

**Andreas Meißner, Anika Niebrügge, Manuel Schweiger,
Michaela Wilczek, Peter Finck, Samuel Heisterkamp
und Uwe Riecken (Hrsg.)**

Wildnis im Dialog

**Aktuelle Beiträge zur Wildnisenentwicklung
in Deutschland**



Wildnis im Dialog

Aktuelle Beiträge zur Wildnisenentwicklung in Deutschland von den Tagungen

**„Neue Chancen für mehr Wildnis“
vom 26. - 29. November 2018 an der
Internationalen Naturschutzakademie (INA), Vilm
und**

**„Wildnis verbinden“
vom 08. - 12. Juli 2019 in Dresden**

**Herausgegeben von
Andreas Meißner
Anika Niebrügge
Manuel Schweiger
Michaela Wilczek
Peter Finck
Samuel Heisterkamp
Uwe Riecken**

Titelbild: Wildnisgebiet Königsbrücker Heide (D. Synatzschke)

Adressen der Herausgeberinnen und Herausgeber:

Dr. Andreas Meißner Anika Niebrügge	Stiftung Naturlandschaften Brandenburg Schulstraße 6, 14482 Potsdam E-Mail: info@stiftung-nlb.de
Manuel Schweiger	Zoologische Gesellschaft Frankfurt von 1858 e.V. Bernhard-Grzimek-Allee 1, 60316 Frankfurt E-Mail: schweiger@zgf.de
Michaela Wilczek	Kommunikation für Entwicklung Salzbrunner Straße 40, 14193 Berlin E-Mail: info@kom-ent.de
Dr. Peter Finck Samuel Heisterkamp Dr. Uwe Riecken	Bundesamt für Naturschutz Abteilung II 2 „Biotopschutz und Landschaftsökologie“ Konstantinstraße 110, 53179 Bonn E-Mail: Peter.Finck@bfm.de

Fachbetreuung im BfN:

Samuel Heisterkamp Fachgebiet II 2.1 „Biotopschutz, Biotopmanagement und Nationales Naturerbe“

Die vorliegende Publikation sowie die zugrunde liegenden Tagungen wurden finanziert durch das F+E-Vorhaben „Tagungsreihe ‚Wildnis im Dialog 2020‘ zur Umsetzung der Wildnisziele aus der Nationalen Biodiversitätsstrategie und des Handlungsfeldes V der Naturschutz-Offensive 2020“ (FKZ 3518 89 0200), gefördert durch das Bundesamt für Naturschutz mit Mitteln des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit (BMU).

Diese Veröffentlichung wird aufgenommen in die Literaturdatenbank „DNL-online“ (www.dnl-online.de).

BfN-Skripten sind nicht im Buchhandel erhältlich. Eine pdf-Version dieser Ausgabe kann unter <http://www.bfn.de/skripten.html> heruntergeladen werden.

Institutioneller Herausgeber: Bundesamt für Naturschutz
Konstantinstr. 110
53179 Bonn
URL: www.bfn.de

Der institutionelle Herausgeber übernimmt keine Gewähr für die Richtigkeit, die Genauigkeit und Vollständigkeit der Angaben sowie für die Beachtung privater Rechte Dritter. Die in den Beiträgen geäußerten

Ansichten und Meinungen müssen nicht mit denen des institutionellen Herausgebers übereinstimmen.



Diese Schriftenreihe wird unter den Bedingungen der Creative Commons Lizenz Namensnennung – keine Bearbeitung 4.0 International (CC BY - ND 4.0) zur Verfügung gestellt

(<https://creativecommons.org/licenses/by-nd/4.0/deed.de>).

Druck: Druckerei des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit (BMU).

Gedruckt auf 100% Altpapier

ISBN 978-3-89624-295-2

DOI 10.19217/skr557

Bonn - Bad Godesberg 2020

Inhaltsverzeichnis

Vorwort	5
Möglichkeiten von Stiftungen zur Finanzierung von Wildnis	7
Walter Hemmerling	
Kosten von Wildnis	13
Andreas Meißner und Lars Leppek	
MoorFutures® – ein Instrument der Renaturierung von Mooren	23
Silke Finn Wachtel, Anne Schöps und Vera Luthardt	
Rechtlicher Rahmen für den Schutz von Wildnisgebieten	37
Bernd Söhnlein	
Fragmentierung und lineare Lebensraumstrukturen – eine entomologische Perspektive	49
Thorsten Assmann, Estève Boutaud, Jörn Buse, Claudia Drees, Peter Finck, Swantje Grabener, Werner Härdtle, Uwe Riecken und Karin Ullrich	
Pflege in der Wildnis? Zielkonflikte und deren Lösung im Nationalpark Hainich	67
Manfred Großmann	
Steuerung der Lebensraumnutzung von Rothirschen	85
Marcus Meißner, Friederike Riesch, Laura Richter und Sven Herzog	
Jagdruhezonen in Wildnisgebieten – Möglichkeiten und Grenzen	95
Frank Christian Heute	
Anforderungen an die Managementplanung in Wildnisgebieten	107
Ulrich Jäger	
Der Wildnisfonds – Umsetzung und Perspektiven	119
Cornelia Neukirchen	
Wildnis in Sachsen?	123
Friedemann Klenke	
Von regional bis lokal: Pilotprojekte zur Wildnis- und Naturwald-Vernetzung in Österreich	139
Bernhard Kohler, Christoph Nitsch und Karin Enzenhofer	

Vorwort

Aufgrund der jahrhundertealten Überformung der mitteleuropäischen Landschaften durch die Nutzung des Menschen, gibt es mittlerweile kaum noch Gebiete, in denen dynamische Prozesse natürlich und frei ablaufen können. Ursprünglich gab es allerdings viele Lebensräume, deren Arten und Artengemeinschaften auf natürliche Dynamik und vollständige Sukzessionsabläufe zwingend angewiesen sind. Daher ist das Zulassen solcher Prozesse ein zentrales Ziel des Naturschutzes. Auch gibt die Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt (NBS) aus dem Jahr 2007 das Ziel vor, dass bis 2020 mindestens 2 % der Landesfläche als überwiegend großflächige Wildnisgebiete einer natürlichen Entwicklung überlassen werden sollen.

Seit 2014 veranstaltet das Bundesamt für Naturschutz die Tagungsreihe „Wildnis im Dialog“, um mit den Akteuren aus Naturschutzverbänden, Naturschutz-Stiftungen, der Forschung, den Ländern sowie Vertreterinnen und Vertretern von Nutzerverbänden aktuelle Fragen und künftige Tätigkeiten zur Stärkung der Wildnis in Deutschland unter verschiedensten Blickwinkeln zu diskutieren und Lösungswege aufzuzeigen. Die Tagungen in den Jahren 2018 und 2019 standen unter den Mottos „Neue Chancen für mehr Wildnis“ und „Wildnis verbinden“. Zentrale Themen waren die Finanzierungsmöglichkeiten großflächiger Wildnisgebiete, Möglichkeiten und die Notwendigkeit der rechtlichen Sicherung von Flächen für Wildnis, die Relevanz des (Biotop-)Verbunds von Wildnisgebieten zueinander und die Faktoren Fragmentierung und Zerschneidung innerhalb eines Wildnisgebiets. Ebenfalls behandelt wurden grundlegende Fragen des Managements unter Berücksichtigung von Zielkonflikten.

Eine wichtige Frage für die Eigentümer von Wildnisgebieten ist häufig, wie die laufenden Kosten von Wildnisgebieten finanziert werden können. Über die Bestimmung der Kosten und einen Abgleich mit Erfahrungswerten anderer Flächeneigentümer lassen sich unter Umständen bereits Optimierungspotenziale erkennen. Eine Möglichkeit der Finanzierung sind zudem Maßnahmen, wie die Vergabe von Klima- und Naturschutzzertifikaten (z.B. im Rahmen der MoorFutures), wie sie die Flächenagentur Brandenburg anhand kleinerer Flächen testet oder weiterer Einnahmequellen, wie sie die Stiftung Naturschutz Schleswig-Holstein mittels Querfinanzierung zum Beispiel in Form von Agrarprämien oder des Öko-kontos nutzt.

Bestimmendes Merkmal von Wildnis ist eine dauerhafte vom Menschen ungestörte Entwicklung. Daher ist die rechtliche Sicherung ein zentraler Bestandteil der Wildnisentwicklung. Neben Schutzgebietsverordnungen und Raumordnungsplänen werden weitere Instrumente in einem Beitrag dieses Skripten-Bandes vorgestellt und diskutiert.

Zerschneidung und Fragmentierung haben einen deutlichen Einfluss auf die Dynamik und Entwicklung von Wildnisgebieten. Daher ist es das erklärte Ziel in Wildnisgebieten entsprechende zerschneidende Strukturen, sofern anthropogen, und deren Auswirkungen, weitestgehend zu reduzieren, um eine möglichst umfassende Ungestörtheit zu erreichen. Da Wildnisgebiete nicht für sich allein stehen, sondern Teil eines größeren Gesamtkonzeptes sind, ist über einzelne Gebiete hinaus die Anbindung an andere Regionen und weitere Prozessschutzgebiete erforderlich.

Beim Management von Wildnisgebieten ist eine Balance anzustreben. Es besteht ein komplexes Zusammenspiel zwischen den Erfordernissen störungsfreier Entwicklung einerseits und den Interessen der Gesellschaft, von Anwohnern oder angrenzenden Flächeneigentümern andererseits. Daraus entstehen zu diskutierende Aspekte, die, wie das Wildmanagement, für jedes Wildnisgebiet relevant sind. Zudem sind spezifischere Anforderungen zu

erfüllen, wie zum Beispiel eine umfassende Planung von Brandschutzmaßnahmen oder die Berücksichtigung von Anforderungen an die Offenhaltung von für den Naturschutz aus anderen Gründen (z. B. rechtliche Verpflichtungen aus der FFH-Richtlinie, Vorgaben aus dem Artenschutz) wertvollen Bereichen.

Der vorliegende Band der BfN-Skripten dokumentiert die Tagungen 2018 und 2019, indem er die Beiträge der zuvor genannten Themen, und deren wertvollen Input für anschließende Diskussionen, darstellt. Somit erhalten auch an Wildnis interessierte Leserinnen und Leser, die nicht an den Tagungen teilnehmen konnten, einen Einblick und die Möglichkeit den aktuellen Stand der Debatten zu Wildnisgebieten nachzuvollziehen.

Die Herausgeberinnen und Herausgeber

Möglichkeiten von Stiftungen zur Finanzierung von Wildnis

Walter Hemmerling

1 Einleitung

Welche Möglichkeiten haben Stiftungen zur Finanzierung von mehr Wildnis in Deutschland? Diese Frage stellt sich umso mehr, als sich Stiftungen – oder allgemeiner formuliert Kapitalanleger – am Finanzmarkt in einer sehr schwierigen Situation befinden. Die seit 2008 andauernde Niedrigzinsphase begrenzt die Renditechancen von Stiftungen. Und was noch schlimmer ist: Es gibt kaum Anzeichen, dass sich die Lage entspannt. Das bewährte Geschäftsmodell von Stiftungen der sicheren und nachhaltigen Kapitalanlage funktioniert also nicht mehr, im Grunde genommen müssen Stiftungen „unternehmerischer“ werden. Auf alle Fälle müssen sich Stiftungen etwas einfallen lassen, um mit dieser schwierigen Situation zurechtzukommen.

In Schleswig-Holstein tüfteln wir mittlerweile mehr als 20 Jahre an der Frage, wie wir trotz dieser schwierigen Situation eine starke Stiftung aufbauen können, die „mehr Wildnis“ finanziert; und die sich über die Wildnis hinausgehend auch ums Offenlandmanagement kümmert. Es ist dabei ein komplexes Konstrukt entstanden. Das Rezept ist nicht die eine Finanzierung, sondern eine Finanzierungsvielfalt, die auf einem Fünf-Säulen-Modell aufbaut. Dabei ist die strategische Finanzplanung von zentraler Bedeutung, die nicht von einem jährlichen Haushaltsplan ausgeht, sondern von einem Fünf-Jahres-Plan. Dadurch können jährliche Schwankungen einzelner Finanzierungs- und Kostenpositionen besser ausgeglichen werden.

2 Die Fünf Säulen der strategischen Finanzplanung

Die fünf Säulen unserer mittelfristigen Finanzstrategie sind 1. die Bildung angemessener Reserven, 2. eine funktionsfähige Kostenkontrolle, 3. die Sicherung und Diversifizierung ausreichender Erträge, 4. die Sicherung ausreichender Liquidität und 5. der erfolgreiche Umgang mit seltenen nicht linearen Ereignissen („Schwarze Schwäne“).

2.1 Reserven

Angemessene Reserven sind unerlässlich, um Schwankungen auf der Kosten- oder Ertragsseite kompensieren zu können. Dabei ist es so, dass Reserven eigentlich nicht groß genug sein können.

Obwohl Stiftungen zur zeitnahen Mittelverwendung verpflichtet sind, lässt das deutsche Stiftungsrecht nach §62 der Abgabenordnung – wenn auch stark reglementiert – mehrere Möglichkeiten der Rücklagenbildung zu, nämlich Projektmittel-, Investitions-, Betriebsmittel-, Kapitalerhaltungs-, Umschichtungs- und freie Rücklagen.

Dazu können so genannte stille Reserven gebildet werden. Diese können sich in der Bilanz an verschiedenen Stellen verstecken, wobei stille Reserve bedeutet, dass es eine positive Abweichung vom Buchwert des Inventars gibt. Bei Naturschutzstiftungen können die stillen Reserven vor allem in den Naturgrundstücken stecken, die viele Ökosystemleistungen beherbergen, die z.B. als Ökopunkte, „moorfutures“ oder als genetisches Potenzial für Wildsaaten verpackt sein können. Aber auch Wertpapieranlagen können stille Reserven aufweisen, etwa wenn der Einkaufspreis unter dem aktuellen Kurswert liegt, was häufig bei Aktien der Fall ist, die zu einem viel früheren Zeitpunkt gekauft wurden.

Auch in den bilanziellen Verbindlichkeiten können Reserven stecken. Zum Beispiel können Fördermittel für Projekte Dritter, die schon bewilligt, aber noch nicht abgerufen wurden, als

Verbindlichkeit verbucht werden.

2.2 Kostenkontrolle

An der ersten Stelle der Kosten stehen die Personalkosten. Obwohl die Personalkosten im Naturschutz in der Regel nicht unangemessen hoch sind, ist immer ein Augenmerk auf diesen Kostenfaktor zu lenken. Auch wenn z. B. überlegt wird, mit Fundraising die Einnahmeseite zu verbessern, müssen die Kosten mitgedacht werden. Wieviel Personalkosten sollen welchen Einnahmeeffekt haben? Und in wie kurzer Zeit müssen sich die Ausgaben amortisiert haben? Personalkosten sind in der Regel dauerhafte Kosten, für deren Deckung auch dauerhaft Erträge gewonnen werden müssen.

Personalkosten ziehen auch zwingend Sachkosten nach sich, und seien es nur Kosten für Miete, Telefon etc.

Dann kommen die Kosten für die eigentlichen Naturschutzmaßnahmen, wie z. B. die Investition in den Ankauf von Flächen – eine Grundvoraussetzung für Wildnisentwicklung. Grund und Boden ist in den vergangenen Jahren enorm teuer geworden. Der Naturschutz sollte dabei nicht als Preistreiber auftreten, sondern er sollte die Ankäufe im Rahmen der Angemessenheit für landwirtschaftliche Verhältnisse abwickeln. Anderenfalls verliert er seine Nachhaltigkeit.

Flächenbesitz zieht wiederum Personalkosten für die Flächenverwaltung nach sich. Dazu gesellen sich dann die Grundlasten wie Grundsteuern, Beiträge zur Landwirtschaftskammer und zu den Wasser- und Bodenverbänden. Es folgen Kosten für Naturschutzmaßnahmen und gegebenenfalls Verkehrssicherungspflichten. Nicht zuletzt wird irgendwann ein mehr oder weniger teures Krisenmanagement notwendig – sei es, weil großflächige Feuer auf ehemaligen Truppenübungsplätzen die umliegenden Siedlungen bedrohen, sei es weil ein Konfliktmanagement für den Wolf oder das Jakobskreuzkraut (JKK) sinnvoll erscheint.

Dann will die Stiftung Drittmittel akquirieren und schaut sich nach öffentlichen Fördermitteln um. Schnell wird deutlich, dass in der Regel ein Eigenanteil aufzubringen ist (s. u.).

Zusammenfassend ist es von zentraler Bedeutung für ein nachhaltiges Management von Wildnis, die Kostenseite intensiv im Blick zu behalten. Vor allem über die Zeit entwickeln sich auf der Kostenseite häufig große Fragilitäten.

2.3 Einnahmen

Die Einnahmen können unterschieden werden zwischen Drittmittel und Stiftungsmittel. Unter Drittmitteln werden zweckgebundene Zuwendungen in der Regel von der öffentlichen Hand verstanden, die Stiftungsmittel generieren sich aus Erträgen, die relativ freihändig entsprechend der Satzung und eventueller Förderrichtlinien verwendet werden können.

2.3.1 Drittmittel

Öffentliche Förderprogramme spielen eine sehr große Rolle bei der Finanzierung von Naturschutzprojekten. Manchmal ist es schwierig, in der Vielzahl der Programme das für das einzelne Projekt geeignetste zu identifizieren. Manchmal ist eine Kombination von Projekten, die aus verschiedenen Programmen finanziert werden, ein guter Weg. Bei fast allen Programmen ist ein in der Regel nicht unerheblicher Eigenanteil aufzubringen.

Die Europäische Kommission hat das LIFE+-Programm aufgelegt, das in der Regel größere über mehrere Jahre angelegte Projekte zum Artenschutz und zum Erhalt von Lebensraumtypen finanziert. Von Vorteil kann eine internationale Kooperation sein.

Die Bundesregierung hat verschiedene Förderprogramme aufgelegt, die regelmäßig vom Bundesamt für Naturschutz betreut werden. An erster Stelle steht das „Bundesprogramm Biologische Vielfalt“ aber es gibt eine Reihe weiterer Programme wie „chance.natur“ und das „Nationale Naturerbe“. Neu aufgelegt wurde im Jahr 2019 der „Wildnisfonds“.

Da Naturschutz verfassungsgemäß Ländersache ist, spielen auch bei der Finanzierung von Naturschutzprojekten die Länder eine dominante Rolle. Die Programme unterscheiden sich zwischen den einzelnen Bundesländern deutlich. Die Landesmittel werden dabei häufig von der Europäischen Kommission und/oder dem Bund mitfinanziert, vielfach handelt es sich um Programme, die durch die ELER- oder GAK-Verordnung geregelt sind.

Noch individueller verhalten sich die Landkreise, von denen manche im Rahmen des Booms der Windenergieanlagen erhebliche Mengen an Ersatzgeld eingenommen haben, die im Rahmen von Projektförderungen wieder in die Natur investiert werden. Manche Landkreise erstellen eigens Programme bzw. Förderrichtlinien für die Verwendung der Ersatzgelder. Windenergiereiche Landkreise in Schleswig-Holstein wie Nordfriesland, Dithmarschen und Schleswig-Flensburg sind dabei die Vorreiter.

2.3.2 Stiftungsmittel

Der Klassiker in der Stiftungswelt ist die konservative Vermögensverwaltung mit Schwerpunkt auf festverzinslichen sicheren Anleihen. Aber, wie bereits in der Einleitung erwähnt, ist die andauernde Niedrigzinsphase ein sehr ernstes Problem für die Kapitalanlage vieler Stiftungen. Das bedeutet, dass Aktien und Immobilien eine Alternative sein können. Jedoch gilt auch hier, das Risiko muss bewertet werden. Bei der Anlage in Wertpapieren ist die Orientierung an Nachhaltigkeitskriterien empfehlenswert, damit auch mit dem Stiftungskapital ein guter Zweck bedient wird.

Die Investition in regenerative Energien wie Windenergieanlagen kann alternativ geprüft werden. Hier besteht allerdings ein nicht unerhebliches unternehmerisches Risiko.

Für Naturschutzstiftungen, die in der Regel über Flächen verfügen, die im Falle einer Zielsetzung im Offenland gepflegt werden müssen, eröffnet sich die Möglichkeit zur Pachteinnahme, der allerdings die Grundlasten gegenüber stehen. Die Stiftung Naturschutz Schleswig-Holstein kann für eine naturschutzgemäße Flächenpflege eine auf den Hektar bezogene Pacht von bis zu 150 € p. a. erzielen, der die Grundlast in Höhe von ca. 30 € p. a. gegengerechnet werden muss. Pacht gibt es natürlich nicht für Wildnisflächen, bei denen die Kosten alleine stehen bleiben.

Über Ersatzgelder, die von den Landkreisen bzw. dem Land Schleswig-Holstein vereinnahmt werden, habe ich oben schon berichtet. Eine interessante Möglichkeit ist auch die Einrichtung von Ökokonten: Die Stiftung geht in Vorleistung bei dem Ankauf einer geeigneten Fläche, entwickelt darauf dann naturschutzfachliche Qualitäten, lässt sich diese von der Naturschutzbehörde als Differenz von Ausgangs- zu Zielzustand in Form von Ökopunkten gutschreiben (als stille Reserve, s. 2.1) und vermarktet die Ökopunkte dann an interessierte Vorhabenträger. Die notwendigen Erstinvestitionen sind allerdings recht hoch. Im Prinzip handelt es sich bei den Ökopunkten um Ökosystemleistungen, die in den Naturschutzflächen stecken und die in Form von Ökopunkten zu Markte getragen werden. Der Verkauf von Ökosystemleistungen ist ein spannendes neues Geschäftsfeld, das ein erhebliches Zukunftspotenzial für die Finanzierung von Wildnis hat.

Werden die Ökopunkte auf einem gesetzlich geregelten Markt gehandelt, so können die „moorfutures“ nur auf dem freien Markt angeboten werden. Interessierte Privatleute und Fir-

men können mit „moorfutures“ ihren CO₂-Fußabtritt verkleinern, indem sie die Wiedervernäsung von Mooren finanzieren. Als weitere Ökosystemleistung kann man das Saatgut von Wildpflanzen einstufen, deren Verwendung aus gebietsheimischer Herkunft ab 2020 gesetzlich verbindlich ist.

Die Stiftung Naturschutz Schleswig-Holstein hat ein Programm aufgelegt, das sich „Beteiligung der Zivilgesellschaft“ nennt und mit dem das finanzielle Engagement einzelner Bürger unterstützt werden soll. Neben dem Angebot, eine Spende oder Zustiftung, auch in Form von Nachlässen, anzunehmen, werden Bürger bei der Auflage von Stifterfonds, Treuhandstiftungen und rechtsfähigen Stiftungen beraten und unterstützt.

Nicht zuletzt leisten Erträge aus Land- und Forstwirtschaft einen Beitrag zu den Stiftungsmitteln. Dabei können auf landwirtschaftlich genutzten Flächen Agrarprämien generiert werden, dieses gilt z. B. auch für die großflächigen halboffenen Weidelandschaften, die systemisch auch als „Wildnis mit Großherbivoren“ verstanden werden können. Produkte aus solchen Systemen (vor allem Fleisch) können vermarktet werden. Und auf dem Weg des Umbaus von Forsteinrichtungen zu Wildnisgebieten können relevante Holzernteerträge generiert werden.

Häufig ermöglicht erst die Kombination dieser vielfältigen Einnahmearten, also ein Finanzierungsmosaik, dass Wildnisprojekte finanzierbar werden. Die Entwicklung einer Waldwildnis im Stiftungsgebiet „Rülauer Holz“ (das sind ca. 300 Hektar im Sachsenwald im Süden von Schleswig-Holstein) wurde erst machbar, als ein Ökokonto mit einer ELER-Förderung (jeweils auf eindeutig getrennten Teilflächen) kombiniert wurde. In den Dellstedter Mooren in der Eider-Treene-Sorge-Niederung hat die Stiftung Naturschutz Schleswig-Holstein in 40 Jahren über 1.100 Hektar Moorwildnis zusammengekauft. Dabei wurden im Laufe der Zeit unterschiedliche Programme und Fördermöglichkeiten genutzt. Und, last but not least, der Stodthagener Wald vor den Toren von Kiel, eine Kombination aus Moor- und Waldwildnis sowie einer „Wilden Weide“ wurde finanziert aus einem Programm zum Schutz des Grundwassers, einem Ökokonto sowie ELER- und GAK-Mitteln.

Zur sauberen und nachvollziehbaren Dokumentation der Finanzierungswege ist eine leistungsstarke Software notwendig, über die die Stiftung Naturschutz Schleswig-Holstein mit der eigenen Entwicklung des NAVIS (Naturvisualisierungs- und Informationssystem) verfügt.

2.4 Liquiditätssicherung

Die permanente Zahlungssicherheit ist eine zentrale Herausforderung, die unbedingt im Auge behalten werden muss. Naturgemäß kann keine absolute Obergrenze festgelegt werden, sie dürfte spezifisch für jede Organisation sein. Zur Sicherung der Liquidität darf der notwendige Betrag nicht oder lediglich kurzfristig festgelegt werden – dadurch ist die Rendite begrenzt. Hilfreich ist eine angemessene Kreditlinie.

2.5 Schwarze Schwäne

Der Begriff der schwarzen Schwäne wurde von Taleb (2007) geprägt und bezeichnet nicht-lineare Ereignisse, die einen wesentlichen Einfluss auf die Entwicklung einer definierten Sache haben. Häufig haben diese einmaligen Ereignisse einen größeren Einfluss auf einen Geschäftsvorgang als die aus dem Alltag resultierenden Einflüsse. Ein Beispiel für einen Schwarzen Schwan im Wildniskontext könnte sein, dass sich einer Stiftung plötzlich eine einzigartige und einmalige Ankaufsmöglichkeit eines wichtigen Terrains ergibt. In solch einem Fall könnte es sinnvoll sein, über ausreichende Liquidität zu verfügen, damit diese einmalige Gelegenheit nicht an der Zeit scheitert, die für einen komplexen Antrag an den Zuwendungsgeber aufgewendet werden muss.

3 Ausblick

Eine strategische Finanzplanung ist auf alle Fälle und für jede Organisation sinnvoll. Ich empfehle dafür längere Zeiträume, z. B. einen Fünf-Jahres-Plan. Für die Finanzierung von Wildnis werden auch in Zukunft die öffentlichen Förderprogramme die dominante Rolle spielen. Ein sehr wichtiger Schritt dafür ist die Auflage des Wildnisfonds durch die Bundesregierung.

Daneben wird es aber weiterhin sehr sinnvoll sein, eigene Mittel zu generieren. Warum sollte es nicht gelingen, die Zivilgesellschaft für einen privaten Wildnisfonds zu begeistern? Daneben wird der Verkauf von Ökosystemleistungen (OECD 2013) mehr Beachtung finden.

Spätestens die Ausführungen von Taleb (2007, 2012) haben ein Augenmerk auf die Bedeutung von nichtlinearen Ereignissen geworfen. Es macht Sinn, auf diese zu achten, da sie eine große Bedeutung für den Gesamthaushalt einer Organisation haben können. Schwarze Schwäne im positiven Sinne sind z.B. spontane Ankaufsmöglichkeiten, größere Nachlässe, aber auch positive Pressemeldungen, die gegebenenfalls noch aktiv verstärkt werden können. Noch wichtiger ist es, schwarze Schwäne im negativen Sinne frühzeitig zu erkennen, um gegensteuern zu können. Denn, wenn erstmal das Image der eigenen Marke bedroht ist, wenn sozusagen der „brand brennt“, kann es schon sehr spät, vielleicht sogar zu spät sein. Mögliche negative schwarze Schwäne stecken z. B. in den Themen „Tierschutz“ und Kapitalanlage (z. B. in nicht nachhaltige Investments oder bei Realisierung von größeren Verlusten).

4 Literaturverzeichnis

OECD 2013: Scaling-up Finance Mechanisms for Biodiversity. OECD Publishing.

Taleb, Nassim (2007): The Black Swan. The Impact of the Highly Improbable. Random House, Inc., New York.

Taleb, Nassim (2013): Antifragilität. Anleitung für eine Welt, die wir nicht verstehen. Knaus Verlag, München.

Adresse des Autors:

Dr. Walter Hemmerling
Geschäftsführender Vorstand
Stiftung Naturschutz Schleswig-Holstein
Eschenbrook 4
24113 Molfsee
E-Mail: Walter.Hemmerling@stiftungsland.de

Kosten von Wildnis

Andreas Meißner und Lars Leppek

1 Einleitung

Gemäß Nationaler Strategie zur Biologischen Vielfalt sollen bis 2020 2 % der Landfläche Deutschlands und 5 % der Wälder (bzw. 10 % der Waldflächen in öffentlicher Hand) für Wildnissentwicklung gesichert sein. Aktuell sind allerdings erst 0,6 % erreicht (BfN, 2015). Ein wichtiger Grund hierfür ist in der Bundesrepublik Deutschland sicherlich die Problematik der Finanzierung von Wildnis. Denn Wildnis bedeutet für den Flächeneigentümer nicht nur den Verzicht auf Nutzung und die daraus resultierenden Einnahmen, sondern auch fortlaufende (oftmals gesetzlich vorgeschriebene) Kosten durch den Flächenbesitz.

Diese Kosten werden hier am Beispiel der Stiftung Naturlandschaften Brandenburg (im Folgenden „SNLB“ oder „Stiftung“) dargestellt, die eine der größten privaten Eigentümerinnen von Wildnisgebieten in Deutschland ist. Sie engagiert sich seit dem Jahr 2000 mit eigenen Flächen und Expertise für den Wildnisschutz. Gegründet wurde sie als Public-private-Partnership nach internationalem Vorbild, um große ehemalige Truppenübungsplätze in Brandenburg nach dem Abzug der sowjetischen Truppen durch Kauf dauerhaft für den Naturschutz zu sichern. Stifter sind das Land Brandenburg, die Zoologische Gesellschaft Frankfurt (ZGF), der Naturschutzbund Deutschland (NABU), die Umweltstiftung WWF Deutschland, der Landschafts-Förderverein Nuthe-Nieplitz-Niederung, eine Privatperson sowie die Gregor Louisoder Umweltstiftung (Zustifter) (Niebrügge et al., 2017). Die private Stiftung besitzt und verwaltet auf vier ehemaligen Truppenübungsplätzen in Brandenburg Flächen im Umfang von 13.668 ha (Stand März 2019).

2 Gesamtausgaben der Stiftung – eine Übersicht

Die Kosten des laufenden Stiftungsbetriebs sind in Tabelle 1 in absoluten Zahlen sowie auf einen Hektar bezogen dargestellt. Darüber hinaus sind diese Werte in zwei zusätzlichen Spalten um Befreiungen und Rückerstattungen bereinigt. Hierdurch wird die Höhe der Kosten ersichtlich, die ohne zusätzlichen Beantragungs- und Nachweisaufwand entstehen würden.

