

# VERÄNDERUNGEN DER PFLANZEN- DIVERSITÄT

*... in experimentell gestörten Buchenwäldern:  
Botanische Untersuchungen auf den Flächen des BioHolz-Experiments  
im Nationalpark Hunsrück-Hochwald 2017 bis 2019*

*Auf den Flächen des BioHolz-Experiments in der Entwicklungszone des Nationalparks Hunsrück-Hochwald wurden in den Jahren 2017 bis 2019 neben anderen Artengruppen auch die Gefäßpflanzen, Moose und Flechten erfasst. Hierbei wurden Vegetationsaufnahmen fest markierter Kreisflächen (Boden) sowie ausgewählter Einzelobjekte (Bäume, stehendes Totholz, liegende Stämme und Stümpfe) angefertigt. Bisher können nur wenige Veränderungen im Artenspektrum und der Abundanz einzelner Arten nachgewiesen werden. Außerdem sind die in ehemaligen Wirtschaftswäldern gelegenen Flächen sehr viel artenärmer als schon seit Jahrzehnten ungenutzte Buchenwälder vergleichbarer Standorte. Da der Beobachtungszeitraum noch zu kurz war, schlagen wir im Ausblick eine Fortführung der Beobachtungen in regelmäßigen, mehrjährigen Abständen vor. Diese lassen wichtige Erkenntnisse für die Erfolgsaussichten von Entwicklungsmaßnahmen auch in anderen struktur- und totholzarmen Waldbeständen erwarten.*

## Einleitung

Alte und absterbende Bäume sowie liegendes und stehendes, starkes Totholz sind wichtige Substrate für zahlreiche Moose, Flechten und Pilze (Abb. 1, 2), aber in Wirtschaftswäldern selten. Untersuchungen in naturnahen Wäldern unterstreichen die Schlüsselfunktion von starken Totholzobjekten insbesondere in der Zerfallsphase der natürlichen Walddynamik, da diese bis in nachfolgende Regenerationsphasen des Waldes erhalten bleiben. Hierdurch sowie durch eine mosaikartige Verzahnung von Waldbeständen in unterschiedlichen Entwicklungsphasen ist eine Habitatkontinuität für viele spezialisierte, epiphytische und xylobionte Arten gewährleistet (Johanson et al. 2012; Dittrich et al. 2013, 2014; Hilmers et al. 2018). Mit fortschreitendem Zerfall von Totholzobjekten setzt dort eine Sukzession spezialisierter Arten und Artgemeinschaften ein (Abb. 3). So beruht die Artenvielfalt von Flechten und Moosen in Wäldern auch auf einem weiten Spektrum verschiedener Totholztypen (stehend, liegend, Stümpfe) in verschiedensten Größen- und Zerfallsklassen (Dittrich et al. 2014).

Da Totholz nur in fortgeschrittenen Zerfallsstadien von Gefäßpflanzen bzw. Waldboden-Moosen besiedelt wird (Dittrich et al. 2014), sind vor allem indirekte Auswirkungen auf die Waldboden-Vegetation anzunehmen. So erhöht akkumuliertes Totholz den Raumwiderstand für das Schalenwild und fördert so zumindest zeitweise die Gehölzverjüngung (Hagge et al. 2019; Abb. 4). Weiterhin bilden sich Kronenlücken durch absterbende beziehungsweise

umstürzende Bäume (Kucbel et al. 2010). Das Mikroklima wird jedoch von der Präsenz und räumlichen Verteilung von Totholz teils weniger beeinflusst (Schmidt, Heinrichs 2012; Thom et al. 2020). Auch reduzierte Evapotranspiration und Niederschlagsinterzeption durch Laub- bzw. Kronenverluste sowie die Mobilisierung von Nährstoffen aus zerfallendem Holz können die Bodenvegetation beeinflussen (Nadkarni, Sumera 2004; Bade et al. 2015). Selbst in Urwäldern auf reicheren Standorten zeigen anspruchsvolle Gefäßpflanzen eine deutliche Häufung in Bereichen mit starker Totholzakkumulation (Falinski 1978).

Während die Interaktion von Bodenpflanzen und Totholz bisher relativ wenig untersucht wurde, liegen inzwischen etliche Studien zur Ökologie totholzbewohnender Moose, Flechten und Pilze vor. Diese beschreiben jedoch meist den Bewuchs bereits vorhandener Totholzobjekte in Probeflächen. Dabei werden z. B. aus den Aufnahmen verschieden stark zersetzter Totholzobjekte Entwicklungsreihen, sogenannte „unechte Zeitreihen“, konstruiert (Dittrich et al. 2014). Demgegenüber bieten die Experimentflächen des BioHolz-Projektes im Bayerischen Wald, Hunsrück, Saarbrücker Urwald und in Schleswig-Holstein die seltene und reizvolle Gelegenheit, unter vergleichsweise kontrollierten Bedingungen echte Entwicklungsreihen im Boden- und Totholzbewuchs über längere Zeiträume zu verfolgen.

Im Folgenden werden erste Ergebnisse der Untersuchungen zur Epiphyten- und Bodenvegetation auf den Experimentflächen im Nationalpark Hunsrück-Hochwald vorgestellt. Hierbei bieten sich auch Vergleiche zu neueren

08

Arterfassungen in drei Buchen-Naturwaldreservaten (NWR) im Bereich des Nationalparks an, die sich bereits durch sehr naturnahe Strukturen und höhere Totholzvorrate auszeichnen (Abb. 1; Heinrichs et al. 2018, Killmann 2018, Stapper 2018).

## Methoden

Die Vegetationsaufnahmen der Bodenvegetation erfolgten auf Kreisflächen ( $r = 4 \text{ m}$ ) um jeweils 8 Rasterpunkte auf den Plots (siehe auch bioholz-projekt.de). Diese Punkte beschreiben ein äußeres (B2, B5; E2, E5) und ein inneres Quadrat (C3, C4; D3, D4). Innerhalb der einzelnen Kreisflächen wurde der Unterwuchs getrennt nach Strauch-, Kraut- und Moos-Schicht aufgenommen. Dies erfolgte mit einer Prozent-Skala mit 5 %-Intervallen, bei  $<10 \%$  in 1 %-Intervallen. Bei Pflanzen mit einer Deckung  $<1 \%$  wurde zwischen 0,5 % (mehrere Triebe/Individuen) und 0,1 % (einzelne Pflanzen,

Triebe) differenziert (Methode nach Dittrich et al. 2013). Zusätzlich wurde die Verjüngung der Baumarten nach Größenklassen differenziert ausgezählt. Nach der Erstaufnahme in 2017 wurden von Erst- und Zweitautor noch zwei Wiederholungskartierungen (2018, 2019) durchgeführt. Die epiphytischen bzw. epixylen Moose und Flechten wurden in jedem Plot auf ausgewählten, permanent markierten Einzelobjekten kartiert. Hierbei handelt es sich jeweils um einen unbehandelten Baum als Referenz (A), je ein Exemplar der manipulierten Objekte (S, stehendes Totholz; L, liegendes Totholz) sowie einen der ggf. verbleibenden Stümpfe (W). Bei liegenden Stämmen und Stümpfen wurde der Bewuchs der gesamten offenen Oberfläche berücksichtigt, während bei Bäumen und stehendem Totholz die unteren 2 m berücksichtigt wurden. Die Abundanz der einzelnen Arten wurde in gleicher Weise wie bei der Bodenvegetation geschätzt. Vom Erstautor wurden in bisher zwei Durchgängen (2018, 2019) auf den Experimentflächen 23 markierte Einzelobjekte untersucht.



**Abbildung 1:** Alter, naturnaher Buchenwald mit absterbenden Altbäumen, stehendem und liegendem Totholz (NWR Ruppelstein, August 2018. Aufn. S. Dittrich).



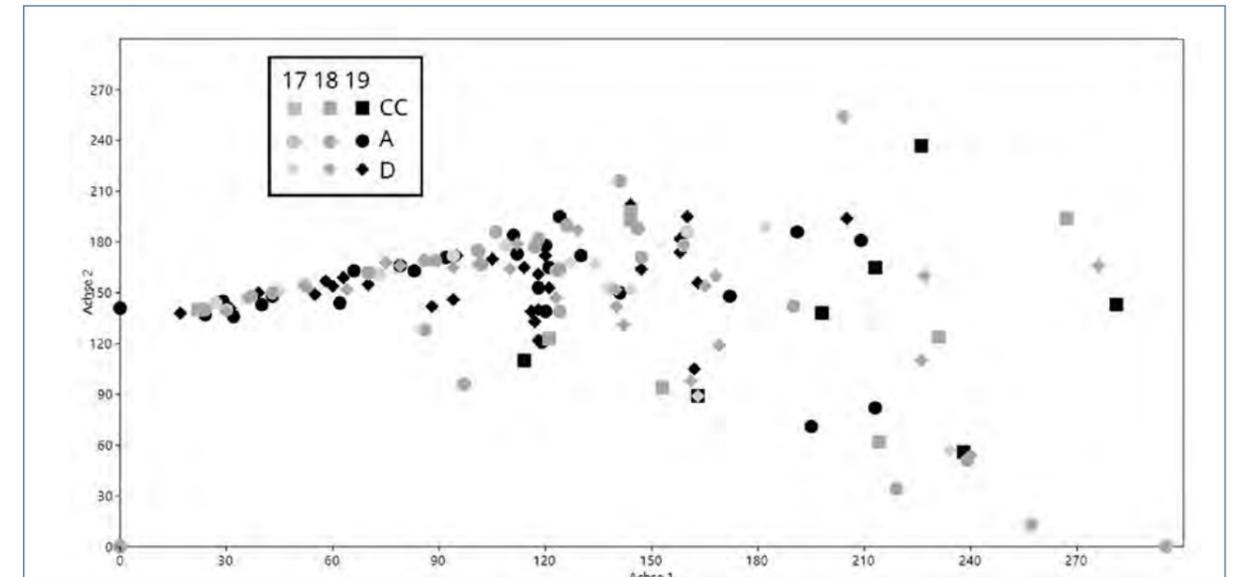
**Abbildung 2:** Liegender Buchenstamm mit Moos- und Flechtenbewuchs sowie Fruchtkörpern holzzeretzender Pilze (Nationalpark Hunsrück-Hochwald, August 2018. Aufn. S. Dittrich).



**Abbildung 3:** Das auch in Rheinland-Pfalz heimische, feuchteliebende Lebermoos *Riccardia palmata* wächst auf stark zersetztem, schwammartigem Totholz (Alpen, September 2016. Aufn. S. Dittrich).



**Abbildung 4:** Abgestorbene, liegende Altlichten bieten als natürlicher Verhau kurzzeitigen Verbiss-Schutz für junge Ebereschen (Nationalpark Harz, Juni 2019. Aufn. S. Dittrich).



**Abbildung 5:** DCA der Aufnahmen der Bodenvegetation (Strauch-, Kraut- und Moos-Schicht) in den Sub-Plots der Behandlungsgruppen (CC, unbehandelte Referenz; A, aggregiert; D, verteilt) von 2017-2019. Eigenwerte – Achse 1: 0,419; Achse 2: 0,150.

Die Nomenklatur der erwähnten Arten richtet sich nach Wirth et al. (2013, Flechten), Caspari et al. (2018, Moose) sowie Buttler, Hand (2008, Gefäßpflanzen). Die Analysen beschränken sich hier auf die Veränderungen der Artzusammensetzung der einzelnen Vegetationsaufnahmen über die Beobachtungszeit. Hierzu wurde die DCA (Detrended Correspondence Analysis; Hill, Gauch 1980) herangezogen. Veränderungen in der Abundanz der einzelnen Arten wurden statistisch auf Signifikanz überprüft (Kruskal-Wallis-Test, da nicht normalverteilte Daten). Hierbei wurden die in jedem Jahr durchgeführten 8 Vegetationsaufnahmen pro Plot als Replikate behandelt, auch wenn es sich nur um bedingt unabhängige Stichproben handelt. Die DCA und wei-

tere statistische Analysen wurden u. a. mit den Software-Paketen PAST 4.01 sowie R, Version 3.6.3 vorgenommen (Hammer et al. 2001; R Core Team 2020).

## Ergebnisse

Die DCA zeigt über die drei Beobachtungsjahre weder einen deutlichen Veränderungstrend noch eine erkennbare Differenzierung der Behandlungsgruppen (A, D, CC; Abb. 5). Auch bei den einzelnen Arten der Gefäßpflanzen und Moose in der Bodenvegetation sind keine signifikanten Veränderungen in der Abundanz erkennbar (Tab. 1; Kruskal-Wallis-Test  $p > 0,05$ ).



**Abbildung 6:** Geringe Veränderungen des Moos- und Flechtenbewuchses, aber veränderte Insektenaktivität (s. Bohrmehl) bei stehendem Totholz (Fläche „AB“) in den Jahren 2018 (links) und 2019 (rechts) (Aufn. S. Dittrich).

**Tabelle 1:** Entwicklungstrends in der Abundanz der Gefäßpflanzen (Krautschicht) der einzelnen Plots von 2017-2019.

|   | CC             | AB | AL | AR | AS | DB | DL | DR | DS | St. <sup>1</sup> | WB <sup>2</sup> |
|---|----------------|----|----|----|----|----|----|----|----|------------------|-----------------|
| <i>Carex pilulifera</i>                   | > <sup>3</sup> | N2 | N2 | >  | <  | <  | <  | =  | ~  | 100              | 2.1             |
| <i>Fagus sylvatica</i> <sup>4</sup>       | >              | >  | >  | >  | <  | >  | <  | >  | >  | 100              | 1.1             |
| <i>Sorbus aucuparia</i> <sup>4</sup>      | N2             |    | =  | >  | N2 | ~  | <  | >  | >  | 89               | 2.1             |
| <i>Luzula luzuloides</i>                  | <              |    | >  | >  | N1 | <  | =  |    | =  | 78               | 2.1             |
| <i>Picea abies</i> <sup>4</sup>           | <              |    | >  | N2 | ~  | <  | <  |    |    | 67               | 2.1             |
| <i>Rubus idaeus</i> <sup>4</sup>          |                |    | <  | N2 |    | <  | <  |    |    | 44               | 2.1             |
| <i>Pseudotsuga menziesii</i> <sup>4</sup> |                |    |    |    | N2 | <  | =  |    | =  | 44               | 1.1             |
| <i>Dryopteris carthusiana</i>             | <              |    |    | =  |    |    | =  |    |    | 33               | 2.1             |
| <i>Digitalis purpurea</i>                 |                | <  | N1 | >  |    |    |    |    |    | 33               | 1.2             |
| <i>Carex muricata</i>                     |                |    |    | =  |    |    | =  |    |    | 22               | 2.1             |
| <i>Juncus effusus</i>                     |                |    |    |    |    |    | =  |    | <  | 22               | 2.1             |
| <i>Deschampsia flexuosa</i>               | =              |    |    |    |    |    |    |    |    | 11               | 2.1             |
| <i>Epilobium montanum</i>                 |                | =  |    |    |    |    |    |    |    | 11               | 2.1             |
| <i>Sambucus racemosa</i> <sup>4</sup>     |                |    | ~  |    |    |    |    |    |    | 11               | 2.1             |
| <i>Acer pseudoplatanus</i> <sup>4</sup>   |                |    |    | N2 |    |    |    |    |    | 11               | 2.1             |
| <i>Rubus fruticosus</i> agg. <sup>4</sup> |                |    |    | =  |    |    |    |    |    | 11               | 2.1             |
| <i>Galeopsis tetrahit</i>                 |                |    |    |    | N2 |    |    |    |    | 11               | 2.1             |
| <i>Robinia pseudacacia</i> <sup>4</sup>   |                |    |    |    | N2 |    |    |    |    | 11               | 2.1             |
| <i>Sambucus nigra</i> <sup>4</sup>        |                |    |    |    | N2 |    |    |    |    | 11               | 2.1             |

<sup>1</sup> **Stetigkeit:** Vorkommen in % der Plots über alle Jahre

<sup>2</sup> **Waldbindung nach Schmidt et al. 2011 (Hügel- und Bergland):** 1.1, geschlossener Wald; 1.2, Waldränder und -Verlichtungen; 2.1, Wald wie im Offenland

<sup>3</sup> **Trends (Vergleich der mittleren Abundanz zwischen den Jahren):** =, gleichbleibend; <, Abnahme/Ausfall von 2017-2019; >, Zunahme von 2017-2019; ~, unklarer Trend bzw. neu und wieder ausgefallen; N1, Neu ab 2018; N2, Neu in 2019. Ohne Angabe: kein Vorkommen im Plot.

<sup>4</sup> **Jungbäume, Sträucher und Halbsträucher** <1 m



**Abbildung 7:** Zunehmende Holzzersetzung und Pilzaktivitäten bei Einzelobjekten (hier liegender Stamm in der Behandlung „AL“). Im Jahr 2018 (links) deutete die Ablösung der Rinde bereits auf eine fortschreitende Zersetzung. In 2019 (rechts) erschienen erste Fruchtkörper holzzeretzender Pilze (*Trametes* spp.; Aufn. S. Dittrich).

**Tabelle 2:** Übersicht über die Stetigkeit (%) bzw. Präsenz (+) der Epiphyten auf den Einzelobjekten in den Behandlungsgruppen (CC, unbehandelte Referenz; A, aggregiert; D, verteilt).

| Behandlungsgruppe                              | Anzahl Objekte |    |     |
|--|----------------|----|-----|
|  | CC             | A  | D   |
|  | 1              | 11 | 11  |
| <b>Flechten:</b>                               |                |    |     |
| <i>Lepraria finckii</i>                        | +              | 55 | 64  |
| <i>Cladonia coniocraea</i>                     | +              | 19 | 46  |
| <i>Pertusaria amara</i>                        | -              | 28 | 9   |
| <i>Pertusaria</i> spp. <sup>1</sup>            | -              | 19 | 27  |
| <i>Cladonia pyxidata</i>                       | -              | 9  | 9   |
| <i>Parmelia sulcata</i>                        | -              | -  | 9   |
| <i>Pertusaria leioplaca</i>                    | -              | -  | 9   |
| <b>Moose:</b>                                  |                |    |     |
| <i>Hypnum cupressiforme</i>                    | +              | 91 | 100 |
| <i>Dicranum scoparium</i>                      | +              | 64 | 36  |
| <i>Platygyrium repens</i>                      | +              | 55 | 73  |
| <i>Dicranoweisia cirrata</i>                   | +              | 36 | 64  |
| <i>Ulota bruchii &amp; crispa</i> <sup>2</sup> | +              | 9  | 36  |
| <i>Radula complanata</i>                       | +              | -  | 9   |
| <i>Pylaisia polyantha</i>                      | -              | 9  | 9   |
| <i>Brachythecium rutabulum</i>                 | -              | 9  | -   |
| <i>Dicranum tauricum</i>                       | -              | 9  | -   |
| <i>Brachytheciastrum velutinum</i>             | -              | -  | 9   |
| <i>Herzogiella seligeri</i>                    | -              | -  | 9   |
| <i>Isothecium alopecuroides</i>                | -              | -  | 9   |
| <i>Kindbergia praelonga</i>                    | -              | -  | 9   |
| <i>Metzgeria furcata</i>                       | -              | -  | 9   |
| <i>Orthotrichum affine</i>                     | -              | -  | 9   |
| <i>Orthotrichum lyellii</i>                    | -              | -  | 9   |
| <i>Polytrichum formosum</i>                    | -              | -  | 9   |

<sup>1</sup> meist sterile, kleine Thalli

<sup>2</sup> vorwiegend *U. bruchii*, aber sterile Exemplare kaum differenzierbar

Dennoch zeigen sich gewisse Entwicklungstendenzen: So erscheinen in allen aggregierten Behandlungen einzelne neue Arten und mehr Arten zeigen eine Zunahme in der Abundanz. In den verteilten Behandlungen (D) zeigen hingegen mehr Arten eine Abnahme oder keine Veränderungen. Die Vegetation der unbehandelten Fläche (CC) nimmt eine Mittelstellung zwischen aggregierten und verteilten Behandlungen ein. Auch die Epiphyten- bzw. Epixylenvegetation hat sich auf den Einzelobjekten zwischen 2018 und 2019 kaum verändert (Abb. 6, 7). Daher wird hier nur eine Artenliste mit Differenzierung zwischen den Behandlungsgruppen

vorgelegt (Tab. 2). Insgesamt wurden 7 Flechten- und 17 Moosarten (bzw. -Artengruppen) festgestellt. Die Epiphytengemeinschaft auf dem untersuchten Baum in der Referenzfläche (CC) enthält die meisten häufigeren Arten der Gesamt-Artenliste.

## Diskussion

Vor dem Eingriff konnten die ehemals bewirtschafteten Buchenbestände nach Baumdimensionen und Kronenschlussgrad der Optimalphase zugeordnet werden, die sich durch eine vergleichsweise geringe Pflanzendiversität auszeichnet (Hilmers et al. 2018). Daran hat sich auch im Beobachtungszeitraum von drei Jahren nach dem Eingriff wenig geändert. Hierbei ist zu beachten, dass die Größe der Lücken in der Baumschicht wohl selbst in den aggregierten Behandlungen zu niedrig ist, um extreme Veränderungen in der Bodenvegetation zu bewirken. Diese sind erst bei über 40 m Durchmesser zu erwarten (Kelemen et al. 2012; Kern et al. 2013). Solche Lücken treten aber auch in Buchen-Naturwäldern selten auf, z. B. nach flächigen Windwürfen (Schmidt, Heinrichs 2012; Rugani et al. 2013).

Die Bodenvegetation zeigt sich hinsichtlich der experimentellen Störung bisher reaktionsträge. Das deckt sich mit Untersuchungen zu natürlichen Störungen und Strukturveränderungen in anderen Waldtypen (Simon et al. 2011, Dittrich et al. 2013). Bisher dominieren in allen Plots Jung-Gehölze sowie mehrjährige krautige Pflanzen. Die meisten Arten kommen im Bergland sowohl im Wald als auch im Offenland vor und sind größtenteils typisch für bodensaure Buchenwälder (Schmidt et al. 2011, Heinrichs et al. 2018). Demgegenüber fehlen Arten mit Schwerpunkt Offenland sowie Arten der Waldlichtungen und Waldränder weitgehend, die z. B. auch in den NWR im Bereich des Nationalparks selten sind (Heinrichs et al. 2018). Auch bekannte „Störzeiger“ konzentrieren sich auf alte Rückegassen (Abb. 8). Sie waren also schon vor dem Experiment in den Flächen vorhanden. Die relativ bodenschonende Behandlung der Bestände hat insbesondere die für bodensaure Buchenwälder typische dicke Streuschicht nahezu unversehrt gelassen. Sie bedeckt in den meisten Vegetationsaufnahmen 90 bis 100 % des Waldbodens und kann die Etablierung neu einwandernder Pflanzen und somit die weitere Vegetationsentwicklung hemmen (Simon et al. 2011; Heinrichs et al. 2018).

Im Vergleich zu den Naturwaldreservaten (Killmann 2018, Stapper 2018) ist die Artenvielfalt bei den baum- und totholzbewachsenden Flechten und Moosen weitaus geringer. Die Anzahl der untersuchten Objekte dürfte mit 23

aber ausreichend gewesen sein, um das Arteninventar der Epiphyten des Gesamtbestandes repräsentativ zu erfassen (John, Schröck 2001). Die geringen Artenzahlen dürften die noch nicht lange zurückliegende, intensive Nutzung des Bestandes widerspiegeln. So fehlen bei den Moosen die in den NWR gefundenen Zeiger für hohe historische Kontinuität (Stapper 2018). Weiterhin sind Zeigerarten für mäßig bis sehr stark anthropogen beeinflusste Standorte (meso-, eu- und polyhemerobe Arten) häufig, wie z. B. *Dicranoweisia cirrata* und *Platygyrium repens*. Demgegenüber kommen Arten eher naturnaher, wenig beeinflusster Standorte wie *Isoetium alopecuroides* nur vereinzelt vor (Einstufung nach Dierßen 2001). Auch fehlen auf Totholz stark spezialisierte Arten noch weitgehend. *Cladonia coniocraea* oder *Herzogiella seligeri* kommen zwar schwerpunktmäßig auf Totholz vor, besiedeln aber auch die Stammbasis lebender Bäume. Hier traten sie auf den Flächen sicher schon vor Beginn des Experiments auf (Dierßen 2001; John, Schröck 2001).

## Ausblick

Die bisherigen Ergebnisse für einen relativ kurzen Beobachtungszeitraum zeigen noch kaum Veränderungen der Pflanzendiversität in den Experimentflächen. Gerade deshalb wäre es sehr sinnvoll, die Flächen und Rasterpunkte langfristig dauerhaft zu vermarken und weiterhin in regelmäßigen Intervallen zu untersuchen. Gemäß der Empfehlung von Stapper (2018) für das NWR-Monitoring von Moosen könnte dies bei den Epiphyten und Epixylen alle fünf Jahre geschehen, während für die Bodenvegetation auch 10 Jahre denkbar sind. Hiermit könnten aber kurzlebige Sukzessionsstadien möglicherweise übersprungen werden (Schmidt 1999; Dierschke 2014). Wünschenswert wäre auch eine parallele Fortführung der Erfassung von Insekten und xylobionten Pilzen. Die vorhandenen drei alten Naturwaldreservate im Gebiet des Nationalparks sind dabei trotz ihrer Entfernung eine wichtige Referenz. So wird sich mittelfristig zeigen, ob z. B. die dort vorhan-

denen totholzbesiedelnden Arten auch in die Versuchsfelder einwandern. Die BioHolz-Flächen können so auch wichtige Hinweise für die Erfolgsaussichten anderer Entwicklungsmaßnahmen in vergleichsweise struktur- und totholzarmen Waldbeständen im Nationalpark und seiner Umgebung geben.

## IM ÜBERBLICK

- > Im Rahmen des BioHolz-Experiments wurden Buchenbestände experimentell behandelt (Totholz-Anreicherung, Öffnungen des Kronendachs in verschiedenen Varianten).
- > Auf den Experimentflächen wurden über einen Zeitraum von drei Jahren Gefäßpflanzen und Moose am Boden sowie Moose und Flechten auf ausgewählten Bäumen und Totholzobjekten aufgenommen.
- > Von 2017 bis 2019 waren nur geringe Veränderungen festzustellen. Offenbar ist eine längerfristige, regelmäßige Beobachtung der Vegetation notwendig.



## DIE AUTOREN

**Dr. Sebastian Dittrich** (Jahrgang 1982) ist seit 2015 wissenschaftlicher Mitarbeiter an der TU Dresden, Professur für Biodiversität und Naturschutz. Er studierte Biologie an der Universität Osnabrück und promovierte an der Georg-August-Universität Göttingen über die Naturdynamik von Bergfichtenwäldern.

Er studierte Biologie an der Universität Osnabrück und promovierte an der Georg-August-Universität Göttingen über die Naturdynamik von Bergfichtenwäldern.



**Ole Krautkrämer** (Jahrgang 1992) studiert und forscht an der Philipps-Universität Marburg, AG Allgemeine Ökologie und Tierökologie. Er begleitet als Vegetationsökologe und Forstwissenschaftler das BioHolz-Projekt seit 2015 als Praktikant, Student und in freier bzw. wissenschaftlicher Mitarbeit.

Er begleitet als Vegetationsökologe und Forstwissenschaftler das BioHolz-Projekt seit 2015 als Praktikant, Student und in freier bzw. wissenschaftlicher Mitarbeit.

## Quellen

- Bade, Claudia; Jacob, Mascha; Leuschner, Christoph; Hauck, Markus (2015):** Chemical properties of decaying wood in an old-growth spruce forest and effects on soil chemistry. In: Biogeochemistry 122: 1-13.
- Büttler, Karl Peter; Hand, Ralf (2008):** Liste der Gefäßpflanzen Deutschlands. In: Kochia Beiheft 1: 1-107.
- Caspari, Steffen; Dürhammer, Oliver; Sauer, Michael; Schmidt, Carsten (2018):** Rote Liste und Gesamtartenliste der Moose (Anthocerotophyta, Marchantiophyta und Bryophyta) Deutschlands. In: Naturschutz und Biologische Vielfalt 70 (7): 361-489.
- Dierschke, Hartmut (2014):** Sekundärsukzession auf Kahlschlagflächen eines Buchenwaldes. Dauerflächenuntersuchungen 1971-2013. In: Tuexenia 34: 107-130.
- Dierßen, Klaus (2001):** Distribution, ecological amplitude and phytosociological characterization of European bryophytes. Stuttgart, Gebr. Bornträger: 289 S.
- Dittrich, Sebastian; Hauck, Markus; Jacob, Mascha; Rommerskirchen, Andreas; Leuschner, Christoph (2013):** Response of ground vegetation and epiphyte diversity to natural age dynamics in a Central European mountain Spruce forest. In: Journal of Vegetation Science 24: 675-687.
- Dittrich, Sebastian; Jacob, Mascha; Bade, Claudia; Leuschner, Christoph; Hauck, Markus (2014):** The significance of deadwood for total bryophyte, lichen, and vascular plant diversity in an old-growth spruce forest. In: Plant Ecology 215: 1123-1137.
- Falinski, Janusz B. (1978):** Uprooted trees, their distribution and influence in the primeval forest biotope. In: Vegetatio 38: 175-183.
- Hagge, Jonas; Müller, Jörg; Bäessler, Claus et al. (2019):** Deadwood retention in forests lowers short-term browsing pressure on silver fir saplings by overabundant deer. In: Forest Ecology and Management 451: 117531.
- Hammer, Øyvind; Harper, David A.T., Ryan, Paul D. (2001):** PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. In: Palaeontologia Electronica 4(1): 9 S.



**Abbildung 8:** Durch *Carex muricata* und *Juncus effusus* angezeigte Bodenverdichtung in den Fahrspuren einer alten Rückegasse (Behandlung DL, August 2018. Aufn. S. Dittrich).

- Heinrichs, Steffi; Dölle, Michaela; Schmidt, Wolfgang (2018):** Flora, Vegetation und Strukturmerkmale der Naturwaldreservate Gottlob, Springenkopf und Ruppelstein im Nationalpark Hunsrück-Hochwald. In: FAWF Rheinland-Pfalz (Hg.): Biodiversität in Buchenwald-Naturwaldreservaten – 30 Jahre nutzungsfreie Waldentwicklung (Mitt. FAWF Rheinland-Pfalz 82/18). Trippstadt, FAWF, 25-47.
- Hill, Mark O.; Gauch, Hugh G. (1980):** Detrended Correspondence Analysis: An improved ordination technique. In: Vegetatio 42: 47-58.
- Hilmers, Torben; Frieß, Nicolas; Bässler, Claus et al. (2018):** Biodiversity along temperate forest succession. In: Journal of Applied Ecology 55: 2756-2766.
- Johansson, Victor; Ranius, Thomas; Snäll, Tord (2012):** Epiphyte metapopulation dynamics are explained by species traits, connectivity, and patch dynamics. In: Ecology 93: 235-241.
- John, Volker; Schröck, Hans W. (2001):** Flechten im Kronen- und Stammbereich geschlossener Waldbestände in Rheinland-Pfalz (SW-Deutschland). In: Fauna und Flora in Rheinland-Pfalz 9: 727-750.
- Kelemen, Kristof; Mihók, Barbara; Galhidy, Laszlo; Standovár, Tibor (2012):** Dynamic Response of Herbaceous Vegetation to Gap Opening in a Central European Beech Stand. In: Silva Fennica 46: 53-65.
- Kern, Christel C.; Montgomery, Rebecca A.; Reich, Peter B.; Strong, Terry F. (2013):** Canopy gap size influences niche partitioning of the ground-layer plant community in a northern temperate forest. In: Journal of Plant Ecology 6: 101-112.
- Killmann, Dorothee (2018):** Flechten der Naturwaldreservate Gottlob, Springenkopf und Ruppelstein im Nationalpark Hunsrück-Hochwald. In: FAWF Rheinland-Pfalz (Hg.): Biodiversität in Buchenwald-Naturwaldreservaten – 30 Jahre nutzungsfreie Waldentwicklung (Mitt. FAWF Rheinland-Pfalz 82/18). Trippstadt, FAWF, 73-87.
- Kucbel, Stanislav; Jaloviar, Peter; Saniga, Milan et al. (2010):** Canopy gaps in an old-growth fir-beech forest remnant of Western Carpathians. In: European Journal of Forest Research 129: 249-259.
- Nadkarni, Nalini M.; Sumera, Mark N. (2004):** Old-growth forest canopy structure and its relationship to throughfall interception. In: Forest Science 50: 290-298.
- R Core Team (2020):** R: A language and environment for statistical computing. Wien, R Foundation for Statistical Computing.
- Rugani, Tihomir; Diaci, Jurij; Hladnik, David (2013):** Gap Dynamics and Structure of two Old-Growth Beech Forest Remnants in Slovenia. In: PLoS One 8(1): e52641.
- Schmidt, Marcus; Kriebitzsch, Wolf-Ulrich; Ewald, Jörg (Red.) (2011):** Waldartenlisten der Farn- und Blütenpflanzen, Moose und Flechten Deutschlands. In: BfN-Skripten 299: 1-111.
- Schmidt, Wolfgang (1999):** Bioindikation und Monitoring von Pflanzengesellschaften – Konzepte, Ergebnisse, Anwendungen, dargestellt an Beispielen aus Wäldern. In: Berichte der Reinhold Tüxen-Gesellschaft 11: 133-155.
- Schmidt, Wolfgang; Heinrichs, Steffi (2012):** 13 Jahre nach dem Sturm - Vegetationsentwicklung im Buchen-Naturwald „Königsbuche“ (südwestliches Harzvorland, Niedersachsen). In: Hercynia 45: 81-110.
- Simon, Alois; Gratzer, Georg; Sieghardt, Monika (2011):** The influence of windthrow microsites on tree regeneration and establishment in an old growth mountain forest. In: Forest Ecology and Management 62: 1289-1297.
- Stapper, Norbert (2018):** Moose der Naturwaldreservate Gottlob, Springenkopf und Ruppelstein im Nationalpark Hunsrück-Hochwald. In: FAWF Rheinland-Pfalz (Hg.): Biodiversität in Buchenwald-Naturwaldreservaten – 30 Jahre nutzungsfreie Waldentwicklung (Mitt. FAWF Rheinland-Pfalz 82/18). Trippstadt, FAWF, 49-71.
- Thom, Dominik; Sommerfeld, Andreas; Sebald, Julius et al. (2020):** Effects of disturbance patterns and deadwood on the microclimate in European beech forests. In: Agricultural and Forest Meteorology 291: 108066.
- Wirth, Volkmar; Hauck, Markus; Schultz, Matthias (2013):** Die Flechten Deutschlands. 2 Bde. Stuttgart, Ulmer: 1244 S.



# SPECHTE (PICIDAE)

... im Nationalpark Hunsrück-Hochwald

# 09

Die Jahrestagung der Fachgruppe Spechte der Deutschen Ornithologen-Gesellschaft im April 2016 im saarländischen Kirkel (Froehlich-Schmitt 2016) regte zur Gründung einer Arbeitsgruppe (AG) Spechte für die Region Saar an. Beim zweiten Avifaunisten-Treffen des Nationalparkamtes Hunsrück-Hochwald wurde in Birkenfeld die Idee vorgetragen, mit erfahrenen Ornithologen der AG an Traumschleifen Spechte zu kartieren. Das Projekt wurde vom saarländischen Umweltministerium und vom Nationalparkamt begrüßt und unterstützt.

## Kurzfassung

In den Jahren 2018 und 2019 wurde im Nationalpark Hunsrück-Hochwald eine Basis-Kartierung der Spechte durchgeführt. An 6 Rundwanderwegen von insgesamt etwa 60 km Länge erfassten die 6 Autoren nach der Linienkartiermethode in 3 bis 5 Begehungen ohne Klangattrappe 6 von 7 im Nationalpark nachgewiesenen Spechtarten (Picidae) mit insgesamt im Mittel 94 „Revieren“. Nebenbei gelangen bei 582 m und 667 m ü. NN die höchstgelegenen Brutnachweise des Mittelspechts im Saarland und in Rheinland-Pfalz. Die relativen Anteile im Artenspektrum lassen Vergleiche mit anderen Specht-Populationen zu, aber keine quantitativen Hochrechnungen. Da Spechte eine hohe Indikatorfunktion für Waldstrukturen haben, sollte im Nationalpark unbedingt ein Specht-Monitoring mit repräsentativen Probeflächen und Transekten nach dem Vorbild von anderen Nationalparks eingerichtet werden, um die Entwicklung zum Naturwald zu dokumentieren.

## Methode

Der Nationalpark (NLP) Hunsrück-Hochwald wurde 2015 ausgewiesen, erstreckt sich 32 km in ost-westlicher Richtung auf einem Quarzit-Rücken und besteht auf etwa 100 km<sup>2</sup> Fläche hauptsächlich aus Buchen- und Fichtenforsten mit eingestreuten Blockschutthalden, Bachtälchen und Hangbrüchern (Egidi 2017). Im Gebiet verteilt wurden sechs Rundwanderwege eingerichtet, die als Traumschleifen bezeichnet werden. Im Folgenden werden sie „NLP-Traumschleifen“ genannt. Sie sind durchschnittlich 10 km und insgesamt rund 60 km lang und heißen 1. Hubertusrunde, 2. Dollbergschleife, 3. Gipfelrauschen, 4. Kirschweiler Festung, 5. Börfinker Ochsentour und 6. Trauntal-Höhenweg (siehe Abb. 1 + Internet- Links S. 99).

## DIE AUTOREN



**BFS: Barbara Froehlich-Schmitt**, Diplom-Biologin + Journalistin, Fachgruppe Spechte der Deutschen Ornithologen-Gesellschaft (DO-G), gründete 2017 die AG Spechte Saar



**RB: Ronald Brück**, Bundesbahnbeamter a.D., Monitoring beim Ornithologischen Beobachterring Saar (OBS), Vorstandsmitglied der NABU-Gruppe Schiffweiler



**JD: Jörg Dietrich**, Diplom-Biologe, bis 1/2020 Leiter des Kreisumweltamtes Saarlouis, zertifizierter Naturführer (ZNL, ZNF), Schriftleiter der DELATTINIA – Naturforschende Gesellschaft des Saarlandes



**SM: Simon Mannweiler**, Polizeibeamter, Vorstandsmitglied im Ornithologischen Beobachterring Saar (OBS)



**HJT: Hermann-Josef Thomas**, Straßenbauer, Monitoring beim Ornithologischen Beobachterring Saar (OBS), Vorsitzender der NABU-Gruppe Hasborn



**WZ: Wilhelm Zimmermann**, bis 2015 Revierförster des Forstrevieres Züschen, dann im Starterteam zur Gründung des Nationalparks Hunsrück-Hochwald, erfahrener Kenner der lokalen Avifauna

## IM ÜBERBLICK

> 2018 und 2019 erforschten 6 Vogelkundige die Vielfalt der Spechte im Nationalpark Hunsrück-Hochwald. An 6 Traumschleifen von 60 km Strecke schätzten sie nach der Transekt-Methode im Schnitt 94 Reviere von 6 Arten. Der Buntspecht war am häufigsten, der Grauspecht am seltensten. Für den Mittelspecht wurden die höchstgelegenen Brutstätten im Saarland und in Rheinland-Pfalz entdeckt.

Die erste systematische Specht-Erfassung im Nationalpark Hunsrück-Hochwald wurde als Linien-Kartierung ohne Klangattrappe an den 6 NLP-Traumschleifen durch 6 Kartierende durchgeführt. 2018 waren es fünf, 2019 sechs Kartierende (s. Tab. 1). Die Erfassung richtete sich nach den Methodenstandards von Südbeck et al. (2005). In der Brutzeit der Spechte, d. h. von Mitte Februar bis Mitte Juni, wurden pro Traumschleife 3 bis 5 Begehungen mit mindestens einer Woche Abstand durchgeführt. An 2 Startpunkten sollte die Gehrichtung abgewechselt werden, um die Tageszeiten zu streuen. Dies wurde im 2. Jahr konse-

quenter praktiziert. Bei langsamem aufmerksamem Gehen mit einem mittleren Zeitaufwand von 5 Stunden pro Runde und Begehung wurden die Specht-Beobachtungen punktgenau erfasst, meist mit der Smartphone-App Natu-ralList im Gelände verortet und im Internet-Portal ornitho.de digitalisiert.

