

CHRISTINE MILLER, Rottach-Egern

Zielsetzung und Umsetzung des Projektes BioWild in der Dübener Heide – eine kritische Analyse

Schlagworte: Biodiversität, Waldfunktionen, Schalenwild, Rotwild, Wildtiermanagement, Waldentwicklung, Weisergatter, Pflanzenfresser, Waldverjüngung

1. Einleitung

Am 7. Dezember 2015 fand in Arnsberg die Auftaktveranstaltung für das Projekt „Biodiversität und Schalenwildmanagement in Wirtschaftswäldern“, kurz „BioWild Projekt“ genannt) statt. Projektträger ist die ANW Deutschland e.V., deren Vorsitzender Hans von der Goltz auch als Projektleiter fungiert. Neben dem Gesamtverband der Deutschen Versicherungswirtschaft e.V. (GDV) sind weitere Verbundpartner für den Bereich Forschung drei forstliche Forschungsinstitute: Die Abt. Waldbau und Waldökologie an der Universität Göttingen, Leitung Prof. Dr. Christian Ammer und Dr. Torsten Vor, die Professur für Forstschutz an der TU Dresden, Leitung Prof. Dr. Michael Müller sowie das Fachgebiet für Waldinventur an der TU München, Prof. Dr. Thomas Knoke. Das Projekt wird vom Bundesamt für Naturschutz (BfN) mit Mitteln des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit mit einem Gesamtvolumen von 2,47 Mio € gefördert, davon stammen 1,89 Mio € aus der öffentlichen Hand, die in Form der am Projekt beteiligten Forstverwaltungen auch einen Teil der Restsumme finanziert. Das Projekt soll bis Ende 2021 abgeschlossen sein.

Die Fördermittel des Bundesumweltministeriums stammen aus dem „Bundesprogramm Biologische Vielfalt“, aus dem beispielhafte und wegweisende Projekte von bundesweiter Bedeutung gefördert werden sollen (JESSEL 2015). Die praktische Durchführung des Projektes erfolgt in fünf Pilotregionen in den Bundesländern Thüringen, Sachsen-Anhalt, Baden-Württemberg, Saarland und Nordrhein-Westfalen. Der Vorstand der Rotwild Hegegemeinschaft Dübener Heide (RHG-DH), als Vertreterin der Reviernachbarn zum Projektgebiet in Sachsen-Anhalt beauftragte die Autorin mit einer gutachterlichen Stellungnahme zur Durchführung des Projektes in diesem Bundesland. Dabei sollten vor allem die Zielsetzung des Gesamtprojektes, die Erreichbarkeit der formulierten Ziele, die praktische Umsetzung im Projektgebiet Dübener Heide und die Auswirkungen auf die beteiligten bzw. benachbarten Reviere geprüft und diskutiert werden.

2. Methoden

Um eine Aussage über mögliche Schwächen im Ansatz und in der Durchführung zu treffen und aktuelle wie potentielle Auswirkungen auf

beteiligte und unmittelbar benachbarte Grundbesitzer und Jagdverantwortliche abzuschätzen wurde wie folgt vorgegangen.

In zwei Ortsbegängen wurde 2016 mit Vertretern der Rotwild Hegegemeinschaft das Projektgebiet besucht und vor allem gezäunte Weiserflächen im Kern- und Randbereich des Projektgebietes begutachtet. Eine Führung zu Standorten mit unterschiedlicher Bestockung und Verjüngungssituation ermöglichte in Kombination mit dem Studium entsprechenden Kartenmaterials einen Überblick über das Projektgebiet sowie die Durchführung der Datenerhebung im Projektgebiet zu gewinnen.

Ergänzt wurde die Aufnahmen im Gebiet mit der Auswertung des auf der offiziellen Webseite des Projektes (www.biowildprojekt.de) veröffentlichten Materials zu Hintergründen und Ablauf des Projektes und den Handreichungen aus verschiedenen Informationsveranstaltungen. Auch die von den Projektbeteiligten in verschiedenen Veröffentlichungen und Präsentationen zitierten Quellen wurde einer erneuten Prüfung hinsichtlich der davon abgeleiteten Schlussfolgerungen unterzogen und im Licht der aktuellen Forschung auf den Gebieten Forstwissenschaft, Ökologie und Biologie bewertet. Und schließlich wurden die rechtlichen Rahmenbedingungen der Projektumsetzung, vor allem im Hinblick auf das Schalenwild-Managements durch Quellenstudium der entspre-

chenden Gesetze und einschlägiger Kommentare und Veröffentlichungen bearbeitet.

Neben Mitglieder der Rotwild Hegegemeinschaft Dübener Heide wurden der Leiter des Betreuungsförstamtes Dessau sowie die jeweils betreuenden Wissenschaftler der Universitäten Göttingen und Dresden über den Stand des bisherigen Vorgehens und über Veränderungen im Wildtiermanagement befragt.

3. Untersuchungsgebiet

Das Projekt BioWild wird in fünf Projektgebieten mit zusammen einer Fläche von etwa 20 000 ha in den Bundesländern Baden-Württemberg, Thüringen, Saarland, Nordrhein-Westfalen und Sachsen-Anhalt durchgeführt.

Von der Fläche des gesamten Projektgebietes liegen etwa 7 400 ha in Sachsen-Anhalt (nach Angaben von Vor, per mail vom 27.1.2017), bzw. 8 000 ha (nach Angaben von Michael Weninger, Projektverantwortlicher am Betreuungsförstamt Dessau, per mail, 13.1.2017) im Gebiet der Dübener Heide. Davon sind ca. 5.000 ha Landeswald. Die dort im Zentralprojektgebiet laut Projektbeschreibung stockenden Kiefernwälder mit ausgedehnten Grasflächen können sich durch die dort vorkommenden hohen Schalenwildbestände von Reh- und Rotwild nicht natürlich verjüngen.

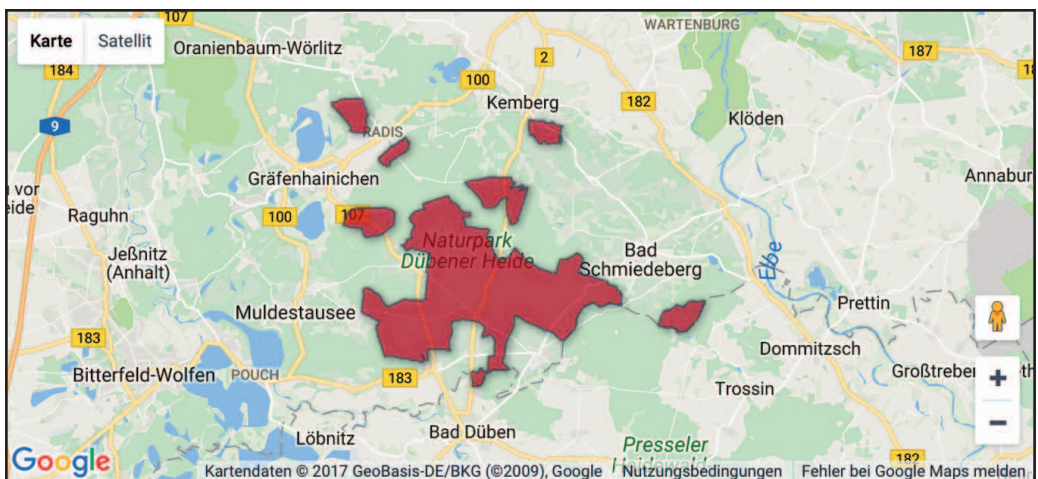


Abb. 1 Flächen des Projektgebietes (rot) in Sachsen-Anhalt, Stand 2016

Die Dübener Heide ist eines der größten zusammenhängenden Waldgebiete Mitteleuropas und lag über Jahrzehnte im unmittelbaren Einflussgebiet des Braunkohle-Tagebaus und des mitteldeutschen Chemiedreiecks zwischen Bitterfeld, Halle und Leipzig. Die Emissionen dieser Zeit haben Spuren in Boden und Pflanzendecke hinterlassen. Etwa 18 Millionen Tonnen Flugasche und 12 Millionen Tonnen Schwefel wurden zwischen 1950 und 1990 in dem Gebiet freigesetzt. Die Dübener Heide liegt in unmittelbarer Leelage zu den ehemaligen Chemiebetrieben von Wolfen und Bitterfeld. Die Folgen der intensiven Umweltbelastung wurden von 2005 bis 2009 im Rahmen des Forschungsprojekts „ENFORCHANGE – Entwicklung von Waldbaustrategien unter Berücksichtigung sich ändernder Umweltbelastungen“ untersucht und vom Bundesministerium für Bildung und Forschung gefördert (MÖHRING 2009). Die Tagebaugruben sind heute rekultiviert und größtenteils in eine Seenlandschaft umgewandelt. Die im Projektgebiet grundsätzlich auf Teilflächen vorkommenden Wildarten sind: Rotwild, Damwild, Rehwild und Schwarzwild. Damwild kommt jedoch nur im Pabstwald bei Radis vor und wird deshalb nicht weiter berücksichtigt.

Forstwirtschaftliche Ausgangslage

Dauerbeobachtungsflächen, die zum Teil seit den 1960er Jahren untersucht wurden, erlauben heute die Waldentwicklung auf verschiedenen Standorten der Dübener Heide nachzuvollziehen. Vor allem die Veränderungen in der Bodenchemie standen dabei im Fokus des Interesses.

Standortskundliche Voraussetzungen

Der Braunkohletagebau begann im Umfeld der Dübener Heide bereits in der Mitte des 19. Jahrhunderts. Die Absenkung des Grundwasserspiegels in der Region veränderte zusammen mit dem Ausstoß schwefelhaltiger Gase die Böden im Umfeld. Chemiebetriebe nutzten die günstige Energieversorgung und siedelten sich in der Folge ebenfalls im Raum Bitterfeld an. Bereits in den 1930er Jahren werden Haldengelände großflächig wieder aufgeforstet. Vor allem chloridhaltige Emissionen der Chemischen

Betriebe zusammen mit der schwefelhaltigen Flugasche führten zu sichtbaren Schäden an den standortstypischen Kiefernbeständen. Dies ist sichtbar an Zuwachsverlusten, teilweise stark verlichteten Beständen und dichter Bodenbedeckung durch Waldreitgras. Ab 1967 wurde großflächig mit Stickstoffdüngung aus der Luft (mittels Befliegung) versucht, die Versauerung der Böden zu stoppen. Dieser Eintrag von bis zu 120 kg Nährstoff pro Hektar führte zu einer nachhaltigen Hebung der Boden pH-Werte und einer zum Teil sehr hohen Basensättigung im Humus (BENDIX 2009). Nach wie vor liegt in den Böden der Dübener Heide durch diese Eingriffe und die Ausgangssituation der vorherrschenden sandigen Böden mit hohem Lehmannteil eine überdurchschnittliche Nährstoffversorgung vor, die auch anspruchsvolle Baumarten positiv beeinflusst. Eine Schädigung der Böden durch Schwermetalle, typische „Flugasche-Böden“ sind nur noch in unmittelbarer Umgebung der ehemaligen Emittenten nachweisbar (MAKESCHIN et al. 2009).

Waldbauliche Voraussetzungen

Bereits seit dem 16. Jahrhundert dominieren Kiefern die Wälder in der Dübener Heide, gemischt mit verschiedenen Laubbaumarten wie Buche, Eiche oder Birke. Zu Zeiten der starken Luftimmissionen wurden mit weiteren Baumarten, z. B. Schwarzkiefer, Weymouthskiefer, Lärche oder Robinie experimentiert. Dem Umbau der vorherrschenden Kiefern-Mischwälder sind jedoch durch die prognostizierten Klimaveränderungen enge Grenzen gesetzt. Nach allen Klimamodellen wird in Mitteldeutschland der Sommer wärmer aber vor allem trockener werden, ohne dass die verringerten Niederschläge im Winter kompensiert werden können. Trotz hoher Nährstoffversorgung wird dies für viele anspruchsvollen Baumarten zu Begrenzungen des Vorkommensgebietes führen. EISENHÄUER und SONNEMANN (2009), gehen deshalb davon aus, dass die Zahl der in der Dübener Heide als standortsgerecht einzustufenden heimischen Baumarten künftig geringer sein wird als heute. Vor allem buchen-dominierte Wälder werden sich nur in Gebieten mit Grundwasseranschluss halten können. Die Autoren der ENFORCHANGE Studie dazu: „Welches

waldbauliche Entwicklungsziel auf welchem Standort tatsächlich anzustreben ist, steht zum jetzigen Standpunkt nur bedingt fest“ (EISENHAUER und SONNEMANN 2009). Die Autoren fordern jeweils periodische Anpassungen von Waldentwicklungszielen und entsprechender waldbaulicher Behandlung. Sicher werden strukturierte Kiefern-Mischwälder die nächsten

Waldgenerationen dominieren. Das Fazit von FÜRST et al. (2009): „Die Wälder der Dübener Heide sind fit für die Zukunft. Eine nachhaltige und zukunftsfähige Bewirtschaftung ... erfordert Prozesswissen und Prozessdenken.“

Die Abbildungen 2 bis 8 wurden im Juni, bzw. November 2016 aufgenommen und geben einen Überblick über die im Projektgebiet vorkom-



Abb. 2 Aufkommende Naturverjüngung von Buche, Fichte, Kiefer (Abt. 1121) (Foto: CM)



Abb. 5 Naturverjüngung ohne Zaun (Abt. 1121 d2) (Foto CM)



Abb. 3 Aufkommende Naturverjüngung ohne Zaun (Abt. 1133) (Foto CM)



Abb. 6 Naturverjüngung ohne Zaun (Abt. 1089b (2)) (Foto CM)



Abb. 4 Buchen und Douglasien Voranbau unter Kiefer; ohne Zaun (Abt. 5108a3) (Foto CM)



Abb. 7 Naturverjüngung ohne Zaun (Abt. 1128c) (Foto CM)



Abb. 8 a und b Verjüngung durch Voranbau RBu und Dougl (a) ungezäunt, b Detailaufnahme (Foto CM)

menden Waldstrukturen. Sie entsprechen kaum den in der Projektbeschreibung angegebenen „typischen“ reinen Kiefernbeständen, sondern zeigen in ihrem Oberbestand etwa 45 % Laubholz und 55 % Nadelwald. Dies wird sich in den kommenden 10-15 Jahren durch den hohen Laubholz-Unterstand (Bu, Ei, Nv) zu einem Verhältnis 60 % Laubholz und 40 % Nadelholz entwickeln. Diese Zusammensetzung entspricht den Waldentwicklungszielen, die im Projekt ENFORCHANGE als klimastabil beschrieben werden (60 % Laubholz, 40 % Kiefer).

Während in der Projektbeschreibung auf der Projekt-Webseite dieses Gebiet vor allem als „von Kiefern dominiertes Waldgebiet“ beschrieben wird, umfassen die Projektflächen dort nach Schätzung der Projektausführenden Vor etwa 1000 ha reine Kiefernbestände (VOR, per mail vom 27.1.2017), während Weninger davon ausgeht, dass es sich bei den Projektflächen um „85 % Kiefern-Bestände auf mittleren und schwächeren Standorten“ handelt. Hinzu kommen ca. 1000 ha Buchenbestände im FFH-Gebiet. (WENINGER, per mail, 13.1.2017). Der „Waldumbau“ soll laut Projektbeschreibung vor allem auf mittleren Standorten und auf „Gebieten mit flächig ausgeprägten Grasdecken aus Land-Reitgras“ erfolgen. Als Projektflächen wurden jedoch verschiedene Varianten von Altbeständen ausgewählt, die jeweils eine hohe Verjüngungswahrscheinlichkeit aufweisen (VOR, per mail vom 27.1.2017).

Zudem sind die Zielvorgaben „reine Laubmischwälder“, die in den Präsentationen der Projektverantwortlichen gezeigt wurden, auf den Flächen des Projektgebietes im Hinblick

auf Veränderungen durch den Klimawandel nicht umsetzbar.

Die bisherige waldbauliche Entwicklung wird durch die beabsichtigten Eingriffe des Projektes BioWild vermutlich verschlechtert im Hinblick auf Stabilität und Klimatauglichkeit der Waldbestände.

4. Ergebnisse

Zur Beurteilung des Forschungsansatzes und der Umsetzung des BioWild Projektes wurden im Detail drei Bereiche untersucht: a) die formulierten Projektziele und daraus abgeleiteten Fragestellungen, b) die Umsetzung der Weiserflächen-Versuche im Projektgebiet, und c) die Umsetzung des Schalenwild-Managements im Projektgebiet.

a) Projektziele und Fragestellungen

Die Zielsetzung des Gesamtprojektes wird in verschiedenen Veröffentlichungen und bei verschiedenen Anlässen folgendermaßen dargestellt. So sollen einerseits im Rahmen des BioWild-Projekts die Folgen eines veränderten Schalenwild-Managements auf die Vegetationsentwicklung in Wirtschaftswäldern untersucht werden und als Ergebnis „auf die ökonomischen und ökologischen Vorzüge artenreicher und stabiler Mischwälder hingewiesen werden“ (SCHNEIDER et al. 2017).

In seiner Gesamtheit soll das Projekt dazu beitragen verlässliche wissenschaftliche Daten zur Beschreibung der bodennahen, holzigen

Waldvegetation und einem aktuell dort lebenden Schalenwildbestand erheben und damit das „Gleichgewicht zwischen natürlicher Waldverjüngung und Schalenwildeinfluss unter sehr unterschiedlichen Rahmenbedingungen definiert werden“ (biowildprojekt.de/uber-uns/das-biowild-projekt). Und schließlich soll mit Hilfe der zu erwartenden Projektergebnisse gezeigt werden, „welche unmittelbaren bzw. langfristigen ökologischen und ökonomischen Konsequenzen die jeweiligen waldbaulichen oder jagdlichen Entscheidungen haben (biowildprojekt.de/uber-uns/das-biowild-projekt). In einer Zwischenbilanz wird das Projektziel wiederum so formuliert: Durch das BioWild-Projekt „... wird der Zustand der Vegetation mit und ohne Schalenwildeinfluss objektiv erfasst. Auf dieser Grundlage entscheidet der Waldeigentümer, welchen Wald er haben möchte.“ (SCHNEIDER und VON DER GOLTZ 2017).