Tab. 1 Übersicht zu den jährlichen Ausgaben der Stiftung Naturlandschaften Brandenburg für den Flächenunterhalt (Stand Ende 2018)

	Reale Ausgaben (13.668 ha)	Reale Ausgaben pro ha / Jahr	Ausgaben ohne Befreiungen und Rückerstattungen (13.668 ha)	Ausgaben ohne Befreiungen und Rückerstattungen pro ha / Jahr
Grundsteuer (2017)	7.300 EUR	0,53 EUR	18.400 EUR	1,35 EUR
Beiträge Wasser- und Bodenverband [WaBo] (2018)	92.400 EUR	6,76 EUR	92.400 EUR	6,76 EUR
Rückerstattung WaBo durch Landesumweltamt (2017)	-50.000 EUR	-3,66 EUR	0 EUR	0 EUR
Beiträge Berufsgenossenschaft (2018)	36.000 EUR	2,63 EUR	36.000 EUR	2,63 EUR
<i>Zwischensumme: nur flächenbezogene Kosten</i>	<i>85.700 EUR</i>	<i>6,26 EUR</i>	<i>146.800 EUR</i>	<i>10,74 EUR</i>

Versicherungen (2018) (Betriebshaftpflicht u.a.)	34.000 EUR	2,49 EUR	34.000 EUR	2,49 EUR
Aufwendungen für Verkehrs- sicherung (Hochrechnung 2018)	26.500 EUR	1,94 EUR	26.500 EUR	1,94 EUR
Personalkosten (8 Stellen)	350.000 EUR	25,61 EUR	350.000 EUR	25,61 EUR
Geschäftsbesorgungsverträge (2018)	15.400 EUR	1,13 EUR	15.400 EUR	1,13 EUR
Büromiete (2018)	30.700 EUR	2,25 EUR	30.700 EUR	2,25 EUR
Gesamtsumme	542.300 EUR	39,68 EUR	603.400 EUR	44,16 EUR

Die Gesamtkosten des Stiftungsbetriebs belaufen sich auf rund 540.000 EUR im Jahr. Die flächenbezogenen (Pflicht-) Kosten (Grundsteuer, Beiträge zum Wasser- und Bodenverband sowie zur Berufsgenossenschaft) sind mit rund 86.000 EUR nach den Personalkosten die zweitgrößte Position und würden ohne Befreiungen und Rückerstattungen sogar 147.000 EUR betragen. In diesem Bereich besteht die Möglichkeit von bedeutenden Kosteneinsparungen, ohne den Betrieb der Stiftung an sich einzuschränken. Die Möglichkeiten von Erstattungen und Befreiungen werden daher im Folgenden genauer ausgeführt.

3 Grundsteuer

3.1 Rechtliche Grundlagen

3.1.1 Erhebung der Grundsteuer

Die Grundsteuer ist eine Steuer auf das Eigentum an Grundstücken und deren Bebauung. Die Höhe der Steuer ist dabei abhängig von der Größe des Grundstücks sowie der Art der Nutzung bzw. Bebauung. Aufgrund dieser Merkmale erfolgt durch die Finanzbehörden die Bestimmung des Einheitswertes (in den Neuen Bundesländern „Ersatzwirtschaftswert“) und daraus folgend des Grundsteuer-Messbetrags. Dieser wiederum ist die Grundlage für die Erhebung der Grundsteuer durch die Gemeinden, die gemäß § 1 GrStG das Heberecht besitzen. Da jede Gemeinde einen individuellen Hebesatz auf den Grundsteuer-Messbetrag anwendet, entsteht von Gemeinde zu Gemeinde eine unterschiedliche Grundsteuerbelastung.

3.1.2 Grundsteuerbefreiung

Grundsätzlich gibt es für den Flächeneigentümer zwei Möglichkeiten, die Grundsteuerbelastung zu reduzieren. So kann im Zuge der Ermittlung des Einheitswertes für bestimmte Flächen gemäß § 3 GrStG eine Grundsteuerbefreiung beantragt werden. Dies ist möglich

- für Grundbesitz, der von inländischen Körperschaften, die ausschließlich und unmittelbar gemeinnützigen Zwecken dienen, genutzt wird,
- wenn der Grundbesitz für gemeinnützige Zwecke genutzt wird und
- wenn der Grundbesitz nicht zugleich land- und forstwirtschaftlich genutzt wird (§ 6 GrStG)

Wenn, wie im Fall der SNLB, die beiden ersten Punkte grundsätzlich zutreffend sind, ist der Nachweis der Nicht-Nutzung der entscheidende Schritt zur Grundsteuerbefreiung. Als „Nut-

zung“ im Grundsteuerrecht gelten dabei auch im Naturschutz übliche Nutzungen wie Beweidung, Mahd oder Holznutzung im Rahmen des Waldumbaus. Auch die Ausübung der Jagd zählt als Nutzung, selbst wenn sie zwangsweise aufgrund der gesetzlichen Mitgliedschaft in einer Jagdgenossenschaft erfolgt. Eine abschließende gerichtliche Klärung hierzu steht allerdings noch aus (vgl. Lübbert, 2018).

3.1.3 Grundsteuererlass

Die zweite Möglichkeit zur Verringerung der Grundsteuerbelastung ist der Grundsteuererlass. Dieser kann direkt bei der den Grundsteuerbescheid erstellenden Gemeinde beantragt werden. Rechtliche Grundlage ist der § 32 GrStG, nach dem der Erlass für Grundbesitz oder Teile von Grundbesitz, dessen Erhaltung wegen seiner Bedeutung für Kunst, Geschichte, Wissenschaft oder Naturschutz im öffentlichen Interesse liegt, möglich ist, sofern die erzielten Einnahmen und die sonstigen Vorteile (Rohertrag) in der Regel unter den jährlichen Kosten liegen. Letztlich müssen drei Tatbestandsmerkmale vorliegen (vgl. Lübbert, 2018):

- Bedeutung des Grundbesitzes für den Naturschutz
- Unrentierlichkeit
- Unrentierlichkeit ist direkte Folge der Bedeutung für den Naturschutz

Die naturschutzfachliche Bedeutung der Flächen gilt für solche Flächen als gegeben, die zumindest in Naturschutzgebieten oder Naturparks liegen oder als Naturdenkmale ausgewiesen sind. Die Unrentierlichkeit muss der jeweiligen Gemeinde gegenüber durch eine Wirtschaftlichkeitsberechnung nachgewiesen werden.

3.2 Aktuelle Grundsteuerausgaben der SNLB

Die SNLB zahlt aktuell (ohne Erlass) rund 8.400 EUR Grundsteuer pro Jahr. Eine Grundsteuerbefreiung konnte die Stiftung dabei schon für diejenigen Flächen erwirken, die sich im Totalreservat eines Naturschutzgebietes befinden. Der Nachweis der Nichtnutzung ist hier leicht zu führen, da allein durch die Schutzgebietsverordnungen eine Nutzung untersagt ist. Ohne diese Befreiungen würde die Grundsteuerbelastung – geschätzt – bei 18.400 EUR / Jahr liegen (siehe Tab. 2).

Im Jahr 2018 konnte zudem für weitere Flächen mit einer Größe von ca. 3.400 ha ein Grundsteuererlass erwirkt werden, wodurch rund 1.200 EUR von den eigentlich fälligen 8.400 EUR erlassen wurden.

3.3 Handlungsmöglichkeiten der SNLB

Kosteneinsparungen über den Weg des Grundsteuererlasses sind meist mit sehr hohem Arbeitsaufwand verbunden: Einerseits dadurch, dass die vorzulegenden Wirtschaftlichkeitsberechnungen sehr ausführlich sein müssen und andererseits durch die Tatsache, dass die Beantragung jährlich neu zu konkreten Fristen erfolgen muss. Unterschiedliche Formvorstellungen verschiedener Gemeinden oder auch verschiedener Bearbeiter für die Antragstellung und die zu erbringenden Nachweise kommen erschwerend hinzu. Erst kürzlich konnte ein sich über fast sechs Jahre hinziehender Rechtsstreit über den Ablehnungsbescheid einer Gemeinde beendet werden. Das Ergebnis war aus Sicht der Stiftung zwar erfolgreich, verdeutlicht aber auch die geringe Planbarkeit der Grundsteuereinsparungen auf dem Wege des Grundsteuererlasses.

Deshalb ist es Ziel der SNLB, bereits im Zuge der Ermittlung des Ersatzwirtschaftswertes für

möglichst viele Flächen eine Grundsteuerbefreiung zu erreichen. Die entsprechende Nachweisführung verursacht zwar auch einen bedeutenden Arbeitsaufwand, allerdings nur einen einmaligen. Der daraus folgende geringere Ersatzwirtschaftswert der Flächen würde zu einer dauerhaft geringeren Grundsteuerbelastung und gleichzeitig auch zu einer langfristigen Planbarkeit der Ausgaben führen.

Doch wie kann eine Grundsteuerbefreiung über das bisherige Maß hinaus gelingen? Aktuell sind nur die in den Totalreservaten der Naturschutzgebiete gelegenen Flächen befreit. Doch auch über diese gesetzlich von jeder Nutzung freigehaltenen Flächen hinaus sind zahlreiche Stiftungsflächen tatsächlich nutzungsfrei: Dies betrifft vor allem Flächen in der hochgradig kampfmittelbelasteten „Roten Zone“ und darüber hinaus Flächen, die stiftungsintern als Wildnisgebiet deklariert sind und weder landwirtschaftlich, noch forstwirtschaftlich oder jagdlich genutzt werden.

Ziel ist es, aufgrund der tatsächlichen Nichtnutzung, auch für diese Flächen die Grundsteuerbefreiung zu erwirken. Sollte dies gelingen, ist eine Reduzierung der Grundsteuerbelastung auf rund 3.300 EUR denkbar (siehe Tab. 2).

Tab. 2 Grundsteuerpflichtige Fläche und Grundsteuerbelastung unter verschiedenen Befreiungsszenarien

	Grundsteuerpflichtige-Gesamtfläche	Grundsteuerbelastung
ohne Befreiungen	13.200 ha	18.390 EUR
mit Befreiung der Totalreservate	6.400 ha	8.365 EUR
mit Befreiung der Totalreservate + „Rote Zone“	3.890 ha	5.635 EUR
mit Befreiung der Totalreservate + „Rote Zone“ + stiftungsinterne Wildnisflächen	2.020 ha	3.325 EUR

Verglichen mit dem aktuellen Stand, gibt es somit ein zusätzliches Einsparungspotenzial von ca. 5.000 EUR pro Jahr. Im Vergleich zu anderen flächenbezogenen Kostenpositionen sind die verbleibenden Einsparpotentiale durch Grundsteuerbefreiungen jedoch überschaubar, der notwendige Aufwand zur Erreichung der Einsparungen dabei eher hoch.

4 Umlage der Wasser- und Bodenverbandsbeiträge

4.1 Rechtliche Grundlagen

4.1.1 Brandenburg im Bundesvergleich

Gemäß § 40 Abs. 1 WHG obliegt die Unterhaltung oberirdischer Gewässer den Eigentümern der Gewässer, soweit sie nicht nach landesrechtlichen Vorschriften Aufgabe von Gebietskörperschaften, Wasser- und Bodenverbänden, gemeindlichen Zweckverbänden oder sonstigen Körperschaften des öffentlichen Rechts ist.

Im Land Brandenburg erfolgt die Unterhaltung der Gewässer II. Ordnung gemäß § 79

BbgWG durch hierfür gegründete Gewässerunterhaltungsverbände („Wasser- und Bodenverbände“). Laut § 79 Abs. 2 BbgWG ist das Verbandsgebiet der Gewässerunterhaltungsverbände flächendeckend, die Bemessung der Beiträge bestimmt sich dabei gemäß § 80 Abs. 1 BbgWG nach dem Verhältnis der Flächen, mit denen die Mitglieder am Verbandsgebiet beteiligt sind. Ungeachtet des tatsächlichen Unterhaltungsbedarfs ist die Beitragshöhe demnach ausschließlich abhängig von der Flächengröße. Für Wälder oder trockene Heidegebiete gilt also der gleiche Beitragssatz wie für Grünland- oder Ackerflächen mit pflegeintensiven Grabensystemen.

Ein solches Finanzierungssystem ist in keinem anderen Bundesland in dieser Form zu finden. So ist in einigen Bundesländern, wie z. B. in Sachsen, die Gewässerunterhaltung Aufgabe der Gemeinden (Vgl. § 32 Abs. 1 Nr. 2 SächsWG) und wird auch aus dem Gemeindehaushalt finanziert. In anderen Ländern, z. B. in Schleswig-Holstein und Mecklenburg-Vorpommern, ist zwar ebenfalls die flächendeckende Zuständigkeit der Wasser- und Bodenverbände eingerichtet worden, jedoch erfolgt hier eine Differenzierung der Beitragshöhe auf Grundlage der Nutzungsart, die zu einer Beitragsverringerung für Flächen mit geringem Versiegelungsgrad bzw. geringem Unterhaltungsaufwand führt (Vgl. WBV „Untere Warnow-Küste“, 2017 sowie § 21 Landeswasserverbandsgesetz Schleswig-Holstein).

Die Flächen der SNLB werden nicht von nennenswerten Fließgewässern durchzogen, weisen keine größeren Quellgebiete auf und sind, für Wildnisgebiete selbstverständlich, nahezu unversiegelt. Daher erzeugen die Flächen nur in sehr geringem Maße Oberflächenabfluss und weisen nur in Randbereichen vereinzelte Gräben auf, die gepflegt werden müssen. Dennoch werden die Abgaben für die volle Fläche erhoben. Dies führt für die SNLB zu einer finanziellen Belastung, die in keinem Verhältnis zum erhaltenen „Nutzen“ steht. Die Beiträge zur Gewässerunterhaltung wären vermutlich in jedem anderen Bundesland deutlich geringer, wenn sie überhaupt anfallen würden.

4.1.2 Erhebung und Umlage der WBV-Beiträge in Brandenburg

Rechtlich gesehen sind im Land Brandenburg die Gemeinden für die Grundstückseigentümer Mitglied im Gewässerunterhaltungsverband (§ 2 Abs. 1 GUVG) und auch zur Zahlung verpflichtet. Allerdings können sie gemäß § 80 Abs. 2 BbgWG die festgesetzten Verbandsbeiträge und die festgesetzten Vorausleistungen für Grundstücke, die nicht im Eigentum der Gemeinde stehen, auf die Grundstückseigentümer, für deren Grundstücke sie Mitglied im Gewässerunterhaltungsverband sind, umlegen.

Die Beitragszahlungen sind somit letztlich vom Grundstückseigentümer an die jeweilige Gemeinde zu entrichten. Der Beitragssatz ist dabei höher als der ursprünglich vom Gewässerunterhaltungsverband festgelegte, weil ein Aufschlag für die Verwaltungskosten der Gemeinden hinzukommt. Im Fall der SNLB bewegten sich die Umlagesätze der verschiedenen Gemeinden im Jahr 2018 zwischen 7,59 EUR und 9,87 EUR pro Hektar Eigentumsfläche.

4.1.3 Sonderfall: Erstattungsmöglichkeiten in Brandenburg

Nach § 80 Abs. 2 BbgWG können Verbands- und Umlagebeiträge für die Flächen, die aufgrund einer Schutzausweisung nach § 22 Absatz 1 des Bundesnaturschutzgesetzes als Totalreservate oder Naturentwicklungsgebiete, nach § 5 Absatz 1 des Nationalparkgesetzes Unteres Odertal als Schutzzone Ia oder nach § 12 des Waldgesetzes des Landes Brandenburg als Naturwald einer wirtschaftlichen Nutzung entzogen sind, vom Land auf Antrag erstattet werden. Diese Erstattung erfolgt nach Antragstellung an das Landesumweltamt Brandenburg über eine Auszahlung aus den Naturschutzmitteln des Landes.

4.2 Aktuelle Kosten und Handlungsmöglichkeiten der SNLB

Im Jahr 2018 erhielt die SNLB als Flächeneigentümer Umlagebescheide von den Gemeinden über insgesamt rund 92.400 EUR (siehe Tab. 1). Davon wurden ca. 8.000 EUR auf die Pächter von Stiftungsflächen umgelegt, wozu es eine Regelung in den jeweiligen Pachtverträgen gibt. Weiterhin konnte für die in Totalreservaten gelegenen Stiftungsflächen eine Erstattung gemäß § 80 Abs. 2 BbgWG in Höhe von 42.000 EUR erreicht werden. Die verbleibenden Restkosten betragen somit ca. 42.400 EUR.

Eine Verringerung der Kosten für die Gewässerunterhaltung ist auf mehreren Wegen denkbar: Zunächst besteht die (theoretische) Möglichkeit, langfristig auf politischem Wege auf eine Änderung der rechtlichen Rahmenbedingungen hinzuwirken. Wildnisgebiete sollten grundsätzlich und bundesweit von Abgaben soweit möglich befreit werden.

Weiterhin kann im Falle der SNLB durch eine Vergrößerung der Totalreservatsflächen eine erhöhte Beitragserstattung aus den Naturschuttmitteln des Landes erfolgen. Das Potential zur Kostenreduktion bei dem Unterhalt von Wildnisflächen ist durch den Brandenburger Sonderfall im Bereich der Wasser- und Bodenverbandsabgaben deutlich größer als bei der Grundsteuer.

Darüber hinaus gibt es im Land Brandenburg seit dem 01.01.2019 die Möglichkeit, auf Antrag „direktes Mitglied“ in einem Wasser- und Bodenverband zu werden (§ 2 Absatz 1 und 1a GUVG). Dies hätte einerseits ein Mitsprache- und Stimmrecht entsprechend der anteiligen Beitragshöhe zur Folge und würde andererseits dazu führen, dass die Beitragsforderung nun direkt über den Verband erfolgt und nicht mehr indirekt über die jeweilige Gemeinde. Dementsprechend würden zumindest die von der Gemeinde erhobenen Verwaltungskosten entfallen.

5 Beiträge zur Berufsgenossenschaft

5.1 Rechtliche Grundlagen

Die landwirtschaftliche Unfallversicherung ist eine gesetzliche Pflichtversicherung für land- und forstwirtschaftliche Unternehmen. Gesetzliche Grundlage sind das SGB VII sowie die Satzung der Sozialversicherung für Landwirtschaft, Forsten und Gartenbau (SVLFG). Sie hat vor allem den Zweck, bei Arbeitsunfällen oder Berufskrankheiten die Haftung des Arbeitgebers zu übernehmen und diesen damit von Schadenersatzansprüchen zu entbinden. Die Versicherungspflicht betrifft dabei unter anderem Unternehmen der Land- und Forstwirtschaft, Unternehmen der Landschaftspflege, sowie die Inhaber von Eigenjagden oder gepachteten Jagdbezirken (SVLFG, 2019a).

5.2 Aktuelle Beitragszahlungen der SNLB

Die Beiträge zur Berufsgenossenschaft betragen für die SNLB im Jahr 2017 insgesamt rund 36.000 EUR (siehe Tab. 1). Dabei war die Stiftung einerseits als Unternehmen der Forstwirtschaft und andererseits als Inhaberin von drei Eigenjagdbezirken zahlungspflichtig.

Die jährlich zu leistenden Beiträge setzen sich grundsätzlich aus einem Grund- und einem Risikobeitrag zusammen.

Der Grundbeitrag dient der Deckung der nicht risikobezogenen Aufwendungen der Versicherung, wozu z. B. Verwaltungskosten oder auch Ausgaben für Präventionsmaßnahmen gehören. Er betrug für die SNLB im Jahr 2017 rund 275 EUR im Bereich Forst und 207 EUR im Bereich Jagd.

Über den Risikobeitrag hingegen werden Aufwendungen der Versicherung für die Folgen

von Arbeitsunfällen finanziert. Für dessen Berechnung ist u. a. die Einstufung des Unternehmens in eine von 16 Risikogruppen bedeutsam, die das Unfallrisiko zum Ausdruck bringen soll. Die Zuordnung der Stiftung zur Risikogruppe „Forst“ hat den maximal möglichen Risikogruppenfaktor von 9,9114 (2017) zur Folge. Der Faktor für Unternehmen der Jagd beträgt 1,8811 (SVLFG, 2019b). Als weitere Größe fließt die forstlich bzw. jagdlich nutzbare Fläche in die Berechnung ein, wodurch für die SNLB im Jahr 2017 Risikobeiträge von 33.950 EUR im Bereich Forst und 1.603 EUR im Bereich Jagd entstanden.

5.3 Handlungsmöglichkeiten der SNLB

Aktuell sind 4.890 ha der 13.670 ha Stiftungsflächen bei der Landwirtschaftlichen Berufsgenossenschaft als Forstfläche eingetragen.

Die weitere Verringerung dieser Fläche ist eine denkbare Möglichkeit zur Reduzierung der Beitragszahlungen. Allerdings wird bei der Beurteilung seitens der Berufsgenossenschaft nicht die tatsächliche Nutzung bzw. Nichtnutzung herangezogen, sondern die mögliche Nutzbarkeit als Forstfläche. Und diese ist gegeben, solange keine vertraglichen Vereinbarungen oder gesetzlichen Vorgaben zur Herausnahme aus der forstwirtschaftlichen Produktion vorliegen. In der Praxis führt dies dazu, dass allein die Ausweisung von Totalreservatsflächen ein sicherer Weg zur Verringerung der gemeldeten Forstfläche ist. Über eine Vergrößerung der Totalreservate kann also eine Verringerung der Beitragszahlungen erreicht werden.

Alternativ wäre innerhalb der Berufsgenossenschaft die Umstellung einer flächenbezogenen Kalkulation der Beiträge auf eine lohnbezogene Berechnung wünschenswert, da auf den Wildnisflächen deutlich weniger Arbeiten als in einem Wirtschaftswald durchgeführt werden. Außerdem ist die Beantragung der Einordnung in eine geringere Risikogruppe denkbar, da die anfallenden Arbeiten auch weniger gefahrenträchtig sind.

6 Fazit und Ausblick

Das Flächeneigentum der Stiftung Naturlandschaften Brandenburg mit einer Größe von insgesamt rund 13.670 ha ist zu großen Teilen dauerhaft frei von landwirtschaftlicher, forstlicher und jagdlicher Nutzung. Dies liegt einerseits natürlich am Zweck der Stiftung, der Schaffung und Bewahrung von Wildnis, andererseits aber auch an der tatsächlichen Nichtnutzbarkeit aufgrund der hohen Kampfmittelbelastung oder der gesetzlichen Ausweisung als Totalreservat.

Dennoch entstehen durch den Flächenbesitz erhebliche Grundlasten (Grundsteuer, Boden-Wasser-Verbandsabgaben, Beiträge zur Berufsgenossenschaft, Ausgaben zur Verkehrssicherung, etc.), die im Jahr bei ca. 200.000 € (ca. 15 €/ha und Jahr) liegen. Hinzu kommen die eigenen Personalkosten in einer Höhe von rund 350.000 €/Jahr, die zum großen Teil für die reine Flächenverwaltung und Flächensicherung entstehen. Bei einer Vollkostenkalkulation entstehen so Kosten für die Wildnisflächen von 40 €/ha und Jahr. Ohne die nicht zwingend zum Flächenunterhalt notwendigen Personalausgaben (z. B. die Öffentlichkeitsarbeit) ist mit ca. 30 €/ha und Jahr zu rechnen.

Diese Flächenkosten wären noch erheblich höher, gäbe es nicht Möglichkeiten, flächenbezogene Pflichtsteuern und -beiträge durch Befreiungs- und Erstattungsmöglichkeiten zu reduzieren. Aktuell ergeben sich bereits Einsparungen von rund 60.000 EUR pro Jahr (rd. 4,50 €/ha und Jahr) und kurzfristig erscheinen weitere Einsparungen als realistisch.

Die vollständige Erstattung der Pflichtkosten ist unter den aktuellen gesetzlichen Rahmenbedingungen allerdings nicht möglich. Deshalb werden auch weiterhin jährlich erhebliche

Kosten anfallen, die weder durch Einnahmen von den finanziell annähernd ertragslosen Wildnisflächen, noch durch Fördermittel des Bundes oder der Bundesländer abgedeckt sind.

Die Sicherstellung des dauerhaften Unterhalts von Wildnisflächen in privater (Stiftungs-) Hand ist daher eine der zentralen und andauernden Aufgaben der betreffenden Organisationen. Die weitere Senkung oder Abschaffung von Pflichtbeiträgen für Wildnisflächen in den Bereichen Grundsteuer und Berufsgenossenschaften sowie (in Brandenburg) der Boden- und Wasserverbandsabgaben wäre deshalb eine bedeutende finanzielle Unterstützung der Wildnis in Deutschland und stellt eine wichtige naturschutzpolitische Aufgabe der Zukunft dar.

7 Literaturverzeichnis

Bundesamt für Naturschutz (BfN, 2015): F+E-Bericht „Umsetzung des 2 % - Ziels für Wildnisgebiete aus der Nationalen Biodiversitätsstrategie“. BfN-Skripten 422, Bonn 2015. 207 S.

Lübbert, G. (2018): Grundsteuerbefreiung und Grundsteuererlass bei Grundstücken des Nationalen Naturerbes – Vortrag beim Workshop „Grundsteuer auf Naturerbeflächen“, Berlin 2018.

Niebrügge, A., Meißner, A. (2017): Stiftung Naturlandschaften Brandenburg – gemeinsam Wildnis stiften – Naturschutz und Biologische Vielfalt, Heft 158, Bonn 2017. 388 S.

Sozialversicherung für Landwirtschaft, Forsten und Gartenbau (SVLFG, 2019a): Versicherte Unternehmen, unter: <http://www.svlfg.de/50-vmb/vmb01/vmb0101/index.html> (abgerufen am 16.05.2019).

Sozialversicherung für Landwirtschaft, Forsten und Gartenbau (SVLFG, 2019b): Risikofaktoren für 2017, unter: http://www.svlfg.de/50-vmb/vmb02_neu/vmb02022/index.html (abgerufen am 16.05.2019).

Wasser- und Bodenverband „Untere Warnow-Küste“ (2017): Satzung des Wasser- und Bodenverbandes „Untere Warnow-Küste“ nach 3. Änderungssatzung vom 31.01.2017, unter https://wbv-untere-warnow-kueste.de/fileadmin/01_content/wbv5/pdf/satzung/LesefassungSatzungnach3%C3%84nderungssatzungvom30012017.pdf (abgerufen am 17.05.2019).

8 Tabellenverzeichnis

Tab. 1 Übersicht zu den jährlichen Ausgaben der Stiftung Naturlandschaften Brandenburg für den Flächenunterhalt (Stand Ende 2018)

Tab. 2 Grundsteuerpflichtige Fläche und Grundsteuerbelastung unter verschiedenen Befreiungsszenarien

9 Abkürzungsverzeichnis

SNLB	Stiftung Naturlandschaften Brandenburg
WWF.....	World Wide Fund For Nature
GrStG.....	Grundsteuergesetz
WHG	Wasserhaushaltsgesetz
BbgWG	Brandenburgisches Wassergesetz
SächsWG.....	Sächsisches Wassergesetz
WBV	Wasser- und Bodenverband
GUVG	Gesetz über die Bildung von Gewässerunterhaltungsverbänden

Adresse der Autoren:

Dr. Andreas Meißner, Geschäftsführung
und Lars Leppek, Daten- und Projektmanagement
Stiftung Naturlandschaften Brandenburg
Schulstraße 6
14482 Potsdam
E-Mail: info@stiftung-nlb.de

MoorFutures® – ein Instrument der Renaturierung von Mooren

Silke Finn Wachtel, Anne Schöps und Vera Luthardt

1 Zusammenfassung

Brandenburg, Mecklenburg-Vorpommern und Schleswig-Holstein zählen zu den moorreichsten Bundesländern Deutschlands. Ein Großteil der Moore wurde jedoch nutzungsbedingt entwässert und trägt dadurch zum beschleunigten Klimawandel bei. Aus vormaligen Kohlenstoffsenken werden regelrechte Kohlenstoffdioxidschleudern. Doch es gibt Wege, Treibhausgas-Emissionen aus entwässerten Mooren zu reduzieren: Die dauerhafte Anhebung des Wasserstandes im Moor, die sogenannte Wiedervernässung. Ein Wegbereiter in der Umsetzung solcher Wiedervernässungsprojekte ist die Marke MoorFutures. Die gleichnamigen Klimaschutzzertifikate wurden 2012 in Mecklenburg-Vorpommern entwickelt und werden seitdem erfolgreich dort, in Brandenburg und Schleswig-Holstein angewandt. Der Handel mit diesen Klimaschutzzertifikaten bietet einerseits die freiwillige Kompensation von verursachten Treibhausgas-Emissionen für die Kaufenden und andererseits die Finanzierung konkreter Moorrenaturierungsprojekte in den genannten Bundesländern. Nach einer Einführung in das Wesen der Moore wird die Flächenagentur Brandenburg GmbH als Projektträgerin in Brandenburg vorgestellt. Darauf folgend wird MoorFutures als Instrument zur Finanzierung von Moorrenaturierungsvorhaben beleuchtet und schließlich die Kerninformationen der aktuellen MoorFutures-Projekte dargestellt. Ein Fokus wird dabei auf die ‚Rehwiese‘ in Brandenburg gelegt.

2 Das Wesen von Mooren

„Moore sind wassergeprägte Lebensräume, in denen Torf gebildet wird“ (Luthardt & Zeitz 2014). Das Besondere am Ökosystem Moor ist die Stellung zwischen Wasser- und Landökosystemen. Durch die sehr spezifischen Habitatbedingungen beherbergen sie eine ganz eigene Lebewelt, die einen erheblichen Anteil der autochthonen biologischen Vielfalt von Naturräumen umfasst. Für das Land Brandenburg wurde bilanziert, dass die 20 landschaftsökologischen Moortypen in naturnaher Ausprägung Habitat für 15 % der Gefäßpflanzen-, 18 % der Moos-, 27 % der Laufkäfer-, 36 % der Heuschrecken-, 34 % der Libellen- und Schmetterlingsarten bieten (Luthardt & Zeitz 2014). Voraussetzung für die Ausbildung und das kontinuierliche Bestehen naturnaher Moorökosysteme ist die ausgewogene Wechselbeziehung zwischen Wasser, Torf und Vegetation (Joosten 2008). Torf wird nur bei dauerhafter Wassersättigung des Oberbodens ohne Entstehung eines permanenten Wasserkörpers gebildet. Durch die Wassersättigung ist die Mineralisierung der anfallenden toten organischen Substanz stark gehemmt und es kommt zur Stoffakkumulation. Nach deutscher bodenkundlicher Definition wird von Moorböden gesprochen, wenn die aufliegenden Torfschichten mindestens 30 cm mächtig sind (Ad-hoc-AG Boden 2005). Torfe bestehen aus bis zu 50 % Kohlenstoff und stellen demzufolge über die Jahrtausende ihrer Bildung enorme Kohlenstoffsenken dar. Für Deutschland wurde abgeschätzt, dass 1.200 bis 2.400 Millionen Tonnen Kohlenstoff in Mooren gebunden sind, das heißt, sie bilden den größten terrestrischen Kohlenstoffspeicher Deutschlands (TEEB DE 2014). Naturnahe Moorökosysteme sind neben der positiven Stoffbilanz charakterisiert durch ein hohes Wasserspeichervermögen, zum einen in den Moorpflanzen (insbesondere Moose), zum anderen als hydrodynamisch wirksamer Speicher (Porenwasser im Torf, Wasserkissenausprägung, Muldenspeicher, Überflutungsspeicher). Ihre Einbettung in die Landschaft führt zu einer Stabilisierung des Landschaftswasserhaushalts und zu einer Kleinklimaregulation. Moorökosysteme sind zudem Stoffsenken für Nähr-

und Spurenelemente, bedeutende Archive der Landschafts- und Vegetationsgeschichte sowie prägende Elemente regionaler Landschaftsbilder (Luthardt & Zeitz 2014).