Spechte systematisch zu erfassen heißt nicht, Sicht- und Hörkontakte einfach zu addieren, sondern die Beobachtungen werden verortet, kartiert und nach mehreren Begängen werden dann nach der Revierkartierungs-Methode sogenannte „Papier-Revier“ gebildet (Südbeck et al. 2005). Diese werden aus gruppierten Beobachtungen ermittelt. Wir haben nach Abschluss der Kartierung die Daten auf Luftbild-Hintergrund aus ornitho.de exportiert und „Bildschirm-Revier“ konstruiert. Am häufigsten machen sich Spechte im Wald durch Lautäußerungen wie Rufe, Balzgesang oder Trommeln bemerkbar, mit denen beide Geschlechter ihr Revier markieren. Die Beobachtung eines Paares zählt als ein Revier. Wenn man 2 trommelnde Spechte hört, kann es sich um 2 Reviere von 2 ♂♂ handeln, aber auch nur um das Revier eines Paares, denn bei den Spechten balzen und trommeln beide Geschlechter.

Zur Revierbezeichnung dienten die Brutzeitcodes des Dachverbandes Deutscher Avifaunisten (DDA) aus ornitho.de, die in den 3 Über-Kategorien A = Bruthinweis (z. B. einmalige Reviermarkierung A2), B = Brutverdacht (z. B. Beob-

achtung eines Paares B3) und C = Brutnachweis (z. B. fütternde Altvögel C14) das Verhalten differenziert codieren. Aus Bruthinweisen dürfen nach den strengen Kriterien für Siedlungsdichte-Untersuchungen eigentlich keine Reviere abgeleitet werden, sondern erst ab Kategorie B. Bei Untersuchungen für Spechte mit wenigen Begehungen – so wie hier – ist es aber zulässig, auch A-Nachweise als Revier zu werten.

Die Kartierenden füllten ein Begehungs-Protokoll mit Angaben zu Wetter und Mitbegehern aus und schickten dieses, die Excel-Dateien und Google-Earth-Dateien aus ornitho.de nach der Geländearbeit an die Erst-Autorin. Diese koordinierte die Kartierung, plausibilisierte die Daten, stellte ggf. Rückfragen und fasste die Kartierung für das Nationalparkamt zusammen.

## Ergebnisse

In den beiden Jahren 2018 und 2019 wurden an den NLP-Traumschleifen 6 Spechtarten nachgewiesen.

Im ersten Jahr waren es 5 Arten mit insgesamt 85 „Revieren“ bzw. Brutpaaren: 1. Buntspecht (*Dendrocopos major*), 2. Grünspecht (*Picus viridis*), 3. Schwarzspecht (*Dryocopus martius*), 4. Mittelspecht (*Dendrocoptes medius*) und 5. Kleinspecht (*Dryobates minor*). Im zweiten Jahr konnten wir 6 Arten in 103 Revieren nachweisen.

Der Grauspecht (*Picus canus*) wurde als 6. Art nachgewiesen. Im Vergleich zu 2018 sind – trotz Schwankungen an den einzelnen Traumschleifen – die Revier-Summen erstaunlich stabil geblieben, außer beim Buntspecht, von dem wir 2019 etwas mehr Reviere fanden, was aber im Rahmen der Fehlerquote von Kartierung und Revierberechnung liegen könnte (siehe Tab. 1, Abb. 2). Nebenbei wurden bei der Kartierung die höchstgelegenen Fundorte von Mittelspecht-Bruthöhlen im Saarland und Rheinland-Pfalz entdeckt.

Durch die Randlage einiger Traumschleifen liegen manche mitgezählte Specht-Revier außerhalb des Nationalparks. So wurden 2019 an der Hubertusrunde 6 Buntspecht-, 1 Mittelspecht-, 1 Schwarzspecht- und 3 Grünspecht-Revier westlich der Primstalsperre bei Nonnweiler außerhalb des Nationalparks verortet. 4 Buntspecht-, 1 Mittelspecht- + 2 Grünspecht-Revier am Trauntal-Höhenweg lagen 2019 am Südrand außerhalb des Nationalparks.

Wenn 2 Traumschleifen aneinandergrenzen, kam es zu Doppelzählungen. So waren 2019 je 1 Buntspecht- + 1 Schwarzspecht-Revier an der Hubertusrunde identisch mit Revieren an der Dollbergschleife, daher wurde dort je 1 Revier abgezogen.

Bereits 2018 fanden wir im Nationalpark mehrere Mittelspecht-Revier in Höhen über 500 m. Aber erst 2019 sind uns Brutnachweise gelungen: Willi Zimmermann ent-

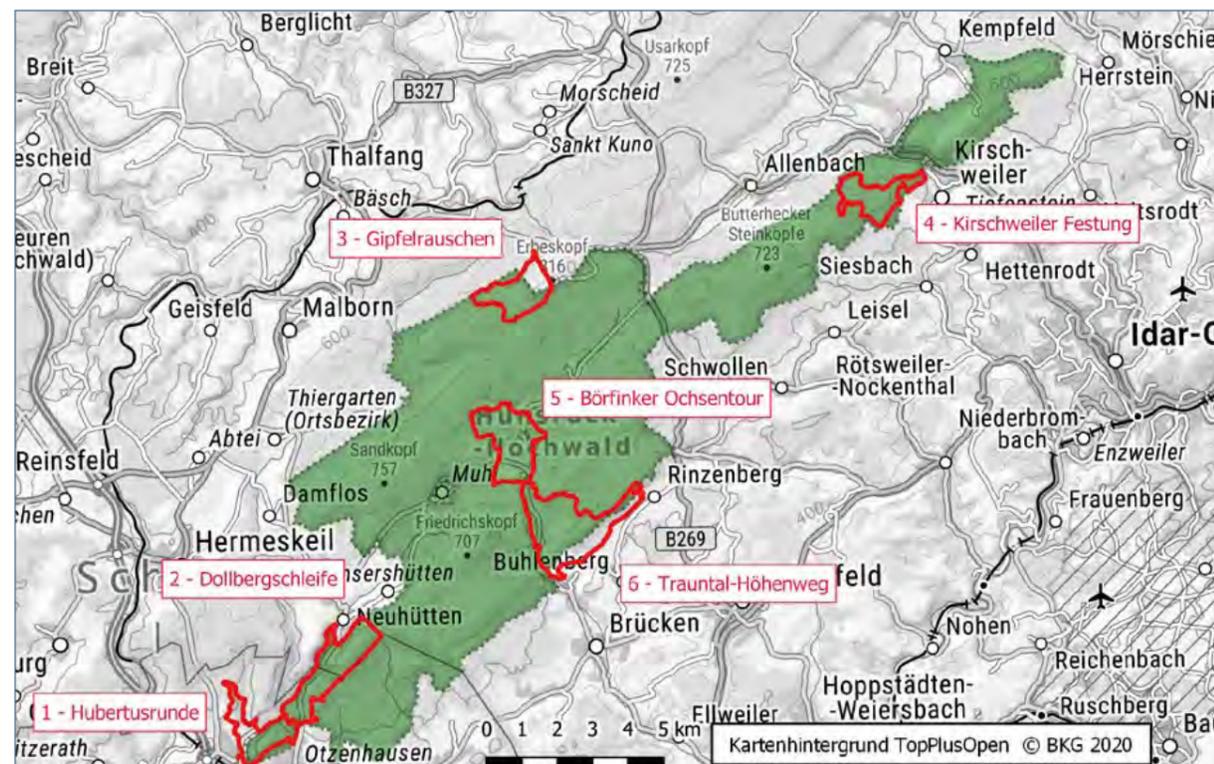


Abbildung 1: Lage der 6 Traumschleifen-Wanderwege im Nationalpark Hunsrück-Hochwald

Tabelle 1: Specht-Kartierung im Nationalpark Hunsrück-Hochwald 2018 + 2019

| Kartierende                         | Ronald Brück (RB), Barbara Froehlich-Schmitt (BFS), Jörg Dietrich (JD), Simon Mannweiler (SM), Hermann-Josef Thomas (HT), Wilhelm Zimmermann (WZ)  |           |               |
|-------------------------------------|--|-----------|---------------|
| Traumschleifen<br>knapp 60 km Länge | 1) Hubertusrunde (9,5 km): 2018 + 2019 RB<br>2) Dollbergschleife (11,2 km): 2018 WZ (+BFS), 2019 WZ<br>3) Gipfelrauschen (7,5 km): 2018 + 2019 HT<br>4) Kirschweiler Festung (8,5 km): 2018 WZ (+BFS), 2019 SM<br>5) Börfinker Ochsentour (10 km): 2018 + 2019 JD<br>6) Trauntal-Höhenweg (12,4 km): 2018 + 2019 BFS |           |               |
| Zeitaufwand                         | 126,3 + 132,4 = 259 Stunden in 2 Jahren<br>für Ø 4 Begehungen im Jahr x 60 km = 240 km x 2 Gesamt-Strecke ein Zeitaufwand von insgesamt ca. 2 x 2 Stunden pro km   |           |               |
| Specht-Arten                        | 2018: 5  | 2019: 6   | Ø 2018 / 2019 |
| Specht-Revier                       | 85   | 103       | 94            |
| Buntspecht                          | 44 = 52 %  | 61 = 59 % | 52,5 = 56 %   |
| Mittelspecht                        | 10 = 12 %  | 10 = 10 % | 10 = 11 %     |
| Kleinspecht                         | 2 = 2 %  | 2 = 2 %   | 2 = 2 %       |
| Grünspecht                          | 15 = 18 %  | 16 = 16 % | 15,5 = 16 %   |
| Schwarzspecht                       | 14 = 17 %  | 13 = 13 % | 13,5 = 14 %   |
| Grauspecht                          | 0  | 1 = 1 %   | 0,5 = 0,5 %   |

deckte nach der Untersuchung 100 m von der Dollberg-  
schleife entfernt am Ringwall bei 582 m ü. NN die bisher  
höchste Mittelspecht-Brut im Saarland (siehe Abb. 3 + 7).  
B. Froehlich-Schmitt fand eine Bruthöhle am Trauntal-Hö-  
henweg am Wehlenstein bei Rinzenberg bei 667 m ü. NN,  
der vermutlich höchstgelegene Brutnachweis in Rhein-  
land-Pfalz (siehe Abb. 4 + 5).

Artenspektren an Traumschleifen im Nationalpark Hunsrück-Hochwald

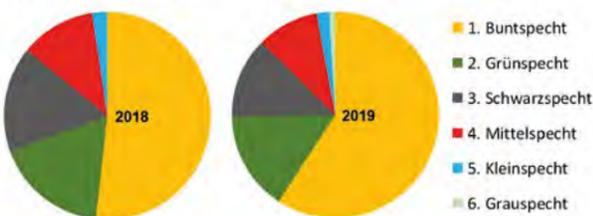


Abbildung 2: Spechtarten-Spektren an Traumschleifen im Nationalpark Hunsrück-Hochwald 2018 + 2019

Ein singender Grauspecht wurde zuerst von W. Zimmer-  
mann am 29.03.2019 zufällig im Trauntal festgestellt,  
bevor B. Froehlich-Schmitt bei ihrer 3. Begehung am  
11.04.2019 einen balzenden Grauspecht im Trauntal in  
1,2 km Entfernung, d. h. im selben Revier, hörte. Der  
Wendehals (*Jynx torquilla*) wurde an den NLP-Traum-  
schleifen nicht gefunden, aber er wurde am 10.06.2019  
im Nationalpark im Thranenbruch durch Willi Weitz ent-

deckt und durch W. Zimmermann am 02.07.19 bestätigt  
(siehe ornitho.de).

### Diskussion

Im Nationalpark Hunsrück-Hochwald gab es bisher kei-  
ne systematische Spechterfassung, außer kleinflächig in  
3 Naturwaldzellen von insgesamt 62 ha (Vos 2016) und im  
Thranenbruch (W. Weitz unveröff.).

Die Ergebnisse der 2-jährigen Traumschleifen-Kartie-  
rung an der 60 km langen Kartierstrecke können nur als  
erste Basis-Schätzung für die Specht-Population im Natio-  
nalpark Hunsrück-Hochwald dienen.

Quantitative Hochrechnungen lassen sich davon nicht  
ableiten, da es sich nicht um eine Revierkartierung auf  
repräsentativen Probestellen handelte. Aber die Domi-  
nanzverhältnisse im Artenspektrum sind vorsichtig inter-  
pretierbar. Im Folgenden werden die Artenspektren von  
Spechten in verschiedenen Wäldern verglichen (siehe  
Abb. 6).

Wie erwartet ist der Buntspecht an den Traumschlei-  
fen im NLP Hunsrück-Hochwald dominant. Sein Anteil an  
der Gesamt-Abundanz ist mit über 50 % etwa gleich hoch  
wie im NLP Bayerischer Wald (Scherzinger 1982). Dagegen  
hat er in der Hördter Rheinaue nur ca. 40 % Anteil an der



Abbildung 3: Mittelspecht füttert an Bruthöhle in Buche am Ringwall bei Otzenhausen in 582 m Höhe ü. NN am 14.05.2019 – © W. Zimmermann



Abbildung 4 + 5: Mittelspecht-Brut in totem Rotbuchenstumpf mit herausschauendem Jungvogel bei Rinzenberg, 667 m ü. NN am 31.05.19 – © BFS

Specht-Population und liegt dort mit dem Mittelspecht  
gleichauf (Froehlich-Schmitt 2018). Im NLP Hainich sank  
der Anteil des Buntspechts an Transekten von 2005 bis  
2012 von 46 auf 24 % und der des Mittelspechts stieg von  
20 auf 29 % (Balmer & Blank 2014). Da der Mittelspecht als  
Zeiger für naturnahe Wälder mit einem hohen Anteil von  
Alt- und Totholz gilt, verdienen seine Dichte und sein An-  
teil am Spektrum besondere Beachtung. Im Bayerischen  
Wald „ersetzen“ ihn Dreizehenspecht (*Picoides tridactylus*)  
und Weißrückenspecht (*Dendrocopos leucotos*).

Die Brutzeitvorkommen des Mittelspechts liegen in  
Rheinland-Pfalz überwiegend unterhalb 400 m NN, im  
Raum Trier gelegentlich bei 500 m (Becker & Heyne 1994).  
Die bis 2019 höchstgelegene Bruthöhle entdeckte A. Kunz  
bei 486 m im Westerwald (Ramachers 2017). Im Saarland

wurde nordöstlich Otzenhausen im heutigen Nationalpark  
bei 475 m NN ein balzender Mittelspecht in der Brutzeit  
1999 nachgewiesen (L. Goldammer per E-Mail 15.01.20).  
2009 wurde in 6 Probestellen des EU-Vogelschutzgebietes  
Dollberg kein Mittelspecht gefunden (Buchheit et al.  
2009). Aber 2014 entdeckte M. Buchheit im März 2 Reviere  
südlich unterhalb des keltischen Ringwalls auf 537 bzw.  
554 m NN (Buchheit & Süßmilch 2015).

Unsere Brutnachweise an den Traumschleifen bei 582  
und 667 m ü. NN stellen also für das Saarland und Rhein-  
land-Pfalz neue Rekorde auf und sprechen zusammen  
mit mehreren Revierfunden im Nationalpark über 500 m  
für die These der Ausbreitung des Mittelspechts auch in  
höhere Lagen.

Noch anspruchsvoller als der Mittelspecht ist der Weiß-  
rückenspecht, der Urwaldstrukturen anzeigt und von  
Scherzinger (1982) mit 7 Paaren im Bayerischen Wald ta-  
xiert wurde. Bei der Erforschung von Spechten in den  
deutschen Nationalparks leistete er vorbildliche Pionier-  
arbeit im Bayerischen Wald. Auf 130 km<sup>2</sup> Schutzgebietsflä-  
che ermittelte er in 4 Jahren durchschnittlich 29 Schwarz-  
specht- und 17 Grauspecht-Brutpaare. Die Rand-Reviere  
von Klein- und Grünspecht, die als „Vorkommen“ gezählt  
wurden, werden hier einbezogen (siehe Abb. 6).

Wir fanden an den NLP-Traumschleifen im Hunsrück relativ  
viele Schwarzspecht-Reviere. Die Relation zum Buntspecht  
betrug 1 zu 4 statt üblicherweise 1 zu 5 bis 1 zu 10. Beim  
Schwarzspecht kann man eine Hochrechnung wagen,  
nämlich ca. 30 Brutpaare im Nationalpark. Dies entspräche  
Reviergrößen des Schwarzspechts von ca. 3 km<sup>2</sup> in den  
Nordvogesen (Muller 2016).

Das Specht-Monitoring im Buchen-Nationalpark Hai-  
nich wird seit 2005 jährlich professionell betrieben, wobei

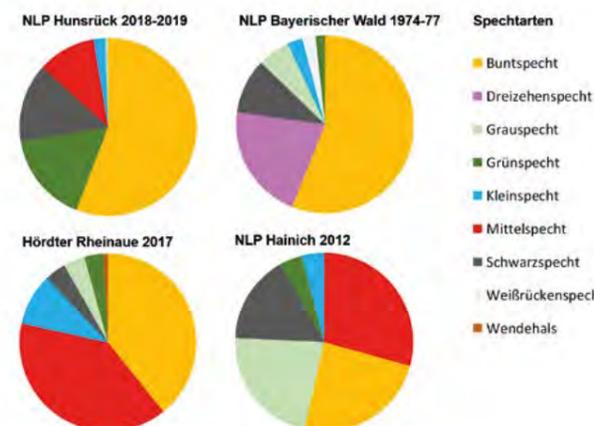


Abbildung 6: Artenspektrum Nationalpark Hunsrück-Hochwald (Ø 2018-2019), NLP Bayerischer Wald 1974-1977 (Scherzinger 1982), NSG Hördter Rheinaue 2017 (Froehlich-Schmitt 2018), NLP Hainich 2012 (Balmer & Blank 2014)

zur Trendermittlung eine Punkt-Stopp-Zählung mit Klangattrappe auf Transekten und auf 3 Untersuchungsflächen stattfindet. Außerdem werden Spechte im Rahmen populationsökologischer und reproduktionsbiologischer Untersuchungen an 4 Fangplätzen beringt. Das Artenspektrum umfasst 7 Arten, an den Transekten 6 Arten (Abb. 6). Es wurde eine leichte Zunahme von Grauspecht und Mittelspecht festgestellt (Balmer & Blank 2014, Henkel et al. 2016).

Im Nationalpark und EU-Vogelschutzgebiet Harz wurden 2015 auf 158 km<sup>2</sup> Fläche die 5 Spechtarten Schwarz-, Grau-, Mittel-, Kleinspecht und Wendehals mit Klangattrappe gesucht. Ergebnis: 58 Schwarz-, 14 Grau-, 7 Mittel-, 0 Kleinspecht- und 0 Wendehals-Revier (Pertl & Sandkühler 2017). Außerdem wurde im Harz ein verdichtetes Stichprobennetz des DDA-Monitorings häufiger Brutvogelarten (MhB) eingerichtet. Es sind 28 Flächen von 1 km<sup>2</sup> Größe, auf denen jährlich u. a. Buntspechte erfasst werden (NLP Harz 2018).

Im Nationalpark Jasmund wurden auf 8 Probeflächen von insgesamt 5 km<sup>2</sup> im Jahr 2017 die 3 Spechtarten Bunt-, Klein- und Schwarzspecht gefunden und ihre Bestände auf den 21 km<sup>2</sup> Wald hochgerechnet. Die Einwanderung des Mittelspechts wird erwartet (Eidam 2018).

Im Nationalpark Eifel wurden auf 107 km<sup>2</sup> 6 Spechtarten als Brutvögel festgestellt, Bunt- und Grünspecht, rund 100 Paare des Mittelspechts, je über 20 Paare von Klein- und Schwarzspecht und wenige Grauspechte (Biologische Station Düren o. Jg.).

Der Dachverband Deutscher Avifaunisten (DDA) hat im

Rahmen des Monitorings seltener Brutvogelarten (MsB) einen „Erfassungssteckbrief Spechtmodul“ entworfen, um mit Hilfe von speziellen Klangattrappen an festen Abspielpunkten und festen Zählrouten Daten für Bestandstrends von Klein-, Mittel-, Grau- und Schwarzspecht zu erhalten. Das neue Specht-Monitoring geht 2020 in die Erprobungsphase.

Ein professionelles Specht-Monitoring nach DDA-Standards mit Revierkartierung auf repräsentativen Probenflächen und an Transekten sollte im Nationalpark Hunsrück-Hochwald eingerichtet werden, um die spannende Entwicklung zur Wildnis zu dokumentieren. Vorbilder liefern andere Nationalparke, z. B. Hainich und Harz. Das ist ehrenamtlich nicht zu leisten.

## Dank

Andrea Kaus-Thiel vom Nationalparkamt in Birkenfeld/Rheinland-Pfalz und Steffen Caspari vom Zentrum für Biodokumentation im Saarland ermutigten uns zu der Kartierung und sorgten für eine Aufwandsentschädigung.

Rainer M. Kreten vom Nationalparkamt fertigte die Karte (Abb. 1). Dieser Beitrag ist zuerst in den Abhandlungen der Delattinia erschienen (Froehlich-Schmitt et al. 2020). Der Mitautor und Schriftleiter Jörg Dietrich korrigierte die Erstfassung und erlaubte die Zweitpublikation im Forschungsband.

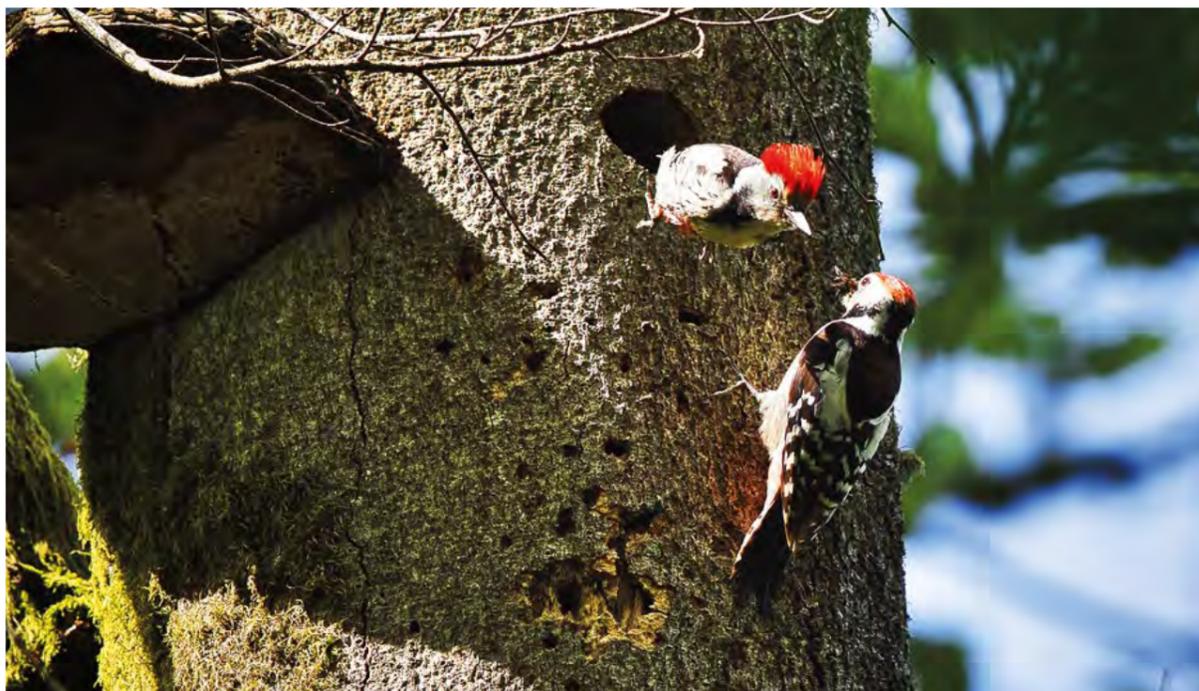


Abbildung 7: Fütterndes Mittelspecht-Paar © W. Zimmermann

## Quellen

- Balmer, B. & J. Blank (2014):** Die Vogelwelt des Nationalparks Hainich. Erforschen Bd. 4. Nationalparkverwaltung Hainich, Langensalza.
- Becker, M. & K.-H. Heyne (1994):** Verbreitung und Bestandsgröße des Mittelspechts (*Dendrocopos medius*) im Raum Trier, westliches Rheinland-Pfalz. *Dendrocopos* 21: 17-33.
- Biologische Station Düren (o. Jg.):** Spechte im ersten Nationalpark in Nordrhein-Westfalen. <https://www.biostation-dueren.de/30-0-Spechte.html> (Zugriff: 18.01.20).
- Buchheit, M., Roth, N. & G. Süßmilch (2009):** FFH- und Vogelschutzgebiet 6308-301 „Dollberg und Eisener Wald“. Gutachten im Auftrag des Zentrums für Biodokumentation, Landsweiler-Reden (unveröff.).
- Buchheit, M. & G. Süßmilch (2015):** Erfassung der Brutvögel auf ausgewählten Untersuchungsflächen. In: Wertvoller Wald. NABU Saarland, Lebach. – (1. Aufl. der Broschüre war bis 2018 im Internet veröffentlicht).
- Egidi, H. (2017):** Der Nationalpark Hunsrück-Hochwald. Das Untersuchungsgebiet des Tages der Artenvielfalt 2017. – Abh. DELATTINIA 43: 57-56.
- Eidam, F. (2018):** Spechte im Nationalpark Jasmund. Nationalpark-Info des Nationalparkamtes Vorpommern 28: 5-6. <http://www.nationalpark-vorpommersche-boddenlandschaft.de/vbl/publikationen/info28.pdf> (Zugriff: 18.01.20).
- Froehlich-Schmitt, B. (2016):** Spechte im 4-Ländereck – Jahrestagung der Fachgruppe Spechte der DO-G 2016 im Saarland. – *Lanius* 36: 7-12.
- Froehlich-Schmitt, B. (2018):** Spechte in der Hördter Rheinaue nach 40 Jahren. *Ornithol. Anz.* 57: 65-67.
- Froehlich-Schmitt, B., Brück, R., Dietrich, K., Mannweiler, S., Thomas, H.-J. & W. Zimmermann (2020):** Spechte (Picidae) im Nationalpark Hunsrück-Hochwald. Abh. Delattinia 45: 39-49.
- Henkel, A., Großmann, M. & H. Betzold (2016):** Spechtmonitoring im Nationalpark Hainich. In: Nationalparkverwaltung Hainich & Forstliches Forschungs- und Kompetenzzentrum Gotha (Hg.) (2016): Wissenschaft im Hainich. Stand und Chancen einer nachhaltigen und langfristigen Forschung in bewirtschafteten und unbewirtschafteten Wäldern. Tagungsband zur Hainichtagung 2016. Bad Langensalza: 116-117.
- Müller, Y. (2016):** Spechte in den Nordvogesen. *Lanius* 36: 25-26.
- Nationalpark Harz (2018):** Totholz im Harz fördert Vogelvielfalt. [https://www.nationalpark-harz.de/de/aktuelles/2018/2018\\_07\\_31\\_Vogelmonitoring-Totholz/](https://www.nationalpark-harz.de/de/aktuelles/2018/2018_07_31_Vogelmonitoring-Totholz/) (Zugriff: 18.01.20).
- Pertl, C. & K. Sandkühler (2017):** Brutvögel im niedersächsischen Harz. Erfassungen ausgewählter Arten im EU-Vogelschutzgebiet V53 „Nationalpark Harz“ 2015. Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen H. 4/17. <https://www.nlwkn.niedersachsen.de/naturschutz/veroeffentlichungen/brutvoegel-im-niedersaechsischen-harz-164052.html> (Zugriff: 18.01.20).
- Ramachers, P. (2017):** Mittelspecht *Dendrocopos medius* (Linnaeus, 1758). In: Dietzen, C. et al.: Die Vogelwelt von Rheinland-Pfalz. Bd. 3 Greifvögel bis Spechtvögel (Accipitriformes - Piciformes). – Fauna und Flora von Rheinland-Pfalz, Beiheft 48: 821-830. Landau.
- Scherzinger, W. (1982):** Die Spechte im Nationalpark Bayerischer Wald, Nationalpark Bayerischer Wald Heft 9. Grafenau.
- Südbeck, P., Andretzke, H., Fischer, S., Gedeon, K., Schikore, T., Schröder, K. & C. Sudfeldt (2005) (Hrsg.):** Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands. Radolfzell.
- Vos, J.-R. (2016):** Nationalpark Hunsrück-Hochwald – Untersuchung der Avifauna in drei Buchen-Naturwaldreservaten; NWR Gottlob, NWR Springenkopf und NWR Ruppelstein. Untersuchungszeitraum: 11.03.2015 – 17.06.2015. I. Auftr. d. Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft, Trippstadt (unveröff. Gutachten).

## Internet-Links

### Traumsehleifen im Nationalpark:

<https://www.nationalpark-hunsruueck-hochwald.de/besucher/entdecken/nationalpark-zu-fuss.html>

**Börfinker Ochsentour:** <https://www.wanderinstitut.de/premiumwege/rheinland-pfalz/boerfinker-ochsentour/>

**Dollbergschleife:** <https://www.wanderinstitut.de/premiumwege/rheinland-pfalz/dollbergschleife/>

**Gipfelrauschen:** <https://www.wanderinstitut.de/premiumwege/rheinland-pfalz/gipfelrauschen/>

**Hubertusrunde:** <https://www.wanderinstitut.de/premiumwege/saarland/hubertusrunde/>

**Kirschweiler Festung:** <https://www.wanderinstitut.de/premiumwege/rheinland-pfalz/kirschweiler-festung/>

**Trauntal-Höhenweg:** <https://www.wanderinstitut.de/premiumwege/rheinland-pfalz/trauntal-hoehenweg/>

# PANORAMAUFNAHMEN

... als prägnante Visualisierung naturdynamischer Prozesse

Die vom Nationalparkamt erstellten Panoramaaufnahmen dienen vorrangig der Dokumentation von Ist-Zuständen und Entwicklungen. Sie visualisieren die Dynamik an festgelegten, georeferenzierten Standpunkten in einem Fünfhresturnus. Darüber hinaus werden schnelle Veränderungen in kürzeren Abständen erfasst, die durch biotische und abiotische Extremereignisse, Managementmaßnahmen sowie den Klimawandel forciert werden. Auch jahreszeitliche Besonderheiten liefern interessante Motive. Dieses visuelle Monitoring eignet sich in hohem Maße, um Veränderungen in den unterschiedlichsten Ökosystemen des Nationalparks zu beobachten, darzustellen und erlebbar zu machen.

## Einleitung

Im Nationalpark Hunsrück-Hochwald wird durch unterschiedlichste Ansätze die natürliche Dynamik der Ökosysteme erforscht und dokumentiert. Mittels genauer Messverfahren lässt sich die Spannbreite der Veränderungen fundiert und verifiziert darstellen. Diese faktenbasierte Dokumentation impliziert aber für den Nichtwissenschaftler keinerlei bzw. kaum Emotionen und die Bedeutung entzieht sich bei den Meisten der Vorstellungskraft. Der Mensch ist ein visuelles Wesen, der seine Umwelt zu fast 90 % über den Sehsinn wahrnimmt. Die kognitive Verarbeitung und Wertung von Bildern erfolgt in erheblich kürzerer Zeit, als es bei Texten möglich ist. Der Mensch kann in durchschnittlich zwei Sekunden etwa fünf bis zehn Wörter aufnehmen, im gleichen Zeitraum aber ein Bild mittlerer Komplexität durchdringen (Kroeber-Riel, 1993).

Hier liefert die standardisierte Fotografie als Methode des ökosystemaren Monitorings (Trosien, 2001) ein probates Mittel, Veränderung zu visualisieren und damit spürbar zu machen. „Ein Bild sagt mehr als tausend Worte.“

## Methode

Eine Spezialform des fotodokumentarischen Monitorings bilden Panoramaaufnahmen (pān und hórāma, griechisch: „das Geschaute“). Hierbei wird ein Rundbild erstellt, das einen Betrachtungswinkel von 360° abdeckt. Zu diesem Zweck werden 18 Einzelbilder am Computer nahtlos zu einer Panoramaaufnahme zusammengefügt („Stitching“). Die Standardisierung der Aufnahmeparameter, wie Aufnahme- richtung und- höhe, Perspektive, Maßstab, Aufnahme- punkte, Aufnahmezeit und auch technische Einstellungen der Kamera, ist dabei unerlässlich (Trosien, 2001).

Hierbei liegen im Nationalpark Hunsrück-Hochwald drei unterschiedliche Ansätze zur Erstellung und Nutzung von Panoramaaufnahmen zu Grunde:

- Panoramaaufnahmen, die an 28 Punkte der Bundeswaldinventur (BWI) geknüpft und entsprechend markiert sind. Wiederholungsaufnahmen sind alle fünf Jahre vorgesehen. Im Erstaufnahmejahr 2015 wurden an standörtlich besonderen Punkten zudem Aufnahmereihen (mit/ohne Vegetation) erstellt, um die Vegetationsveränderung im Jahresverlauf zu dokumentieren. Ziel ist es, die natürliche, unbeeinflusste Entwicklung über die Zeitschiene zu visualisieren.
- Panoramaaufnahmen an extra vermarkten Sonderfotopunkten, z. B. Rosselhalden, Hangbrücher und Sukzessionsflächen (vegetationsabhängige Mehrfachserien). Die Zahl der Sonderstandpunkte (2015: 30, 2018: 40, 2020: 60) wird in Abhängigkeit von ablaufenden Dynamiken auf z. B. Brandflächen, Borkenkäferkalamitätsflächen, Renaturierungs- bzw. Managementflächen angepasst. BWI - und Sonderfotopunkte sind in einer georeferenzierten Karte erfasst. Die Sonderfotopunkte sollen wegen der zu erwartenden Dynamik in kürzeren Intervallen, ca. alle zwei Jahre, aufgenommen werden.

Intention dieses Ansatzes ist die Verfolgung der Veränderung an außergewöhnlichen Standorten und der Dynamik, initiiert durch extreme Ereignisse.

- Medienpanoramen: Die Aufnahmeorte sind nicht markiert, aber durch die in Exif-Dateien dokumentierten GPS-Daten auffindbar. Zielsetzung ist hier der mediale Einsatz, insbesondere zur Öffentlichkeitsarbeit und Umweltbildung. Medienpanoramen haben teilweise experimentellen Charakter und können bei Bedarf erstellt werden.

Panoramaaufnahmen vervollständigen die Ergebnisse messbarer Parameter, jenseits abgesteckter Kartierungsflächen und Transekte, indem sie den Gesamteindruck

10



## DIE AUTOR\*INNEN

**Konrad Funk**, Förster, begeisterter Fotograf und staatlich

zertifizierter Waldpädagoge, ist im Nationalpark Hunsrück-Hochwald sowohl in Abt. 2 (Umweltbildung, Naturerleben, Kommunikation) als auch Abt. 3 (Forschung, Biotop-, Wildtiermanagement) tätig.

**Dr. Andrea Kaus-Thiel**, Biologin, ist in Abt. 3 (Forschung, Biotop-, Wildtiermanagement) für den Sektor Forschung und Monitoring verantwortlich.

es daher bei der Auswertung, nur Ausschnitte des Rundbildes zu verwenden (Trosien, 2001).

Das räumliche Verständnis der Panoramaaufnahmen erschließt sich dem Betrachter am besten in virtueller Darstellung. In dieser Form sind Panoramaaufnahmen auch hervorragend für die Öffentlichkeitsarbeit geeignet.

Die Fotodokumentation ermöglicht es uns, den Menschen die abstrakten, skalierten Messergebnisse zur Erfassung der Naturdynamik verständlicher und auch auf emotionaler Ebene greifbar zu machen.

## Quellen

**Kroeber-Riel, W. (1993):** Bildkommunikation: Imagerystrategien für die Werbung. München: Verlag Franz Vahlen.

**Trosien, F. (2001):** Ökosystemares Monitoring mit Hilfe terrestrischer Fotografie – Ein Vorschlag zur Methodik am Beispiel der Ökosystemaren Umweltbeobachtung in den Biosphärenreservaten Schorfheide-Chorin und Spreewald. Diplomarbeit zur Erlangung des Grades eines Diplom-Ingenieurs (FH) für Landschaftsnutzung und Naturschutz der Hochschule für nachhaltige Entwicklung Eberswalde.

der Fläche bzw. des Ökosystems festhalten und damit objektivieren. Das 360°-Rundbild gewährleistet die vollständige Abdeckung, ohne Gefahr zu laufen, dass Teilaspekte der Entwicklung unerfasst bleiben.

Ein Problem bei der Interpretation des Bildes basiert auf der Tatsache, dass das normale Gesichtsfeld des Menschen etwa 180° beträgt und die Betrachtung des 360°-Gesamtbildes erhebliche Verzerrungen mit sich bringt. Hilfreich ist



Abbildung 1: Ringskopf

## IM ÜBERBLICK

- > Fotodokumentation als einprägsames Monitoringinstrument
- > Standardisierte Erstellung von Panoramaaufnahmen zur Dokumentation der Veränderung
- > 28 Fotopunkte an BWI orientiert, Wiederholungsturnus 5 Jahre
- > 60 Sonderfotopunkte an Standorten mit hoher Dynamik, Wiederholungsturnus 2 Jahre
- > Medienpanoramas für Öffentlichkeitsarbeit

Herzlichen Dank an Bernd Lischke für die Etablierung der Methode.



Abbildung 2 und 3: Renaturierung Traunbach (2016 und 2019)

# SCHALENWILD- MONITORING

... in den deutschen Nationalparks



Nationalparke haben die Aufgabe, den Schutz der natürlichen biologischen Vielfalt sicherzustellen, zusammen mit der ihr zugrunde liegenden ökologischen Struktur und den unterstützenden ökologischen Prozessen. Deshalb sollen grundsätzlich auch keine Eingriffe in die natürlichen Prozesse stattfinden. Allerdings sind bei Tierarten mit großen Streifgebieten die Schutzgebiete in Mitteleuropa oft zu klein, um die wesentlichen Prozesse zu umfassen oder ihre Artenausstattung ist nicht vollständig. Bei einer Gefährdung des Schutzzweckes bei unverhältnismäßigen Wildschäden in der umgebenden Kulturlandschaft und um Ausbrüche von Tierseuchen zu verhindern, können deshalb Eingriffe in die Ökosysteme notwendig sein. Mit dem Ziel der Optimierung des aktuellen Wildtiermanagements in den deutschen Nationalparks soll ein adaptives Management etabliert werden, welches wiederum auf Basis eines evidenzbasierten, einheitlichen und langfristigen Populationsmonitorings fußt.

## Zielsetzung und Anlass

In einem kürzlich abgeschlossenen F+E-Vorhaben wurde der Managementprozess in den einzelnen Nationalparks gründlich analysiert (Ehrhart et al. 2016). Mittelfristiges Ziel des aktuellen Projektes ist es, das Wildtiermanagement in den Nationalparks durch Implementierung eines adaptiven Managementansatzes zu optimieren. Dieser wiederum soll auf einem langfristigen, streng standardisierten und den Anforderungen der verschiedenen Nationalparke entsprechenden Monitoring der Huftierpopulationen sowie deren Wildwirkungen beruhen. Durch die Implementierung einer einheitlichen Datenbank soll es außerdem auch ermöglicht werden, neben nationalparkspezifischen auch nationalparkübergreifende Kausalitäten zwischen einzelnen Populationsparametern und der jeweiligen Wildtierwirkung abzuleiten.