Als übergeordnete Projektziele wurden bei der Auftaktveranstaltung sowie in der offiziellen Projektdarstellung genannt (biowildprojekt.de//ueber-uns/unsere-philosophie, Handreichung zur Auftaktveranstaltung):

1. Objektive Erfassung einer örtlichen Wald-Wild-Situation anhand des Zustands der Vegetation
2. Bewertung unterschiedlicher Biodiversität bei sich ändernden Schalenwildbeständen
3. Anpassung rechtlicher Regelungen, damit Grundbesitzer ihre waldbaulichen Ziele ohne jagdgesetzliche Einschränkungen erreichen können und
4. Sensibilisierung und Bewusstseinsbildung der Öffentlichkeit für die jeweiligen Ziele der Grundbesitzer

In der Einladung zur Auftaktveranstaltung am 7. 12.2015 vom 22. Oktober 2016 (gemeint ist wahrscheinlich 2015) wird das Projektziel als zweistufige Vorgehensweise dargestellt:

Es wird „zunächst untersucht, ob die vorhandenen Wildbestände eine gemischte natürliche Verjüngung des Waldes und eine natürliche Artenzusammensetzung der krautigen Vegetation (Biodiversität) zulassen. In dem Projekt wird zudem geprüft, inwieweit sich durch Änderung jagdlicher Strategien nicht intakte Verhältnisse verbessern lassen.“

Die Ziele der von den jeweiligen forstwissenschaftlichen Fachbereichen betreuten Teilprojekte werden wie folgt beschrieben:

Teilprojekt:

Einfluss unterschiedlicher Wildbestände auf die Vegetation und den Aufbau klimastabiler Wälder“ (Prof. AMMER und Dr. VOR)

- Analyse des Verjüngungspotentials
- Monitoring der Vegetationsentwicklung unter Schalenwildeinfluss als Basis für Betrachtungen zu Ökosystemdienstleistungen und Auswirkungen auf die Biodiversität
- Klärung des Zusammenhangs zwischen Vegetationsentwicklung und Änderung des Jagdregimes sowie wildbiologische Kenngrößen.

Teilprojekt:

„Inventur und Bewertung: Ökonomische Evaluation, Inventurverfahren, Risikoanalysen“ (Prof. KNOKE):

- Verbesserte Quantifizierung des Wildeinflusses
- Ableitung der Konsequenzen des Wildeinflusses für Ertragsfunktion, Ökosystemleistung, Biodiversität
- Bewertung / Optimierung verschieden strukturierter Waldbestände.

Teilprojekt:

„Effekte verschiedener Jagdregime“ (Prof. MÜLLER):

In diesem Teilprojekt wird auf die Formulierung von Projektzielen verzichtet.

Es sollen dort lediglich die Parameter verschiedener Jagdregime (Strecken) beschrieben und verglichen werden.

b) Umsetzung der Weiserflächen-Versuche im Projektgebiet

Zur Untersuchung des Teilprojektes „Einfluss unterschiedlicher Wildbestände ...“ soll die Entwicklung der Waldverjüngung und des Jungwaldes über mehrere Jahre hinweg in kleinen eingezäunten Weisergratzen, standardmäßig etwa 12 x 12 m groß, bei völligem Schalenwildausschluss beobachtet und verglichen werden mit der Vegetationsentwicklung

in standörtlich vergleichbarer Umgebung des Gatters. Die Vergleichsflächen werden auf Flächen mit beginnender Waldverjüngung und auf Flächen ohne Verjüngung, aber mit dem Potential zur Verjüngung errichtet. Voraussetzung für die notwendige Vergleichbarkeit der jeweiligen Flächenpaare ist die Beachtung einer Reihe von Bedingungen, die für möglichst identische Verjüngungsbedingungen sorgen: die Bodenbeschaffenheit (Boden, Verdichtung, Wasserversorgung), die Lichtverhältnisse (Schlussgrad des Altbestandes, Exposition, Geländeneigung, Nähe zu Offenflächen, Straßen etc.), Dichte und Zusammensetzung der Bodenvegetation, Zusammensetzung, Dichte und Höhe der bereits bestehenden Verjüngung sowie die „Historie“ der Flächen (zum Beispiel durch ehemalige Rückegassen, Straßen oder Wege). Die Mittelpunkt der Flächen werden sinnvollerweise verpflockt. Dazu gibt es eine standardisierte Erhebungs- und Auswertungsmethode (WIKO-SYS) (REIMOSER et al. 1999, REIMOSER 2001, REIMOSER und REIMOSER 2003), die in diesem Ansatz jedoch nicht umgesetzt wurde.

Für jeden Vergleichsflächenstandort werden die Ausgangszustände erhoben und dann mittels eines Zufallsverfahrens („Münzwurf“) diejenige

Fläche des Paares ermittelt, die gezäunt wird. Der Zaun muss eine deutlich größere Fläche als die reine Aufnahmefläche umfassen, damit Randeffekte nicht auftreten. Entscheidend für die Auswertung der auf den Vergleichsflächen erhobenen Daten ist die Tatsache, dass die Vegetationsentwicklung innerhalb des Zauns keine natürliche Situation darstellt (völliger Wildausschluss) und auch nicht dem erwünschten Waldzustand entsprechen muss. Sie erlaubt daher auch keine direkte waldbauliche und monetäre Bewertung (SUCHANT et al. 2012). Auch REIMOSER und REIMOSER (2015) stellen klar, dass der Vergleich der Flächen innerhalb und außerhalb des Zauns keinen Aufschluss darüber geben, ob der beobachtete Wildeinfluss tragbar oder nicht ist. Wird dagegen nur ein Ist-Zustand mit einem Soll-Zustand verglichen, kann daraus kein Schalenwildeinfluss abgeleitet werden. Nach Ansicht von SUCHANT et al. (2012) ist „Der Aufwand für das gesamte Verfahren nur gerechtfertigt, wenn die Auswahl der beiden Flächen mit großer Sorgfalt vorgenommen wird.“

In den standardisierten Verfahren werden nach der Erstaufnahme zu Beginn der Zäunung das erste Mal nach drei Jahren eine Erhebung der

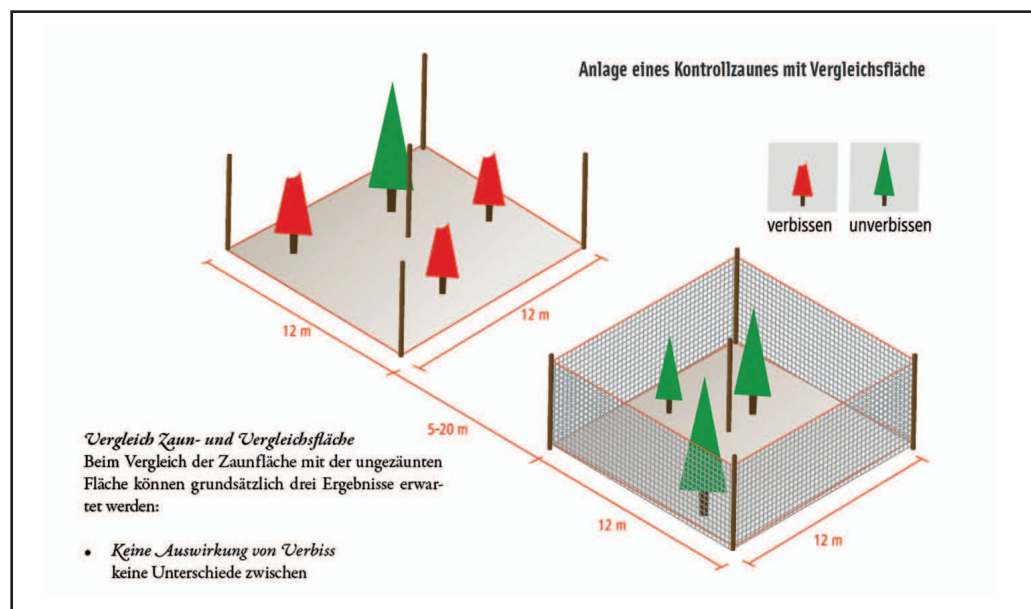


Abb. 9 Anlage von Weiserzaunpaaren. Aus: SUCHANT et al. 2012

Parameter, Baumanzahl, Baumartenmischung, Pflanzenhöhe und Bodenvegetation aufgenommen und mit den jeweils für jeden Standort definierten Soll-Werten verglichen (SUCHANT et al. 2012, REIMOSER und REIMOSER 2015).

Für jedes Projektgebiet wurden 200 x 200 m Rasterpunkte definiert und aus den Forsteinrichtungsdaten und Klima- und Topographiedaten für diese Rasterpunkte die Verjüngungswahrscheinlichkeit modelliert. Diejenigen Standorte mit der höchsten Verjüngungswahrscheinlichkeit wurden als Standorte für Weisergatter ausgewählt. Dort wo die Verjüngung noch im Bereich des Einflusses von pflanzenfressendem Schalenwild war, wurden dann die Gatter errichtet und Vergleichsstandorte ausgewählt (SCHNEIDER und VON DER GOLTZ 2017).

Die Lage der gezäunten und ungezäunten Weiserflächenpaare im Projektgebiet, nach Abgaben von VOR sind es insgesamt 73 Weiserflächenpaare in Sachsen-Anhalt, entspricht nicht den von SCHNEIDER und VON DER GOLTZ (2017) postulierten und von VOR per Mail bestätigten bundesweit einheitlichen, wissenschaftlichen Standards, wie vergleichbare Standortbedingungen, Hangneigung, Überschirmung, Vorverjüngung, Konkurrenzvegetation, überschirmende Baumarten, Exposition, Topographie. Die tatsächliche Verteilung der Weiserflächenpaare entspricht augenscheinlich nicht diesen Vorgaben:

- Im Projektgebiet liegen die gezäunten Flächen an Freiflächen und Straßen, teilweise wurden Rückegassen überzäunt oder Muldenlagen mit Suhlen.
- Die Weiserflächen waren mit hasensicherem Zaunmaterial eingezäunt, was zur Bewertung des Schalenwild-Einflusses unzulässig ist.
- Ungezäunte Vergleichsflächen könnten in einer Vielzahl der in Augenschein genommenen Weiserflächen nicht in der näheren oder auch weiteren Entfernung einer gezäunten Fläche angelegt worden sein, da die Zaunflächen zum Teil in „Licht- oder Verjüngungsinselfen“ oder auf standortlich untypischen Lagen bezüglich der notwendigen Parameter (Beschirmung, Bestandesrand, Krautvegetation, Verjüngungsalter) angelegt waren.
- Nach Aussage von VOR (Mail vom 27.1.2017) werden die ungezäunten Vergleichsflächen außerdem „unsichtbar mit im Boden versenk-

ten Stahlstiften an den Eckpunkten markiert“ und nur die GPS-Koordinaten festgehalten.

- Es wurden auch Flächen eingezäunt, die bereits auflaufende Verjüngung tragen (siehe Abb. 5); der Einfluss auf die beginnende Verjüngung kann so nicht mehr dargestellt werden.

Abweichend von der publizierten Methodik wird im Projekt BioWild zu Beginn pro Jahr eine Vegetationsaufnahme durchgeführt (SCHNEIDER und VON DER GOLTZ 2017), ab 2021 – nach 5 Jahren – nur noch alle 3–5 Jahre (VOR, per mail vom 27.1.2017). Während im Projektgebiet in Nordrhein-Westfalen zwei Vegetationsaufnahmen erfolgen, um den Winterverbiss (Aufnahme im März nach der Schneeschmelze) und den Sommerverbiss (Aufnahme zum Ende des Sommers) getrennt zu ermitteln (SCHNEIDER und VON DER GOLTZ 2016). Durch den Vergleich der Vegetation in den gezäunten und ungezäunten Flächen werden dann bis zum Ende der Projektlaufzeit „direkte Rückschlüsse auf den Einfluss des Schalenwildes auf Waldgesundheit, Biodiversität oder auch betriebswirtschaftliche Konsequenzen gezogen“ (SCHNEIDER und VON DER GOLTZ 2016). Die jährlichen Aufnahmen werden dann direkt in die jagdlichen Entscheidungen einfließen. Als übergeordnetes Projektziel wird das auf der Webseite des Projektes so formuliert: „An Hand einer Erfassung des Zustands der krautigen und holzigen Vegetation werden Rückschlüsse auf das Gleichgewicht zwischen Wald und Wild gezogen.“ (biowildprojekt.de/uber-



Abb. 10 Weisergatter, eingezäunt mit hasensicherem Zaun (Foto: CM)

uns/das-biowild-projekt/). Es werden also die beiden IST-Erhebungen der Vergleichsflächen direkt genutzt, um das Potential der Verjüngung zu erfassen und über eine große Zahl von Flächenpaaren daraus direkt eine Aussage über den Schalenwildeinfluss auf großer Fläche abzuleiten. Eine Ersterhebung **unmittelbar nach** der Zäunung des Flächenpaares erfolgte im Projektgebiet nicht. Die erste Erhebung wird erst nach einiger Zeit nach der Zäunung und nach der erfolgten Umstellung des Jagdregimes im ersten Projektjahr durchgeführt (VOR, per mail vom 27.1.2017). Außerdem wurden auch Flächen gezäunt, deren Verjüngungssituation bereits weit fortgeschritten ist und keine Rückschlüsse auf die Entwicklung der Verjüngung innerhalb und außerhalb eines Zauns zulässt (siehe Abb. 12).

Während der nach Änderung des Jagdregimes durchgeführten ersten Vegetationsaufnahme beschreiben SCHNEIDER und VON DER GOLTZ

(2017) die im Jahr 2016 vorgefundene Situation so: „Die regionalen Unterschiede sowie die zwischen Wäldern derselben Pilotregion sind jedoch erheblich. Dies trifft auch auf das Vorkommen von Gehölzverjüngung und den Verbisseeinfluss des Schalenwildes zu.“ Die Möglichkeit eines systematischen Vergleichs und der Erfassung statistisch gesicherten Unterschiede in der Waldentwicklung aufgrund eines geänderten Jagdregimes erscheint dadurch fast ausgeschlossen.

c) die Umsetzung des Schalenwild-Managements im Projektgebiet

Das Projektziel „Bewertung von verschiedenen Jagdregimes“ wird mit folgender Methodik bearbeitet (MÜLLER 2015). Zu Projektbeginn 2015 werden die Streckendaten der im Projektgebiet vorkommenden Schalenwildarten erfasst



Abb. 11 Weisergatter ohne offensichtliche Vergleichsfläche, Beispiel 1



Abb. 12 Weisergatter ohne offensichtliche Vergleichsfläche und mit bereits aufgelaufener Verjüngung, Beispiel 2 (Foto: CM)



Abb. 13 Weisergatter über ehemaliger Rückegasse, deutlich sichtbar die Verwendung eines hasensicheren Zaunmaterials (Foto: CM)

und ausgewertet hinsichtlich der Gesamtzahl der erlegten Tiere in den jeweiligen Sozial- und Altersklassen und der Körpermasse der erlegten Tiere.

Ab dem 1.4.2016 wurde das Jagdregime folgendermaßen geändert:

- Die Jagdzeiten im Projektgebiet wurden neu definiert: alle in den Projektgebieten vorkommenden Schalenwildarten werden vom 1. April bis 31. Mai sowie durchgängig vom 1. August bis 31. Januar bejagt. Nur noch jeweils zweimal 2 Monate im Jahr (Februar und März, sowie Juni und Juli) wird in den Gebieten kein Jagddruck ausgeübt.
- Abschussplanungen, die eine der jeweiligen Tierart entsprechende Sozialstruktur sichern soll wurde nicht mehr durchgeführt und entsprechende Sanktionsmöglichkeiten aufgehoben.
- Die Lenkung von Wild durch Futtervorlage im Winter wird unterbunden.

Zwei Gebiete mit einer bereits niedrigen und einer „weiterhin hohen“ Schalenwildichte sollen als Referenzflächen dienen (SCHNEIDER und VON DER GOLTZ 2017).

Weiterhin wird der den vorkommenden Schalenwildarten zu Verfügung stehende Lebensraum und das natürliche Nahrungsangebot quantifiziert. Dazu werden die erhobenen Körpermassen der erlegten Tiere herangezogen sowie das Ausmaß von Dickungen in den untersuchten Waldgebieten als „habitatverfügbares Deckungs- und Nahrungsangebot“ gewertet (SCHNEIDER und VON DER GOLTZ 2017). Dies geschieht ohne Beachtung der bekannten grundlegenden Habitatanforderungen der jeweiligen Schalenwildarten und der allgemein bekannten artspezifischen Raumnutzung und -anpassung.

Bzüglich der Auswirkungen verschiedener Jagdregime wurden innerhalb der mit Weiserflächen bestückten Pilotregion in Sachsen-Anhalt keine vergleichbaren Referenzflächen definiert, in denen einmal mit bereits niedriger Ausgangsdichte und einmal mit weiterhin hoher Ausgangsdichte der Einfluss auf die Waldvegetation. Vor allem die unterschiedlich großen und verstreut liegenden Parzellen des Projektgebietes in Sachsen-Anhalt machen eine Ausweisung von Referenzflächen bei denen nur die

zu untersuchenden Parameter variieren, äußerst schwer. So können die jeweils durch die unterschiedlichen Jagdregime beeinflussten Schalenwildarten auch durch räumliche Ausweichbewegungen reagieren. Oder unterschiedliche Waldsituationen überlagern etwaige Effekte unterschiedlicher Jagdregime.

Außerdem haben sich bereits 2016 und schließlich auch 2017 einzelne Grundbesitzer mit ihren Flächen sowie die Rotwild Hegegemeinschaft Dübener Heide von dem Projekt zurückgezogen. Die ursprüngliche Flächenkulisse für die Erhebung der Waldverjüngung und die Veränderung der Jagdregime haben sich daher seit Projektbeginn entsprechend verändert.

