting and forest regeneration on podzolic soils in the Netherlands. *Forest Ecology and Management* 88:71-80.
- HABERMEHL K.-H. (1985): Altersbestimmung bei Wild- und Pelztieren: Möglichkeiten und Methoden ; ein praktischer Leitfaden für Jäger, Biologen u. Tierärzte. 2. Aufl., Parey, Hamburg. 223 S.
- HASKELL S. P. (2007): Ecology of sympatric deer species in west-central Texas: Methodology, Reproductive Biology, and Mortality and Antipredator Strategies of adult females and fawns. Texas (Tech University), 273 S.
- HASTIE T. & TIBSHIRANI R.J. (1990): *Generalized Additive Models*. London, UK: Chapman and Hall.
- HATLAPA H.-H. M. & WIESNER, H. (1982): Die Praxis der Wildtierimmobilisation. Hamburg und Berlin (Verlag Paul Parey), 96 S.
- HEINKEN T., VON OHEIMB G., SCHMIDT M., KRIEBITZSCH W.-U. & ELLENBERG H. (2005): Schalenwild breitet Gefäßpflanzen in der mitteleuropäischen Kulturlandschaft aus - ein erster Überblick. *Natur und Landschaft* 80(4):141-146.
- 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.
- HETTICH U. & HOHMANN U. (2014): Allgemeine Richtwerte für Anteil, Verteilung, Pflege und zur jagdlichen Nutzung von Grünäsungsflächen für Rotwild in geschlossenen Waldgebieten, , Forschungsgruppe Wildökologie, FAWF. Rheinland-Pfalz, Trippstadt, 8 S.

- HETTICH U. & HOHMANN U. (2021): Gekürzte Fassung des Abschlussberichts zum Projekt Bindungsverhalten von Alttier-Kalb-Paaren beim Rotwild (*Cervus elaphus*) Telemetrische Feldstudie: Untersuchungen zu Fang- und Erhebungsmethodik sowie zum Raum-Zeit-Verhalten, Forschungsgruppe Wildökologie, FAWF. Rheinland-Pfalz, Trippstadt, 45 S.
- HEURICH M. (2010): Neues vom Reh; Rehforschung und Rehwildmanagement im Nationalpark Bayerischer Wald. LWF aktuell 79/2010.
- HEWISON A.J.M., ANGIBAULT J.-M., CARGNELUTTI B., COULON A., RAMES J.-L., SERRANO E., VERHEYDEN H. & MORELLET N. (2007): Using radio-tracking and direct observation to estimate roe deer *Capreolus capreolus* density in a fragmented landscape: a pilot study. *Wildl. Biol.* 13(3):313-320.
- HEYDON M. J., REYNOLDS J. C. & SHORT M. J. (2000): Variation in abundance of foxes (*Vulpes vulpes*) between three regions of rural Britain, in relation to landscape and other variables. *J. Zool., London* 251:253-264.
- HOFFMANN D., HOFFMANN S., SCHULER S., BRACK J. & T. PETRY (2015): GPS-Satellitentelemetrie und Reaktionen auf anthropogene Störungen bei Rotwild (*Cervus elaphus*) im Naturpark Saar-Hunsrück. Abschlussbericht, 149 S.
- HOHMANN U. & STIER N. (2016): Erfassung und Monitoring von Schalenwild. In: EHRHART S., LANG J., SIMON O., HOHMANN U., STIER N., NITZE M., HEURICH M., WOTSCHIKOWSKY U., BURGHARDT F., GERNER J. & SCHRAML U. (2016): Wildmanagement in deutschen Nationalparks. BfN-Skripten 434, 180 S.
- HOLMES E.E., WARD E.J. & WILLS K. (2012): Marss: Multivariate autoregressive state-space models for analyzing time-series data. *The R Journal* 4(1):11-19.
- HOUNSOME T. D., YOUNG R. P., DAVISON J., YARNELL R. W., TREWBY I. D., GARNETT B. T., DELAHAY R. J. & WILSON G. J. (2005): An evaluation of distance sampling to estimate badger (*Meles meles*) abundance. *J. Zool., London* 266:81-87.
- HURLBERT S.H. (1984): Pseudoreplication and the design of ecological field experiments. *Ecological Monographs* 54(2):187-211.
- IVAN J., WHITE G. C. & SHENK T. M. (2013): Using auxiliary telemetry information to estimate animal density from capture-recapture data. *Ecology* 94(4):809-816.
- JACOBS J. (1974): Quantitative measurements of food selection; a modification of the forage ratio and Ivlev's selectivity index. *Oecologica* 14:413-417.
- JÄNICKE L. (2019): Untersuchung von Populationsparametern von Rotwild (*Cervus elaphus* Linnaeus 1758), Schwarzwild (*Sus scrofa* Linnaeus 1758) und Rehwild (*Capreolus capreolus* Linnaeus 1758) im Forstbezirk Neudorf mittels Fotofallendaten. Masterarbeit. TU Dresden, Professur für Forstzoologie, Tharandt, 82S.