Das Projekt gliedert sich in sieben Arbeitspakete:

- I. Erfassung der Ziele und des aktuellen Standes des Populations- und Wildwirkungsmonitorings in den deutschen Nationalparks mittels einer Expertenbefragung
- II. Definition von Indikatoren und Auswahl von Verfahren zum Monitoring der Wildtierpopulationen durch Literaturrecherchen
- III. Definition von Indikatoren und Auswahl von Verfahren zum Monitoring der Wildtierwirkungen durch Literaturrecherchen
- IV. Testlauf zur Umsetzung des Populationsmonitorings in ausgewählten Nationalparks

V. Testlauf zur Umsetzung des Wildwirkungsmonitoring in ausgewählten Nationalparks

VI. Implementierung einer Datenbank für das Wildwirkungsmonitoring der Nationalparke

VII. Auswertung der Ergebnisse der Testläufe und Evaluierung der Verfahren

Zunächst wurde auf Basis eines Fragebogens eine Erhebung der Zielstellungen und Methoden des Schalenwildmonitorings in den einzelnen Nationalparks durchgeführt. Auf Basis dieser Umfrage wurden dann Indikatoren für das Populations- und Wildwirkungsmonitoring – etwa die Populationsdichte oder das Geschlechterverhältnis – definiert und unter Verwendung wissenschaftlicher Literatur eine Analyse bestehender Monitoringmethoden durchgeführt, die eine Untersuchung der definierten Indikatoren erlauben. Sowohl für das Populationsmonitoring als auch für das Wildwirkungsmonitoring wurde anschließend ein Studiendesign entwickelt, welches gegenwärtig im Rahmen von zwei Testläufen evaluiert wird. Insgesamt neun Nationalparke, darunter auch der Nationalpark Hunsrück-Hochwald, haben sich bereiterklärt, die dazu notwendigen Feldarbeiten durchzuführen. Zudem nimmt auch das Naturschutzgebiet Königsbrücker Heide an den Testläufen teil. Nach den Testläufen sollen die Daten ausgewertet werden und die Studiendesigns gemeinsam mit den Nationalparkverwaltungen evaluiert und gegebenenfalls angepasst werden. Neben den beiden Testläufen sollen auch Parameter erlegter Wildtiere streng standardisiert

protokolliert werden, um Aussagen über die Kondition und Konstitution der Wildtiere in den verschiedenen Nationalparks machen zu können. Als wesentliches Ergebnis des Projektes werden die ausgewählten Verfahren mit Hilfe von detaillierten Protokollen und Datenstrukturen dokumentiert, so dass sie anschließend in das langfristige Monitoring der Schutzgebiete übernommen werden können. Durch die Standardisierung der Vorgehensweise wird auch die schutzgebietsübergreifende Zusammenarbeit gestärkt und somit auch eine Verbesserung des Schutzgebietsmanagements erreicht.

### Arbeitsschritte und Methoden

Bei der Frage nach der aktuellen Erhebung sowie dem generellen Interesse an der Aufnahme von Populationsindikatoren zeigte sich vor allem bei Populationsgröße und räumlicher Verteilung eine zum Teil große Diskrepanz. Das Geschlechterverhältnis wird am häufigsten erfasst, Reproduktion in keinem Park untersucht. Aktuell werden in den Nationalparks vor allem Populationsindikatoren von Rothirsch und Wildschwein erfasst. Für Rehwild, Muf-

flon, Gams und Steinbock hingegen wird aktuell bis auf die Miterfassung durch Kamerafallen und die Berechnung der Jagdstreckenentwicklung kein Monitoring durchgeführt. Beide Monitoringmethoden stellten zugleich die bei Huftieren am häufigsten eingesetzten Methoden dar. So wurde bereits im Vorfeld des vorliegenden F+E-Vorhabens ein Kamerafallenmonitoring in den Nationalparks Bayerischer Wald, Hunsrück-Hochwald, Kellerwald-Edersee, Unteres Odertal, Schwarzwald und Hainich durchgeführt. Die Berechnung der Jagdstreckenentwicklung findet mit einer Ausnahme in allen Nationalparks statt. Die dabei am häufigsten erhobenen Erlegungsparameter sind Zeitpunkt und Position der Erlegung sowie Altersgruppe, aufgebrochenes Körpergewicht und Geschlecht (Abbildung 2). Weitere Informationen wie die Länge des Hinterlaufs, die Länge des Unterkiefers oder Körperlänge und Schulterhöhe werden nicht standardmäßig, sondern nur im Rahmen zeitlich begrenzter Projekte erfasst. Große Unterschiede ergeben sich außerdem bei der räumlichen Auflösung der Positionsbestimmung. Während einzelne Nationalparke spezifische Koordinaten der Erlegungsorte aufnehmen, wird in den meisten Parks lediglich der Jagdbezirk oder das Revier erfasst.

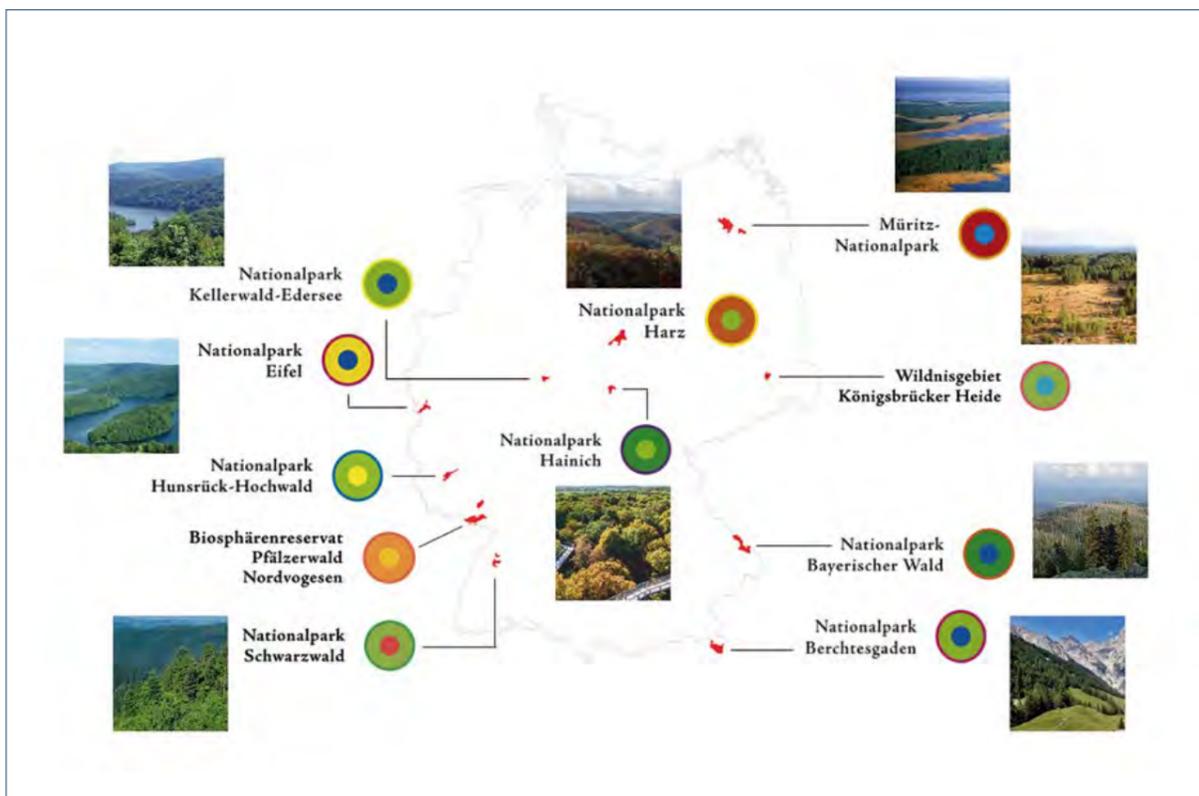


Abbildung 1: Am Projekt teilnehmende Großschutzgebiete. Die Nationalparke Berchtesgaden, Harz und Eifel sind im ersten Projektjahr neu hinzugekommen. Zudem wird das Projekt durch das Wildnisgebiet Königsbrücker Heide und das Biosphärenreservat Pfälzerwald Nordvogesen unterstützt.

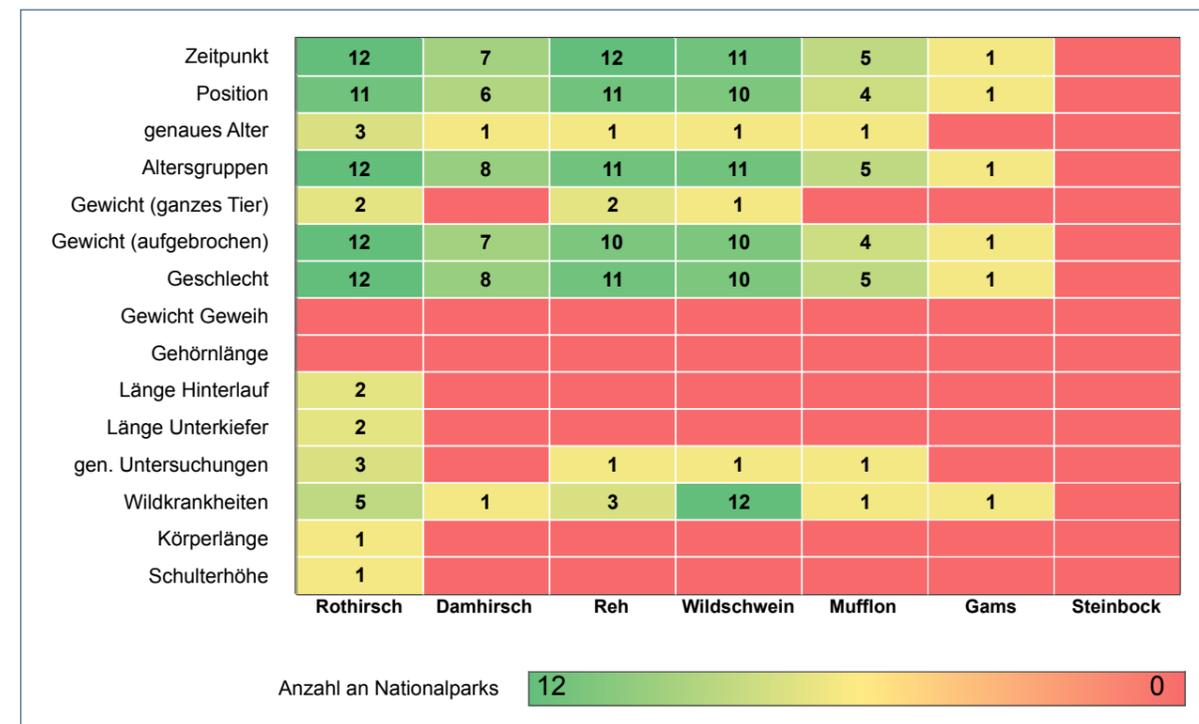


Abbildung 2: Aufnahme verschiedener Erlegungsparameter in den Nationalparks

Ob und wie effizient eine Monitoringmethode durchführbar ist, hängt entscheidend vom jeweiligen Habitattyp ab, in welchem die Methode durchgeführt wird. Die Landfläche der Nationalparke in Deutschland ist überwiegend bewaldet (Mittelwert: 78 %), während Offenlandhabitate (Mittelwert: 14 %) nur in den Nationalparks Unte-

res Odertal (54,7 %), Vorpommersche Boddenlandschaft (42,7 %), Hainich (29,2 %), Eifel (13,9 %) und Berchtesgaden (12,3 %) eine größere Fläche einnehmen. Zudem verfügen die Parke Müritznationalpark und Unteres Odertal über größere Gewässerflächen. Der Nationalpark Berchtesgaden umfasst hingegen weitläufige Gebirgsflächen (Abbildung 3).

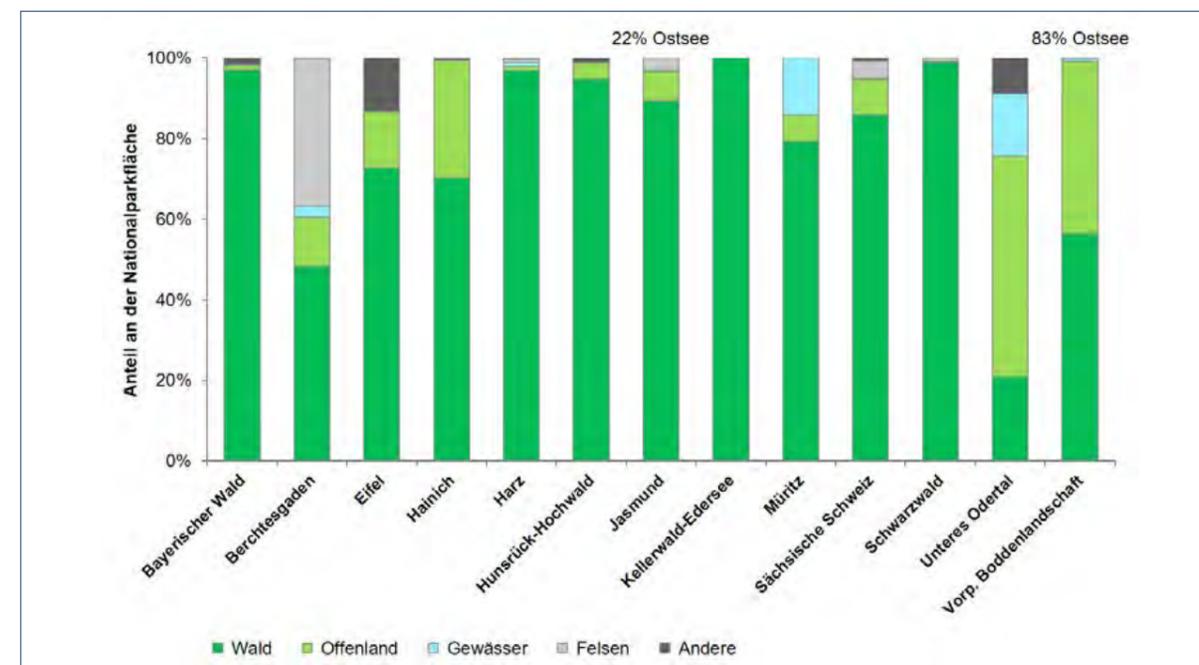


Abbildung 3: Verteilung von Habitattypen in den verschiedenen Nationalparks

## Auswahl von Verfahren zum Monitoring

Auf Basis einer intensiven Literaturrecherche wurden verschiedene Methoden für das Populations- und Wildwirkungsmonitoring miteinander verglichen und anschließend im Hinblick auf die Durchführbarkeit in den Nationalparks evaluiert. Anschließend wurden die Methoden nach jeweils vier Parametern von 1 (gut) bis 5 (schlecht) evaluiert: Aufwand (Sachkosten, Zeitaufwand), Durchführbarkeit (notwendige Expertise, Invasivität bzw. Störungslevel, notwendige Infrastruktur, Wahrscheinlichkeit eines Observer-Errors), Effizienz sowie Qualität der Ergebnisse (kann ein Indikator zum Beispiel sehr genau mit Konfidenzintervallen berechnet werden oder ist nur eine grobe Schätzung möglich). Als am besten geeignete Indikatoren für das Populationsmonitoring stellten sich Populationsdichte bzw. -größe, räumliche Verteilung, Geschlechterverhältnis und Altersstruktur heraus. Für das Wildwirkungsmonitoring wurden die Indikatoren Verjüngungsdichte, Stärke des Endtriebverbisses, relativer Höhenzuwachs und Verbissmortalität ausgewählt. Die Evaluierung der verschiedenen Methoden kam anschließend zu dem Ergebnis, dass sich die Nearest-Tree-Methode am besten für die Durchführung des Wildwirkungsmonitorings eignet. Für die Durchführung des Populationsmonitorings wurde ein Kamerafallenmonitoring vorgeschlagen.



Abbildung 4: Study-Design des Kamerafallenmonitorings am Beispiel des Nationalparks Bayerischer Wald

## Testlauf zur Umsetzung des Schalenwildmonitorings

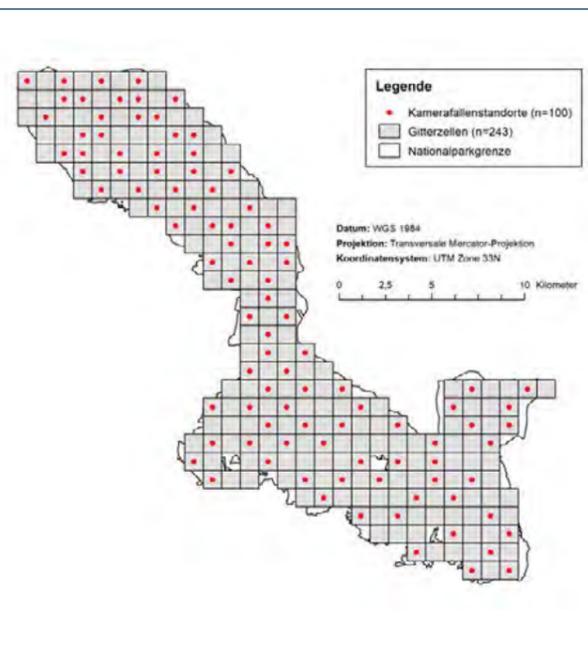
Für den Testlauf des Populationsmonitorings wurde ein streng standardisiertes Kamerafallendesign entwickelt und bis zum 1. Oktober 2019 in allen zehn am Testlauf teilnehmenden Großschutzgebieten etabliert. Insgesamt sammeln im Rahmen des Testlaufs 643 Fotofallen für ein Jahr Daten.

### IM ÜBERBLICK

- > Wildtiermanagement in Nationalparks durch Implementierung eines adaptiven Managementansatzes optimieren
- > langfristiges, streng standardisiertes Monitoring
- > Implementierung einer einheitlichen, nationalparkübergreifenden Datenbank

### Studiendesign

Um eine unabhängige und vor allem zufällige Datenaufnahme zu gewährleisten, wurde für die Auswahl der



Kamerafallenstandorte zunächst in einem Geoinformationssystem (GIS) ein Gitternetz mit einer Größe von 1x1 Kilometer über die gesamte Nationalparkfläche gelegt. Im Zentrum jeder Gitterzelle wurden anschließend die Kamerafallenstandorte erstellt (Abbildung 4). Nach Aussortierung nicht realisierbarer Standorte (z. B. Gewässerlage, Straßen- oder Siedlungsnähe) wurden dann je nach Größe des Nationalparks und Verfügbarkeit an Kamerafallen zwischen mindestens 50 (Antowiak 2017) und 100 Standorte zufällig mit einem R-Skript ausgewählt und mit Kamerafallen bestückt. Die Fotofallen wurden streng standardisiert im Umkreis von maximal 25 Metern zu den ausgewählten Koordinaten aufgebaut und in einer Höhe von 60 Zentimetern mit dem Kompass nach Norden ausgerichtet.

Um die Berechnung komplexer Artverbreitungsmodellierungen (Occupancy) zu ermöglichen, wurden an den Kamerafallenstandorten verschiedene Habitatparameter aufgenommen. Zunächst wurden der Kronenschlussgrad und die horizontale Strauchvegetation unter Verwendung einer Digitalkamera nach Abrams et al. (2018) erfasst (Abbildung 4). Ergänzt wurden die Aufnahmen anschließend durch die Protokollierung des Deckungsgrades verschiedener Pflanzenarten in der Bodenvegetation.

## Testlauf zur Umsetzung des Wildwirkungsmonitorings

Im Rahmen des 2. Projektworkshops im Januar 2020 erklärten sich 8 Nationalparke bereit, Verbisssituation und Vegetationsdichte an insgesamt 300 zufällig über den Nationalpark verteilten Standorten zu erfassen. Aufgrund der durch die Covid-19-Pandemie geltenden Kontakteinschränkungen in den Monaten März bis Juni 2020 konnte der Testlauf jedoch in einigen Nationalparks nur deutlich eingeschränkt und teilweise auch gar nicht durchgeführt werden. Nur in fünf Nationalparks konnte das Wildwirkungsmonitoring wie geplant zwischen März und Juni 2020 durchgeführt werden. In den verbleibenden Parks soll der Testlauf im Frühjahr 2021 durchgeführt werden.

Um eine unabhängige und vor allem zufällige Datenaufnahme zu gewährleisten, wurde für die Auswahl der Standorte erneut unter Verwendung eines Geoinformationssystems (GIS) ein Gitternetz über die gesamte Nationalparkfläche gelegt. Da für das Wildwirkungsmonitoring eine höhere Anzahl an Probeflächen notwendig ist als beim Kamerafallenmonitoring, fiel der Abstand zwischen den Gitterzellenmittelpunkten kleiner aus. Im Anschluss wurde wieder eine Aussortierung nicht realisierbarer Stand-

orte und eine zufällige Auswahl der restlichen Standorte durchgeführt. Ziel war es dabei, mindestens die Hälfte aller potentiellen Probeflächen bzw. mindestens 100 Flächen pro Baumart zu untersuchen. Zur Erfassung der Verjüngungsdichte je Baumart wurde an den Probeflächen jeweils die Distanz der nächsten zwei Bäume jeder Baumart zum Zentrum der Probefläche abgemessen. Befand sich im maximalen Suchradius von 8 Metern nur ein Baum einer Baumart, so wurde für den zweiten, nichtexistierenden Baum die maximale Suchdistanz von 8 Metern berechnet (Hubert et al. 2018). Bei der Erfassung der Verbisschäden wurden für jede Baumart und jede Altersklasse (10-39,5 cm; 40-69,5 cm; 70-99,5 cm; 100-129 cm; >130 cm, aber < 4 cm BHD) die nächsten beiden Bäume untersucht, wobei der Verbiss nach der Verbissstärke in vier Grade eingeteilt wurde: kein Verbiss, leichter Verbiss, mittlerer bis starker Verbiss und kein Endtrieb vorhanden (Kupferschmid et al. 2019).



### DIE AUTOR\*INNEN

**Dr. Christian Fiderer**, Professur für Wildtierökologie und Wildtiermanagement, Universität Freiburg

**Prof. Dr. Marco Heurich**, Professur für Wildtierökologie und Wildtiermanagement, Universität Freiburg

**Prof. Dr. Ilse Storch**, Professur für Wildtierökologie und Wildtiermanagement, Universität Freiburg

**Anja Schneider**, Wildtiermonitoring, Nationalpark Hunsrück-Hochwald

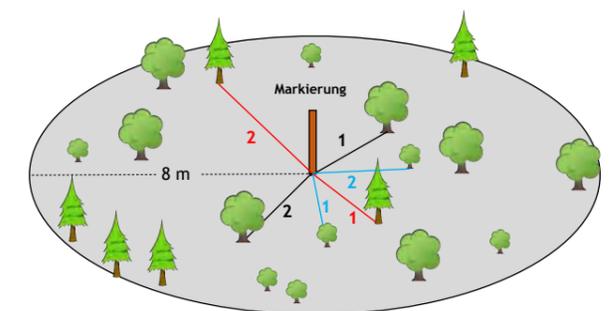


Abbildung 5: Skizze des Study-Designs für das geplante Wildwirkungsmonitoring

## Implementierung einer Datenbank für das Wildtiermonitoring der Nationalparke

Neben den vielen Vorteilen, die ein Kamerafallenmonitoring mit sich bringt, besteht ein entscheidender Nachteil in der Generierung eines nur schwer überschaubaren Datensatzes, der mit dem Umfang des Monitorings stetig mitwächst und eine große Herausforderung bei der Organisation, Verwaltung und Auswertung der generierten Daten darstellt. Schon wenige Kamerafallen, aufgestellt über wenige Monate, können tausende von Kamerafallenbildern oder -videos mit mehreren Gigabyte produzieren. Für eine möglichst einfache und rasche Auswertung dieser Daten sowie für eine effiziente Abfrage insbesondere im zeitlichen und räumlichen Kontext müssen diese Daten systematisch und sinnvoll abgespeichert werden. In vielen Institutionen scheitert die effiziente Auswertung der erhobenen Kamerafalldata bereits an diesen Schwierigkeiten bei der Datenverwaltung.

Aus diesem Grund wurde die Weiterentwicklung des Programms TRAPPER (Bubnicki et al. 2016) gefördert, welche durch den Open Science Conservation Fund verwaltet wird. TRAPPER ist eine browserbasierte Software und stellt einen Lösungsansatz für die Organisation und Verwaltung von Kamerafalldata dar. Im Gegensatz zu alternativ verfügbaren Softwarelösungen bietet TRAPPER nicht nur eine benutzerfreundliche Bedienung, sondern ermöglicht zusätzlich auch die Unterstützung verschiedenster Multimediaformate sowie umfassende Möglichkeiten bei der Auswertung der erfassten Daten. Ein weiterer großer Vorteil liegt zudem in der Möglichkeit, Projekte von ver-

schiedenen Personen an verschiedenen Orten bearbeiten zu lassen. Dies ermöglicht die grenzübergreifende Zusammenarbeit verschiedener Institutionen über größere Entfernung hinweg.

Im ersten Projektjahr wurde TRAPPER im Rahmen des Arbeitspaketes VI deutlich weiterentwickelt. So wurde unter anderem eine Desktop-App entwickelt, mit deren Hilfe sich Bilder einfacher als zuvor und ohne Programmierkenntnisse auf den Server hochladen lassen. Auch

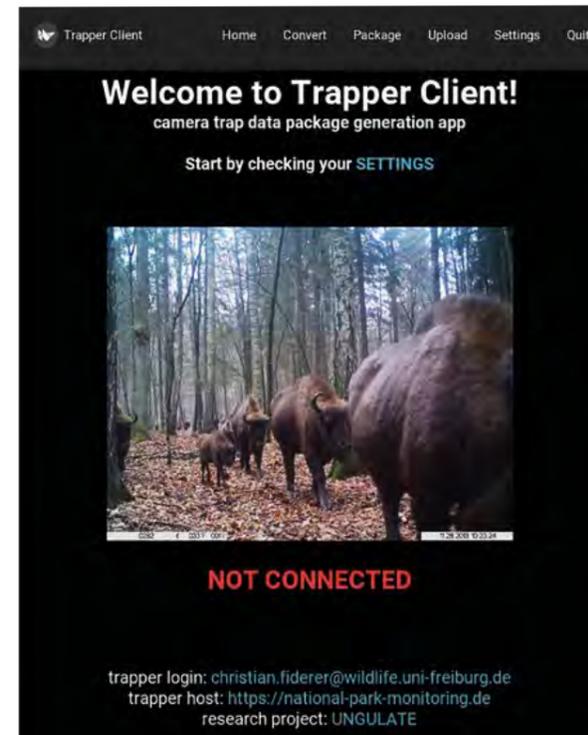


Abbildung 6: Die Desktop-App gestaltet die Arbeit mit TRAPPER deutlich benutzerfreundlicher

Tabelle 1: Aktualisierter Zeitplan

|  | 2018 | 2019 | 2020 | 2021 |
|--|------|------|------|------|
| Workshop Populationsmonitoring                     | ✓    |      |      |      |
| Workshop Wildwirkungsmonitoring/Erlegungsparameter |      |      | ✓    |      |
| Workshop Evaluierung                               |      |      |      | ✓    |
| Arbeitspaket I (Befragung Nationalparke)           | ✓    | ✓    |      |      |
| Arbeitspaket II (Survey Schalenwildmonitoring)     | ✓    | ✓    |      |      |
| Arbeitspaket III (Survey Wildwirkungsmonitoring)   | ✓    | ✓    | ✓    |      |
| Arbeitspaket IV (Testlauf Schalenwildmonitoring)   |      |      | ✓    | ✓    |
| Arbeitspaket V (Testlauf Wildwirkungsmonitoring)   |      |      | ✓    | ✓    |
| Arbeitspaket VI (Datenbank)                        | ✓    | ✓    | ✓    | ✓    |
| Arbeitspaket VII (Datenanalyse)                    |      |      |      | ✓    |
| PAG Sitzungen                                      | ✓    |      | ✓    |      |
| Projektberichte                                    |      | ✓    |      | ✓    |

wurden zahlreiche Bugs behoben und der Arbeitsablauf im Programm deutlich benutzerfreundlicher gestaltet. Für das Klassifizieren der Bilder wurde eine Website erstellt ([www.national-park-monitoring.de](http://www.national-park-monitoring.de)). Als Speicherort während des Testlaufs dient ein Server an der Bialystok University of Technology. Für den weiteren Projektverlauf ist neben der Verbesserung der Benutzerfreundlichkeit von Desktop-App und Website auch die Entwicklung weiterer neuer Programmfunktionen vor-

gesehen. Diese Entwicklungen umfassen in erster und dringlichster Linie die automatische Bestimmung von Menschen und Tierarten mittels Artificial Learning. Um diesen wichtigen Forschungszweig weiter voranzutreiben, wird aktuell neben der Kooperation mit dem Säugtierkundlichen Forschungsinstitut der Polnischen Akademie der Wissenschaften auch eine Zusammenarbeit mit der Universität Trier sowie dem Karlsruher Institute of Technology (KIT) angestrebt.

## Quellen

- Abrams JF, Axtner J, Bhagwat T, Mohamed A, Nguyen A, Niedballa J, Sollmann R, Tilker AR & Wilting A (2018):** Studying terrestrial mammals in tropical rainforests. A user guide for camera-trapping and environmental DNA. Leibniz-IZW, Berlin, Germany.
- Antowiak P (2017):** Sensitivity analysis of camera trap based animal population estimates. Masterarbeit an der Albert-Ludwigs-Universität Freiburg.
- Bubnicki JW, Churski M & Kuijper DPJ (2016):** TRAPPER: an open source web-based application to manage camera trapping projects. *Methods Ecol Evol* 7 (10): 1209-1216.
- Ehrhart S, Lang J, Simon O, Hohmann U, Stier N, Nitz M, Heurich M, Wotschikowsky U, Burghardt F, Gerner J & Schraml U (2016):** Wildtiermanagement in deutschen Nationalparken. BFN-Skripten 434.
- Hubert MO, Schwyzer A & Kupferschmid AD (2018):** A Comparison Between Plot-Count and Nearest-Tree Method in Assessing Tree Regeneration Features. *Curr Trends in Forest Research* 4: 122-133.
- Kupferschmid AD (2019):** Verjüngungskontrolle St. Gallen: Auswertungen zur Piloterhebung 2018 in den Wildräumen 2 und 8. Überarbeitete und ergänzte Version vom 4. Juli 2019, Eidg. Forschungsanstalt WSL, Birmensdorf. 103 S.



# GENETISCHES WILDKATZEN- MONITORING

... im Nationalpark Hunsrück-Hochwald

Im Nationalpark Hunsrück-Hochwald wurde in den Jahren 2017 und 2018 ein Wildkatzenmonitoring mittels der Lockstockmethode durchgeführt. In beiden Jahren wurden auf der Nationalparkfläche (10.000 ha) 264 Lockstöcke aufgebaut. Die Lockstöcke wurden von Januar bis in den April hinein kontrolliert. In den beiden Jahren konnten insgesamt 966 Haarproben gewonnen werden. Im ersten Untersuchungsjahr waren 259 der 346 untersuchten Haarproben im Labor auswertbar. Mit der Haplotypen- und Mikrosatellitenanalyse wurden 102 unterschiedliche Individuen nachgewiesen, von denen 99 sicher als Wildkatzen identifiziert wurden. Es konnten 68 Kuder und 32 Katzen identifiziert werden. Die mit Hilfe eines spatially explicit capture-recapture-Ansatzes geschätzte Dichte betrug 0,26 (0,18-0,38) weibliche und 0,39 (0,30-0,51) männliche Wildkatzen pro km<sup>2</sup>. Im zweiten Untersuchungsjahr konnten 212 der 329 untersuchten Haarproben im Labor analysiert werden. Durch die Haplotypen- und Mikrosatellitenanalyse wurden 97 unterschiedliche Individuen sicher als Wildkatze nachgewiesen, davon 57 Kuder und 35 Katzen (sowie fünf Tiere, bei denen der Geschlechtsmarker nicht auswertbar war). Die Dichteschätzung konnte nur für die Kuder erfolgen, da von den weiblichen Katzen zu wenig Erfassungsdaten für eine valide Schätzung mittels spatially explicit capture-recapture-Ansatz (SECR) vorlagen. Die geschätzte Dichte der Kuder beträgt 0,36 (0,28-0,48) Tiere pro km<sup>2</sup>. Auffällig ist, dass in beiden Untersuchungsjahren deutlich mehr Kuder erfasst wurden. Dieses Phänomen wird meist mit der höheren Aktivität der Kuder während der Paarungszeit und ihrer größeren Affinität zum Baldrian erklärt. Um zu klären, ob die Größe von Wildkatzenpopulationen mittels Lockstockerfassung zuverlässig geschätzt werden kann, sollte daher der Einfluss der unterschiedlichen Erfassung der beiden Geschlechter in zukünftigen Studien näher untersucht werden. Die Ergebnisse aus beiden Erfassungsjahren zeigen unabhängig hiervon, dass es im und um den Nationalpark Hunsrück-Hochwald eine stabile Wildkatzenpopulation gibt.

## Einleitung

Die Europäische Wildkatze (*Felis silvestris silvestris*) war bis Mitte des 20. Jahrhunderts in Deutschland weitestgehend verschwunden. Durch Jagd, Zerschneidung des Lebensraumes und Intensivierung der Landnutzung sind ihre Bestände immer weiter gesunken. Sie gehört gemäß § 7 des Bundesnaturschutzgesetzes (BNatSchG) sowie dem Anhang IV der Fauna-Flora-Habitat-(FFH)-Richtlinie zu den streng geschützten Arten (Simon 2015). Rheinland-Pfalz gehört zu den Gebieten, in denen es noch unzerschnittene und ausgedehnte Lebensräume für die Wildkatze gibt. Daher ist es wichtig, den günstigen Erhal-

tungszustand der Art innerhalb der lokalen Populationen des Landes sicherzustellen bzw. wiederherzustellen. Die Kernlebensräume, vorwiegend Waldgebiete, sind für die Population von herausragender Bedeutung (Simon 2015). Der Schutz und die Erhaltung des Lebensraumes sind wichtig, allerdings ist das Wissen über den Ist-Zustand essentiell für Managementmaßnahmen. Wildkatzen leben sehr versteckt und sind vorwiegend dämmerungs- und nachtaktiv (Hupe und Simon 2007). Um dennoch einen Überblick über das Vorkommen zu erlangen, wird ein nicht-invasives genetisches Monitoring von Wildkatzen mittlerweile verbreitet angewendet (Steyer et al. 2016). Im Nationalpark Hunsrück-Hochwald wurde im Jahr 2017

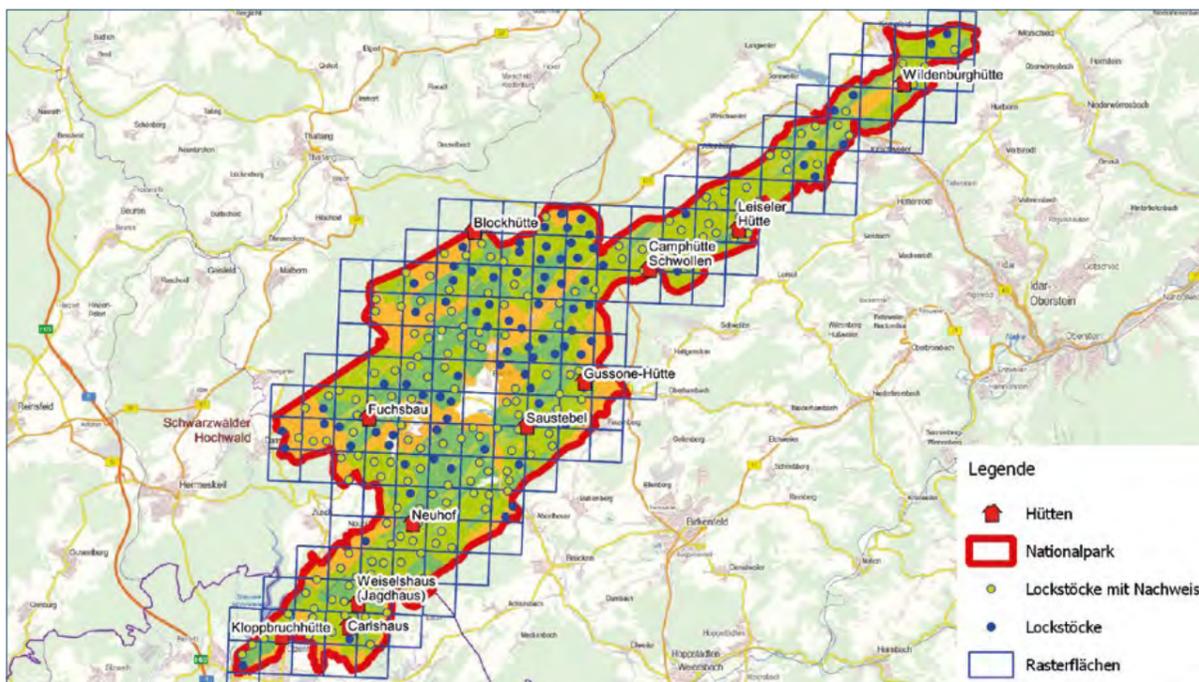


Abbildung 1: Übersicht der Lockstöcke mit und ohne Haarfunde 2017

ein solches Monitoring durchgeführt. Erstes Ziel war es, die Präsenz der Wildkatzen in und um den Nationalpark nachzuweisen; in der vorliegenden Studie wurde zusätzlich untersucht, ob die Daten zu einer Bestandesdichteschätzung genutzt werden können.

Das Untersuchungsgebiet erstreckt sich über den gesamten Nationalpark Hunsrück-Hochwald (100 km<sup>2</sup>, siehe Abb. 1). Ein Raster mit 1 km<sup>2</sup> großen Quadraten wurde über die Fläche gelegt und in jedem Quadrat wurden 3 Lockstöcke aufgestellt. Mit Baldrian (*Valeriana officinalis*) besprühte Dachlatten dienten als Lockstöcke (Hupe und Simon 2007). Die Kontrolle der Lockstöcke erfolgte zwischen Anfang Januar und Mitte April 2017/2018 in einem 10-tägigen Rhythmus. Wenn Haare an den Lockstöcken zu finden waren, wurden diese mit einer Pinzette in ein Filterpapier gelegt und in einer kleinen Plastiktüte verwahrt. Aus den Haarproben wurde im Labor mit Hilfe des QiaAmp DNA Micro-Kit von Qiagen (Hilden, Deutschland) DNA extrahiert. Zur Haplotypenanalyse wurden zwei Abschnitte mit insgesamt 416 Basenpaaren aus der mitochondrialen Kontrollregion sequenziert. Hierzu wurden die Primerpaare LF4 + H16498 sowie L15926 + Hf3 verwendet (Kocher et al. 1989; Steyer et al. 2013). Die Sequenzen wurden im Anschluss mit einem Referenzdatensatz bestehend aus 26 Wildkatzen- und 23 Hauskatzensequenzen verglichen.