Und schließlich wurde in keiner der Flächen eine Bestandesschätzung der betroffenen Schalenwildarten zu Beginn des Projektes vorgenommen. Müller erläutert auf die Frage wie der Ausgangszustand des Schalenwildmanagements erhoben werde: „durch Rechtslage, durch Umfragen und Diskussionstermine, durch die Datenaufnahme zu Vegetation und durch Streckendaten“ (MÜLLER, Mail vom 24.1.2017). Somit wird in erster Linie die bisher erzielte Streckenhöhe als Annäherung an den lebenden Bestand der unterschiedlichen Wildarten genommen. Ein Wildbestand vor der Änderung des Jagdregimes wird a priori als „weiterhin hoher Schalenwildbestand“ gewertet ohne entsprechende Datengrundlage

Im Rahmen des Projektes sollen auch Aussagen über die Veränderung der **Biodiversität** in den Projektgebieten gemacht werden. Und die Veränderungen des angewandten Biodiversitätsindex sollen in Bezug zur Schalenwildichte (und der davon abhängigen Verjüngungsdynamik) gesetzt werden. Als Biodiversitätsindex einer Fläche wird in dieser Studie die Artenzusammensetzung der krautigen Bodenvegetation genommen (AMMER et al. 2010, SCHULZ und AMMER 2015). Jedoch ist diese ausschließliche Betrachtung als adäquates Maß für die Biodiversität eines Gebietes höchst ungewöhnlich. Dass die gesamte Artenvielfalt im Wald in erster Linie von der Vielfalt der Bodenflora abhängt, ist weder belegt noch plausibel. Vielmehr sind die den Waldlebensraum prägenden Baumarten, deren Alter und Verteilung ein wesentlicher Hinweis auf die potentielle Artenvielfalt (SCHERBER et al. 2010). Zur Umsetzung der

„Nationalen Strategie zur Biologischen Vielfalt“ erstellt das Bundesamt für Naturschutz einen Indikatorbericht, in dem wiederum die Artenvielfalt und Landschaftsqualität ausschließlich an der Bestandsgröße weniger ausgewählter Vogelarten gemessen wird (BMUB 2015). Außerdem wird a priori im BioWild Projekt angenommen, dass die Ergebnisse für Pflanzen einer Wuchsschicht (Artenvielfalt der Bodenflora) auf Tiere übertragen werden können und dadurch ein Biodiversitätsindex für die gesamte Fläche ermittelt werden könnte, in dem Artenvielfalt, Diversität, Verteilung und Strukturvielfalt einfließen. Demgegenüber stehen zahlreiche Studien die belegen, dass

- Das Aussterberisiko vieler Rote Liste Arten (Totoholzkäfer) direkt von der Waldbewirtschaftung beeinflusst wird (SEIBOLD et al. 2015, MÜLLER et al. 2014)
- Die Struktur eines Waldes gerade für Vogelarten wichtiger ist als die Pflanzenartenzusammensetzung (MÜLLER et al. 2010)
- Dass selbst für Insekten das Vorhandensein von Futterpflanzen allein nicht ausreicht, um ihr Vorkommen zu bestimmen, sondern dass vor allem kleinklimatische Parameter, wie Lichtinseln, eine wichtige Rolle spielen (MÜLLER et al. 2011)
- Eine so genannte „Naturnahe Waldwirtschaft“, wie sie im Projektgebiet umgesetzt wird keine Garantie für die Erhöhung der Artenvielfalt und fachlich korrekter Biodiversitätsindices ist (KÄRVEMO et al. 2017, GOSSNER et al. 2013)
- Traditionelle Waldbewirtschaftungsweisen, die zu einer Degradierung von Standorten geführt haben, geeignet sind die Ökosystemleistungen von Wäldern, deren Artenvielfalt und das Vorkommen seltener Arten positiv zu beeinflussen (DOUDA et al. 2017)
- Dass die Schaffung bzw. Erhaltung von Lichtinseln zum Beispiel durch verzögerte Waldverjüngung die Biodiversität eines Waldgebietes deutlich erhöhen (KÄRVEMO et al. 2017)

Die Bestimmung der Biodiversität im Gesamtprojekt soll im weiteren Verlauf der Studie eine Aussage erlauben, inwiefern die Wälder in den Projektgebieten ihre jeweiligen Ökosystemdienstleistungen erfüllen. Diese werden jedoch

an keiner Stelle näher definiert oder gar operationalisiert, was die Voraussetzung für die Beantwortung der Fragestellung wäre, ob der Einfluss von Wildtieren, bestimmten Jagdregimes oder Verjüngungsdynamiken der Waldvegetation dies behindert oder fördert (einen Überblick über die Quantifizierung von Ökosystem Dienstleistungen geben BOEREMA et al. 2017).

5. Diskussion

Auf der Grundlage der Erhebungen im Projektgebiet, der regionalen Situation sowie der rechtlich verbindlichen Rahmenbedingungen wurden die fachlichen Voraussetzungen, die angewandte Methodik und die Zielsetzung und die Schlussfolgerung aus dem Vorgehen im Projekt BioWild in der Dübener Heide diskutiert und bewertet.

5.1. Grundlegende fachliche Standards bei der Durchführung von Forschungsvorhaben

Wissenschaftliche Arbeiten, Forschungsprojekte, Studien etc. müssen Grundvoraussetzungen folgen, die in der wissenschaftlichen Gemeinschaft allgemein anerkannt sind. Sowohl bei der Prüfung von Studien im Rahmen von Antragstellungen bei wissenschaftlichen Forschungsförderungsfonds, wie auch bei Prüfung von eingereichten Manuskripten bei anerkannten wissenschaftlichen Publikationen müssen diese Grundvoraussetzungen im Detail überprüft werden.

Natürlich kann es in diesem Prüfungsprozess immer wieder zu Ausnahmen, strategischen Entscheidungen oder anderen Einflüssen kommen, die gelegentlich zu etwas strengeren, oder eher lockeren Anforderungen bezüglich der Erfüllung der anerkannten Kriterien führen.

Vor allem im Bereich angewandter Forschungen müssen Abstriche an die Wiederholbarkeit einer Studie gemacht werden, wie sie bei Laborstudien Standard sind. Ökologische Systeme bieten zu unterschiedlichen Zeiten niemals identische Rahmenbedingungen. Um wissenschaftliche Standards bei Freilandforschung trotzdem zu erfüllen, vor allem um komplexe Wechselbeziehungen zwischen den verschiede-

denen Gliedern und Ebenen eines Ökosystems zu erforschen, muss besondere Sorgfalt bei der Wahl des „Studiendesigns“ walten. Das heißt die Fragestellung muss berücksichtigen, welche Faktoren (Parameter) in Vergleichsflächen, beim Vergleich verschiedener Einflussregimes oder im Vergleich zu verschiedenen Zeitpunkten konstant gehalten werden, welche verändert werden. Und vor allem ist zu prüfen, ob es zwischen diesen Variablen nur sogenannte Korrelationen gibt, die zufällig oder aus anderen Gründen auftreten (ENGEMAN et al. 2017, ALLEN et al. 2017, MILNER-GULLAND und ROWCLIFF 2007). Ein typisches Beispiel ist der gleichzeitige Rückgang der Zahl brütender Störche in Deutschland und der Geburtenrate der Bevölkerung Deutschlands.

Um zu bewerten, ob das Projekt BioWild überhaupt den Grundprinzipien wissenschaftlicher Arbeiten und guter wissenschaftlicher Praxis genügt, wie sie auch die Deutsche Forschungsgesellschaft verfasst hat, müssen folgende Gesichtspunkte betrachtet werden:

Fragestellung: Der Wissenschaftsphilosoph Thomas Kuhn (KUHN 1976) formulierte das kurz und bündig: „Die Antworten, die man erhält, hängen von den Fragen ab, die man stellt.“ In einer wissenschaftlichen Studie müssen klare Fragestellungen formuliert werden. Diese Fragen müssen im Detail als ja/nein Fragen formuliert werden, um im Anschluss eine der Fragestellung zugrundeliegende Hypothese dahingehend zu prüfen, ob diese nicht richtig sein kann im Licht der erhobenen Ergebnisse. Im Detail wird es meist notwendig sein, ein übergeordnetes Projektziel in verschiedene Einzelfragen aufzuteilen. Diese Fragestellungen müssen in Projektanträgen oder Manuskripten bereits in der Einleitung ersichtlich sein.

Klare Fragestellungen dieser Art sind in den Projektbeschreibungen und Veröffentlichungen des Gesamtprojekts und im Projektgebiet Dübener Heide nicht erkennbar. Als Überziel wird in der Projektbeschreibung formuliert, dass neue Strategien erprobt werden sollen, die durch jagdliche, forstliche und administrative Maßnahmen eine objektiv nachvollziehbare Verbesserung der Waldverjüngung erreichen. Das soll durch die Untersuchung der folgenden Fragen erfolgen:

- Einerseits wird als Ziel die Entwicklung „wissenschaftlich stichhaltiger, vereinfachter und vereinheitlichter Verfahren zur Bewertung des Schalenwildeinflusses auf Waldökosysteme“ genannt. Dazu müssten bei gleichbleibendem Einfluss verschiedene Verfahren verglichen werden.
- Gleichzeitig sollen die „Folgen eines veränderten Schalenwildmanagements für die regionale Biodiversität“ erfasst werden. Dazu müssten Vorher-Nachher Vergleiche angestellt werden oder vergleichbare Ökosysteme mit verschiedenen Managementeingriffen untersucht werden.
- Aus beiden Zielen sollen schließlich „standortspezifische Indikatoren für eine Management-Optimierung (Jagd, Waldbau und Straßenverkehr) identifiziert“ werden. Bei dieser Zielformulierung bleibt weitgehend unklar, wie diese Indikatoren in drei Bereichen gleichzeitig untersucht werden sollen.

Eine derart widersprüchliche und unklare Fragestellung entspricht nicht den Kriterien guter wissenschaftlicher Praxis.

Methoden und Ergebnisse:

Die Methoden einer wissenschaftlichen Studie müssen so ausgewählt werden, dass damit Ergebnisse erzielt werden können, die eine Bewertung der in der Fragestellung aufgestellten Hypothesen ermöglichen. In jedem Fall müssen eine Ausgangslage und die zu prüfenden Faktoren definiert sein. Unabhängig ob nun manipulativ in diese Faktoren eingegriffen wird oder ob bestehende Faktoren im zu untersuchenden System gegen einander getestet werden, stets ist darauf zu achten und ggf. zu berücksichtigen, welche Kausalzusammenhänge zwischen den getesteten Faktoren bestehen bzw. angenommen werden. Um entsprechende Abhängigkeiten und Wirkmechanismen zu testen, muss entweder ein Faktor konstant gehalten werden während der andere im Versuchsablauf kontrolliert verändert wird. Oder es müssen verschiedene Studiengebiete ausgewählt werden, in denen ein Faktor gleich bleibt, während der andere variiert.

- Im Projektgebiet Dübener Heide werden Vorher-Nachher-Vergleiche bezüglich verschiedener Faktoren (Waldverjüngung, Scha-

lenwildddichte) angestellt ohne zu Beginn der geplanten Manipulation (in diesem Fall das veränderte Jagdregime) einen IST-Zustand („Vorher“) zu erheben, der nach erfolgter Manipulation gegenüber einem SOLL-Zustand („Nachher“) verglichen werden soll.

- Ebenso müssten bei Vergleichen von Flächen, die unterschiedlich behandelt werden, verfahren werden. Die jeweiligen Ausgangsbedingungen wären zu erheben und es müsste darauf geachtet werden, dass die Flächen, in dem Fall gleichartige Waldökosysteme mit gleicher Verjüngungssituation, als Probeflächen ausgewählt werden.
- In jedem der Fälle erfordert eine Bewertung der Veränderungen durch das Jagdregime die Definition von SOLL-Werten bezüglich der Verjüngungsziele in den Waldgebieten. Erst anhand derartiger SOLL-Werte kann die Erreichung oder Nicht-Erreichung quantifiziert werden.

Der methodische Ansatz im Projektgebiet Dübener Heide entspricht keinem dieser Kriterien und genügt daher auch im methodischen Vorgehen nicht den grundlegenden Regeln guter wissenschaftlicher Praxis.

Erfolgskontrolle, Diskussion und Schlussfolgerung:

Damit aus den Ergebnissen der durchgeführten Maßnahmen auf Wirkmechanismen der manipulativ veränderten Einflussfaktoren (Jagdregime und Schalenwildeinfluss) geschlossen werden kann, müssen die Ergebnisse einem systematischen Evaluierungsprozess unterzogen werden. Dazu bedient man sich in erster Linie statistischer Methoden, die klären, in wie weit erzielte Ergebnisse auch zufällig zustande gekommen sind. Entscheidend ist hierfür, dass sowohl die Stichproben als auch die Bezugsgrößen während der Studie gleichbleiben. Auch müssen Abhängigkeiten zwischen den untersuchten Faktoren bekannt sein, um von der Veränderung eines Faktors (zum Beispiel Wildddichte einer Art) auf einen davon abhängigen Faktor (zum Beispiel Summe der Fraß-Aktivitäten dieser Art) schließen zu können. Wenn sich ein zu messender Faktor gleichzeitig (zum Beispiel durch Einwandern von Wölfen) verändert oder im Zuge einer gezielten Mani-

pulation oder als (unbeabsichtigte) Folge eines Eingriffs, besteht keine Möglichkeit mehr aus diesem komplexen Wirkungsnetz entsprechende Wirkungsgefüge abzuleiten und wissenschaftlich zu bewerten. Die unberücksichtigten Folgen einer Manipulation können zum Beispiel sein: Verändern der Wildddichte einer Art durch hohen Jagddruck, Verändern des Verhaltens der Wildart durch belastende Jagdarten, Veränderungen der Sozialstrukturen, Verändern von Konkurrenzverhältnissen zwischen Arten durch Bejagung, Veränderung von Fütterungsregimen, Veränderungen der Einstandwahl als Folge von Jagddruck oder Auftreten von Großen Beutegreifern und so weiter.

Die Präsidentin des Bundesamtes für Naturschutz (BfN), Frau Prof. Dr. Jessel wies anlässlich einer Veranstaltung (Symposium Große Beutegreifer, 6. April 2017) auf die grundlegende Vorgehensweise des BfN hin. Sie forderte, dass in ökologischen Fragen „tradierte Wahrnehmungsformen hinterfragt werden müssen und faktenbasierte Entscheidungen auf wissenschaftlicher Grundlage mit einer einheitlichen und soliden Datenbasis“ erfolgen müssen. Diesen Grundsätzen entspricht das Vorgehen im BioWild-Projekt nicht, da bereits im Studienaufbau die Grundprinzipien wissenschaftlicher Arbeit nicht eingehalten werden.

5.2. Umsetzung des Teilprojekts in Sachsen-Anhalt

Im Folgenden wird konkret die Umsetzung des Forschungsvorhabens auf den Projektflächen der Dübener Heide bewertet. Auf die grundsätzlichen Probleme hinsichtlich einer konkreten Fragestellung des Gesamtbereichs und im Projektgebiet Dübener Heide wurde bereits eingegangen. Die Auswirkungen veränderter Bejagung und dadurch veränderter Wildddichten sind zwar „irgendwie“ Gegenstand der Studie im Projektgebiet, es fehlt aber an einer schlüssigen Konkretisierung und Hypothesenbildung, was mit dem Eingriff (verändertes Jagdregime) überhaupt untersucht werden soll. Geht es allein um eine zahlenmäßige Reduzierung unter einen bestimmten Schwellenwert – der jedoch nicht definiert wird. Der in den Aussagen der Projektverantwortlichen öfter vorkommende

Begriff, dass die Zielsetzung des Grundbesitzers erreicht werden soll, bleibt in diesem Zusammenhang vage, da jeder Grundbesitzer andere Zielsetzungen verfolgen kann. Ein einer fachlichen Überprüfung zugängliches, konkretes Ziel ist im Projektgebiet damit nicht definiert. Auch Auswirkungen des Jagdregimes auf die räumliche und zeitliche Verteilung von Wildtieren wird in der Fragestellung nicht berücksichtigt. Weiterhin wird a priori davon ausgegangen, dass Wild das Erreichen dieser (eben nur unkonkret definierten) Ziele verhindert. Dies setzt nicht nur implizit eine direkte Beziehung zwischen dem Auftreten von großen, wildlebenden Pflanzenfressern und der Dynamik der Waldverjüngung voraus. Die Projektverantwortlichen gehen auch ausdrücklich davon aus, dass zu Beginn des Projektzeitraums „hohe Wildbestände die Erreichung der waldbaulichen Ziele der Eigentümer verhindert“ hat. Diese Aussage wird mit keinem bereits vorliegenden Datenmaterial oder der Erhebung des Ausgangszustandes belegt. Sie widerspricht sogar den Aussagen in dem vor Beginn des BioWild Projekts abgeschlossenen DBU Projekt ENFORCHANGE. Ohne eine Korrektur der aktuellen unkonkreten Fragestellung im Projektgebiet in Zusammenhang mit einer fachlich fundierten Aufnahme der Situation zu Projektbeginn und der konkreten Definition von Projektzielen (z. B. waldbauliche Soll-Zahlen) kann kein verwertbares, das heißt einer wissenschaftlichen Diskussion und Interpretation zugängliches Datenmaterial erzeugt werden.

Im Zentrum des BioWild Projektes steht eine grundlegende Veränderung des Jagdmanagements in den Projektgebieten als Blaupause für einen veränderten Umgang mit Wildtieren im Wirtschaftswald. Ziel dieser Eingriffe ist es „das vielerorts fehlende Gleichgewicht zwischen einer natürlichen oder naturnahen Waldverjüngung und dem Habitatleistungsvermögen sowie den Zielen der Waldbesitzer angepasste Schalenwildbestände zu erreichen ...“ (SCHNEIDER et al. 2017). Dazu werden im Wesentlichen drei methodische Ansätze ausgewählt:

- **Weisergatterversuche** zum Vergleich der Vegetationsentwicklung mit und ohne Schalenwildeinfluss
- **Veränderung des Jagdregimes** (Jagdzeitenverlängerung, Erhöhung der Abschusszahlen

und Verzicht auf strukturierten Abschuss bei soziallebenden Wildarten und Lenkungsmaßnahmen)

- **Erhebung der Streckendaten und Daten zu Körpergewicht der erlegten Tiere**

Die Durchführung der **Weisergatterversuche** entspricht jedoch nicht den fachlichen Standards und Anforderungen. Vergleichbare Flächenpaare sind teilweise nicht ausgewählt worden, da die gezäunte Fläche in einer Rand- oder Sonderlage (Wegrand, Verjüngungsinsel, Rückegasse) angelegt wurde. Die ungezäunten Vergleichsflächen sind einer externen Evaluierung oder Überprüfung nicht zugänglich, da sie nach Aussage der Projektverantwortlichen „unsichtbar“ angelegt wurden. Ein derartiges Vorgehen ist bei seriösen Studien mit Weiserflächen höchst ungewöhnlich (pers. Aussage: Prof. Dr. REIMOSER).