Brandenburg ist eines der moorreichsten Bundesländer in Deutschland. Nach neuester Kartierung sind von ehemals 226.000 ha (1934) noch 166.000 ha Fläche (2013) von Moorböden eingenommen, das heißt ca. 6 % der Landesfläche. In gleicher Weise gestaltet sich die Situation in Mecklenburg-Vorpommern mit einem Flächenverlust im gleichen Zeitraum an Moorböden von 60.000 ha. Nur etwa 2-3 % der Moore sind in beiden Bundesländern noch intakt und wachsend. Der Großteil der Moore ist nutzungsbedingt entwässert und degradiert (Fell et al. 2015; Ministerium für Landwirtschaft und Umwelt Mecklenburg-Vorpommern 2017). Bis ins späte Mittelalter hinein wurden die natürlich wachsenden Moore nur lokal beeinflusst und die Moorbildung zum Teil sogar anthropogen durch steigende Grundwasserstände in Senken und Niederungen in Folge von Waldrodungen gefördert. Die Zeit vom 17. Jahrhundert bis 1950 gilt als Phase der Moorkultivierung und Torfstecherei. Moore wurden aus ökonomischen Gründen mäßig entwässert, um sie einerseits als Weide- oder Wiesenflächen (Futter und Streu für das Vieh) zu nutzen oder andererseits den Torf abzubauen, um diesen wertvollen Energieträger als Brennstoff zu verwenden. In der Zeit von 1950/60 bis 1990 wurde die Nutzung intensiviert und dadurch die Standorte irreversibel geschädigt (Komplexmelioration, Überdüngung, Abtorfung bis auf den mineralischen Grund). (Succow 2011). Die Folgen waren und sind Artenverlust, hohe Umweltbelastungen durch Stoffeinträge und nicht regenerierbarer Flächenverlust. Ab 1990 begann ein Umdenken und die Grünlandbewirtschaftung wurde teilweise extensiviert (Dauergrünland, keine Düngung, geringe Beweidungsstärke, Aushagerung, allmähliches Ende der Abtorfung). Zudem starteten Renaturierungsvorhaben, die auch aus Klimaschutzgründen und der Bewahrung der einheimischen Biodiversität zunehmend im Fokus naturschutzfachlichen Agierens stehen. Jedoch gestalten sich Renaturierungsmaßnahmen oftmals sehr aufwendig. Sie bedürfen guter und umfangreicher Planungen und Genehmigungswege. Außerdem benötigen sie ein nicht unerhebliches Finanzvolumen (Luthardt & Zeitz 2014). Deshalb gilt es Wege zu finden, über die degradierte Moore wieder zu lebenden Moorökosystemen entwickelt werden können. Diesem Auftrag hat sich die Flächenagentur Brandenburg GmbH mit Hilfe eines speziell entwickelten Finanzierungsinstruments verschrieben (MoorFutures Brandenburg 2019).

3 Kurzvorstellung der Flächenagentur Brandenburg

Die Flächenagentur Brandenburg GmbH ist ein neuartiges dienstleistendes Unternehmen im Naturschutz. Ihre wichtigste Aufgabe ist es, regionale Flächenpools zu entwickeln (Abb. 1). Unter Flächenpools verstehen sich komplexe wirkungsvolle und langfristig gesicherte Naturschutzprojekte in ganz Brandenburg, aus denen die Agentur geeignete Flächen und Maßnahmen an Vorhabensträger*innen im Rahmen der Eingriffsregelung nach §16 Bundesnaturschutzgesetz vermittelt. Als Poolträgerin führt die Flächenagentur dabei alle Arbeitsschritte durch. Sie sichtet die ersten Projektideen und nimmt Kontakt mit den Flächennutzer*innen bzw. -eigentümer*innen auf. Die Flächenagentur stimmt sich mit allen relevanten beteiligten Personen ab und kümmert sich um den Flächenerwerb sowie die Maßnahmenrealisierung. Die Agentur arbeitet als Vermittlerin zwischen Investor*innen, Flächennutzer*innen und -eigentümer*innen sowie den an der Eingriffsregelung beteiligten Behörden (Abb. 2). Auf Grund ihres reichen Erfahrungsschatzes in diesem Bereich, kann sie bei Bedarf auch Moderationsleistungen anbieten. Wo größere Planungen oder Gutachten erforderlich sind, arbeitet die Agentur in enger Kooperation mit erfahrenen und ortskundigen Planungsbüros. Um die geplanten Maßnahmen auszuführen, werden entweder die auf den Flächen bereits wirtschaftenden Landwirt*innen oder Unternehmen aus der Region beauftragt. Generell legt

die Flächenagentur großen Wert auf regionale Akzeptanz und Zusammenarbeit. Alle Projekte werden entsprechend abgestimmt und mit regionalen Partner*innen umgesetzt. Gesellschafter der Flächenagentur ist der NaturschutzFonds Brandenburg (Stiftung des öffentlichen Rechts). In der Regel werden Flächen für Pools durch die Flächenagentur im Auftrag der Stiftung für deren Grundvermögen erworben. Dies gewährleistet eine dauerhafte Sicherung dieser Flächen. Aber auch andere Modelle der Flächensicherung, z.B. der Abschluss von langfristigen Gestattungsverträgen mit dinglicher Sicherung, können vereinbart werden. Die Flächenagentur Brandenburg wurde im Jahr 2002 als GmbH gegründet und ist seit dem Jahr 2004 landesweit tätig (Flächenagentur Brandenburg GmbH 2019).

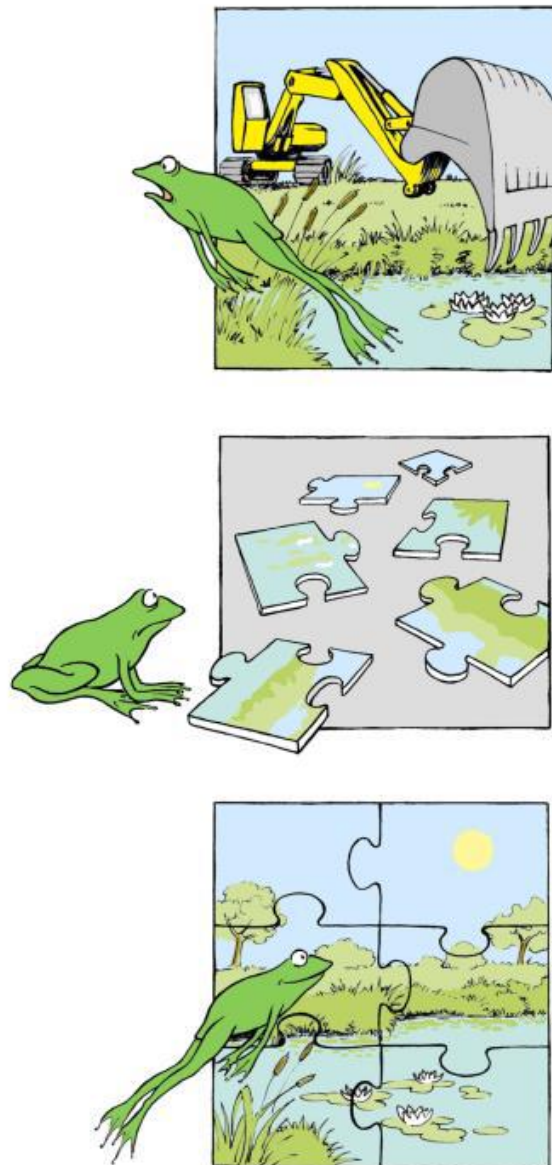
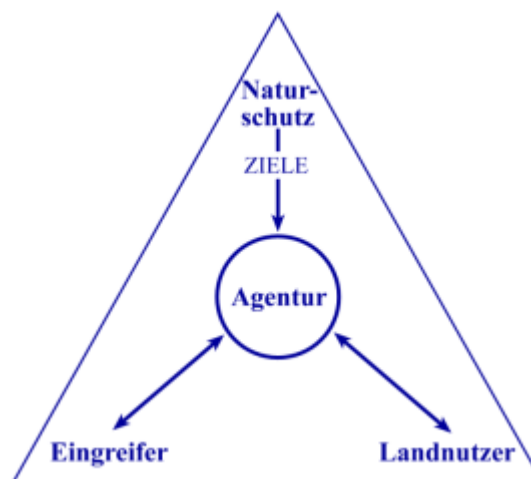


Abb. 1: Das Prinzip der Flächenpools und Ökokonten (Bundesverband der Flächenagenturen in Deutschland e.V. 2019 – BFAD n.d.)

Flächenpools/Ökokonten

Unter Flächenpools und Ökokonten versteht man in Anlehnung an **§16 BNatSchG** die Bevorratung von Flächen für bzw. mit Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen. Es handelt sich um Maßnahmen des Naturschutzes und der Landschaftspflege nach **§15(2) BNatSchG**, die ohne anderweitig rechtliche Verpflichtung durchgeführt werden, für die keine öffentlichen Fördermittel in Anspruch genommen werden und von denen eine Dokumentation des Ausgangszustands der Flächen vorliegt. Vor Durchführung der Maßnahmen muss gegenüber den zuständigen Behörden erklärt werden, dass es sich um vorgezogene Kompensationsmaßnahmen handelt (BNatSchG 2009).



Mit langjähriger Erfahrung als Projektträgerin erweitert die Flächenagentur Brandenburg GmbH ihr Angebot um MoorFutures-Zertifikate. Sie besitzt seit 2012 ein durch das Land Brandenburg verliehenes Exklusivmaklerrecht für die Vermarktung dieser Zertifikate und ist daher Ansprechpartnerin für interessierte Firmen und Privatkunden (MoorFutures Brandenburg 2019).

Abb. 2: Die Vermittlerrolle der Flächenagentur zwischen Eingriffen, Landnutzer*innen und Naturschutz (Jessel et al. 2006)

4 MoorFutures – ein Instrument zur Finanzierung von Moorrenaturierungsvorhaben

4.1 MoorFutures als Klimaschutzzertifikate

MoorFutures sind Klimaschutzzertifikate für den freiwilligen Kompensationsmarkt für Treibhausgas-Emissionen (Abb. 3). Sie beschreiben quantitativ die Eigenschaft, die Treibhausgas-Emissionen aus Mooren deutlich zu reduzieren und fungieren als Ausgleich gegenüber verursachten Treibhausgas-Emissionen an anderer Stelle. Ein MoorFutures steht für eine Tonne nicht-emittierten Kohlenstoffdioxids. Die Zertifikate richten sich an Privatpersonen und Unternehmen, die ihren ökologischen Fußabdruck verkleinern wollen, indem sie nicht vermeidbare Treibhausgas-Emissionen kompensieren. Dabei gilt der Grundsatz, erst vermeiden, dann verkleinern und nicht vermeidbare Emissionen ausgleichen. Um die individuelle

Treibhausgasbilanz zu berechnen, bieten die jeweiligen Projektträger*innen auf ihrer Webseite einen Klimarechner an¹. Jedes verkaufte MoorFutures wird in einem öffentlich zugänglichen Register dokumentiert. Diese sogenannten Stilllegungsregister machen den Umfang und aktuellen Stand der Zertifikatsverkäufe nachvollziehbar. Dadurch wird vermieden, dass bereits verkaufte, also "stillgelegte" Zertifikate erneut verkauft oder weiter gehandelt werden können. Als weltweit erste Kohlenstoffzertifikate für Moorwiedervernässungen wurden die MoorFutures im Jahr 2011 in Mecklenburg-Vorpommern eingeführt und in der Folge als Marke auch in den Bundesländern Brandenburg und Schleswig-Holstein übernommen. Moorschutz bedeutet Klimaschutz. Mit dem Kauf dieser ökologischen Wertpapiere wird die Umsetzung konkreter Moorschutzprojekte finanziert. Diese Projekte sind regional verankert, langfristig über 50 Jahre angelegt und somit dauerhaft erlebbar. Es handelt sich dabei um einen gebündelten Beitrag zum Klima-, Umwelt- und Naturschutz (Ministerium für Landwirtschaft und Umwelt Mecklenburg-Vorpommern et al. 2017, Akademie für Nachhaltige Entwicklung M-V 2018)



Abb. 3: MoorFutures Logo (MoorFutures 2019)

4.2 Moorschutz als Klimaschutz

Das Prinzip der MoorFutures als freiwillige Kohlenstoffzertifikate basiert darauf, dass intakte Moore als Speicher von Kohlenstoff fungieren (Abb. 4). Im wachsenden Zustand wird die abgestorbene organische Substanz nur unvollständig unter Luftabschluss mineralisiert. Dabei entsteht in einer Größenordnung von ca. 2 Tonnen CO₂-Äquivalenten/Jahr Methan. Bei Entwässerung hingegen wird der über lange Zeiten gespeicherte Kohlenstoff in rasanten Geschwindigkeiten umgesetzt und je nach Wasserverhältnissen entweichen bis zu 30 Tonnen CO₂-Äquivalente/Jahr als Kohlenstoffdioxid in die Atmosphäre und zusätzlich erhebliche Mengen an Lachgas, das ebenfalls ein sehr stark wirkendes Treibhausgas ist (Reichelt 2015). Weitere Folgen sind Moorsackungen und die Degradierung der Böden, was zu einer Zerstörung des Ökosystems Moor mit all den oben aufgeführten Charakteristika führt (Joosten et al. 2013, Luthardt & Zeitz 2014). Die MoorFutures-Projekte setzen an dieser Stelle an. Sie haben zum Ziel, die Freisetzung der Treibhausgase aus Mooren zu reduzieren, indem sie entwässerte Moore wiedervernässen und damit zum Klimaschutz beitragen.

¹ die eigene Treibhausgasbilanz berechnen unter: <https://www.moorfutures.de/moorfutures-erwerben/>

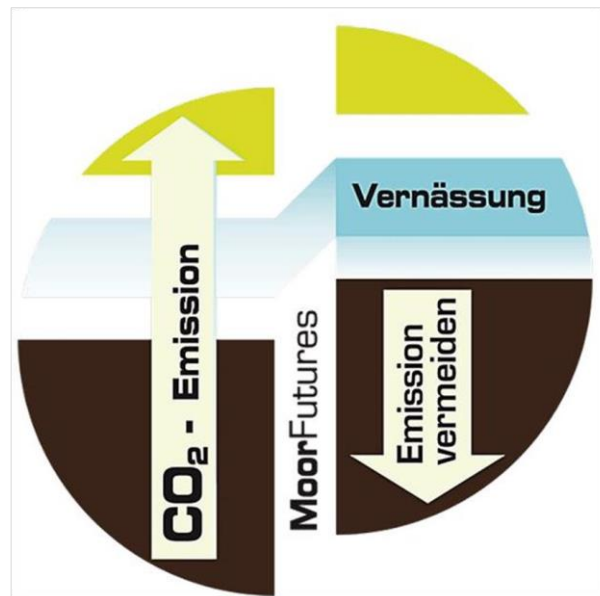


Abb. 4: Das MoorFutures Prinzip zur Reduzierung von Treibhausgasen durch Wiedervernässung von entwässerten Mooren (MoorFutures Brandenburg 2019)

Neue Torfbildungsprozesse und damit erneute Kohlenstofffestlegung werden initiiert. Die Renaturierungsmaßnahmen werden ausschließlich über den Verkauf der MoorFutures-Zertifikate finanziert, deren Menge sich aus den eingesparten Treibhausgas-Emissionen im Projektgebiet ergeben (MoorFutures 2019a, MoorFutures 2019b). Jedoch umfassen die Effekte noch weit mehr positive Leistungen für die Landschaft insbesondere in den heutigen Zeiten des Klimawandels:

Die eigentliche Regulierungsleistung bildet die Kohlenstoffspeicherung. Positive Nebeneffekte stellen sich für den Natur- und Umweltschutz mit der Wiederherstellung der Wasserspeicherfunktion, der Verbesserung der Wasserqualität und der Entwicklung von Habitaten für seltene und bedrohte Tier- und Pflanzenarten ein. Auch die Auswirkungen auf das Landschaftsbild - und damit einhergehend Erlebbarkeit, Erholungswert, Tourismus, ästhetischer Genuss - sind nicht zu unterschätzen.“ (MoorFutures 2019b)

4.3 Der Standard

Der MoorFutures-Standard wurde als Rahmen entwickelt, um eine hohe Qualität der Projekte zu gewährleisten und Hilfestellung bei den vielfältigen operativen Herausforderungen und möglichen Fallstricken der Umsetzung zu geben.

Tab. 1: Kriterien des MoorFutures-Standards (Ministerium für Landwirtschaft und Umwelt Mecklenburg-Vorpommern et al. 2017)

Kriterium	Erläuterung
Freiwilligkeit	<ul style="list-style-type: none"> - jede*r kann die Zertifikate erwerben - die Zertifikate sind für den freiwilligen Kohlenstoffmarkt - die Zertifikate haben keine Gültigkeit für Compliance-Märkte - die Zertifikate sind nicht übertragbar - ein Zertifikat entspricht einer Tonne CO₂-Äquivalente
Eindeutigkeit, Transparenz, Vertrauenswürdigkeit	<ul style="list-style-type: none"> - die Zertifikate werden aus Moorwiedervernässungsprojekten erzeugt - die Zertifikate sind auf ortsspezifische Projekte zurückführbar - für jedes Projektgebiet wird eine öffentlich zugängliche Projektdokumentation geschaffen (inkl. Infos zu Bezugsraum & Eigentums- und Nutzungsverhältnissen) - Stilllegungsregister wird durch vertrauenswürdige Institution regional geführt
Zusätzlichkeit	<ul style="list-style-type: none"> - ohne den Verkauf der Zertifikate würden die Projekte nicht durchgeführt - Projekte werden nur aus den Einnahme der Zertifikate finanziert
Emissionsschätzungen	<ul style="list-style-type: none"> - Emissionen mit und ohne Wiedervernässung werden in der Projektdokumentation dargestellt - hypothetische vorausschauende Referenz (Baseline-Szenario) wird verwendet - durch Differenz der Emissionen im Referenz- und Projektszenario wird die Emissionsminderung abgeschätzt (in CO₂-Äquivalenten dargestellt) - berücksichtigte Kohlenstoffkompartimente: v.a. Boden (Torf) und Biomasse - berücksichtigte Treibhausgase: CO₂, CH₄ und N₂O (Ausnahmen sind möglich) - CO₂-Äquivalente werden nach den gültigen Global Warming Potential-100 Umrechnungsfaktoren nach IPCC berechnet - Torferschöpfungszeit wird berücksichtigt - Konservativität, d.h. die Einschätzungen der Ergebnisse erfolgt konservativ, Emissionsminderung wird tendenziell unterschätzt - Messbarkeit: zur Einschätzung der Ergebnisse werden robuste, detaillierte, extern validierte und wissenschaftlich anerkannte Methoden verwendet - Katastrophen können nicht berücksichtigt werden
Emissionsverlagerungen (leakage)	<ul style="list-style-type: none"> - es muss dargestellt werden, dass kein leakage stattfindet - drei Formen von leakage werden berücksichtigt: Aktivitätsverschiebung, marktbedingte Verlagerung, ökologisch bedingte Verlagerung.
Nachvollziehbarkeit	<ul style="list-style-type: none"> - detailliertes, periodisches Monitoring über gesamte Projektlaufzeit - Projektdokumente und Monitoringberichte müssen zur Validierung und Verifizierung durch Dritte zur Verfügung stehen - Validierung (des Projektdokuments) und Verifizierung (der Ergebnisse) soll durch unabhängige regionale wissenschaftliche Institution stattfinden
Leistungsgarantie	<ul style="list-style-type: none"> - Zur Sicherheit werden mindestens 30% der Emissionsminderung zurückgestellt und nicht verkauft - zurückgestellte Emissionsminderungen können projektübergreifend in eine Risikoreserve zusammengeführt werden
Permanenz	<ul style="list-style-type: none"> - die Dauerhaftigkeit der Emissionsreduktionen muss durch adäquate rechtliche, planerische und vertragliche Rahmenbedingungen abgesichert werden - Permanenz wird auf 100 Jahre definiert (wie in Landnutzungsprojekten üblich) - Emissionsreduktionen durch MoorFutures sind generell permanent und auch nach 100 Jahren noch wirksam
Nachhaltigkeit	<ul style="list-style-type: none"> - Verschlechterungsverbot: Verbesserung der Klimawirkung darf sich nicht negativ auf andere Ökosystemdienstleistungen auswirken; die sozio-ökonomischen und ökologischen Verhältnisse in der Region dürfen nicht verschlechtert werden

Der Standard wurde so verfasst, dass er auch auf „kleine und mittlere Moorwiedervernässungsprojekte in geographisch abgrenzbaren Regionen der temperaten Klimazone“ (Joosten et al. 2013, S. 107) übertragbar ist. In Tab. 1 sind die Kriterien des MoorFutures-Standards, basierend auf der aktuellen Version von 2017, zusammengefasst. Die Einhaltung der Kriterien des Standards soll absichern, dass die durch den Erwerb der Zertifikate versprochene

Leistung auch gewährleistet ist (Ministerium für Landwirtschaft und Umwelt Mecklenburg-Vorpommern et al. 2017). Das Umweltbundesamt listet den Standard der MoorFutures und empfiehlt freiwillige CO₂-Kompensationen durch Moorwiedervernässungen in Deutschland ausdrücklich. Es wird auf den positiven Effekt verwiesen, dass das Projektgebiet selbst jederzeit ohne größere Aufwendungen zu besichtigen ist (Umweltbundesamt 2018).

4.4 Finanzierung der MoorFutures-Projekte

Die Kosten für ein MoorFutures-Projekt ergeben sich aus

- der Projektplanung,
- wasserrechtlichen Genehmigungs- und Planfeststellungsverfahren,
- möglichen Entschädigungsleistungen für den bzw. die Flächennutzenden,
- die baulichen Umsetzungsschritte der Wiedervernässung (in der Regel Rückbau oder Aufstau vorhandener Entwässerungssysteme und Abbau der Pumpwerke),
- dem wissenschaftlichen Monitoring der Klimawirkung als Teil der Projektplanung und nach Umsetzung der Wiedervernässung des Moores alle 5 Jahre.

Der Preis eines Zertifikates richtet sich nach den individuellen Projektkosten geteilt durch die eingesparten Emissionen über die gesamte Projektlaufzeit (MoorFutures 2019c).

4.5 Berechnung der MoorFutures-Zertifikate

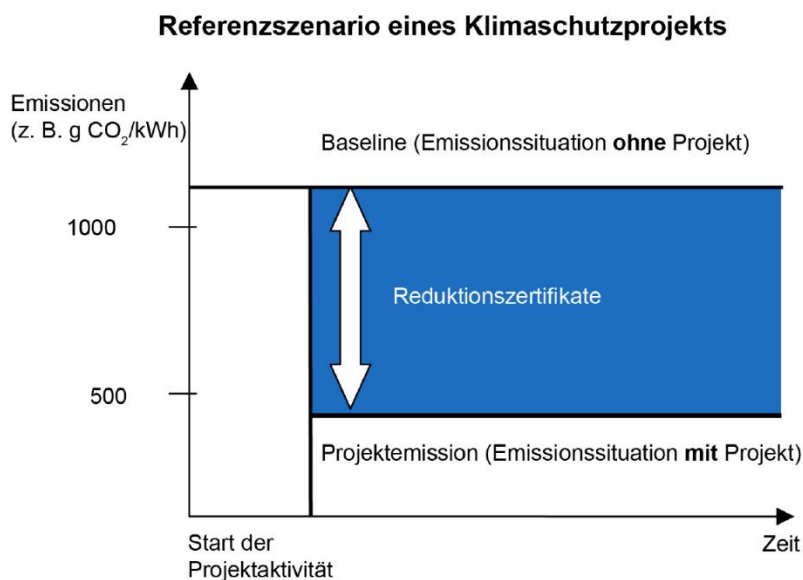


Abb. 5: Berechnung der Treibhausgas-Emissionen in MoorFutures-Projektgebieten (DEHSt 2008)

Um die relevanten Treibhausgas-Emissionen zu quantifizieren und die gewünschte Reduktion nachzuweisen, wird zu Projektbeginn der Ausgangszustand des Gebietes erfasst. Die Entwicklung der Treibhausgas-Emissionen wird im Rahmen eines Monitorings von unabhängigen wissenschaftlichen Gutachter*innen dokumentiert.

Anhand des Referenzzustandes werden ein Baseline-Szenario und ein Vernässungs-Szenario erstellt. Das Baseline-Szenario beschreibt den Zustand des Projektgebietes ohne Vernässungsmaßnahmen in der Annahme kontinuierlich verlaufender Mineralisationsprozesse wie derzeit über einen Zeitraum von 50 Jahren mit Ableitung der daraus resultierenden Treib-

hausgas-Emissionen. Das Vernässungs-Szenario beschreibt den Zustand des Projektgebietes mit Vernässungsmaßnahmen und den daraus projizierten Wasserstandserhöhungen in der Fläche bei 50 Jahren Projektlaufzeit mit Bezug auf die dann veränderten Treibhausgas-Emissionen. In den Szenarien wird der natürliche Torfmineralisierungsprozess von 1 cm Schichtverlust pro Jahr bei tiefer Entwässerung angenommen, so dass nur Flächen mit einer heutigen Torfmächtigkeit über 50 cm Schichtdicke in die Berechnungen einbezogen werden. Die Differenz aus Vernässungs- und Baseline-Szenario ergibt die vermiedenen Treibhausgas-Emissionen, die dann als MoorFutures angeboten werden dürfen (Abb. 5, MoorFutures 2017). Für die quantitative Angabe der erwarteten Emissionsminderung durch die Wiedervernässungsmaßnahmen sind prinzipiell alle wissenschaftlich anerkannten Methoden zulässig (Ministerium für Landwirtschaft und Umwelt Mecklenburg-Vorpommern et al. 2017). In der Praxis der MoorFutures ist dies bislang der GEST (Greenhouse Gas Emission Site Types)-Ansatz nach Couwenberg et al. (2011, 2008). Da konkrete Messungen der Emissionen aus Mooren zeitaufwendig und kostenintensiv sind, wurde diese Methode entwickelt, um Emissionen abschätzen zu können ohne auf Messungen im Projektgebiet angewiesen zu sein. Der GEST-Ansatz basiert auf intensiven Literaturrecherchen zu Ergebnissen aus Forschungsprojekten mit Treibhausgasmessungen und Beschreibungen der Standortverhältnisse. Er beruht auf der kombinierten Betrachtung von Wasserstand und Vegetation als Parameter zur Einschätzung der Klimawirkung. Die Kombination aus definierten Wasserstufen, welche die jährlich gemittelten Wasserstände angeben, und kurz beschriebenen Vegetationstypen ermöglicht Aussagen über die Menge des jährlich emittierten Kohlenstoffdioxids und Methans von einer Moorfläche. Die Emissionen werden ausgedrückt in Tonnen CO₂-Äquivalente pro Hektar und Jahr (Joosten et al. 2013)

5 MoorFutures-Projekte

5.1 Überblick über alle MoorFutures-Projekte

Bis zum Frühling 2019 wurden vier MoorFutures-Projekte initiiert: Das Pilotprojekt ‚Polder Kieve‘ (seit Herbst 2018 ausverkauft) und dessen Nachfolger das ‚Gelliner Bruch‘ in Mecklenburg-Vorpommern, die ‚Rehwiese‘ in Brandenburg und das ‚Königsmoor‘ in Schleswig-Holstein. Bei den Flächen des ‚Polder Kieve‘ und der ‚Rehwiese‘ handelt es sich um Niedermoorstandorte, während das ‚Königsmoor‘ ein Hochmoor ist (MoorFutures 2019d; MoorFutures Brandenburg 2018; MoorFutures 2019e).

In Tab. 2 sind die wesentlichen Informationen zu den MoorFutures-Projekten zusammengefasst. Es ist ersichtlich, dass durch die Projekte eine Fläche von ca. 139 ha Moor wiedervernässt wurde. Über die kommenden 50 Jahre sollen dadurch auf Basis der konservativen Schätzungen mindestens 68.000 Tonnen CO₂-Äquivalente eingespart werden. Bis zum Zeitpunkt der Erstellung dieses Artikels (Stand März 2019) wurden 18.934 Zertifikate, d.h. eine Emissionsreduktion von 18.934 t CO₂-Äquivalenten verkauft. Ein Großteil der Zertifikate wurde bisher für den ‚Polder Kieve‘ verkauft, der seit dem 13.09.2018 ausverkauft ist (siehe Stilllegungsregister²).

² Stilllegungsregister einsehbar unter:

‚Polder Kieve‘ in Mecklenburg-Vorpommern:

<https://www.moorfutures.de/stilllegungsregister/polder-kieve-mecklenburg-vorpommern/>

‚Gelliner Bruch‘ in Mecklenburg-Vorpommern:

<https://www.moorfutures.de/stilllegungsregister/gelliner-bruch-mecklenburg-vorpommern/>

‚Königsmoor‘ in Schleswig-Holstein:

Tab. 2: Zusammenstellung wesentlicher Daten zu den aktuellen MoorFutures-Projekten (veränderte Darstellung nach Pasemann 2019)

	Polder Kieve	Rehwiese	Königsmoor	Gelliner Bruch
Projektbeginn	2012 (Zertifikatsverkauf ab 2010)	2010 (Beginn Referenzszenario) (Zertifikatsverkauf ab 2012)	2015 (Zertifikatsverkauf ab Dez. 2014)	2018
Projektlaufzeit (in Jahren)	50	50	50	50
Größe (in ha)	54,5	9,7	68	6,7
Emissionen im Referenzszenario (in t CO ₂ -Äquivalente über 50 Jahre)	65.280 Konservativ: 43.515	8.808	59.400	nicht angegeben
Emissionen im Projektszenario (in t CO ₂ -Äquivalente über 50 Jahre)	26.625 Konservativ: 29.190	2.064	19.880	nicht angegeben
Treibhausgas-Einsparpotential (in t CO ₂ -Äquivalente über 50 Jahre)	38.655 Konservativ: 14.325	6.744	39.520	7.500
erzeugte Zertifikate (Kompensationsvolumen)	14.325	6.744 Inkl. MoorFrosch-Zertifikate ³	39.520	4.936
Zertifikatspreis (in €) (inkl. Mehrwertsteuer)	35	80	64	40
Anzahl verkaufter Zertifikate	14.325 (Stand 13.09.2018)	2.866 (Stand 31.12.2018)	1.379 (Stand 31.12.2018)	364 (Stand 01.03.2019)

5.2 Die ‚Rehwiese‘ – das MoorFutures-Projekt in Brandenburg

Die erste Projektfläche in Brandenburg, für die MoorFutures-Zertifikate angeboten werden, ist die ‚Rehwiese‘ bei Liebenwalde nördlich von Berlin. Das Projekt im Gebiet ‚Rehwiese/Fließgraben‘ hat eine Laufzeit von 50 Jahren und wird wissenschaftlich begleitet von der Hochschule für nachhaltige Entwicklung in Eberswalde. Die Projektfläche befindet sich im Eigentum des Landes Brandenburg, vertreten durch den Landesbetrieb Forst. Im Jahr 2010 wurde ein Gestattungsvertrag zwischen der Flächenagentur Brandenburg und dem Landesbetrieb Forst aufgesetzt. Dieser reicht über die gesamte Projektlaufzeit und beinhaltet, dass die ‚Rehwiese‘ und der ‚Fließgraben‘ naturschutzfachlich mit dem Ziel entwickelt werden sollen, den Gebietszustand dauerhaft zu verbessern (Wachtel et al. 2018). Die ‚Rehwiese‘ ist

<https://www.moorfutures.de/stilllegungsregister/k%C3%B6nigsmoor-schleswig-holstein/>

‚Rehwiese‘ in Brandenburg:

<https://moorfutures-bb.de/stilllegungsregister/>

Teil eines größeren Mooregebiets (Havelniederung), wird überwiegend von Offenlandvegetation bedeckt und von Wald/Forst umschlossen. Es handelt sich um ein seit mehr als 200 Jahren entwässertes, vorwiegend als Grünland genutztes Versumpfungsmoor, das sich aus einem Verlandungsmoor entwickelte. Es wurde durch einen durchlaufenden Graben und zufließende Quergräben tief entwässert und wies eine typische, relativ artenarme Frischwiesen-Vegetation auf. Im Zeitraum Dezember 2012 bis Mai 2015 fand die praktische Umsetzung der Renaturierungsmaßnahmen auf der ‚Rehwiese‘ statt (MoorFutures 2018). Zu den Maßnahmen gehörte im Wesentlichen der Einbau von Strömungshindernissen in den ‚Fließgraben‘ auf definierter Höhe. Daraus resultierte eine Anhebung des Wasserstandes und der Sohle des ‚Fließgrabens‘. Auf diese Weise wurde die Entwässerungswirkung des Grabens erheblich vermindert. Außerdem wurden die verdichteten und aufgehöhten Grabenränder („Verwallungen“) stellenweise abgeflacht, um das Einströmen von Grabenwasser in die angrenzenden Flächen zu ermöglichen, wenn der Wasserstand im Graben entsprechend hoch ist (MoorFutures 2018). Projektbegleitend erfolgt ein Monitoring zur Maßnahmekontrolle und Dokumentation der Veränderungen auf der Projektfläche. Im Monitoring wird die Vegetationsausbildung unter Anwendung des Vegetationsformenkonzepts nach Succow & Joosten (2001) untersucht. Die Treibhausgas-Emissionen werden unter Anwendung des GEST-Modells nach Couwenberg (2008, 2011) bzw. Reichelt (2015) & Spangenberg (2011) eingeschätzt. Das erste wissenschaftliche Monitoring nach der Vernässung fand im Frühjahr 2018 im Rahmen der Bearbeitung einer Bachelorarbeit statt. In dieser Arbeit wurde der aktuelle Zustand der Vegetation und Treibhausgas-Emissionen erfasst und mit verschiedenen Zeitschnitten verglichen. Dabei wurde ein neuartiger technik- und softwaregestützter Kartieransatz verwendet. Ziel der Arbeit war eine Erfolgskontrolle der Vernässungsmaßnahmen. Als Erfolgsindikatoren gelten vor allem die Verbesserung des Moorwasserhaushalts und die Reduktion der Treibhausgas-Emissionen, aber auch die Erhöhung der moortypischen Biodiversität (Wachtel et al. 2018). Das Monitoring ergab eine durchschnittliche Anhebung des Moorwasserstandes um ca. 25 cm und damit verbunden die derzeitige Einsparung von 160 t CO₂-Äquivalenten pro Jahr. Über einen Zeitraum von 50 Jahren ergäbe sich damit eine Einsparung von 7.352 t CO₂-Äquivalenten (= 7.352 MoorFutures). Dieses Ergebnis übertrifft das errechnete Treibhausgas-Einsparpotential laut Projektdokumentation um 608 t CO₂-Äquivalente (vgl. Tab. 2; MoorFutures Brandenburg 2018). Die Anzahl der kartierten Arten hat sich im Vergleichszeitraum erhöht. In 2018 wurden 136 Gefäßpflanzenarten (33 in 2012) und 7 Moose (keine Erfassung in 2012) erfasst. Darunter 20 Arten (5 in 2012) mit einer Gefährdungseinschätzung nach Roter Liste Brandenburg (Landesumweltamt Brandenburg 2002, Landesumweltamt Brandenburg 2006). Es wurden 46 moortypische (19 in 2012) und 4 moorspezifische Arten (0 in 2012) nach Luthardt & Zeitz (2014) sowie eine Braunmoosart (*Plagiomnium ellipticum*) nach Luthardt & Zeitz (2014) nachgewiesen. Sie belegen die Entwicklung zu einer wieder moortypischeren Vegetation, die in Teilbereichen des Moores auch potentiell torfbildend ist (Wachtel et al. 2018).