Um die Proben individuell zuzuordnen und jeweils auch das Geschlecht bestimmen zu können sowie zum

Berechnen der Populationsstruktur (Zuordnung Wildkatze – Hauskatze), wurde eine Mikrosatellitenanalyse durchgeführt. Das hierfür verwendete Set von 14 Markern orientiert sich an dem in Hartmann et al. (2013) vorgestellten Set. Alle Analysen wurden in 2 bis 4 Wiederholungen durchgeführt, um das Risiko einer Fehlzuordnung von Genotypen durch Genotypisierungsfehler (Allel-Ausfälle oder Falschallele) zu minimieren. Proben, bei denen mehr als drei Marker komplett ausgefallen waren oder deren Ergebnisse keine eindeutige Zuordnung ermöglichten, wurden aus dem Datensatz entfernt. Die Genotypen wurden dann mit Hilfe der Software GENE-



Abbildung 2: Wildkatze an Lockstock

CAP (Wilberg und Dreher 2004) miteinander verglichen und die so genannten „Matches“ bestimmt, d. h. gleiche Genotypen verschiedener Proben, die zum gleichen Individuum gehören. Bei der Suche nach „Matches“ wurden alle Probenpaare, die sich nur an einem oder an zwei Allelen unterschieden, nochmals untersucht (zunächst durch direktes Vergleichen der Rohdaten jeweils aller Wiederholungen; im Falle bestehender Unsicherheiten ggf. durch wiederholte Analyse). Die Genotypen aller auf diese Weise erfassten Individuen wurden dann mit Hilfe des Programms STRUCTURE (Pritchard et al. 2000) mit Referenzgenotypen von 92 Hauskatzen und 71 morphometrisch bestätigten Wildkatzen verglichen. Hierbei wurden folgende Settings verwendet: K = 2 – 5 in jeweils zwei Wiederholungen, admixture-Modell mit korrelierten Allelfrequenzen, Vorlaufphase (burn-in) von 50.000 MCMC-Schritten, gefolgt von 100.000 MCMC-Wiederholungen.

Die Wildkatzendichte wurde mit einem räumlich expliziten Fang-Wiederfang-Ansatz (spatially explicit capture-recapture, SECR) geschätzt (Efford 2004). Hierbei wird neben der individuellen Zuordnung der Proben auch die räumliche Information (d. h. die Koordinaten des Fundorts einer jeden Probe von einem bestimmten Tier) mit in den Schätzprozess einbezogen, um eine direkte Herleitung der Bezugsfläche zu ermöglichen. Für die SECR-Schätzung wurde das R-Paket secr 3.1.6. (Efford 2018) verwendet. Die Dichte wurde für beide Geschlechter jeweils getrennt berechnet. Es wurden für die Dichteschätzung jeweils folgende Modellspezifikationen verwendet: Detektionsfunktion: hazard rate, Modell g<sub>0</sub>~1, Puffer 2000 Meter (Katzen) bzw. 3600 Meter (Kuder). Zusätzlich wurde für die Proben von mehrfach erfassten Individuen die mittlere maximale Wiederfangentfernung (mean maximum distance moved) berechnet.

## Ergebnisse

In 2017 konnten von den 346 Haarproben 259 mit einer mitochondrialen Sequenz sowie einem genetischen Fingerabdruck erfolgreich analysiert werden. Diese Proben stammten laut Mikrosatelliten von 102 verschiedenen Individuen, von denen 68 als männlich und 32 als weiblich identifiziert wurden (bei zwei weiteren

| Jahr | ausgewertete Haarproben | Individuen | sicher Wildkatze | Katzen | Kuder | Geschlecht unbekannt | Katzen/Kuder in beiden Jahren erfasst |
|------|-------------------------|------------|------------------|--------|-------|----------------------|---------------------------------------|
| 2017 | 259                     | 102        | 99               | 32     | 68    | 2                    | -                                     |
| 2018 | 212                     | 97         | 97               | 35     | 57    | 5                    | 25/16                                 |

Abbildung 3: Übersicht der Ergebnisse aus den Jahren 2017 und 2018



## DIE AUTORINNEN

**Anja Schneider** hat Waldwirtschaft & Umwelt in Freiburg studiert und arbeitet seit Gründung des Nationalparks Hunsrück-Hochwald in der Abteilung 3: Forschung, Biotop-, Wildtiermanagement. Sie ist seit 2015 für das Wildtiermonitoring zuständig.

**Dr. Cornelia Ebert** hat in Kaiserslautern Biologie studiert und ist aktuell wissenschaftliche Mitarbeiterin der Albert-Ludwigs-Universität Freiburg (Forstzoologisches Institut, Arbeitsbereich Wildtierökologie und Wildtiermanagement).

**Annina Prüssing** hat Wildtierökologie und Wildtiermanagement in Wien studiert und ist seit Oktober 2017 im Nationalparkamt Hunsrück-Hochwald in der Abteilung 3: Forschung, Biotop-, Wildtiermanagement tätig. Seit Mai 2020 ist sie für das Wildtiermanagement zuständig.

Individuen war der Geschlechtsmarker nicht auswertbar). Von diesen 102 Individuen konnten 99 sicher als Wildkatzen zugeordnet werden. Bei drei Individuen deutet sich eine noch nicht allzu lange zurückliegende Hauskatzen-Einkreuzung an, davon ist aber bei einem Tier der Fingerabdruck unvollständig, so dass in diesem Fall keine definitive Aussage gemacht werden kann. Die verschiedenen Katzen wurden zwischen einem und sechs Mal erfasst, die Kuder zwischen einem und 13 Mal (Abbildung 2). Hierbei lag die mittlere maximale Entfernung zwischen zwei Proben vom selben Individuum für Katzen bei 1.248 Metern, für Kuder hingegen bei 2.619 Metern. Die mittels SECR geschätzte Wildkatzendichte beträgt 0,26 (0,18-0,38) weibliche und 0,39 (0,30-0,51) männliche Wildkatzen pro km<sup>2</sup> im Untersuchungsgebiet.

In 2018 konnten 212 der 329 untersuchten Haarproben im Labor analysiert werden. Durch die Haplotypen- und Mikrosatellitenanalyse wurden 97 unterschiedliche

Individuen sicher als Wildkatze nachgewiesen, davon 57 Kuder und 35 Katzen, sowie fünf Tiere, bei denen der Geschlechtsmarker nicht ausgewertet werden konnte. Die Dichteschätzung konnte nur für die Kuder erfolgen, da von den weiblichen Katzen zu wenig Erfassungsdaten für eine valide Schätzung mittels spatially explicit capture-recapture-Ansatz (SECR) vorlagen.

Die geschätzte Dichte der Kuder beträgt 0,36 (0,28-0,48) Tiere pro km<sup>2</sup>. Die verschiedenen Katzen wurden zwischen einem und 10 Mal erfasst. Die Kuder zwischen einem und 19 Mal. Hierbei lag die mittlere maximale Entfernung zwischen zwei Proben desselben Individuums für Katzen bei 909 Metern und für Kuder hingegen bei 1.664 Metern.

Im Gegensatz zum Monitoringjahr 2017 hat sich die mittlere maximale Entfernung zwischen zwei Proben desselben Tieres verringert. Ein Vergleich mit den Genotypen der im Rahmen des Monitorings im Vorjahr 2017 erfassten 102 Individuen zeigt, dass 41 der in 2018 genetisch erfassten Individuen bereits 2017 im Lockstockmonitoring vertreten waren. Davon 25 Kuder und 16 Katzen.

## Diskussion

Insgesamt deuten die Ergebnisse des Monitorings 2018 – angesichts der vergleichsweise großen Zahl von 97 nachgewiesenen Individuen – wie auch im Vorjahr 2017 darauf hin, dass im und um den Nationalpark Hunsrück-Hochwald eine stabile Wildkatzenpopulation lebt. Weiterhin bestätigen sich die Ergebnisse der Untersuchung von 2017, indem eine sehr ähnliche Anzahl Wildkatzen erfasst wurde. Im Vergleich zu 2017 war der Anteil der auswertbaren Proben im Jahr 2018 etwas geringer. Dies ist sehr wahrscheinlich darauf zurückzuführen, dass die einzelnen Proben in 2018 durchschnittlich aus deutlich weniger Haaren bestanden als in 2017. Auffällig an den Ergebnissen des genetischen Monitorings im Nationalpark Hunsrück-Hochwald ist, dass in beiden Untersuchungsjahren, und zwar in einem sehr ähnlichen Verhältnis, deutlich mehr Kuder erfasst wurden als Katzen. Ähnliches wurde bereits in mehreren anderen Studien festgestellt (siehe z. B. Tiesmeyer et al. 2018). Dieses Phänomen wird meist mit der höheren Aktivität der Kuder während der Paarungszeit und ihrer Affinität zum

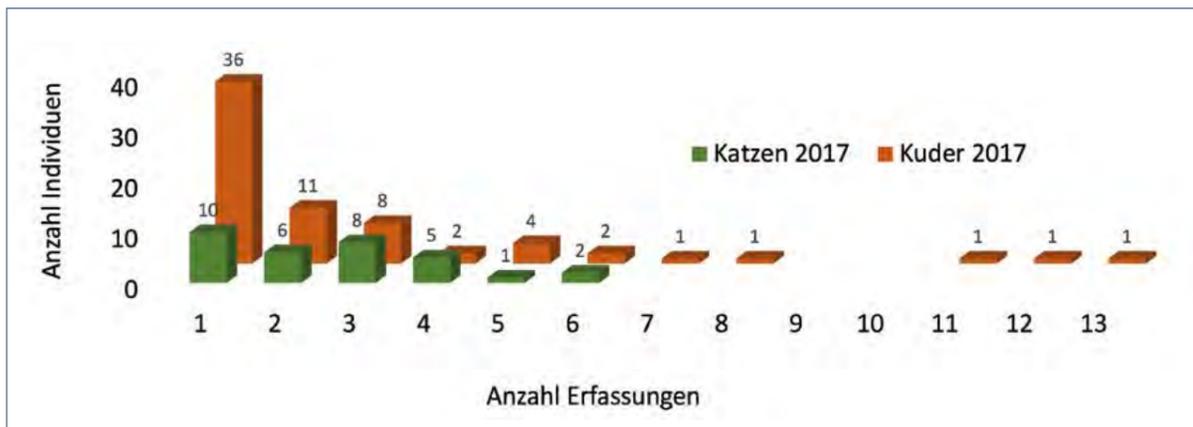


Abbildung 4: Anzahl der Erfassungen pro Wildkatze aus 2017

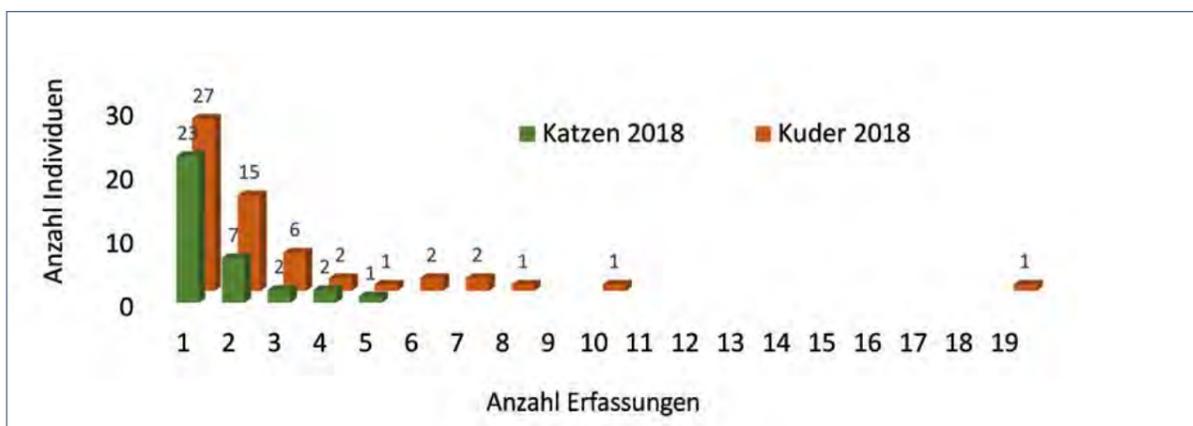


Abbildung 5: Anzahl der Erfassungen pro Wildkatze aus 2018

## IM ÜBERBLICK

- > 2017 und 2018 wurde ein Wildkatzenmonitoring mittels der Lockstockmethode durchgeführt
- > Haarproben der scheuen Wildkatzen nicht-invasiv gesammelt und genetisch analysiert
- > stabile Wildkatzenpopulation im & um den NLPHH
- > 2017 konnten 68 Kuder und 32 Katzen identifiziert werden
- > 2018 konnten 57 Kuder und 35 Katzen identifiziert werden

Baldrian erklärt, da der Baldrian auf die Wildkatzen wie ein Sexualpheromon wirkt. Grundsätzlich scheint es saisonale, regionale und auch individuelle Unterschiede zu geben, ob und wie stark Baldrian auf Katzen wirkt (Anile et al. 2012). Das Lockstockmonitoring spiegelt methodisch bedingt die Bestandessituation während der Ranzzeit wider. Hierbei ist es aber möglich, dass sich die Tiere außerhalb der Ranzzeit anders im Gebiet verteilen. So deutet sich z. B. in Telemetriestudien an, dass die Reviere der Kuder außerhalb der Ranzzeit kleiner sind (Götz et al. 2018). Insgesamt wurden im Jahr 2018 weniger als die Hälfte (44 %) der erfassten Katzen mehr als einmal beprobt. Dies ist etwas weniger als in 2017 (54 %). Dies deutet zunächst darauf hin, dass ein im Vergleich zum Vorjahr etwas geringerer Anteil der ansässigen Population durch Haarproben repräsentiert ist. Bei Betrachtung der Erfassungshäufigkeiten fällt auf, dass die Kuder sehr häufig erfasst wurden (7-19 Mal). Dies konnte 2017 ebenfalls beobachtet werden und deutet auf die größere räumliche Aktivität der Kuder während der Ranzzeit hin. Im Gegensatz zu 2017 war aber im Rahmen des Monitorings 2018 der Bestand an weiblichen Wildkatzen, obwohl insgesamt eine ähnliche Anzahl Individuen erfasst wurde, weniger stark in der Stichprobe repräsentiert. Dies wird erkennbar durch den deutlich geringeren Anteil mehr als einmal erfasster weiblicher Wildkatzen (2018: 34 % im Vergleich zu 69 % in 2017). Möglicherweise ist die Ursache hierfür die insgesamt etwas geringere Stichprobe, bedingt durch eine etwas geringere Probenanzahl in Kombination mit dem etwas geringeren Anteil auswertbarer Proben. Allerdings sollte dies beide Geschlechter gleichermaßen betreffen und ist somit wahrscheinlich nicht die alleinige Erklärung für die geringere Erfassung der weiblichen Katzen in 2018. Generell

ist davon auszugehen, dass bei dem Lockstockmonitoring, welches sich auf die Nationalparkfläche beschränkte, auch im Jahr 2018 Individuen aus einem größeren, über die Nationalparkgrenzen hinausgehenden Einzugsgebiet erfasst wurden. Hierfür spricht zum einen – trotz der insgesamt besonders bei den weiblichen Katzen etwas geringeren Erfassung – die ähnlich wie im Vorjahr große Anzahl erfasster Individuen. Zum anderen deuten die aus den Erfassungsdaten berechnete mittlere Wiederfangentfernung (Kuder: 1.664 m, Katzen: 909 m) und die Tatsache, dass sich auch außerhalb des Nationalparks geeignetes Wildkatzenhabitat befindet, ebenfalls darauf hin. Es fällt hierbei auf, dass die mittlere Wiederfangentfernung im Jahr 2018 bei beiden Geschlechtern geringer war als im Vorjahr, wobei der Unterschied zwischen den Geschlechtern bestehen bleibt.

Die Ergebnisse deuten insgesamt 2018 wie 2017 darauf hin, dass es einen geschlechterabhängigen Bias in der Erfassung der Wildkatzen gibt. Wieder wurden männliche Tiere sehr wahrscheinlich aus einem größeren Erfassungsgebiet erfasst als weibliche, so dass die lokale Dichte der Kuder unter Umständen überschätzt ist. In Bezug auf die Dichteschätzung wird die Voraussetzung einer möglichst geschlossenen Population – d. h. keine Geburten und Todesfälle sowie keine Ein- und Auswanderung – bei den Kudern zumindest während der Ranzzeit verletzt. Im Vergleich zu den klassischen geschlossenen Fang-Wiederfang-Modellen hat der SECR-Ansatz den Vorteil, dass er deutlich besser das tatsächliche räumliche Verhalten der untersuchten Tierpopulation widerspiegelt und dies in die Dichteschätzung mit einbezieht. Damit sind die SECR-Dichteschätzungen vergleichsweise robust gegenüber Raumbewegungen der Tiere (Royle et al. 2015). Trotzdem kann es auch bei SECR zu Verzerrungen der Schätzungen kommen, wenn Tiere aus dem Untersuchungsgebiet ein- und wieder auswandern, was bei den Kudern zur Ranzzeit der Fall ist. Im Vergleich zu 2017 ist die für 2018 geschätzte Dichte der Kuder sehr ähnlich: 0,36 (0,28-0,48) männliche Wildkatzen pro km<sup>2</sup> in 2018 im Vergleich zu 0,39 (0,30-0,51) in 2017. Die Erfassung des weiblichen Bestandes war im Jahr 2018 deutlich geringer als im Vorjahr, so dass auf eine Bestandesdichteschätzung mangels solider Datengrundlage verzichtet wurde. Generell ist die Erfassung von mehr Kudern als Katzen ein Phänomen, das so auch bei anderen lockstockbasierten Wildkatzenstudien beobachtet wurde. Dies ist besonders wichtig, wenn die Erfassungsdaten zur Schätzung einer Bestandesdichte genutzt werden sollen. Um zu klären, ob die Größe von Wildkatzenpopulationen mittels Lockstockerfassung zuverlässig geschätzt werden kann, sollte daher der Einfluss der unterschiedlichen Erfassung der beiden Geschlechter in zukünftigen Studien näher untersucht werden.

## Quellen

- Anile S, Arrabito C, Mazzamuto MV, et al (2012):** A non-invasive monitoring on European wildcat (*Felis silvestris silvestris* Schreber, 1777) in Sicily using hair trapping and camera trapping: Does scented lure work? *Hystrix* 23:45-50
- Efford M (2004)** Density estimation in live-trapping studies. *Oikos* 106:598-610
- Efford M (2018)** secr - spatially explicit capture - recapture in R. *Univ. Otago* 1-16
- Götz M, Jerosch S, Simon O, Streif S (2018):** Raumnutzung und Habitatsprüche der Wildkatze in Deutschland. *Natur und Landschaft* 4:161-169
- Hartmann SA, Steyer K, Kraus RHS, et al (2013):** Potential barriers to gene flow in the endangered European wildcat (*Felis silvestris*). *Conserv Genet* 14:413-426
- Hupe K, Simon O (2007):** Beiträge zur Situation der Wildkatze in Niedersachsen II. *Inf des Naturschutz Niedersachsens* 27:66-69
- Kocher TD, Thomas WK, Meyer A, et al (1989):** Dynamics of mitochondrial DNA evolution in animals: amplification and sequencing with conserved primers. *Proc Natl Acad Sci* 86:6196-6200
- Pritchard JK, Stephens M, Donnelly P (2000):** Inference of population structure using multilocus genotype data. *Genetics* 155:945-959
- Simon O (2015):** Fördermaßnahmen für Wildkatzen im Wald. Geeignete Maßnahmen im Wald zur Förderung und Sicherung der Lebensräume der Europäischen Wildkatze. *Inst für Tierökologie und Naturbildung* 1-23
- Steyer K, Kraus RHS, Mölich T, Anders O, Cocchiararo B, Frosch C, Geib A, Götz M, Herrmann M, Hupe K, Kohnen A, Krüger M, Müller F, Pir JB, Reiners TE, Roch S, Schade U, Schiefenhövel P, Siemund M, Simon O, Steeb S, Streif S, Streit B, Thein J, Tiesmeyer A, Trinzen M, Vogel B, Nowak K (2016):** Large-scale genetic census of an elusive carnivore, the European wildcat (*Felis s. silvestris*). *Conserv Genet* 17:1183-1199
- Steyer K, Simon O, Kraus RHS, et al (2013):** Hair trapping with valerian-treated lure sticks as a tool for genetic wildcat monitoring in low-density habitats. *Eur J Wildl Res* 59:39-46.
- Tiesmeyer A, Steyer K, Kohnen A, et al (2018):** Hybridisierung, genetische Vielfalt und Populationsabgrenzung der Wildkatze in Deutschland. *Natur und Landschaft* 4:153-160
- Wilberg MJ, Dreher BP (2004):** GENEAP: A program for analysis of multilocus genotype data for non-invasive sampling and capture-recapture population estimation. *Mol Ecol Notes* 4:783-785



# WILDTIER- MONITORING

... im Nationalpark Hunsrück-Hochwald

Im Rahmen des Wildtiermonitorings des Nationalparks Hunsrück-Hochwald (NLPHH) werden verschiedene Methoden zur Dichteschätzung freilebender Huftiere (Rot-, Reh- und Schwarzwild) angewandt. Schälerhebungen in 2015 und 2017 erwiesen Schälwunden bei unter 2 % der untersuchten Bäume auf. Die waldbaulichen Zielsetzungen der Nachbarforstflächen sind damit als durch Rotwild-Wildwirkung ungefährdet einzustufen. Die Ergebnisse der in 2016 und 2018 ausgeführten Verbiss-erhebungen von Rot- und Rehwild lassen auf momentane ausreichende Regulierung zum Schutz vor Wildschäden in Nachbarforstflächen schließen. Die Hauptbaumarten Fichte und Buche gelten als ungefährdet, wohingegen Edellaubbäume als erheblich gefährdet einzustufen sind. Scheinwerferta- tionen werden gezielt zur Ermittlung der Rotwilddichte eingesetzt und ergaben fluktuierende Zähl- ergebnisse zwischen 2011 und 2019. Unter Berücksichtigung der Erfassungswahrscheinlichkeit von 50 % ist im Durchschnitt mit 6 bis 8 Stück Rotwild pro 100 ha Waldfläche zu rechnen. Die Erfassung der biometrischen Daten bei Bewegungsjagen erlegter Stücke liefert Einblicke in Konstitution und Alter von den erlegten Wildtieren. Der NLPHH betreibt des Weiteren ein Fotofallenmonitoring, im Rahmen eines F+E-Vorhabens gefördert durch das Bundesamt für Naturschutz, zur Entwicklung eines nationalparkübergreifenden Monitoringdesigns aller Huftierarten.

## Wildtiermonitoring

Unter Wildtiermonitoring versteht man die systematische Erfassung, Beobachtung oder Überwachung von Wildtieren mit Hilfe technischer Mittel. Es werden Informationen über bestimmte Tierarten gesammelt und wissenschaftlich ausgewertet. Das Monitoring dient als Grundlage für alle Entscheidungen, die im Wildtiermanagement getroffen werden. Das Nationalparkamt arbeitet eng mit Fachleuten der Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft (FAWF) in Trippstadt und externen Forschungsinstituten zusammen.

Nationalparke haben zum Ziel, „Natur Natur sein [zu] lassen“, d. h. den möglichst ungestörten Ablauf der Naturvorgänge in ihrer natürlichen Dynamik zu gewährleisten. Dieses oberste Ziel wird begrenzt durch die notwendige Beeinflussung der Wildtierpopulation. Die Auswirkungen des Schalenwildes auf die landwirtschaftlichen Flächen und die Wirtschaftswälder in der Nachbarschaft des Nationalparks sind von hoher Bedeutung. Darüber hinaus muss sichergestellt werden, dass der Erfolg der Buchen-Vorausverjüngung in den Randbereichen des Nationalparks nicht durch zu hohen Verbiss gefährdet wird. Das Wildtiermonitoring der drei Schalenwildarten Rot-, Reh- und Schwarzwild wird in unter-

schiedlicher Intensität auf der gesamten Fläche des Nationalparks durchgeführt. Dadurch werden Daten erhoben, die im Dialog mit Flächennachbarn, Fachleuten und der Öffentlichkeit bewertet werden. So wird identifiziert, wo und wie viel Handlungsbedarf im Wildtiermanagement besteht und wo nicht. Handlungsbedarf können dabei Maßnahmen der Lenkung oder der Regulierung umfassen. Bereits vor der Ausweisung des Nationalparks wurden im Bereich des heutigen Schutzgebietes Untersuchungen durchgeführt, um verschiedene Parameter der vorkommenden Wildtierpopulationen und deren Auswirkungen auf die Vegetation aufzunehmen. Diese Untersuchungen waren wertvolle Daten- und Methodenquellen, um nationalparkgerechte Monitoringverfahren auszuwählen.

## Dichteschätzung freilebender Huftiere

Im Zeitraum 2013 bis 2015 waren 4.500 ha des heutigen Nationalparks eines von vier Projektgebieten, in denen im Rahmen eines von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU) geförderten Projektes Methoden zur Erfassung frei-

# 13



**DIE AUTOR\*INNEN**

**Anja Schneider** hat Waldwirtschaft & Umwelt in Freiburg

studiert und arbeitet seit Gründung des Nationalparks Hunsrück-Hochwald in der Abteilung 3: Forschung, Biotop-, Wildtiermanagement. Sie ist seit 2015 für das Wildtiermonitoring zuständig.



**Annina Prüssing** hat Wildtierökologie und Wildtiermanagement in Wien studiert und ist seit Oktober 2017 im Nationalparkamt Hunsrück-Hochwald

in der Abteilung 3: Forschung, Biotop-, Wildtiermanagement tätig. Seit Mai 2020 ist sie für das Wildtiermanagement zuständig.

**Martin Döscher**, ehem. Wildtiermanagement, Nationalparkamt Hunsrück-Hochwald, seit Mai 2020 Revierleiter Idar-Oberstein im FA Birkenfeld

fen. Aufgrund der o. g. umfangreichen Datenlage und des Vorliegens erprobter Verfahren werden seit Gründung des Nationalparks eine Kombination verschiedener Monitoringverfahren durchgeführt. Die durchgeführten Verfahren beschränken sich bisher auf Reh- und Rotwild. Für Schwarzwild gibt es derzeit keine expliziten Monitoringverfahren im Nationalpark, um dessen Wildwirkungen zu erfassen. Es werden die standardisierten Untersuchungen zur ESP- (Europäische Schweinepest) und ASP-Kontrolle (Afrikanische Schweinepest) sowie die Entnahme von Trichinenproben durchgeführt. Die erlegten Tiere werden ebenfalls auf Fertilität, Alter und Geschlecht untersucht.

**Schälerhebung**

Seit 1994 werden in den rheinland-pfälzischen Wäldern turnusmäßig systematische Untersuchungen zum Einfluss des wiederkäuenden Schalenwildes auf das Wachstum der Waldbäume durchgeführt. Dabei werden stichprobenartig Verbiss und Rotwildschäle an den im Erhebungsraster vorkommenden Baumarten ermittelt. Mit dieser erprobten Methode kann der Einfluss der vorkommenden Schalenwildarten auf die Erreichung waldbaulicher Betriebsziele in den Jagdbezirken hergeleitet werden. Auch wenn es im Nationalpark keine waldbauliche Zielsetzung gibt, wird dieses bewährte Verfahren verwendet, um die Wildwirkungen zu dokumentieren und mit den bestehenden Daten vergleichbar zu machen. Um die Wildwirkungen des Rotwildes zu untersuchen, wurde 2015, 2017 und 2020 im Bereich von 500 m diesseits und jenseits der Nationalparkgrenze eine Schälerhebung beauftragt und durchgeführt. Die Flächen im Kern des Nationalparks wurden nicht begutachtet, da hier der möglichst ungestörte

| Gefährdungsstufen Schäle |           |                     |
|--------------------------|-----------|---------------------|
| <2%                      | 2%-3%     | >3%                 |
| nicht gefährdet          | gefährdet | erheblich gefährdet |

Abbildung 1: Gefährdungsstufen durch Schäle

lebender Huftiere vergleichend analysiert wurden. Die zur Dichteschätzung angewandten Methoden waren:

1. Scheinwerfertextation
2. Infrarot-Distance-Sampling
3. Befliegung
4. Genotypisierung
5. Fotofallenmonitoring

Die Dichte und das Geschlechterverhältnis der Reh- und Rotwildpopulation konnten anhand der durchgeführten Untersuchungen relativ genau ermittelt werden. Die Untersuchungen ergaben unabhängig vom Schätzverfahren eine Rehwilddichte von etwa 5–6 Tieren/100 ha und eine Rotwilddichte von ca. 6–8 Tieren/100 ha. Die Rehwilddichte ist als gering, die Rotwilddichte als eher hoch einzustu-

**Tabelle 1:** Ergebnisse der Schälerhebung 2015 und 2017. Die Gesamtzahl aller Bäume beinhaltet zusätzlich die Nebenbaumarten Kiefer, Lärche, Tanne, Eiche, Bergahorn, Esche und sonstige Laubbölzer. Es handelt sich bei den dargestellten Schälerprozenten um gewichtete Mittelwerte für alle untersuchten Baumarten.

| Baumart           | 2015                      |                        | 2017                      |                        |
|-------------------|---------------------------|------------------------|---------------------------|------------------------|
|                   | Anzahl untersuchter Bäume | Prozent mit Schälwunde | Anzahl untersuchter Bäume | Prozent mit Schälwunde |
| Buche             | 9565                      | 0,6                    | 10164                     | 0,28                   |
| Fichte            | 8265                      | 2,9                    | 6868                      | 1,98                   |
| Douglasie         | 593                       | 8,1                    | 414                       | 3,38                   |
| <b>alle Bäume</b> | <b>20440</b>              | <b>1,8</b>             | <b>19389</b>              | <b>1,02</b>            |

Ablauf der Naturvorgänge im Vordergrund steht. Bei der Erhebung der Rotwildschäle gilt es, die Wildwirkung des Rotwildes auf die waldbaulichen Zielsetzungen der Nachbarforstflächen solider beurteilen zu können.

Die Schälsschäden werden im Monat August erhoben und erfassen die frische Sommerschälung sowie die Schälsschäden des letzten Winters. Per Definition muss die Erhebungsfläche mindestens 0,5 ha groß sein und die aufzunehmenden Pflanzen haben eine Mindesthöhe von 150 cm sowie einen BHD über 2 cm. (Grundsätze zur Erhebung von Verbiss- und Schälsschäden als Grundlage einer forstbehördlichen Stellungnahme zum Einfluss des Schalenwildes auf das waldbauliche Betriebsziel, Landesforsten Rheinland-Pfalz 2011).

Die Vegetationsbelastung durch Rotwild war in den meisten Bereichen im Jahr 2017 auf einem niedrigen Niveau, welches eine allgemeine Gefährdung des waldbaulichen Betriebszieles nicht befürchten lässt. Im ersten Erhebungsjahr, 2015, wurde ein etwas höherer Belastungsgrad dokumentiert (Trisl 2015, Schmalenberger 2017).

**Verbisserhebung**

In einem repräsentativen Stichprobenverfahren werden Verbisserhebungen in den Randbereichen des Nationalparks und im angrenzenden Wirtschaftswald durchgeführt (500 m diesseits und jenseits der Nationalparkgrenze). Dazu wurde in den Jahren 2016 und 2018 eine Untersuchung des Verbisses durch Rehwild, Rotwild und

Hase an Holzigen Pflanzen von einem Sachverständigenbüro durchgeführt. Bei der Erhebung des Verbisses gilt es, dessen Wirkung auf die waldbaulichen Zielsetzungen der Nachbarforstflächen solider beurteilen zu können.

Die Ergebnisse zeigen, dass die Intensität der Regulierung von Rehwild und Rotwild derzeit ausreicht, um nachbarschaftliche Belange vor übermäßigen Wildschäden zu schützen. Die Hauptbaumarten Fichte und Buche sind gering gefährdet. Allerdings ist der Verbiss der Edellaubbäume (z. B. Ahorn) auf dem Niveau „erheblich gefährdet“. Zusätzlich wird eine interne Inventur des Verbisses an der Buchen-Vorausverjüngung in den Randbereichen des Nationalparks vorgenommen. Seit 2015 werden im Nationalpark junge Buchen gepflanzt, um reine Nadelwälder in Mischwälder zu überführen. Dadurch wird eine Verringerung des Waldschuttrisikos erreicht. 2018 erfolgte eine erneute Verbisserhebung, bei deren Auswertung jedoch nicht die Verbissituation der Pflanzen innerhalb und außerhalb des Nationalparks differenziert bewertet wurde. Die Aufnahmepunkte wurden nach dem „Waldbaulichen Gutachten“ nach Naturverjüngung und Kunstverjüngung unterschieden (Remmy 2016, Schmalenberger 2018).

Definition der Gefährdungsstufen des waldbaulichen Betriebszieles

|        | nicht gef. | gefährdet | erheblich gef. |
|--------|------------|-----------|----------------|
| Lbh/Ta | <15%       | 15-25%    | >25%           |
| Ndh    | <20%       | 20-40%    | >40%           |

Abbildung 2: Gefährdungsstufen durch Verbiss

**Tabelle 2:** Ergebnisse der Verbisserhebung innerhalb und außerhalb des Nationalparks 2016

| Baumartengruppe    | Verbissprozent innerhalb Nationalpark 2016 | Verbissprozent außerhalb Nationalpark 2016 |
|--------------------|--|--|
| Fichte             | 9,5  | 14,6                                       |
| Kiefer/Lärche      | 26,8                                       | 6,1  |
| Douglasie          | 13   | 36   |
| Buche              | 15,4                                       | 9,4  |
| Sonstige Laubbäume | 36,6                                       | 38,4                                       |

**Tabelle 3:** Ergebnisse der Verbisserhebung bei Kunstverjüngung und Naturverjüngung 2018

| Baumartengruppe    | Verbissprozent Kunstverjüngung | Verbissprozent Naturverjüngung |
|--------------------|--------------------------------|--------------------------------|
| Fichte             | 9                              | 6                              |
| Kiefer/Lärche      | 0                              | 5                              |
| Douglasie          | 8                              | 3                              |
| Buche              | 8                              | 7                              |
| Sonstige Laubbäume | 17                             | 21                             |

## Scheinwerfertextation

Eine langfristig ausgerichtete Monitoringmethode zur großräumigen Ermittlung der Rotwilddichte stellt die Scheinwerfertextation dar. Dabei werden die Tiere im Frühjahr auf jährlich identischen Fahrwegen unter Zuhilfenahme von Lichtquellen gezählt.

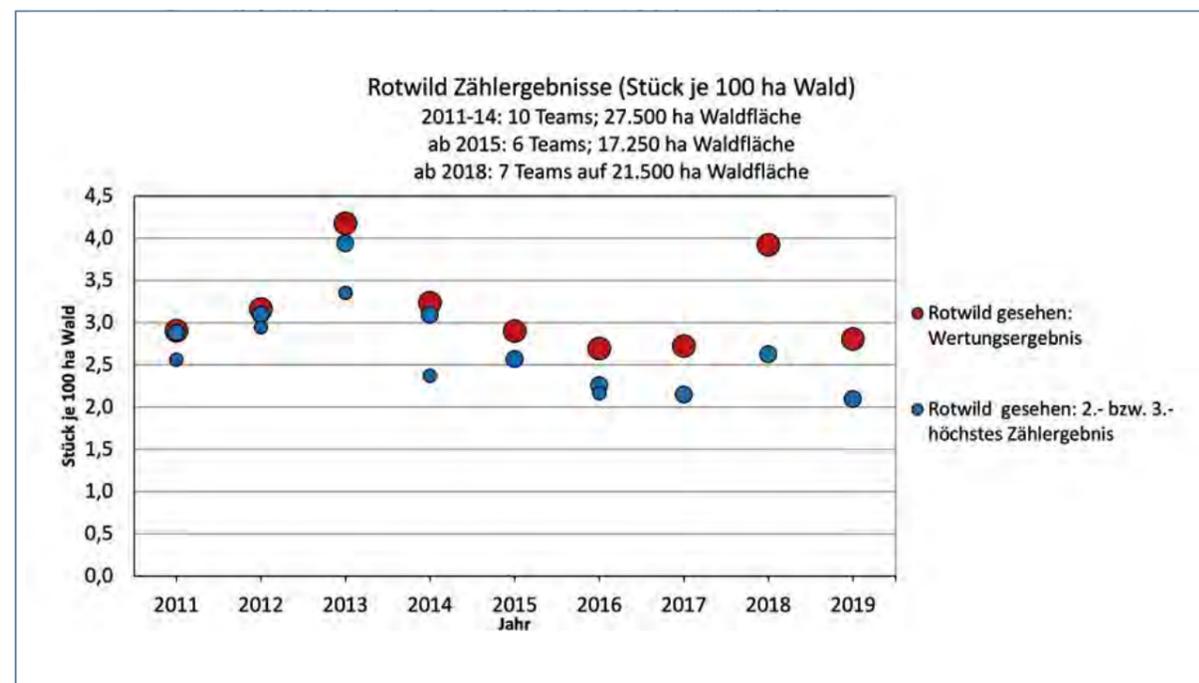
Durchschnittlich wurden zwischen drei und vier Stück Rotwild pro 100 ha Waldfläche detektiert, was aufgrund angenommener Erfassungsraten von ca. 50 % einen Bestand von sechs bis acht Stück Rotwild pro 100 ha im Hochwald erwarten lässt. 2018 wurde die Scheinwerferzählung erstmals gemeinsam mit den Hegegemeinschaften Birkenfeld und Hermeskeil durchgeführt, damit dort eine Bestandsschätzung als Grundlage zur Abschussplanung der Hegegemeinschaften und des Nationalparkamts vorliegt. Bei der Zählung im Hochwald 2018

wurde eine Rotwilddichte von vier Stück Rotwild je 100 ha Wald ermittelt (entspricht einem Bestand von ca. acht Stück Rotwild pro 100 ha Wald).

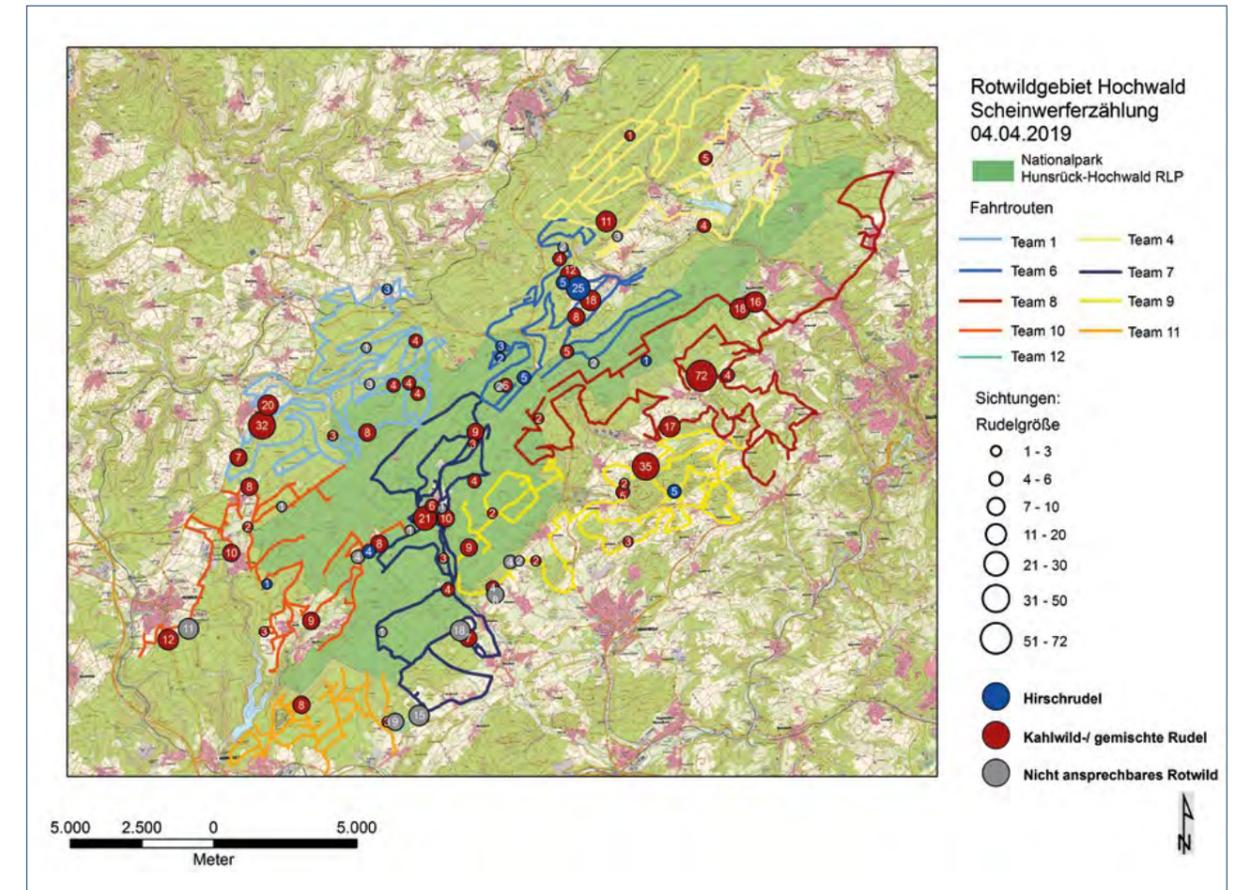
Das Wertungsergebnis 2018 fiel zwar wesentlich höher aus als im Jahr 2019, dennoch deutet das Ergebnis 2019 gegenüber dem Vorjahr vermutlich nicht auf eine geringere Rotwilddichte hin. Die Ergebnisse seit 2011 verdeutlichen, dass bei den Zählungen 2013 und 2018 aufgrund optimaler Rahmenbedingungen außergewöhnlich hohe Erfassungsraten erzielt wurden. Relativiert man diese beiden hohen Zählergebnisse, so ergibt sich eine durchaus plausible Entwicklung der Rotwilddichte. Die Reduktion der Rotwilddichte im Jagdjahr 2014, insbesondere durch einen erhöhten Abschuss im damaligen FA Dhronecken, zeichnete sich bei der Frühjahrszählung 2015 deutlich ab (Hettich & Hohmann, 2019).