Die Verwendung von hasensicherem Zaunmaterial führt dazu, dass die gezäunte Fläche nicht nur nicht von großen Huftieren (Schalenwild) betreten und genutzt werden kann, sondern dass auch kleinere Pflanzenfresser ausgeschlossen werden. Von den Unterschieden zwischen den gezäunten und ungezäunten Vergleichsflächen wird aber ausschließlich auf die Wirkung von Schalenwild geschlossen. Diese Schlussfolgerung ist methodisch unzulässig.

Die Bestimmung eines IST-Zustands zu Projektbeginn und **vor** der Veränderung des Jagdregimes hat nicht stattgefunden, da diese Veränderung zeitgleich durchgeführt wurde. Entwicklungsziele der Vegetation in den jeweiligen Weiserflächenpaaren wurden bisher nicht definiert (siehe Schriftwechsel Vor Januar 2017, Kap. 4.3 und 4.4). Außerdem kann von einem IST-SOLL-Vergleich auf einer Fläche weder ein Wildeinfluss und noch eine Wildauswirkung (wenn die Anlage der Weiserflächen korrekt erfolgen würde) unmittelbar abgeleitet werden (SUCHANT et al. 2012).

Ebenso wenig kann eine direkte monetäre oder waldbauliche Bewertung aus dem Vergleich von gezäunter und ungezäunter Weiserfläche direkt abgeleitet werden (REIMOSER und REIMOSER 2015). Die Methode des Weiserflächenvergleichs wird nicht nur fehlerhaft angewendet. Die Ergebnisse werden auch in fachlich unzulässiger Weise bewertet.

Die **Veränderung des Jagdregimes** – in allen Projektgebieten einheitlich vorgenommen – steht im Zentrum der BioWild Projektes. Der für den Bereich Verantwortliche, Prof. Michael Müller, TU Dresden, fasst die Zielrichtung der Veränderungen zusammen: „Jagdregime müssen, um widerspruchsfrei zu sein, den Zielen der Jagdrechtsinhaber (d. h. des Grundeigentümers, Red.) dienen.“ (MÜLLER 2016). Dabei sollen im Projektgebiet – je nach gewähltem Jagdregime – die Wildbestände gesenkt werden, wenn sie bereits im Vorfeld als „nicht an das Habitat angepasst“ definiert wurden. Eine methodische Datenerfassung um diese Aussage zu verifizieren fand zu Beginn des Projektes nicht statt. Sie wurde vielmehr als faktisch bestehend angenommen. Jedoch zeigte die Untersuchung von Verjüngungsflächen im Landesforstbetrieb Sachsen-Anhalt eine deutliche Reduzierung des Schalenwildeinflusses von 2008 zum Jahr 2012 hin. Der durchschnittliche Verbiss in Kulturen ohne Zaun sank von 25,2 % im Jahr 2008 auf 10,3 % im Jahr 2012, der durchschnittliche Verbiss sank von 18,7 % (2008) auf 8,2 % (2012), der Anteil gezäunter Kulturen von 60 % (2008) auf 39 % (2012). (LANDESFORSTBETRIEB SACHSEN-ANHALT, 2016).

Die Behinderung der allgemeinen Verjüngungssituation im Projektgebiet durch „Habitat-unangepasste Wildbestände“ war demnach vor Projektbeginn gar nicht nachweisbar und die Einstufung der Projektfläche als dem „Habitat anzupassende Wildbestände“ falsch.

Weitere wichtige Begleitfaktoren wurden zu Projektbeginn nicht berücksichtigt. Einerseits veränderte sich bereits in der Anfangsphase des Projektes der Flächenzuschnitt und damit die durch die Maßnahme potentiell betroffenen Wildtierpopulationen.

Die Erhebung des Ausgangszustands der jeweiligen Wildtierpopulationen erfolgt in fachlich ungenügender Weise. Müller erklärt in seiner Mail vom 24.1.2017, dass er den Ausgangszustand erfasst: „durch Rechtslage, durch Umfragen und Diskussionstermine, durch die Datenaufnahmen zu Vegetation und Wildeinflüssen, durch Streckendaten“. Dieses Vorgehen ist fachlich unzulänglich, denn Rechtslage und Diskussionstermine ergeben keinen seriösen Ersatz für das fachlich korrekte Vorgehen beim Erheben eines Wildtierbestandes. Das trifft aber

auch für Erhebungen des Vegetationszustandes und die Interpretation von Streckendaten in einem „nicht-geschlossenen System“ zu. Das heißt, die Grundvoraussetzungen für die Erhebung von Populationen mobiler Tierarten sind in der Regel, dass Zu- und Abwanderungen ausgeschlossen sind. Diese begleitenden Daten können aus dem ausgewerteten Datenmaterial nicht abgeleitet werden. Fachlich korrekte Rückschlüsse auf den Ausgangsbestand können also auf der Grundlage von aktuellem Waldzustand (der aber gar nicht erhoben wurde) und den lokalen Streckendaten nicht gezogen werden. Der aktuelle wissenschaftliche Stand der Kenntnisse und Forschungen zu diesem Thema sind den Projektverantwortlichen offensichtlich nicht vertraut (MÜLLER, 24.1.2017: „Rotwild kann man für eine ausreichend gute Folgeberechnung nicht hinreichend genau zählen und auch die Populationsstruktur nicht hinreichend genau erheben.“)

Einen Überblick über den tatsächlichen fachlichen Kenntnisstand zu dieser Thematik geben zum Beispiel SKALSKI et al. 2005, MILNER-GULLAND und ROWCLIFFE 2007, SUTHERLAND 2006, MAYLE et al. 2008. Eine Studie der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU) untersuchte explizit praktikable Verfahren zur Bestandserhebung von Großsäugern in Deutschland (FRANKE und GOLL 2012).

Die Erhebung von Streckendaten und Körpermassen der erlegten Tiere lässt ohne entsprechende begleitende Erhebungen keine Rückschlüsse auf Bestandeshöhe oder einen im Projekt nicht definierten Gesundheitszustand zu. Auch hier scheint die aktuelle Fachliteratur und der wissenschaftliche Kenntnisstand zu dieser Thematik den Projektverantwortlichen nicht vertraut zu sein (MILNER-GULLAND und ROWCLIFFE 2007, WILDER et al. 2016).

5.3. Bewertung der fachlichen Grundlagen bezüglich Waldentwicklung und Herbivoren Einfluss

Im Zentrum des BioWild Projekts steht der Einfluss von großen Pflanzenfressern auf die Walddynamik. Jedoch wird dabei nicht von einem komplexen Zusammenspiel natürlicher Komponenten des Ökosystems ausgegangen,

sondern die Einwirkung dieser Pflanzenfresser auf die Gehölzpflanzen als „Schaden“, bzw. als Hindernis einer als natürlich postulierten Verjüngung des Waldbestands definiert. Dieser verkürzt dargestellte Zusammenhang soll durch eine Reihe von Publikationen belegt werden, die von einem Projektverantwortlichen (AMMER 2015) bei der Auftaktveranstaltung in Arnsberg am 7.12.2015 referiert wurde. Mit wenigen Ausnahmen erschienen die aufgeführten Studien in einem einzigen Journal (*Forest Ecology and Management*) und beziehen fast ausschließlich auf Rehwild, bzw. Weißwedelhirsche oder Elch. Bei einer genauen Durchsicht der von Ammer zitierten Literatur belegt diese jedoch keineswegs die aufgestellten Thesen, dass Wildverbiss immer zu einer Entmischung von Mischwäldern führt und die „natürliche“ Waldentwicklung verzögert bis verunmöglicht wird (SKARPE und HESTER 2008).

- Es werden Studien zitiert (Literaturangaben in AMMER 2015), die zum Teil grobe fachliche Mängel aufweisen hinsichtlich des Studiendesigns, z. B. BERGQUIST et al. 2008: Untersuchung auf kleinflächigen Kahlschlagflächen ohne Kontrolle des Verbissverursachers (Rehwild?) und unter Negierung fachlich relevanter Literatur dazu (z. B. REIMOSER und GOSSOW 1996) oder z. B. HORSLEY et al. 2003: Dort werden die großen Unterschiede zwischen den untersuchten Flächen nicht in die Auswertung gezogen; Schlussfolgerungen basieren auf Korrelation mit sehr geringem Signifikanzniveau. Oder MOTTA et al. 2003 ziehen Schlussfolgerungen über einen Zusammenhang von Wilddichte und Vogelbeer-Höhenentwicklung ohne die Wilddichte objektiv definiert zu haben. Oder AMMER 1996, der auch aus seinen Zäunungsversuchen Schalenwildeinflüsse ableitet, obwohl innerhalb wie außerhalb der Zäune zum Teil hohe Schäden auftreten.
- Die Studien sind nicht auf die Situation der Walddynamik in Mitteleuropa mit anderen forstlichen Eingriffen übertragbar. Z. B. CASABON und POTHIER 2007: Darin wird z. B. gezeigt, dass Kahlschläge sich negativ auf die Verjüngungsdynamik von Balsamtannen in Kanada auswirken. Bei ROSSEL et al. 2005 erfolgt die Untersuchung in einem unbejagten Wildpark mit extrem hoher Wilddichte.

- Der Einfluss von großen Pflanzenfressern verringert zwar die Stammzahl einer Naturverjüngung in Finnland, jedoch in Abhängigkeit von der Vegetationsdichte, das heißt, die Zahl der nachwachsenden Altbäume wird durch den Verbiss nicht verringert, jedoch die notwendigen forstlichen Pflegeeingriffe (HEIKKILÄ und HÄRKÖNEN 1996).
- Es werden aus der zitierten Arbeit sogar Schlussfolgerungen gezogen, die im Widerspruch zu den Ergebnissen der Arbeit stehen (z. B. HEUZE et al. 2005, VAN HEES et al. 1996, OLESON und MADSEN 2008, KLOPCIC et al. 2010). Gerade in der Arbeit von KLOPCIC et al. warnen die Autoren vor einer einseitigen Interpretation der Daten in Bezug auf die Wirkung von Rotwild auf die Waldverjüngung. OLESON und MADSEN finden auf einigen Versuchsflächen gleiche Sämlingsmortalität mit oder ohne Rehwild-Einfluss.

Auf dieser eher unsicheren Datengrundlage steht die Ausgangsposition des BioWild Projektes, wobei der aktuelle Stand der wissenschaftlichen Forschungen zum Einfluss von großen Pflanzenfressern auf die Dynamik von Waldbeständen nur einseitig und damit unvollständig wiedergegeben wird. Der Einfluss von großen und kleinen Pflanzenfressern auf den Baumnachwuchs ist vielschichtig und äußerst komplex. Nicht nur spielen dabei Dichte und Nahrungswahl der Pflanzenfresser eine Rolle, sondern ebenso ihre lokale Verbreitung und Konzentration an bestimmten Flächen. Aber auch Dichte und Art des Jungwuchses, Vielfalt anderer Nahrungsquellen und Waldstruktur sind von großer Bedeutung für das Wirkgefüge von Pflanzenfressern auf die Vegetation. Zusammenfassende Darstellungen dazu finden sich unter anderem bei CAILLERET et al. 2015; SUTTER 2005; SUCHANT et al. 2012, KUPFERSCHMID et al., REIMOSER und REIMOSER 2015. Sowohl BUGALHO et al. 2013 wie GERHARDT et al. 2013 arbeiten mit ihren Koautoren in jeweils umfassenden Literaturstudien und Untersuchungen heraus, dass der größte Einflussfaktor auf die Waldverjüngung und das Potential des Huftiereinflusses diese Verjüngung zu beeinflussen in den jeweiligen Waldtypen und -strukturen liegt. Ein Zusammenhang, der von den Autoren der BioWild Studie völlig unberücksichtigt gelassen wird.

Stattdessen werden „Verbisszahlen“ als Indikator für den anzustrebenden Jagddruck genommen. Völlig außer Acht gelassen wird in diesem verkürzten Ansatz auch die Abhängigkeit der Bewertung des Schalenwild-Einflusses durch die gewählten Kriterien zur Definition eines gewünschten Verjüngungs-, bzw. Bestockungsziels (BRANG und STREIT, 2015). In fachlich unzulässiger Weise verkürzt wird im BioWild Projekt die Lebensäußerungen von Pflanzenfressern per se als „Schaden“ definiert, wie die Analyse der verschiedenen Aussagen und Veröffentlichungen zum Versuchsaufbau zeigen. Eine einfache, lineare Beziehung zwischen der Anzahl der Baumpflanzen mit Fraßspuren, der Entwicklung des Waldes in seiner Gesamtheit und vor allem der Jungpflanzen an einem bestimmten Standort einerseits und der Dichte der großen pflanzenfressenden Säugetiere andererseits gibt es nicht. Das bestätigen eine Vielzahl von Studien in unterschiedlichsten Waldgesellschaften Europas, in und außerhalb von Schutzgebieten, in verschiedenen Klimazonen und unterschiedlichem, jahreszeitlich Einfluss nehmendem Arteninventar (BRÜLLHARDT et al. 2015, JENNY und FILLI 2014, CAILLERET et al. 2014, GILL 2006, SENN und SUTER 2003, 2005, HÄSLER und SENN 2012, SUTER et al. 2005, JERINA et al. 2002, KLOPCIC et al. 2009).

Und selbstverständlich gehören die Zeichen der Anwesenheit von Schalenwild zum Ökosystem Wald; Verjüngungsmangel, Wildeinfluss und Wildschaden sind nicht dasselbe. Die Raumnutzung der Pflanzenfresser und nicht eine durchschnittliche Anzahl von Tieren, Dichte und Art des Jungwuchses, die Waldstruktur und Vielfalt von Nahrungsquellen sowie klimatische Rahmenbedingungen und Konkurrenzsituationen sind wichtige Rahmenbedingungen für die Erstellung forstwirtschaftlicher Ziele und der Bewertung des Wildeinflusses (HESTER et al. 2006, VERA et al. 2006, HOBBS 2006).

Damit ist es fast zwangsläufig zu erwarten, dass die positiven Auswirkungen von großen Pflanzenfressern hinsichtlich der Verjüngungsdynamik weder erwähnt, noch in Betracht gezogen (z. B. OHSE et al. 2017, GILL et al. 2006) werden. So können vor allem auf stark vergrasteten Standorten, die es nach den Angaben der Projektverantwortlichen im Projektgebiet umzu-

bauen gilt, große Pflanzenfresser dynamische Wälder, mit einem stetigen Wechsel von Walddichte und Licht fördern (GILL 2006, BRÜLLHARDT et al. 2015).

5.4. Bewertung der fachlichen Grundlagen bezüglich Biodiversität

Das Projekt BioWild wird im Rahmen der Förderung von Forschungsvorhaben zur Umsetzung der Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt gefördert und soll laut Titel Änderungen der Biodiversität in Wirtschaftswäldern in Abhängigkeit von Änderungen des Schalenwildmanagements untersuchen. In diesem Zusammenhang fällt auf, dass der aktuelle Stand der wissenschaftlichen Forschung zur biologischen Vielfalt in Waldökosystemen bei Fragestellung, Methodenauswahl und Diskussion der Rahmenbedingungen unberücksichtigt bleibt. Aktuelle Diskussionen zur Bewertung und Förderung der Biodiversität in Waldökosystemen bieten zum Beispiel THORN et al. 2017, WHITLOCK et al. 2017, PREVEDELLO et al. 2017, MORI et al. 2017, BOERMA et al. 2017.

Dabei wird deutlich, dass der in der Studie von BioWild angestrebte „Dauerwald“, bzw. die „Erreichung der waldbaulichen Ziele der Grundeigentümer“ nicht gleichgesetzt werden dürfen, mit einer damit automatisch einhergehenden Erhöhung der Biodiversität auf diesen Flächen.

Der im Rahmen des BioWild Projektes herangezogene Biodiversitätsindex ist willkürlich gewählt. Die Artenzusammensetzung der krautigen Bodenvegetation AMMER et al. 2010, SCHULZ und AMMER 2015) als Maß für die Biodiversität oder wenigstens Artenvielfalt des Gebietes ist nicht nur nicht belegt, sondern im Licht der aktuellen Forschung auch falsch. Dem gegenüber steht die Erkenntnis, dass durch bestimmte waldbauliche Maßnahmen und die mögliche Beeinflussung der Wuchsdynamik auf Teilflächen durch Pflanzenfresser die Biodiversität eines Waldgebietes deutlich erhöht wird (VAN WIEREN und BAKKER 2008, DANELL et al. 2006, VERA 2000, HERBST et al. 2016, KÄRVEMO et al. 2017, KROLL et al. 2017, BOLLMANN 2011, BLAKEY et al. 2016, MORTENSEN et al. 2017).

5.5. Rechtliche Rahmenbedingungen für das Vorgehen im Projektgebiet

Die Projektgebiete des BioWild liegen in verschiedenen Bundesländern, mit jeweils unterschiedlicher landesgesetzlicher Regelung im Bereich Jagd, Natur- und Tierschutz. Diese landesgesetzlichen Regeln sind für das jeweilige Projektgebiet verbindlich. Die Landesjagdgesetze in den betreffenden Projektgebieten wurden im Vorfeld in einigen Fällen durch den Gesetzgeber geändert und befinden sich teilweise in einer Konkurrenz zur nationalen Gesetzgebung der entsprechenden Rechtsbereiche. Diese möglichen gesetzlichen Konfliktbereiche sollen im Folgenden am Beispiel von Sachsen-Anhalt aufgezeigt werden. Eine entsprechende juristische Stellungnahme zu den einzelnen Bereichen wäre deshalb in den genannten Fragen von Nöten.

Der Kern des BioWild-Projektes besteht aus einer Veränderung des Umgangs mit pflanzenfressenden Wildtieren, damit jagdliche Eingriffe in erster Linie auf die „vorrangigen Ziele der Populationsregulation und des Beutemachens unter Ausnutzung der natürlichen Wildaktivität und biologischen Rhythmen“ zurückgeführt werden (Schreiben von M. WENINGER an die RHG-DH, vom 25.01.2016).