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass die ‚Rehwiese‘ und ihre Lebewelt von der Vernässung profitieren. Durch die erreichte Rückhaltung des Wassers im Moor stellen sich wieder nassere und damit moortypischere Verhältnisse ein. Liegender Torf und darin enthaltener Kohlenstoff werden erhalten und Treibhausgas-Emissionen erfolgreich reduziert.

Das Arbeitsprinzip der MoorFutures ist aufgegangen. Mit der Marke MoorFutures wurde ein wirkungsvolles Instrument der Finanzierung von Moorrenaturierungsvorhaben entwickelt. Die MoorFutures-Projekte sind ein erfolgreiches Beispiel für modernen, integrativen Klima-, Umwelt- und Naturschutz, der mit der Natur und für den Menschen umgesetzt wird.

6 Literaturverzeichnis

- Ad-Hoc-AG Boden (2005): Bodenkundliche Kartieranleitung, 5. Auflage. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung: Stuttgart
- Akademie für Nachhaltige Entwicklung M-V (2018): MoorFutures Alleinstellungsmerkmale. Abgerufen von <https://www.moorfutures.de/home/downloads/> [Zugriff am 24.03.2019]
- BNatschG (2009): Bundesnaturschutzgesetz vom 29. Juli 2009 (BGBl. I S. 2542), das zuletzt durch Artikel 1 des Gesetzes vom 15. September 2017 (BGBl. I S. 3434) geändert worden ist.
- Bundesverband der Flächenagenturen in Deutschland e.V. - BFAD (n.d.): Home. Abgerufen von <https://www.verband-flaechenagenturen.de/> [Zugriff am 15.03.2019]
- Couwenberg, J., Augustin, J., Michaelis, D., Wichtmann, W., & Joosten, H. (2008): Entwicklung von Grundsätzen für eine Bewertung von Niedermooren hinsichtlich ihrer Klimarelevanz. Greifswald. Abgerufen von <http://duene-greifswald.de/doc/gest.pdf> [Zugriff am 15.03.2019]
- Couwenberg, J., Thiele, A., Tanneberger, F., Augustin, J., Bärish, S., Dubovik, D., ... Joosten, H. (2011): Assessing greenhouse gas emissions from peatlands using vegetation as a proxy. *Hydrobiologia*, 674(1), S. 67–89
- DEHSt - Deutsche Emissionshandelsstelle im Umweltbundeamt (Hrsg.) (2008): Leitfaden zur freiwilligen Kompensation von Treibhausgasemissionen. Berlin, 20 S.
- Fell, H., Roßkopf, N., Bauriegel, A., Hasch, b., Schimmelmann, M., & Zeitz, J. (2015): Erstellung einer aktualisierten Moorkarte für das Land Brandenburg. Telma
- Flächenagentur Brandenburg GmbH (2019): Über uns. Abgerufen von <https://www.flaechenagentur.de/%C3%BCber-uns/> [Zugriff am 15.03.2019]
- Jessel, B.; Schöps, A.; Gall, B. & Szaramowicz, M. (2006): Flächenpools in der Eingriffsregelung und regionales Landschaftswassermanagement als Beiträge zu einer integrierten Landschaftsentwicklung am Beispiel der Mittleren Havel. Abschlussbericht zum E+E-Vorhaben "Entwicklung und modellhafte Umsetzung einer regionalen Konzeption zur Bewältigung von Eingriffsfolgen am Beispiel der Kulturlandschaft Mittlere Havel". *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 33. 410 S.
- Joosten, H., Brust, K., Couwenberg, J., Gerner, A., Holsten, B., Permien, T., Schäfer, A., Tanneberger, F., Trepel, M., Wahren, A. (2013): MoorFutures®-Integration von weiteren Ökosystemdienstleistungen einschließlich Biodiversität in Kohlenstoffzertifikate – Standard, Methodologie und Übertragbarkeit in andere Regionen, BfN-Skripten 350. Bonn: Bundesamt für Naturschutz. Abgerufen von <https://www.bfn.de/fileadmin/MDB/documents/service/skript350.pdf> [Zugriff am 16.03.2019]
- Joosten, H. (2008): What are peatlands? In: Parish, F., Sirin A., Charman D., Joosten H., Minayeva T., Silviu M., Stringer L. (Eds.) (2008): *Assessment on Peatlands, Biodiversity and Climate Change: Main Report*. Global Environment Centre, Kuala Lumpur and Wetlands International, Wageningen
- Landesumweltamt Brandenburg (Hrsg.) (2002): Gesamtartenliste und Rote Liste der Moose des Landes Brandenburg. In: *Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg*. Beilage zu Heft 4. Potsdam
- Landesumweltamt Brandenburg (Hrsg.) (2006): Rote Liste der etablierten Gefäßpflanzen Brandenburgs (und Berlins). In: *Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg*. 15 (4) 2006. Potsdam
- Luthardt, V. & Zeitz, J. (2014): *Moore in Brandenburg und Berlin*. Natur & Text: Rangsdorf
- Ministerium für Landwirtschaft und Umwelt Mecklenburg-Vorpommern (2017): *Umsetzung*

- von Paludikultur auf landwirtschaftlich genutzten Flächen in Mecklenburg-Vorpommern. Fachstrategie. Schwerin, 98 S.
- Ministerium für Landwirtschaft und Umwelt Mecklenburg-Vorpommern, Arbeitsgruppe-MoorFutures, & Wissenschaftlicher Beirat-MoorFutures (2017): Der MoorFutures Standard. Abgerufen von <https://www.moorfutures.de/home/downloads/> [Zugriff am 15.03.2019]
- MoorFutures (2017): Methodologie für MoorFutures-Projekte. Abgerufen von <https://www.moorfutures.de/home/downloads/> [Zugriff am 15.03.2019]
- MoorFutures (2019a): Konzept, Moore und Klima. Abgerufen von <https://www.moorfutures.de/konzept/moore-und-klima/> [Zugriff am 15.03.2019]
- MoorFutures (2019b): MoorFutures 2.0. Abgerufen von <https://www.moorfutures.de/konzept/klimaschutz-trifft-biodiversit%C3%A4t/moorfutures-2-0/> [Zugriff am 15.03.2019]
- MoorFutures (2019c): Häufige Fragen. Abgerufen von <https://www.moorfutures.de/home/h%C3%A4ufige-fragen/> [Zugriff am 15.03.2019]
- MoorFutures (2019d): Projektdokument (PDD) ‚Polder Kieve‘ (Mecklenburg-Vorpommern). Abgerufen von <https://www.moorfutures.de/home/downloads/> [Zugriff am 15.03.2019]
- MoorFutures (2019e): Projektdokument (PDD) ‚Königsmoor‘ (Schleswig-Holstein). Abgerufen von <https://www.moorfutures.de/home/downloads/> [Zugriff am 15.03.2019]
- MoorFutures Brandenburg (2018): Projektdokumentation 2.0 MoorFutures Rehwiese (Brandenburg). Abgerufen von https://moorfutures-bb.de/wp-content/uploads/Projektdokumentation_2_0_MF_Rehwiese_2017.pdf [Zugriff am 16.03.2019]
- MoorFutures Brandenburg (2019): Über uns, Flächenagentur. Abgerufen von <https://moorfutures-bb.de/flaechenagentur/> [Zugriff am 15.03.2019]
- Pasemann, B. (2019): Payments for Peatlands. Die Umsetzung von Zahlungen für Ökosystemleistungen am Beispiel MoorFutures, Masterarbeit zur Erlangung des akademischen Grades Master of Science (M.Sc.) im Studiengang Global Change Management an der Hochschule für nachhaltige Entwicklung Eberswalde
- Reichelt, F. (2015): Evaluierung des GEST-Modells zur Abschätzung der Treibhausgasemissionen aus Mooren, Masterarbeit zur Erlangung des akademischen Grades Master of Science (M.Sc.) im Studiengang Landschaftsökologie und Naturschutz an der Universität Greifswald; Institut für Botanik und Landschaftsökologie
- Spangenberg, A. (2011): Endbericht zur Einschätzung der Treibhausgasrelevanz bewaldeter Moorstandorte in Mecklenburg-Vorpommern hinsichtlich des Minderungspotentials nach Wiedervernässung. unveröffentlichtes Gutachtachten i.A. des Instituts für dauerhaft umweltgerechte Entwicklung von Naturräumen der Erde e.V. (DUENE)
- Succow, M. & Joosten, H. (Hrsg.) (2001): Landschaftsökologische Moorkunde. 2., völlig neu bearbeitete Aufl., E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung: Stuttgart
- Succow, M. (2011): Mensch und Moor (in Nordostdeutschland) - eine Einführung. Telma, Beiheft 4, S. 9-26
- TEEB DE - Naturkapital Deutschland (2014): Naturkapital und Klimapolitik – Synergien und Konflikte. Kurzbericht für Entscheidungsträger. Technische Universität Berlin, Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ, Leipzig
- Umweltbundesamt (Hrsg.) (2018): Ratgeber für freiwillige CO₂ -Kompensation durch Klimaschutzprojekte. Dessau-Roßlau, 42 S.
- Wachtel, S. F., Schöps, A., Szaramowicz, M., Luthardt, V. (2018): Monitoringbericht 2018 MoorFutures ‚Rehwiese‘ (Brandenburg). Abgerufen von https://moorfutures-bb.de/wp-content/uploads/Monitoringbericht_2018_MF_Rehwiese.pdf [Zugriff am 16.03.2019]

7 Abbildungs- und Tabellenverzeichnis

Abb. 1: Das Prinzip der Flächenpools und Ökokonten

Abb. 2: Die Vermittlerrolle der Flächenagentur

Abb. 3: MoorFutures Logo

Abb. 4: Das MoorFutures Prinzip zur Reduzierung von Treibhausgasen

Abb. 5: Berechnung der Treibhausgas-Emissionen in MoorFutures-Projektgebieten

Tab. 1: Kriterien des MoorFutures-Standards

Tab. 2: Zusammenstellung wesentlicher Daten aktueller MoorFutures-Projekte

Adressen der Autoren:

Prof. Dr. Vera Luthardt und Silke Finn Wachtel
Hochschule für nachhaltige Entwicklung Eberswalde
Vegetationskunde und Angewandte Pflanzenökologie
Schicklerstr. 5
16225 Eberswalde
E-Mail: Vera.Luthardt@hnee.de

Anne Schöps
Geschäftsführerin Flächenagentur Brandenburg GmbH
Neustädtischer Markt 22
14776 Brandenburg an der Havel
E-Mail: Anne.Schoeps@flaechenagentur.de

Rechtlicher Rahmen für den Schutz von Wildnisgebieten

Bernd Söhnlein

1 Merkmale von Wildnisgebieten

Wildnisgebiete sind nach der Definition des Bundesamtes für Naturschutz³ Flächen mit einer Mindestgröße von in der Regel 1000 Hektar, in denen, ggf. nach einer Übergangsfrist, dauerhaft ausschließlich natürliche Prozesse ablaufen, die somit keinen menschlichen Eingriffen mehr unterliegen sollen.

Unter dem Begriff „natürliche Prozesse“ sind alle vernetzten physikalischen, biologischen und chemischen Abläufe in der Biosphäre zu verstehen, das heißt Stoff- und Energieflüsse, Nahrungsnetze und Mechanismen der Evolution. Bestandteil der natürlichen Prozesse sind auch die belebten und unbelebten Elemente der Natur, namentlich Tiere, Pflanzen und Mikroorganismen. Wildnis bedeutet demnach einen Ausschnitt aus der Biosphäre, der geringstmöglichen Störungen der modernen Zivilisation ausgesetzt ist⁴.

Ein wichtiges Merkmal von Wildnisgebieten ist ihr **ausreichender rechtlicher Schutz**.

Die Darstellung der rechtlichen Rahmenbedingungen für den Schutz von Wildnisgebieten ist dadurch gekennzeichnet, dass viele Vorschriften im Bereich der Landnutzung (Naturschutzrecht, Raumordnung, Wasserrecht, Jagdrecht) der konkurrierenden Gesetzgebung mit Abweichungsbefugnis unterfallen. Das bedeutet: Der Bundesgesetzgeber darf zwar bundeseinheitliche Regelungen erlassen, Regelungslücken oder ausdrückliche Regelungsspielräume dürfen die Bundesländer aber selbst ausfüllen. Sie dürfen darüber hinaus von einer bundesgesetzlichen Regelung durch ein zeitlich nachfolgendes Landesgesetz abweichen. Folglich sind die gesetzlichen Rahmenbedingungen von Bundesland zu Bundesland unterschiedlich, ganz abgesehen von einer uneinheitlichen Verwaltungspraxis.

Aus diesem Grund beschränkt sich die nachfolgende Darstellung auf die wichtigsten rechtlichen Grundlagen. Landesrechtliche Besonderheiten können nur exemplarisch behandelt werden.

2 Störungen von Wildnisgebieten aufgrund menschlicher Einwirkungen

Störungen von Wildnisgebieten können zum einen von Handlungen oder Maßnahmen ausgehen, die ausdrücklich behördlich zugelassen sind, sei es durch einen rechtsverbindlichen Plan oder eine verwaltungsrechtliche Einzelfallgenehmigung. Beispiele sind die Ausweisung neuer Baugebiete, die Errichtung von baulichen Anlagen, von Infrastruktureinrichtungen oder Rohstoffabbaustätten, auch wenn sie von außen auf das Gebiet einwirken. Gegen derartige Einwirkungen kann ein Wildnisgebiet mit unterschiedlichen rechtlichen Instrumenten gesichert werden (2.1).

Einwirkungen können zum anderen auch auf Handlungen beruhen, die keiner formalen Genehmigung bedürfen, weil sie Ausfluss der Ausübung von Grundrechten sind, wie z. B. Un-

³ Bundesamt für Naturschutz, Qualitätskriterien zur Auswahl von großflächigen Wildnisgebieten in Deutschland im Sinne des 2 % Zieles der Nationalen Biodiversitätsstrategie, Stand: 3. Mai 2018

⁴ Außer Betracht bleiben zivilisatorische Einflüsse, die über die Luft oder Niederschläge in Wildnisgebiete eingetragen werden, sowie Veränderungen durch den anthropogen verursachten Klimawandel.

terhaltungsmaßnahmen an Gewässern, das Betreten des Gebietes zu Freizeit- und Erholungszwecken oder die Ausübung von Jagd und Fischerei. Die rechtlichen Mittel zur Abwehr oder Verringerung solcher Störungen und deren rechtliche Grenzen sollen unter 2.2 dargestellt werden.

2.1 Rechtliche Sicherung gegen Störungen durch behördliche Planungen und Gestattungen

Staatliche Planungen und verwaltungsrechtliche Einzelfallgenehmigungen müssen nach dem Rechtsstaatsprinzip mit Recht und Gesetzen in Einklang stehen (Art. 20 Abs. 3 Grundgesetz). Sie dürfen demnach Rechtsvorschriften, die zum Schutz von Wildnisgebieten erlassen wurden, nicht widersprechen.

Rechtsvorschriften, die dem Schutz von Wildnisgebieten dienen, können entweder durch Parlamentsgesetz oder als untergesetzliche Normen wie Verordnungen und Satzungen erlassen werden.

2.2 Unmittelbarer Schutz durch ein Parlamentsgesetz

Nur in Ausnahmefällen stellt der Gesetzgeber selbst ein Gebiet durch Gesetz unter Schutz. Ein derartiger Ausnahmefall ist § 14 Landeswaldgesetz des Landes Schleswig-Holstein. Diese Vorschrift stellt eine konkret bezeichnete Gebietskulisse unter unmittelbarem gesetzlichen Schutz. Der Vorteil einer solchen Regelung ist, dass verwaltungsgerichtliche Rechtsbehelfe gegen die Unterschützstellung nicht zulässig sind. Von dem Verbot, das Gebiet zu beschädigen oder zu zerstören, kann nur in eng definierten Fällen eine Ausnahme erteilt werden. Zwar ist das gesetzliche Veränderungsverbot allgemein formuliert und nicht mit konkreten Handlungsverboten unterlegt. Dieser gesetzlichen Unschärfe kann aber mit Hilfe von Verwaltungsvorschriften oder einer einheitlichen Verwaltungspraxis begegnet werden.

Einen unmittelbaren gesetzlichen Schutz bieten auch die Vorschriften über gesetzlich geschützte Biotope gem. § 30 BNatSchG. Dieses Schutzregime wirkt indessen nur in Bezug auf bestimmte Biotoptypen. Es eignet sich deshalb als alleiniges Mittel zur Sicherung von Wildnisgebieten mit einer Mindestfläche von 1.000 Hektar nur ausnahmsweise (so z. B. für den Schutz von Bodden und Salzwiesen gem. § 30 Abs. 2 S. 1 Nr. 6 BNatSchG).

Ausnahmen von den Verboten, ein geschütztes Biotop zu beschädigen oder zu zerstören, können nur zugelassen werden, wenn der Eingriff gleichartig ausgeglichen wird (§ 30 Abs. 3 BNatSchG). Für ein Wildnisgebiet hieße dies, die erfolgte Störung vollständig rückgängig zu machen, was zumindest bei dauerhaften Eingriffen kaum vorstellbar ist. Somit bleibt für die Zulassung von Eingriffen in gesetzlich geschützte Biotope in der Regel nur das Mittel der Befreiung gem. § 67 BNatSchG (s.u.).

2.2.1 Schutz durch eine Rechtsverordnung

2.2.1.1 Naturschutzrecht

Im Naturschutzrecht sind in Bezug auf den Schutzzweck „Wildnis“ der Nationalpark, das Naturschutzgebiet, die Kernzonen von Biosphärenreservaten und, mit Einschränkungen, das Natura-2000-Gebiet gemäß Landesverordnung geeignet. Eine Besonderheit stellt § 40 Landschaftsgesetz NRW dar: Danach wird die Landesregierung ermächtigt, Wildnisentwicklungsgebiete als Naturschutzgebiete auszuweisen. Mit der Veröffentlichung im Ministerialblatt (erfolgt im Ministerialblatt [MBI. NRW.] Ausgabe 2017 Nr. 13 vom 24.4.2017 Seite 251 bis 334) sind diese (Wald-)gebiete geschützt.

Bei der Ausgestaltung der Schutzverordnung steht dem Verordnungsgeber ein weiter Gestaltungsspielraum zu. Wenn ein Wildnisgebiet unter Schutz gestellt wird, sollte dies im Schutzzweck unbedingt angegeben sein, weil die Frage, ob ein Verbot (z.B. ein Jagdverbot) verhältnismäßig ist, am Schutzzweck zu messen ist⁵.

In einer Schutzgebietsverordnung kann geregelt werden, dass Handlungen oder Maßnahmen, die eigentlich gegen das generelle Störungsverbot verstoßen, trotzdem generell erlaubt sind, ohne dass man dafür eigens eine Genehmigung einholen muss (Ausnahmekatalog).

Für Wildnisgebiete kommt beispielsweise eine Ausnahme für die Anlage und jährliche Pflege von Waldbrandschutzstreifen in Betracht, ebenso für sonstige Einrichtungen, die das Übergreifen von Bränden auf Flächen außerhalb des Wildnisgebietes verhindern (z.B. Löschbrunnen).

Außerhalb generell zugelassener Ausnahmetatbestände kann von den Verboten der Schutzgebietsverordnung gem. § 67 BNatSchG im Einzelfall eine Befreiung erteilt werden. Dafür muss aber ein atypischer Fall vorliegen, d.h. eine Befreiungslage, an die der Verordnungsgeber bei Erlass der Verordnung nicht gedacht hat⁶. Hat der Verordnungsgeber beispielsweise in der Verordnung einen Bestandsschutz für bestimmte Anlagen geregelt, ist davon auszugehen, dass neue Anlagen gleicher Art nicht im Wege einer Befreiung genehmigt werden können. Die Befreiungsregelung ist generell eng auszulegen.

Bei Infrastrukturprojekten kommt eine Befreiung aus überwiegenden öffentlichen Interessen in Betracht. Wenn ein Schutzgebiet überplant werden soll (z.B. durch einen Bebauungsplan), ist eine Befreiung nur zulässig, wenn der Schutzzweck auf der überplanten Fläche noch erreicht werden kann⁷.

In einem Wildnisgebiet dürfte eine Befreiung bei einer flächenmäßigen Inanspruchnahme nicht möglich sein. In diesem Fall müssten die Grenzen des Schutzgebiets vorher in dem dafür vorgesehenen Verfahren geändert werden.

2.2.1.2 Waldrecht

Im Waldrecht kommen nach dem Gesetzeswortlaut als Schutzinstrumente für (Wald-)Wildnisgebiete das Waldschutzgebiet nach § 20b SaarWaldG, der Bannwald nach § 32 Abs. 2 WaldG BW und das Naturwaldreservat nach § 19 Abs. 1 WaldG Rh.-Pf. in Betracht. Die Gebietskategorien „Naturwaldzelle“ (§ 49 Abs. 5 WaldG NRW, § 19 WaldG LSA) und „Naturwaldparzelle“ (§ 9 Abs. 2 Nr. 6 ThürWaldG) sind nach ihrem Wortlaut nur für kleinere Flächen gedacht. Alle anderen Schutzgebiete nach Waldrecht schließen die forstwirtschaftliche Nutzung nicht aus und gewährleisten damit keine Störungsfreiheit im Sinne der Definition für ein Wildnisgebiet.

Die oben erwähnten Landeswaldgesetze enthalten keine dem § 67 BNatSchG entsprechende Befreiungsregelung. Die einzelnen Verordnungen müssen wegen des Rechtsstaatsprinzips allerdings zumindest eine Härtefallregelung vorsehen.

Im Übrigen kann in ein Waldschutzgebiet im Sinne der genannten Vorschriften nur eingegriffen werden, wenn das Schutzgebiet in einem der Ausweisung des Schutzgebiets entsprechenden Verfahren aufgehoben oder geändert wird.

⁵ Fischer-Hüftle/Schumacher/Schumacher, in: Schumacher/Fischer-Hüftle, BNatSchG, § 22 Rn. 18; Appel, in: Frenz/Müggenborg, BNatSchG, § 22 Rn. 43

⁶ BVerwG, B. v. 26.6.1992 – 4 B 1 – 11/92

⁷ BayVGh, Urt. v. 14.1.2003 – 1 N 01.2072

2.2.2 Schutz durch einen Bebauungsplan

Eine Unterschutzstellung ist auch durch einen **Bauleitplan** nach § 9 Abs. 1 Nr. 20 BauGB denkbar, der Flächen und Maßnahmen zum Schutz von Natur und Landschaft festsetzt. Eine solche Festsetzung ist selbst dann keine unzulässige Verhinderungsplanung, wenn der Hauptzweck der Planung in der Bewahrung eines bestimmten Zustandes und damit in der Verhinderung bestimmter Nutzungen liegt⁸.

Praktisch dürfte eine Kommune jedoch nur in Ausnahmefällen in der Lage und/oder willens sein, eine größere Wildnisfläche in diesem Sinne zu überplanen.

Wenn ein Projekt von überörtlicher Bedeutung mittels Planfeststellung zugelassen wird, kann ein solcher Bebauungsplan trotzdem unterlaufen werden, weil für solche Vorhaben gem. § 38 BauGB die Festsetzungen des Bebauungsplanes nicht zu beachten, sondern nur in der Abwägung als Belang zu berücksichtigen sind.

2.2.3 Schutz durch Ziele der Raumordnung

Die Landesplanung kann raumordnerische Ziele festlegen, die sich bei widerstreitenden Planungen in der Regel gegen konkurrierende Nutzungen durchsetzen. **Ziele** sind gem. § 4 Abs. 1 ROG bei allen raumbedeutsamen Planungen und Maßnahmen zu beachten. Gemeinden müssen ihre Bauleitplanung an den Zielen der Landesplanung ausrichten (§ 1 Abs. 4 BauGB).

Ob es sich bei einer „Zielfestlegung“ im Landesraumordnungsprogramm oder einem regionalen Raumordnungsprogramm um ein Ziel der Landesplanung handelt, oder nur um einen in der Abwägung zu berücksichtigenden Grundsatz, muss im Einzelfall anhand des Wortlautes und des Zusammenhanges geklärt werden. Raumordnerische Ziele sind nur solche, die erkennen lassen, dass die Raumordnungsbehörde die betroffenen Belange abschließend abgewogen hat.

Ein Beispiel für eine auf lange Sicht wirksame landesplanerische Zielfestlegung ist der „Alpenplan“ im Bayerischen Landesentwicklungsprogramm, der neue Infrastrukturprojekte in bestimmten Zonen weitgehend ausschließt.

Ein raumordnerisches Ziel kann im Einzelfall nur mit Hilfe eines Zielabweichungsverfahrens überwunden werden. Eine Zielabweichung setzt jedoch voraus, dass die Abweichung unter raumordnerischen Gesichtspunkten vertretbar ist und die Grundzüge der Planung nicht berührt werden. Da ein Wildnisgebiet durch die weitestgehende Freiheit von menschlichen Störungen gekennzeichnet ist, dürfte eine Abweichung nach § 6 Abs. 1 ROG kaum vorstellbar sein.

2.2.4 Schutz durch sonstige öffentlich-rechtliche Instrumente

Gegenüber Außenstehenden nicht rechtsverbindlich sind das **Naturwaldreservat** gem. Art. 12a BayWaldG, der **Schutzwald** nach § 29 Abs. 3 Nr. 1 SächsWaldG und die **Flächen für eigendynamische Waldentwicklung** nach § 11 Abs. 3 NdsWaldG. Diese Regelungen entfalten vor allem keine Außenwirkung gegenüber Dritten und wirken auch nicht als rechtliche Hürden bei behördlichen Zulassungsentscheidungen.

Lediglich mittelbare Wirkung entfalten forstliche Fachpläne und Managementpläne für Natura-2000-Gebiete. **Forstliche Fachpläne** sind im Rahmen der Abwägung in der Bauleitplanung oder Planfeststellung zu berücksichtigen, was nichts anderes (und nicht mehr) heißt,

⁸ BVerwG, B. v. 18.12.1990 – 4 NB 8.90

als dass ihre Ziele gewürdigt, aber letztendlich hintangestellt werden können. Gleichwohl entfalten forstliche Fachpläne faktisch eine hohe Wirksamkeit, weil sie eine hohe Gewähr dafür bieten, dass sich die Forstbehörden nach diesen Fachplanungen bei der Bewirtschaftung ihrer Wälder richten. Allerdings erfüllen forstliche Fachpläne das Kriterium der Dauerhaftigkeit nur ungenügend, denn ihre Geltung ist zeitlich begrenzt (i.d.R. auf 10 Jahre).

Managementpläne können zwar das gesetzliche Verschlechterungsverbot in Bezug auf die Gebietserhaltungsziele konkretisieren. Sie bilden damit die fachliche Grundlage für die FFH-Verträglichkeitsprüfung. Über § 34 Abs. 3 BNatSchG können Managementpläne demnach zur Klärung beitragen, ob ein Plan oder Projekt ein Natura-2000-Gebiet erheblich beeinträchtigt. Insofern kommt Managementplänen mittelbar eine wichtige Bedeutung für die rechtliche Sicherung von FFH-Gebieten zu.

Für sich genommen ist der Managementplan allerdings keine Rechtsvorschrift, die eine Eingriffsplanung oder ein Projekt verhindern kann.

Gegenüber behördlichen Gestattungsentscheidungen sind private Sicherungsinstrumente kein taugliches Mittel zur Abwehr von Eingriffen in Wildnisgebiete. Denn Dienstbarkeiten oder ein Nießbrauch an einem Grundstück wirken nur gegenüber dem belasteten Grundstückseigentümer.

Sie verschaffen dem Inhaber eines solchen Rechtes aber ein Beteiligungsrecht und ggf. auch eine Klagerecht in behördlichen Gestattungsverfahren.

2.2.5 Schutz durch privatrechtliche Mittel

Soll für ein Vorhaben, für das man eine behördliche Genehmigung benötigt, fremdes Privateigentum in Anspruch genommen werden, darf eine solche Genehmigung auf Antrag eines privaten Vorhabensträgers nur erteilt werden, wenn das Vorhaben voraussichtlich auch verwirklicht werden kann. Sonst ist ein Genehmigungsantrag wegen fehlenden Sachbescheidungsinteresses abzulehnen. Verwirklicht werden kann ein privaten Zwecken dienendes Vorhaben jedoch nur, wenn der Vorhabensträger Zugriff auf die dafür erforderlichen Grundstücke besitzt.

Gegen den Willen des Grundeigentümers kann deshalb ein störender Eingriff privater Dritter in einem Wildnisgebiet nicht stattfinden.

Wirkt ein Projekt nur von außen auf ein Wildnisgebiet ein, z.B. durch Geruchs-, Schadstoff- oder Lärmimmissionen, ist die Rechtsposition des Wildnisgebiets-Eigentümers schwächer: Er kann sich nur auf nachbarschützende Vorschriften berufen, die oftmals nur eine unzumutbare Beeinträchtigung verbieten.

Für Projekte, die öffentlichen Zwecken dienen (z.B. Straßen), kann auch gegen den Willen eines Grundstückseigentümers eine bauliche Maßnahme verwirklicht werden. Die meisten Fachplanungsgesetze sehen die Möglichkeit vor, Eigentümer, die sich gegen ein Projekt stemmen, zu enteignen. Das Eigentum räumt dem Inhaber aber zumindest die Möglichkeit ein, sich verwaltungsgerichtlich gegen eine solche Genehmigung zu wehren.