**Tabelle 4:** Untersuchungsfläche der Scheinwerfertextation vor und nach Gründung des Nationalparks. Das Taxationsgebiet umfasst immer Staats-, Körperschafts- und Privatwald.

| Untersuchungszeitraum  | Untersuchungsfläche | davon Waldfläche |
|--|---------------------|------------------|
| 2011–2014<br>(jährliche Durchführung)                                      | ca. 39.700 ha       | ca. 27.500       |
| 2015–2018<br>(jährliche Durchführung)<br>(nach Gründung des Nationalparks) | ca. 25.000 ha       | ca. 17.250 ha    |
| Seit 2018  | ca. 30.000 ha       | ca. 21.500 ha    |



**Abbildung 3:** Rotwild-Zählergebnisse durch Scheinwerferzählungen zwischen 2011 und 2019



**Abbildung 4:** Fahrtrouten und Rotwildsichtungen 2019

## Losungskartierung

Im Jahr 2019 wurde auf der Fläche des Nationalparks erstmalig eine Losungskartierung durchgeführt. Ziel war es, über die Losung die Verteilungsschwerpunkte der drei Schalenwildarten, Reh-, Rot- und Schwarzwild zu ermitteln und miteinander zu vergleichen. Grundsätzlich dient die Losungskartierung zum Erfassen und Abbilden der Verteilungsschwerpunkte und sollte nicht als Weiser für die Populationsdichte verwendet werden. Die reinen Fundanzahlen der Huftierarten müssen daher nicht die tatsächlichen Zahlenverhältnisse in den Populationen widerspiegeln. Die Kartierung erfolgte entlang von Linientranssekten. Es wurden insgesamt 16 Transekte mit einer Gesamtlänge von etwa 115 km abgesucht und mittels GPS-Gerät verortet. Es konnten insgesamt 2.239 Rotwildlosungen, 743 Rehlosungen und 585 Wildschweinlosungen kartiert werden. Von allen drei Tierarten wurde nahezu im ganzen Gebiet, allerdings in unterschiedlicher Dichte, Losung gefunden. Die Hauptverteilungsschwerpunkte für das Rotwild lagen nördlich der Ortschaften Rinzenberg und Hattgenstein,

mit kleineren Fund-Hotspots östlich davon sowie im Westen des Gebiets östlich der Ortschaft Züsch. Die kartierte Rehwildlosung verteilte sich auf mehrere kleinere Fundschwerpunkte, hauptsächlich im östlichen und westlichen Bereich des Gebiets, während im Zentrum des Nationalparks vergleichsweise wenig Losung gefunden wurde. Die Wildschweinlosung konzentrierte sich insbesondere in zwei relativ kleinräumigen Fund-Hotspots östlich der Ortschaft Börfink sowie nördlich von Hattgenstein (Ebert et al. 2019).

### IM ÜBERBLICK

- > Im Rahmen des Wildtiermonitorings des Nationalparks Hunsrück-Hochwald liefern verschiedene Methoden zur Dichteschätzung von Schalenwild (Rot-, Reh- und Schwarzwild) Ergebnisse über die Effektivität des Wildtiermanagements. Dabei ist es möglich, Vergleiche zu ziehen und zeitnah Handlungsbedarf zu erkennen.

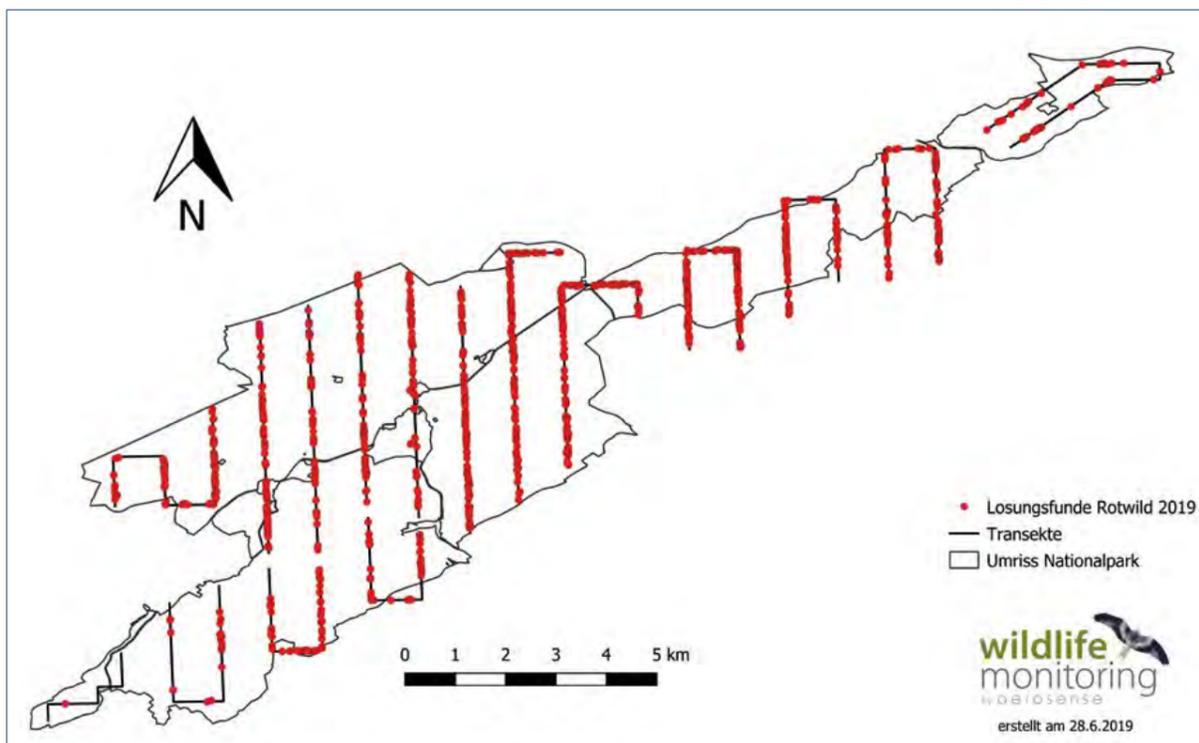


Abbildung 5: Rotwild-Losungsfunde 2019

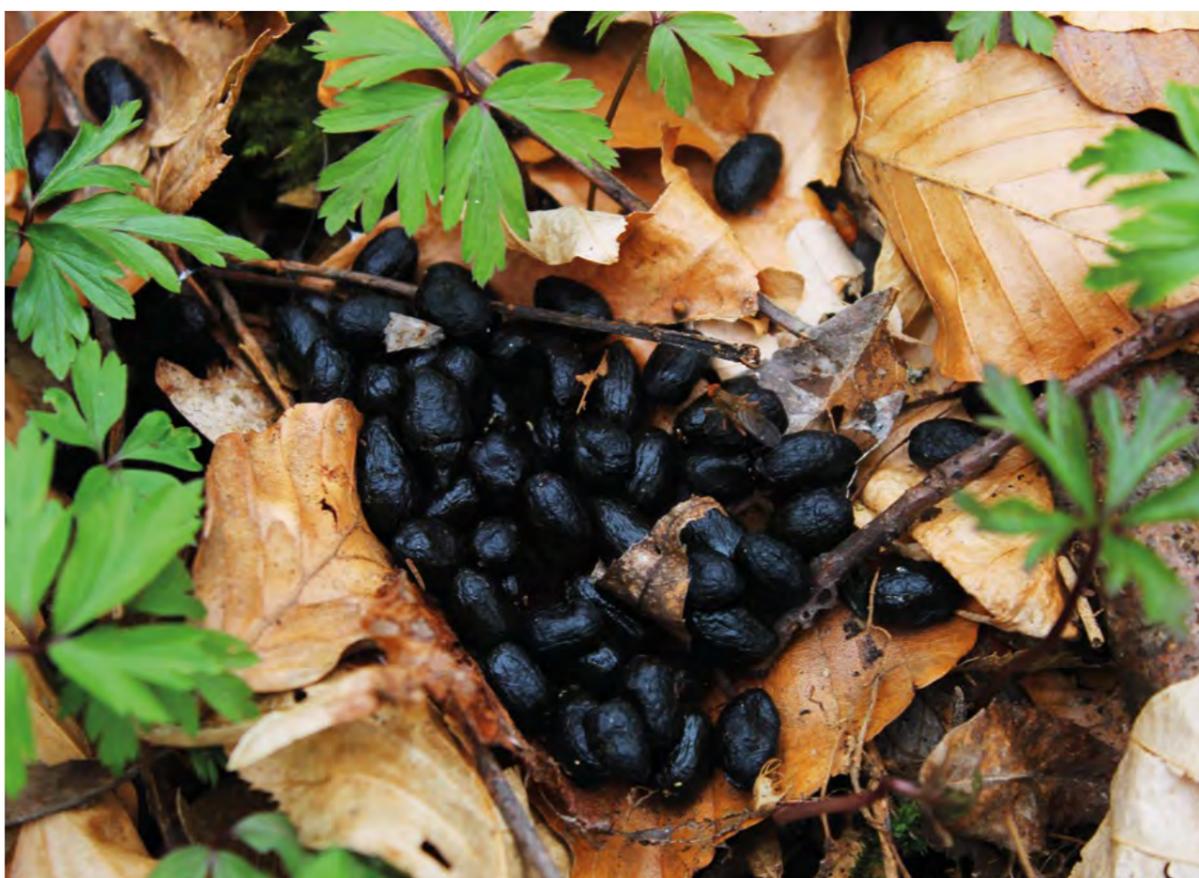


Abbildung 6: Rotwildlosung

### Biometrische Daten

Um Daten über Konstitution und Alter der erlegten Stücke zu erlangen und eventuelle Veränderungen in den kommenden Jahren festzustellen, werden seit 2017 biometrische Da-

ten der bei den im Nationalpark stattfindenden Bewegungsjagden erlegten Wildtiere erhoben. Dabei werden Wildart, Geschlecht, Alter, Gesügestatus und Gewicht aufgenommen. Dieses Verfahren erlaubt eine Einstufung in Jungtier, Jährling oder adultes Tier (Schneider et al. 2015-2018).

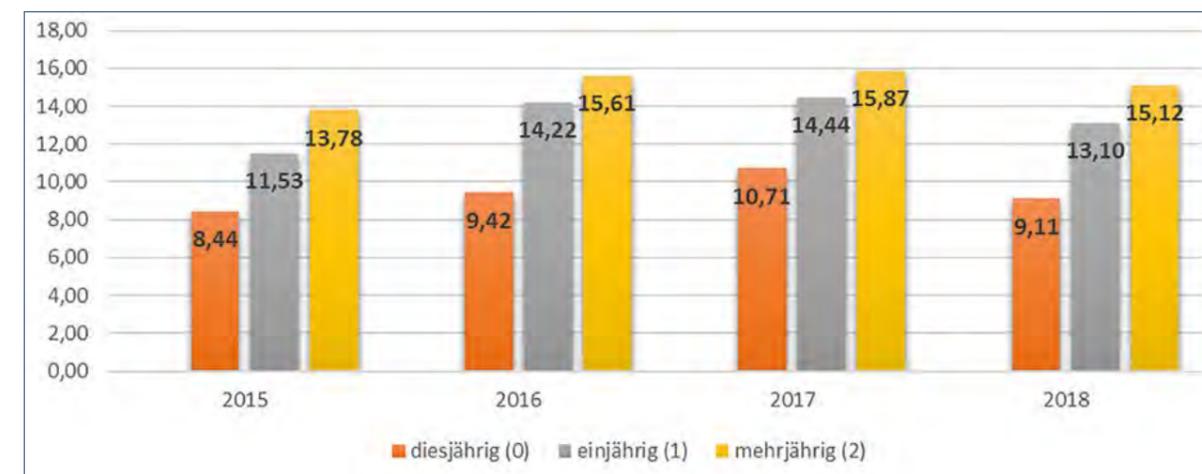


Abbildung 7: Durchschnittliches Gewicht des erlegten Rehwildes bezüglich der biometrischen Daten 2015 -2018 (Kg)

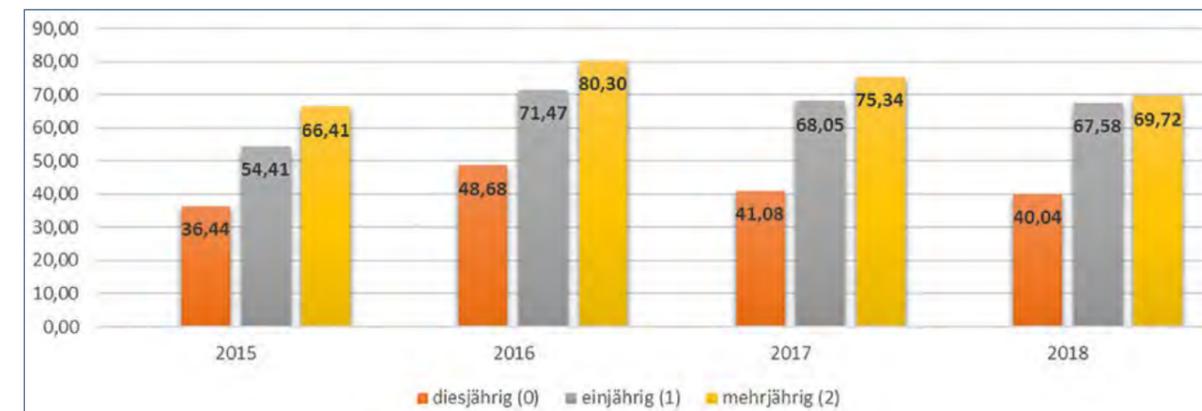


Abbildung 8: Durchschnittliches Gewicht des erlegten Rotwildes bezüglich der biometrischen Daten 2015 -2018 (Kg)

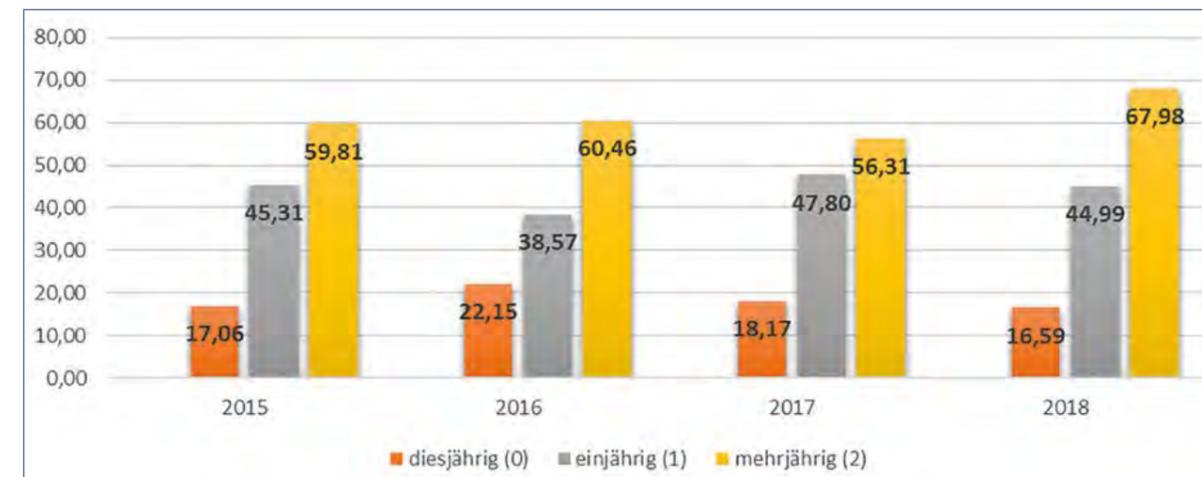


Abbildung 9: Durchschnittliches Gewicht des erlegten Schwarzwildes bezüglich der biometrischen Daten 2015 -2018 (Kg)

## Fotofallenmonitoring

In den letzten Jahren wurden zahlreiche Verfahren entwickelt und erprobt, die es erlauben, die wesentlichen Anforderungen (kostengünstig, nicht-invasive Methode, dauerhaft einsetzbar) an ein Wildtiermonitoringsystem zu erfüllen. So wurde zwischen 2014 und 2015 das von der Bundesstiftung Umwelt finanzierte Forschungsprojekt „Vergleichende Analyse verschiedener Methoden zur Erfassung von freilebenden Huftieren“ in und um die Fläche des heutigen Nationalparks durchgeführt (Gräber et al. 2015, unveröffentlicht). Eine Methode, die sich dabei zumindest für die Erfassung mittelgroßer Säuger als geeignet herausgestellt hat, ist der Einsatz von Fotofallen (O’Connell et al. 2010). Durch die rasante technologische Entwicklung ist es mittlerweile möglich, Kameras einzusetzen, die hohen technischen Anforderungen, wie Bildqualität und Auslösegeschwindigkeit, bei geringem Preis gerecht werden. Darüber hinaus können die Geräte mit unterschiedlichen Blitzsystemen ausgestattet werden. Es sind Videoaufzeichnungen möglich, die genauere Verhaltensbeobachtungen erlauben. Zusätzlich kam es in den letzten Jahren zu einer rasanten Entwicklung der Auswertungsmethodik (Rowcliffe und Carbone 2008, Rowcliffe et al. 2008, Royle et al. 2013). Damit haben Fotofallen heute

das Potential für eine Vielzahl von Anwendungen, die über eine reine Artnachweisooption hinausgehen (Burton et al. 2015).

Ziel des Fotofallenprojektes im Rahmen des F+E-Vorhabens, gefördert durch das Bundesamt für Naturschutz, ist eines modernen, den Anforderungen des Nationalparks entsprechenden, langfristigen Monitoringdesigns für alle Huftierarten. Zudem soll die Stärkung der schutzgebietsübergreifenden Zusammenarbeit durch den Vergleich der Ergebnisse mit anderen Nationalparks aufgebaut werden. Für die Nationalparkverwaltungen hat der Fotofalleneinsatz den Vorteil, dass er von eigenen Mitarbeitern durchgeführt werden kann, ohne dass externe Expertise nötig ist. Darüber hinaus können die Fotofallen neben der Bestimmung von Dichte und Abundanz von Schalenwild auch für eine Vielzahl weiterer Fragestellungen eingesetzt werden (z. B. Auftreten von Krankheiten, Monitoring von seltenen Arten) und erlauben eine standardisierte Datenerhebung. Fotofallen haben auch den Vorteil, dass sie als Methode in allen Waldnationalparks, unabhängig von der vorhandenen Infrastruktur, eingesetzt werden können. Dadurch wird, bei einer standardisierten Datenaufnahme, auch eine Zusammenarbeit zwischen den Nationalparks möglich, die übergreifende Datenanalyse erlaubt (Schneider & Hohmann, 2017).

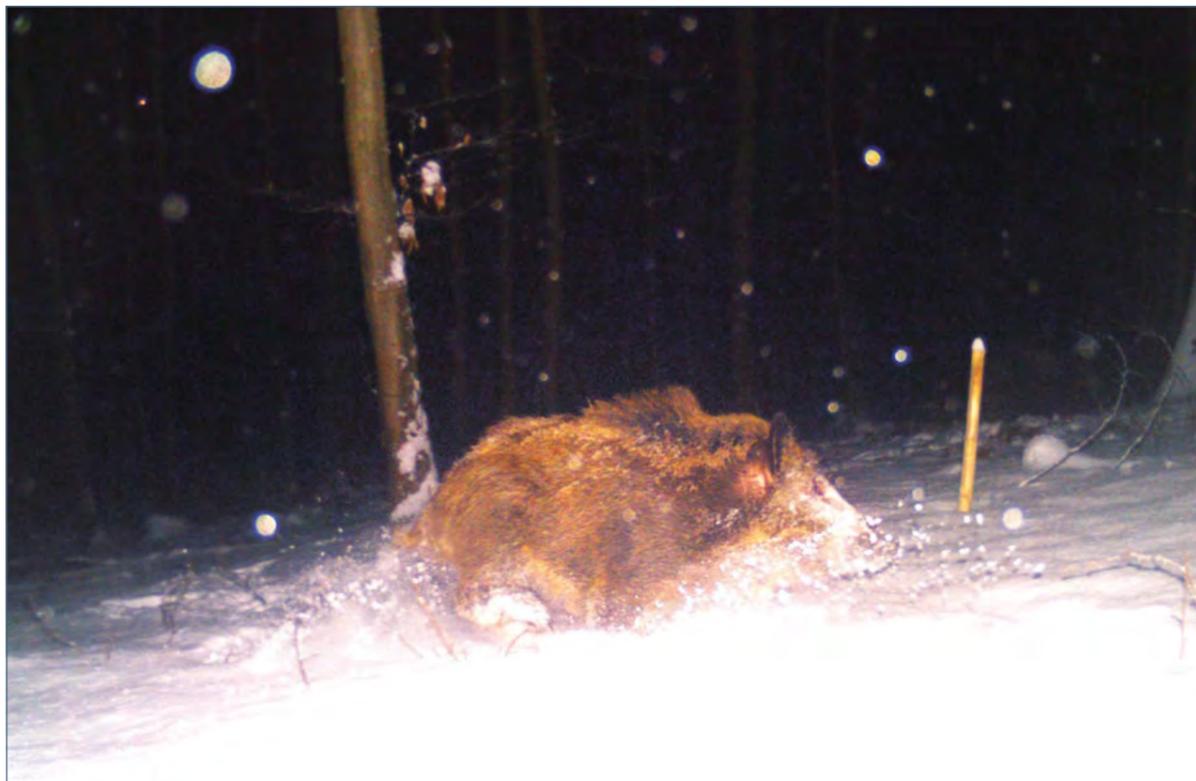


Abbildung 10 und 11: Fotofallenaufnahmen im Nationalpark Hunsrück-Hochwald

## Quellen

- Burton et al. (2015):** Wildlife camera trapping: a review and recommendations for linking surveys to ecological processes
- Ebert et al. (2019):** Bericht zur Durchführung und Bewertung einer Losungskartierung zur Ermittlung der räumlichen Verteilung von Rotwild (*Cervus elaphus*), Reh (*Capreolus capreolus*) und Wildschwein (*Sus scrofa*) im Winterhalbjahr 2019 im Nationalpark Hunsrück-Hochwald. Wildlifemonitoring by areosense
- Gräber et al. (2015):** Endbericht zum Forschungsprojekt: „Vergleichende Analyse verschiedener Methoden zur Erfassung von freilebenden Huftieren“, unveröffentlicht
- Hettich, U. & Hohmann, U. (2019):** Scheinwerfertaxation zur Erfassung von Rotwild im Nationalpark Hunsrück-Hochwald und der umliegenden Region. Ermittlung des Mindestbestandes im Frühjahr 2019 (Neunte Zählung). Forschungsgruppe Wildökologie der Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Rheinland-Pfalz, Trippstadt
- Institut für terrestrische und aquatische Wildtierforschung:** Vergleichende Analyse verschiedener Methoden zur Erfassung von freilebenden Huftieren – Endbericht zum DBU-Forschungsprojekt 30413. Projektzeitraum 2013-2015. <https://www.dbu.de/OPAC/ab/DBU-Abschlussbericht-AZ-30413.pdf>; abgerufen am 29.01.2020
- O’Connell et al. (2010):** Camera traps in Animal Ecology. Springer Verlag: ISBN 978-4-431-99494-7
- Remmy, K. (2016):** Verbissenerhebung Region Nationalpark Hunsrück-Hochwald. Winterverbiss 2015/2016
- Rowcliffe, J. M. & Carbone, C. (2008):** Surveys using camera traps: are we looking to a brighter future? *Animal Conservation*, 11(3), 185-186
- 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*, 1228-1236
- Royle, J. A., Chandler, R. B., Sollmann, R., & Gardner, B. (2013):** Spatial capture-recapture. Academic Press
- Schmalenberger, H. (2017):** Schältschadenerhebung im Nationalpark Hunsrück-Hochwald
- Schmalenberger, H. (2018):** Verbissenerhebung im Nationalpark Hunsrück-Hochwald
- Schneider, A. & Hohmann, U. (2017):** Fotofallenmonitoring im Nationalpark Hunsrück-Hochwald, unveröffentlicht
- Schneider, A. & Döschner, M. (2015 – 2018):** Auswertung der biometrischen Daten, unveröffentlicht
- Trisl, O. (2015):** Schältschadenerhebung im Nationalpark Hunsrück-Hochwald 2015

# NATURWALD- RESERVATE

... im Nationalpark Hunsrück-Hochwald  
- klein begonnen - groß geendet

In dem vor Kurzem (2015) gegründeten Nationalpark Hunsrück-Hochwald liegen die seit bald 40 Jahren nicht mehr bewirtschafteten Naturwaldreservate (NWR) Springenkopf, Gottlob und Ruppelstein mit bis zu 260 Jahre alten Buchenbeständen. Der Buchenreinbestand im NWR Springenkopf ist im Beobachtungszeitraum (1984 bis 2013) vor allem dichter geworden. Durch Absterben von Bäumen sind aber auch Lücken entstanden, wo sich Verjüngung aus Buchen, aber auch anderen Baumarten wie Fichten und Vogelbeeren in nennenswerten Anteilen eingefunden hat. Den Einwuchs in den Hauptbestand haben aber fast nur Buchen und Fichten geschafft, von den lichtbedürftigen Vogelbeeren bisher nur eine. Zwischen 2013 und 2016 wurden in allen drei NWR bestimmte Artengruppen, nämlich Vegetation, Moose, Flechten, Pilze, Tothholzkäfer, Vögel und Fledermäuse aufgenommen. Obwohl die Buchen-NWR nur zwischen 6 und 18 Hektar groß sind, beherbergen sie eine sehr ansehnliche Zahl an Arten: zwischen 36 und 71 Gefäßpflanzenarten, 89 Moose und 89 Flechten, 554 Käferarten, 44 Vogelarten und 14 bis 19 Fledermausarten. Neben dem Vorkommen typischer Arten montaner Hainsimsen-Buchenwälder finden sich auch viele bemerkenswerte Funde: 14 Flechtenarten der Roten Liste BRD, 42 Käferarten der Roten Liste Deutschland und 21 Erstnachweise für den Hunsrück, viele höhlenbrütende Vogelarten und der Nachweis der sehr seltenen Mopsfledermaus. Die drei NWR sind wichtige Referenzflächen für natürliche Waldentwicklungen im Nationalpark Hunsrück-Hochwald und Ausgangspunkte für die Ausbreitung von seltenen Arten.

Welchen Einfluss längerfristig ein Nationalpark auf die Biodiversität bzw. auf den Artenschutz ausübt, können wir zurzeit nur in kleineren Waldflächen wie Naturwaldreservaten bzw. in Kernzonen eines Biosphärenreservates oder mit einem Blick über die Grenzen von Rheinland-Pfalz erfahren.

Welche Bedeutung europäische Naturwälder als Refugien wahrnehmen können, zeigen die Untersuchungen zur Artenvielfalt in den drei Urwäldern Bialowieza (Polen), La Massane (Pyrenäen) und Böldmerenwald (Schweiz): Sie bieten nämlich „unzähligen und auch ökologisch spezialisierten seltenen Arten Lebensraum, von denen manche aus den Wirtschaftswäldern ganz verschwunden sind“ (Bücking et al. 2004).

Auch wenn wir keine Urwälder mehr haben, enthalten unsere unterschiedlich und verschieden stark bewirtschafteten Wälder Strukturen und Nischen als Lebensräume und Refugien für Arten, für deren Erhaltung wir

eine gesellschaftliche Verpflichtung tragen, weshalb es Sinn macht, dass wir einen Teil der Wälder ihrer spontanen Entwicklung überlassen haben.

## Die Buchen-Naturwaldreservate des Nationalparks Hunsrück-Hochwald

In dem sehr jungen Nationalpark Hunsrück-Hochwald (gegründet 2015) sind seit 1982 die drei kleinen Naturwaldreservate (NWR) Springenkopf (Abb. 1), Gottlob (Abb. 2) und Ruppelstein ausgewiesen. In den Hochlagen-Buchenwäldern sind nur teilweise und nur zu geringen Anteilen Fichten, Traubeneichen, Bergahorne, Vogelbeeren und Mehlbeeren beigemischt. Die Bäume sind bis zu 260 Jahre alt (Tab. 1).

**Tabelle 1:** Kenndaten der NWR Gottlob, Springenkopf und Ruppelstein

|                             | NWR Gottlob | NWR Springenkopf               | NWR Ruppelstein |
|-----------------------------|-------------|--------------------------------|-----------------|
| Geologie                    |             | Unterdevon (Quarzite)          |                 |
| Höhenlage                   |             | 700 - 800 ü. NN                |                 |
| Niederschlag                |             | > 950 mm/Jahr                  |                 |
| Temperatur (Jahresmittel)   |             | 5 - 6 °C / Jahr                |                 |
| Natürliche Waldgesellschaft |             | Montaner Hainsimsen-Buchenwald |                 |
| Baumartenzusammensetzung    | 100 % Buche | 95 % Buche, 5 % Fichte         | 100 % Buche     |
| Baumalter (Jahre)           | ca. 120     | ca. 120 - 200                  | ca. 260         |
| Flächengröße (Hektar)       | 17          | 18                             | 6               |
| Jahr der Ausweisung         |             | 1982                           |                 |

NWR Gottlob und Springenkopf haben jeweils eine langfristig gezäunte Kernfläche, die es ermöglicht, den Einfluss des Wildes zu beurteilen. NWR Gottlob und Ruppelstein beherbergen sogenannte Rosselhalden, also vegetations- bzw. baumfreie Gesteinshalden, als besondere Lebensräume (Abb. 3).

Auch wenn ihre Flächen nur sehr klein sind, zeigen uns die seit bald 40 Jahren nicht mehr bewirtschafteten NWR beispielhaft, wie die Buchenwälder im Nationalpark künftig aussehen bzw. welche Waldstrukturen und welche Ar-

ten sie enthalten könnten und erlauben uns damit einen Blick in die Zukunft.

Von den drei NWR wurde Springenkopf 1997 und 2013 waldstrukturell erfasst. Zwischen 2013 und 2016 wurden in allen drei NWR bestimmte Artengruppen aufgenommen, neben typischen Waldbewohnern vor allem Totholzgemeinschaften und Gemeinschaften mit Schlüsselpositionen im Wald wie Vegetation, Moose, Flechten, Pilze, Totholzkäfer, Vögel und Fledermäuse.

**Abbildung 1:** NWR Springenkopf, Foto: Patricia Balcar**Abbildung 2:** NWR Gottlob, Foto: Patricia Balcar**Abbildung 3:** Rosselhalde im NWR Ruppelstein, Foto: Wolfgang Schmidt

## Waldstrukturen

Die NWR in Rheinland-Pfalz werden nach einer einheitlichen Methode auf sogenannten Kernflächen waldstrukturell aufgenommen (Hauck et al. 1999), die meist 2 ha groß und zur Hälfte gezäunt sind:

- Am Hauptbestand werden u. a. Baumart, Baumposition, Höhe, Durchmesser, Kronenlänge und Habitatbaummerkmale aufgenommen.
- Totholz wird bezüglich Lage, Dimension und Zersetzungsgrad erfasst.
- Auf Probekreisen von je 10 m<sup>2</sup> Größe wird die Verjüngung bezüglich Baumart, Anzahl und Merkmalen wie Verbiss aufgenommen.

Die Auswertungen erfolgen mit standardisierten Programmen „BWINPro“ und „Excell“.

Hauptbestand:

Der über 200-jährige Buchenreinbestand im NWR Springenkopf ist im Beobachtungszeitraum (1984 bis 2013) vor allem dichter geworden. Durch Absterben von Bäumen sind aber auch Lücken entstanden, wo junge Buchen und Fichten in den Hauptbestand eingewachsen sind, wie aus der horizontalen Stammverteilung der Bäume als Kronendraufsicht zu

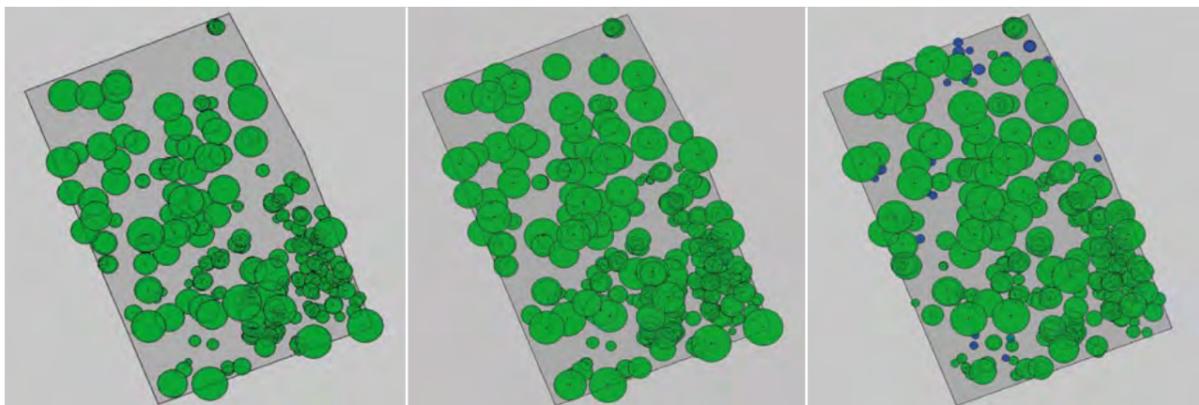
entnehmen ist (Abb. 4).

Die Zahl der lebenden Bäume ist im ersten Zeitraum durch den zunehmenden Dichtstand von 387 auf 370 Bäume je Hektar leicht zurückgegangen, da v. a. schwächere Bäume unter Konkurrenzdruck abgestorben waren. Anschließend stieg die Baumzahl durch den Einwuchs junger Bäume auf 394 Bäume je Hektar an.

Die Grundfläche (Summe aller Durchmesserkreise von Bäumen > und = 7 cm Dicke, gemessen in 1,3 m Höhe) der lebenden Bäume ist 13 Jahre nach der Erstaufnahme von 19,2 auf 26,5 m<sup>2</sup> je Hektar durch Dickenwachstum der Buchen angestiegen. Mit diesem Wert hat die Grundfläche offensichtlich ihren Maximalwert erreicht, da sie 16 Jahre später mit 26,5 m<sup>2</sup> je Hektar gleich hoch geblieben ist.

Ähnlich verhielt es sich auch bei der lebenden Biomasse: Im ersten Zeitraum stieg sie von 152 auf 229 m<sup>3</sup> je Hektar an und blieb nach 16 Jahren etwa auf demselben Wert. Durch das Absterben von Bäumen stieg die Totholzbio-masse von 3 auf 10 und zuletzt auf 56 m<sup>3</sup> je Hektar an.

Die Baumartenzusammensetzung hat sich in diesem Zeitraum kaum verändert. Der Buchenanteil ging durch Einwuchs von Fichten im Zaun von 100 % auf 98 % zurück, außerhalb hatte die Fichte zuletzt 4 %.



**Abbildung 4:** Stammverteilung in der gezäunten Kernfläche des NWR Springenkopf (Aufnahmen: 1984, 1997 und 2013; grün = Buche, blau = Fichte, hellblau = (eine) Vogelbeere)

## Verjüngung

Zur Verjüngung liegen nur die Aufnahmen von 1997 und 2013 vor. Im Zaun haben sich 1997 unter dem reinen Buchenbestand 1,3 Tsd. Pflanzen je Hektar verjüngt. Neben Buchen waren es auch zu 16 % Vogelbeeren durch Eintrag von Vögeln und zu 5 % Fichten durch Anflug aus Nachbarbeständen. 2013 ist ein Teil der jungen Fichten in den Hauptbestand eingewachsen, von den lichtbedürftigeren Vogelbeeren hat es nur eine geschafft. Die restlichen Vogelbeeren sind wegen Lichtmangel und Konkurrenz seitens der schattentoleranteren Buchen und Fichten bis 2013 wieder verschwunden, wobei die Verjüngungsdichte auf über 5 Tsd. Pflanzen je Hektar angestiegen ist.

Außerhalb des Zaunes bestand die Verjüngung 2013 zu 99 % aus Buchen und zu 1 % aus Stechpalmen. Sie betrug mit 1,5 Tsd. Pflanzen je Hektar kaum ein Drittel der Pflanzenzahlen im Zaun und war überdies mehrheitlich am Terminaltrieb stark verbissen (Balcar 2018).

## Vegetation

Die Vegetation wurde auf Probestellen von je 400 m<sup>2</sup> aufgenommen, im NWR Springenkopf auf 22 Quadraten, im NWR Gottlob auf 18 und im NWR Ruppelstein auf 9, die teils gezäunt waren. Die Pflanzenarten und ihre Deckungsgrade wurden getrennt nach Schichten erfasst (Dierschke 1994).

Neben Gesamtartenzahlen der Gefäßpflanzen erfolgten u. a. Auswertungen zur standörtlichen Einordnung der NWR mit den Zeigerwerten nach Ellenberg et al. (2001).

Die drei NWR repräsentieren den Hainsimsen-Buchenwald (Luzulo-Fagetum) als vorherrschende natürliche Waldgesellschaft des Hochwaldes. Im NWR Ruppelstein wurden

36, im NWR Springenkopf 57 und im NWR Gottlob 71 Gefäßpflanzenarten kartiert. Die drei NWR zeichnen sich auf Grund ihrer Höhenlage durch einen hohen Anteil an Kühle- und Nährstoffmangelzeigern aus.

Trotz ausreichender Lichtverfügbarkeit mit Deckungsgraden der Baumschicht um 60 % sind Strauch- und Krautschicht nur spärlich ausgebildet. Entscheidend hierfür ist neben der Basenarmut der Böden mit der Ausbildung einer verdämmenden, dicken Buchenlaubstreudecke vor allem der Schalenwildverbiss. Nur im Zaun finden sich vermehrt Mischbaumarten. Auch einige Arten der Krautschicht profitieren deutlich vom Wildausschluss. Außerhalb der Zäune findet sich in der Gehölzverjüngung ausschließlich die Buche, allerdings auch hier durch das Rotwild stark verbissen und dadurch in ihrer Höhenentwicklung gehemmt (Heinrichs, Dölle & Schmidt 2018).

## Flechten

Die Flechten der drei NWR Gottlob, Ruppelstein und Springenkopf wurden über eine semiquantitative Gesamtartenliste erfasst. Außerdem wurden je 10 Objekte bezüglich Art, Deckung und Häufigkeit aufgenommen (Bodenquadrate, Totholzobjekte, Steine, lebende Stämme, Stammfüße und Sonderobjekte) (Bungartz & Ziemmeck 1997).