MÜLLER (2016) fasst die Leitlinien des Jagdregimes in den Projektgebieten wie folgt zusammen:

1. Jagd- und Erlegungszeiten: Diese sollen „jede wildbiologisch akzeptable Erlegungsmöglichkeit nutzen, vor allem in Zeiten in denen das Wild aktiv und sichtbar ist, also vor allem in der Zeit der Vegetationsruhe vor dem Laubaustrieb. Andererseits sollen im Gegenzug Zeiten der Aufzucht von Jungtieren im Frühjahr/Sommer und Zeiten mit Ruhebedürfnissen im Winter jagdlich wenig beunruhigt werden.“
2. Verzicht auf strukturelle Bejagung: Da die „Abschaffung die Erlegung behindernder Bedingungen, wie z. B. Freigabebeschränkungen“ (MÜLLER Mail vom 24.1.2017) im Vordergrund steht, wird eine Auswahl der zu erlegenden Wildtiere nach ihrer Zugehörigkeit zu verschiedenen Alters- und Sozialklassen weitgehend abgeschafft.
3. Keine Abschusshöchstgrenzen: Bei der zahlenmäßigen Entnahme wird auf die Festlegung von Höchstabschusszahlen verzichtet.
4. Auf die Lenkungsmöglichkeit durch Wildfütterung in Notzeiten und zur Schadensabwehr wird verzichtet. Der Jagdausübungsrechtigte legt nach individuellem Bedarf eine „Notzeit“ fest. MÜLLER (Mail 24.1.2017) geht davon aus, dass dadurch auch keine Notzeit mehr entsteht und „und damit (gibt es) auch keine Fütterung mehr, womit auch der gesamte diesbezügliche Streit und Verwaltungsaufwand weggefallen ist“.

Diese Kernelemente des BioWild Projektes stehen möglicherweise in Konkurrenz zu entsprechenden Bundesgesetzlichen Regeln.

5.5.1. Jagdgesetzliche Regelungen

Das Bundesjagdgesetz (BJagdG) verpflichtet den Grundeigentümer, bzw. den Jagdausübungsberechtigten in § 1 Satz 1 zur „Hege“, sowie in § 23 zum „Jagdschutz“ („... den Schutz des Wildes vor – Futternot ...“). Dies beinhaltet nach den Grundregeln, die in Satz 2 spezifiziert werden, „das Ziel einen den land-schaftlichen und landeskulturellen Verhältnissen angepassten artenreichen und gesunden Wildbestand zu erhalten sowie die Pflege und Sicherung seiner Lebensgrundlagen“.

Nach BJagdG § 1 Abs. 3 ist die Jagd nur befugt, wenn „Bei der Ausübung der Jagd: die allgemein anerkannten Grundsätze deutscher Weidgerechtigkeit“ beachtet werden. Diese Regeln beinhalten weitgehend den Rahmen den auch das Tierschutzgesetz für die Jagd steckt (s. u.) und verweisen implizit auf den grundgesetzlich gewährten Schutz von Tieren (Art. 20a GG, sowie § 1 Abs. 2 TierSchG). Dieser fordert, dass bei der Art und Weise der Jagdausübung das Gebot der größtmöglichen Schmerz- und Leidensvermeidung befolgt wird (HIRT et al. 2016).

Zu 1: Verzicht auf Beachtung von Setz-, Brut und Aufzuchtzeiten und Zeiten besonderen Ruhebedürfnisses:

Explizit regeln BJagdG § 19 a den Schutz von Tieren zu bestimmten Zeiten und an bestimm-

1 kursiv gesetzte Textstellen sind aus dem Gesetz, bzw. dem zitierten Kommentar entnommen

ten Orten: „Verboten ist, Wild ... unbefugt an seinen Zuflucht-, Nist-, Brut- oder Wohnstätten ... zu stören“ und BJagdG § 22 Abs. 4 „In den Setz- und Brutzeiten dürfen bis zum Selbständigwerden der Jungtiere die für die Aufzucht notwendigen Elterntiere, auch die von Wild ohne Schonzeit, nicht bejagt werden ...“. Diese Regeln sind in BJagdG § 38 auch strafbewehrt: „Mit Freiheitsstrafe bis zu fünf Jahren oder mit Geldstrafe wird bestraft, wer entgegen § 22 Abs. 4 Satz 1 ein Elterntier bejagt.“

Im Jagdregime von BioWild beginnt dagegen die Jagdzeit mit dem 1. April. In dieser Zeit sind weibliche Tiere von Rot-, Reh- und Damwild kurz vor dem Setzen der Jungtiere. Das weibliche Schwarzwild führt in dieser Zeit bereits abhängige Jungtiere. Es besteht in diesem Zeitraum von Anfang April bis Ende Mai ein hohes Risiko unerkannt Muttertiere zu erlegen, die zur Aufzucht ihrer Jungen notwendig sind. Wird bei dem frühen Jagdbeginn zudem „nicht führendes“ weibliches Wild frei gegeben, ermöglicht dies das Erlegen hochträchtiger Tiere. Dies widerspricht den anerkannten Regeln der Weidgerechtigkeit, wie in § 1 Abs. 3 geregelt. Auf die strafrechtliche Relevanz durch Vergehen nach dem Tierschutzgesetz wird in Kap. 6.4.3. eingegangen.

MÜLLER (2016) definiert nun im BioWild Jagdregime Zeiten der Aufzucht von Jungtieren im Frühjahr/Sommer (Jagdruhe im Juni und

Juli), nicht aber die Zeiten ab dem 1. August eines Jahres. Obwohl eindeutig die Fürsorge des Muttertieres bei Rot- und Rehwild und unter Umständen auch bei Schwarzwild (je nach Zeitpunkt des Frischens) für die natürliche Entwicklung der Jungtiere erforderlich ist und damit die zur Aufzucht notwendigen Elterntiere nicht erlegt werden dürfen. Die Beschränkung der „Aufzuchtzeit der Jungtiere“ auf die Monate Juni und Juli im BioWild Regime lässt vermuten, dass bei den jagdlichen Eingriffen ab August der Muttertierschutz nicht mehr als zwingend gegeben angesehen wird. Das steht im Widerspruch zu geltenden Gesetz- und Rechtsprechung zu dieser Thematik (GUBER und HERZOG, 2016).

Auf eine Missachtung des Verbots der Erlegung von Muttertieren ohne das dazu gehörige Jungtier deutet auch die am 30.05.2017 in Rotta von MÜLLER (2017) vorgestellten „Erste(n) Eindrücke LSA aus dem Jagdjahr 2016/2017“. In dieser Präsentation zeigt der für das veränderte Jagdregime verantwortliche Referent eine Folie mit der Auswertung der Streckenergebnisse von Rotwild, die auf den Projektflächen in Sachsen-Anhalt erlegt wurden. Darin übersteigt der Anteil der erlegten Alttiere den der erlegten Kälber um fast das Doppelte (Abb. 14).

Durch unnatürliche Sozialstrukturen ist es durchaus möglich, dass erwachsene, weibliche Tiere erst in ihrem dritten oder vierten Le-

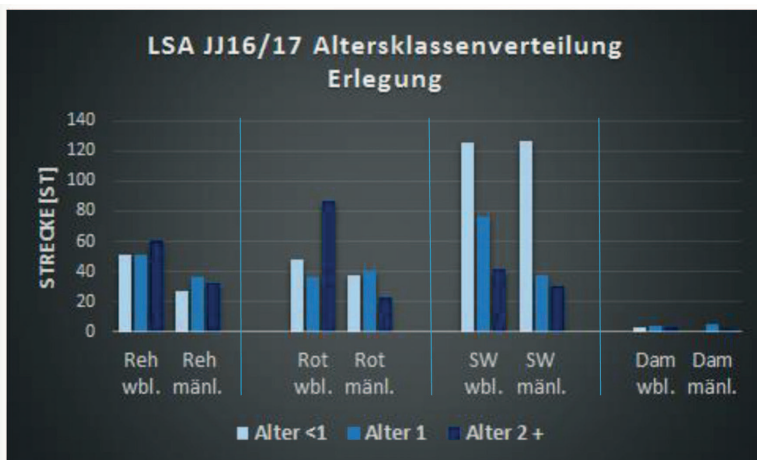


Abb. 14 Folie 8 aus MÜLLER 2017: Deutlich mehr Alttiere (weibliches Rotwild über 2 Jahre) als Kälber wurden im Jagdjahr 2016/2017 erlegt und vermutlich entsprechend häufig Kälber verwaist zurückgelassen. SW: Schwarzwild

bensjahr bei der Brunft erfolgreich beschlagen (befruchtet) werden. Unter derartigen Verhältnissen steigt der Anteil von erwachsenen weiblichen Alttieren im Vergleich zu denjenigen Tieren, die ein Kalb führen. Trotzdem ist keine natürliche Situation bekannt oder fachlich begründbar, wo es einen derart hohen Anteil nicht führender Tiere im Rotwildbestand gibt, wie er aus der Streckenstatistik abgeleitet werden könnte. Es muss also davon ausgegangen werden, dass im vergangenen Jagdjahr 2016/2017 im Projektgebiet wiederholt führende Rotwild Alttiere erlegt worden sind ohne ihre jeweiligen dazugehörigen Kälber. Dies stellt sowohl Straftaten nach dem Tierschutzgesetz und Vergehen gegen das BJagdG dar, wie erläutert. Nachdem etwa 73 % des gesamten Rotwildes bei Drückjagden (und Gemeinschaftsansitzen) erlegt wurde (siehe Abb. 16), haben die jeweiligen Jagdleiter mit der Freigabe von Alttieren bei diesen Drückjagden vermutlich diese Praxis in Kauf genommen.

Die Ausdehnung der Jagdzeit, vor allem mittels Bewegungsjagden und entsprechendem Hundeeinsatz, widerspricht ebenfalls den natürlichen jahreszeitlichen Stoffwechseleränderungen, die vor allem die großen pflanzenfressenden Wildarten durchmachen. Bewegungsjagden mit hohem Störungspotential in dieser Zeit widersprechen § 1 Abs. 3 BJagdG. Beim Schwarzwild, bei dem Ende Januar bereits die Setzeit beginnen kann treten daher mögliche Verletzungen von §§ 19a, 22 Abs. 4 und 38 auf. Beim Einsatz von nicht für Drückjagden brauchbaren Hunden (die spurlaut jagen müssen und das Wild nur „Anrühren“ aber nicht beschleunigen sollen) sollten mögliche Verstöße gegen § 3 Abs. 8 TierSchG und § 19 Abs. 13 und § 22a BJagdG überprüft werden.

Zu 2: Verzicht auf strukturelle Bejagung:

Zum Hegeziel nach Absatz 2 Satz 1 Halbsatz 1 BJagdG gehört ein „gesunder Wildbestand“. *Die Gesundheit eines Wildbestandes spiegelt sich äußerlich erkennbar im Körpergewicht, ... und in dem Grad des Parasitenbefalls wieder* (LEONHARDT 2010). *„Für das Wohlbefinden und die Gesundheit des Wildes ist außerdem eine artgemäße Gliederung der Wildbestände nach Alter und Geschlecht von wesentlicher Bedeutung“.*

Diesen Zusammenhang negiert dagegen MÜLLER (2016), wenn er postuliert, dass sich „Geschlechterverhältnisse, Altersklassen, Kondition usw. in den Jagdstrecken (im BioWild Jagdregime, Red.) bei Schwarz- und Rehwild auch ohne Abschusspläne optimal ergeben.“ Diese Aussage entspricht nicht den Tatsachen beim Blick auf die Streckenergebnisse im Projektgebiet (siehe MÜLLER 2017). Sie ist auch nicht aus wildbiologischen oder sonstigen wissenschaftlichen Annahmen begründbar. Wäre die Jagd eine rein zufällige Entnahme eines natürlich aufgebauten Tierbestandes könnte man davon ausgehen, dass auch die Geschlechter- und Alterszusammensetzung in der Strecke „optimal“, das heißt den gesetzlichen Vorgaben entsprechend, wäre. Keine dieser Voraussetzungen werden in dem Projektgebiet erfüllt, ebenso wenig wird der Versuch unternommen diese Daten zum lebenden Bestand zu erheben oder zu schätzen. Die für den Bestand (Synchronisation und Verkürzung der Brunft, Geschlechterverhältnis der Kälber) so wichtigen Hirsche der Altersklasse 4 werden in der Streckenstatistik von MÜLLER (2017) gar nicht mehr gesondert erfasst, sondern zusammen mit der Ak 3 summarisch aufgeführt. Die unterschiedliche biologische Funktion der beiden Sozialklassen scheint damit dem Leiter des Projektbereichs Wildbiologie weder bekannt noch relevant zu sein.

Zu 3: Verzicht auf verpflichtende Abschusshöchstgrenzen:

Im Absatz 2 Satz 1 Halbs. 1 des § 1 BJagdG sind die berechtigten Ansprüche der Grundeigentümer sowie der Allgemeinheit im weiteren Sinn (als Naturnutzer) definiert: *„Die Hege muss so durchgeführt werden, dass Beeinträchtigungen einer ordnungsgemäßen Land-, forst- und fischereiwirtschaftlichen Nutzung, insbesondere Wildschäden, möglichst vermieden werden.“* Hegemaßnahmen haben daher auch die ökonomischen Zielsetzungen des jeweiligen Grundbesitzers zu berücksichtigen. Der Vermeidung von Wildschäden kommt dabei eine besondere Bedeutung zu, sofern ein landeskulturell angepasster Wildbestand vorliegt. Explizit weisen die einschlägigen Kommentare darauf hin, dass auch in für eine Wildart nicht vollständig ausgestatteten Lebensräumen, *„die Anpassung der*

Wildbestände an die landeskulturellen Verhältnisse gleichwohl nicht einseitig zu Lasten der für die Land-, Forst- und Fischereiwirtschaft schädlichen Wildarten betrieben werden darf, weil dies ... zumindest zur Verdünnung einer Population oder gar Wildart insgesamt führen würde, die mit der gesetzlichen Wilderhaltungspflicht nicht mehr im Einklang stünde.“ (LEONHARDT 2010).

MÜLLER dagegen erklärt (Mail vom 24.1.2017): „Wichtigste Aspekte (des Schalenwildmanagements, Red.) sind Mindestpläne oder ohne (d.h. Verzicht von ..., Red.) Abschusspläne.“ Dies widerspricht offensichtlich der Regelung des BJagdG.

Zu 4: Verzicht auf verbindliche Notzeitfütterung:

Die Hegemöglichkeiten des Jagdausübungsberechtigten liegen neben der Art der Bejagung explizit auch „in der Sorge für die Ernährung und Einstandsmöglichkeiten des Wildes durch Maßnahmen der Reviergestaltung“ unter anderem auch „durch Fütterung des Wildes in der Notzeit“.

Nach Auffassung der Rechtskommentare (LEONHARDT 2010) „dient die Bestimmung in § 1 des BJagdG Absatz 2 Satz 2 ... dazu, das Interesse der Allgemeinheit an der Erhaltung des Wildbestandes gegenüber den Belangen der Land-, Forst- und Fischereiwirtschaft abzugrenzen“. Obwohl in § 23 BJagdG die näheren Bestimmungen zur Praxis der Fütterung den Ländern überlassen werden, können ländergesetzliche Regelung den Normzweck des Rahmengesetzes nicht aussetzen oder umkehren. So dürfen die länderrechtlichen „näheren Bestimmungen“ die bundesrechtlichen Regelungen nur ausgestalten, aber diesen nicht zuwiderlaufen.

Der Normzweck der bundesgesetzlichen Regelung verpflichtet demnach die Ausübung des Jagdrechts so zu gestalten, dass einerseits ein natürlicher und artgerecht lebender Wildbestand im Jagdgebiet erzielt und erhalten wird – in einer Dichte, in der das natürliche Sozialverhalten einer Art gewährleistet wird. Andererseits muss durch entsprechende Hegemaßnahmen, einschließlich der Winterfütterung, ein Ausgleich für nicht zugängliche oder nicht

mehr vorhandene Wintereinstandsmöglichkeiten geschaffen werden. Und drittens sind die Hegemaßnahmen so zu gestalten, dass die „berechtigten Ansprüche der Land-, Forst- und Fischereiwirtschaft ... zu wahren sind.“ Die Winterfütterung des Rotwildes dient also entsprechend den bundesgesetzlichen Regelungen nicht ausschließlich dem Ersatz von Winteräsung und damit der Vermeidung von erhöhter Wintersterblichkeit in Gebieten, die keine vollwertigen Wintereinstände aufweisen. Die Winterfütterung hat explizit auch die Funktion, Wildschäden in diesen Einstandsgebieten zu vermeiden. Eine einseitige Einschränkung der Hegeverpflichtung auf die Vermeidung oder Verminderung von erhöhter Sterblichkeit durch einzelne landesgesetzliche Regelungen widerspricht somit dem Rechtsrahmen, der durch das BJagdG gesetzt ist.

MÜLLER (Mail vom 24.1.2017) verändert die Jagdregime dagegen so, dass eine Notzeitfütterung nicht von der Wildbiologie des Schalenwildes abgeleitet wird, sondern von der jagdlichen Zielsetzung. Tatsächlich wurden in Sachsen-Anhalt selbst bei verharschter Schneedecke und zweistelligen Minusgraden Bewegungsjagen durchgeführt.

5.5.2. Naturschutzrechtliche Regelungen

Im Projektgebiet Dübener Heide liegen auch Natura2000 Flächen, zum Beispiel:

Das Flora-Fauna-Habitat-Gebiet „Buchenwaldgebiet und Hammerbachtal in der Dübener Heide (FFH0133LSA; DE4341301), sowie Teilbereiche des FFH-Gebietes Fließbachsystem zwischen Dübener Heide und Elbe (FFH0131LSA; DE4241301).

Die Richtlinie 92/43/EWG zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen der Europäischen Union wird kurz „FFH-Richtlinie“ genannt (FFH-RL). Sie regelt den Umgang mit Arten und Lebensräumen die von gemeinschaftlichem Interesse sind. Als Ziel soll auf diese Weise ein Netz aus Lebensräumen zur Sicherung der Lebensgrundlagen typischer, bedrohter oder seltener Arten entstehen und ein günstiger Erhaltungszustand erhalten oder wiederhergestellt werden (EUROPÄISCHE KOMMISSION 1992). In derartigen

Lebensräumen, die als FFH-Lebensraumtypen in einem günstigen Erhaltungszustand erhalten oder wiederhergestellt werden müssen oder als geschützte Biotope gemäß § 30 BNatSchG festgesetzt sind, sind Handlungen, die zu einer Zerstörung oder einer sonstigen erheblichen Beeinträchtigung führen können, verboten. Grundsätzlich schreibt die FFH-RL in Art. 6 vor, dass „Pläne und Projekte, die nicht unmittelbar mit der Verwaltung des Gebietes in Verbindung stehen oder hierfür nicht notwendig sind, die ein solches Gebiet jedoch einzeln oder in Zusammenwirkung mit anderen Plänen oder Projekten beeinträchtigen könnten, eine Prüfung auf Ver-

träglichkeit mit den für dieses Gebiet festgelegten Erhaltungszielen erfordern“.