Da nur enteignet werden darf, wenn das Vorhaben insgesamt mit Recht und Gesetz in Einklang steht, kann ein von Enteignung bedrohter Eigentümer auch die rechtmäßige Anwendung von Vorschriften, die ausschließlich dem Allgemeinwohl dienen, wie naturschutz-, wald- und wasserrechtliche Vorschriften, zur gerichtlichen Prüfung stellen.

2.2.6 Zusammenfassende Bewertung

Da beim Schutz von Wildnisgebieten oftmals mehrere „Rechtsregime“ zusammenwirken, kann man keine schematische Reihung bilden, welche Instrumente am wirksamsten sind, um ein Wildnisgebiet rechtlich zu sichern.

Im Folgenden soll gleichwohl der Versuch unternommen werden, die einzelnen Mittel im Verhältnis zueinander zu bewerten. Die Bewertungsstufe 4 bedeutet „stark wirksam“, die Bewertungsstufe 3 „wirksam“, die Bewertungsstufe 2 „wirksam mit Einschränkungen“, die Bewertungsstufe „1“ wenig wirksam und die Bewertungsstufe 0 „nicht wirksam“.

Tab. 1: Zusammenfassende Bewertung

Mittel/Eingriff	Bauleitplanung	Infrastruktur	Rohstoffabbau	Immissionen	Veranstaltungen
§ 14 WaldG S-H	4	4	4	2	4
§ 30 BNatSchG	1	1	1	1	2
RechtsVO	3	3	3	1	4
Beb.plan	1	2	2	1	0
Ziele ROG	4	3	3	1	3
Forsteinr.	1	1	1	0	1
Managem.plan	1	1	1	1	2
PrivatR	1	2	2	2	2

Diese Bewertungen werden ergänzend wie folgt erläutert:

Das wirksamste Mittel, um Wildnisgebiete rechtlich gegen behördlich genehmigte Projekte oder Handlungen zu schützen, ist eine Unterschutzstellung durch ein Parlamentsgesetz. Denn die Verwaltung ist sowohl bei Einzelfallentscheidungen als auch bei Planungen und dem Erlass untergesetzlicher Normen (z. B. einem Bebauungsplan) nach dem Rechtsstaatsprinzip an einen gesetzlichen Schutz strikt gebunden, Befreiungen sind nur in Härtefällen möglich.

Da ein gesetzlicher Schutz von Wildnisgebieten derzeit die Ausnahme darstellt, ist die In-schutznahme von Wildnisgebieten durch Rechtsverordnungen als Nationalpark, Naturschutzgebiet oder Kernzone eines Biosphärenreservates nach dem Naturschutzrecht, oder als „nutzungsfreie Zone“⁹ nach dem Waldrecht das wirksamste unter den gängigen Mitteln zur Abwehr von behördlichen Genehmigungen und Planungen. Wird ein Wildnisgebiet mehr als nur punktuell von einem solchen Eingriff in seinem Schutzzweck nachteilig berührt, kommt eine Befreiung regelmäßig nicht in Betracht. Denn das Wildnisgebiet würde dadurch in diesem Teilbereich funktionslos, so dass nur über eine Verkleinerung des Schutzgebietes der Weg für einen solchen Eingriff eröffnet ist. Letzteres gilt umso mehr für Schutzgebiete nach den Waldgesetzen, da weder das Bundeswaldgesetz noch die Landeswaldgesetze eine dem § 67 BNatSchG analoge Befreiungsregelung enthalten.

Wird der Schutz eines Wildnisgebietes als Ziel der Raumordnung nach § 3 Abs. 1 Nr. 2 ROG in einem Raumordnungsplan festgesetzt, bildet die Raumordnung eine rechtliche Hürde für behördliche Genehmigungen und Planungen, die nur über ein Zielabweichungsverfahren überwindbar ist.

Ein Bebauungsplan, der ein Wildnisgebiet als Fläche für den Naturschutz festsetzt, kann

⁹ Die Begrifflichkeiten unterscheiden sich je nach Bundesland, s. o. 2.1.2.2

Bauvorhaben nach § 35 BauGB (Außenbereichsvorhaben) wirksam verhindern. Überörtlich bedeutsame Fachplanungsprojekte (z.B. Fernstraßen, Stromtrassen, bergbauliche Vorhaben) kann die Gemeinde mit einem solchen Bebauungsplan wegen § 38 BauGB hingegen nicht verhindern.

Der FFH-Managementplan spielt in der Verträglichkeitsprüfung eine wichtige Rolle, denn seine fachlichen Aussagen können bei der Bewertung hilfreich sein, ob die Erhaltungsziele eines Gebietes durch ein Projekt erheblich beeinträchtigt werden können. Ist eine erhebliche Beeinträchtigung zu erwarten, ist eine Abweichungsprüfung nach § 34 Abs. 3 BNatSchG erforderlich.

Forstliche Fachpläne sind hingegen nur bedingt wirksam. Ihre Festlegungen können zwar von Fachbehörden in Planungs- und Genehmigungsverfahren eingebracht, in der Abwägung aber überwunden werden.

Das Privateigentum an Grundstücken in einem Wildnisgebiet kann privaten Zwecken dienende Vorhaben auf diesen Flächen wirksam abwehren. Öffentlichen Zwecken dienende Projekte, für die notfalls enteignet werden darf, können aber allein mit privatrechtlichen Mitteln nicht effektiv verhindert werden.

2.3 Rechtliche Sicherung gegen Störungen aufgrund von sonstigen Handlungen

2.3.1 (Verfassungs-)rechtliche und Rahmenbedingungen

Wildnisgebiete können jenseits behördlich zugelassener Einwirkungen auch Störungen ausgesetzt sein, die von menschlichem Handeln ausgehen, das keiner behördlichen Genehmigung bedarf. Dazu zählen die Bewirtschaftung der Flächen im Rahmen der Land- und Forstwirtschaft, die Gewässerunterhaltung, die Ausübung der Jagd und Fischerei sowie schlicht das Betreten des Gebietes für Zwecke von Freizeit und Erholung (Wandern, Radfahren, Baden, Zelten, sonstige Sportarten).

In der nachfolgenden Darstellung ist zu unterscheiden einerseits zwischen rechtlichen Mitteln, über die man als Eigentümer oder dinglich Berechtigter verfügt, um Handlungen anderer Personen zu unterbinden oder zu beeinflussen; andererseits rechtlichen Instrumenten, mit denen der Staat solche Handlungen einschränken kann.

Will der Staat nicht genehmigungspflichtige Aktivitäten einschränken, benötigt er eine gesetzliche Grundlage, denn die beschriebenen Handlungen sind grundrechtlich entweder von Art. 2 Abs. 1 GG (allgemeine Handlungsfreiheit) oder vom Eigentumsgrundrecht (Art. 14 Abs. 1 GG) gedeckt.

Gesetzliche und untergesetzliche Handlungsverbote müssen sich an den Grenzen der oben genannten Grundrechte messen lassen, insbesondere am Prinzip der Verhältnismäßigkeit (ein Verbot muss geeignet, erforderlich und angemessen sein).

Nach der Rechtsprechung des Bundesverfassungsgerichts muss einem Privateigentümer noch eine substanzielle Nutzungsmöglichkeit seines Grundeigentums verbleiben. Untersagt eine Wildnis-Schutzgebietsverordnung jegliche land-/forst- und sonstige Nutzung, obwohl sich eine solche Nutzung nach den örtlichen Gegebenheiten anbieten würde, wird dies regelmäßig zu einer unverhältnismäßigen Beschränkung des Eigentumsgrundrechts führen. Ist das betreffende Grundstück für die Einrichtung eines zusammenhängenden Wildnisgebietes aus Gründen des Allgemeinwohls zwingend erforderlich, verbleibt nur der juristisch steinige Weg der Enteignung, für die es aber einer speziellen, i.d.R. landesrechtlichen Rechtsgrundlage bedarf (sh. § 68 Abs. 3 BNatSchG).

2.3.2 Sicherung durch öffentlich-rechtliche Instrumente

Selbst wenn die öffentliche Hand oder eine private Naturschutzvereinigung Eigentümerin der Grundflächen in einem Wildnisgebiet ist, bedarf es zur Untersagung sonstiger, nicht genehmigungspflichtiger Handlungen einer verbindlichen rechtlichen Grundlage. Dazu dienen Verbote in Schutzgebietsverordnungen, denn diese wirken gegenüber jedermann (z.B. das Verbot, die Wege zu verlassen, zu zelten usw.). Verstößt eine Person gegen ein solches Verbot, kann die zuständige Behörde diese Handlung untersagen (z.B. gem. § 3 Abs. 2 BNatSchG). Wenn es sich nicht um ein länger andauerndes Verhalten handelt, welches durch eine solche Verfügung für die Zukunft unterbunden werden kann, sondern um einen einmaligen Verstoß, entfaltet eine verwaltungsbehördliche Untersagungsverfügung aber nur eine geringe Wirkung.

In Schutzgebietsverordnungen sind meistens Regelungen enthalten, die einen Verstoß gegen Verbote der Verordnung als ordnungswidrig einstufen und bezüglich der Ahndung solcher Verstöße auf das betreffende Landesnaturschutzgesetz verweisen.

Somit kann ein vorsätzlicher oder fahrlässiger Verstoß dagegen von der zuständigen Verwaltungsbehörde mit einem Bußgeld geahndet werden¹⁰.

Wenn keine Schutzverordnung existiert, kann die zuständige Naturschutzbehörde auch generelle, an die Allgemeinheit gerichtete Anordnungen (sog. **Allgemeinverfügung**) erlassen, allerdings nur soweit diese Anordnung durch bestimmte Umstände veranlasst und räumlich begrenzt ist (z.B. Leinenzwang für Hunde in einem bestimmten Bereich – sh. VGH BW v. 8.9.2003 – 5 S 1274/03). Für ein Wildnisgebiet, das nicht unter Schutz gestellt ist, kann demnach nicht mit Hilfe einer behördlichen Verfügung ein zeitlich und/oder räumlich unbeschränkt geltendes Wegegebot erlassen, oder eine allgemeine Jagdregelung getroffen werden. Solche Regelungen können nur über eine Schutzgebietsverordnung erreicht werden.

2.3.3 Sicherung durch privatrechtliche Mittel

2.3.3.1 Eigentumsrecht und dingliche Rechte

Wenn eine private Naturschutzvereinigung ein Wildnisgebiet einrichten und unterhalten will, stellt sich die Frage, ob sie mit privatrechtlichen Mitteln Dritte von der Nutzung der Wildnisflächen ausschließen kann.

Um die Nutzung eines bestimmten Grundstücks zu beschränken, ist eine **Grunddienstbarkeit** oder eine **beschränkt persönliche Dienstbarkeit** als sogenannte Unterlassungsdienstbarkeit zulässig. Der Eigentümer eines belasteten Grundstücks muss die Eintragung einer solchen Dienstbarkeit im Grundbuch aber bewilligen. Deswegen dürfte es in den meisten Fällen sinnvoller sein, das Eigentum an dem Grundstück zu erwerben, da das Eigentumsrecht das weitestgehende private Nutzungsrecht ist (§ 903 BGB).

In Betracht kommt auch die Eintragung eines Nießbrauchs an einem fremden Grundstück. Der Nießbrauch gibt dem Inhaber des Nießbrauchs ein im Grundbuch gesichertes und damit grundsätzlich unbefristetes Recht, das Grundstück zu benutzen¹¹.

¹⁰ Diese Verweisung ist nach Auffassung des Bundesgerichtshofs zulässig, sh.: BGH v. 23.12.2015 – 2 StR 525/13

¹¹ Ist der Nießbrauchsberechtigte eine juristische Person, erlischt der Nießbrauch, wenn die juristische Person aufgelöst wird (§ 1061 BGB); es kann aber notariell auch eine auflösende Bedingung oder eine zeitliche Befristung vereinbart werden.

Da das Nießbrauchsrecht ein umfassendes Recht beinhaltet, Nutzungen aus dem Grundstück zu ziehen, steht auch das Jagdrecht, sei es aus der Mitgliedschaft in einer Jagdgenossenschaft, sei es aus einer Eigenjagd, dem Nießbrauchsberechtigten zu¹².

Der Nießbrauch darf nach § 1030 Abs. 2 BGB einzelne Nutzungen, z.B. das Jagdausübungsrecht, ausklammern. Eine Naturschutzorganisation kann somit beispielsweise den Nießbrauch an einem fremden Grundstück erwerben, dem Eigentümer aber das Jagdausübungsrecht belassen. Er darf sich aber nicht von vorneherein nur auf einzelne Nutzungen oder einen räumlichen Teil eines Grundstücks erstrecken. Deshalb kann die Naturschutzorganisation nicht ein Grundstück ankaufen und dem bisherigen Eigentümer im Wege des Nießbrauchs nur das Jagdausübungsrecht belassen.

Die Anpachtung von Grundstücken hat gegenüber dem Eigentumserwerb den Nachteil, dass auch bei einer fest vereinbarten Laufzeit eine außerordentliche Kündigung durch den Verpächter immer dann zulässig ist, wenn ein wichtiger Grund vorliegt. Wird ein Pachtvertrag für einen längeren Zeitraum als 30 Jahre abgeschlossen, kann der Vertrag gemäß § 544 S. 1 BGB nach Ablauf von 30 Jahren gekündigt werden. Diese Kündigungsrechte können die Vertragspartner vertraglich nicht ausschließen¹³.

2.3.3.2 Grenzen des Eigentums und dinglicher Rechte

Ein bedeutsamer Aspekt der Störungsfreiheit eines Wildnisgebietes besteht darin, dass Jagd in der herkömmlichen Form nicht praktiziert wird¹⁴.

Nach § 3 Abs. 1 BJagdG ist das **Jagdrecht** untrennbar mit dem Eigentum verbunden. Das Jagdrecht kann nicht selbständig begründet oder übertragen werden.

Nach dem Bundesjagdgesetz gibt es grundsätzlich zwei Arten von Jagdrechten, nämlich einerseits die Eigenjagd (§ 7 BJagdG), andererseits das gemeinschaftliche Jagdrecht (§ 8 BJagdG).

Ein Grundeigentümer hat das Recht, die Jagd auf seinen Flächen selbst zu bestimmen, wenn er über eine zusammenhängende Fläche von mindestens 75 Hektar verfügt¹⁵. Da Wildnisgebiete in der Regel mindestens 1.000 Hektar umfassen, dürfte es sich größtenteils um Eigenjagdbezirke handeln, so dass sich die nachfolgende Darstellung auf die Eigenjagd konzentriert.

Auch der Inhaber eines Eigenjagdbezirks ist nicht völlig frei in der Ausübung des Jagdrechts. Seine Befugnis, die Jagd vollständig ruhen zu lassen, kann landesgesetzlich oder im Einzelfall beschränkt sein.

So bedarf beispielsweise der Inhaber eines Eigenjagdbezirks gem. § 5 Abs. 4 BbgJagdG der Genehmigung der unteren Jagdbehörde, wenn er die Jagd ruhen lassen will¹⁶.

Darüber hinaus kann die zuständige Jagdbehörde gem. § 27 Abs. 1 BJagdG anordnen, die

¹² LG Neuruppin, Urt. v. 1.2.2016 – 1 O 38/15

¹³ BGH, Urt. v. 27.11.2003 – IX ZR 76/00

¹⁴ sh. Baden-Badener Erklärung des 8. Rotwildsymposiums der Deutschen Wildtierstiftung, in: Kinser, A. & Münchhausen, H. Frhr. v. (Hrsg), Der Hirsch als Naturschützer – Konsequenzen für den Umgang mit Huftieren in Großschutzgebieten, S. 11 (13)

¹⁵ In einigen Bundesländern entsteht ein Eigenjagdbezirk erst ab einer größeren Fläche, z.B. in Bayern ab 81,75 ha oder in Brandenburg ab 150 ha.

¹⁶ Vergleichbare Vorschriften (exemplarisch): § 10 Abs. 2 NdsJagdG, Art. 6 Abs. 4 BayJagdG

Jagd auszuüben, wenn Wildschäden auf angrenzenden Flächen zu befürchten sind. Deshalb empfiehlt es sich, in Absprache mit den angrenzenden Grundeigentümern und den zuständigen Behörden Pufferzonen um die Wildnisgebiete einzurichten, in denen eine Regulierung des Schalen- und Schwarzwildes stattfindet.

Inwieweit die Jagdruhe in einem Wildnisgebiet mit der Hegeverpflichtung nach § 1 Abs. 1 S. 2 BJagdG oder der Abschussverpflichtung gem. § 21 Abs. 1 BJagdG kollidiert, kann an dieser Stelle nicht näher erörtert werden. Eine Kollision mit dem Jagdgesetz besteht jedenfalls dann nicht, wenn eine Schutzgebietsverordnung die Jagd verbietet oder beschränkt. Denn nach § 20 Abs. 2 BJagdG kann die Jagd in Naturschutz- und Wildschutzgebieten sowie in Nationalparks durch die Bundesländer geregelt werden.

Im Hinblick auf die Freizeit- und Erholungsnutzung gelten für Wildnisgebiete ohne nähere Regelung in einer Schutzgebietsverordnung die gesetzlichen **Betretungsrechte**, z. B. gem. § 59 Abs. 1 BNatSchG, die wiederum gem. § 59 Abs. 2 S. 2 BNatSchG durch das Landesrecht modifiziert werden können. Gleiches gilt für den Gemeingebrauch an Gewässern, der nach den Landeswassergesetzen durch Rechtsverordnung oder Allgemeinverfügung aus Gründen der Erhaltung der Biologischen Vielfalt eingeschränkt werden kann.

Dem Ziel, menschliche Eingriffe in Wildnisgebiete möglichst auszuschließen, können auch **Verkehrssicherungspflichten** entgegenstehen.

Allerdings erfolgt das Betreten von Wildnisgebieten außerhalb von öffentlich gewidmeten Wegen grundsätzlich auf eigene Gefahr (§ 60 BNatSchG, § 14 BWaldG).

In Bezug auf das Verhalten wilder Tiere haftet der Eigentümer nicht für deren Verhalten außerhalb des Wildnisgebietes: Ein im Wildnisgebiet sich fortpflanzendes Wolfsrudel, das außerhalb des Schutzgebietes Nutztiere reißt, löst keine Haftung des Eigentümers/Besitzers des Schutzgebietes aus.

Ob sich eine Haftung ergeben kann, wenn der Eigentümer nachweislich gesetzliche Verpflichtungen, z.B. der Schalenwildbegrenzung, nicht erfüllt, ist eine (schwierige) Frage des Einzelfalles.

Die **Unterhaltung von Gewässern** richtet sich nach den Bewirtschaftungszielen des § 27 WHG und dem für die betreffende Flussgebietseinheit beschlossenen Maßnahmenprogramm (§ 39 Abs. 2 WHG). Für Wildnisgebiete kann und sollte die ungestörte Entwicklung der Gewässer festgeschrieben sein.

Schließlich können im Einzelfall auch **sicherheitsrechtliche Anordnungen** zur Gefahrenabwehr den Schutzzweck von Wildnisgebieten beeinträchtigen. Wenn eine Gefahr für Rechtsgüter außerhalb des Schutzgebietes besteht, muss der Eigentümer des Schutzgebietes Anordnungen der Sicherheitsbehörden zur Gefahrenabwehr unter Umständen dulden (z. B. Brandschutzmaßnahmen).

Noch nicht geklärt ist, inwieweit der Eigentümer eines Wildnisgebietes, auch ohne einen schuldhaften Verstoß gegen seine Verkehrssicherungspflichten, als Zustandsstörer behandelt werden darf, wenn Naturgefahren von dem Wildnisgebiet auf umgebende Gebiete ausgehen (z.B. Feuer, Insektenbefall). Dies hat nämlich eventuell zur Folge, dass der Eigentümer auf eigene Kosten Gefahrenabwehrmaßnahmen ergreifen oder durch solche Maßnahmen entstandene Kosten erstatten muss¹⁷. Eine abschließende Klärung wird wohl nur durch

¹⁷ sh. dazu: VG Magdeburg, Urt. v. 24.4.2018 – 1 A 94/15 einerseits; VG Neustadt a. d. Weinstraße, Urt. v. 9.2.2017 – 5 K 566/16.NW andererseits

die Entscheidung eines Oberverwaltungs- oder des Bundesverwaltungsgerichts erreicht werden können.

3 Fazit

Ein eigenes, gar bundeseinheitliches Rechtsregime für Wildnisgebiete existiert nicht. Die rechtlichen Rahmenbedingungen sind vielmehr von landesgesetzlichen Besonderheiten im Naturschutz-, Wald- und Jagdrecht geprägt. Diese rechtliche Unübersichtlichkeit könnte erheblich verringert werden, wenn in das Bundesnaturschutzgesetz eine eigene Schutzgebietskategorie „Wildnisgebiet“ eingefügt würde.

Den wirksamsten Schutz gegen staatliche Planungen oder behördlich genehmigte Beeinträchtigungen bietet eine Kombination aus einer Schutzgebietsverordnung und einer planungsrechtlichen Sicherung, z.B. durch einen Raumordnungsplan.

Im Übrigen ist auch der privatrechtliche Zugriff auf das Grundstückseigentum der Flächen in einem Wildnisgebiet ein wesentliches Kriterium für eine möglichst effektive Umsetzung des Schutzzwecks. Das wirksamste Mittel, um Störungen eines Wildnisgebietes durch nicht genehmigungspflichtige Handlungen zu unterbinden, ist der Erwerb des Grundeigentums an den Wildnisflächen in Kombination mit der Ausweisung als Natur- oder Waldschutzgebiet, wobei die betreffende Schutzgebietsverordnung die Jagdausübung ausschließen sollte. Ein Nießbrauchsrecht an einem Grundstück steht dem Eigentumsrecht in Bezug auf das Recht, Dritte von einer Nutzung des Grundstücks auszuschließen, dem Eigentum weitgehend gleich.

Ob diese Instrumente auch langfristig tragfähig sind, ist offen. Solange sich der menschliche Herrschaftsanspruch in Gestalt eines flächendeckenden staatlichen oder privaten Zugriffsrechts auf jeden Quadratmeter Grundfläche erstreckt, sich der Mensch folglich ein allumfassendes Verfügungsrecht über die Natur vorbehält, werden sich Begehrlichkeiten oder Störungen von Wildnisgebieten nie gänzlich ausschließen lassen.

Unabhängig davon wird ein Wildnisgebiet trotz einer möglichst weitgehenden rechtlichen Sicherung nicht ungestört bleiben, wenn nicht ausreichend Personal und Finanzmittel bereitstehen, um diese Regelungen praktisch wirksam werden zu lassen.

4 Literaturverzeichnis

Bundesamt für Naturschutz (2018), Qualitätskriterien zur Auswahl von großflächigen Wildnisgebieten in Deutschland im Sinne des 2 % Zieles der Nationalen Biodiversitätsstrategie

Frenz W./Müggenborg H.-J. (2016), Bundesnaturschutzgesetz, Kommentar

Kinser A./Münchhausen H. Frhr. v. (2018), Der Hirsch als Naturschützer – Konsequenzen für den Umgang mit Huftieren in Großschutzgebieten

Schumacher J./Fischer-Hüftle P. (2011), Bundesnaturschutzgesetz, Kommentar

5 Abkürzungsverzeichnis

B.	Beschluss
BauGB	Baugesetzbuch
BayJagdG	Bayerisches Jagdgesetz
BayWaldG	Bayerisches Waldgesetz
BGB	Bürgerliches Gesetzbuch

BGH	Bundesgerichtshof
BJagdG	Bundesjagdgesetz
BW	Baden-Württemberg
BWaldG	Bundeswaldgesetz
BNatschG	Bundesnaturschutzgesetz
GG	Grundgesetz
ha	Hektar
LG	Landgericht
LSA	Sachsen-Anhalt
NdsJagdG	Niedersächsisches Jagdgesetz
NdsWaldG	Niedersächsisches Waldgesetz
NW	Nordrhein-Westfalen
Rn.	Randnummer
ROG	Raumordnungsgesetz
SächsWaldG	Sächsisches Waldgesetz
s. o.	siehe oben
ThürWaldG	Thüringer Waldgesetz
Urt.	Urteil
VG	Verwaltungsgericht
VGH	Verwaltungsgerichtshof
WaldG	Waldgesetz
WHG	Wasserhaushaltsgesetz

Adresse des Autors:

Dr. Bernd Söhnlein
Ringstr. 7
92318 Neumarkt i. d. OPf.
E-Mail: info@ra-kanzlei-soehnlein.de

Fragmentierung und lineare Lebensraumstrukturen – eine entomologische Perspektive

Thorsten Assmann, Estève Boutaud, Jörn Buse, Claudia Drees, Peter Finck, Swantje Grabener, Werner Härdtle, Uwe Riecken und Karin Ullrich

1 Zusammenfassung

Die Fragmentierung von Lebensräumen wird in der Naturschutzbiologie als eine wesentliche Ursache für den Rückgang von Arten und ihren Funktionen in Ökosystemen angesehen. Damit werden auch Ökosystemleistungen vieler fragmentierter Ökosysteme reduziert. In der vorliegenden Arbeit werden die Konsequenzen der Fragmentierung auf den Ebenen der genetischen Diversität innerhalb von Arten, der Artenzusammensetzung von Lebensgemeinschaften sowie der trophischen Interaktionen betrachtet. Als ein Konzept zur Minimierung der Lebensraumfragmentierung werden verbindende Korridore im Naturschutz diskutiert. Eine kurze Darstellung führt Organismengruppen an, für welche Korridore positive Auswirkungen haben. Die grundsätzliche Hinterfragung der negativen Auswirkung von Fragmentierung und der positiven Wirkung von Korridoren, wie sie in den letzten beiden Jahren vermehrt in der internationalen Naturschutzbiologie geführt wird, wird besprochen und Beispiele für überraschende Interaktionsmechanismen werden angeführt.

Halboffene Korridore stellen ein Konzept dar, welches den Widerspruch auflöst, dass ein Korridor, der einen Lebensraumtyp verbindet, andere Lebensräume fragmentieren kann. Dazu wurde ein Forschungsvorhaben des Bundesamtes für Naturschutz (mit Mitteln des Bundesumweltministeriums) durchgeführt, welches das große naturschutzfachliche Potenzial halboffener Lebensräume bestätigen konnte. Halboffene Lebensräume ermöglichen die gleichzeitige Vernetzung stenotoper Arten der Offenlebensräume wie der Wälder. Solche Strukturen können wahrscheinlich helfen, dem starken Rückgang von Insekten in Mitteleuropa entgegenzuwirken.

2 Einleitung

Die Nutzung von Landschaften und Lebensräumen hatte und hat erhebliche Auswirkungen auf die flächige Ausdehnung von Lebensräumen. In der Regel gehen diese Änderungen mit einer Reduktion und einer Verinselung von zuvor weiter und zusammenhängend verbreiteten natürlichen, naturnahen und halbnatürlichen Lebensräumen einher. Diese räumliche Veränderung dieser Lebensräume wird unter dem Begriff der Fragmentierung zusammengefasst. Die Naturschutzbiologie beschäftigt sich schon lange mit der Fragmentierung von Lebensräumen (Soulé 1986) und sieht diese als einen wesentlichen Grund für das Aussterben von Arten und Lebensgemeinschaften an. Als Hauptprobleme der Fragmentierung lassen sich zwei Komponenten unterscheiden: die Zerschneidung von Lebensräumen durch andere Lebensräume bzw. Ausbreitungsbarrieren und die Verkleinerung der Lebensräume (Noss et al. 2006; Evans et al. 2017).

Als eine Möglichkeit, die negativen Folgen der Fragmentierung von Lebensräumen zu überwinden, werden lineare Biotop-Strukturen als konnektive Elemente zwischen Fragmenten diskutiert (Groom et al. 2006). Trotz zahlreicher Studien zu Korridoren und Bemühungen, konnektive Lebensräume zu schaffen, stellen sowohl Fragmentierung als auch Korridore selber immer noch eine sehr aktuelle Herausforderung des praktischen Naturschutzes und der Forschung dar (Drobnik et al. 2013). Zahlreiche Fragen zur Effizienz und den Eigenschaften von Korridoren sind Objekte naturschutzbiologischer Untersuchungen und Diskussionen (Hilty et al. 2019).

In den heutigen Kulturlandschaften Mitteleuropas mit ihrer überwiegend intensiv betriebenen Land- und Forstwirtschaft sind zahlreiche Lebensräume bzw. Lebensraumtypen fragmentiert, sodass die Naturschutzbiologie dieser Herausforderung mit neuen Konzepten begegnen muss. Diese sollen so gestaltet sein, dass Vernetzungen auch für stenöke Arten möglich werden. Ein weiteres Problem heutiger mitteleuropäischer Kulturlandschaften stellt die oft scharfe Grenze zwischen Lebensräumen dar, die es unter natürlichen Bedingungen wahrscheinlich nie gegeben hat. So gibt es oft keine Übergangszonen zwischen Feldern, Wiesen, Weiden und angrenzenden Wäldern. Das Konzept der Korridore sollte auch diese Herausforderung berücksichtigen bzw. ihr entgegenwirken.

Die meisten Analysen zu Fragmentierung und Korridoren haben Wirbeltiere und Pflanzen zum Gegenstand (Gilbert-Norton et al. 2010; Hilty et al. 2019; Uroy et al. 2019). Aber auch Insekten, insb. flugunfähige Arten, können unter den Folgen der Fragmentierung leiden und zurückgehen. Angesichts des Rückgangs vieler Insekten in Mitteleuropa während der letzten Jahrzehnte (Dirzo et al. 2014; Hallmann et al. 2017; Hallmann et al. 2019; Homburg et al. 2019; Seibold et al. 2019) möchten wir hier einen Fokus auf diese Organismengruppe legen, um nach einer kurzen Darstellung der Auswirkung der Fragmentierung auf Biodiversität und ökosystemare Funktionen ein Konzept für Konnektivität in intensiv genutzten Kulturlandschaften vorzustellen. Unsere Forschungsergebnisse zu diesem Konzept ermöglichen zudem die Ableitung praktischer Handlungsanleitungen, welche auch die Konnektivität zwischen Schutzgebieten verbessern sollen.

3 Auswirkungen der Fragmentierung auf Biodiversität und ökosystemare Funktionen

Fragmentierung, also die Zerstückelung von zuvor räumlich verbundenen Habitaten und die Verkleinerung der verbleibenden Reste in einer Umgebung von anderen (oft neuen) Lebensräumen kann auf verschiedenen Ebenen bzw. Skalen wirken (z.B. Groom et al. 2006):

(1) **Genetische Ebene:** Durch Fragmentierung werden die Lebensräume einer Art in der Regel verkleinert und daher sinkt auch die Populationsgröße lebensraumtypischer Arten. Weil dadurch weniger Individuen reproduzieren, steigt die Wahrscheinlichkeit zufallsbedingter Prozesse bei der Vererbung. Genetische Varianten können so mit abnehmender Populationsgröße immer wahrscheinlicher verloren gehen. Die Folge ist, dass kleine Populationen ihre genetische Variabilität verlieren und so ihr Anpassungspotenzial an sich ändernde Umweltbedingungen bzw. Krankheiten verlieren können. Aussterbeprozesse werden so immer wahrscheinlicher. Zahlreiche Untersuchungen belegen die Abnahme der genetischen Variabilität mit der abnehmenden Habitat-Flächengröße (Frankham et al. 2009; Drees et al. 2011). Für einige Arten konnte auch gezeigt werden, dass die Fitness mit fortschreitender Fragmentierung abnimmt (z.B. beim Grasfrosch, Johansson et al. 2007).