- JEŽEK M., ROHLA J., KUŠTA T., SILOVSKÝ V. (2020): Monitoring migračních tahů zvěře jelena evropského v jihozápadní části Šumavy - v honitbach LZ Boubín. Abschlussbericht, 150S.
- JONSEN I.D., LUQUE S., WINSHIP A. & PERDERSEN M.W. (2013): BSAM: Bayesian state-space models for animal movement. R package ver. 0.42, www.r-project.org, 2013.
- JŮNEK T., JŮNKOVÁ VYMYSLICKÁ P., HOZDECKÁ K. & HEJCMANOVÁ P. (2015): Application of Spatial and Closed Capture-Recapture Models on Known Population of the Western Derby Eland (*Taurotragus derbianus derbianus*) in Senegal. *PLoS One* 10(9):e0136525.
- KÄMMERLE J.-L., BRIEGER F., KRÖSCHEL M., HAGEN R., STORCH I. & SUCHANT R. (2017): Temporal patterns in road crossing behaviour in roe deer (*Capreolus capreolus*) at sites with wildlife warning reflectors. *PLoS One* 12(9):e0184761.
- KIRCHHOFF E.G.J. & GRÄBER R. (2010): Raum-Zeit-Verhalten von Rotwild bei Störungen. In: BAYERISCHER JAGDVERBAND E.V. (2010): Der Hirsch und der Wald - Von einem abgeschobenen Flüchtling und seinem ungeliebten Exil. Schriftenreihe des Landesjagdverbandes Bayern Band 19: 5. Rotwildsymposium der Deutschen Wildtier Stiftung in Zusammenarbeit mit dem Landesjagdverband Bayern e. V. 1.-3. Dezember 2010 in München. 135-136.
- KLANGWALD C. & VERGNE E. (2018): Camera trap monitoring: A new protocol for German national parks? Research Report - Bachelor Thesis Project. Leuwarden, 36S.
- KLAWITTER, F. (2014): Individualerkennung von Damhirschen als Grundlage zur Bestimmung von Mindestindividuenzahlen. Bachelorarbeit TU Dresden, Professur für Forstzoologie, Tharandt, 46 S.
- KLITSCH M. (2011): Migrace jelení a černé zvěře v Labských pískovcích. In: Telemetrický výzkum zvěře, jeho přínos pro mysliveckou praxi a řešení škod působených zvěří. Sborník referátů. Česká lesnická společnost, o. s., Českomoravská myslivecká jednota, o. s. a redakce časopisu Svět myslivosti 76:14-15.
- KÖHLER W., SCHACHTEL G. & VOLESKE P. (2002): Biostatistik. Springer-Verlag Berlin Heidelberg New York, 301 S.
- KOKONENDJI C. C., DOSSOU-GBETE S. & DEMETRIO C.G.B. (2004a): Some discrete exponential dispersion models: Poisson-tweedie and hinde-demetrio classes. *SORT* 2:201-214.
- KOKONENDJI C.C., DEMETRIO C.G.B. & DOSSOU-GBETE S. (2004b): Overdispersion and poisson-tweedie exponential dispersion models. *Monographie del Seminario Matematico Garcia de Galdeano* 31:365-374.
- KORNER-NIEVERGELT F., ROTH T., VON FELTEN S., GUELAT J., ALMASI B. & KORNER-NIEVERGELT P. (2015): *Bayesian Data Analysis in Ecology Using Linear Models with R, BUGS, and Stan*. Elsevier, London, 316 S.



- KROESCHEL M. (in Vorb.): Unsupervised classification of active and resting states with activity data of wildlife, Manuscript submitted for publication.
- KRÜGER U. (2001): 10 Thesen zur Situation des Rotwildes in Deutschland. In: Gerken, B.; Görner, M. (Hrsg.): Neue Modelle zu Maßnahmen der Landschaftsentwicklung mit großen Pflanzenfressern - Praktische Erfahrungen bei der Umsetzung. Natur- und Kulturlandschaft, 4. Höxter/ Jena: 383-392.
- LI Y. & KOGANEZAWA M. (2004): A density estimate of sika deer using distance sampling techniques in forested habitat. *Acta Zoologica Sinica* 50(1):27-31.
- LIU K., HE J., ZHANG J., FENG J., YU Q., GU CH. & WU H. (2017): Mammal resource status in the mountain forest ecosystems of southern Anhui Province based on camera trap data. *Biodiversity Science* 25(8):896-903.
- LICOPPE A.M. (2006): The diurnal habitat used by red deer (*Cervus elaphus* L.) in the Haute Ardenne. *Eur. J. Wildl. Res* 52:164-170.
- 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. *Ecological Research* 23:393-400.
- LUNZE R. (2014): Individualerkennung von Rot- und Muffelwil mittels Fotofallen am Beispiel Nationalpark Jasmund. Bachelorarbeit TU Dresden, Professur für Forstzoologie, Tharandt, 52 S.
- MACHÁČEK Z. (2014): Prostorová aktivita jelena evropského v Doupovských horách. Nepubl. disertační práce. Česká zemědělská univerzita, Praha, 134 pp. In MATĚJŮ J. & MATĚJŮ K. (2017): Přehled poznatků o prostorové aktivitě a možnostech překonávání dopravních komunikací losa (*Alces alces*) a jelena lesního (*Cervus elaphus*) (Artiodactyla: Cervidae). *Lynx*, n. s. (Praha), 48:125-154.
- 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*). *European Journal of Wildlife Research* 55:107-115.
- MARSHALL A. R., LOVETT J. C. & WHITE P. C. L. (2008): Selection of Line-Transect Methods for Estimating the Density of Group-Living Animals: Lessons from the Primates. - *American Journal of Primatology* 70(1):1-11.
- MEIßNER M., REINICKE H., HERZOG S., SCHÜTZ S. & BRINKMANN G. (2013): Vom Wald ins Offenland: Der Rothirsch auf dem Truppenübungsplatz Grafenwöhr. Raum-Zeit-Verhalten, Lebensraumnutzung, Management. Verlag Ahnatal Fornacon, 151 S.
- MEIßNER-HYLANOVÁ V. & STIER N. (2015): Schalenwildmonitoring mittels *Distance-Sampling*. Flyer. TU Dresden, Professur für Forstzoologie, Tharandt, 2 S.