Das heißt für das Vorgehen im BioWild-Projektgebiet in der Dübener Heide, dass die angestrebten waldbaulichen Ziele, selbst wenn diese durch die im Rahmen des Projektes durchgeführten Maßnahmen gar nicht erreicht werden können, einer entsprechenden naturschutzfachlichen Prüfung hätte unterzogen werden müssen. Veränderungen oder Beeinträchtigungen des günstigen Erhaltungszustands der geschützten Lebensraumtypen, in erster Linie Hainsimsen-Buchenwälder (Luzulo-Fagetum), Waldmeister-Buchenwälder (Asperulo-Fagetum), Labkraut-Eichen-Hainbuchenwälder (Galio-Carpinetum) und alte säureliebende Stieleichenwälder auf sandigen Böden müssen in jedem Fall unterbleiben.

Weitere Bedenken bestehen bezüglich des Schutzes seltener, geschützter Arten, vor allem bodenbrütender Vogelarten, die im Projektgebiet vorkommen. Der Beginn der Jagdzeit am 1. April bis Ende Mai und die Durchführung von Bewegungsjagden bis 31. Januar kann Tierarten sowohl in ihren natürlichen Rückzugsgebieten (Januar) und während der Balz-, Brut- und Aufzuchtzeit (April, Mai) empfindlich stören. Es ist wissenschaftlich gut belegt, dass Störungen in diesen Zeiträumen, ob durch Menschen (Jäger, Durchgeschützen) oder durch frei jagende Hunde, zu hoher Stressbelastung der Vögel führen mit messbaren Langzeitfolgen für die Gesundheit der Tiere (THIEL et al. 2008). Aus diesem Grund hat der Gesetzgeber sowohl im BArtenschG, wie in den jeweiligen NatSchG dafür gesorgt, dass vorsätzliche oder leichtfertig in Kauf genommene Störungen von seltenen, geschützten Vogelarten in den bekannten Vorkommensgebieten strafbewehrt sind. Weiträumig frei jagende Hunde, die gezielt und systematisch diese Flächen durchstöbern und Menschen, die sich zum Zweck der Jagdausübung zu dieser Zeit hier bewegen, schädigen die Vögel langfristig und nehmen den Tod der Brut in Kauf, wenn die Hennen, bzw. andere bodenbrütende Vögel gezwungen sind die Nester bei Flucht zu verlassen.

Ein Verstoß zum Beispiel gegen § 44 Abs. 1 Ziffer 2 BNatSchG durch die völlige Freigabe von jagdlichen Tätigkeiten in den genannten Zeiträumen sollte geprüft werden.

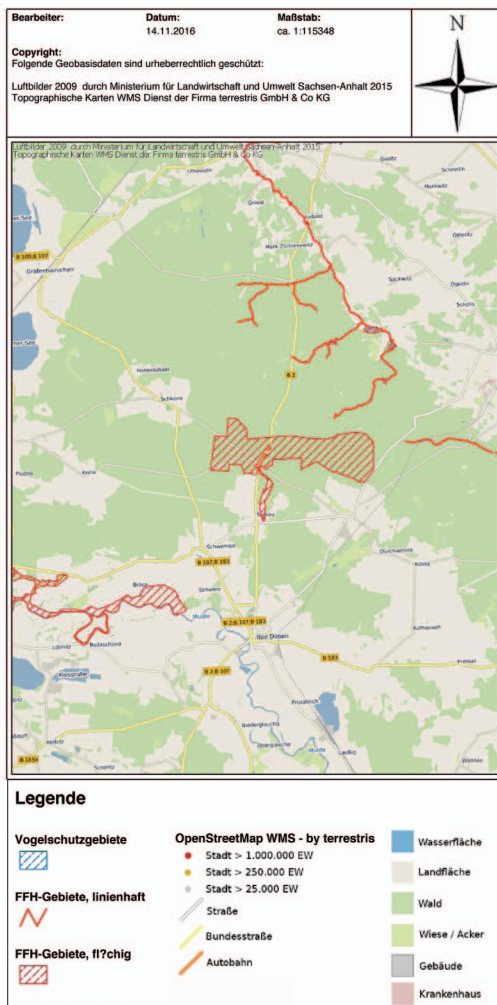


Abb. 15 Lage der natura2000 Flächen im Projektgebiet Dübener Heide

5.5.3. Tierschutzrechtliche Regelungen

Nach § 1 TierSchG gilt: „Zweck dieses Gesetzes ist es aus der Verantwortung des Menschen für das Tier als Mitgeschöpf dessen Leben und Wohlbefinden zu schützen. Niemand darf einem Tier ohne vernünftigen Grund Schmerzen, Schäden oder Leiden zufügen.“ Nähere Regeln zur Gestaltung der Jagdausübung finden sich in § 3 Abs. 8 (Verbot von Hetzjagden) und § 4 Abs. 1 Satz 2 (Töten von Tieren nur im Rahmen der weidgerechten Ausübung der Jagd). Strafbewehrt ist diese Maßgabe durch § 17 TierSchG: „Mit Freiheitsstrafe bis zu drei Jahren oder mit Geldstrafe wird bestraft, wer ein Wirbeltier ohne vernünftigen Grund tötet oder einem Wirbeltier a) aus Rohheit erhebliche Schmerzen oder Leiden oder b) länger anhaltende oder sich wiederholende erhebliche Schmerzen oder Leiden zufügt.“ (siehe dazu HIRT et al. 2016) Tierschutzrechtliche Bedenken bestehen deshalb bei einer Reihe der Änderungen durch das Jagdregime im BioWild Projekt.

Ein wesentliches Merkmal des Jagdregimes ist die Durchführung von Bewegungsjagden, vor allem im Hochwinter. Diese Bewegungsjagden dienen unter anderem zur Bejagung von Rehwild und zur Abschusserfüllung von weiblichem Wild. Beides ist tierschutzrechtlich

bedenklich. Bei Bewegungsjagden prognostiziert MÜLLER (2016), dass „der Tierschutz ... gewährleistet (ist), weil die Schusslagen beim Rehwild nicht schlechter, sondern zumeist besser werden“. Rehwild bewegt sich bei der Flucht in hohen, schnellen Sprüngen fort, das heißt es flüchtet nicht geradlinig, wie das für Schwarzwild oder trollendes (trabendes) Rotwild typisch ist. In diesem Fall kann der Schütze eine gewisse Distanz vorhalten und so einen todbringenden Schuss auf das Wild anbringen, das praktisch „in die Kugel hineinläuft.“ Die Sprünge beim Rehwild sind jedoch nicht gleichmäßig, sondern mal höher, mal länger, je nach Geschwindigkeit der Flucht. In diesem Fall kann der Schütze zwar vorhalten, die Kugel kann das Tier aber oberhalb, unterhalb, vor oder hinter dem Bereich treffen, in dem sofort getötet wird. Schüsse auf flüchtiges Rehwild können demnach nicht tierschutzgerecht sein, weil der Schütze nicht weiß, ob er das Tier nur verletzt oder – wie gefordert – sofort tötet.

Auch die Aussage von Müller, dass die Trefferlage besser würde, geht davon aus, dass die Schützen ihre Schießfertigkeit an lebenden Tieren üben. Dies wäre in jedem Fall ein strafbarer Tatbestand nach dem Tierschutzgesetz. Auf jeden Fall fallen etwas mehr als die Hälfte der erlegten Rehe bei Bewegungsjagden.

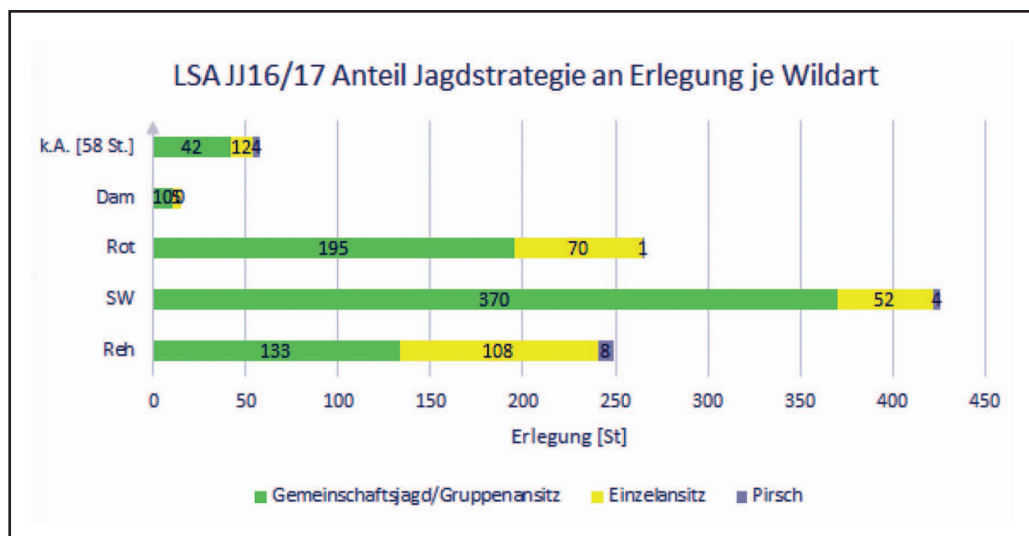


Abb. 16 Folie 14 aus MÜLLER 2017: 73 % des Rotwildes und 55 % des Rehwildes wurden im vergangenen Jagdjahr auf Drückjagden erlegt.

Bei Bewegungsjagden kommt es zudem häufig vor, dass Muttertiere von ihren Jungtieren getrennt werden. Wie bereits dargelegt, ist weibliches Rotwild auch im Winter für die Aufzucht ihres Kalbes notwendig. Verliert ein Kalb im ersten Lebensjahr seine Mutter, wird es nicht überleben, wenn es sich noch nicht selbständig ernähren kann (das ist bis etwa Ende Oktober der Fall). Doch auch später wird es sich ohne Mutter nicht normal entwickeln können und sowohl physischen und psychischen Stress unterliegen und leiden, selbst wenn es in einem milden Winter nicht unmittelbar nach dem Verlust der Mutter stirbt. Auch für Rehwild gilt diese Beziehung in etwas eingeschränkter Form. Frischlinge sind von der Mutter mindestens solange abhängig, wie sie säugen. Da es auch außerhalb der Hauptsetzzeit zur Geburt von Frischlingen kommen kann, ist auch hier entsprechende Vorsicht bei den Freigaben auf Bewegungsjagden geboten.

Zudem kann es regional verschieden sowohl im Januar bereits zum Frischen beim Schwarzwild kommen. In diesem Fall wäre jede Bewegungsjagd, bei der Hunde, die Rückzugsgebiete von Wildschwein-Bachen vor, während oder nach dem Frischen der Jungtiere, systematisch aufsuchen und durchstöbern ein Verstoß gegen tierschutzrechtliche Verbote. Die weiblichen Tiere sind kurz vor dem Setzen unruhig und hochgradig stressempfindlich. Sie zeigen alle Merkmale des Unwohlseins, wenn es ihnen nicht gelingt, diese oft schon aus den Vorjahren vertrauten Setzeinstände erreichen zu können. Kurz vor dem eigentlichen Setzakt sind die Tiere noch einmal vermehrt unruhig und äußerst störungsempfindlich. Durch den unmittelbar bevorstehenden Geburtsvorgang ist auch die Bewegungsfähigkeit der Tiere eingeschränkt. Während der Zeit der angezeigten Drückjagd liegen die Bachen entweder mit ihren jungen Nachwuchs in einem geschützten „Kessel“ oder stehen unmittelbar vor dem Setzen oder bereiten sich gerade darauf vor, indem sie versuchen, sich in die selbst gebauten „Kessel“ zurück zu ziehen.

Werden sie in dieser Zeit durch den Jagdbetrieb einer Gesellschaftsjagd, durch Schüsse, Treiber/Durchgeschützen und/oder weiträumig frei jagende Hunde aufgeschreckt oder gehetzt, erleiden sie nicht nur hochgradigen Stress, sondern

empfinden nach allgemeinem veterinärmedizinischem und physiologischem Kenntnisstand auch unmittelbare Schmerzen, da sie in Geschwindigkeit und Fluchtverhalten deutlich eingeschränkt sind. Der unmittelbar bevorstehende Geburtsvorgang kann sich verzögern und Komplikationen auftreten, die zum Absterben der Föten (bis zu 10 Föten können bei einer erwachsenen Bache entwickelt werden) und zur Schädigung von Muttertier und Frischling (junges Wildschwein) beim Geburtsvorgang führen können. Wird ein weibliches Tier während des Setzaktes aufgestört, kann es unmittelbar zum Abbruch des Geburtsvorganges führen und zum qualvollem Verenden des Tieres und des Jungen im weiteren Verlauf kommen.

Ab Ende April bis Mitte Juni liegt die Haupt-Setzzeit von Reh-, Rot- und Damwild. In der Jagd- und Schonzeitenregelung des BJagdG und entsprechender Landesjagdgesetze sind erwachsene weibliche Tiere nicht jagdbar, nicht nur nach dem Setzen, wenn sie zur Aufzucht der Jungen notwendig sind, sondern bereits vorher, wenn sie noch hochträchtig sind. Durch die Änderung der Jagdzeitenregelung im Rahmen des BioWild-Projektes sind weibliche, erwachsene Tiere, zwar während der vorgezogenen Jagdzeit im April und Mai ausgenommen. Einjähriges weibliches Rot- und Rehwild jedoch nicht. Diese Tiere befinden sich bis kurz vor dem erneuten Setzen des Muttertieres in engem räumlichen Kontakt mit diesem. Durch die pauschale Freigabe der Jungtiere wird einerseits in Kauf genommen, dass das Alttier „miterlebt“, wie das Jungtier des vergangenen Jahres erlegt wird. Dies führt rasch zu einem anhaltenden Lerneffekt, der die Bejagbarkeit des weiblichen Wildes drastisch verringert und in der Folge – nachdem alle Nachkommen diese Vorsicht von ihrer Mutter erlernen – zu einer verringerten Sicht- und Bejagbarkeit des Gesamtbestands. Andererseits ist im April und zum Teil noch im Mai die Verwechslungsgefahr von einjährigen und älteren Tieren groß und damit die Gefahr von Fehlabschüssen trächtiger Tiere in der letzten Phase der Tragzeit. Dabei ergibt sich ein neuer, tierschutzrelevanter Tatbestand, denn die zu dieser Zeit fast schon lebensfähigen Jungtiere sterben nicht sofort mit dem Muttertier, sondern erliegen in der Folge einem vermutlich qualvollen Sterbeprozess. Aus diesem Grund

gibt es auch bei der Tötung gravider (das heißt hochträchtiger) Nutztiere entsprechende Gesetzesinitiativen und gesetzliche Regelungen, die diese tierschutzrelevante Praxis einschränken (PEISKER et al. 2012). Die Regelungen im Bio-Wild-Projekt missachten derartige Richtlinien und Vorgaben zumindest fahrlässig.

Wie schon bei den jagdgesetzlichen Bedenken ausgeführt, ist es auch tierschutzrechtlich verboten einem Tier langanhaltendes Leiden zuzufügen. Der Begriff des Leidens bezeichnet andauernde Phasen des „Nicht-Wohlbefindens“. *Messbar ist das „Nicht-Wohlbefinden“ an bestimmten artspezifischen Verhaltensmustern und der Ausschüttung von sog. Stress-Hormonen. Längerfristiges Leiden schlägt sich dann in den entsprechenden physiologischen Kaskadenprozessen nieder, wie einer Verringerung des Immunsystems. Das macht „Leiden“ der quantitativen Erhebung von Messdaten zugänglich* (PALME et al. 2005, THIEL et al. 2008, MONCLUS et al. 2009).

Grundsätzlich gehört es zum natürlichen Verhaltensrepertoire des hochsozialen Rotwildes, dass es mit Ausnahme der alten, einzelgängischen Hirsche das ganze Jahr über Kontakt zu Artgenossen halten kann. Wesentliche Voraussetzung für das Wohlbefinden aller anderen Altersgruppen sind die jeweiligen Kontaktmöglichkeiten von Muttertier zu Kalb und älteren weiblichen Nachkommen, von mehreren Muttertieren untereinander, und von Hirschen untereinander. Es gibt also sowohl einen natürlichen Mindestbestand, unter dem diese Beziehungen nur noch vereinzelt bis gar nicht mehr möglich sind, als auch einen verhaltensrelevanten Höchstbestand. Auch das Fehlen von alten weiblichen wie männlichen Tieren hat Folgen für das Wohlbefinden und Verhalten der jeweiligen Gruppe. Während der Brunft reagieren weibliche Tiere empfindlich auf die „Belästigung“ durch jüngere Hirsche. Messbar sind alle diese Störungen im natürlichen Verhaltensrepertoire auch anhand von physiologischen Kenngrößen, wie dem Ausstoß von Corticosteroiden und anderen Stress-Weisern (ZEILER 2014, SAUERWEIN et al. 2004.)

Soziale Tiere brauchen den artgemäßen Sozialkontakt zu ihrem Wohlbefinden. Das Senken von Wilddichten unter die Schwelle, ab der artgemäßes Sozialverhalten möglich ist und die

Zerstörung artgemäßer Sozialstrukturen (zu wenig Alttiere) stellen deshalb auch tierschutzrechtliche Tatbestände dar, die im Rahmen des BioWild-Projektes überprüft werden sollten.

6. Schlussfolgerungen

Im Umgang mit Naturgütern und Wildtieren folgen viele Nachbarstaaten dem Grundsatz, dass diese in gesamtgesellschaftlicher Verantwortung behandelt werden. Eingriffe und Management müssen in demokratischen Prozessen abgestimmt werden und unter Anwendung der besten zur Verfügung stehenden wissenschaftlichen Grundlagen erfolgen (VUCETICH et al. 2017). Diese allgemein gültigen Grundsätze müssen auch von Forschungsvorhaben eingefordert werden, die vom Bundesamt für Naturschutz (BfN), bzw. mit den Mitteln des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit gefördert werden.