Insgesamt konnten 89 Arten festgestellt werden, davon 14 Flechtenarten der Roten Liste BRD (Wirth et al. 2011). Eine Flechtenart, die coniocarpe *Chaenotheca brachypoda*, ist neu für das Bundesland Rheinland-Pfalz. Weitere bemerkenswerte Funde sind die epiphytische Blutflechte *Mycoblastus sanguinarius*, die Blattflechte *Parmelia submontana* (beide RL RP 1) sowie der hohe Anteil an epixylen, coniocarpen Stechnadelflechten, die im All-



**Abbildung 5:** Taunusquarzit mit der Hunsrück-Warzenflechte (Foto: Konrad Funk)

gemeinen als Indikatoren für naturnahe Wälder gelten. Der epixyle Pilz *Mycocalicium subtile* hat im NWR Gottlob seinen zweiten aktuellen Nachweis in Rheinland-Pfalz.

Das artenreichste Untersuchungsgebiet ist das NWR Gottlob mit insgesamt 67 Arten, gefolgt vom NWR Ruppelstein mit 63 Arten und dem NWR Springenkopf mit 54 Arten. Bei den Untersuchungen wurde auch eine weltweit neue Flechte entdeckt, die nach dem Ort ihrer Entdeckung Hunsrück-Warzenflechte (*Verrucaria hunsrueckensis*) benannt wurde (Thüs et al. 2018) (Abb. 5) (Killmann 2018).

## Moose

Die Aufnahmemethode der Moose war dieselbe wie bei den Flechten (Bungartz & Ziemmeck 1997).

Das Arteninventar umfasste insgesamt 89 verschiedene Moosarten, 21 Leber- und 68 Laubmoose. Die meisten Arten wurden im NWR Gottlob (69) nachgewiesen, gefolgt von Ruppelstein (60) und Springenkopf (49). Stämme, Boden, Steine bzw. Totholz wurden jeweils von charakteristischen Arten besiedelt, nur 4 Arten lebten an allen Substraten. Überwiegend kamen hier ungefährdete Arten vor. 26 Moosarten besitzen eine Bindung an den

**Tabelle 2:** Immissionsempfindliche Moose

|                                 | Gottlob | Ruppelstein | Springenkopf |
|---------------------------------|---------|-------------|--------------|
| „äußerst empfindlich“           |         |             |              |
| <i>Antitrichia curtipendula</i> |         | X           |              |
| „sehr empfindlich“              |         |             |              |
| <i>Frullania tamarisci</i>      |         |             | X            |
| <i>Leucodon sciuroides</i>      |         | X           |              |
| <i>Porella platyphylla</i>      |         | X           |              |
| <i>Pterigynandrum filiforme</i> |         | X           |              |
| <i>Zygodon conoideus</i>        |         | X           |              |



**Abbildung 6:** *Antitrichia curtipendula* (Hängendes Widerhakenmoos)

Lebensraum Wald.

Im NWR Ruppelstein kamen mit 5 Arten die meisten von sogenannten immissionssensiblen Arten vor (Tab. 2), darunter *Antitrichia curtipendula* (Hängendes Widerhakenmoos), das als äußerst empfindlich gilt (Abb. 6) (Stapper 2018).

## Totholzkäfer

In den drei NWR Gottlob, Ruppelstein und Springenkopf wurde wegen der geringen Flächengröße jeweils nur ein Standort eingerichtet, an dem das Standardmethodenprogramm zur Totholzkäfererfassung in NWR von Rheinland-Pfalz durchgeführt wurde. Es besteht aus dem Methodenset aus Flugfallen (Luftklektoren, Leimringe) und manuellen Aufsammlungen (Totholzgesiebe und Klopfschirmproben an Totholz, Pilzen, blühender Vegetation etc.) (Köhler 1999).

Insgesamt wurden 554 Käferarten kartiert, im NWR Gottlob und im NWR Ruppelstein jeweils 367, im NWR Springenkopf 317 Arten. Neben den insgesamt 42 Arten der Roten Liste Deutschland (Geiser 1998) wurden auch 145 in Rheinland-Pfalz seltene Arten (Koch 1968) und 21 faunistisch bemerkenswerte Arten, nämlich Erstnachweise für den Hunsrück, gefunden (Tab. 3).

Eine Differenzierung der Käferarten hinsichtlich ihrer Habitatpräferenz zeigt die Gruppe der obligatorischen Totholzkäfer mit 51 % Anteil als die stärkste Artengruppe.

**Tabelle 3:** Totholzkäfer

|                  | Exemplare | Arten gesamt  | Totholzkäferarten |
|------------------|-----------|---------------|-------------------|
| NWR Gottlob      | 17        | 4.197         | 251               |
| NWR Ruppelstein  | 6         | 5.354         | 277               |
| NWR Springenkopf | 18        | 2.366         | 216               |
| <b>Gesamt</b>    |           | <b>11.917</b> | <b>410</b>        |

Innerhalb dieser Gruppe sind Mulm- und Nestkäfer, die Charakterarten der Waldzerfallsphase, nur im NWR Ruppelstein mit Buchen bis zu 260 Jahren artenreicher vertreten (Köhler & Balcar 2018).



**Abbildung 7:** *Otiorhynchus niger* (Schwarzer Fichten-Dickmaulrüssler), Wiederfund für Rheinland-Pfalz

## IM ÜBERBLICK

- > Drei kleine Waldflächen wie die Naturwaldreservate im Nationalpark Hunsrück-Hochwald sind wichtige Beispiele, wie sich Wälder zu „Urwäldern von morgen“ entwickeln können.
- > Dort leben viele seltene Arten, die Strukturen wie Gesteinshalden, Totholz oder Höhlen präferieren.
- > Das macht die Naturwaldreservate zu Schutzgebieten wie auch zu Spenderflächen für solche Arten.

## Vögel

Nach der Methode der Revierkartierung (Südbeck et al. 2005 und van Dijk 2004) wurde die Vogelfauna der drei NWR kartiert. Zur Erfassung der Arten und Einschätzung der Siedlungsdichten wurden Flugaktivitäten und revieranzeigende Merkmale (z. B. Balzaktivitäten, Paare, Revierauseinandersetzungen, warnende Altvögel, bettelnde Jungvögel) sowie Rast- und Zugaktivitäten erhoben, Nester und Bruthöhlen kontrolliert und Klangattrappen verwendet.

Insgesamt wurden 52 Vogelarten festgestellt. Im NWR Gottlob waren es mit 48 Arten die meisten. Das NWR ist sehr strukturreich mit einer Rosselhalde als halboffenem Bereich, umgeben von mittelalten bis alten Buchenwäldern, die stellenweise totholzreich sind.

Im NWR Springenkopf wurden 44 Vogelarten kartiert. Dort befindet sich v. a. ein alter Laubwald mit höhlen- und totholzreichen Buchen sowie Lichtungen, wo alte Buchen an der Buchenkomplexkrankheit zusammengebrochen sind. Im deutlich kleineren NWR Ruppelstein fanden sich 39 Arten. Großteil des NWR besteht aus sehr altem Laubwald reich an Höhlen und Totholz (Vos 2018).

## Fledermäuse

Mit Hilfe bioakustischer Dauererfassung (Batlogger) und ergänzenden Netzfängen wurden Informationen über das Arteninventar von Fledermäusen, deren Häufigkeiten bzw. Aktivitätsdichten ermittelt. Die bioakustische Artbestimmung erfolgte mit dem Programm batIdent der Firma ecoObs, im NWR Ruppelstein wurden zwei, im NWR Springenkopf und Gottlob je vier Batlogger eingerichtet.

Insgesamt konnten 14 Fledermausarten belegt werden, weitere 5 Arten sind sehr wahrscheinlich im Gebiet vorkommend. Die NWR sind aufgrund ihrer sehr geringen Größe nur Teilhabitate.

Viele Arten sind anhand der Rufe nicht eindeutig bestimmbar, daher wurden auch Netzfänge vorgenommen. Dadurch konnten zwei Arten gefangen und bestimmt werden, nämlich die Brandt- und die Bartfledermaus. Sensationell ist der Nachweis der sehr seltenen Mopsfledermaus. In allen NWR kam mit über 90 % die Zwergfledermaus vor, gefolgt von Myotis-Arten (z. B. Mausohr, Brandt-, Bart-, Fransen- oder Bechsteinfledermaus). Alle anderen Arten kamen nur marginal vor.

Die Phänologie in den drei NWR (Rufkontakte je Stunde) unterscheidet sich deutlich: Die Zweigipfeligkeit der Rufe im NWR Ruppelstein deutet sowohl auf ein Vorkommen wie auch auf einen Durchzug von Fledermäusen (Adorf, Adorf & Grün 2018).

## Fazit

Die drei Naturwaldreservate (NWR) sind trotz ihrer geringen Flächen wichtige Referenzflächen für natürliche Waldentwicklungen im Nationalpark Hunsrück-Hochwald und damit wichtige Entwicklungsbeispiele für dortige Buchenwälder.

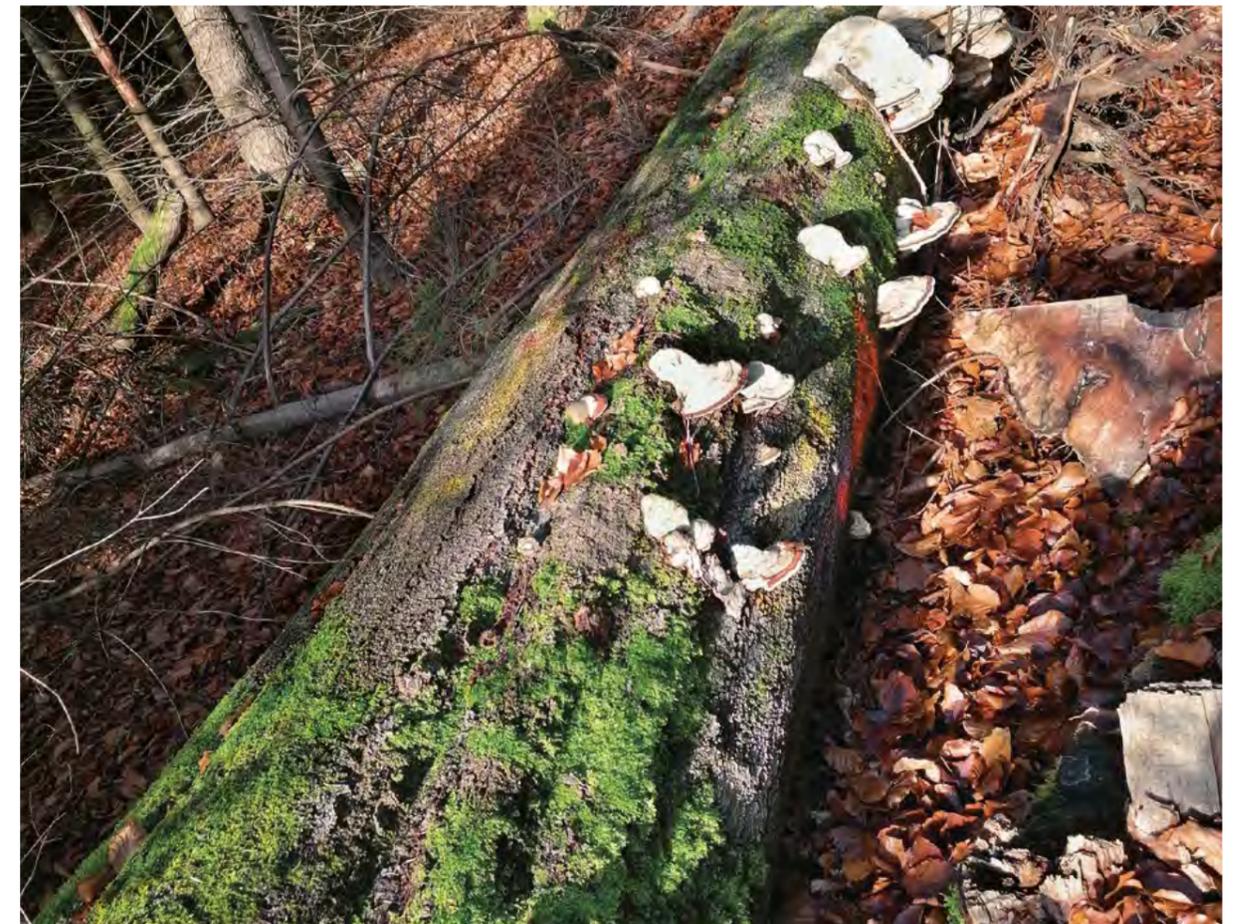


## DIE AUTORIN

**Dr. Patricia Balcar** ist Leiterin des Forschungsbereiches „Ökologische Waldentwicklung und Großschutzgebiete“ an

der Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Rheinland-Pfalz und arbeitet seit 1991 auf dem Gebiet der Naturwaldforschung.

Die seit bald 40 Jahren nicht mehr bewirtschafteten NWR enthalten v. a. Arten montaner Buchenwälder. Neben den typischen Waldarten kommen auch viele seltene Arten vor, die in unbewirtschafteten Wäldern meist häufiger sind, da sie bestimmte Strukturen präferieren. Naturwaldreservate können, wie auch andere alte Wälder, besondere Schutzgebiete wie auch Ausgangspunkte für die Ausbreitung von solchen Arten sein.



## Schluss

Zuletzt geht es um die Frage: Wie lange wird es dauern, bis aus einem Wirtschaftswald wieder ein Urwald wird?

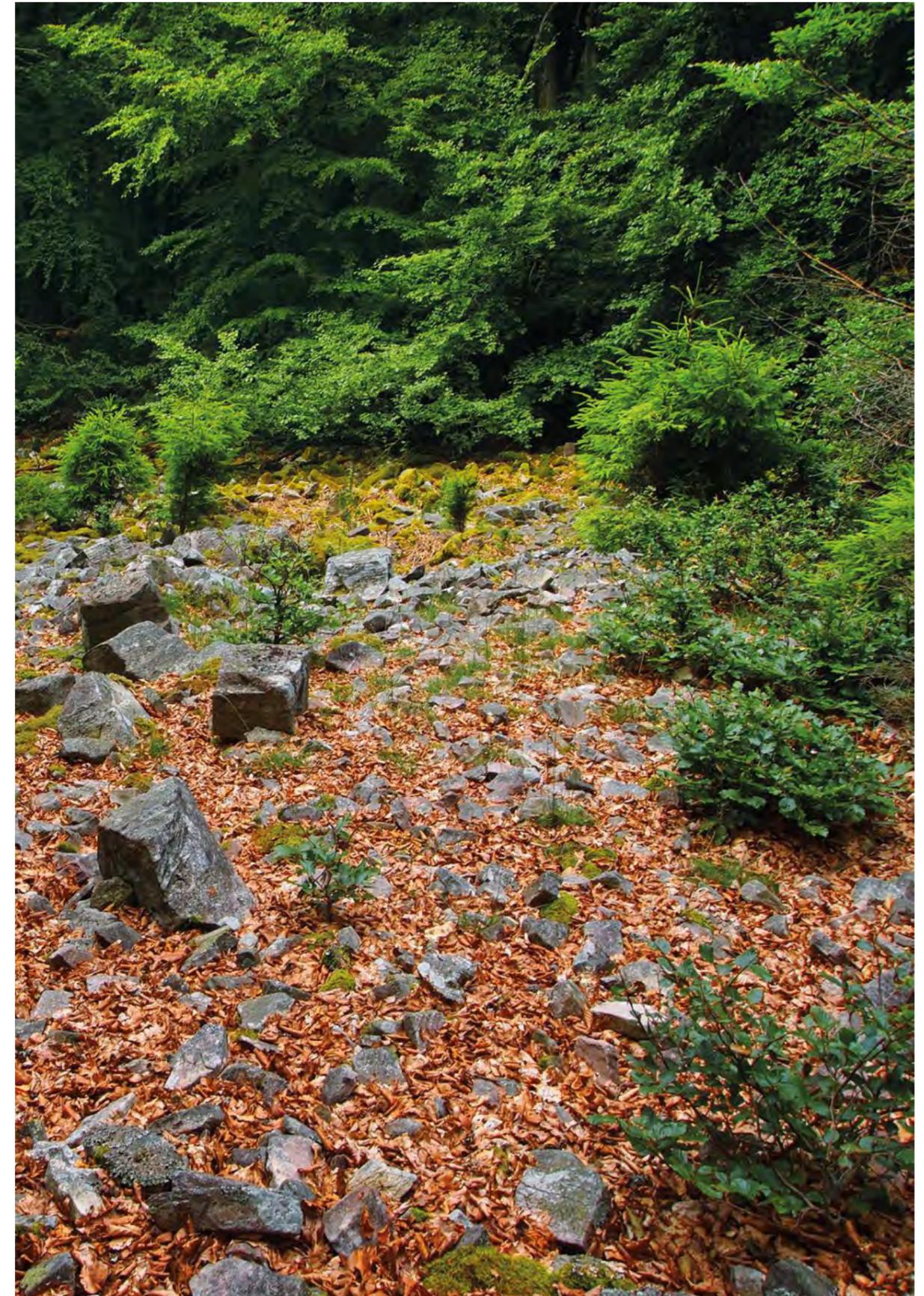
Kaum ist ein Nationalpark gegründet, schon entstehen Erwartungen auf die Entdeckung von etwas Besonderem, ob Naturschönheiten oder Raritäten, jedenfalls möglichst etwas Unberührtes, so, als ob die Menschen dort nicht Jahrhunderte lang gelebt, gearbeitet und gewirkt hätten. Noch bis „gestern“ standen hier die Wälder aber in Nutzung.

Von vielen darauf versuchten Antworten seien drei ausgewählt:

- Der Wald wird sich nach Aussetzen der Nutzung in durchaus überschaubaren Zeiträumen wieder auf einen sehr naturnahen Zustand hin entwickeln können (Abs et al. 1999).
- Der Wald wird zwar zunehmend naturnah, aber er wird nicht mehr wieder zum Urwald von früher, sondern über viele Jahrhunderte zu einem neuen Urwald (Brang et al. 2011).
- Eine natürliche Waldtextur dürfte sich erst nach mehreren Waldgenerationen ausbilden (Meyer et al. 2011).

## Quellen

- Abs, C.; Fischer, A. & Valinski, J.B. (1999):** „Vegetationsökologischer Vergleich von Naturwald und Wirtschaftswald, dargestellt am Beispiel des Tilio-Carpinetum im Waldgebiet von Bialowieza/Nordost-Polen“. Forstwissenschaftliches Centralblatt 118/3: 181-196.
- Adorf, F.; Adorf, F. & Grün, S. (2018):** „Fledermäuse der Naturwaldreservate Gottlob, Springenkopf und Ruppelstein im Nationalpark Hunsrück-Hochwald“. In: „Biodiversität in Buchenwald-Naturwaldreservaten – 30 Jahre nutzungsfreie Waldentwicklung“. Mitteilungen aus der Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Rheinland-Pfalz Nr. 82/18: 103-122.
- Balcar, P. (2018):** „Waldstrukturen und Artuntersuchungen in den Naturwaldreservaten Gottlob, Springenkopf und Ruppelstein im Nationalpark Hunsrück-Hochwald“. In: „Biodiversität in Buchenwald-Naturwaldreservaten – 30 Jahre nutzungsfreie Waldentwicklung“. Mitteilungen aus der Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Rheinland-Pfalz Nr. 82/18: 7-24.
- Brang, P.; Bugmann, H. & Bollinger, M. (2011):** „Waldreservate in der Schweiz“. In: Waldreservate – 50 Jahre natürliche Waldentwicklung in der Schweiz. WSL Birmensdorf und ETH Zürich, Haupt Verlag Bern, Stuttgart, Wien: 26–37.
- Bücking, W.; Meyer, P.; Schmidt, S.; Schulte, U. & Willig, J. (2004):** Stand und Perspektiven der Untersuchung von Naturwald-Vergleichsflächen. Forstarchiv 75: 167-179.
- Bungartz, F. & Ziemmeck, F. (1997):** Methodenentwicklung zur Erfassung und Dauerbeobachtung der Moos- und Flechtenvegetation in Naturwaldzellen Nordrhein-Westfalens. Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten / Landesamt für Agrarordnung (LÖBF). Unveröff. Gutachten.
- Dierschke, H. (1994):** Pflanzensoziologie. Ulmer, Stuttgart.
- Ellenberg, H.; Weber, H.E.; Düll, R.; Wirth, V.; Werner, W. (2001):** Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. Scripta Geobotanica 18: 9-166.
- Geiser, R. (1998):** Rote Liste der Käfer (Coleoptera). In: Binot, M.; Bless, R.; Boye, P.; Gruttke, H. & Pretscher, P. (Bearb.): Rote Liste gefährdeter Tiere Deutschlands – Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz (Bonn-Bad Godesberg) 55, 168–230.
- Hauck, B.; Balcar, P.; Lenhard, P.; Huber, T. & Adam, H. (1999):** Aufnahme- und Vermessungsanweisung für die wissenschaftliche Erforschung der Naturwaldreservate in Rheinland-Pfalz (A.NWR 95). Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Rheinland-Pfalz, Referat 5.3, Trippstadt, Stand 2016, unveröffentlicht.
- Heinrichs, S.; Dölle, M. & Schmidt, W. (2018):** „Flora, Vegetation und Strukturmerkmale der Naturwaldreservate Gottlob, Springenkopf und Ruppelstein im Nationalpark Hunsrück-Hochwald“. In: „Biodiversität in Buchenwald-Naturwaldreservaten – 30 Jahre nutzungsfreie Waldentwicklung“. Mitteilungen aus der Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Rheinland-Pfalz Nr. 82/18: 25-48.
- Killmann, D. (2018):** „Flechten der Naturwaldreservate Gottlob, Springenkopf und Ruppelstein im Nationalpark Hunsrück-Hochwald“. In: „Biodiversität in Buchenwald-Naturwaldreservaten – 30 Jahre nutzungsfreie Waldentwicklung“. Mitteilungen aus der Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Rheinland-Pfalz Nr. 82/18: 73-88.
- Koch, K. (1968):** Käferfauna der Rheinprovinz. – Decheniana-Beihefte (Bonn) 13, I-VIII: 1–382.
- Köhler, F. (1999):** Die Tothholzkäferfauna (Coleoptera) der Naturwaldreservate „Mörderhäufel“ und „Stuttpferch“ im Bienwald in der nördlichen Oberrheinebene. – Mainzer naturwissenschaftliches Archiv, 37: 213–280.
- Köhler, F. & Balcar, P. (2018):** „Tothholzkäfer der Naturwaldreservate Gottlob, Springenkopf und Ruppelstein im Nationalpark Hunsrück-Hochwald“. In: „Biodiversität in Buchenwald-Naturwaldreservaten – 30 Jahre nutzungsfreie Waldentwicklung“. Mitteilungen aus der Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Rheinland-Pfalz Nr. 82/18: 145-166.
- Meyer, P.; Schmitt, M.; Spellmann, H.; Bedarff, U.; Bauhus, J.; Reif, A. & Späth, V. (2011):** „Aufbau eines Systems nutzungsfreier Wälder in Deutschland“. Natur und Landschaft - Zeitschrift für Naturschutz und Landschaftspflege 86/6: 243-249.
- Stapper, N.J. (2018):** „Moose der Naturwaldreservate Gottlob, Springenkopf und Ruppelstein im Nationalpark Hunsrück-Hochwald“. In: „Biodiversität in Buchenwald-Naturwaldreservaten – 30 Jahre nutzungsfreie Waldentwicklung“. Mitteilungen aus der Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Rheinland-Pfalz Nr. 82/18: 49-72.
- Südbeck, P.; Andretzke, H.; Fischer, S.; Gedeon, K.; Schikore, T.; Schröder, K. & Sudfeldt, C. (2005):** Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands, im Auftrag der Länderarbeitsgemeinschaft der Vogelschutzwarten und des Dachverbandes Deutscher Avifaunisten.
- Thüs, H.; Killmann, D.; Leh, B. & Fischer, E. (2018):** „Verrucaria hunsrueckensis (Verrucariaceae, lichenized Ascomycota), a new rare species with exceptionally slender ascospores from Germany“. Phytotaxa 345 (1): 26–34.
- van Dijk, A.J. (2004):** Handleiding Broedvogel Monitoring Project (Broedvogelinventarisatie in proefvlakken). 2., überarbeitete Auflage. SOVON Vogelonderzoek Nederland, Beek-Ubbergen (NL), 47 S. ([www.sovon.nl/archief/pdf\\_handleiding.html](http://www.sovon.nl/archief/pdf_handleiding.html)).
- Vos, J.-R. (2018):** „Avifauna der Naturwaldreservate Gottlob, Springenkopf und Ruppelstein im Nationalpark Hunsrück-Hochwald“. In: „Biodiversität in Buchenwald-Naturwaldreservaten – 30 Jahre nutzungsfreie Waldentwicklung“. Mitteilungen aus der Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Rheinland-Pfalz Nr. 82/18: 123-144.
- Wirth, V.; Hauck, M.; von Brackel, W.; Cezanne, R.; de Bruyn, U.; Dürhammer, O.; Eichler, M.; Gnüchtel, A.; John, V.; Litterski, B.; Otte, V.; Schiefelbein, U.; Scholz, P.; Schultz, M.; Stordeur, R.; Feuerer, T. & Heinrich, D. (2011):** Rote Liste und Artenverzeichnis der Flechten und flechtenbewohnenden Pilze Deutschlands. Naturschutz und Biologische Vielfalt 70 (6): 7-122.



# FLEDERMÄUSE

... im Nationalpark Hunsrück-Hochwald:  
Faszinierende Einblicke in die Welt der heimlich stillen Überflieger



Fledermäuse zählen zu einer der attraktivsten Tiergruppen bei Naturfreunden und weiten Kreisen der Bevölkerung. Ihre überwiegend nächtliche Lebensweise und ihre hochspezialisierten Fähigkeiten und Anpassungsstrategien faszinieren die Menschen zu allen Jahreszeiten und wecken den Forscherdrang in einem, sich mit dieser Tiergruppe näher zu befassen. Doch dabei sind wir Menschen auf unterschiedliche Hilfsmittel und wissenschaftliche Erfassungsmethoden angewiesen, um sowohl die Lautäußerungen der Fledermäuse für uns hörbar zu machen als auch die Tiere in ihrem Lebensraum zu beobachten. Der Nationalpark Hunsrück-Hochwald hat es sich zur Aufgabe gemacht, von Beginn an die Veränderungen verschiedener Artengruppen aufgrund der „Wildnisentwicklung“ im Nationalpark zu dokumentieren und wissenschaftlich zu begleiten. Für die bislang 16 nachgewiesenen Fledermausarten werden Ergebnisse des ersten Monitorings vorgestellt und durch die zu erwartende Zunahme an Totholz positive Auswirkungen auf Waldfledermausarten prognostiziert.

## Einleitung

Neben den Vögeln gehören die Fledermäuse zu der attraktivsten Tiergruppe bei Naturfreunden und weiten Kreisen der Bevölkerung. Dies hängt sicherlich in erster Linie mit ihrer überwiegend nächtlichen Lebensweise und ihren hochspezialisierten Fähigkeiten und Anpassungen zusammen. Um sie allerdings ausführlich beobachten zu können, muss man besondere Anstrengungen unternehmen, denn in der Regel sieht man sie nur schemenhaft, wenn sie durch den Lichtkegel einer Taschenlampe huschen. Hat man jedoch einen Fledermausdetektor zur Hand, ein Gerät, welches die hochfrequenten Ortungsrufe der Fledermäuse auch für uns Menschen hörbar macht, dann knattert, pfeift und trillert es plötzlich auf Schritt und Tritt. Dem Menschen bleibt der Zugang zu der faszinierenden Welt der Fledermäuse also ohne die Hilfe moderner Technik weitgehend verborgen. Geht man noch einen Schritt weiter, um einen vertiefenden Blick auf die im Wald durcheinanderfliegenden Fledermäuse zu werfen, so bleibt einem nichts anderes übrig, als die Tiere zu fangen. Dies gelingt in den unterschiedlichen Lebensräumen wie Wäldern, Gewässern, Siedlungen oder unterirdischen Stollen mit Hilfe von haarfeinen Netzen. Und je nach Fangenerfolg kann man mit entsprechendem Fangglück auf schonende Weise Dutzende von Fledermäusen aus unterschiedlichen Arten innerhalb einer Nacht fangen. In der Hand zeigt sich nun die überwältigende For-

menvielfalt vor allem in ihren vielgestaltigen Gesichtern, den teilweise bizarren Nasenaufsätzen oder auch ihren Ohrformen. Lassen Sie sich faszinieren!

## Was wissen wir zu Fledermäusen im Nationalpark Hunsrück-Hochwald?

Vor dem Hintergrund ihrer artspezifischen Verbreitung und Vorkommen gibt es für das Bundesland Rheinland-Pfalz im Allgemeinen und Speziellen weit über 300 Publikationen (z. B. Kiefer & Veith, 1996). Dabei handelt es sich meist um Daten zu Winterquartierkontrollen, Kastenquartieren, speziellen Einzelerfassungen sowie der Fledermausfauna der Pfalz (König & Wissing, 2007). Für den Nationalpark Hunsrück-Hochwald und die unmittelbar angrenzenden Naturräume Saar-Nahe-Bergland, Nahetal und Hunsrück liegen bislang überwiegend nur Erkenntnisse zu überwinterten Fledermäusen vor (z. B. Kiefer und Jungmann, mündl. Mittl.). Insbesondere den Wäldern und der abwechslungsreichen Kulturlandschaft ist eine hohe bis sehr hohe Bedeutung für zahlreiche Fledermausarten zuzuordnen. Belege dafür haben in den letzten ca. 15 Jahren zahlreiche unveröffentlichte Untersuchungen, wie z. B. Artenschutzgutachten, aus den den Nationalpark betreffenden und umgebenden Naturräumen geliefert.

Die Wälder, Gewässer, Heckenstrukturen, Streuobst-



Abbildung 1: Fledermaus im Flug. ©Carsten Braun

wiesen und Stollen aus Zeiten der Erzgewinnung im Hunsrück bieten den Fledermäusen über das ganze Jahr hervorragende Bedingungen als Sommerlebensraum zur Aufzucht der Jungtiere sowie für die Balz- und Schwarmphase während der spätsommerlichen und frühherbstlichen Wanderungsphasen. Darüber hinaus kommt der Region wegen ihres Waldreichtums insgesamt eine hohe Bedeutung für weitwandernde Fledermausarten wie Raufhautfledermaus und Kleinabendsegler zu, die in der Region Zwischen- und Winterquartiere beziehen.

Die Fledermausfauna im Nationalpark Hunsrück-Hochwald wurde 2016 erstmalig punktuell in Naturwaldreservaten des Nationalparks untersucht (Adorf et al., 2018). Mit dem vorliegenden Beitrag zeigen wir die Erkenntnisse aus dem Arten-Monitoring zu systematischen Untersuchungen des Arteninventars, dessen Vorkommen und besondere Lebensraumstrukturen die Fledermäuse mit dem Nationalpark verbindet. Ein gesonderter Bericht über diese Untersuchung liefert einer interessierten Leserschaft vertiefende Details (BFL, 2019).

### Ökologie und Lebensweise einheimischer Fledermäuse

Anfang 2018 wurden weltweit 6.399 rezente Säugetierarten unterschieden (Connor et al., 2018) und knapp jede fünfte davon ist eine Fledermausart. Dies bedeutet, dass derzeit 1.411 Fledermausarten (ASM Mammal Diversity Database, Abfrage vom 16.09.2020) beschrieben sind und damit die Gruppe der Chiroptera (Handflügler) neben

den Nagetieren (Rodentia) die artenreichste Ordnung innerhalb der Klasse der Säugetiere ist. Für die Bundesrepublik sind 104 Säugetierarten bekannt (Meining, Boye, Hutterer, 2009), darunter 25 Fledermausarten, was einem Viertel aller Säugetierarten entspricht. Dies verdeutlicht die hohe Artenvielfalt dieser Gruppe in Deutschland.

Die Begeisterung, mit der die meisten Menschen den Fledermäusen begegnen, liegt in ihren hochspezialisierten Anpassungen, zu denen zuallererst der Flug zählt. Ihr Körperbau ist komplett aufs Fliegen abgestimmt und seit über 50 Mio. Jahren unverändert, was durch Fossilienfunde aus der Grube Messel bei Darmstadt (Hessen) belegt ist. Bei den Fledermäusen sind die vorderen Extremitäten zu „Flügeln“ entwickelt. Dabei spannt sich eine Flughaut zwischen den verlängerten Fingern der Hand auf, wodurch sie den Namen Chiroptera (Handflügler) erhielten (vgl. Abb. 1).

Eine Fledermaus wiegt in der Regel nur wenige Gramm und kann im Flug Geschwindigkeiten von bis zu 70 km/h erreichen. Damit ist zum Beispiel die Langflügelfledermaus die schnellste Fledermaus Europas. Die Flügelform entscheidet über die Wendigkeit und Geschwindigkeit. Mit schmalen und langen Flügeln erreichen Fledermäuse hohe Geschwindigkeiten und mit breiten, kurzen Flügeln eine hohe Wendigkeit. Die artspezifischen Flügelformen stehen auch für die jeweilige ökologische Nische einer Art, d.h. es gibt Fledermausarten, die überwiegend im freien Luftraum jagen und solche, die sich im Wald in dichter Struktur bestens bewegen können.

Ihr evolutiver Erfolg ist zudem darin begründet, dass sie die Nacht als ihr „Revier“ erkoren haben. Dabei haben sie

ein hochspezialisiertes Echoortungssystem evolviert, um sich bestens zu orientieren. Ihre Echoortung ist das Werkzeug zur Objektlokalisierung. Dabei werden zwei Gruppen unterschieden: zum einen die Glattnasen, die ihre Schallkeule durch den geöffneten Mund aussenden und zum anderen die Hufeisennasen, die ihre Schallkeule durch die Nase aussenden. Bei beiden Gruppen findet die Lauterzeugung im Kehlkopf statt. Das Echo wird bei den Glattnasen mit dem Tragus wahrgenommen und bei den Hufeisennasen mit speziellen Nasenaufsätzen (Abb. 2).

Entfernung und Richtung eines Objektes können bestimmt werden und aufgrund nichtwiederholbarer Situationsmomente ist jede Echoortung einzigartig. Das Echosignal eines zuvor ausgesendeten Rufes wird erst ausgewertet, bevor der nächste Ruf von der Fledermaus ausgesendet wird. Diese Sinnesleistungen erfolgen binnen Bruchteilen von Millisekunden im Gehirn und zeigen, welche Hochleistungen die Tiere mit ihren hochspezialisierten Organen erbringen können.

Ihre nächtlich aktive Lebensweise birgt gegenüber tagaktiven Säugetieren viele Vorteile wie z.B. die Verfügbarkeit von Nahrung, denn auch der weit überwiegende Teil ihrer Beutetiere – Insekten – ist nachtaktiv. Zudem ist der Konkurrenzdruck auf die Nahrungsgrundlage gegenüber einer tagaktiven Lebensweise erheblich reduziert.

Den Tag verbringen Fledermäuse in der Regel mit „Abhängen“ in ihren Tagesquartieren wie Baumhöhlen, Dachböden von Kirchen, Kuhställen und natürlichen Höhlen (vgl. Abb. 3).

Dabei hängen sie sich mit den Krallen der Hinterbeine kopfüber an die Höhlendecken oder Dachbalken. Bei uns Menschen würde sich so viel Blut im Kopf stauen, dass wir Gefahr liefen einem Hirnschlag zu erliegen, darüber hinaus würde sich Wasser in der Lunge sammeln und der



Abbildung 2: Schallempfänger/-reflektoren bei Glattnasen und Hufeisennasen. ©Frank Adorf



#### DER AUTOR

**Frank Adorf**, Dipl.-Biol. und Projektmanager im Büro für Faunistik und Landschaftsökologie (BFL, Bingen), arbeitet

seit 2004 auf dem Gebiet der Erarbeitung faunistischer, wissenschaftlicher Erhebungen artenschutzfachlicher Beiträge im Bereich von jeglichen Eingriffen in die freie Landschaft. Schwerpunkt seiner Arbeit sind fledermauskundliche und ornithologische Untersuchungen. Zuvor arbeitete Herr Adorf im wissenschaftlichen Naturschutz an der Ökologischen Schutzstation Steinhuder Meer e.V. in Winzlar, Niedersachsen. Seine Diplomarbeit absolvierte er an der Philipps-Universität Marburg und befasste sich mit dem Thema der zwischenartlichen Prädation von Spechtzönosen in Abhängigkeit ihrer Habitate der norddeutschen Tiefebene (Schäfer 2003).

Kreislauf kollabieren. Doch Fledermäuse besitzen eines der größten und muskulösesten Herzen aller Säugetiere und schaffen es dadurch, ihren Kreislauf stabil zu halten.

Fledermäuse pflegen einen flexiblen Lebensstil, indem sie ihre Körpertemperatur an die Gegebenheiten anpassen können. Nach dem Winterschlaf zwischen März und Mai beziehen die weiblichen Fledermäuse die sogenannten Wochenstubenkolonien, in denen der Nachwuchs großgezogen wird. Die Männchen leben während



Abbildung 3: „Abhängen“ im Tagesquartier einer Wochenstube der Kleinen Hufeisennase. ©Frank Adorf

der Wochenstubenzeit in der Regel allein. Nach der Wochenstubenzeit, also im Spätsommer/Herbst, beginnt nach dem Flüggewerden der Jungtiere die Balz- und Paarungszeit, in der sich die Geschlechter wieder treffen. Während dieser Zeit beginnt auch die Abwanderung in die Winterquartiere. Der Winterschlaf ist für die in unseren gemäßigten Breiten lebenden Fledermausarten lebensnotwendig, da die meisten Insekten erst oberhalb von 10 °C aktiv werden. Folglich verhält es sich anders als beispielsweise bei Meisen, die im Winter inaktive Beuteorganismen in Spalten und hinter Rinde finden können. Fledermäuse können inaktive Beutetiere mit ihrem Echoortungssystem nicht aufstöbern.

## Fledermausforschung im Nationalpark Hunsrück-Hochwald

Mit der Eröffnung des Nationalparks Hunsrück-Hochwald war das erstrebenswerte Ziel verbunden, von Beginn an möglichst viele unterschiedliche Artengruppen in ein systematisches Monitoring einzubinden. Auf diese Weise kann für verschiedene Artengruppen dokumentiert werden, wie ihre Entwicklungsphase hin zur „Wildnis“, einer vom Menschen unbeeinflussten Lebensraumstruktur, verläuft. Eine Definition des Begriffs Monitoring wurde bereits von Bayfield 1996 kurz und präzise benannt: „Monitoring is to record change“ (Bayfield, 1996).

Ein Monitoring umfasst grundsätzlich das zeitlich regelmäßige Beobachten und Messen des Zustandes oder Bestandes von z. B. Tier- und Pflanzenarten. Im Nationalpark, in dem die Entwicklung zukünftiger Urwälder angestrebt wird, handelt es sich folglich um ein Langzeitmonitoring. Erste umfassende Ergebnisse zu den Fledermäusen können dem Abschlussbericht der zuvor bereits erwähnten, 2-jährigen Untersuchung entnommen werden (BFL, 2019).

Auf zwei ausgewählten Probeflächen (Abb. 4) erfolgte durch den Einsatz unterschiedlicher wissenschaftlicher Untersuchungsmethoden die Erfassung der Fledermausfauna. Bei dieser Erstinventur wurde der IST-Zustand auf sogenannten Probeflächen dokumentiert und dieselben werden in Zukunft regelmäßig untersucht. Bei der dritten Fläche handelte es sich um eine Sonderstruktur, den Beifels, eine Felsrippe mit Spalten (vgl. Abb. 5). Diese exponierte Formation bietet Fledermäusen geeignete Bedingungen für die Balz und auch als Winterquartier. Inwiefern tatsächlich Fledermäuse dort auftreten, war Bestandteil der Untersuchungen.