- MEIßNER-HYLANOVÁ V., KÄMMERLE J.-L., STIER N. & ROTH M. (2016): Damwildmonitoring im Merfelder Bruch. Abschlussbericht. TU Dresden, Professur für Forstzoologie, 38 S.
- MENZEL K. (1999): Tagaktivität des Rotwildes - Voraussetzung für artgerechtes Verhalten. Beiträge zur Jagd- und Wildtierforschung 24:191-198.
- MENZEL K. (2008): Verhalten, Hege und Bejagung des Rotwildes. Stuttgart: Franckh- Kosmos Verlags-GmbH & Co. KG, 196 S.
- MEYER D.L. & FILLI F. (2006): Sommer- und Wintereinstandsgebiete von weiblichen Rothirschen *Cervus elaphus* im Schweizerischen Nationalpark. In: Filli, F. & Suter, W. (Hrsg.): Huftierforschung im Schweizerischen Nationalpark. Nat.park-Forsch. Schweiz 93:79-104.
- MILLER C. (2020): Gutachten zu einem Fütterungskonzept für Rotwild im Rotwildgebiet („Hegegemeinschaft Erzgebirge“), 49 S.
- MORIMANDO F., FOCARDI S., ANDREEV R., CAPRIOTTI S., ATIDZHE A., LOMBARDI S. & GENOV P. (2016): A Method for Evaluating Density of Roe Deer, *Capreolus capreolus* (Linnaeus, 1758), in a Forested Area in Bulgaria Based on Camera Trapping and Independent Photo Screening. Acta Zoologica Bulgarica 68(3):367-373.
- MÜLLER V. (2017): Untersuchung von Populationsparametern der Schalenwildarten Rotwild (*Cervus elaphus* Linnaeus 1758), Schwarzwild (*Sus scrofa* Linnaeus 1758) und Rehwild (*Capreolus capreolus* Linnaeus 1758) im Westerzgebirge anhand von Fotofallendaten. Masterarbeit. TU Dresden, Professur für Forstzoologie, Tharandt, 76 S.
- MÜRI H. (1999): Veränderungen im Dispersal von Rehen in einer stark fragmentierten Landschaft. Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz 8:41-51.
- NAING H., FULLER T. K., SIEVERT P. R., RANDHIR T. O., THA PO S. H., MAUNG M., LYNAM A. J., HTUN S., NAING THAW W. & MYINT T. (2015): Assessing large mammal and bird richness from camera-trap records in the Hukaung Valley of Northern Myanmar. Raffles Bulletin Of Zoology 63:376-388.
- NAVARA L. (2004): Příběhy železné opony. Host, Brno 2004, 360 S.
- NEUMANN M. (2009): Wildruhezonen ausweisen! Erkenntnisse der Wissenschaft. In: Münchhausen H. Frhr. v., Kinser A., Herzog S. (2009): „Jagdfrei“ für den Rothirsch! - Strategien zur Verringerung des Jagddrucks; Tagungsband zum 4. Rotwildsymposium der Deutschen Wildtier Stiftung am 29. und 30. August 2008 in Dollnsee-Schorfheide:108-123.
- NEUMANN M. & TOTTEWITZ F. (2010): Wildökologische Lebensraumbewertung auf dem Darß/Zingst. Beitr. Jagd-u.Wildforsch 35:33-42.
- NEUMANN M. & TOTTEWITZ F. (2018): Zum Raum-Zeit-Verhalten von Rotwild im Wildnisgebiet Königsbrücker Heide. Beitr. Jagd- und Wildf. 43:35-44.
- NIETHAMMER J. & KRAPP F. (1986): Handbuch der Säugetiere Europas. Band 2/II: Paarhufer – Artiodactyla (Suidae, Cervidae, Bovidae). Aula-Verlag, Wiesbaden, 463 S.