(2) Auf der Ebene der **Lebensgemeinschaften** zeigt sich eine deutliche Beziehung zwischen Artenzahl und Flächengröße der verbliebenen Lebensräume: Nach solchen Arten-Areal-Beziehungen (auch bekannt aus der Inselbiogeographie) nimmt mit der Flächengröße auch die Zahl der für den betreffenden Lebensraum typischen Arten zu (Krauss et al. 2003). Das hängt offenbar mit zwei Faktoren zusammen: Die Aussterbewahrscheinlichkeit von Populationen hängt mit der Flächengröße der Habitatreste zusammen: Je kleiner die Populationen desto wahrscheinlicher ihr Aussterbeereignis. Arten haben ein Ausbreitungsvermögen, das ihnen ermöglicht, neue oder unbewohnte, aber geeignete Lebensräume zu besiedeln. Die Wahrscheinlichkeit, dass solche Lebensräume erreicht werden, hängt wesentlich von der Entfernung zwischen einem besiedelten und nicht besiedelten Lebensraum ab. Solche populationsdynamischen Zusammenhänge wurden seit der inselbiogeographischen Theorie von

Mac Arthur & Wilson und besonders seit dem Metapopulationskonzept untersucht und für viele Arten bestätigt (de Vries et al. 1996).

(3) Innerhalb von Lebensgemeinschaften lassen sich meistens mindestens vier trophische Ebenen unterscheiden (Produzenten, Herbivore, Zoophage und Destruenten; die letzten beiden Ebenen können noch weiter unterteilt werden, wenn man berücksichtigt, dass es Zoophage 1. oder weiterer Ordnungen gibt, bzw. auch die Stoffwechsellendprodukte mancher Destruenten als Nahrung für weitere Destruenten bzw. Mineralisierer dienen). Die Interaktionen, die zwischen Arten von zwei trophischen Ebenen bestehen, sind negativ für beide Seiten (z. B. Konkurrenz), positiv für beide Seiten (z. B. Bestäubung und Mykorrhiza-Pflanzen-Interaktionen) oder für eine negativ, für die andere positiv (z. B. Räuber-Beute- und Wirts-Parasiten-Beziehungen). Nach der „**higher-trophic-rank**“-**Hypothese** (Holt et al. 1999) sind besonders solche Arten von der Fragmentierung betroffen, die höher in der Nahrungspyramide bzw. im Nahrungsnetz stehen. Weil viele Arten höherer trophischer Ebenen kleinere Populationsgrößen aufweisen als Arten niedrigerer trophischer Ebenen, erscheint diese Hypothese durchaus plausibel. Für einige Lebensgemeinschaften bzw. Ökosysteme konnte eine solche Beziehung aufgezeigt werden (Piessens et al. 2009; Krauss et al. 2010), allerdings können auch andere artspezifische Eigenschaften, sogenannte „species traits“ wie das Ausbreitungspotenzial, eine Bedeutung für die Modulierung der trophischen Interaktionen bei Fragmentierung haben (Noordwijk et al. 2015).

(4) Wenn Fragmentierungen Auswirkungen auf Arten und Lebensgemeinschaften haben, liegt es nahe, dass durch die Beeinflussung der trophischen Interaktionen (insb. durch Ausfall von Arten) auch **ökosystemare Funktionen** beeinflusst werden. Dieser Annahme entsprechend konnten Valladares et al. (2006) am Beispiel von Waldökosystemen in Argentinien zeigen, dass sich Herbivorie und Parasitismus von Herbivoren in Abhängigkeit von der Fragmentierung verändern. Allerdings gibt es auch Beispiele, dass der Ausfall durch interspezifische Konkurrenz – zumindest bezogen auf die jeweils untersuchten ökosystemaren Funktionen – kompensiert werden kann (Valladares et al. 2012).

(5) Grundsätzlich muss man davon ausgehen, dass Fragmentierung und der damit verbundene Verlust von Biodiversität über die Beeinflussung ökosystemarer Funktionen auch einen negativen Einfluss auf Ökosystemleistungen hat (Mitchell et al. 2015). Fragmentierung bedingt auch den Verlust von seltenen Arten, was eine weitreichende Wirkung auf **Ökosystemleistungen** in komplexen Ökosystemen zur Folge haben kann (Mouillot et al. 2013; Soliveres et al. 2016). In einer zunehmend intensiv genutzten Landschaft wird es durch den Verlust von Arten wahrscheinlicher, dass eine fortschreitende Lebensraumfragmentierung auch regulierende „Top Down“- bzw. wichtige „Bottom Up“-Prozesse beeinflusst. Aus diesem Grund muss man davon ausgehen, dass sich Fragmentierung auf Ökosystemleistungen negativ auswirkt.

In den letzten Jahren wurde im Rahmen naturschutzbiologischer Diskussionen erörtert, ob sich Fragmentierung per se tatsächlich negativ auf Arten auswirkt (Fahrig 2017; Fletcher et al. 2018; Fahrig et al. 2019). Dabei zeigten sich sehr gegensätzliche Positionen. An dieser Stelle kann kein Beitrag zu dieser wichtigen Diskussion geleistet werden, aber man kann eindeutig feststellen, dass sich Fragmentierung nicht unbedingt negativ auf Biodiversität bzw. bedrohte Arten auswirken muss. So stellten Buse et al. (2016) fest, dass isoliert stehende Eichen in der niedersächsischen Elbtalau mehr bedrohte xylobionte Käfer beherbergen als besser „vernetzte“ Eichen, also Bäume in einem Verbund. Gleichzeitig nimmt mit zunehmender Konnektivität die Zersetzer-Diversität und -Häufigkeit in der Lebensgemeinschaft ab, während die Räuber-Diversität zunimmt. Möglich ist, dass hier trophische Aspekte in Verbin-

dung mit Habitatspezialisierungen dazu führen, dass es einen positiven Effekt der Fragmentierung gibt: Die (überwiegend nicht stark spezialisierten) Räuber unter den xylobionten Käfern profitieren vielleicht von der besseren Konnektivität der Habitatstrukturen und können die stärker spezialisierten (und daher oft nur in besonderen Mikrohabitaten auftretenden) Destruenten reduzieren. Dieses Beispiel zeigt, dass weder Aspekte der „higher trophic rank hypothesis“ noch einfache Diversitäts-Lebensraumbeziehungen, wie sie oben dargestellt sind, für verschiedenste Lebensräume Gültigkeit haben. Vielmehr können auch isolierte Lebensräume einen wesentlichen Beitrag zum Erhalt von Biodiversität leisten. In Landschaften Südschwedens mit einem hohen Anteil an Solitäreichen konnten Zusammenhänge zwischen auf Eiche spezialisierten Tothholzkäfern und der Verfügbarkeit von Alteichen quantifiziert werden (Bergman et al. 2012). Die höchste Diversität dieser Arten wurde dann erreicht, wenn im Umkreis von 2200 m um den einzelnen Baum eine Dichte von 0,15 Alteichen pro Hektar vorhanden war. Solche Bedingungen werden nur in Landschaften erreicht, welche Alteichen als prägende Einzelelemente aufweisen. Die unterschiedlichen Reaktionen der Arten auf Isolation der Lebensräume hängen wahrscheinlich mit der Stabilität ihres Lebensraums zusammen (Percel et al. 2019). So reagieren höhlenbewohnende Tothholzkäfer wie der Eremit (*Osmoderma eremita*) eher auf das Lebensraumangebot im nahen Umfeld der Reproduktionsstelle als auf Habitatbedingungen der Landschaftsebene.

Nichtsdestoweniger wurden negative Auswirkungen der Lebensraumfragmentierung auf Biodiversität und die von ihr ermöglichten ökosystemaren Funktionen und Leistungen immer wieder aufgezeigt. Ein Überwinden oder doch zumindest Mindern der negativen Auswirkungen der Fragmentierung muss deshalb eines der wichtigen Ziele eines zeitgemäßen Naturschutzes sein.

4 Lebensraumkorridore

Als Korridore im naturschutzbiologischen Sinne werden alle Räume angesehen, welche Individuen und damit Arten eine Konnektivität zwischen Habitaten in der Zeit ermöglichen (Hilty et al. 2019). In den Kulturlandschaften Mitteleuropas versteht man darunter meistens lineare Strukturen, die ähnliche oder gleiche Lebensräume miteinander vernetzen. So kann man sich vorstellen, dass Wälder über Waldstreifen oder Hecken miteinander verbunden sein können und diese dann als „Lebensraumkorridore“ fungieren. Entsprechendes gilt auch für andere Lebensräume (z. B. Halbtrockenrasen, Heiden). Wichtig ist dabei, dass die betreffenden Lebensräume, die vernetzt werden sollen, auch zuvor in räumlichem Zusammenhang standen. Eine Vernetzung von isolierten Hochmooren erscheint in absehbarer Zeit weder möglich noch sinnvoll zu sein. Auch sollte man Populationen stenotoper oder stenöker Arten, die bereits eine deutliche genetische Differenzierung aufweisen, nicht unbedingt in Vernetzungskonzepte einbeziehen (z.B. Homburg et al. 2013; Homburg et al. 2014; Drees et al. 2016).

Ebenso wie die Fragmentierung ist auch das Konzept von Korridoren erneut in die naturschutzbiologische Diskussion gerückt (Fahrig et al. 2019; Hilty et al. 2019). So ist der Bedarf nach einem besseren Verständnis, wann sich Fragmentierung positiv bzw. wann sich Konnektivität negativ auf biologische Vielfalt bzw. bestimmte Zielarten auswirkt, unbestritten. Allerdings gibt es zahlreiche Hinweise darauf, dass sich Arten, die vorher in Mitteleuropa nur in Lebensraumfragmenten vorkamen, nach einer Verbesserung konnektiver Strukturen in der Landschaft deutlich ausgebreitet haben. Ein bekanntes Beispiel stellt die Wildkatze dar, die in Niedersachsen nur im Südosten in einer oder wenigen Reliktpopulationen überdauert hat, nach der Umsetzung von biotopvernetzenden Maßnahmen sich jedoch schon bis in die Lüneburger Heide ausgebreitet hat (BUND 2017). Auch historische Biotopvernetzungen wie die Wiederaufforstung bzw. die Anlage von Hecken zwischen Wäldern haben sich offenbar sehr positiv auf manche Laufkäferarten in Wäldern ausgewirkt. So zeigen genetische Muster

(insb. kline Variabilität von Allozymen bzw. Mikrosatelliten), dass sich zumindest einzelne Arten in historischer Zeit ausbreiten konnten (z.B. Drees et al. 2008). In manchen Landschaften sind die Lebensgemeinschaften von Waldlaufkäfern in vernetzten Wäldern artenreicher als in isolierten Wäldern (Assmann 1999).

Einige Reviews (Gilbert-Norton et al. 2010) haben gezeigt, dass zumindest manche Organismengruppen von Korridoren profitieren: Gefäßpflanzen (z.B. Damschen et al. 2006; Damschen et al. 2019), Spinnen (z.B. Baker 2007; Hawn et al. 2018), Insekten (z.B. Assmann 1999; Drees et al. 2008; van Schalkwyk et al. 2017), Mykorrhiza (Rantalainen et al. 2005) und Wirbeltiere (Haddad et al. 2003; Gilbert-Norton et al. 2010). Für Arten der Mesofauna, also Taxa mit einer Körpergröße zwischen 0,2 mm und 2 m, konnten unseres Wissens weder Effekte der Fragmentierung, noch von Korridoren nachgewiesen werden (Rantalainen et al. 2005; Rantalainen et al. 2008). Für manche Gruppen ließen sich auch negative Effekte von Korridoren nachweisen, z.B. auf Gefäßpflanzen (Haddad et al. 2014).

5 Konzept „Halboffene Korridore“

Wenn lineare Lebensraumstrukturen eine Konnektivität zwischen gleichen Lebensräumen bzw. Biotopen herstellen, dann haben solche linearen Strukturen auch das Potenzial, einen anderen Typ von Lebensräumen zu fragmentieren. Dies sollte zumindest auf solche Arten zutreffen, die relativ stenotop oder stenök sind und auf den jeweiligen Lebensraumtyp beschränkt sind. Deshalb differenziert man beim länderübergreifenden Biotopverbund in Deutschland vier übergreifende Biotopverbundsysteme (Waldlebensräume, Offenlandgeprägte Feucht- und Trockenlebensräume sowie Fließgewässer) (Fuchs et al. 2010). Ein Problem kann sich ergeben, wenn zwei unterschiedliche Biotopverbundsysteme im selben Gebiet vernetzt werden müssen. Viele großflächige Naturschutzgebiete beherbergen mit Wäldern und offenen Lebensräumen (z.B. Heiden mit Sandtrockenrasen, Halbtrockenrasen) Elemente von zwei Biotopverbundsystemen, die in einer komplexen Landschaft gleichzeitig vernetzt werden sollen. Eine mögliche Lösung für dieses Dilemma können halboffene Lebensräume sein, die konnektive Funktionen für beide Gruppen von Organismen haben, die der beschatteten Lebensräume (Wälder) und der offenen Habitats (Heiden mit Sandtrockenrasen, Halbtrockenrasen), (Eggers et al. 2010). Dieses Konzept halboffener Lebensräume lehnt sich an das Vorbild historischer Weidelandschaften an, die sich aus einem Mosaik verschiedener Lebensräume zusammensetzen. Vegetationsarme Lebensräume wechseln oft kleinräumig mit anderen offenen, gras- bzw. zwergstrauchdominierten Lebensräumen und Elementen mit höherwüchsigen Gebüschern bzw. Baumgruppen ab (Abb. 1) (Burrichter et al. 1980).



Abb. 1: Beispiel eines halboffenen Lebensraumes mit Bäumen verschiedener Altersstadien und hohem Totholzanteil im Vorlandbereich der Elbe bei Gartow.

Dieser Typ von Landschaften mit einer hohen Biodiversität (Pott & Hüppe 1991; Assmann & Falke 1997) lässt sich durchaus wieder etablieren, insb. durch extensive Beweidung (von Oheimb et al. 2006; Bunzel-Drüke et al. 2009). In manchen Gebieten existieren solche halboffenen Lebensräume in Kontakt zu zwei anderen Landschaftstypen, z. B. Heiden und Wälder im Naturschutzgebiet Lüneburger Heide (Abb. 2) sowie Wälder und Halbtrockenrasen in der Schwäbischen Alb.



Abb. 2: Beispiel eines halboffenen Lebensraumes: der mit lichtem Wacholder bestandene Wilseder Berg in der Lüneburger Heide.

In einem vom Bundesamt für Naturschutz (BfN) geförderten Forschungsvorhaben¹⁸ wurden solche Flächen hinsichtlich ihrer Eignung als Lebensraum und als konnektive Strukturen für stenöke bzw. stenotope Arten sowohl der offenen als auch der beschatteten Lebensräume untersucht (Assmann et al. 2016). Die entsprechenden Untersuchungsflächen lagen in Niedersachsen, Sachsen-Anhalt, Baden-Württemberg und Sachsen. Ein Fokus der Untersuchung lag auf Laufkäfern, Reptilien und Gefäßpflanzen. Als wichtige Ergebnisse sind zu nennen:

Die Untersuchungen bestätigen die Befunde von Eggers et al. (2010), dass „halboffene Lebensräume“ sowohl von stenotopen (Käfer-)Arten der Offenhabitate als auch der Wälder besiedelt werden.

Insgesamt ließen sich in den „halboffenen Lebensräumen“ viele Pflanzenarten (z. B. 80 % der Offenlandarten) nachweisen. Das gilt auch für bedrohte und oft stenöke bzw. stenotope Tierarten. So konnten von den insgesamt 39 Laufkäferarten, die auf der Roten Liste der Bundesrepublik Deutschland (Schmidt et al. 2016) mindestens als gefährdet geführt werden und in den Untersuchungsgebieten festgestellt wurden, immerhin 31 Arten auch in den halboffenen Lebensräumen nachgewiesen werden. Auch die Zauneidechse (*Lacerta agilis*) konnte

¹⁸ F+E-Vorhaben „Ökologische Funktion von halboffenen Verbundkorridoren“, FKZ 351285000, gefördert mit Mitteln des Bundesumweltministeriums

mehrfach in halboffenen Lebensräumen nachgewiesen werden.

Durch Fang, individuelles Markieren und Wiederfang konnten die Verhaltensweisen von Laufkäfern an den Lebensraumgrenzen bestimmt werden. Dabei konnte gezeigt werden, dass die Tendenz von stenotopen Waldarten wie dem Laufkäfer *Carabus glabratus* signifikant größer ist, in halboffene Lebensräume hineinzugehen, als in Heiden (Abb. 3). Für die stenotope Offenlandart *Poecilus lepidus* gilt entsprechendes: Es wurden sehr viel mehr Individuen in halboffenen Lebensräumen als im Wald gefangen.

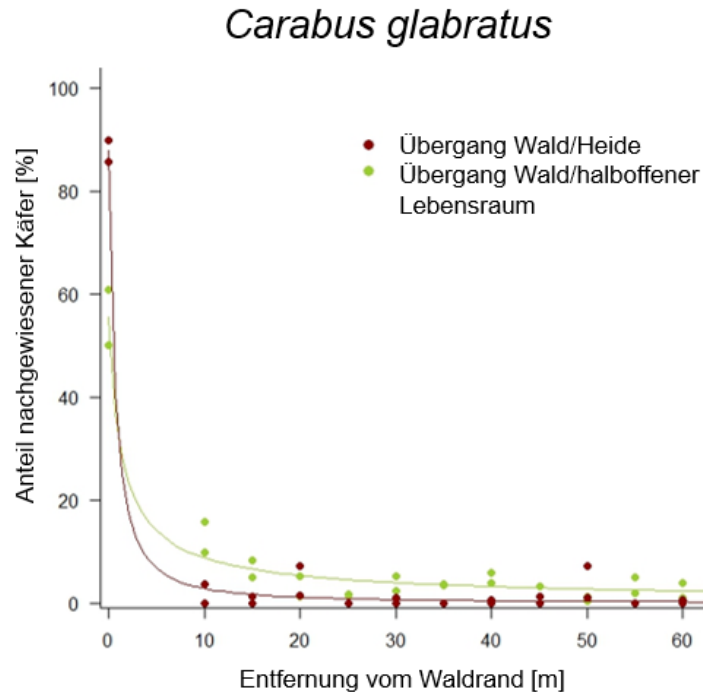


Abb. 3: Kernel-Ausbreitungsmodelle für *Carabus glabratus* am Übergang von Wald/Heide und am Übergang zwischen Wald und halboffenem Lebensraum. Die stenöke Waldart *Carabus glabratus* läuft öfter vom Wald in den halboffenen Lebensraum als in die Heide (verändert nach Boutaud in Aßmann et al. 2016).

Solche Informationen zu den Habitatpräferenzen und Bewegungsmustern von ausbreitungsschwachen (ungeflügelten) Laufkäfern können dafür genutzt werden, den Einfluss unterschiedlicher Lebensräume auf das Ausbreitungsverhalten zu simulieren. Für die Erstellung von Abb. 4 wurde das Computerprogramm DISPERS (Vermeulen et al. 2002; Persigehl et al. 2004) genutzt. Deutlich ist zu erkennen, dass die Umwandlung einiger Heiden in einen halboffenen Lebensraum, also ein Mosaik aus Heiden, evtl. auch Sandtrockenrasen, Gebüsch, Einzelbäumen und Baumgruppen, dazu führt, dass sich die in Abb. 4 herangezogene Art deutlich besser ausbreiten kann. Für dieses Beispiel wurde nur eine Aktivitätssaison simuliert. Das tatsächliche Ausbreitungspotenzial vieler ungeflügelter Laufkäfer, auch das von Vertretern der Gattung *Carabus*, scheint relativ gering zu sein. So konnte in einer Langzeituntersuchung an *Carabus hortensis* im Naturschutzgebiet Lüneburger Heide gezeigt werden, dass die Art sich nur ca. 125 m pro Jahr ausbreitet (Völler et al. 2018). Die individuellen Bewegungsmuster sind bei Vertretern der Gattung *Carabus* offenbar deutlich raumgreifender (Riecken & Raths 1996; Niehues et al. 1996; Assmann & Günther 2000; Růžicková &

Veselý 2016). Das gilt auch für *Carabus hortensis* (Szyszko et al. 2004, eigene Beobachtungen). Offenbar lässt sich das Ausbreitungspotenzial nicht nur nach dem lokomotorischen Verhalten bestimmen. Ein so geringes Ausbreitungspotenzial muss Konsequenzen für die Dimensionierung von halboffenen, konnektiven Strukturen haben (siehe unten).

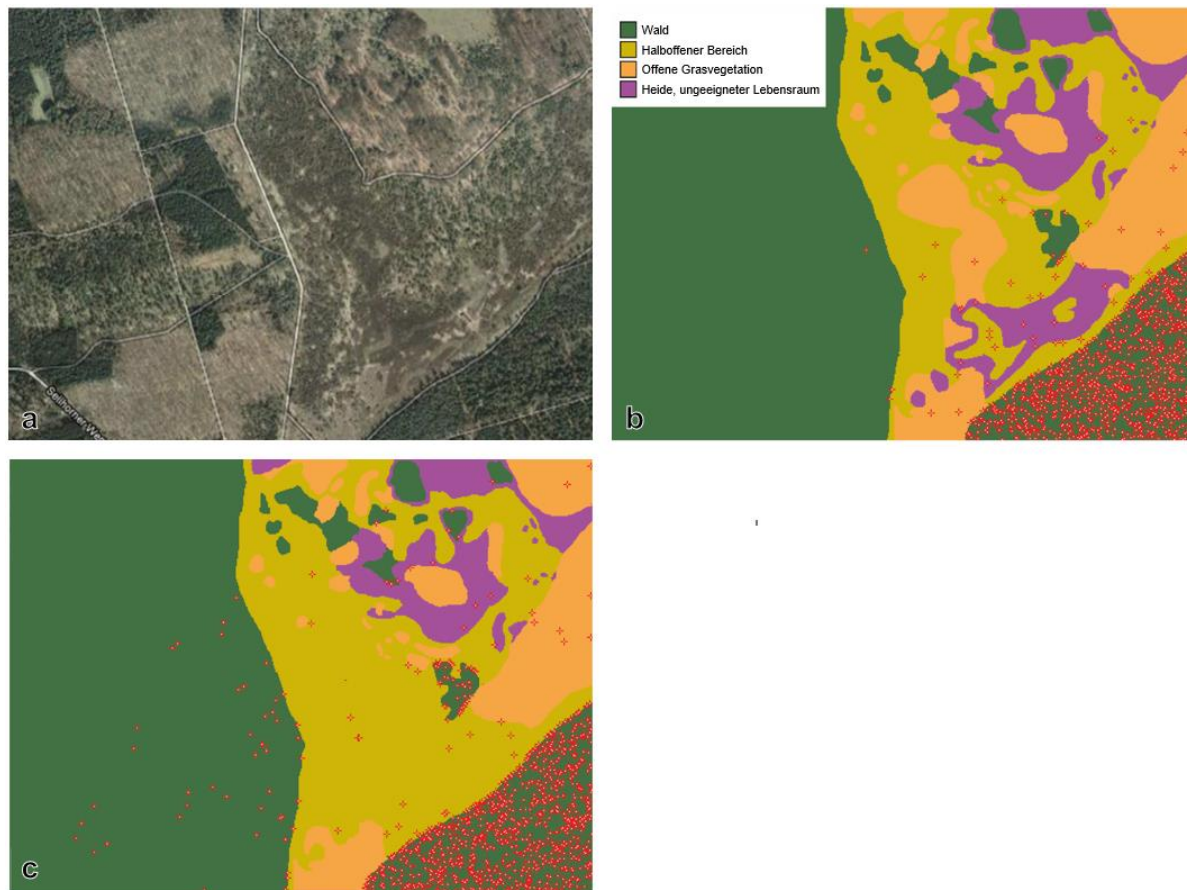


Abb. 4: Simulationen zur Ausbreitung von *Carabus glabratus* mit DISPERS. Der Start der Simulation erfolgte mit Individuen in dem geschlossenen Wald unten rechts im Bild (1.000 Individuen, 1 Jahr). a) Zugrunde liegende originale Luftbildaufnahme; b) Zwischen beiden größeren Waldstücken befindet sich Heide als ungeeigneter Lebensraum. Nur ein Individuum schafft es in einem Jahr in den westlichen Wald; c) Werden Teile der ungeeigneten Lebensräume wie die Heide sowie offene Grasvegetation zwischen den beiden Waldfragmenten durch halboffene Strukturen ersetzt, passieren deutlich mehr Individuen den Zwischenraum und gelangen in den westlichen Wald.

6 Praktische Hinweise zur Umsetzung des Konzeptes

Für die praktische Umsetzung des Konzeptes zu halboffenen Lebensräumen als konnektive Strukturen in Landschaften muss das Ausbreitungspotenzial der Arten berücksichtigt werden. Selbstverständlich können Arten wie die Wildkatze größere Distanzen überbrücken als ungeflügelte Laufkäfer. Diese können als Vertreter der Makrofauna aber gut für die Gruppe von Arten stehen, die das geringste Ausbreitungspotenzial aufweisen und gleichzeitig von negativen Fragmentierungseffekten betroffen sind (siehe 2. und 3.). Arten der nächstkleineren Größenklassen, der Mesofauna, sind von Fragmentierungseffekten wahrscheinlich gar nicht betroffen.

Einen sehr guten Überblick über die Schaffung und das Management von Biotopverbundstrukturen gibt das Handbuch von Frobel et al. (2018). Wir wollen uns überwiegend auf Schlussfolgerungen aus dem vom BfN geförderten Vorhaben beschränken und hier für das vorgestellte Konzept einige Empfehlungen geben:

Nach Simulationen mit DISPERS (siehe 4.) sind **halboffene Lebensraumstreifen** mit einer **Breite von mindestens 40 m, besser 60 m**, und einer Länge von ca. 150 m als konnektive Strukturen sicherlich funktionstüchtig für ausbreitungsschwache, flugunfähige Laufkäfer (Assmann et al. 2016). Angesichts der Mehrjährigkeit vieler Laufkäfer (Van Dijk 1973; Storre et al. 1996; Assmann 2003) erscheinen **Korridorlängen von 500 m** aber immer noch eine Funktionalität für die Verbindung von Lebensräumen zu haben.

Für die konnektive Funktion von halboffenen Lebensräumen ist die Struktur, also die dreidimensionale Anordnung der Vegetationselemente wichtig. Für Waldarten machen die Strukturelemente der Wälder solche halboffenen Lebensräume sicherlich attraktiver; Offenlandarten nutzen Strukturelemente der Wälder weniger zur Ausbreitung und finden sich erwartungsgemäß häufiger in den offenen Teillebensräumen. Grundsätzlich weisen Waldarten (zumindest unter den Laufkäfern) eine höhere Tendenz auf, in offene und halboffene Lebensräume zu gehen, als Offenlandarten in Wälder. Um die Annahme der Strukturen durch Arten der präferierten Lebensräume besser verstehen zu können, führten Assmann et al. (2016) eine Strukturanalyse der Untersuchungsflächen durch und testeten, ob die Häufigkeit stenotoper Laufkäferarten mit der Deckung markanter Vegetations- bzw. Lebensraumstrukturen (z. B. Besenheide- und Grasdeckung, Sträucher, Vorkommen von Totholz, Offenboden usw.) koinzidiert (Tab. 1). Erstaunlicherweise sind auch für Heiden, Wälder und ihre halboffenen Lebensräume die Ergebnisse nicht einheitlich. So wirkt sich die Deckung der Besenheide (*Calluna vulgaris*) positiv auf das Vorkommen von Laufkäfern in Heidelandschaften des NSG Lüneburger Heide aus, aber negativ in der Lausitz.

Tab. 1: Effekte mehrerer Einflussvariablen auf Offenland- und Waldlaufkäferarten in unterschiedlichen Untersuchungsgebieten. Je nach Untersuchungsgebiet können die Effekte verschieden ausfallen, entweder signifikant positiv (grüner, nach oben gerichteter Pfeil) oder signifikant negativ (roter, nach unten gerichteter Pfeil). Helle Pfeile bedeuten, dass nur eine marginale Signifikanz ($p \leq 0.1$) vorliegt. Verwendete Abkürzungen: LH = Lüneburger Heide; LAU = Lauenitz; SWA = Schwäbische Alb (Boutaud et al. in prep).

Einflussvariable	Offenlandarten				Waldarten			
	Alle	LH	LAU	SWA	Alle	LH	LAU	SWA
<i>Calluna</i>		↑	↓					↓
Offenboden	↑	↑	↓					↓
Krautschicht	↑							↓
<i>Vaccinium</i>	↓	↓	↓					↑
Moos				↓				
Streuschicht				↓				↑
Totholz	↓			↓				
Sträucher	↑							
Entfernung zum Waldrand	↑						↑	

Dieses Ergebnis spricht für ein **dynamisches Lebensraum-Management** der halboffenen linearen Verbundstrukturen. Unserer Meinung nach sollten diese Lebensräume so behandelt werden, dass sich Elemente der Offenlandschaften und der Wälder in einem engen und räumlich wie zeitlich dynamischen Mosaik verzahnen. Ein starkes Fokussieren auf festgelegte Deckungsgrade, z. B. jeweils 50 % Deckung für Elemente der Heiden und Wälder, erscheint uns nicht sinnvoll. Wahrscheinlich lässt sich eine solche Dynamisierung am besten durch eine extensive Beweidung erreichen (Bunzel-Drücke et al. 2009; Bunzel-Drücke et al. 2019).

7 Literaturverzeichnis

- Assmann, T. (1999): The ground beetle fauna of ancient and recent woodlands in the lowlands of north-west Germany (Coleoptera, Carabidae). *Biodiversity and Conservation* 8: 1499-1517.
- Assmann, T. (2003): Biology and ecology. In: H. Turin, L. Peney, A. Casale (Hg.): *The genus Carabus in Europe - a synthesis*: 287-305. Pensoft Publishers & European Invertebrate Survey Sofia, Moscow & Leiden.
- Assmann, T., Boutaud, E., Finck, P., Härdtle, W., Matthies, D., Nolte, D., von Oheimb, G., Riecken, U., Travers, E., Ullrich, K. (2016): Halboffene Verbundkorridore: Ökologische Funktion, Leitbilder und Praxis-Leitfaden. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 154: 1-291.
- Assmann, T., Falke B. (1997): Bedeutung von Hudelandschaften aus tierökologischer und naturschutzfachlicher Sicht. *Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz* 54: 129-144.
- Assmann, T., Günther, J. (2000): Relict populations in ancient woodlands: genetic differentiation, variability, and power of dispersal of *Carabus glabratus* (Coleoptera, Carabidae) in north-western Germany. In: P. Brandmayr, G.L. Lövei, T. Zetto Brandmayr, A. Casale, A.