Zum Einsatz kamen Fledermausdetektoren, mit denen die Echoortungsrufe der Fledermäuse digital gespeichert werden, um sie anschließend mit entsprechender Software zu bestimmen. Die bioakustische Erfassung erfolgte im Zeitraum 1. März bis 30. November. Bei der Analyse der Rufsequenzen ist es aufgrund der Ähnlichkeit der Rufe unterschiedlicher Arten nicht immer möglich, auf Artniveau zu bestimmen, dennoch kann in den meisten Fällen eine Zuordnung der Gattung erfolgen. Mittels einer dauerhaften Erfassung und der Art- bzw. Gattungszuordnung können zudem Aussagen zur Phänologie der Fledermäuse getroffen werden. Man kann also herausarbeiten, ob es beispielsweise Schwerpunkte der Aktivität innerhalb des Erfassungszeitraumes gab (vgl. Abb. 6).

Am Beispiel des saisonalen Auftretens der Mopsfledermaus in Abbildung 6 zeigt sich, dass die Art bereits sehr früh im Jahr, wenn es in der Nationalparkregion noch recht kalt ist, auftritt und bis weit in den November hinein präsent ist. In der zweiten Julihälfte (siehe Mitte der Grafik in Abb. 6) wurde keine Aktivität festgestellt, was in der Regel mit der Verfügbarkeit von Nahrung zu tun hat, d. h. die Schlupfzeitpunkte und Flugphase der Beuteorganismen dieser spezialisierten Art sind je nach naturräumlichen Gegebenheiten unterschiedlich.

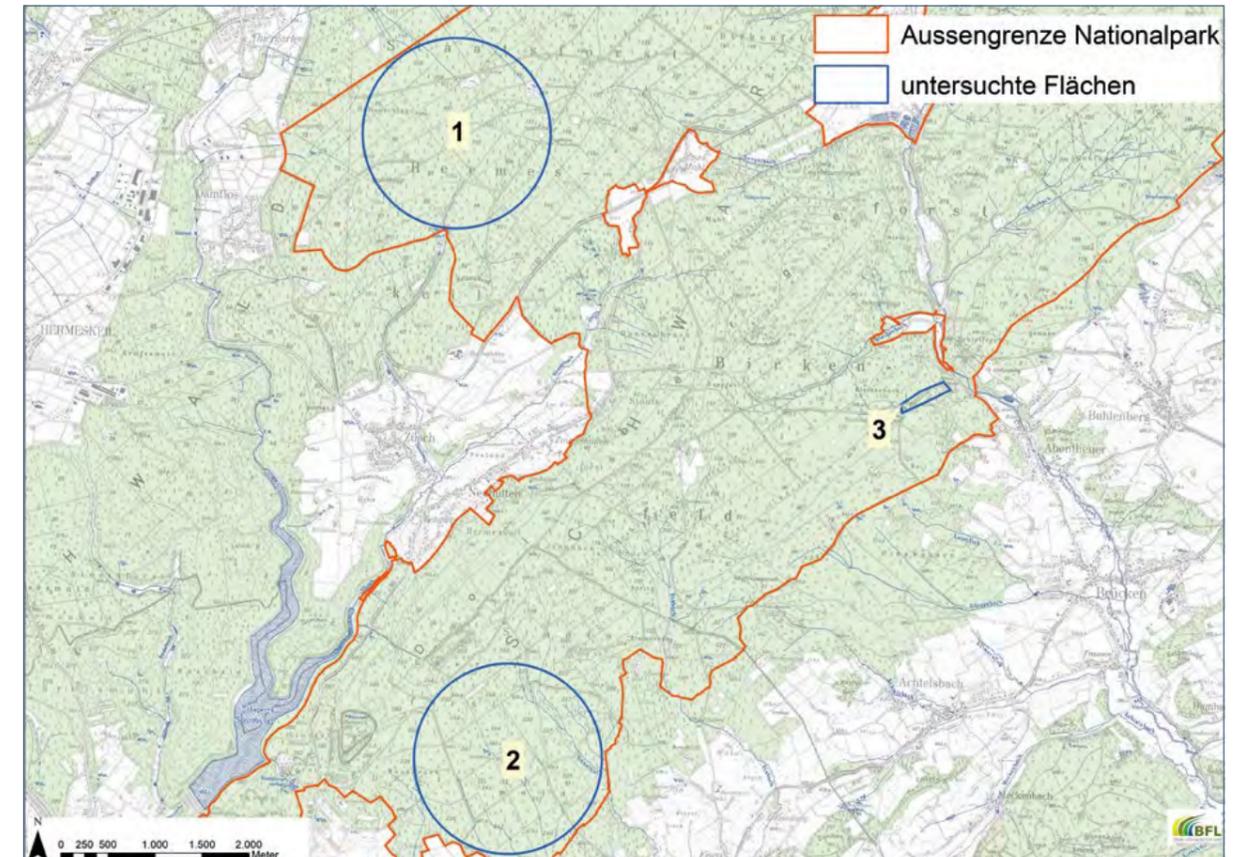


Abbildung 4: Lage der zwei Probeflächen mit jeweils einem Radius von 1 km sowie der Fläche 3 als Sonderstandort, der sogenannte „Beifels“.

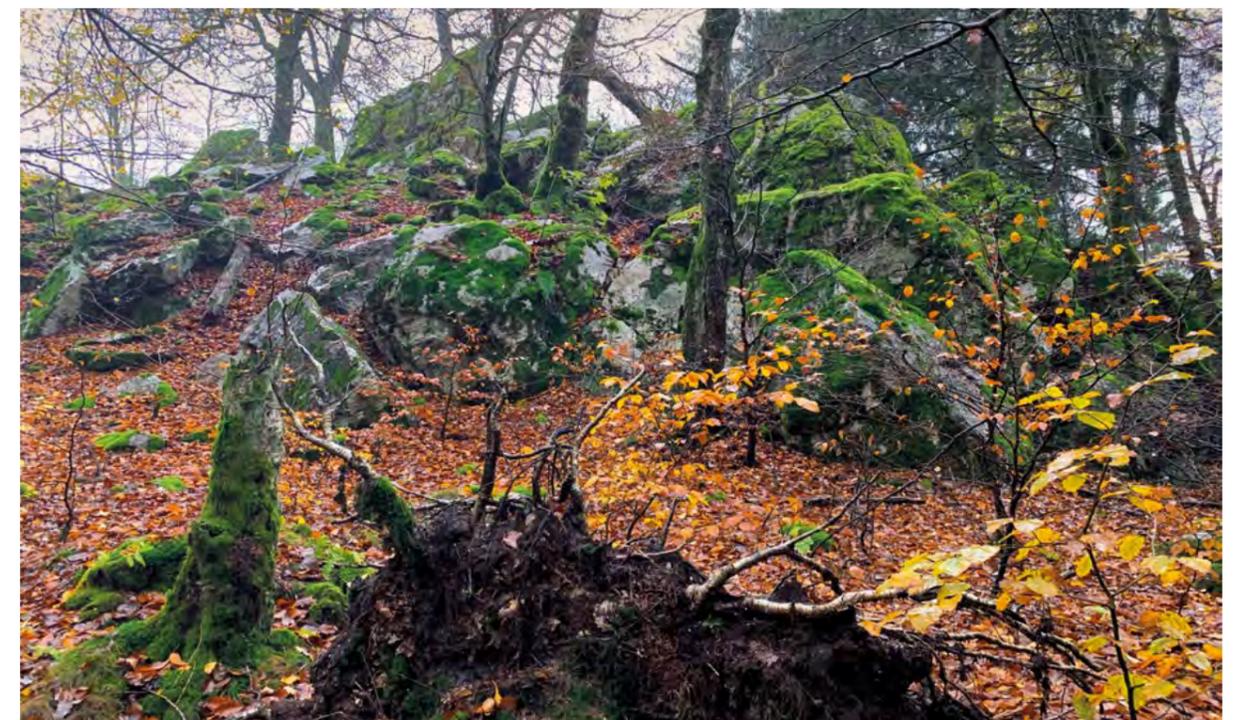


Abbildung 5: Der Beifels. © BFL, 2019

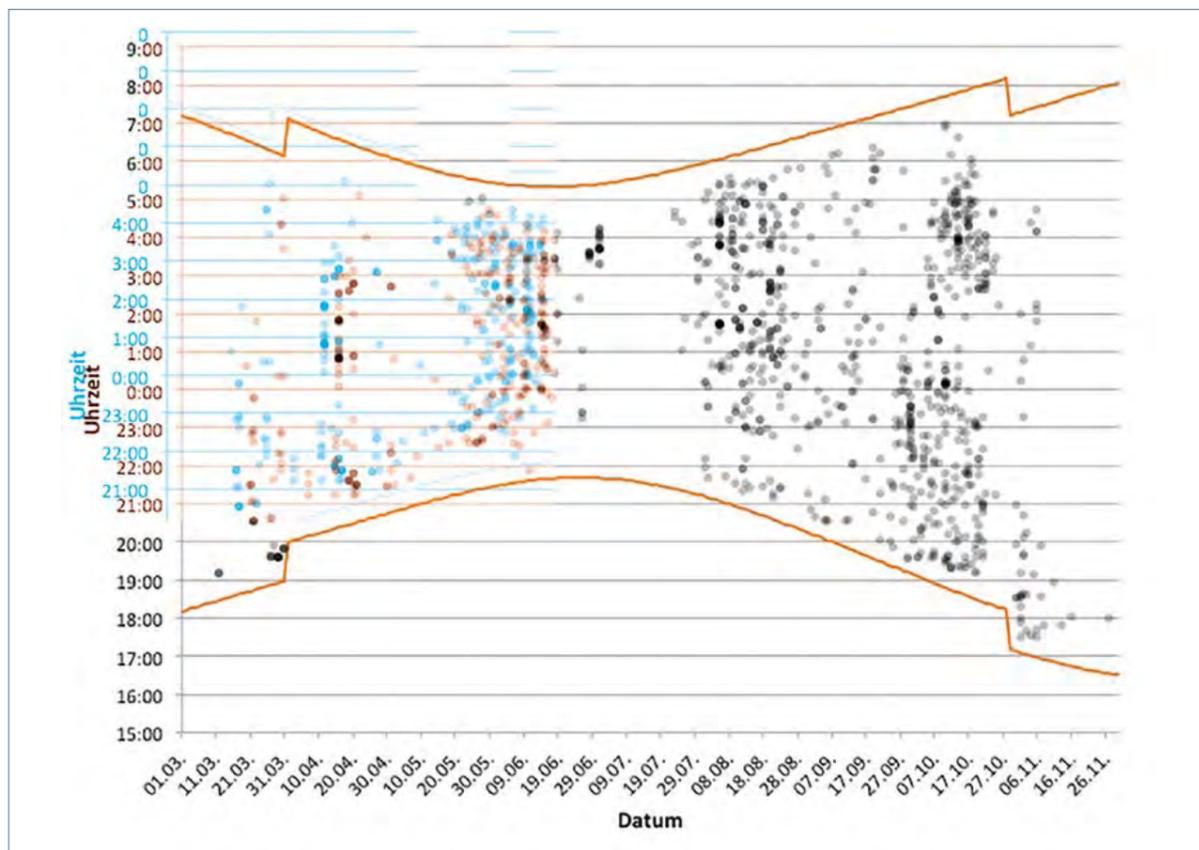


Abbildung 6: Saisonale Aktivität am Beispiel der Mopsfledermaus, einer klassischen Urwaldart. © BFL, 2019

Mit Hilfe von speziellen Fledermausfangnetzen wurden an zahlreichen Fangstandorten Fledermäuse gefangen, mit dem Ziel, vor allem die typischen Waldfledermausarten mit einem Sender zu versehen, um deren Quartiere im Nationalpark zu finden. So konnten in 30 Fangnächten 153 Fledermäuse aus 11 Arten gefangen werden, darunter die typischen, eng an den Wald gebundenen und kleinräumig agierenden Arten wie die Bechsteinfledermaus und das Braune Langohr (vgl. Tab. 1) oder aber mit der Nordfledermaus eine ebenfalls typische Waldfledermausart der Montanstufe. Mit der Mopsfledermaus als typische Urwaldart konnte mittels eines Sendertieres und der anschließenden Quartiersuche (Telemetrie) eine Wochenstube knapp außerhalb der Nationalparkgrenze ermittelt werden. Es bleibt also spannend, wie sich die Quartiernutzung in Zukunft durch die fehlende Waldbewirtschaftung insbesondere bei den genannten Arten entwickeln wird.

Durch die Besenderung von insgesamt 19 Tieren aus 7 Arten konnten zahlreiche Quartiere ermittelt werden. Mit lediglich einer Ausnahme eines Gebäudequartieres handelte es sich ausschließlich um Baumquartiere. Auch hier wird es zukünftig interessant, die Veränderungen in der Quartiernutzung und evtl. Quartierverdichtung zu unter-

suchen, da durch die fehlende Waldbewirtschaftung zu erwarten ist, dass das Angebot an Totholz sowie die Qualität der Bäume in Hinblick auf die Nutzungsmöglichkeit durch Fledermäuse sich für die insgesamt 16 Arten verändern bzw. verbessern wird.

Tabella 1: Anzahl gefangener Fledermäuse in 2018 und 2019. © BFL, 2019

| Art                    | 2018 | 2019 | Gesamt |
|------------------------|------|------|--------|
| Wasserfledermaus       | 2    | 0    | 2      |
| Kleine Bartfledermaus  | 2    | 2    | 4      |
| Große Bartfledermaus   | 2    | 1    | 3      |
| Fransenfledermaus      | 2    | 3    | 5      |
| Bechsteinfledermaus    | 0    | 2    | 2      |
| Mausohr                | 15   | 6    | 21     |
| Kleinabendsegler       | 21   | 1    | 22     |
| Zwergfledermaus        | 40   | 46   | 86     |
| Mopsfledermaus         | 1    | 3    | 4      |
| Breitflügel fledermaus | 0    | 2    | 2      |
| Braunes Langohr        | 1    | 1    | 2      |
| Gesamt                 | 86   | 67   | 153    |

## Ausblick für Fledermäuse im Nationalpark Hunsrück-Hochwald

Durch den naturverträglichen Waldumbau bzw. die freie Waldentwicklung (Prozessschutz) ohne forstwirtschaftliche Holzentnahme und Aufforstung der ehemaligen unterschiedlich intensiv genutzten Wirtschaftswaldbestände im Nationalpark, ist eine Ausbreitung und Vergrößerung der nachgewiesenen Waldfledermauspopulationen zu erwarten. Von den insgesamt 16 vorkommenden Arten zählen immerhin 10 zu den typischen Waldfledermausarten.

Der derzeit meist noch geringe Totholzanteil in den Beständen wird sich durch die naturnahen Entwicklungsprozesse innerhalb des Nationalparks mit den Jahren langsam, aber stetig erhöhen und den Waldfledermäusen weitere Quartiermöglichkeiten bieten. Aufgrund dieser Entwicklungsprozesse werden auch weitere, ökologisch hochwertige Nahrungshabitate für Fledermäuse und andere Tiergruppen entstehen. Ein begleitendes, langjähriges Monitoring kann weitere Erkenntnisse bis hin zur Wildnisentwicklung über Fledermäuse im Nationalpark bringen.

### IM ÜBERBLICK

- > Wälder sind bedeutende Fledermauslebensräume und weisen je nach Strukturvielfalt eine hohe Artendiversität auf.
- > Mit Hilfe von Netzfängen und Telemetrie können Kolonie-/Quartierstandorte besonders sensibler Fledermausarten effizient identifiziert werden.
- > Die Waldfledermäuse profitieren von der freien Waldentwicklung (Prozessschutz).
- > Monitoring-Programme zur Dokumentation von Veränderungsprozessen sind fester Bestandteil einer modernen Nationalparkforschung und liefern Erkenntnisse für Anwendungen über die Nationalparkgrenzen hinaus.

### Quellen

- Adorf, F.; Adorf, F. & Grün, S. (2018):** Fledermäuse der Naturwaldreservate Gottlob, Springenkopf und Ruppelstein im Nationalpark Hunsrück-Hochwald. In: Biodiversität in Buchenwald-Naturwaldreservaten – 30 Jahre nutzungsfreie Waldentwicklung (Vögel, Pflanzen, Fledermäuse, Käfer, Moose, Flechten, Baumstrukturen). Mitteilungen der FAWF Nr. 82/18, 179 Seiten, Trippstadt, FAWF Rheinland-Pfalz, Seiten 103-120.
- Bayfield, N. (1996):** Approaches to Monitoring for Nature Conservation in Scotland. In: Umweltbundesamt Wien (1997): Monitoring for Nature Conservation, 20-22 June 1996, Vienna. Conference Papers / Tagungsberichte, Vol. 22 / Bd. 22, Seite 8.
- BFL (2019):** Fledermausmonitoring im Nationalpark Hunsrück-Hochwald. Abschlussbericht zur Fledermauserfassung 2018 und 2019. – Im Auftrag des Nationalparkamts Hunsrück-Hochwald. Bingen, 118 Seiten.
- Burgin, C. J.; Colella, J. P.; Kahn, P. L.; Upham, N. S.:** How many species of mammals are there? Journal of Mammalogy, Volume 99, Issue 1, 1 February 2018, Seiten 1-14.
- Jungmann, C. & Jungmann, K. (2017):** Fledermausmonitoring im Nationalpark Hunsrück-Hochwald 2016/17 - Grunduntersuchung Monitoringgebiet „Wildenburg“ im Auftrag des Nationalparks Hunsrück-Hochwald. Kempfeld.
- Kiefer, A.; Veith, M. (1996):** Beiträge zum Fledermausschutz in Rheinland-Pfalz. Fauna und Flora in Rheinland-Pfalz, Beiheft 21: 35-40. Landau.
- König, H. & Wissing, H. (Hrsg.) (2007):** Die Fledermäuse der Pfalz. Ergebnisse einer 30jährigen Erfassung. Fauna und Flora in Rheinland-Pfalz, Beiheft 37, 219 Seiten.
- Meining, H., Boye, P. & Hutterer, R. (2009):** Rote Liste und Gesamtartenliste der Säugetiere (Mammalia) Deutschlands – Stand Oktober 2008. In: Haupt, H., Ludwig, G., Gruttke, H., Binot-Hafke, M., Otto, C. & Pauly, A. (Red.) (2009): Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands, Band 1: Wirbeltiere, Bundesamt für Naturschutz, Bonn-Bad Godesberg, Naturschutz und Biologische Vielfalt 70 (1), Seiten 115-153.
- Pearce, I. S. K.; Barbour, D. A.; Bayfield, N. G.; Young, M. R.; Watt, A. & Holman, D. (1996):** Scottish Diurnal Lepidoptera Project: sites, protocols and distribution. Report to Scottish Natural Heritage. ITE, Banchory.
- Schäfer, F. (2003):** Multiskalare Habitatpräferenzen und räumliche Verteilungsmuster von Spechten (Picinae) unter Berücksichtigung der intra-guild-predation des Kleinspechtes *Picoides minor* L. – unveröffentlichte Diplomarbeit, Universität Marburg.
- Schnitzler, H.-U. & Kalko, E. K. V. (2001):** Echolocation by Insect-Eating Bats. BioScience, Vol. 51, No. 7, Seiten 557-569.
- Internetseiten:** ASM Mammal Diversity Database, Abfrage vom 16.09.2020: <https://mammaldiversity.org/#Y2hpcm9wdGVyYSZnbG9iYWxfZ2VhcmNoPXRydWUmbG9vc2U9dHJ1ZQ>

# ARTHROPODEN- FAUNA DER BLOCK- HALDEN

... im und um den Nationalpark Hunsrück-Hochwald

Blockhalden gehören zu den letzten vom Menschen noch weitgehend unbeeinflussten Primärlebensräumen in Mitteleuropa. Außer in der alpinen Region gibt es diese vegetationsarmen Lebensräume in Mitteleuropa auch in den Mittelgebirgen. Durch ihre physische Struktur und die besonderen mikroklimatischen Bedingungen stellen sie einen extremen Lebensraum dar (Gude & Mäusbacher 1999). Bei extremen Temperaturen und Temperaturschwankungen an der Oberfläche weisen die Blockhalden im inneren Kluftsystem ein ausgeglichenes Klima auf. Einige Blockhalden zeigen zusätzlich einen ausgeprägten Kaltluftstrom, der zu quasi periglazialen Bedingungen im Untergrund führt. Im Kluftsystem finden sich Reliktarten und teilweise auch Endemiten, die zu den seltensten Arten in Mitteleuropa zählen (Brunner et al. 2013, Hadulla & Wagner 2016, Szallies & Ausmeier 2001). Beispiele finden sich unter den Kurzflügelkäfern (Staphylinidae: *Leptusa simoni* Epp., 1878), Laufkäfern (Carabidae: *Oreonebria castanea* (Bonelli, 1810), *Pterostichus negligens* (Sturm, 1824)) und bei weiteren Arthropodengruppen (Molenda 1996). Ein ganz anderes Mikroklima herrscht auf der Oberfläche der Blockhalde. Es herrschen starke Tag-Nacht-Schwankungen in der Temperatur mit Spitzen bis zu 65 °C (Kastner et al. 2018). Auch dort finden sich spezialisierte und stenotope Arten wie *Leistus montanus* Stephens, 1827 (siehe Titelbild) (Coleoptera: Carabidae) und *Acantholycosa norvegica sudetica* (L. Koch, 1875) (Araneae) (Fritze & Hannig 2010, Kastner et al. 2018). Die spezialisierte Fauna der Blockhalden ist nur in wenigen Regionen und Halden gezielt untersucht worden und so ergeben sich aus Untersuchungen immer wieder unerwartete Vorkommen seltener (Relikt-)Arten (Fritze & Blick 2010, Höfer et al. 2019). Aus den Vorkommen ergeben sich aber wichtige Hinweise zur Schutzwürdigkeit der Lebensräume. Auch die Blockhalden in und um den Nationalpark Hunsrück-Hochwald sind bisher kaum untersucht worden. Daher hatte die vorliegende Arbeit folgende Ziele: 1) Erfassung der herbstaktiven Spinnen, Käfer und Wanzen auf der Oberfläche dreier Blockhalden; 2) Erfassung der frühlommeraktiven Spinnen, Laufkäfer und Kurzflügelkäfer auf der Oberfläche einer Blockhalde vom Haldenfuß bis zum Haldenkopf.

## Material und Methoden

Für die Untersuchung der auf der Haldenoberfläche im Herbst aktiven Arthropoden wurden drei Blockhalden ausgewählt, die alle bisher nicht oder wenig untersucht waren. In der Zeit vom 2.10. bis 22.10.2017 wurden jeweils fünf Bodenfallen im NSG Mörschieder Burr (N 49,786°, E 7,282°) und im NSG Rosselhalde (N 49,765°, E 7,237°) in offenen, vegetationsarmen Bereichen ein-

gesetzt. Zwischen dem 13.9. bis 16.10.2017 wurde die Blockhalde Vorkastell bei Börfink im Nationalpark Hunsrück-Hochwald (N 49,674°, E 7,090°) ebenfalls mit fünf Bodenfallen beprobt (Abb. 1). Alle Fallen waren zwischen den Steinen auf der Haldenoberfläche in besonnter Lage gesetzt.

Im Mai/Juni 2019 wurden am NSG Hellberg bei Kirn (N 49,791°, E 7,495°) zehn Bodenfallen am Hangfuß ausgebracht. Diese wurden etwa einen halben Meter tief

durch vorsichtiges „Einbauen“ in den Blockschutt gesetzt. Als Fang- und Konservierungsflüssigkeit wurde eine Mischung aus Weißwein- und Rotweinessig eingesetzt. Alle in den Fallen enthaltenen Tiere wurden danach aussortiert und in 70 % Ethanol überführt. Neben den Spinnen und Käfern wurden auch die Wanzen bis zur Art bestimmt.

Die Erfassung der fröhsommeraktiven Arthropoden auf der Blockhalde am Vorkastell erfolgte zwischen dem 20.5. und 3.6.2020 mit zehn Bodenfallen, die vom Haldenfuß bis zum Haldenkopf gesetzt wurden (Abb. 2). Zu Fang und Konservierung diente hier 100 % Ethanol. Alle in den Fallen gefangenen Tiere wurden aussortiert und in 70 % Ethanol gelagert. Spinnen, Laufkäfer (Carabidae) und Kurzflügelkäfer (Staphylinidae) wurden bis zur Art bestimmt. Diese Gruppen stellen in solchen Lebensräumen den größten Teil der Individuen und Arten (Brunner et al. 2013).

Spinnen wurden in der Sammlung (SMNK-ARA) des Staatlichen Museums für Naturkunde Karlsruhe (SMNK)

hinterlegt und Belege der Käfer im Naturhistorischen Museum Mainz.

## Ergebnisse

Unsere Untersuchung erbrachte Nachweise von 29 Spinnen- und 40 Käferarten auf den Blockhalden im und um den Nationalpark (Tab. 1 und 2). Der stenotope Blockhaldenbewohner *Leistus montanus* konnte auf drei untersuchten Halden in jeweils mehreren Individuen nachgewiesen werden (Tab. 1). Durch die Beprobung in tiefer gelegenen Bereichen der Halde am Hellberg wurden *Choleva lederiana* und *Pterostichus negligens* nachgewiesen. Als stenotope Blockhaldenspinne wurde *Acantholycosa norvegica sudetica* nur am Hellberg und auf der Rosselhalde erfasst.

Die Spinnenfänge vom NSG Hellberg sind noch nicht abschließend bearbeitet. Aufgrund unterschiedlicher Zeiträume und Methodik sind die Ergebnisse nicht zwischen den Gebieten vergleichbar.



**Abbildung 1:** Ausschnitt aus der Blockhalde am Vorkastell. Geschlossener Wald reicht unmittelbar heran und beeinflusst die Arthropodenfauna auf der Halde.



**Abbildung 2:** Blockhalde am Vorkastell mit Position der Bodenfallen

**Tabelle 1:** Übersicht zu den nachgewiesenen Spinnen-, Käfer- und Wanzenarten auf der Blockhalde Vorkastell im Nationalpark Hunsrück-Hochwald und drei Blockhalden in der weiteren Umgebung. Nachweise erfolgten mit Bodenfallen im Herbst 2017 (Rosselhalde, Mörschieder Burr, Vorkastell) und im Frühjahr 2018, 2019 (Hellberg).

| Gruppe                                    | Familie   | Art  | NSG Rosselhalde | NSG Mörschieder Burr | NSG Hellberg | Vorkastell |
|---|---|--|-----------------|----------------------|--------------|------------|
| Araneae                                   | Agelenidae  | <i>Inermocoelotes inermis</i> (L. KOCH, 1855)                | 3               | 1                    |              | 1          |
|   |   | <i>Tegenaria silvestris</i> (L. KOCH, 1872)                  |                 | 1                    |              |            |
|   |   | <i>Indet</i>   | 1               |                      |              |            |
|   | Dysderidae  | <i>Harpactea hombergi</i> (SCOPOLI, 1763)                    | 1               |                      |              |            |
|   | Gnaphosidae   | <i>Drassodes lapidosus</i> (WALCKENAER, 1802)                | 13              | 7                    |              |            |
|   |   | <i>Drassodes</i> sp.   |                 | 1                    |              |            |
|   |   | <i>Gnaphosa bicolor</i> (HAHN, 1833)                         | 1               | 1                    |              |            |
|   |   | <i>Zelotes erebeus</i> (THORELL, 1871)                       |                 | 1                    |              | 1          |
|   |   | <i>Leptyphantus notabilis</i> (KULCZYNSKI, 1887)             |                 | 2                    |              |            |
|   | Linyphiidae   | <i>Metopobactrus prominulus</i> (O. PICKARD-CAMBRIDGE, 1873) |                 | 5                    |              |            |
|   |   | <i>Pelecopsis elongata</i> (WIDER, 1834)                     | 1               |                      |              |            |
|   |   | <i>Acantholycosa norvegica sudetica</i> (L. KOCH, 1875)      | 6               |                      | 8            |            |
|   | Lycosidae   | <i>Pardosa lugubris</i> s.l.                                 | 1               | 7                    |              |            |
|   |   | <i>Pardosa</i> sp.   |                 | 1                    |              |            |
| <i>Trochosa terricola</i> (THORELL, 1856) |   |  | 1               |                      |              |            |
| Miturgidae                                | <i>Zora nemoralis</i> (BLACKWALL, 1861)                 | 2  |                 |                      |              |            |
| Segestriidae                              | <i>Segestria senoculata</i> (L., 1758)                  |  | 1               |                      |              |            |
| Thomisidae                                | <i>Ozyptila atomaria</i> (PANZER, 1801)                 |  | 2               |                      | 2            |            |
| Titanoecidae                              | <i>Titanoeca quadriguttata</i> (HAHN, 1833)             |  | 1               |                      |              |            |
| Coleoptera                                | Carabidae   | <i>Abax parallelepipeds</i> (PILLER & MITTERP., 1783)        |                 |                      | 1            | 1          |
|   |   | <i>Carabus problematicus</i> (HERBST, 1786)                  |                 |                      |              | 1          |
|   |   | <i>Cychrus attenuatus</i> (FABRICIUS, 1792)                  |                 |                      |              | 1          |
|   |   | <i>Leistus montanus</i> (STEPHENS, 1827)                     | 4               | 4                    |              | 3          |
|   |   | <i>Pterostichus cristatus</i> (DUFOUR, 1820)                 |                 |                      |              | 2          |
|   |   | <i>Pterostichus negligens</i> (STURM, 1824)                  |                 |                      | 1            |            |
|   |   | <i>Pterostichus</i> sp.                                      |                 |                      |              | 1          |
|   | Cholevidae  | <i>Catops picipes</i> (FABRICIUS, 1792)                      | 3               | 3                    | 2            | 2          |
|   |   | <i>Catops tristis</i> (PANZER, 1793)                         |                 |                      |              | 1          |
|   |   | <i>Choleva lederiana</i> (REITTER, 1902)                     |                 |                      | 1            |            |
|   | Staphylinidae   | <i>Choleva spadicea</i> (STURM, 1839)                        |                 |                      |              | 1          |
|   |   | <i>Anthobium atrocephalum</i> (GYLLENHAL, 1827)              | 1               |                      | 1            |            |
|   |   | <i>Anthobium unicolor</i> (MARSH., 1802)                     |                 | 7                    |              |            |
|   |   | <i>Aleochara sparsa</i> (HEER, 1839)                         | 2               | 5                    |              | 33         |
| <i>Aleochara stichai</i> (LIKOVSKI, 1965) |   |  | 1               |                      |              |            |
| Pselaphidae                               | <i>Omalium rugatum</i> (MULSANT & REY, 1880)            |  | 2               |                      |              |            |
|   | <i>Bryaxis collaris</i> (BAUDI, 1859)                   |  |                 | 6                    |              |            |
| Nitidulidae                               | <i>Bryaxis curtusii</i> (LEACH, 1817)                   |  |                 | 1                    |              |            |
|   | <i>Glischrochilus quadriguttatus</i> (FABRICIUS, 1776)  |  |                 |                      | 1            |            |
| Cerylonidae                               | <i>Cerylon ferrugineum</i> (STEPHENS, 1830)             |  |                 | 1                    |              |            |
| Sphaerosomatidae                          | <i>Sphaerosoma pilosum</i> (PANZER, 1793)               |  |                 | 1                    |              |            |
| Chrysomelidae                             | <i>Mniophila muscorum</i> (KOCH, 1803)                  |  |                 | 1                    |              |            |
|   | <i>Chaetocnema hortensis</i> (GEOFFROY, 1785)           |  |                 | 1                    |              |            |
| Hemiptera                                 | Lygaeidae   | <i>Drymus brunneus</i> (R.F. SAHLBERG, 1848)                 | 2               |                      |              |            |
|   |   | <i>Drymus ryeii</i> (DOUGLAS & SCOTT, 1865)                  | 1               |                      |              |            |
|   | Rhyparochromidae  | <i>Eremocoris abietis</i> (LINNAEUS, 1758)                   | 4               | 5                    |              |            |
|   |   | <i>Eremocoris</i> sp.  | 1               |                      |              |            |
|   | <i>Taphropeltus contractus</i> (HERRICH-SCHÄFFER, 1835) | 1  |                 |                      |              |            |





## DIE AUTOREN

**Dr. Jörn Buse** leitet seit 2016 den Sachbereich Invertebraten und Biodiversität im Nationalpark Schwarzwald. Als Wissenschaftler bearbeitet er dort verschiedene

Organismengruppen im Rahmen des Monitorings der Waldentwicklung. Seine wissenschaftlichen Arbeiten beschäftigen sich mit naturschutzbiologischen Fragen einzelner Arten oder Gemeinschaften vor allem der Tothholzkäfer, Laufkäfer und Dungkäfer.

**Karl Hadulla** ist gelernter Schreiner, aktuell Heide- und Waldbegeher in der Wahner Heide und interessiert sich besonders für Tothholzkäfer. Sein Wissen darüber hat er auf vielen Exkursionen in Europa und Mittelasien vertieft und viele faunistische Neunachweise erbracht, die er auch regelmäßig publiziert.

**Volker Hartmann** ist Artenschutzreferent der SGD Nord, Referat 42 Naturschutz, Struktur- und Genehmigungsdirektion Nord in Koblenz. Er studierte Biologie und Landschaftsökologie in Münster.

**Dr. Hubert Höfer**, Leiter der Abteilung Biowissenschaften am Staatlichen Museum für Naturkunde Karlsruhe, arbeitet seit 1986 zu Taxonomie, Faunistik und Ökologie einheimischer und tropischer Spinnen und ist seit 2001 Kurator für Spinnentiere am Museum.

**Hans-Helmut Ludewig** studierte in Mainz Biologie und hat sich seither den Laufkäfern verschrieben. Neben naturschutzfachlichen Gutachten arbeitet er an der Faunistik dieser Gruppe in Rheinland-Pfalz mit.

**Dr. Thomas Wagner** lehrt als außerplanmäßiger Professor an der Universität in Koblenz. Der Zoologe mit breitem faunistischen Interesse leitet als langjähriger Vorsitzender der Arbeitsgemeinschaft Rheinischer Koleopterologen regelmäßig Gemeinschaftsexkursionen und Tagungen zur Erforschung der heimischen Käferfauna.

## Diskussion

Die Funde des Berg-Bartläufers *Leistus montanus* belegen die Bedeutung der untersuchten Lebensräume für das Vorkommen von Reliktarten. Die Käferart besiedelt keine nur wenige Jahrzehnte verfügbaren Halden, wie sie zum Beispiel in bewaldeten Steillagen nach Windwurf entstehen können. Sie kommt in der Regel nur in stabilen, offenen Halden mit einem Mindestangebot an Blockhaldenfläche im Umfeld vor (Buse et al. 2020). Die wenigen Vorkommen im Hunsrück sind hochgradig isolierte Populationen. Aus dem Ahrtal (1936) und von den Moselhängen (1909) liegen nur alte Nachweise vor, die seit dieser Zeit nicht mehr bestätigt werden konnten (Fritze & Hannig 2010). Die nächsten aktuellen Vorkommen befinden sich im Odenwald und im Nordschwarzwald. Somit kommt dem Erhalt der Vorkommen im Hunsrück eine hohe Bedeutung zu. Sie stellen die aktuell einzigen Nachweise von *L. montanus* in Rheinland-Pfalz dar.

Auch *Choleva lederiana*, die in Europa weit verbreitet ist, stellt ein kaltstenotopes Eiszeirelikt dar. Das Hauptverbreitungsgebiet liegt in Nordeuropa und bisher sind erst wenige Fundpunkte von den Britischen Inseln, dem Ural- und dem Altaigebirge bekannt (Schilthuizen 1990). In Mitteleuropa treten isolierte Populationen in der Schweiz, in Deutschland, Tschechien, Polen und der Slowakei auf. In Deutschland ist die Art nur von wenigen Fundorten im Fichtelgebirge (Fritze & Blick 2010), vor wenigen Jahren auf einer Blockschutthalde bei Gerolstein in der Eifel (Hadulla & Wagner 2016) und nun aktuell am Hellberg bei Kirn nachgewiesen worden.

Ebenfalls von besonderem Interesse ist der Fund von *Pterostichus negligens* am Hellberg. Dieses Kaltzeirelikt hat seinen Verbreitungsschwerpunkt im östlichen Mitteleuropa (Hohe Tatra, Sudeten) (Molenda 1996). Sie kommt aber auch in einigen deutschen Mittelgebirgen vor (Eifel, Harz, Thüringer Wald) und nun gelang auch der Nachweis im Hunsrück. Bei den deutschen Vorkommen handelt es sich um hochgradig isolierte Vorposten, für deren Erhalt Deutschland verantwortlich ist (Schmidt & Trautner 2016).

Unsere Ergebnisse zur Blockhaldenfauna des Hunsrücks können nur ein erster Schritt hin zu einer vollständigen Erfassung dieser spezialisierten Fauna sein. Weitere Untersuchungen dieser Lebensräume sollten durchgeführt werden. Vor allem am Haldenfuß und im Kluftsystem der Halden besitzen die Halden ein großes Potential für das Vorkommen von hochspezialisierten Arten, die als Indikatoren für den Zustand der Blockhalde interessant sind. So erbrachte beispielsweise eine Erfassung mit Subter-

ranfallen in der Blockhalde im Hundsbachtal (Eifel) wichtige Nachweise kaltstenothermer Käferarten, wie *Choleva lederiana* und *Leptusa simoni*, die den Standort als Refugium von Eiszeireliktarten kennzeichnen (Hadulla & Wagner 2016). Weiterhin sollten Gesiebe und Handaufsammlungen durchgeführt werden, um Vorkommen von Arten zu prüfen, die nur selten in Bodenfallen erfasst werden. Dies gilt insbesondere auch für Blockhalden-Spinnenarten, wie *Clubiona alpicola* Kulczyński, 1882, *Sittisax saxicola* (C.L. Koch, 1846), *Rugathodes bellicosus* (Simon, 1873), und *Theridion betteni* Wiehle, 1960 (Höfer et al. 2019). Für das Vorkommen von auf Blockhalden spezialisierten Arthropoden sind die mikroklimatischen Bedingungen auf, in und um die Halde wichtig. Zum Beispiel stellt ein Zuwachsen der Halden durch Erdeintrag und atmosphärische Deposition von Nährelementen und anschließender Verbuschung eine Bedrohung für die Bewohner der Haldenoberfläche dar. Daher wäre es wichtig zu beobachten, wie sich in Zukunft die Vegetation auf der Halde und im Umfeld entwickelt. Dies könnte mit einem Monitoring der Moose und Flechten verbunden werden.

## Danksagung

Wir danken Bernd Anell für die Installation und Leerung der Bodenfallen am Vorkastell. Für die Bestimmung der Cholevidae und Catopidae sei Manfred Jung herzlich gedankt. Benedikt Feldmann übernahm dankenswerterweise die Determination der Staphylinidae. Franziska Meyer (SMNK) bestimmte die Spinnen aus der Blockhalde Vorkastell. Helga Simon übernahm dankenswerterweise die Bestimmung der Wanzenbeifänge der Rosselhalde und von der Mörschieder Burr. Die Struktur- und Genehmigungsdirektion (SGD) Nord genehmigte freundlicherweise die Untersuchung der beiden Naturschutzgebiete Mörschieder Burr und Rosselhalde.