- NITZE M., STACHE A., HELLMUND M., FUCHS K. & ROTH M. (2006): Untersuchungen zum Raum-Zeit-Muster von Schalenwildarten in ausgewählten Gebieten des Freistaates Sachsen 1997-2005. unveröffentlichter Abschlussbericht im Auftrag des Sächsischen Ministeriums für Umwelt und Landwirtschaft. TU Dresden, Professur für Forstzoologie, Tharandt, 191 S.
- NITZE M. (2012): Schalenwildforschung im Wolfsgebiet der Oberlausitz - Forschungsbericht Zeitraum 2007-2010. TU Dresden, Professur für Forstzoologie, Tharandt, 105 S.
- NITZE M., STIER N. & MEIßNER-HYLANOVÁ V. (2014): Untersuchung zum Rotwild in der Hochwild-Hegegemeinschaft Isarwinkel. TU Dresden, Professur für Forstzoologie, Tharandt, 54 S.
- NOPP U. (1999): Erarbeitung von Identifikationsschlüsseln der Prädisposition fichtenreicher Bestände gegenüber verschiedenen abiotischen und biotischen Schadauslösern. Dissertation an der Universität für Bodenkultur Wien, 356 S.
- O'CONNELL A.F., NICHOLS J.D. & KARANTH K.U. (2011): Camera Traps in Animal Ecology - Methods and Analyses. Springer-Verlag, 271 S.
- OGUTU J. O., BHOLA N., PIEPHO H.-P. & REID R. (2006): Efficiency of strip- and line-transect surveys of African savanna mammals. *Journal of Zoology* 269:149-160.
- OLSON K. A., FULLER T. K., SCHALLER G. B., ODKONKHUU D. & MURRAY M. G. (2005): Estimating the population density of Mongolian gazelles *Procapra gutturosa* by driving long-distance transects. *Oryx* 39(2):164-169.
- OTIS D., BURNHAM K., WHITE G. C. & ANDERSON D. R. (1978): Statistical Inference from Capture Data on Closed Animal Populations. *Wildlife Monographs*, 135 S.
- OTTO H.-J. (1979): Entwicklungen der forstlichen Produktion in den Niedersächsischen Landesforsten und ihre Wechselwirkungen mit dem Schalenwild. *Forst- und Holzwirt* 34 (23):513-520.
- PARKER K.L., ROBBINS C.T. & HANLEY T.A. (1984): Energy expenditures for locomotion by mule deer and elk. *J. Wildl. Manage.* 48(2):474-488.
- PATTERSON T.A., THOMAS L., WILCOX C., OVASKAINEN O. & MATTHIOPOULOS J. (2008): State-space models of individual animal movement. *Trend in Ecology and Evolution* 23(2):87-94.
- PEARSE A.T., GERARD P.D., DINSMORE S.J., KAMINSKI R.M. & REINECKE K.J. (2008): Estimation and correction of visibility bias in aerial surveys of wintering ducks. *The Journal of Wildlife Management* 72(3):808-813.
- PEGEL M., THOR G., BRIEMLE G., ELLINGER A., LINDEROTH P., SCHALL R., SEITLER S. & STROHHÄCKER U. (2000): Rehwildprojekt Borgerhau - Untersuchungen zur Ökologie einer freilebenden Rehwildpopulation. Abschlussbericht. Schriftenreihe Wildforschung in Baden-Württemberg Band 5: 144 S.

- PETRAK, M. (1984): Strategien einer Rothirschpopulation (*Cervus elaphus* L., 1758) in der Eifel zur Realisierung ihrer Lebensansprüche. Schriftenreihe des Arbeitskreises Wildbiologie an der JLU Gießen e.V., Heft 13, Ferdinand Enke, Stuttgart, 132 S.
- PETRAK M., FRIELINGS DORF F. & REICHELT B. (2005): Wild und Vegetation. LÖBF-Mittl. 1:24-29.
- PETRAK M. & HEIDER A. (2017): Muttertierschutz beim Rotwild (Teil 1+2), Niedersächsischer Jäger/2017: 22-27 und 3/2017: 22-27.
- PRÖLß, P. (2016): Ermittlung von Populationsparametern mittels Fotofallen am Schalenwild, mit Schwerpunkt auf das Muffelwild, im Ostharz. Masterarbeit TU Dresden, Professur für Forstzoologie, Tharandt, 94 S.
- PUPPE K. (2007): Rothemühl 1963-1988. Einblicke in 25 Jahre Rotwildbewirtschaftung und Forschung im Osten Deutschlands. WAGE-Verlag, 255 S.
- R CORE TEAM (2018). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- V. RAESFELD F. F. & REULECKE K. (2003): Das Rotwild – das Rehwild. Naturgeschichte, Hege und Jagd. 9. Auflage Stuttgart: Kosmos, 453 S.
- REIMOSER F. (1995): Integrales Schalenwild- und Habitatmanagement am Beispiel des FUST-Projektes-Tirol. In: Alpine Umweltprobleme - Ergebnisse des Forschungsprojekts Achenkirch. Beiträge zur Umweltgestaltung, Band A, 133, E. Schmidt VerlaG, Berlin, 69-120.
- REIMOSER F., DUSCHER T. & DUSCHER A. (2014): Rotwildmarkierung im Dreiländereck (Vorarlberg, Fürstentum Liechtenstein, Kanton Graubünden). Endbericht Teil A – Datenauswertung, 168 S.
- REIMOSER F., DUSCHER T. & DUSCHER A. (2015): Rothirsch im Rätikon. Drei Länder, drei Jagdsysteme, eine Wildart. Ergebnisse der Rotwildmarkierung im Dreiländereck Vorarlberg, Fürstentum Liechtenstein, Kanton Graubünden, 66 S.
- REINECKE H., LEINEN L., THIBEN I., MEIßNER M., HERZOG S., SCHÜTZ S. & KIFFER C. (2014): Home range size estimates of red deer in Germany: environmental, individual and methodological correlates. Eur. J. Wildl. Res. 60:237-247.
- REMMERT H. (1989): Ökologie - ein Lehrbuch. Springer Verlag: Heidelberg, 384 S.
- RIVRUD I. M., LOE L. E. & MYSTERUD A. (2010): How does local weather predict red deer home range size at different temporal scales?. Journal of Animal Ecology 79(6):1280-1295.
- ROEDER A., BÜCKING M. & JOCHUM M. (2001): Erfassung von Wildverbiss in Naturverjüngungen. AFZ-DerWald 12: 606-609.
- ROTH M., MEIßNER-HYLANOVÁ V., WAGNER C., DEEKEN A. & STIER N. (2016): Untersuchungen am Schalenwild im Wolfsgebiet der Oberlausitz und Schlussfolgerungen zu dessen Hege und