Wie im Zuge der vorliegenden Arbeit ausgeführt wurde, entsprechen Zielsetzung und Durchführung des Projektes „Biodiversität und Schalenwildmanagement in Wirtschaftswäldern (BioWild)“ nicht den fachlichen Anforderungen für ein wissenschaftliches, förderwürdiges Projekt. Umso mehr verwundert es, dass dieses Vorhaben zu einem überwiegenden Teil aus den Mitteln des BfN gefördert wird. Das Bundesamt für Naturschutz (BfN) ist die wissenschaftliche Behörde des Bundes für den nationalen und internationalen Naturschutz, so die Selbstbeschreibung dieser Behörde. Dass eine dem Naturschutz verpflichtete Behörde ein Projekt mit Mitteln aus dem Fördertopf für Biodiversitätsforschung uneingeschränkt fördert, das laut Beschreibung als ein Ziel hat: **„Anpassungen rechtlicher Regelungen, damit Grundbesitzer ihre ... Ziele ohne ... Einschränkungen erreichen können“** (biowildprojekt.de/ueberuns/unsere-philosophie), dürfte nicht nur für Deutschland ungewöhnlich, sondern auch der Öffentlichkeit, bzw. den politisch Verantwortlichen gegenüber erklärungsbedürftig sein.

Viele der in den Projektbeschreibungen und begleitenden Veröffentlichungen wiederkehrender Schlagworte und Zielvorgaben bleiben eine Präzisierung schuldig. Die Fragestellung sowohl im Gesamtprojekt wie im Projektge-

biet bleibt wenig konkret und ist damit fachlich unzureichend. Ein Verfahren zur Bewertung des Erfolgs von Maßnahmen, die die Ökosystemdienstleistungen des Waldes sichern, wird weder entwickelt noch evaluiert, obwohl es in der Antragstellung als ein übergeordnetes Projektziel genannt wird. Auch die „positiven und negativen Einflüsse von Schalenwild auf die Biodiversität und die nachhaltige Sicherung weiterer Ökosystemfunktionen“ sollen zwar laut Antragstellung „quantifiziert“ werden. In der Projektdurchführung gibt es jedoch keine objektiven Kriterien nach denen positive oder negative Einflüsse der großen Pflanzenfresser erhoben werden.

Eine differenzierende Beschreibung und Bewertung des Ausgangszustands liegt in keiner der Publikationen vor. Kursorisch wird dagegen stets von „seit 50 Jahren nur in Teilgebieten mögliche natürliche Verjüngung von Wäldern“ (Projektskizze BioWild) gesprochen, die durch das Projekt nun angestoßen werde. Die zitierte Arbeit von AMMER et al. 2010, weist entsprechende fachliche Mängel auf.

Dagegen bleiben die für das Projektgebiet Sachsen-Anhalt Dübener Heide im Rahmen eines anderen durch das DBU geförderte Forschungsprojekt erhobenen Eckdaten zur Waldverjüngung und waldökologischen Bewertung des Projektgebietes gänzlich unberücksichtigt. Hingegen scheint es nicht einmal von den verschiedenen Projektverantwortlichen eindeutige, deckungsgleiche Aussagen bezüglich Flächen, Zielsetzung und Vorgehen im Projektgebiet zu geben.

Die angewandte Methodik im Projektgebiet hinsichtlich des Weiserzaunverfahrens ist fehlerhaft.

Im Bereich Wildbiologie und Schalenwildmanagement scheint ein auffälliger Mangel an Vertrautheit mit dem aktuellen wissenschaftlichen Kenntnisstand zu herrschen. Prof. M. MÜLLER erklärte auf Fragen hinsichtlich des Rotwildmanagement, dass weder der Rotwildbestand eines Gebietes noch dessen Sozialstruktur und Altersaufbau hinreichend genau erhoben werden kann. „Das Maß der Dinge ist das Erreichen des durch den Inhaber des Jagdrechts zu definierenden Vegetationszustände,“ erläuterte er in einer Mail vom 24.1.2017. Deutlicher kann man nicht zeigen, dass im Vorgehen des

Projektes bewusst kein Wert auf wissenschaftliche Sachlichkeit und Erkenntnisgewinn gelegt wird. Es ist durchaus möglich in größeren Wildräumen, wie dem Rotwildverbreitungsgebiet der Dübener Heide, für diese Art Populationschätzungen, Sozialstrukturen und Populationstrends mit hinreichender Genauigkeit zu erheben. Im Projektantrag wird zudem explizit die „Dokumentation und Analyse des Einflusses der gewählten Bejagungsstrategien auf Parameter der Schalenwildvorkommen (u. a. Wilddichte, Altersstrukturen und Kondition)“ im Leistungsverzeichnis des Fachbereichs von Prof. Müller aufgeführt. Dass die Analyse der Jagdstrecke nicht ohne weiteres die Altersstruktur der zugrundeliegenden Bestände wiedergibt, ist allgemein bekannt. Es gibt jedoch keine definierte Vorgehensweise in der Datenerhebung aus der ersichtlich wird, wie der Einfluss der Veränderung des Jagdregimes auf quantitative Änderungen (Zahl, Dichte, Verhalten, Dynamik, räumliche Verschiebung) des Wildbestandes erfasst werden soll.

Aus den Projektveröffentlichung kann geschlossen werden, dass alternative Hypothesen im Licht des aktuellen wissenschaftlichen Forschungsstandes nicht in Betracht gezogen werden.

Die Durchführung des veränderten Jagdregimes verstößt möglicherweise gegen geltendes Recht.

Zusammenfassend erscheint das Projekt BioWild, analysiert anhand der Maßnahmen im Projektgebiet Sachsen-Anhalt Dübener Heide, nicht als ein wissenschaftliches Forschungsprojekt mit einer offenen Fragestellung, wie sie für eine korrekte Studie notwendig wäre.

Anhand der Diskrepanzen von Antragstellung zu Durchführung, von Ansprüchen und formulierten Zielen zu angewandter Methodik und angesichts des offenkundigen eingeschränkten fachlichen Blickwinkels wertet die Autorin das Projekt – wie es in der Dübener Heide umgesetzt wird – als eine Erhebung von Daten, zum Zweck der Unterstützung von Forderungen eines Lobbyverbandes. (Siehe dazu u. a. Positionspapier des Deutschen Forstwirtschaftsrat „Für eine zeitgemäße Jagd: Wald und Schalenwild in Einklang bringen! (Febr. 2011) oder Positionen des ANW Brandenburg www.anw-brandenburg.de/?cat=4).

Veränderungen im Bereich der Fragestellungen wären möglich, um entsprechende Ergebnisse zu erhalten, die auf fachlich sinnvolle Weise ausgewertet werden könnten. Dazu müsste jedoch das System der Weiserflächen im Projektgebiet neu aufgebaut werden (vergleichbare Flächenpaare, markiert und entsprechend eingezäunt, d. h. kein hasensicherer Zaun).

Das Jagdregime, wie es zurzeit durchgeführt wird, kann keine auswertbaren Ergebnisse liefern, die zu einem Erkenntnisgewinn bezüglich der Wirkmechanismen von großen Pflanzenfressern, Walddynamik und Biodiversitätsveränderungen führen. Zudem müsste das bisher praktizierte Vorgehen juristisch auf seine Kompatibilität mit bestehenden rechtlichen Rahmenbedingungen (Naturschutzgesetz, Tierschutzgesetz und Bundesjagdgesetz) überprüft werden. Das Jagdregime auf den BioWild Flächen in Sachsen-Anhalt sollte deshalb wegen gravierender fachlicher und vermuteter rechtlicher Mängel in jedem Fall unverzüglich eingestellt werden.

In Anbetracht der fachlichen Mängel, juristischer Unsicherheiten und einer Reihe von Ungereimtheiten wird der Auftraggeberin BfN empfohlen, das Gesamtprojekt einer internationalen und interdisziplinären Evaluierung zu unterziehen. Dazu sollten Fachwissenschaftler herangezogen werden, die nicht an einer der beteiligten forstlichen Fakultäten lehren und forschen sowie anerkannte Wissenschaftler aus benachbarten Disziplinen (Biologie, Vegetationskunde, Ökologie etc.).

Die weitere Unterstützung eines Projektes mit öffentlichen Forschungsmitteln, die keinen wissenschaftlichen Erkenntnisgewinn und keine sinnvollen und rechtlich unbedenklichen Empfehlungen für die Praxis erwarten lassen, sollte überdacht werden.

Zusammenfassung

Das Teilprojekt in der Pilotregion Sachsen-Anhalt Dübener Heide, das im Rahmen des vom Bundesamt für Naturschutz geförderten Forschungsprojektes „Biodiversität und Schalenwildmanagement in Wirtschaftswäldern (BioWild)“ seit Beginn 2016 durchgeführt wird, entspricht nach der vorliegenden eingehenden

Begutachtung nicht den Kriterien guter wissenschaftlicher Praxis:

Die Zielsetzung sowohl des Gesamtprojektes, wie im Teilprojekt in der Dübener Heide (Sachsen-Anhalt) ist unklar formuliert. So sollen durch jagdliche Maßnahmen Veränderungen im Wildeinfluss bewirkt werden, die wiederum zu Veränderungen der Wildauswirkungen auf den ausgewählten Waldflächen führen und diese sollen letztendlich zu Änderungen der angewandten Biodiversitätsindizes führen. Der Stand der wissenschaftlichen Forschung zu diesen Themen wird weitgehend nicht berücksichtigt. Ebenso entsprechen die standortlichen und waldbaulichen Voraussetzungen im Projektgebiet nicht den im Teilprojekt formulierten Voraussetzungen.

Die Durchführung im Projektgebiet Dübener Heide weist erhebliche fachliche Mängel auf, bezüglich der fehlenden Erhebung von Ausgangsbedingungen, der unzulänglichen Anlage und Durchführung der Weisergatterversuche, einer fehlenden Zieldefinitionen und Veränderungen der Versuchsbedingungen im laufenden Versuch (Flächenauswahl, Jagdregime, Zuwanderung Großer Beutegreifer etc.)

Die Mängel bei Konzeption und Durchführung des Teilprojektes in Sachsen-Anhalt Dübener Heide sind durch nachträgliche Änderungen nicht behebbar. Deshalb wird empfohlen den Versuch im Teilprojekt unverzüglich zu beenden um eine weitere unsachgemäße Verwendung von Fördermitteln des Bundes zu unterbinden und mögliche Verstöße gegen geltendes Recht, die im Rahmen der Durchführung aufgetreten sein können zu beenden.

Für das Gesamtprojekt wird empfohlen eine internationale und interdisziplinäre Begutachtung durch ein unabhängiges Fachgremium durchzuführen. Damit sollten Wissenschaftlern aus Fakultäten, die nicht in das Projekt eingebunden sind sowie Wissenschaftlern aus verwandten, nicht-forstlichen Fachdisziplinen beauftragt werden.

Summary

The Project „Biodiversity and ungulate management in commercial forests“ in short „BioWild“ is funded by the German federal office

for nature conservation (BfN). It is conducted since the beginning of 2016 in different project areas in Germany, one of which lies in the Dübener Heide (Sachsen-Anhalt). According to the analysis of the study design and methodology applied in this project area, we argue, that this project does not adhere to the principles of good scientific practice.

The study goals of the overall project, as well as in the project area Dübener Heide (Sachsen-Anhalt) have not been defined concisely and clearly. Through experimental changes in the management (hunting) strategy the impact of ungulates on the rejuvenation of different forest stands should be assessed in the course of the study. These impacts are then – in a correctly applied study design – correlated to changes in future forest composition. And these should then be correlated to changes in biodiversity indices. Yet relevant scientific literature concerning these questions are not taken into consideration, as well as missing correlations between the different parameters under investigation, and neither are alternative hypotheses included into consideration. Actual conditions of soil properties and forest dynamics in the project area are not in accordance to the postulated starting conditions of the project.

The implementation of the BioWild Project in the area of the Dübener Heide (Sachsen-Anhalt) shows significant deficiency and a lack of technical competence in the application of the „pairwise fencing experiments“. The initial conditions of the environmental variables and the population status of the wildlife species targeted in the area have not been assessed before during and after the implementation of the experimental management strategies. During the running experiment different parameters have been changed repeatedly. (e.g. areas concerned, changes in management regime, species in the area). These deficiencies in design and implementation of the study in the area Dübener Heide (Sachsen-Anhalt) cannot be rectified subsequently. We therefore suggest to stop the management strategies applied in the area „Dübener Heide“ (Sachsen-Anhalt) in order to avoid any further unprofessional utilization of governmental funds and any possible legal violations, that might happen in the course of the applied management strategies.

We suggest that the whole project is to be revised and evaluated by an international and interdisciplinary body of independent scientists. These should not be related to those Departments and Faculties that are involved in the project and should be coming not only from Forestry Faculties alone but as well from Research Institutions and Department of Biology, Ecology and related fields.

Literatur

- ALLEN, B.L.; ALLEN, L.R.; ANDREN, H.; BALLARD, G.; BOITANI, L.; ENGEMANN, R.M.; FLEMING, P.J.S.; FORD, A.T.; HASWELL, P.M.; KOWALCZYK, R.; LINNELL, J.D.C.; MECH, D.; PARKER, D.M. (2017): Can we save large carnivores without losing large carnivore science. – Food Webs, in press.
- AMMER, C. (1996): Impact of ungulates on structure and dynamics of natural regeneration of mixed mountain forests in the Bavarian Alps. – *For. Ecol. And Mgmt.* **88**: 43–53.
- AMMER, C. (2015): Einfluss unterschiedlicher Wildbestände auf die Vegetation und den Aufbau klimastabiler Wälder. Präsentation bei der Auftaktveranstaltung des BioWild Projekts in Arnsberg, 7.12.2015.
- AMMER, C.; VOR, T.; KNOKE, T.; WAGNER, S. (2010): Der Wald-Wild-Konflikt. Göttinger Forstwissenschaften Band 5, Universitätsverlag Göttingen.
- BENDIX, B. (2009): Dünger aus der Luft. – In: MÖRING, C. (Hrsg.) 2009. Phönix auf Asche. Von Wäldern und Wandel in der Dübener Heide und Bitterfeld. – Kessel Verlag, Remagen.
- BERGQUIST, J.; LÖF, M.; ÖRLANDER, G. (2009): Effects of roe deer browsing and site preparation of performance of planted broadleaved and conifer seedlings when using temporary fences. – *Scand. J For Res.* **24**: 308–317.
- BLAKEY, R.V.; LAW, B.S.; KINGSFORD, R.T.; STOKLOSA, J.; TAP, P.; WILLIAMSON, K. (2016): Bat communities respond positively to large-scale thinning of forest regrowth. – *J. Appl. Ecol.* **53**: 1694–1703.
- BOEREMA, A.; REBELO, A.J.; BODI, M.B.; ESLER, K.J.; MEIRE, P. (2017): Are ecosystem services adequately quantified? – *J. Appl. Ecol.* **54**: 358–370.
- BOLLMANN, K. (2011): Naturnaher Waldbau und Förderung der biologischen Vielfalt im Wald. – In: *Forum für Wissen* 2011: 27–36, WSL, Birmensdorf.
- BMUB 2015: Indikatorenbericht 2014 zur Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt. http://www.bmub.bund.de/fileadmin/Daten_BMU/Pool/Broschueren/indikatorenbericht_biologische_vielfalt_2014_bf.pdf.
- BRANG, P.; STREIT, K. (2015): Target values to evaluate the success of natural regeneration in forest management. – Vortrag gehalten anl. IUFRO Conf. „Effects of Ungulate Browsing on Forest Regeneration ans Silviculture, 14–16 Oct. 2015, Birmensdorf, Schweiz.
- BRÜLLHARDT, M.; RISCH, A.C.; FILLI, F.; HALLER, R.M.; SCHÜTZ, M. (2015): Spatiotemporal dynamics of na-