Abbildung 3: Vierpunktspringspinne (*Sitticus pubescens*), Foto: H. Höfer

## IM ÜBERBLICK

- > Blockhalden sind wenig untersuchte, nahezu unbeeinflusste Primärlebensräume mit besonderem Mikroklima
- > Ersterhebung ergab 29 Spinnen- und 40 Käferarten
- > Hochgradig isolierte Populationen bei den Käferarten *Leistus montanus*, *Pterostichus negligens* und *Choleva lederiana* sowie bei der Spinnenart *Acantholycosa norvegica sudetica*
- > Kleinräumig offene Halden werden stark durch die Fauna der angrenzenden Waldbereiche genutzt

## Zusammenfassung

Blockhalden sind ein seltener und zugleich extremer Lebensraum. Im Hunsrück und anderen Gebieten sind diese letzten Primärlebensräume nur unzureichend untersucht, obwohl sie hochgradig spezialisierte Arten beherbergen können. Wir haben vier Blockhalden im Rahmen einer ersten Erfassung mit Bodenfallen untersucht und dadurch Nachweise von seltenen Spinnen- und Käferarten erbringen können. Bei den Käfern waren dies *Choleva lederiana* (Cholevidae), *Pterostichus negligens* und *Leistus montanus* (beide Carabidae). Unter den Spinnen war *Acantholycosa norvegica sudetica* als spezialisierte Art auf zwei Halden vorhanden. Trotz der geringen Erfassungsintensität zeigen diese Arten bereits den hohen naturschutzfachlichen Wert der untersuchten Blockhaldenlebensräume an. Weitere Untersuchungen, vor allem im Inneren der Blockhalden, sind anzustreben.

## Quellen

- Blick, T., Buchholz, S., Kielhorn, K.-H. & C. Muster (2019):** Die Waldbindung der Spinnen (Araneae) Deutschlands. – BfN-Skripten 544: 26–56
- Blick, T., Finch, O.-D., Harms, K.H., Kiechle, J., Kielhorn, K.-H., Kreuels, M., Malten, A., Martin, D., Muster, C., Nährig, D., Platen, R., Rödel, I., Scheidler, M., Staudt, A., Stumpf, H. & D. Tolke (2016):** Rote Liste und Gesamtartenliste der Spinnen (Arachnida: Araneae) Deutschlands. – Naturschutz und Biologische Vielfalt 70 (4): 383–510
- Brunner, H., Friess, T., Borovsky, M., Komposch, C., Komposch, H., Öazar, R., Lechner, B., Mariani, O., Maurer, B., Pail, W., Schatz, I. & C. Stiegler (2013):** Kleintierfauna unterkühlter Blockhalden in den Ostalpen. – Naturschutz und Landschaftsplanung 45: 5-12
- Buse, J., Daume, N., Eckerter, T., Friesdorf, C., Fritze, M.-A., Höfer, H., Kastner, L., Kaus-Thiel, A., Ludewig, H.-H., Popa, F., Schlör, A. & C. Dreiser (2020):** New records of *Leistus montanus* Stephens, 1827 (Coleoptera: Carabidae) in Germany and a first insight into its habitat preference at local and landscape scale. – Angewandte Carabidologie 13: 67-74
- Fritze, M.-A. & T. Blick (2010):** Blockhalden im Fichtelgebirge. Fauna und Flora der letzten Urhabitats Oberfrankens. Abschlussbericht an den Naturpark Fichtelgebirge e.V. Eckersdorf, 125 S.
- Fritze, M.-A. & K. Hannig (2010):** Verbreitung und Ökologie von *Leistus montanus* Stephens, 1827 in Deutschland. – Angewandte Carabidologie 9: 39-50
- GAC – Gesellschaft für Angewandte Carabidologie (2009):** Lebensraumpräferenzen der Laufkäfer Deutschlands – Wissensbasierter Katalog, Gesellschaft für Angewandte Carabidologie.
- Gude, M. & R. Mäusbacher (1999):** Zur Genese von Blockhalden. – In: Möseler, B.-M. & R. Molenda (Hrsg.): Lebensraum Blockhalde. – Decheniana Beiheft 37: 5–11
- Hadulla, K. & T. Wagner (2016):** Zur Käferfauna (Coleoptera) der Blockhalden im Hundsbachtal bei Gerolstein. – Mitteilungen der Arbeitsgemeinschaft Rheinischer Koleopterologen 26: 11-25
- Höfer, H., Meyer, F., Bauer, T., Bayer, S., Harry, I. & L. Kastner (2019):** Überraschende Erstnachweise und neue Daten zu seltenen Spinnenarten (Arachnida: Araneae) aus Blockhalden in Baden-Württemberg. – Arachnologische Mitteilungen 58: 62–84
- Kastner, L., Meyer, F., Gebhardt, U., Buse, J. & H. Höfer (2018):** Die Blockhalden-Stachelwolfspinne *Acantholycosa norvegica sudetica* (L. Koch) (Araneae: Lycosidae) im Nordschwarzwald. – Carolea 76: 163-188
- Molenda, R. (1996):** Zoogeographische Bedeutung Kaltluft erzeugender Blockhalden im außeralpinen Mitteleuropa: Untersuchungen an Arthropoda, insbesondere Coleoptera. – Verhandlungen des naturwissenschaftlichen Vereins Hamburg (N.F.) 35: 5–93
- Schilthuizen, M. (1990):** A revision of *Choleva agilis* (Illiger, 1798) and related species (Coleoptera: Staphylinidae: Cholevidae). – Zoologische Mededelingen 64: 121–153
- Schmidt, J. & J. Trautner (2016):** Herausgehobene Verantwortlichkeit für den Schutz von Laufkäfervorkommen in Deutschland: Verbesserter Kenntnisstand und kritische Datenbewertung erfordern eine Revision der bisherigen Liste. – Angewandte Carabidologie 11: 31-57.
- Schmidt, J., Trautner, J. & G. Müller-Motzfeld (2016):** Rote Liste und Gesamtartenliste der Laufkäfer (Coleoptera: Carabidae) Deutschlands. 3. Fassung, Stand April 2015. – Naturschutz und Biologische Vielfalt 70(4): 139-204
- Szallies, A. & F. Ausmeier (2001):** Die Käferfauna von Kalkschutthalden – Eiszeit- und Warmzeit-Relikte der Schwäbischen Alb. – Mitteilungen des entomologischen Vereins Stuttgart 36: 67-73



**Abbildung 4:** Bunter Felsenstreuner (*Liocranum rupicola*) Weibchen, Foto: H. Höfer

# FELSSTANDORTE UND ROSSELHALDEN

... des Nationalparks Hunsrück-Hochwald als Hotspots  
der Diversität von Flechten und Moosen

Felsstandorte und Rosselhalden im Nationalpark Hunsrück-Hochwald repräsentieren Standorte, die seit der letzten Eiszeit waldfrei sind. Sie stellen daher ein Refugium für Flechten- und Moosarten dar (u. a. *Sphaerophorus globosus*, *Verrucaria hunsrueckensis*, *Anastrepta orcadensis*, *Lepidozia cupressina*), die entweder endemisch sind oder in Deutschland nur eine inselartige Verbreitung zeigen. Bei Kartierungen konnten insgesamt 75 Flechten und 49 Moose nachgewiesen werden. Es handelt sich um sehr trittempfindliche Pflanzengesellschaften. Um einen dauerhaften Schutz zu gewährleisten, ist ein Betretungsverbot der Standorte erforderlich.

## Einleitung

Der Nationalpark Hunsrück-Hochwald zeichnet sich neben den Hangbrüchern durch offene, fast vegetationsfreie Felsen und Quarzit-Blockhalden (Rosselhalden) aus. Die Rosselhalden besitzen eine nur sehr geringe Rohhumus-Auflage und sind am Rand mit dem sehr seltenen Karpatenbirken-Ebereschen-Blockwald (*Betula carpaticae* - Sorbetum *aucupariae*, Matzke 1990a) bestanden. Es handelt sich um Lebensräume, die seit der letzten Eiszeit waldfrei sind und damit eine ganz besondere Flora und Fauna beherbergen. Besonders felswohnende Flechten und Moose haben hier ein Refugium gefunden (vgl. Killmann & Fischer 2016, Killmann & Leh 2016). Gut ausgeprägte Vorkommen finden sich am Silberich, am Ringkopf, am Pfannenfels-Kopf, im NSG Rosselhalde sowie an der Mörschieder Burr. In Deutschland gibt es nur sehr wenige vergleichbare Standorte, so z. B. im Harz, in der Rhön und am Vogelsberg (Bohn 1981, Matzke 1990a).

und Moosen auf 30 Untersuchungsflächen durchgeführt. Hierbei handelte es sich um Bereiche, die aus einer Vielzahl möglicher Flächen zufällig ausgewählt wurden. Es handelte sich um folgende Lokalitäten: Bösclausfelsen, Friedrichskopf, Kahlenberg-Fraufels, Katzenloch, Keltischer Ringwall, Kirschweiler Festung, Kirschweiler-Idarbach, Krummkehr Felsen, Mannfelsen, Mörschieder Burr, Ostermanns Ruh, Sandkopf. Alle Probeflächen hatten eine Größe von 4 x 4 m. Darüber hinaus wurden weitere Felsstandorte, die eine besonders reichhaltige Flechten- und Moosvegetation aufweisen, gezielt ausgewählt und untersucht. Die Nomenklatur der Flechten folgt Wirth et al. (2013), die der Moose Hodgetts & Lockhart (2020). Die Bestimmung der Flechtenarten erfolgte überwiegend nach Wirth et al. (2013) sowie Purvis et al. (1992), die der Moose überwiegend nach Nebel & Philippi (2000).

## Ergebnisse

Die exponierten Felsstandorte und Rosselhalden des Nationalparks Hunsrück-Hochwald weisen eine extrem artreiche Vielfalt von Flechten und Moosen auf. Insgesamt konnten 75 Flechten- und 49 Moosarten nachgewiesen werden (vgl. Tab. 1, 2). Eine besonders hohe Diversität mit über 40 verschiedenen Flechten- und Moosarten weist die Rosselhalde Silberich im NSG Kirschweiler Festung auf. Hier befinden sich die einzigen Vorkommen von *Anastrepta orcadensis*, *Lasallia pustulata*, *Lepidozia cupressina*, *Ptilium crista-castrensis* und *Sphaerophorus globosus* im gesamten Nationalpark. Darüber wachsen auf den Karpatenbirken mehrere Exemplare der sehr seltenen Bluts-tröpfchenflechte *Mycoblastus sanguinarius*. Während der Kartierungsarbeiten in den Naturwaldreservaten konnte eine Flechtenart neu für die Wissenschaft beschrieben

## Material und Methoden

Die Felsstandorte und die Rosselhalden des Nationalparks Hunsrück-Hochwald wurden in den Jahren 2015 bis 2020 intensiv auf das Vorkommen von Flechten und Moosen untersucht. Im Auftrag der Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft (FAWF) in Trippstadt wurde 2015 in den Naturwaldreservaten Gottlob, Springenkopf und Ruppelstein ein Monitoring von Flechtenstandorten durchgeführt. Hierbei wurden auch kleinere Rosselhalden mit einer Probefläche von 2 x 2 m einbezogen. Im Jahr 2018 wurden im Auftrag der Zentralstelle der Forstverwaltung in Emmelshausen eine pflanzensoziologische Kartierung und ein Monitoring von Flechten

werden, *Verrucaria hunsrueckensis* (Thüs et al. 2018). Eine weitere, noch unbeschriebene *Verrucaria*-Art wird zurzeit wissenschaftlich untersucht.

### *Anastrepta orcadensis*

Das Lebermoos *Anastrepta orcadensis* (vgl. Abb. 2) ist typisch für Felsen und Blockhalden. Die Art kommt in Deutschland nur in den höheren Mittelgebirgen (Obersharz, Thüringer Wald, Westerkgebirge, Schwarzwald, Fichtelgebirge, Bayerischer Wald) und den Alpen vor (Meinunger & Schröder 2007a). Matzke (1990b) konnte sie erstmals auf wenigen Rosselhalden im Hunsrück-Hochwald nachweisen, z. B. am Pfannenfelskopf. Die Verfasser konnten die Art 2018 erstmals in einer nordexponierten Rosselhalde am Silberich in Spalten zwischen größeren Blöcken nachweisen. Nach der Roten Liste (Caspari et al. 2018) gilt *Anastrepta orcadensis* trotz ihrer Seltenheit bundesweit als ungefährdet.

### *Lasallia pustulata*

Die Pustelflechte *Lasallia pustulata* (vgl. Abb. 3) gehört zu der Gruppe der sogenannten Nabelflechten, da sie nur mit einer Stelle, dem Nabel, an der Unterlage festgewachsen ist. Der blättrige, relativ große Vegetationskörper besitzt zahlreiche Pusteln, die der Flechte den Namen gegeben haben. Im trockenen Zustand ist die graue Art spröde und zerbricht leicht. Daher ist sie aufgrund ihrer exponierten Lage auf großen Felsen am Silberich durch Wanderer und Erholungssuchende gefährdet (vgl. auch Killmann & Fischer 2003, Fischer & Killmann 2004).



#### DIE AUTOR\*INNEN

**Dr. Dorothee Killmann** ist wissenschaftliche Mitarbeiterin der Universität Koblenz-Landau am Campus Koblenz. Sie beschäftigt sich seit über 25 Jahren mit der Kartierung von Flechten und Moosen in Nordrhein-Westfalen und in Rheinland-Pfalz.

**Burkhard Leh** ist freier Mitarbeiter der AG Botanik und Biodiversitätsforschung am Campus in Koblenz. Er ist insbesondere für die technische Unterstützung der Vegetationsaufnahmen und Monitoring-Flächen verantwortlich.

**Prof. Dr. Eberhard Fischer** ist Lehrstuhlinhaber für Botanik der Universität Koblenz-Landau am Campus Koblenz. Moose, Flechten, Rotalgen, Farne und Blütenpflanzen in Mitteleuropa, aber auch in Ruanda, Madagaskar, Äthiopien, Kenia und Uganda stehen im Mittelpunkt seines Forschungsinteresses.

### *Lepidozia cupressina*

Dieses Lebermoos zeigt eine ausgesprochen ozeanische



Abbildung 3: *Lasallia pustulata*

Verbreitung. In Deutschland findet sie sich nur in Blockhalden oder Felspalten an wenigen Stellen im Nord-schwarzwald und im Hunsrück (Meinunger & Schröder 2007a). Dort wurde die Art erstmals von Matzke (1990b) am Silberich und Ringkopf nachgewiesen (vgl. Abb. 4). Gerade am Silberich haben sich die Bestände zwischen den Quarzit-Blöcken seit 1990 deutlich ausgebreitet. Dennoch muss die Art aufgrund ihrer insgesamt geringen Vorkommen als extrem selten (Kategorie R) eingestuft werden (Caspari et al. 2018).

### *Ptilium crista-castrensis*

Dieses säureliebende Laubmoos ist in Deutschland in höheren, niederschlagsreichen Gebieten im Süden sowie in der Rhön noch in größeren Beständen vertreten und ungefährdet. In den übrigen Gebieten wächst *Ptilium crista-castrensis* nur in kleinen, oft schon geschädigten Beständen und ist vor allem in Rheinland-Pfalz stark zurückgegangen (Meinunger & Schröder 2007b).



Abbildung 5: *Ptilium crista-castrensis*

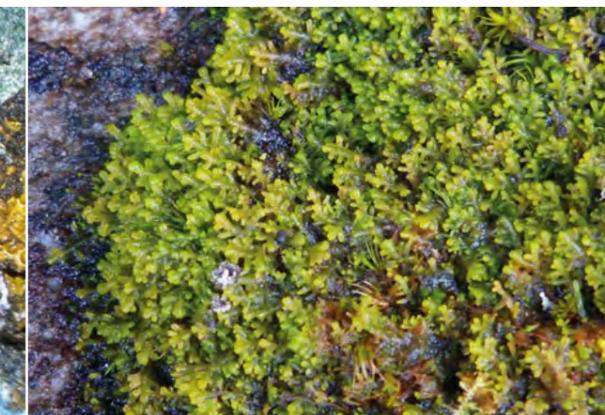


Abbildung 4: *Lepidozia cupressina*

In der Roten Liste Deutschlands wird die Art für die Vorwarnliste (V) aufgeführt (Caspari et al. 2018). Sie kommt am Südhang des Silberich in einem schattigen und luftfeuchten Blockschuttwald vor (vgl. Abb. 5).

### *Sphaerophorus globosus*

Eine besonders bemerkenswerte Flechte ist *Sphaerophorus globosus*, der Korallen-Kugelträger, der in Rheinland-Pfalz aktuell nur aus dem Hunsrück bekannt und vom Aussterben bedroht ist (vgl. John 1990, Düll 2002). Die Art ist ein Indikator für naturnahe Standorte in niederschlagsreichen Lagen. Auf den Rosselhalden des Nationalparks ist sie extrem selten und kommt nur am Silberich vor (vgl. Abb. 6), direkt in der Nähe einer Aussichtsbank am Saar-Hunsrück-Steig. Dadurch ist die Art durch Betreten besonders gefährdet (vgl. auch Aptroot et al. 2007, Killmann & Fischer 2003, Killmann 2006a, 2006b).

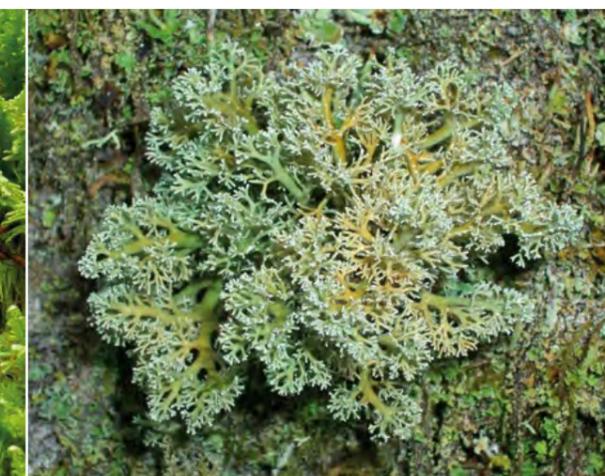


Abbildung 6: *Sphaerophorus globosus*



Abbildung 1: Rosselhalde Silberich im NSG Kirschweiler Festung

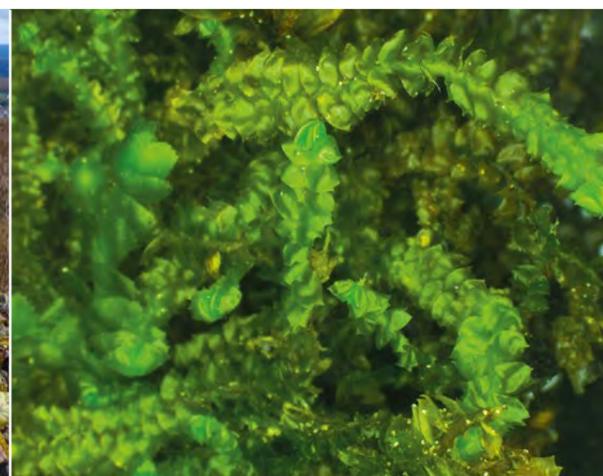


Abbildung 2: *Anastrepta orcadensis*

## Verrucaria hunsrueckensis

Die Hunsrück-Warzenflechte *Verrucaria hunsrueckensis* wurde 2015 bei Kartierungsarbeiten im Naturwaldreservat Ruppelstein entdeckt (Killmann 2018) und anschließend neu für die Wissenschaft beschrieben (Thüs et al. 2018). Die unscheinbare Krustenflechte wächst auf Quarzitgestein unter alten Rotbuchen und ist durch ihre langen, schmalen Sporen gekennzeichnet. Bisher ist die Art nur von der Typuslokalität bekannt (vgl. Abb. 7).

### Diskussion

Viele Flechten und Moose sind in ihrem Bestand gefährdet oder sogar vom Aussterben bedroht (vgl. Wirth et al. 2011). Aktuelle Wiederbesiedlungstendenzen epiphytischer Arten in ehemals kryptogamenfreie Gebiete können jedoch nicht über den dramatischen Rückgang bzw. das massenweise Aussterben einzelner Arten in den letzten Jahrzehnten hinwegtäuschen. Daher sind die kryptogamenreichen Gebiete generell schützenswert und vor allen schädlichen Einflüssen zu bewahren. Dies gilt auch für die im Nationalpark vorkommenden freistehenden Felsen und die Rosselhalden. Im Gegensatz zu abseits gelegenen und damit weniger gefährdeten Lokalitäten (z. B. Bösclausfelsen, Fraufelsen) sind exponierte Standorte in von Touristen stark frequentierten Bereichen (z. B. Rosselhalde Silberich, Mörschieder Burr, Keltischer Ringwall) potentiell gefährdet. So liegen viele Vorkommen von besonders gefährdeten Arten, wie z. B. *Sphaerophorus globosus* und *Lasallia pustulata*, direkt am Saar-Hunsrück-Steig in der Nähe von Ruhebänken. Daher ist es wichtig, ein generelles Betretungsverbot der freien Felsflächen und Rosselhalden auszusprechen (vgl. Killmann & Fischer 2003).

### Ausblick

Die Felsstandorte und Rosselhalden des Nationalparks Hunsrück-Hochwald haben sich als sehr artenreiche und schützenswerte Lebensräume erwiesen. Eine Fortführung der intensiven Kartierung ist für die nächsten Jahre vorgesehen. Dabei soll ein Schwerpunkt auf der Erfassung besonders bemerkenswerter Arten wie *Sphaerophorus globosus*, *Anastrepta orcadensis* und *Lepidozia cupressina* liegen.

### IM ÜBERBLICK

> Felsstandorte und Rosselhalden im Nationalpark sind sehr artenreich. Sie beherbergen inselartige Vorkommen von Habitatspezialisten und das bisher einzig bekannte Vorkommen der endemischen Hunsrück-Warzenflechte. Es handelt sich um extrem trittempfindliche Pflanzengesellschaften.

### Danksagung

Die Forschungsarbeiten zu Flechten und Moosen auf den Rosselhalden wurden von der Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft (FAWF) in Trippstadt sowie von Landesforsten Rheinland-Pfalz (Emmelshausen) finanziell unterstützt. Unser besonderer Dank geht an Dr. Patricia Balcar (FAWF) und Claus-Andreas Lessander (Landesforsten) für die konstruktive Zusammenarbeit und die Begleitung in die Probeflächen. Wir danken Dr. Harald Egidi, Dr. Andrea Kaus-Thiel und Jan Rommelfanger (Nationalparkamt Hunsrück-Hochwald) für ihr stetes Interesse an unseren Forschungen sowie für logistische Unterstützung. Die SGD Nord (Koblenz) sowie die FAWF in Trippstadt erteilten uns freundlicherweise die Ausnahmegenehmigung zur Betretung der Flächen in den Naturschutzgebieten und Naturwaldreservaten und zur Entnahme kleinerer Pflanzenproben.



Abbildung 7: *Verrucaria hunsrueckensis*

### Gesamtartenliste Flechten auf Felsen und Rosselhalden im Nationalpark Hunsrück-Hochwald 2020

Dorothee Killmann, Burkhard Leh & Eberhard Fischer

|    |                       |                        | Rote Liste BRD 2011 | Anhang V FFH |
|----|-----------------------|------------------------|---------------------|--------------|
| 1  | <i>Acarospora</i>     | <i>fuscata</i>         |                     |              |
| 2  | <i>Baeomyces</i>      | <i>rufus</i>           |                     |              |
| 3  | <i>Bryoria</i>        | <i>fuscescens</i>      |                     |              |
| 4  | <i>Buellia</i>        | <i>aethalea</i>        |                     |              |
| 5  | <i>Chrysothrix</i>    | <i>chlorina</i>        |                     |              |
| 6  | <i>Circinaria</i>     | <i>caesiocinerea</i>   |                     |              |
| 7  | <i>Cladonia</i>       | <i>arbuscula</i>       | 3                   | V            |
| 8  | <i>Cladonia</i>       | <i>coccifera</i>       |                     |              |
| 9  | <i>Cladonia</i>       | <i>coniocraea</i>      |                     |              |
| 10 | <i>Cladonia</i>       | <i>cornuta</i>         |                     |              |
| 11 | <i>Cladonia</i>       | <i>deformis</i>        | 3                   |              |
| 12 | <i>Cladonia</i>       | <i>digitata</i>        |                     |              |
| 13 | <i>Cladonia</i>       | <i>fimbriata</i>       |                     |              |
| 14 | <i>Cladonia</i>       | <i>floerkeana</i>      |                     |              |
| 15 | <i>Cladonia</i>       | <i>furcata</i>         |                     |              |
| 16 | <i>Cladonia</i>       | <i>glauca</i>          |                     |              |
| 17 | <i>Cladonia</i>       | <i>gracilis</i>        | 3                   |              |
| 18 | <i>Cladonia</i>       | <i>macilenta</i>       |                     |              |
| 19 | <i>Cladonia</i>       | <i>polydactyla</i>     |                     |              |
| 20 | <i>Cladonia</i>       | <i>portentosa</i>      |                     | V            |
| 21 | <i>Cladonia</i>       | <i>pyxidata</i>        |                     |              |
| 22 | <i>Cladonia</i>       | <i>ramulosa</i>        |                     |              |
| 23 | <i>Cladonia</i>       | <i>rangiferina</i>     | 2                   | V            |
| 24 | <i>Cladonia</i>       | <i>squamosa</i>        |                     |              |
| 25 | <i>Cladonia</i>       | <i>subulata</i>        |                     |              |
| 26 | <i>Cladonia</i>       | <i>uncialis</i>        | 3                   |              |
| 27 | <i>Cystocoleus</i>    | <i>ebeneus</i>         |                     |              |
| 28 | <i>Dendrographa</i>   | <i>latebrarum</i>      |                     |              |
| 29 | <i>Diploschistes</i>  | <i>scruposus</i>       |                     |              |
| 30 | <i>Hypogymnia</i>     | <i>farinacea</i>       | V                   |              |
| 31 | <i>Hypogymnia</i>     | <i>physodes</i>        |                     |              |
| 32 | <i>Lasallia</i>       | <i>pustulata</i>       | 3                   |              |
| 33 | <i>Lecanora</i>       | <i>orosthea</i>        |                     |              |
| 34 | <i>Lecanora</i>       | <i>polytropa</i>       |                     |              |
| 35 | <i>Lecanora</i>       | <i>swartzii</i>        |                     |              |
| 36 | <i>Lecidea</i>        | <i>fuscoatra</i>       |                     |              |
| 37 | <i>Lecidella</i>      | <i>lithophila</i>      |                     |              |
| 38 | <i>Lepraria</i>       | <i>caesioalba</i>      |                     |              |
| 39 | <i>Lepraria</i>       | <i>incana</i>          |                     |              |
| 40 | <i>Lepraria</i>       | <i>membranacea</i>     |                     |              |
| 41 | <i>Melanelixia</i>    | <i>fuliginosa</i>      |                     |              |
| 42 | <i>Montanelia</i>     | <i>disjuncta</i>       |                     |              |
| 43 | <i>Montanelia</i>     | <i>panniformis</i>     |                     |              |
| 44 | <i>Mycoblastus</i>    | <i>sanguinarius</i>    | 3                   |              |
| 45 | <i>Parmelia</i>       | <i>omphalodes</i>      |                     |              |
| 46 | <i>Parmelia</i>       | <i>saxatilis</i>       |                     |              |
| 47 | <i>Parmelia</i>       | <i>submontana</i>      | 3                   |              |
| 48 | <i>Parmelia</i>       | <i>sulcata</i>         |                     |              |
| 49 | <i>Peltigera</i>      | <i>praetextata</i>     |                     |              |
| 50 | <i>Pertusaria</i>     | <i>corallina</i>       |                     |              |
| 51 | <i>Placynthiella</i>  | <i>icmalea</i>         |                     |              |
| 52 | <i>Placynthiella</i>  | <i>oligotropha</i>     |                     |              |
| 53 | <i>Platismatia</i>    | <i>glauca</i>          |                     |              |
| 54 | <i>Porpidia</i>       | <i>crustulata</i>      |                     |              |
| 55 | <i>Porpidia</i>       | <i>macrocarpa</i>      |                     |              |
| 56 | <i>Porpidia</i>       | <i>soredizodes</i>     |                     |              |
| 57 | <i>Porpidia</i>       | <i>tuberculosa</i>     |                     |              |
| 58 | <i>Pseudevernia</i>   | <i>furfuracea</i>      |                     |              |
| 59 | <i>Pseudosagedia</i>  | <i>chlorotica</i>      |                     |              |
| 60 | <i>Psilolechia</i>    | <i>lucida</i>          |                     |              |
| 61 | <i>Rhizocarpon</i>    | <i>geographicum</i>    |                     |              |
| 62 | <i>Rhizocarpon</i>    | <i>lecanorinum</i>     |                     |              |
| 63 | <i>Rhizocarpon</i>    | <i>reductum</i>        |                     |              |
| 64 | <i>Sphaerophorus</i>  | <i>globosus</i>        |                     |              |
| 65 | <i>Trapelia</i>       | <i>placodioides</i>    |                     |              |
| 66 | <i>Trapeliopsis</i>   | <i>flexuosa</i>        |                     |              |
| 67 | <i>Trapeliopsis</i>   | <i>granulosa</i>       |                     |              |
| 68 | <i>Trapeliopsis</i>   | <i>pseudogranulosa</i> |                     |              |
| 69 | <i>Umbilicaria</i>    | <i>hirsuta</i>         |                     |              |
| 70 | <i>Umbilicaria</i>    | <i>polyphylla</i>      | 3                   |              |
| 71 | <i>Verrucaria</i>     | <i>hunsrueckensis</i>  | neue Art 2018       |              |
| 72 | <i>Verrucaria</i>     | <i>spec.</i>           | neue Art 2021       |              |
| 73 | <i>Xanthoparmelia</i> | <i>conspersa</i>       |                     |              |
| 74 | <i>Xanthoparmelia</i> | <i>stenophylla</i>     |                     |              |
| 75 | <i>Xanthoparmelia</i> | <i>verruculifera</i>   |                     |              |

## Gesamtartenliste der Moose auf Felsen und Rosselhdalen im Nationalpark Hunsrück-Hochwald 2020

Dorothee Killmann, Burkhard Leh &amp; Eberhard Fischer

|    |                        |                          | Rote Liste BRD 2011 | Anhang V FFH |
|----|------------------------|--------------------------|---------------------|--------------|
| 1  | <i>Anastrepta</i>      | <i>orcadensis</i>        |                     |              |
| 2  | <i>Antitricha</i>      | <i>curtipendula</i>      | 3                   |              |
| 3  | <i>Barbilophozia</i>   | <i>barbata</i>           |                     |              |
| 4  | <i>Bazzania</i>        | <i>trilobata</i>         |                     |              |
| 5  | <i>Brachythecium</i>   | <i>rutabulum</i>         |                     |              |
| 6  | <i>Campylopus</i>      | <i>flexuosus</i>         |                     |              |
| 7  | <i>Campylopus</i>      | <i>introflexus</i>       |                     |              |
| 8  | <i>Cephaloziella</i>   | <i>divaricata</i>        |                     |              |
| 9  | <i>Ceratodon</i>       | <i>purpureus</i>         |                     |              |
| 10 | <i>Dicranella</i>      | <i>heteromalla</i>       |                     |              |
| 11 | <i>Dicranoweisia</i>   | <i>cirrata</i>           |                     |              |
| 12 | <i>Dicranum</i>        | <i>scoparium</i>         |                     |              |
| 13 | <i>Frullania</i>       | <i>dilatata</i>          |                     |              |
| 14 | <i>Frullania</i>       | <i>tamarisci</i>         |                     |              |
| 15 | <i>Hylocomium</i>      | <i>splendens</i>         |                     |              |
| 16 | <i>Hypnum</i>          | <i>cupressiforme</i>     |                     |              |
| 17 | <i>Isothecium</i>      | <i>alopecuroides</i>     |                     |              |
| 18 | <i>Isothecium</i>      | <i>mysuroides</i>        |                     |              |
| 19 | <i>Lepidozia</i>       | <i>cupressina</i>        | R                   |              |
| 20 | <i>Leucobryum</i>      | <i>glaucum</i>           |                     | V            |
| 21 | <i>Lophocolea</i>      | <i>bidentata</i>         |                     |              |
| 22 | <i>Lophocolea</i>      | <i>heterophylla</i>      |                     |              |
| 23 | <i>Lophozia</i>        | <i>ventricosa</i>        |                     |              |
| 24 | <i>Metzgeria</i>       | <i>furcata</i>           |                     |              |
| 26 | <i>Mnium</i>           | <i>hornum</i>            |                     |              |
| 27 | <i>Neoorthocaulis</i>  | <i>attenuatus</i>        |                     |              |
| 28 | <i>Orthotrichum</i>    | <i>affine</i>            |                     |              |
| 29 | <i>Orthotrichum</i>    | <i>patens</i>            |                     |              |
| 30 | <i>Paraleucobryum</i>  | <i>longifolium</i>       |                     |              |
| 31 | <i>Plagiochila</i>     | <i>porelloides</i>       |                     |              |
| 25 | <i>Plagiomnium</i>     | <i>affine</i>            |                     |              |
| 32 | <i>Plagiothecium</i>   | <i>denticulatum</i>      |                     |              |
| 33 | <i>Plagiothecium</i>   | <i>laetum</i>            |                     |              |
| 34 | <i>Pleurozium</i>      | <i>schreberi</i>         |                     |              |
| 35 | <i>Pohlia</i>          | <i>nutans</i>            |                     |              |
| 36 | <i>Polytrichum</i>     | <i>formosum</i>          |                     |              |
| 37 | <i>Polytrichum</i>     | <i>juniperinum</i>       |                     |              |
| 38 | <i>Polytrichum</i>     | <i>piliferum</i>         |                     |              |
| 39 | <i>Polytrichum</i>     | <i>strictum</i>          |                     |              |
| 40 | <i>Ptilidium</i>       | <i>pulcherrimum</i>      |                     |              |
| 41 | <i>Ptilium</i>         | <i>crista-castrensis</i> | V                   |              |
| 42 | <i>Racomitrium</i>     | <i>elongatum</i>         |                     |              |
| 43 | <i>Racomitrium</i>     | <i>heterostichum</i>     |                     |              |
| 44 | <i>Racomitrium</i>     | <i>lanuginosum</i>       |                     |              |
| 45 | <i>Rhytidiadelphus</i> | <i>loreus</i>            |                     |              |
| 47 | <i>Sphagnum</i>        | <i>quinquefarium</i>     |                     |              |
| 46 | <i>Sphenolobus</i>     | <i>minutus</i>           |                     |              |
| 48 | <i>Tetraphis</i>       | <i>pellucida</i>         |                     |              |
| 49 | <i>Thuidium</i>        | <i>tamariscinum</i>      |                     |              |

## Quellen

- Aptroot, A., Claßen, T., Düll, R., Killmann, D., Solga, A., Pardey, A. & Wegner, A. (2007):** Moose und Flechten im Nationalpark Eifel. Die unscheinbaren Überlebenskünstler. Schriftenreihe zum Nationalpark Eifel 2, 1-144.
- Bohn, U. (1981):** Vegetationskarte der Bundesrepublik Deutschland 1: 200 000, Potentielle natürliche Vegetation, Blatt CC 5518 Fulda. - Schriftenreihe für Vegetationskunde (Bonn-Bad Godesberg) 15, 330 S. + Anhang.
- Caspari, C., Dürhammer, O., Sauer, M. & Schmidt, C. (2018):** Rote Liste und Gesamtartenliste der Moose (Anthocerotophyta, Marchantiophyta und Bryophyta) Deutschlands. 2. Fassung, Stand 7. Mai 2018. Naturschutz und Biologische Vielfalt 70 (7), 361-489. Bundesamt für Naturschutz.
- Düll, R. (2002):** Neufunde und Bestätigungen von Flechten der Eifel (Rheinland, Deutschland). - Decheniana 155, 13-25.
- Fischer, E. & Killmann, D. (2004):** Diversität der Flechtenflora in Westerwald, Lahntal und angrenzenden Gebieten. Beih. Fauna Flora Rheinland-Pfalz 29, 1-145.
- Hodgetts, N. & Lockhart, N. (2020):** Checklist and country-status of European bryophytes – Update 2020. Irish Wildlife Manuals 123, 1-214.
- John, V. (1990):** Atlas der Flechten in Rheinland-Pfalz. - Beiträge zur Landespflege Rheinland-Pfalz 13 (1), 1-276, 13 (2), 1-272.
- Killmann, D. (2006a):** Bemerkenswerte Flechtenfunde aus dem Nationalpark Eifel, Nordrhein-Westfalen - Remarkable records of lichens from the Eifel National Park, Northrhine-Westfalia. Decheniana 159, 95-99.
- Killmann, D. (2006b):** Grüne Bärte und kleine Stecknadeln – die Flechten. In: Förderverein Nationalpark Eifel (Hrsg.): Tier- und Pflanzenwelt im Nationalpark Eifel. Ein Begleiter durch Wald, Wasser und Wildnis. Schriftenreihe zum Nationalpark Eifel 1, 124-128.
- Killmann, D. (2018):** Flechten der Naturwaldreservate Gottlob, Springenkopf und Ruppelstein im Nationalpark Hunsrück-Hochwald. In: Biodiversität in Buchenwald-Naturwaldreservaten. 30 Jahre nutzungsfreie Waldentwicklung. Zentralstelle der Forstverwaltung, Trippstadt.
- Killmann, D. & Fischer, E. (2003):** Exponierte Felsstandorte in Westerwald und Lahntal als Refugien seltener und gefährdeter Flechtenarten. Hessische Floristische Briefe 52 (4), 77-86.
- Killmann, D. & Fischer, E. (2016):** Überlebenskünstler auf schroffem Fels. Die Flechten der Rosselhdalen des Nationalparks Hunsrück-Hochwald. Umweltjournal 59, 38-40.
- Killmann, D. & Leh, B. (2016):** Artenvielfalt und Monitoring von Flechten im Nationalpark Hunsrück-Hochwald. Diversity and monitoring of lichens in the Hunsrück-Hochwald National Park. Decheniana 169, 18-34.
- Matzke, G. (1990a):** Der Karpatenbirken-Ebereschen-Blockwald — auch im Rheinischen Schiefergebirge. Decheniana 143, 160-172.
- Matzke, G. (1990b):** *Anastrepta orcadensis* (Hook.) Schiffn. und *Lepidozia cupressina* (Sw.) Lindenb. (Hepaticae), zwei neue Lebermoose für Rheinland-Pfalz. Decheniana 143, 216-218.
- Meinunger, L. & Schröder, W. (2007a):** Verbreitungsatlas der Moose Deutschlands Band 1. – Regensburgische Botanische Gesellschaft, Regensburg, 636 S.
- Meinunger, L. & Schröder, W. (2007b):** Verbreitungsatlas der Moose Deutschlands Band 3. – Regensburgische Botanische Gesellschaft, Regensburg, 709 S.
- Nebel, M. & Philippi, G. (2000) (Hrsg.):** Die Moose Baden-Württembergs. Band 1, 2, 3. Eugen Ulmer, Stuttgart.
- Purvis, O.W., Coppins, B.J., Hawksworth, D.L., James, P.W., Moore, D.M. (Eds.) (1992):** The lichen flora of Great Britain and Ireland. Natural History Museum Publication, 1-710. London.
- Thüs, H., Killmann, D., Leh, B. & Fischer, E. (2018):** *Verrucaria hunsrueckensis* (Verrucariaceae, lichenized Ascomycota), a new rare species with exceptionally slender ascospores from Germany. Phytotaxa 345 (1), 26-34.
- Wirth, V., Hauck, M., von Brackel, W., Cezanne, R., de Bruyn, U., Dürhammer, O., Eichler, M., Gnüchtel, A., John, V., Litterski, B., Otte, V., Schiefelbein, U., Scholz, P., Schultz, M., Stordeur, R., Feuerer, T., Heinrich, D. (2011):** Rote Liste und Artenverzeichnis der Flechten und flechtenbewohnenden Pilze Deutschlands. - Naturschutz und Biologische Vielfalt 70 (6), 7-122.
- Wirth, V., Hauck, M & Schultz, M. (2013):** Die Flechten Deutschlands. Band 1 und Band 2, Ulmer-Verlag. 1244 S.