- jagdlicher Bewirtschaftung. Abschlussbericht. TU Dresden, Professur für Forstzoologie, Tharandt, 92 S.
- 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.
- RÜCKER, J. (2019): Untersuchungen eines Fotofallenmodells. Bachelorarbeit. TU Dresden, Professur für Forstzoologie, Tharandt, 53 S.
- SACHS L. (1997): *Angewandte Statistik*. Springer Verlag Berlin.
- 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.
- SCHERZINGER W. (1996): *Naturschutz im Wald*. Stuttgart: Ulmer, 447 S.
- SCHMIDT W. (1978): Einfluss einer Rehpopulation auf die Waldvegetation - Ergebnisse von Dauerbeobachtungsflächen im Rehgatter Stammham 1972-1976. *Phytocoenosis* 7:43-49.
- SCHNEIDER C. & SCHÖNBEIN J. (2005): Klimatologische Analyse der Schneesicherheit und Beschneibarkeit von Wintersportgebieten in deutschen Mittelgebirgen. Schriftenreihe Natursport und Ökologie, Band 19. INÖK und Deutsche Sportschule Köln, 33 S.
- SCHÖNFELDER D. (1996): Rotwildpopulation und Schältschäden im Westerzgebirge Vogtland eine analytische Gesamtdarstellung. Diplomarbeit. 43 S
- SCHUBERT L. (2017): Fotofallengestützte Individualisierung von weiblichem Rotwild (*Cervus elaphus L.*) und Charakterisierung von Rotwildrudel zur Ermittlung von Mindestindividuenzahlen sowie Analyse der Rotwildaktivität an Fütterungen im sächsischen Erzgebirge. Bachelorarbeit. TU Dresden, Professur für Forstzoologie, Tharandt, 39 S.
- SCHÜTZ M., KRÜSI B.O., ACHERMANN G., MOSER B., LEUZINGER E. & NIEVERGELT B. (1999): Langzeitwirkung des Rothirsches auf räumliche Struktur, Artenzusammensetzung und zeitliche Entwicklung der Vegetation im Schweizerischen Nationalpark seit 1917. *Beiträge zur Jagd- und Wildtierforschung* 24:49-59.
- SEDDON P. J., ISMAIL K., SHOBRACK M., OSTROWSKI S. & MAGIN CH. (2003): A comparison of derived population estimate, mark-resighting and distance sampling methods to determine the population size of a desert ungulate, the Arabian oryx. *Oryx* 37(3):286-294.
- SEEHAFER J. (2017): Fotofallengestützte Analyse der Rotwildaktivität (*Cervus elaphus L.*) an Fütterungen im sächsischen Erzgebirge. Bachelorarbeit. TU Dresden, Professur für Forstzoologie, Tharandt, 62 S.
- SEIFERT P. (2019): Untersuchungen zum Raum-Zeit-System von Rotwildalttieren (*Cervus elaphus, L.*) mit ihren Kälbern mittels Telemetrie im Westerzgebirge/Sachsen. Masterarbeit. TU Dresden, Professur für Forstzoologie, Tharandt, 95 S.