- tural tree regeneration in unmanaged subalpine conifer forests with high wild ungulate densities. – *Can. J. For. Res.* **45**: 607–614.
- BUGALHO, M.N.; IBANEZ, I.; CLARK, J.S. (2013): The effects of deer herbivory and forest type on tree recruitment vary with plant growth stage. – *Forest Ecology and Management* **308**: 90–100.
- CAILLERET, M.; HEURICH, M.; BUGMANN, H. (2014): Reduction in browsing intensity may not compensate climate change effects on tree species composition in the Bavarian Forest National Park. – *Forest Ecology and Management* **328**: 179–192.
- CAILLERET, M.; HEURICH, M.; BUGMANN, H. (2015): Combined effects of climate change and ungulate browsing on forest dynamics on the Bavarian Forest National Park. – Vortrag gehalten anl. IUFRO Conf. „Effects of Ungulate Browsing on Forest Regeneration and Silviculture, 14–16 Oct. 2015, Birmensdorf, Schweiz.
- CASABON, C.; POTHIER, D. (2007): Browsing of tree regeneration by white-tailed deer in large clearcuts on Anticosti Island, Quebec. – *For. Ecol. And Mgmt.* **253**: 112–119.
- DANELL, K.; BERGSTRÖM, R.; DUNCAN, P.; PASTOR, J. (2006): *Large Herbivore Ecology, Ecosystem Dynamics and Conservation*. – Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- DOUDA, J.; BOUBLIK, K.; DOUDOVA, J.; KYNCL, M. (2017): Traditional forest management practices stop forest succession and bring back rare plant species. – *J. Applied Ecology* **54**: 761–771.
- ENGEMANN, R.M.; ALLEN, L.R.; ALLEN, B.L. (2017): Study design concepts for inferring functional roles of mammalian top predators. – *Food Webs*, in press <http://dx.doi.org/10.1016/j.foodweb.2017.02.007>.
- EISENHÄUER, D.-R.; SONNEMANN, S. (2009): Alte und neue Freiheitsgrade. – In: MÖHRING, C. (Hrsg.) 2009. *Phönix auf Asche. Von Wäldern und Wandel in der Dübener Heide und Bitterfeld*. – Kessel Verlag, Remagen.
- EUROPÄISCHE KOMMISSION (1992): Richtlinie 92/43/EWG des Rates vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen vom 21.5.1992 (=FFH-RL). (<http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CELEX:31992L0043:DE:HTML>).
- FRANKE, U.; GOLL, B. (2012): Erprobung und Entwicklung eines praxistauglichen Verfahrens zum Monitoring von Großsäugern in Waldgebieten mittels innovativer simultaner, luftgestützter Infrarot- und Echtbild-Aufnahmen. – Abschlussbericht Az.: 26179, DBU; <https://www.dbu.de/OPAC/ab/DBU-Abschlussbericht-AZ-26179.pdf>.
- FÜRST, C.; MAKESCHIN, F.; PIETZSCH, K. (2009): Dynamische Wälder – fit für die Zukunft. – In: MÖHRING, C. (Hrsg.) 2009. *Phönix auf Asche. Von Wäldern und Wandel in der Dübener Heide und Bitterfeld*. – Kessel Verlag, Remagen.
- GERHARDT, P.; ARNOLD, J.M.; HACKLÄNDER, K.; HOCHBICHLER, E. (2013): Determinants of deer impact in European Forests – A systematic literature analysis. – *For. Ecol. Management* **310**: 173–186.
- GILL, R. (2006): The influence of large herbivores on tree recruitment and forest dynamics. – In: *Large Herbivore Ecology, Ecosystem Dynamics and Conservation*, DANELL, K., BERGSTRÖM, R., DUNCAN, P. & PASTOR, J. (Hrsg.), Cambridge University Press, Cambridge.
- VON DER GOLTZ, H. (2015): Handreichung zur Auftaktveranstaltung „Biodiversität und Schalenwildmanagement in Wirtschaftswäldern. Arnsberg 7. Dezember 2015.
- GOSSNER, M.M.; LACHAT, T.; BRUNET, J.; ISACSSON, G. (2013): Current „near-to-nature“ forest management effects on functional trait composition of saproxylic beetles in beech forests. – *Cons. Biol.* **27**: 605–614.
- GUBER, S.; HERZOG, S. (2012): Abschuss führender Rottiere – Ein Spannungsfeld zwischen strafbarer Handlung und gesetzlicher Pflicht zur Abschussplanerfüllung? – *Natur und Recht* **38**: 246–251.
- HÄSLER, H.; SENN, J. (2012): Ungulate browsing on European silver fir *Abies alba*: the role of occasion, food shortage and diet preferences. – *Wildlife Biology* **189** (1): 67–74.
- VAN HEES, A.F.M.; KUITERS, A.T.; SLIM, P.A. (1996): Growth and development of silver birch, pendunculate oak and beech as affected by deer browsing. – *For. Ecol. Mgmt.* **88**: 55–63.
- HEIKKILÄ, R.; HÄRKÖNEN, S. (1996): Moose browsing in young Scots pine stands in relation to forest management. – *For. Ecol Mgmt.* **88**: 179–186.
- HERBST, C.; KINSER, A.; v. MÜNCHHAUSEN, H. (2016): *ÖkoArt CERVUS*. – Deutsche Wildtier Stiftung, Hamburg.
- HESTER, A.J.; BERGMANN, M.; IASON, G.R.; MOEN, J. (2006): Impacts of large herbivores on plant community structure and dynamics. – In: *Large Herbivore Ecology, Ecosystem Dynamics and Conservation*, DANELL, K., BERGSTRÖM, R., DUNCAN, P. & PASTOR, J. (Hrsg.). – Cambridge University Press, Cambridge.
- HIRT, A.; MAISACK, C.; MORITZ, J. (2016): *Tierschutzgesetz Kommentar* – 3. Aufl. – Verlag Franz Vahlen, München.
- HEUZE, P.; SCHNITZLER, A.; KLEIN, F. (2005): Is browsing the major factor of silver fir decline in the Vosges Mountains of France? – *For Ecol Mgmt.* **217**: 219–228.
- HOBBS, N.T. (2006): Large herbivores as sources of disturbance in ecosystems. – In: *Large Herbivore Ecology, Ecosystem Dynamics and Conservation*, DANELL, K., BERGSTRÖM, R., DUNCAN, P. & PASTOR, J. (Hrsg.). – Cambridge University Press, Cambridge.
- HORSLEY, S.B.; STOUT, S.L.; DECALESTA, D.S. (2003): White-Tailed Deer Impact on the Vegetation Dynamics of a Northern Hardwood Forest. – *Ecol. Appl.* **13** (1): 98–118.
- JENNY, H.; FILLI, F. (2014): *Wildforschung erarbeitet Grundlagen für Schutz und Jagd. Kapitel 9 in BAUR, B.; SCHEUER, T. (Red.). Wissen schaffen – 100 Jahre Forschung im Schweizerischen Nationalpark*. – Haupt Verlag, Bern.
- JERINA, K.; ADAMIC, M.; VIDOJEVIC, V.; MARINCIC, M. (2002): Analysis and spatial modeling of red deer (*Cervus elaphus* L.) habitat of south-western Slovenia in a raster GIS environment. – *Zbornik Gozdarstva in Lesarstva* **68**: 7–31.
- JESSEL, B. (2015): Handreichung zur Auftaktveranstaltung „Biodiversität und Schalenwildmanagement in Wirtschaftswäldern. Arnsberg 7. Dezember 2015.

- KÄRVEMO, S.; BJÖRKMAN, C.; JOHANSSON, T.; HJÄLTEN, J. (2017): Forest restoration as a double-edged sword: The conflict between biodiversity conservation and pest control. – *J. Appl. Ecol.* April 2017, early view.
- KLOPCIC, M.; JERINA, K.; BONCINA, A. (2010): Long-term changes of structure and tree species composition in Dinaric uneven-aged forests: are red deer an important factor? – *Eur. J. Forest Res.* **129**: 277–288.
- KROLL, A.J.; VERSCHUYL, J.; GIOVINI, J.; BETTS, M.G. (2017): Assembly dynamics of a forest bird community depend on disturbance intensity and foraging guild. – *J. Appl. Ecol.* **54**: 784–793.
- KUHN, T.S. (1976): Die Struktur wissenschaftlicher Revolutionen. 2. Aufl. – Suhrkamp Verlag, Frankfurt a.M.
- KUPPERSCHMID, A.D. et al. (2015): Einfluss wildlebender Huftiere auf die Waldverjüngung: ein Überblick für die Schweiz. – *Schweiz. Z. Forstwesen* **166** (6): 420–431.
- LANDESFORSTBETRIEB SACHSEN-ANHALT (2016): Präsentation SG Waldbau / Forstplanung, J. Köhler, am 16.02.2016
- LEONHARDT, P. (2010): Jagdrecht. Carl Link Kommunalverlag, Köln; Stand 07/ 2016.
- MAKESCHIN, F.; FÜRST, C.; ZIRLEWAGEN, D. (2009): Spurensuche im Boden. – In: MÖHRING, C. (Hrsg.) 2009. Phönix auf Asche. Von Wäldern und Wandel in der Dübener Heide und Bitterfeld. – Kessel Verlag, Remagen.
- MAYLE, B.A.; PEACE, A.J.; GILL, R.M.A. (2008): How Many Deer? A Field Guide to Estimating Deer Population Size. Field Book 18, Edinburgh Forestry Commission, Edinburgh.
- MILNER-GULLAND, E.J.; ROWCLIFFE, M. (2007): Conservation as Sustainable Use – A Handbook of Techniques. Oxford University Press, Oxford.
- MÖHRING, C. (Hrsg.) (2009): Phönix auf Asche. Von Wäldern und Wandel in der Dübener Heide und Bitterfeld. – Kessel Verlag, Remagen.
- MONCLUS, R.; PALOMARES, F.; TABLADO, Z.; MARTINEZ-FONTURBEL, A.; PALME, R. (2009): Testing the threat-sensitive predator avoidance hypothesis: physiological responses and predator pressure in wild rabbits. – *Oecologia* **158**: 615–623.
- MORI, A.S.; TATSUMI, S.; GUSTAFSSON, L. (2017): Landscape properties affect biodiversity response to retention approaches in forestry. – *J. Appl. Ecology*, acc. Article.
- MORTENSEN, B.; DANIELSON, B.; HARPOLE, W.S.; ALBERTI, J.; ARNILLAS, C.A.; BIEDERMAN, L.; BORER, E.T.; CADOTTE, M.W.; DWYER, J.M.; HAGENAH, N.; HAUTIER, Y.; PERL, P.L.; SEABLOOM, E.W. (2017): Herbivores Safeguard Plant Diversity by Reducing Variability in Dominance. – *J. Ecology*, acc. Article.
- MOTTA, R. (2003): Ungulate impact of rowan (*Sorbus aucuparia* L.) and Norway spruce (*Picea abies* L. Karst.) height structure in mountain forests in the eastern Italian Alps. – *For. Ecol. Mgmt.* **181**: 139–150.
- MÜLLER, J.; STADLER, J.; BRANDL, R. (2010): Composition versus physiognomy of vegetation as predictors of bird assemblages: the role of lidar. – *Remote Sensing of Environment* **114**: 490–495.
- MÜLLER, J.; STADLER, J.; JARZABEK-MÜLLER, A.; HACKER, H. (2011): The predictability of phytophagous insect communities: host specialists are also habitat specialists. – *PloS ONE* **6**, e25986.
- MÜLLER, J.; JARZABEK-MÜLLER, A.; BUSSLER, H.; GOSSNER, M.M. (2014): Hollow beech trees identified as keystone structures by analyses of functional and phylogenetic diversity of saproxylic beetles. – *Animal Cons.* **17**: 154–162.
- MÜLLER, M. (2015): Erfolg versprechende Jagdregime im Einklang mit der Wildbiologie. Präsentation bei der Auftaktveranstaltung am 7.12.2015 in Arnsberg).
- MÜLLER, M. (2016): Gegenwart und Zukunft der Jagd in Wäldern. – *BDFaktuell* **12**: 3–5.
- MÜLLER, M. (2017): Erste Eindrücke LSA aus dem Jagdjahr 2016/2017. Präsentation vom 30. 05. 2017 in Rotta, Sachsen-Anhalt.
- OHSE, B.; HAMMERBACH, A.; SEELE, C.; MELDAU, S.; REICHEL, M.; ORTMANN, S.; WIRTH, C. (2017): Salivary cues: simulated roe deer browsing induces systemic changes in phytohormones and defence chemistry in wild-grown maple and beech saplings. – *Functional Ecology* **31**: 340–349.
- OLESEN, C.R.; MADSEN, P. (2008): The impact of roe deer (*Capreolus capreolus*), seedbed, light and seed fall on natural beech (*Fagus sylvatica*) regeneration. – *For. Ecol. Mgmt.* **255**: 3962–3972.
- PALME, R.; RETTENBACHER, S.; TOUMA, C.; EL-BAHR, M.; MÖSTL, E. (2005): Stress Hormones in Mammals and Birds. – *Ann. NY Acad. Sciences* **1040**: 162–171.
- PEISKER, N.; PREISEL, A.-K.; HENKE, J. (2012): Kritische Aspekte bei der Tötung gravider Nutztiere. – *Tierärztl. Umschau* **67**: 214–218.
- PREVEDELLO, J.A.; ALMEIDA-GOMES, M.; LINDENMAYER, D.B. (2017): The importance of scattered trees for biodiversity conservation: a global meta-analysis. – *J. Appl. Ecology*, acc. Article.
- REIMOSER, F.; ARMSTRONG, H.; SUCHANT, R. (1999): Measuring forest damage of ungulates: what should be considered. – *Forest Ecology and Management* **120**: 47–58.
- REIMOSER, F. (2001): Wildschaden und Wildnutzen – zur objektiven Beurteilung des Einflusses von Schalenwild auf die Waldvegetation. – In: FÜHRER, E. und NOPP, U. (eds.) Ursachen, Vorbeugung und Sanierung von Wildschäden. – Facultas Universitätsverlag, Wien, pp. 153–161.
- REIMOSER, F.; REIMOSER, S. (2003): Ergebnisse aus dem Vergleichsflächenverfahren („Wildschaden-Kontrollzäune“) – ein Beitrag zur Objektivierung der Wildschadensbeurteilung. – In: MÜLLER, F. (Hrsg.) Ist die natürliche Verjüngung des Bergwaldes gesichert? Bundesamt und Forschungszentrum für Wald, Wien, Berichte **130**: 151–159.
- REIMOSER, F.; REIMOSER, S. (2015): Beurteilung des Huftiereinflusses auf die Entwicklung der Waldverjüngung im Wildnisgebiet Dürenstein – Kontrollzaun-Vergleichsflächenenerhebung 2004–2013. – *Silva Fera*, Bd. 4/ März 2015 pp. 77–85.
- ROSSEL, C.R.; GORSIRA, B.; PATCH, S. (2005): Effects of white-tailed deer on vegetation structure and woody seedling composition in three forest types on the Piedmont Plateau. – *For. Ecol. Mgmt.* **210**: 415–424.
- SAUERWEIN, H.; MÜLLER, U.; BRÜSSEL, H.; LUTZ, W.; MÖSTL, E. (2004): Establishing baseline values of parameters potentially indicative of chronic stress in red

- deer (*Cervus elaphus*) from different habitats in western Germany. – Eur. J. Wildlife Res. **50**: 168–172.
- SCHERBER, C.; EISENHÄUER, N.; WEISSER, W. (2010): Bottom-up effects of plant diversity on multitrophic interactions in a biodiversity experiment. – Nature **468**: 553–556.
- SCHNEIDER, S.; VON DER GOLTZ, H. (2016): BioWild-Projekt. – Die Waldbauern in NRW, November/Dezember 2016, pp. 25.
- SCHNEIDER, S.; VON DER GOLTZ, H. (2017) Ein Jahr BioWild-Projekt: Hintergründe, Sachstand und erste Erkenntnisse. – CCFG Newsletter March 2017: 10–13.
- SCHNEIDER, S.; VON DER GOLTZ, H.; MÜLLER, R.G.; JORDAN-FRAGSTEIN, C. (2017): Jagdausübung und Jagdregime des BioWild-Projekts. – AFZ- Der Wald **6**: 27–29.
- SCHULZE, E.-D.; AMMER, C. (2015): Spannungsfeld Forstwirtschaft und Naturschutz. – Biologie in Unserer Zeit **45** (5): 304–314.
- SEIBOLD, S.; BRANDL, R.; BUSE, J.; HOTHORN, T. (2015): Association of the extinction risk of saproxylic beetles and the ecological degradation of forests in Europe. – Conservation Biology **29**: 382–390.
- SENN, J.; SUTER, W. (2003): Ungulate browsing on silver fir (*Abies alba*) in the Swiss Alps: beliefs in search of supporting data. – Forest Ecol Management **181** (1–2): 151–164.
- SENN, J.; SUTER, W. (2005): Wildverbiss, Auswirkungen und Beurteilungen. – In: Wald und Huftiere – eine Lebensgemeinschaft im Wandel – Forum für Wissen 2005: 17–26, WSL, Birmensdorf.
- SKALSKI, J.R.; RYDING, K.E., MILLSPAUGH, J.J. (2005): Wildlife Demography: Analysis of Sex, Age, and Count Data. Elsevier, Kidlington UK.
- SKARPE, C.; HESTER, A. (2008): Plant Traits, Browsing and Grazing Herbivores, and Vegetation Dynamics. – In: The Ecology of Browsing and Grazing, GORDON, I.J.; PRINS, H.H.T. (eds.), Springer-Verlag, Berlin.
- SUCHANT, R.; BURGHARDT, F.; CALABRÒ, S. (2012): Beurteilung von Wildverbiss in Naturverjüngungen. Min. f. Ländl. Raum, Ernährung und Verbraucherschutz, Baden-Württemberg, Forst BW, FVA, LJv, Forstkammer Baden-Württemberg (Hrsg.) 2. Auflage.
- SUTER, W.: 2005. Vom Verbissprozent zur Walddynamik: Der weite Weg zum Verständnis der Wechselbeziehungen zwischen Wald und Wildtieren. In: Wald und Huftiere – eine Lebensgemeinschaft im Wandel, Forum für Wissen. Eidg. Forschungsanstalt WSL, Birmensdorf, Schweiz.
- SUTER, W.; ZWEIFEL-SCHIELLY, B.; MOSER, B.; FANKHAUSER, R.; KREUZER, M. (2005): Nahrungswahl und Raumnutzung der Huftiere – ein eng verflochtenes System. – In: Wald und Huftiere – eine Lebensgemeinschaft im Wandel – Forum für Wissen, WSL, Birmensdorf.
- SUTHERLAND, W.J. (2006): Planning a research programme. – In: SUTHERLAND, W.J. Ecological Census Techniques, 3rd ed. pp: 1–10. Cambridge Univ. Press, Cambridge.
- THIEL, D.; JENNI-EIERMANN, S.; BRAUNISCH, V.; PALME, R.; JENNI, L. (2008): Ski tourism affects habitat use and evokes a physiological stress response in capercaillie *Tetrao urogallus*: a new methodological approach. – J. Appl. Ecology **45**: 845–853.
- THORN, S.; LINDENMAYER, D.B.; SEIBOLD, S.; MÜLLER, J. (2017): Impacts of salvage logging on biodiversity – a meta-analysis. – J. Appl. Ecology, acc. Article.
- VERA, F.M.W. (2000): Grazing Ecology and Forest History. – CABI Publ. Wallingford, UK.
- VERA, F.M.W.; BAKKER, E.S.; OLFF, H. (2006): Large herbivores: missing partners of western European light-demanding tree and shrub species? – In: Large Herbivore Ecology, Ecosystem Dynamics and Conservation, Dannel, K.; Bergström, R.; Duncan, P. & Pastor, J. (Hrsg.). – Cambridge University Press, Cambridge.
- VUCETICH, J.A.; BRUSKOTTER, J.T.; NELSON, M.P.; PETERSON, R.O.; BUMP, J.K. (2017): Evaluating the principles of wildlife conservation: a case study of wolf (*Canis lupus*) hunting in Michigan, United States. – J. Mammalogy, **98** (1): 53–64.
- VAN WIEREN, S.E.; BAKKER, J.P. (2008): The Impact of Browsing and Grazing Herbivores. – In: The Ecology of Browsing and Grazing, GORDON, I.J.; PRINS, H.H.T. (eds.). – Springer-Verlag, Berlin.
- WILDER, S.M.; RAUBENHEIMER, D.; SIMPSON, S.S. (2016): Moving beyond body condition indices as an estimate of fitness in ecological and evolutionary studies. – Funct. Biol. **30**: 108–115.
- WHITLOCK, C.; COLOMBAROLI, C.; CONEDERA, M.; TINNER, W. (2017): Land-use history as a guide for forest conservation and management. – Conservation Biology, acc. Article.
- ZEILER, H. (2014): Herausforderung Rotwild. – Österr. Jagd- und Fischereiverlag, Wien.

Anschrift der Verfasserin:

Dr. CHRISTINE MILLER
Büro für Wildbiologie
Haslau 21
D-83700 Rottach-Egern
E-Mail: post@christine-miller.de

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Beiträge zur Jagd- und Wildforschung](#)

Jahr/Year: 2017

Band/Volume: [42](#)

Autor(en)/Author(s): Miller Christine

Artikel/Article: [Zielsetzung und Umsetzung des Projektes BioWild in der Dübener Heide – eine kritische Analyse 121-151](#)