- Vigna Taglianti (Hg.): Natural history and applied ecology of carabid beetles. Pensoft, Sofia: 197-206.
- Baker, L. (2007): Effect of corridors on the movement behaviour of the jumping spider *Phidippus princeps* (Araneae, Salticidae). *Canadian Journal of Zoology* 85: 802-808.
- Bense, U. (1995): Longhorn beetles: Illustrated key to the Cerambycidae and Vesperidae of Europe. Margraf, Weikersheim.
- Bergman, K.-O., Jansson, N., Claesson, K., Palmer, M.W., Milberg, P. (2012): How much and at what scale? Multiscale analyses as decision support for conservation of saproxylic oak beetles. *Forest Ecology and Management* 265: 133-141.
- Brechtel, F., Kostenbader, H. (2002): Die Pracht- und Hirschkäfer Baden-Württembergs. Ulmer, Stuttgart.
- BUND (2017): Wo lebt die Wildkatze in der Lüneburger Heide? BUND und NLWKN stellen Ergebnisse der Erfassung mit Lockstöcken vor. URL: <https://www.bund-niedersachsen.de/service/presse/detail/news/wo-lebt-die-wildkatze-in-der-lueneburger-heide-bund-und-nlwkn-stellen-ergebnisse-der-erfassung-mit-l/>
- Bunzel-Drüke, M., Böhm, C., Finck, P., Kämmer, G., Luick, R., Reisinger, E., Riecken, U., Riedl, J., Scharf, M.E., Zimball, O. (2009): "Wilde Weiden": Praxisleitfaden für Ganzjahresbeweidung in Naturschutz und Landschaftsentwicklung. Arbeitsgemeinschaft Biologischer Umweltschutz im Kreis Soest e.V. (ABU), Bad-Sassendorf-Lohne.
- Bunzel-Drüke, M., Reisinger, E., Böhm, C., Buse, J., Dalbeck, L., Ellwanger, G., Finck, P., Freese, J., Grell, H., Hauswirth, L., Herrmann, A., Idel, A., Jedicke, E., Roest, R., Kämmer, G., Kapfer, A., Köhler, M., Kolligs, D., Krawczynski, R., Lorenz, A., Luick, R., Mann, S., Nickel, H., Raths, U., Riecken, U., Röder, N., Rößling, H., Rupp, M., Schoof, K., Schulze-Hagen, K., Sollmann, R., Ssymank, A., Thomsen, K., Tillmann, J.E., Tischew, S., Vierhaus, H., Vogel, C., Wagner, H.-G., Zimball O. (2019): Naturnahe Beweidung und NATURA 2000: Ganzjahresbeweidung im Management von Lebensraumtypen und Arten im europäischen Schutzgebietssystem NATURA 2000. Arbeitsgemeinschaft Biologischer Umweltschutz im Kreis Soest e.V. (ABU), Bad-Sassendorf-Lohne.
- Burricher, E., Pott, R., Raus, T., Wittig, R. (1980): Die Hudelandschaft „Borkener Paradies“ im Emstal bei Meppen Abhandlungen aus dem Landesmuseum für Naturkunde zu Münster in Westfalen 42: 1-69.
- Buse, J., Entling, M.H., Ranius, T., Assmann, T. (2016): Response of saproxylic beetles to small-scale habitat connectivity depends on trophic levels. *Landscape Ecology* 31: 939-949.
- Buse, J., Schröder, B., Assmann, T. (2007): Modelling habitat and spatial distribution of an endangered longhorn beetle - A case study for saproxylic insect conservation. *Biological Conservation* 137: 372-381.
- Cálix, M., Alexander, K.N.A., Nieto, A., Dodelin, B., Soldati, F., Telnov, D., Vazquez-Albalade, X., Aleksandrowicz, O., Audisio, P., Istrate, P., Jansson, N., Legakis, A., Liberto, A., Makris, C., Merkl, O., Mugerwa Pettersson, R., Schlaghamersky, J., Bologna, M.A., Brustel, H., Buse, J., Novák, V., Purchart, L. (2018): European Red List of saproxylic beetles. IUCN, Brussels.
- Damschen, E.I., Brudvig, L.A., Burt, M.A., Fletcser, R.J., Haddad, N.M., Levey, D.J., Orrock, J.L., Resasco, J., Tewksbury J.J. (2019): Ongoing accumulation of plant diversity through habitat connectivity in an 18-year experiment. *Science* 365: 1478-1480.
- Damschen, E.I., Haddad, N.M., Orrock, J.L., Tewksbury, J.J., Levey, D.J. (2006): Corridors increase plant species richness at large scales. *Science* 313: 1284-1286.

- De Vries, H.H. (1996): Metapopulation structure of *Pterostichus lepidus* and *Olisthopus rotundatus* on heathland in the Netherlands: the results from transplant experiments. *Annales Zoolici Fennici* 33: 77-84.
- Den Boer, P.J. (1990): Density limits and survival of local populations in 64 carabid species with different powers of dispersal. *Journal of Evolutional Biology* 3: 19-48.
- Dirzo, R., Young, H.S., Galetti, M., Ceballos, G., Isaac, N.J.B., Collen, B. (2014): Defaunation in the Anthropocene. *Science* 345: 401-406.
- Drees, C., de Vries, H., Haerdtle, W., Matern, A., Persigehl, M., Assmann, T. (2011): Genetic erosion in a stenotopic heathland ground beetle (Coleoptera: Carabidae): a matter of habitat size? *Conservation Genetics* 12: 105-117.
- Drees, C., Husemann, M., Homburg, K., Brandt, P., Dieker, P., Habel, J.C., von Wehrden, H., Zumstein, P., Assmann, T. (2016): Molecular analyses and species distribution models indicate cryptic northern mountain refugia for a forest dwelling ground beetle. *Journal of Biogeography* 43: 2223-2236.
- Drees, C., Matern, A., Rasplus, J.Y., Terlutter, H., Assmann, T., Weber, F. (2008): Microsatellites and allozymes as the genetic memory of habitat fragmentation and defragmentation in populations of the ground beetle *Carabus auronitens* (Col., Carabidae). *Journal of Biogeography* 35: 1937-1949.
- Drobnik, J., Finck, P., Riecken, U. (2013) Die Bedeutung von Korridoren im Hinblick auf die Umsetzung des länderübergreifenden Biotopverbunds in Deutschland. BfN-Skripten 346, 73 S.
- Eggers, B., Matern, A., Drees, C., Eggers, J., Haerdtle, W., Assmann, T. (2010): Value of semi-open corridors for simultaneously connecting open and wooded habitats: a case study with ground beetles. *Conservation Biology* 24: 256-266.
- Evans, M.J., Banks, S.C., Driscoll, D.A., Hicks, A.J., Melbourne, B.A., Davies, K.F. (2017): Short- and long-term effects of habitat fragmentation differ but are predicted by response to the matrix. *Ecology* 98: 807-819.
- Fahrig, L. (2017): Ecological responses to habitat fragmentation per se. In: D.J. Futuyama (Hg.): *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 48: 1-23.
- Fahrig, L., Arroyo-Rodriguez, V., Bennett, J.R., Boucher-Lalonde, V., Cazetta, E., Currie, D.J., Eigenbrod, F., Ford, A.T., Harrison, S.P., Jaeger, J.A.G., Koper, N., Martin, A.E., Martin, J.L., Metzger, J.P., Morrison, P., Rhodes, J.R., Saunders, D.A., Simberloff, D., Smith, A.C., Tischendorf, L., Vellend, M., Watling, J.I. (2019): Is habitat fragmentation bad for biodiversity? *Biological Conservation* 230: 179-186.
- Fletcher, R.J., Didham, R.K., Banks-Leite, C., Barlow, J., Ewers, R.M., Rosindell, J., Holt, R.D., Gonzalez, A., Pardini, R., Damschen, E.I., Melo, F.P.L., Ries, L., Prevedello, J.A., Tschamntke, T., Laurance, W.F., Lovejoy, T., Haddad, N.M. (2018): Is habitat fragmentation good for biodiversity? *Biological Conservation* 226: 9-15.
- Frankham, R., Ballou, J.D., Briscoe, D.A. (2009): *Introduction to conservation genetics*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Frobel, K., Klein, D., Wessel, M. (2018): *Handbuch Biotopverbund Deutschland: Vom Konzept bis zur Umsetzung einer Grünen Infrastruktur*. BUND Bundesverband, Berlin.
- Fuchs, D., Hänel, K., Lipski, A., Reich, M., Finck, P., Riecken, U. (2010): *Länderübergreifender Biotopverbund in Deutschland: Grundlagen und Fachkonzept*. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 96: 1-191.
- Gilbert-Norton, L., Wilson, R.J., Stevens, J.R., Beard, K.H. (2010): A meta-analytic review of corridor effectiveness. *Conservation Biology* 24: 660-668.

- Groom, M.J., Meffe, G.K., Carroll, C.R. (2006): Principles of conservation biology. 3. Auflage. Sinauer Ass., Sunderland, Mass.
- Haddad, N.M., Bowne, D.R., Cunningham, A., Danielson, B.J., Levey, D.J., Sargent, S., Spira, T. (2003): Corridor use by diverse taxa. *Ecology* 84: 609-615.
- Haddad, N.M., Brudvig, L.A., Damschen, E.I., Evans, D.M., Johnson, B.L., Levey, D.J., Orrock, J.L., Resasco, J., Sullivan, L.L., Tewksbury, J.J., Wagner, S.A., Weldon, A.J. (2014): Potential negative ecological effects of corridors. *Conservation Biology* 28: 1178-1187.
- Halle, S. (1996): Metapopulation und Naturschutz - eine Übersicht. *Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz* 5: 141-151.
- Hallmann, C.A., Sorg, M., Jongejans, E., Siepel, H., Hofland, N., Schwan, H., Stenmans, W., Muller, A., Sumser, H., Horren, T., Goulson, D., de Kroon, H. (2017): More than 75 per cent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. *PLoS One* 12.
- Hallmann, C.A., Zeegers, T., van Klink, R., Vermeulen, R., van Wielink, P., Spijkers, H., van Deijk, J., van Steenis, W., Jongejans, E. (2019): Declining abundance of beetles, moths and caddisflies in the Netherlands. *Insect Conservation and Diversity*, in press.
- Hanski, I. (1991): Single-species metapopulation dynamics: concepts, models and observations. In: M. Gilpin, I. Hanski (Hg.): *Metapopulation dynamics: empirical and theoretical investigations*. Academic Press London: 17-38.
- Hawn, C.L., Herrmann, J.D., Griffin, S.R., Haddad, N.M. (2018): Connectivity increases trophic subsidies in fragmented landscapes. *Ecology Letters* 21: 1620-1628.
- Hilty, J.A., Keeley, A.H., Lidicker Jr., W.Z., Merenlender, A.M. (2019): *Corridor ecology*. Island Publisher, Washington.
- Homburg, K., Brandt, P., Drees, C., Assmann, T. (2014): Evolutionarily significant units in a flightless ground beetle show different climate niches and high extinction risk due to climate change. *Journal of Insect Conservation* 18: 781-790.
- Homburg, K., Drees, C., Boutaud, E., Nolte, D., Schuett, W., von Ruschkowsky, E., Zumstein, P., Assmann, T. (2019): Where have all the beetles gone? Long-term study reveals carabid species decline in a nature reserve in Northern Germany. *Insect Diversity and Conservation* 12: 268–277.
- Homburg, K., Drees, C., Gossner, M.M., Rakosy, L., Vrezec, A., Assmann, T. (2013): Multiple glacial refugia of the low-dispersal ground beetle *Carabus irregularis*: Molecular data support predictions of species distribution models. *PLoS One* 8: e61185.
- Johansson, M., Primmer, C.R., Meilä, J. (2007): Does habitat fragmentation reduce fitness and adaptability? A case study of the common frog (*Rana temporaria*). *Molecular Ecology* 16: 2693-2700.
- Kratochwil, A., Schwabe, A. (2001): *Ökologie der Lebensgemeinschaften*. Ulmer, Stuttgart.
- Krauss, J., Bommarco, R., Guardiola, M., Heikkinen, R.K., Helm, A., Kuussaari, M., Lindborg, R., Ockinger, E., Partel, M., Pino, J., Poyry, J., Raatikainen, K.M., Sang, A., Stefanescu, C., Teder, T., Zobel, M., Steffan-Dewenter, I. (2010): Habitat fragmentation causes immediate and time-delayed biodiversity loss at different trophic levels. *Ecology Letters* 13: 597-605.
- Krauss, J., Steffan-Dewenter, I., Tschardtke, T. (2003): How does landscape context contribute to effects of habitat fragmentation on diversity and population density of butterflies? *Journal of Biogeography* 30: 889-900.
- Mitchell, M.G.E., Suarez-Castro, A.F., Martinez-Harms, M., Maron, M., McAlpine, C., Gaston, K.J., Johansen, K., Rhodes, J.R. (2015): Reframing landscape fragmentation's effects on ecosystem services. *Trends in Ecology and Evolution* 30: 190-198.

- Mouillot, D., Bellwood, D.R., Baraloto, C., Chave, J., Galzin, R., Harmelin-Vivien, M., Kulbicki, M., Lavergne, S., Lavorel, S., Mouquet, N., Paine, C.E.T., Renaud, J., Thuiller, W. (2013): Rare species support vulnerable functions in high-diversity ecosystems. *PLoS Biology* 11.
- Niehues, F.J., Hockmann, P., Weber, F. (1996): Genetics and dynamics of a *Carabus auronitens* metapopulation in the Westphalian Lowlands. *Annales Zoologici Fennici* 33: 85-96.
- Noordwijk, C.G.E., Verberk, W.C.E.P., Turin, H., Heijerman, T., Alders, K., Dekoninck, W., Hannig, K., Rean, E., McCormack, S. (2015): Species–area relationships are modulated by trophic rank, habitat affinity, and dispersal ability. *Ecology* 96: 518-531.
- Noss, R., Csuti, B., Groom, M.J. (2006): Habitat fragmentation. In: M.J. Groom, G.K. Meffe, C.R. Carroll (Hg.): *Principles of conservation biology*. Sinauer Sunderland: 213-251.
- Percel, G., Laroche, F., Bouget, C. (2019): The scale of saproxylic beetles response to landscape structure depends on their habitat stability. *Landscape Ecology* 34: 1905-1918.
- Persigehl, M., Lehmann, S., Vermeulen, H.J.W., Rosenkranz, B., Falke, B., Assmann T. (2004): Kolonisation restituierter Sandrasen im Darmstädter Flugsandgebiet und im mittleren Emsland durch Laufkäfer. *NNA-Berichte* 1/2004: 161-178.
- Piessens, K., Adriaens, D., Jacquemyn, H., Honnay, O. (2009): Synergistic effects of an extreme weather event and habitat fragmentation on a specialised insect herbivore. *Oecologia* 159: 117-126.
- Pott, R., Hüppe, J. (1991): Die Hudelandschaften Nordwestdeutschlands. *Abhandlungen aus dem Westfälischen Museum für Naturkunde* 53: 313.
- Rantalainen, M.L., Fritze, H., Haimi, J., Pennanen, T., Setälä, H. (2005): Species richness and food web structure of soil decomposer community as affected by the size of habitat fragment and habitat corridors. *Global Change Biology* 11: 1614-1627.
- Rantalainen, M.L., Haimi, J., Fritze, H., Pennanen, T., Setälä, H. (2008): Soil decomposer community as a model system in studying the effects of habitat fragmentation and habitat corridors. *Soil Biology & Biochemistry* 40: 853-863.
- Riecken, U., Raths, U. (1996): Use of radio telemetry for studying dispersal and habitat use of *Carabus coriaceus* L. *Annales Zoologica Fennici* 33: 109-116.
- Růžičková, J., Veselý, M. (2016): Using radio telemetry to track ground beetles: Movement of *Carabus ullrichii*. *Biologia* 71: 924–930.
- Schmidt, J., Trautner, J., Müller-Motzfeld, G. (2016): Rote Liste und Gesamtartenliste der Laufkäfer (Coleoptera: Carabidae) Deutschlands. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 70: 139-204.
- Seibold, S., Gossner, M.M., Simons, N.K., Bluthgen, N., Müller, J., Ambarli, D., Ammer, C., Bauhus, J., Fischer, M., Habel, J.C., Linsenmair, K.E., Naus, T., Penone, C., Prati, D., Schall, P., Schulze, E.D., Vogt, J., Wollauer, S., Weisser, W.W. (2019): Arthropod decline in grasslands and forests is associated with landscape-level drivers. *Nature* 574: 671-674.
- Soliveres, S., Manning, P., Prati, D., Gossner, M.M., Alt, F., Arndt, H., Baumgartner, V., Binkenstein, J., Birkhofer, K., Blaser, S., Bluthgen, N., Boch, S., Böhm, S., Borschig, C., Buscot, F., Diekötter, T., Heinze, J., Holzner, N., Jung, K., Klaus, V.H., Klein, A.M., Klei-nebecker, T., Klemmer, S., Krauss, J., Lange, M., Morris, E.K., Müller, J., Oelmann, Y., Overmann, J., Pasalic, E., Renner, S.C., Rillig, M.C., Schaefer, H.M., Schloter, M., Schmitt, B., Schoning, I., Schrupp, M., Sikorski, J., Socher, S.A., Solly, E.F., Sonnemann, I., Sorkau, E., Steckel, J., Steffan-Dewenter, I., Stempfhuber, B., Tschapka, M., Turke, M., Venter, P., Weiner, C.N., Weisser, W.W., Werner, M., Westphal, C., Wilcke, W., Wolters, V., Wubet, T., Wurst, S., Fischer, M., Allan, E. (2016): Locally rare species influence

grassland ecosystem multifunctionality. *Philosophical Transactions of the Royal Society B* 371.

- Soulé, M.E. (1986): The fitness and viability of populations. In: M.E. Soulé (Hg.): *Conservation biology: the science of scarcity and diversity*. Sinauer Sunderland, Massachusetts: 13-18.
- Storre, I., Aßmann, T., Schmidt, G.H. (1996): Altersstruktur sich im Frühjahr reproduzierender Laufkäfer-Arten (Insecta: Coleoptera, Carabidae): populationsbiologische Untersuchungen mit Hilfe des *Corpus luteum*. *Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie* 26: 587-590.
- Szyszko, J., Gryuntal, S., Schwerk, A. (2004): Differences in locomotory activity between male and female *Carabus hortensis* (Coleoptera: Carabidae) in a pine forest and a beech forest in relation to feeding state. *Environmental Entomology* 33: 1442-1446.
- Uroy, L., Ernoult, A., Mony, C. (2019): Effect of landscape connectivity on plant communities: a review of response patterns. *Landscape Biology* 34: 203-225.
- Valladares, G., Cagnolo, L., Salvo, A. (2012): Forest fragmentation leads to food web contraction. *Oikos* 121: 299-305.
- Valladares, G., Salvo, A., Cagnolo, L. (2006): Habitat fragmentation effects on trophic processes of insect-plant food webs. *Conservation Biology* 20: 212-217.
- Van Dijk, T.S. (1973): The age-composition of populations of *Calathus melanocephalus* analysed by studying marked individuals kept within fenced sites. *Oecologia* 12: 213-240.
- van Schalkwyk, J., Pryke, J.S., Samways, M.J. (2017): Wide corridors with much environmental heterogeneity best conserve high dung beetle and ant diversity. *Biodiversity and Conservation* 26: 1243-1256.
- Vermeulen, H.J.W., Opsteeg, T., Kooij, A. (2002): Planning ecological corridors for carabid beetles. The proposed ecological connection in Mid-Drenthe (Netherlands), Terhorsterzand-Scharreveld-Orvelterzand. In: J. Szyszko, P.J. Den Boer, T. Bauer (Hg.): *How to protect or what we know about Carabid beetles. "From knowledge to application - from Wijster (1969) to Tuczno (2001)"*. Warsaw Agricultural University Press, Warsaw: 133-141.
- Völler, E., Boutaud, E., Assmann, T. (2018): The pace of range expansion: a long-term study on the flightless ground beetle *Carabus hortensis* (Coleoptera: Carabidae). *Journal of Insect Conservation* 22: 163-169.
- von Oheimb, G., Eischeid, I., Finck, P., Grell, H., Härdtle, W., Mierwald, U., Riecken, U., Sandkühler, J. (2006): Halboffene Weidelandschaft Hölftigbaum: Perspektiven für den Erhalt und die naturverträgliche Nutzung von Offenlandlebensräumen. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 36: 1-280.
- Westrich, P. (1989): *Die Wildbienen Baden-Württembergs*. Ulmer, Stuttgart.

8 Abbildungs- und Tabellenverzeichnis

Abb. 1: Beispiel eines halboffenen Lebensraumes mit Bäumen verschiedener Altersstadien und hohem Totholzanteil im Vorlandbereich der Elbe bei Gartow.

Abb. 2: Beispiel eines halboffenen Lebensraumes: der mit lichtem Wacholder bestandene Wilseder Berg in der Lüneburger Heide.

Abb. 3: Kernel-Ausbreitungsmodelle für *Carabus glabratus* am Übergang von Wald/Heide und am Übergang zwischen Wald und halboffenem Lebensraum.

Abb. 4: Simulationen zur Ausbreitung von *Carabus glabratus* mit DISPERS.

Tab. 1: Effekte mehrerer Einflussvariablen auf Offenland- und Waldlaufkäferarten in unterschiedlichen Untersuchungsgebieten.

Adressen der Autoren:

Prof. Dr. Thorsten Assmann, Estève Boutaud, Swantje Grabener und
Prof. Dr. Werner Härdtle
Institut für Ökologie
Leuphana Universität Lüneburg
Universitätsallee 1, 21335 Lüneburg
E-Mail: assmann@uni.leuphana.de

Dr. Jörn Buse
Nationalpark Schwarzwald
Fachbereich Ökologisches Monitoring, Forschung und Artenschutz
Kniebisstrasse 67
72250 Freudenstadt

Dr. Claudia Drees
Zoologisches Institut
Biozentrum Grindel
Universität Hamburg
20146 Hamburg

Dr. Peter Finck, Dr. Uwe Riecken und Dr. Karin Ullrich
Bundesamt für Naturschutz (BfN)
Konstantinstraße 110
53179 Bonn

Pflege in der Wildnis? Zielkonflikte und deren Lösung im Nationalpark Hainich

Manfred Großmann

1 Kurzvorstellung des Nationalparks Hainich

Der Hainich, ein rund 16.000 ha umfassender Höhenzug im Westen Thüringens, liegt zentral in Deutschland im Dreieck der Städte Mühlhausen, Eisenach und Bad Langensalza. Er ist fast vollständig von Laubwäldern bedeckt und gilt damit als das größte zusammenhängende Laubwaldgebiet in Deutschland. Das Nationalparkgesetz trat am 31.12.1997 in Kraft. Der Nationalpark Hainich nimmt mit einer Größe von 7.500 ha den Südtel des Höhenzuges ein. Vorrangiges Ziel ist die großflächig ungestörte Entwicklung der dortigen buchendominierten Laubwälder. Der Nationalpark ist vollständig als FFH- und Vogelschutzgebiet nach der europäischen Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie und EG-Vogelschutzrichtlinie gemeldet. Er ist eingebettet in den rund 80.000 ha großen Naturpark Eichsfeld-Hainich-Werratal. Aufgrund seiner Lage – der geographische Mittelpunkt Deutschlands liegt in unmittelbarer Nachbarschaft des Schutzgebietes – und seinen sehr naturnahen Waldbereichen wirbt der Nationalpark Hainich mit dem Slogan „Urwald mitten in Deutschland“.

Der Südhainich, die Fläche des jetzigen Nationalparks, diente über Jahrzehnte als militärischer Übungsplatz. Da Teilbereiche forstlich kaum genutzt wurden, konnten sich hier in den letzten 50 Jahren sehr naturnahe Waldbestände entwickeln. Durch Rodungen entstanden große Freiflächen, auf denen sich jetzt ein beeindruckender Wiederbewaldungs-Prozess abspielt. Die Schießbahnen wurden durch Schafbeweidung offengehalten. Die aktuelle Biotopkartierung weist 72 % Wald und 28 % Offenland aus (Abb. 1). Der Nationalpark Hainich präsentiert sich heute als ein Lebensraummosaik, bestehend aus Magerrasen in den Randbereichen, die durchsetzt sind mit zahlreichen Kleingewässern sowie größeren und kleineren Gebüschern und Gehölzgruppen, angrenzend großflächige Verbuschungsflächen, die in die flächenmäßig dominierenden arten- und strukturreichen Laubholzbestände mit hohem Totholzanteil übergehen (Abb. 2, 3).

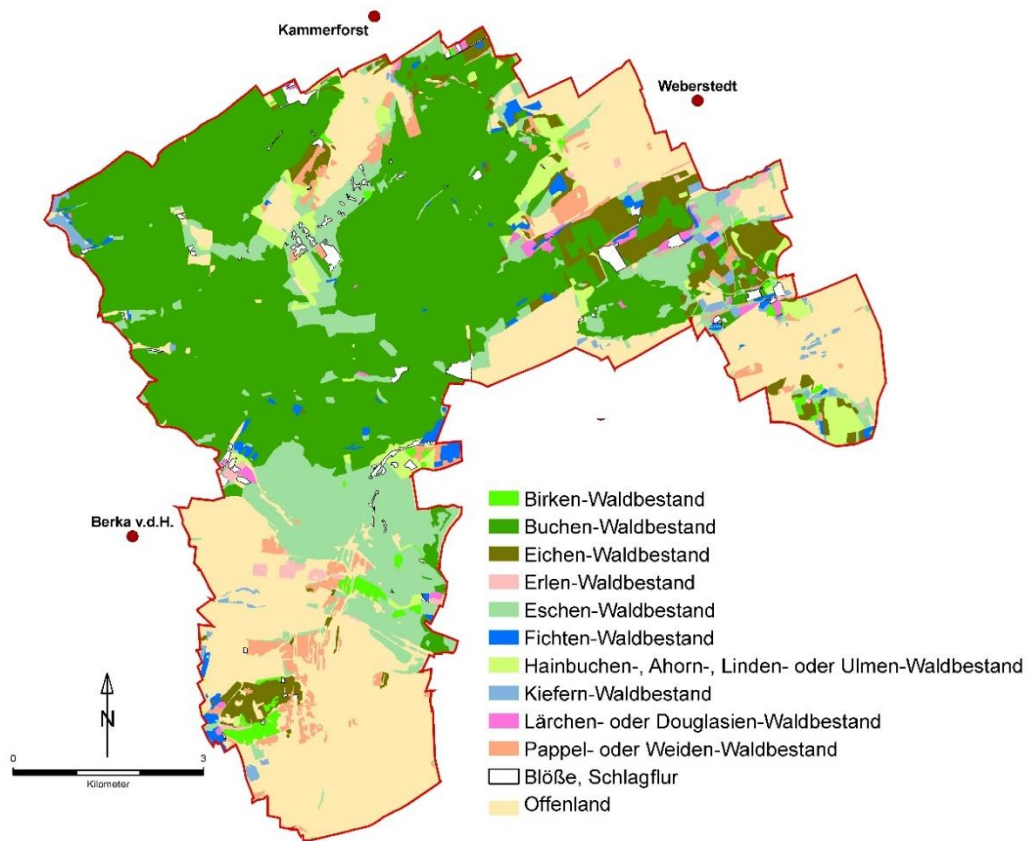


Abb. 1: Karte der Biotoypengruppen im Nationalpark Hainich

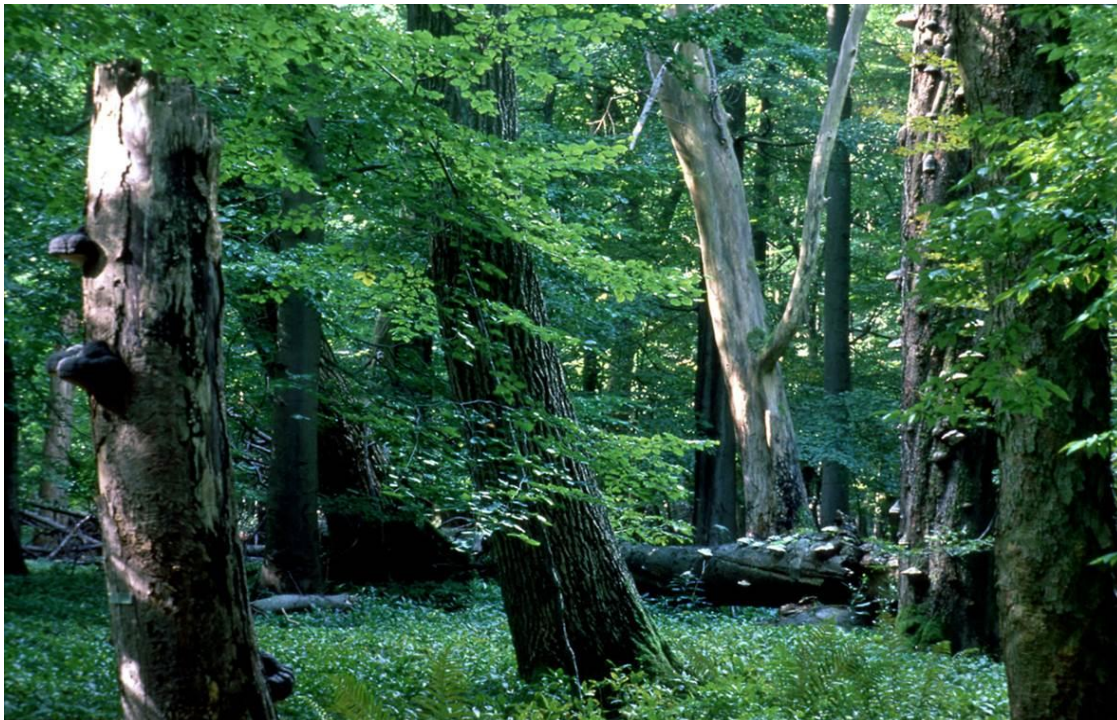


Abb. 2: Alte, strukturreiche Laubwälder charakterisieren den Nationalpark Hainich



Abb. 3: Ehemalige Schießbahnen mit hohem Anteil wertvoller Offenlebensräume

Die Standortverhältnisse im Hainich begünstigen die Buche, die rund 60 % des Waldbestandes dominiert. Ausgangsgestein im Hainich ist der Muschelkalk. Die Niederschläge liegen bei 550-800 mm, die Höhenlage im Nationalpark zwischen 225 und 490 m ü. NN. Die nährstoffreichen Böden sind zumindest im Frühjahr gut durchfeuchtet und ermöglichen eine üppige Blütenpracht am Waldboden.

Schon bei der Gründung des Nationalparks lagen durch den hohen Anteil naturnaher Laubwälder und das Fehlen großflächiger künstlicher Nadelholzbestände gute Voraussetzungen für eine natürliche Entwicklung vor. Der letzte Laubholzeinschlag fand Anfang 1998 statt. In den Anfangsjahren wurden noch die wenigen Nadelholzbestände genutzt (Flächenanteil 1998 ca. 4,7 %, 2010 ca. 2,8 %). 2018 betrug der Anteil ungenutzter Flächen im Nationalpark 94 % (allerdings findet noch auf knapp 50 % ein Wildmanagement statt); 6 % der Nationalparkfläche (ca. 450 ha) wurden mit Schafen beweidet. Mit mehr als 5.000 ha weist der Hainich die größte nutzungsfreie Laubwaldfläche in Deutschland auf. Seit 2011 gehört der Hainich zum UNESCO-Welterbe „Alte Buchenwälder und Buchenurwälder der Karpaten und anderer Regionen Europas“.

2 Rechtliche Rahmenbedingungen

Für das Handeln der Nationalparkverwaltung ist der im Thüringer Gesetz über den Nationalpark Hainich in § 3, Abs. 1 formulierte Schutzzweck maßgeblich:

„Schutzzweck des Nationalparks ist es, den Südteil des Hainich von menschlichen Einflüssen weitgehend freizuhalten, um die Vielfalt, besondere Eigenart und hervorragende Schönheit der in Mitteleuropa einzigartigen großflächigen zusammenhängenden und naturnahen Laubmischwälder des Hainich, die Lebensstätten seines artenreichen Tier- und Pflanzenbestands und der aus diesen Arten bestehenden Lebensgemeinschaften in ihrer Dynamik zu erhalten, einer natürlichen Entwicklung zuzuführen und Beeinträchtigungen

fernzuhalten. Die Errichtung des Nationalparks dient insbesondere der Sicherung und Herstellung eines weitgehend ungestörten Ablaufs der Naturprozesse sowie der Erhaltung und Regeneration naturnaher Waldbestände. Der Nationalpark dient auch einer umweltschonenden naturnahen Erholung, der Entwicklung des Fremdenverkehrs, soweit dies mit dem Schutzzweck im Übrigen vereinbar ist, der Umweltbildung sowie der Forschung.“

Der Nationalpark gliedert sich in zwei Schutzzonen. In der Schutzzone 1 („Kernzone“) bleiben Natur und Landschaft der natürlichen Entwicklung überlassen, sie umfasst 75 %.