- SETSAAS T. H., HOLMERN T., MWAKALEBE G., STOKKE S. & RØSKAFT E. (2007): How does human exploitation affect impala populations in protected and partially protected areas? - A case study from the Serengeti Ecosystem, Tanzania. *Biological Conservation* 136:563-570.
- SHORROCKS B., CRISTESCU B. & MAGANE S. (2008): Estimating density of Kirk's dik-dik (*Madoqua kirkii* Günther), impala (*Aepyceros melampus* Lichtenstein) and common zebra (*Equus burchelli* Gray) at Mpala, Laikipia District, Kenya. *Afr. J. Ecol.* 46:612-619.
- SIEFKE A. & STUBBE C. (2012): Die Mortalität von Schalenwildpopulationen - Wissensdefizite bei deren Bewirtschaftung. *Beiträge zur Jagd- und Wildforschung* 37:237-260.
- SIMON O. & KUGELSCHAFTER K. (1998): Wildbiologisches Gutachten für den Rotwildbewirtschaftungsbezirk Montabaurer Höhe. Ausgabe 24 von Schriften des Arbeitskreises Wildbiologie an der Justus-Liebig-Universität Gießen e.V, Universität Gießen Arbeitskreis Wildbiologie Verlag Hennecke, 172 S.
- SIMON O., LANG J. & PETRAK M. (2008): Rotwild in der Eifel. Iutra- Verlags- und Vertriebsgesellschaft, Klitten, 204 S.
- SIMON O. & LANG J. (2019): Tierschutzgerechte Alttierbejagung auf Bewegungsjagden: Bestandsaufnahme des Gesäugestatus erlegter Alttiere. In: MÜNCHHAUSEN H. FRHR. V., KINSER A., HERZOG S. (2019): „Der Rothirsch in der Überzahl - Wege zu einer tierschutzgerechten Rotwildreduktion; Tagungsband zum 9. Rotwildsymposium der Deutschen Wildtier Stiftung: 80-90.
- SIMON O. & EBERT C. (2022): Untersuchungen zum Risiko von Kälberwaisen bei Bewegungsjagden auf Rotwild. In: *Wildbiologische Forschungsberichte 2022. Schriftenreihe der Wildbiologen und Jagdwissenschaftler Deutschlands (VWJD) (Hrsg.), Bd. 4, Kessel-Verlag: 186-191.*
- 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.
- SOUTH A. B. & KENWARD R. E. (2006): Ranges7. Software for the Analysis of Tracking and Location Data. - Wareham, UK (Anatrack Ltd.).
- STIER N. (2012): Zur Populationsökologie des Baumarders (*Martes martes* L., 1758) in Nordost-Deutschland. Dissertation. TU Dresden, Professur für Forstzoologie, Tharandt, 182 S. - *Wildtierforschung in Mecklenburg-Vorpommern Band 1.*
- STIER N., NITZE M., MEIßNER-HYLANOVÁ V., SCHUMANN M., DEEKEN A. & ROTH M. (2014): Evaluierung von Monitoringmethoden für Schalenwildbestände. Abschlussbericht. TU Dresden, Professur für Forstzoologie, Tharandt, 38 S. - *Wildtierforschung in Mecklenburg-Vorpommern Band 2.*
- STIER N., STRIESE M., HÖHN F. & ROTH M. (2015): Querungsmöglichkeiten für Wildtiere an Bundesautobahnen in Sachsen. Abschlussbericht im Auftrag des LfULG. 63 S.

- STIER N., MEIßNER-HYLANOVÁ V., KRUK M., BORCHERT M., BOTHE M., ROHDE J., ELZE S., LÜTERS F. & ROTH M. (2018): Untersuchung zum Einfluss des Wolfes auf Schalenwild, mit Schwerpunkt Damwild. Zwischenbericht. TU Dresden, Professur für Forstzoologie, Tharandt, 35 S.
- STRASSER U. & MARKE T. (2010): ESCIMO.spread - a spreadsheet-based point snow surface energy balance model to calculate hourly snow water equivalent and melt rates for historical and changing climate conditions. *Geoscientific Model Development* 3:643-652.
- STUBBE C. (1997): Rehwild. Biologie, Ökologie, Bewirtschaftung. - Hamburg (Parey Verlag), 568 S.
- SUNDE P., OLESEN C.R., MADSEN T.L. & HAUGAARD L. (2009): Behavioural responses of GPS-collared female red deer *Cervus elaphus* to driven hunts. *Wildlife Biology* 15(4):454-460.
- ŠUSTR P. (2013): Jelenovití na Šumavě. Správa NP a CHKO Šumava, Vimperk, 164 S.
- ŠUSTR P., LAMKA J., RAPAŁA R., ZENDULKOVÁ D., TESA K., ERNST M., ROBOVSKÝ J., SVOBODOVÁ K., POHLOVÁ L., ŠIROKÝ Z., BLAZEK P., TURECEK J. (2015): Jeleni v Krkonoších / Jelenie w Karkonoszach. Správa KRNAP Vrchlabí, Dyrekcja KPN Jelenia Góra, 200 S.
- THIMM T. (2019): Es kam doch alleine! - Alttierabschuss auf Bewegungsjagden. *Wild und Hund* 20:15-20.
- THOMAE M., POLACZEK K. & EISENHAEUER D.-R. (2023): Rotwildmanagement pro Waldumbau. Ergebnisse des Kooperationsprojektes im Erzgebirge und Elbsandsteinerzgebirge. Staatsbetrieb Sachsenforst, 214 S.
- 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* 47:5-14.
- TIBSHIRANI R. (1996): Regression shrinkage and selection via the lasso. *J Royal Statisti Soci B* 58:267-288.
- TIBSHIRANI R. (1997): The lasso method for variable selection in the cox model. *Stat Med* 16(4):385- 395.
- TOMÁS W. M., MCSHEA W., DE MIRANDA G. H. B., MOREIRA J. R., MOURÃO G. & LIMA BORGES P. A. (2001): A survey of a pampas deer, *Ozotoceros bezoarticus leucogaster* (*Arctiodactyla, Cervidae*), population in the Pantanal wetland, Brazil, using the distance sampling technique. *Animal Biodiversity and Conservation* 24(1):101-106.
- TOTTEWITZ F., NEUMANN M. & SPARING H. (2008): Hirsche, Halsbänder und Handys: Wo und wie lebt Rotwild? - Satellitentelemetrie beim Rotwild. *Wild & Hund Exkl* 31:28-35.

- TOTTEWITZ F. & NEUMANN M. (2010): Untersuchungen zur Lebensraumnutzung des Rotwildes (*Cervus elaphus* L.) auf der Halbinsel Darß/Zingst im Nationalpark Vorpommersche Boddenlandschaft durch GPS-Satelliten-Telemetrie. Beitr. Jagd- u. Wildforsch. 35:15-31.
- TRÖBER U., FRANKE U., THOMAE M. & POLACZEK K. (2021): Schlussbericht zum Kooperationsprojekt: „Populationsdichte, Populationsstruktur, Migrationsverhalten und Lebensraumnutzung des Rotwildes im linkselbischen Elbsandstein- und Erzgebirge als Grundlage für ein wald-, wildtierökologisch und waldbaulich begründetes Rotwildmanagement“. Berichtsteil: Genetische Untersuchungen. Staatsbetrieb Sachsenforst, 46S.
- URBANO F. & CAGNACCI F. (2014): Spatial Database for GPS Wildlife Tracking Data - A Practical Guide to Creating a Data Management System with PostgreSQL/PostGIS and R. Springer International Publishing Switzerland, 257 S.
- 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. Journal of Biosciences 20(2):273-287.
- WAGENKNECHT E. (1966): Bewirtschaftungsprobleme des Rotwildes im Erzgebirge - dargestellt am Beispiel des Wildforschungsgebietes Eibenstock, Krs. Aue. III: Verbesserung der Äsungsverhältnisse im Hinblick auf Wildschadenverütung im Wildforschungsgebiet Eibenstock. Beiträge zur Jagd- und Wildforschung 5:65-82.
- WAGENKNECHT E. (2000): Rotwild. 5. überarbeitete und erweiterte Auflage Hrsg. Suderburg: nimrod-verlag, 605 S.
- 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.
- WESTEKEMPER K. (2021): Impacts of landscape fragmentation on red deer (*Cervus elaphus*) and European wildcat (*Felis silvestris silvestris*): a nation-wide landscape genetic analysis. Dissertation an der Fakultät für Forstwissenschaften und Waldökologie; Wildtierwissenschaften, Universität Göttingen, 114 S.
- WÖLFEL H. (1981): Zur Jugendentwicklung, Mutter-Kind-Beziehung und Feindvermeidung beim Rothirsch (*Cervus elaphus*). Dissertation, Universität Wien, 108 S.
- WÖLFEL H. & MEISSNER M. (2006): Rotwildgebiete aus Sicht der Wildbiologie. In: Der Rothirsch in der Überzahl. Berlin, Deutsche Wildtier Stiftung:63-80.
- WOOD S. (2006): *Generalized Additive Models: An Introduction with R*. Chapman & Hall/CRC Texts in Statistical Science, 410 S.
- WOTSCHIKOWSKY U., SIMON O., ELMAUER K. & HERZOG S. (2018): Leitbild Rotwild - Wege für ein fortschrittliches Management. Deutsche Wildtier Stiftung (Hrsg.), Hamburg, 60 S.

- YASUDA M. (2004): Monitoring diversity and abundance of mammals with camera traps: a case study on Mount Tsukuba, central Japan. *Mammal Study* 29:37-46.
- ZEILEIS A., KLEIBER C. & JACKMAN S. (2008). Regression models for count data in R. *Journal of Statistical Software* 27:1-25.
- ZEILER H. (2014): Herausforderung Rotwild. Österreichischer Jagd- und Fischereiverlag, Wien, 182 S.
- ZUUR A.F., IENO E.N. & SMITH G.M. (2007): *Analysing Ecological Data*. Springer Science+Business Media, LLC, 667 S.
- ZUUR A.F., IENO E.N., WALKER N.J., SAVELIEV A.A. & SMITH G.M. (2009): *Mixed Effect Models and Extensions in Ecology with R*. Springer Science+Business Media, LLC, New York, 574 S.
- ZUUR A.F., IENO E.N. & ELPHICK C.S. (2010): A protocol for data exploration to avoid common statistical problems. *Methods in Ecology and Evolution* 1:3-14.
- ZUUR A. F. (2012a): *A beginner's guide to generalized additive models with R*. Highland Statistics Ltd., 189 S.
- ZUUR A.F., SAVELIEV A.A. & IENO E.N. (2012b): *Zero inflated models and generalized linear mixed models with R*. Highland Statistics Ltd., 309 S.

### **Internetquellen**

INTERNET 1: (23.01.2014, SPIEGEL, Zugriffsdatum 01/2023)

<https://www.spiegel.de/wissenschaft/natur/hirsche-stoppen-an-frueherer-grenze-zwischen-ost-und-west-a-945071.html>

INTERNET 2: (BMU, Zugriffsdatum 10/2019)

<https://www.bmu.de/themen/bildung-beteiligung/bildungsservice/aus-der-wissenschaft/fruehjahr-und-sommer-2018-extrem-heiss-und-trocken/>

INTERNET 3: (Wildtierportal Bayern, Zugriffsdatum 11/2019)

<https://www.wildtierportal.bayern.de/rotwildprojekt>

## 10 Abkürzungsverzeichnis

<b>Abkürzung</b>	<b>Erklärung</b>
<b>Abb.</b>	Abbildung
<b>AIC</b>	Akaike's Criterion Information
<b>AK</b>	Altersklasse
<b>Akt.</b>	Aktivität
<b>AR</b>	Aktionsraum
<b>AT</b>	Alttiere (inkl. Schmaltiere)
<b>ATKIS</b>	Amtliches Topographisch-Kartographisches Informationssystem
<b>B</b>	Brunft
<b>BÄR</b>	Bärenfels
<b>°C</b>	Grad Celsius
<b>CLC</b>	Corine Land Cover
<b>cm</b>	Centimeter
<b>csv</b>	Character Separated Value
<b>CZ</b>	Tschechien
<b>D</b>	Deutschland
<b>DGM</b>	digitales Gelände Modell
<b>DJ</b>	Drückjagd
<b>DS/ds</b>	Distance-Sampling
<b>E</b>	Erweiterung
<b>EIB</b>	Eibenstock
<b>et al.</b>	und andere
<b>EWF</b>	Entdeckungswahrscheinlichkeit
<b>EZB</b>	effektive Zählstreifenbreite
<b>Fa.</b>	Firma
<b>FFM</b>	Fotofallenmonitoring
<b>FG</b>	fortgeschritten
<b>FJ</b>	Frühjahr
<b>FoB</b>	Forstbezirk
<b>Fofa</b>	Fotofalle
<b>GAM</b>	Generalisiertes Additives Regressionsmodell
<b>GAMM</b>	Generalisiertes Additives Gemischtes Modell
<b>GAP</b>	gemeinsame Agrarpolitik
<b>GIS</b>	geografisches Informationssystem



<b>GPS</b>	Global Positioning System
<b>GSM</b>	Global System for Mobile Communications
<b>GV</b>	Geschlechterverhältnis
<b>h</b>	Stunden
<b>H</b>	männliches Rotwild (außer männliche Kälber)
<b>ha</b>	Hektar
<b>HNC</b>	Half Normal Cosine
<b>HRC</b>	Hazard Rate Cosine
<b>HRH</b>	Hazard Rate Hermite
<b>ID</b>	Identifikation
<b>inkl.</b>	inklusive
<b>InVeKoS</b>	Integrierte Verwaltungs- und Kontrollsystem
<b>K</b>	Kalb
<b>K95</b>	Kernel Methode
<b>Kap.</b>	Kapitel
<b>Kat.</b>	Kategorie
<b>KI</b>	Konfidenzintervall
<b>km</b>	Kilometer
<b>LASSO</b>	Least Absolute Shrinkage and Selection Operator
<b>LfULG</b>	Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie
<b>LIDAR</b>	Light Detection and Ranging
<b>LoCoH</b>	Local Convex Hull
<b>Lpl</b>	Lagerplatz
<b>m</b>	Meter
<b>m</b>	männliches Rotwild (außer männliche Kälber)
<b>max.</b>	maximal
<b>MCP</b>	Minimum Convex Polygon
<b>MEZ</b>	Mitteleuropäische Zeit
<b>min</b>	Minuten
<b>min.</b>	minimal
<b>n/N</b>	Anzahl, Stichprobe
<b>NED</b>	Neudorf
<b>NES</b>	Neustadt
<b>Nr.</b>	Nummer
<b>P</b>	probabilitas, Wahrscheinlichkeit
<b>PL</b>	Petersen Lincoln

<b>R</b>	Programmiersprache „R“
<b>REM</b>	Random Encounter Model
<b>S</b>	Sommer
<b>SBS</b>	Staatsbetrieb Sachsenforst
<b>SD</b>	Standard Deviation, Standardabweichung
<b>SE</b>	Standard Error, Standardfehler
<b>SECR</b>	Spatially Explicit Capture Recapture
<b>SN</b>	Schneehöhe
<b>St.</b>	Stück
<b>T</b>	Temperatur
<b>T+Zahl</b>	Alttier oder Schmaltier
<b>Tab.</b>	Tabelle
<b>TS</b>	Transekt
<b>TUD</b>	Technische Universität Dresden
<b>UTC</b>	Coordinated Time Universal
<b>UG</b>	Untersuchungsgebiet
<b>UHF</b>	Ultra High Frequency
<b>ü.N.N.</b>	Höhe über normal Null (in m)
<b>VHF</b>	Very High Frequency
<b>VK</b>	Variationskoeffizient
<b>VwV</b>	Verwaltungsvorschrift
<b>W</b>	Winter
<b>w</b>	weibliches Rotwild (inkl. Schmaltiere)
<b>WBK</b>	Wärmebildkamera
<b>WG</b>	Wintergrün
<b>WK</b>	Winterkahl
<b>yday</b>	Jahrestag
<b>Z</b>	Standardabweichung