Aufgrund der Meldung des Nationalparks als Teil des FFH- und Vogelschutzgebietes 4828-301 „Hainich“ 2002 bzw. 2007, das mit seiner Fläche von ca. 15.000 ha nahezu den gesamten Hainich umfasst, wurde das Nationalparkgesetz 2003 ergänzt:

„(1a) Wesentliche Bestandteile des Nationalparks sind natürliche Lebensräume und Arten von gemeinschaftlichem Interesse nach den Anhängen I und II der Richtlinie 92/43/EWG des Rates vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wild lebenden Tiere und Pflanzen (ABl. EG Nr. L 206 S. 7) in der jeweils geltenden Fassung. Der Nationalpark hat im Hinblick auf die Umsetzung der Richtlinie 92/43/EWG besondere Bedeutung für

1. folgende Lebensräume:

*Schlucht- und Hangmischwälder, Auenwälder mit *Alnus glutinosa* und *Fraxinus excelsior* (prioritäre Lebensräume), Hainsimsen-Buchenwald, Waldmeister-Buchenwald, Labkraut-Eichen-Hainbuchenwald, naturnahe Kalk-Trockenrasen und deren Verbuschungsstadien sowie*

2. folgende Arten:

Gelbbauchunke, Kammmolch, Skabiosen-Schneckenfalter, Bechsteinfledermaus, Großes Mausohr.

Die Festsetzung als Nationalpark dient auch dazu, für die in Satz 2 genannten Lebensraumtypen und Arten einen günstigen Erhaltungszustand zu sichern.“

Auf der Basis des gesetzlichen Auftrages wurde im Nationalparkplan 2010 (erste Überarbeitung des bereits 2001 vom Ministerium gebilligten Planes) folgendes Leitbild für den „Urwald mitten in Deutschland“ formuliert:

„Im Nationalpark Hainich bleibt die Natur sich selbst überlassen. Im Sinne des Mottos „Urwald mitten in Deutschland“ unterliegen die vielfältigen Laubwald- und Offenlandökosysteme der natürlichen Dynamik. Das Erlebnis der ungestörten Natur für alle Menschen und die Vermittlung von Wissen über die Natur sind besonderes Anliegen. Die Entwicklung der Lebensgemeinschaften wird wissenschaftlich beobachtet...“

Als Ziel für die natürliche Entwicklung enthält der Nationalparkplan folgende zentrale Aussage: *„Langfristig soll die gesamte Nationalparkfläche einer natürlichen Entwicklung unterliegen.“*

Im Hinblick auf die Umsetzung von Natura 2000 erfolgte im Zuge der Erstellung des Nationalparkplans eine Verträglichkeitsprüfung mit folgendem Ergebnis:

„Auf Grund der langen Entwicklungszeiträume von Wald-Lebensraumtypen besteht in den nächsten 10 Jahren kein Handlungserfordernis. Dies gilt auch für daran gebundene Waldarten (Anhang II FFH-RL sowie Vogelarten). Erhaltungsziele des Offenlandes (LRT und Arten) sind vorerst in der Schutzzone 2 abzusichern. Weitere Festlegungen bleiben der FFH-Managementplanung vorbehalten.“

Zur Beweidung finden sich folgende konkretere Aussagen:

„Es ist beabsichtigt, die Beweidung nach Laufzeitende der derzeitigen Pachtverträge im Jahr 2013 flächenmäßig unter Beachtung der Betriebsstrukturen weiter zu reduzieren, sofern die Natura 2000-Erhaltungsziele abgesichert sind. Auch zukünftig findet Beweidung lediglich durch Schafe und einen geringen Anteil Ziegen statt. Langfristig soll die Beweidung nach Möglichkeit auf den unmittelbar angrenzenden landwirtschaftlichen Flächen rings um den Nationalpark fortgesetzt werden.“

Und zur Wiesennutzung enthält der Nationalparkplan folgende Aussagen:

„Die aktuelle Wiesennutzung wird kurzfristig nach Ablauf der derzeitigen Pachtverträge eingestellt. Ob zur Sicherung der Natura 2000-Erhaltungsziele eine Wiesennutzung in der Schutzzone 2 erforderlich wird, bleibt der FFH-Managementplanung vorbehalten.“

Zum damaligen Zeitpunkt (2010) war davon auszugehen, dass es in Kürze die FFH-Managementplanung gibt. Tatsächlich steht sie aber noch heute (2019) aus bzw. ist gerade in Erarbeitung. In Abstimmung mit dem Thüringer Umweltministerium wurde daher vereinbart, dass bei anstehenden Aktualisierungen des Nationalparkplanes gleichzeitig der FFH-Managementplan für den Sütteil des Hainich (= Nationalpark und näheres Umfeld) erstellt und integraler Bestandteil des Nationalparkplans wird. Damit sollen mögliche Zielkonflikte einer Klärung zugeführt werden.

3 Arten und Lebensräume der FFH- und Vogelschutz-Richtlinie im Nationalpark Hainich

Zur Umsetzung von Natura 2000 in Thüringen wurde 2008 eine Verordnung erlassen und 2018 erstmals aktualisiert, die für das Gesamtgebiet „Hainich“ folgende Lebensräume und Arten nennt:

„Prioritäre Lebensraumtypen: Basenreiche oder Kalk-Pionierrasen, Kalk-(Halb-)Trockenrasen und ihre Verbuschungsstadien (orchideenreiche Bestände), Kalktuffquellen, Kalkschutthalden der kollinen bis montanen Stufe, Schlucht- und Hangmischwälder, Erlen-Eschen- und Weichholzauenwälder

Weitere Lebensraumtypen: Natürliche und naturnahe nährstoffreiche Stillegewässer, Fließgewässer mit flutender Wasservegetation, Wacholderbestände, Kalk-(Halb-)Trockenrasen und ihre Verbuschungsstadien, Pfeifengraswiesen, feuchte Hochstaudenfluren, magere Flachland-Mähwiesen, Berg-Mähwiesen, kalkreiche Niedermoore, Kalkfelsen mit Felspaltenvegetation, Waldmeister-Buchenwälder, Orchideen-Kalk-Buchenwälder, Sternmieren-Eichen-Hainbuchenwälder, Labkraut-Eichen-Hainbuchenwälder

Arten¹⁹: Bechsteinfledermaus, Gelbbauchunke, Große Moosjungfer, Großes Mausohr, Grünes Besenmoos, Kleine Hufeisennase, Luchs, Mopsfledermaus, Nördlicher Kammmolch, Schmale Windelschnecke, Skabiosen-Schreckenfalter

Vogelarten nach Anhang I der Richtlinie 79/409/EWG: Birkhuhn, Grauspecht, Halsbandschnäpper, Heidelerche, Kornweihe, Merlin, Mittelspecht, Neuntöter, Raufußkauz, Rohrdommel, Rohrweihe, Rotmilan, Schwarzmilan, Schwarzspecht, Schwarzstorch, Silberreiher, Sperbergrasmücke, Sumpfohreule, Uhu, Wachtelkönig, Wespenbussard, Wiesenweihe, Zwergschnäpper

¹⁹ Die Kleine Hufeisennase ist nur im Nordteil des FFH-Gebietes (außerhalb des Nationalparks) nachgewiesen. In den letzten Jahren gelangen im Nationalpark außerdem noch Nachweise weiterer Arten von Anhang II: Rogers Kapuzenmoos (*Orthotrichum rogeri*) und Grünes Koboldmoos (*Buxbaumia viridis*).

Regelmäßig auftretende Zugvogelarten nach Art. 4 Abs. 2: Baumfalke, Bekassine, Braunkehlchen, Flussregenpfeifer, Flussuferläufer, Grauammer, Kiebitz, Raubwürger, Schlagenschwirl, Schwarzkehlchen, Steinschmätzer, Teichhuhn, Trauerschnäpper, Turteltaube, Wachtel, Waldschnepfe, Waldwasserläufer, Wendehals, Wiedehopf, Wiesenpieper

Gegenüber der Erstmeldung konnte der Kenntnisstand zu den Erhaltungszielen im Natura 2000-Gebiet durch landesweite Erfassungen und Kartierungen der relevanten Arten und Lebensräume sowie auch durch die Forschungstätigkeit im Nationalpark erheblich verbessert werden. Als besonders bedeutsam sind in diesem Zusammenhang zu nennen:

- Offenlandbiotopkartierung 2004 (mit Hinweisen zu den vorkommenden Lebensraumtypen)
- Waldbiotopkartierung (1. Fortschreibung und Aktualisierung) 2008-2010
- Ornithologische Erfassungen (u. a. Brutvogelrevierkartierungen, Punkt-Stopp-Zählungen) und Monitoringprojekte (insbesondere das Integrierte Monitoring Singvögel, das Monitoring Greifvögel & Eulen und das Specht-Monitoring) im Nationalpark
- Fledermauskundliche Inventarisierung im Nationalpark 1999-2006 und spezielle Untersuchungen zur Bechsteinfledermaus 2004-2006
- Amphibien- und Libellen-Monitoring im Naturpark Eichsfeld-Hainich-Werratal und im Nationalpark Hainich seit 2004 bzw. seit 2008
- Erhebungen im Rahmen des Natura 2000-Monitorings 2011-2018
- Untersuchung zum Bestand, der Populationsstruktur, dem Wanderverhalten und der Habitatnutzung der Gelbbauchunke im Bereich Kindel/Nationalpark 2014; seit 2017 fortlaufend
- Untersuchungen zum Vorkommen und zum Bestand des Skabiosen-Scheckenfalters 2015-2016; seit 2018 fortlaufend
- Erfassung der Vorkommen der Schmalen Windelschnecke im Natura 2000-Gebiet Hainich 2015
- Offenland-Lebensraumtypen-Kartierung (inkl. 1. Fortschreibung und Aktualisierung der OBK) 2015 und 2016

Im Nationalpark sind ca. 990 ha als ganz oder teilweise nutzungsabhängige LRT kartiert (im Natura 2000-Gebiet sind dies insgesamt ca. 1.210 ha). Von den im Nationalpark kartierten Flächen der o. g. LRT befinden sich ca. 360 ha in der Zone 1 und 630 ha in der Zone 2. Innerhalb der Zone 2 werden davon aktuell rd. 430 ha durch Bewirtschaftungs- und Pflegemaßnahmen offengehalten, auf den restlichen 200 ha erfolgt derzeit keine Nutzung (Tab. 1).

Den größten Flächenanteil bei den kartierten Offenland-LRT haben Kalk-Trockenrasen (6210, ca. 520 ha) und Flachland-Mähwiesen (6510, rd. 425 ha), hinzu kommen im geringeren Umfang auch Wacholder-Kalkheiden (5130, ca. 35 ha). Die räumliche Verbreitung der FFH-Lebensraumtypen zeigt Abb. 4. Hinsichtlich der zu schützenden Offenland-Arten sind hier der Skabiosen-Scheckenfalter (das größte Vorkommen in Thüringen) und die Gelbbauchunke sowie die Sperbergrasmücke und der Neuntöter besonders hervorzuheben.

Tab. 1 Offenlebensräume im FFH-Gebiet und in den Schutzzonen des Nationalparks

LRT-Code	LRT-Bezeichnung	lt. SDB (Stand Mai 2016)	Ergebnisse der aktuellen Kartierungen (in ha)				
			FFH 36 gesamt	davon		davon	
				außerhalb NLP	innerhalb NLP	Zone 1	Zone 2
3150	Natürliche und naturnahe nährstoffreiche Stillgewässer	---	4,12	0,26	3,86	2,7	1,2
3260	Fließgewässer mit flutender Wasservegetation	---	9,58	9,58	---		
5130	Wacholderbestände	15	58,37	22,9	35,47	22,14	13,3
6110*	Basenreiche oder Kalk-Pio- nierrasen	---	0,07	0,02	0,05	0,05	
6210*	Kalk-(Halb-)Trockenrasen und ihre Verbuschungssta- dien – besondere Bestände mit bemerkenswerten Orch- ideen	500 (30)	0,65	0,28	0,37		0,37
6210	Kalk-(Halb-)Trockenrasen und ihre Verbuschungssta- dien	(470)	589,06	68,96	520,1	321,1	199
6410	Pfeifengraswiesen	---	1,29	---	1,29		1,1
6430	Feuchte Hochstaudenfluren	0,23	1,32	---	1,32	0,53	0,79
6510	Magere Flachland-Mähwie- sen	---	543,28	116,51	426,77	12,65	415,2
6520	Berg-Mähwiesen	---	0,39	0,39	---		
7220*	Kalktuffquellen	1	0,02	0,02	---		
7230	Kalkreiche Niedermoore	1	0,01	---	0,01	0,01	
8160*	Kalkschutthalden	---	1,34	0,04	1,3	1,3	
8210	Kalkfelsen mit Felsspaltenve- getation	---	0,47	0,4	0,07	0,07	

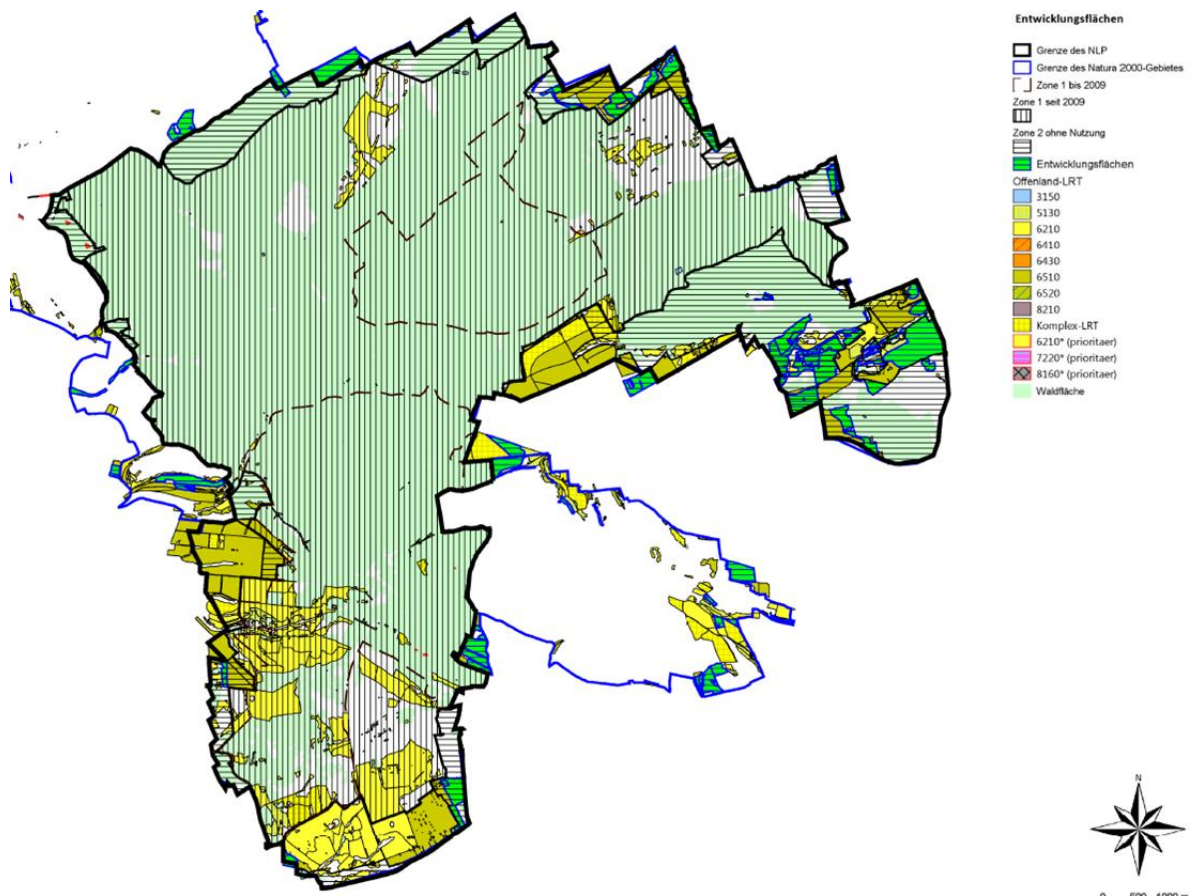


Abb. 4: Karte der Verbreitung der FFH-Lebensraumtypen

4 Zielkonflikte bei Arten und Lebensräumen

Der Nationalpark Hainich wäre von Natur aus vollständig mit Laubwald bestockt. Durch die vollständige Einbeziehung des Nationalparks in das Schutzgebietsnetzwerk Natura 2000, ohne differenzierte Betrachtung und Abstimmung der Schutzzinhalte, wurde der nachfolgend beschriebene Zielkonflikt geschaffen.

Mit der Meldung des Hainich als FFH- und Vogelschutz-Gebiet besteht die Verpflichtung, dass die maßgeblichen, hier vorkommenden Lebensraumtypen und Arten in einem günstigen Erhaltungszustand zu sichern sind. Für die Realisierung dieser Zielsetzung ist teilweise die Beibehaltung oder Wiederaufnahme der entsprechenden Nutzung bestimmter Flächen notwendig. Nur so können die Lebensraumtypen und Arten gesichert werden, deren Existenz an anthropogene Nutzungen bzw. durch solche Nutzungen geprägte Standorte bzw. Habitate gebunden ist (s. Tab. 2).

Der Erhalt nutzungsabhängiger Lebensraumtypen und Arten war im Bereich des Nationalparks zunächst kein Ziel. Laut Gesetz von 1997 dient die Errichtung des Nationalparks „insbesondere der Sicherung und Herstellung eines weit gehend ungestörten Ablaufs der Naturprozesse...“; dies schließt ein Vorkommen dieser Lebensräume und Arten langfristig hier aus.

Der Nationalpark umfasst ca. 50 % des Natura 2000-Gebietes Hainich. Der Zielkonflikt wird aber auf den Nationalpark fokussiert, da die nutzungsabhängigen Lebensraumtypen und die Art-Habitate im Natura 2000-Gebiet Hainich nicht gleichmäßig verteilt sind, sondern zum weit überwiegenden Anteil in den (meist infolge der militärischen Nutzung entstandenen) Offen-

landbereichen des Nationalparks vorkommen. Die zu deren Erhaltung erforderliche Fortführung der Bewirtschaftung und Nutzung der Offenlandflächen steht somit im Widerspruch zu dem ursprünglichen Ziel des Nationalparks.

Ein weiteres gravierendes Problem ist hierbei, dass die Offenlandflächen im Nationalpark nicht durch traditionelle Bewirtschaftungsformen entstanden sind, sondern durch die militärische Nutzung (z. B. Befahrung mit schweren Fahrzeugen, Beschuss, Brände etc.). Ein Wiedereinführen oder Imitieren der militärischen Nutzung ist faktisch unmöglich und naturschutzfachlich bedenklich (z. B. künstliches Herbeiführen von Bodenverwundungen und Verdichtungen, die im Allgemeinen als „Schäden in der Landschaft“ einzustufen sind).

Tab. 2: Nutzungsabhängigkeit der Habitate der im Natura 2000-Gebiet Hainich aktuell vorkommenden wertgebenden Arten

Artname	Vorkommen/Existenz ist		
	vollständig nutzungsabhängig	teilweise nutzungsabhängig	Nicht nutzungsabhängig
Arten nach Anhang II der FFH-RL			
Bechstein-Fledermaus (<i>Myotis bechsteinii</i>)			X
Großes Mausohr (<i>Myotis myotis</i>)			X
Mopsfledermaus (<i>Barbastella barbastellus</i>)			X
Kleine Hufeisennase (<i>Rhinolophus hipposideros</i>)		X	
Nördlicher Kamm-Molch (<i>Triturus cristatus</i>)		X	
Gelbbauchunke (<i>Bombina variegata</i>)	X	X	
Skabiosen-Scheckenfalter (<i>Euphydryas aurinia</i>)	X		
Große Moosjungfer (<i>Leucorrhinia pectoralis</i>)		X	
Schmale Windelschnecke (<i>Vertigo angustior</i>)		X	
Grünes Besenmoos (<i>Dicranum viride</i>)			X
Rogers Kapuzenmoos (<i>Orthotrichum rogeri</i>)			X
Grünes Koboldmoos (<i>Buxbaumia viridis</i>)			X
Vogelarten nach Anhang I der Richtlinie 79/409/EWG (hier nur aktuelle Brutvogelarten)			
Rotmilan (<i>Milvus milvus</i>)		X	
Wespenbussard (<i>Pernis apivorus</i>)		X	
Grauspecht (<i>Picus canus</i>)			X
Schwarzspecht (<i>Dryocopus martius</i>)			X
Mittelspecht (<i>Dendrocopos medius</i>)		(X)	X
Neuntöter (<i>Lanius collurio</i>)	X	X	
Sperbergrasmücke (<i>Sylvia nisoria</i>)	X		

Für Waldlebensräume und die hier vorkommenden Arten ist folgende Entwicklung zu erwarten:

- Die Erhaltung der Buchenwaldtypen in Umfang und Qualität ist gewährleistet bzw. wird im Laufe der Zeit sowohl flächenmäßig als auch qualitativ (bezüglich Totholz und Sonderstrukturen) noch deutlich zunehmen.
- Wälder auf Sonderstandorten (Schlucht- und Hangmischwälder sowie Auenwälder mit Esche und Erle) werden entsprechend den natürlichen Möglichkeiten flächenmäßig im begrenzten Umfang zunehmen, sich aber qualitativ weiterentwickeln.
- Eichen-Hainbuchenwälder (kartiert 9160 mit 17 ha und 9170 mit 210 ha) werden langfristig in Folge der fehlenden forstlichen Steuerung vollständig verschwinden.
- Für die Anhang II-Arten Großes Mausohr, Bechsteinfledermaus und Mopsfledermaus sowie die Waldarten der VS-RL (z. B. Spechte) werden sich tendenziell die Habitatverhältnisse verbessern.

Die Offenlebensräume werden ohne Management über einen mehr oder weniger langen Zeitraum vollständig verschwinden, da es sich hier um Lebensraumtypen und Habitats solcher Arten handelt, die vollständig oder teilweise nutzungsabhängig sind. Konkret betrifft dies im Hainich insbesondere die Lebensraumtypen bzw. Arten:

- Natürliche und naturnahe nährstoffreiche Stillgewässer (Code: 3150)
- Kalk-(Halb-)Trockenrasen und ihre Verbuschungsstadien (Code: 6210)
- Magere Flachland-Mähwiesen (Code: 6510)
- Gelbbauchunke
- Skabiosen-Scheckenfalter
- Sperbergrasmücke
- Neuntöter

5 Lösungsszenarien für die Zielkonflikte

Die EU-Kommission hat 2013 einen Leitfaden herausgegeben (EUROPEAN COMMISSION 2013), in dem aufgezeigt wird, wie ein Ausgleich zwischen den divergierenden Zielen erreicht werden kann. Die EU-Kommission stellt in dem Papier heraus, „dass der günstige Erhaltungszustand [für die Lebensraumtypen und Arten von europäischem Interesse] auf der passenden regionalen, nationalen oder biogeografischen Skala erreicht werden muss, nicht aber zwangsläufig auf jeder einzelnen Fläche. Lokale Veränderungen als Ergebnis natürlicher Prozesse können daher akzeptiert werden, solange der günstige Erhaltungszustand auf der nationalen und biogeografischen Ebene gewährleistet ist“ (Sachverständigenrat für Umweltfragen 2016). Es besteht somit durchaus die Möglichkeit, dass in einzelnen Natura-2000 Gebieten, in denen die Wildnisentwicklung als prioritäres Ziel festgelegt wurde, in Folge der Nutzungsaufgabe auch FFH-Lebensraumtypen oder -Arten verschwinden können, wenn in anderen Gebieten durch entsprechende (Entwicklungs-)Maßnahmen neue Vorkommen der betreffenden Lebensraumtypen oder Arten entstehen.

Auf der Basis des zwischenzeitlich deutlich verbesserten Kenntnisstandes über Vorkommen und Verbreitung der relevanten Arten und Lebensräume im Nationalpark Hainich wurde versucht, Prioritäten zu setzen und machbare Lösungen zu entwickeln. Dabei wurden die Listen

der Arten und Lebensräume kritisch geprüft, um herauszuarbeiten, für welche Arten und Lebensräume der Nationalpark tatsächlich landesweit (oder darüber hinaus) Verantwortung für deren Erhalt trägt. Auch hier hat die verbesserte Datenlage die Prüfung erleichtert, welchen Status Vorkommen im Nationalpark haben und ob es sich aus übergeordneter Sicht um signifikante Vorkommen handelt.

Durch die Nationalparkverwaltung und die damalige Thüringer Landesanstalt für Umwelt (TLUG) wurden verschiedene Szenarien für die Lösung des Zielkonfliktes erarbeitet und diese dem Thüringer Ministerium für Umwelt, Energie und Naturschutz zur Diskussion und Entscheidung übergeben.

Wichtige Eckpunkte dabei waren:

- Die grundsätzliche Ausrichtung des Nationalparks hin zur Wildnis („Urwald mitten in Deutschland“) bleibt bestehen.
- Ein Eingriff in Waldbestände erfolgt nicht; Maßnahmen für den Erhalt von Eichen-Hainbuchenbeständen müssen daher außerhalb des Nationalparks im Natura 2000-Gebiet in den Wirtschaftswäldern umgesetzt werden oder sogar völlig außerhalb des Natura 2000-Gebietes „Hainich“.
- Dauerhaft notwendige Artenhilfsmaßnahmen (z. B. gezieltes Management von Kleingewässern) finden im Nationalpark nicht statt.
- Ein Erhalt der durch anthropogene Störungen entstandenen Klein-Lebensräume (wie Kalkschutthalden 8160 in ehemaligen Steinbrüchen) erfolgt nicht; hier gibt es im Naturraum ausreichend Potential.
- Im Umfeld des Nationalparks sollen Lebensräume für Offenlandarten verbessert bzw. geschaffen werden, entsprechend der Verordnung und dem Naturparkplan des Naturparks Eichsfeld-Hainich-Werratal, der den Nationalpark umgibt. Dabei ist hier als Übergangstrategie auch die Schaffung von Kleingewässern für die Gelbbauchunke möglich, Zielsetzung muss aber die Verbesserung der Primärlebensräume sein (hier: Auen der angrenzenden Flüsse Nesse und Werra).

Endgültig wurden drei Szenarien diskutiert; diese unterscheiden sich anhand der unterschiedlichen Gewichtung der beiden divergierenden Ziele „Bewahrung der vorhandenen Offenland-Lebensräume und -Arten“ und „Wildnis-Entwicklung auf möglichst großer Fläche“. Je höher das eine Ziel gewichtet wird, desto weniger kann das zweite Ziel realisiert werden (Abb. 5), d. h. es erfolgt eine Priorisierung der Ziele.

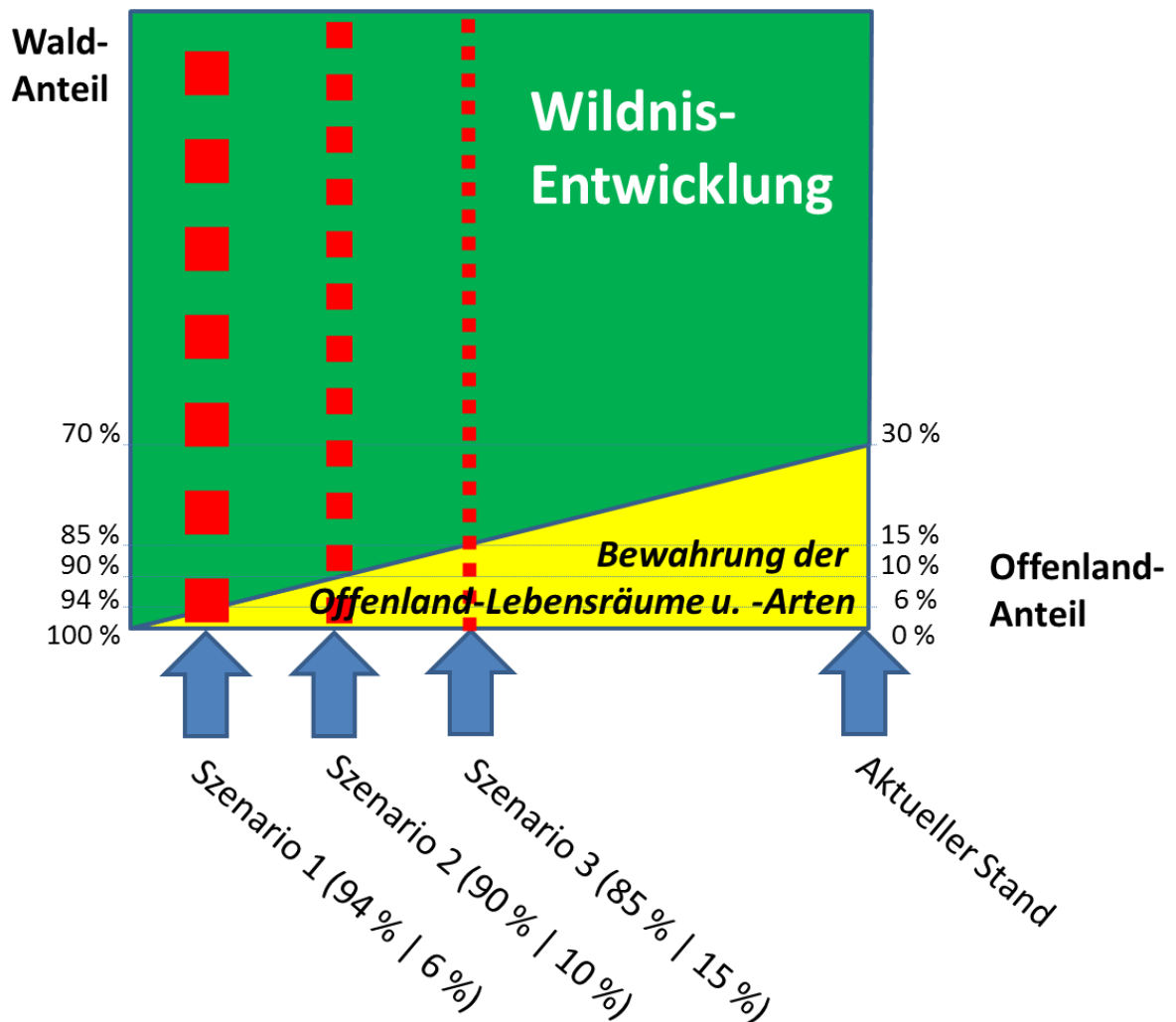


Abb. 5: Zielkonflikt im Nationalpark Hainich sowie drei Lösungsvorschläge (Szenarien)

Ergebnis der intensiven Diskussion war, dass künftig 10 % der Nationalpark-Fläche (ausschließlich in der Zone 2) als Offenland erhalten werden sollen, um hier die sich aus den Natura 2000-Vorgaben ergebenden Verpflichtungen bezüglich der Erhaltung der ganz oder teilweise nutzungsabhängigen Arten und LRT zu realisieren. Die verbleibenden 90 % der Nationalpark-Fläche sollen der Umsetzung des Wildnis-Zieles dienen.

Das Leitbild für die 10 % langfristig als Offenland zu sichernden Flächen in der Zone 2 des Nationalparks ist ein abwechslungsreiches Mosaik aus unterschiedlich genutzten Grünlandflächen mit einem Anteil an verschiedenen alten Brachen und Staudenfluren. Die Flächen sind durchsetzt mit Gebüsch, Hecken, Einzelbäumen und kleinen Gehölzen sowie vielgestaltigen Gewässern und Sümpfen, kleinen Rohbodenstellen, teilweise auch nur mit sehr lückigen, von spärlicher Vegetation bedeckten Bereichen. Der Übergang zu den Waldflächen soll durch breite, strukturreiche Waldrandbereiche allmählich erfolgen.

Zur Realisierung des Leitbildes ist eine an den Naturschutzziele orientierte Grünlandnutzung erforderlich. Die Nutzung kann dabei sowohl durch Mahd als auch durch Beweidung mit unterschiedlichen Tierarten erfolgen. Insbesondere zur Entwicklung und Erhaltung eines fließenden Überganges von Offenland zum Wald soll die Etablierung einer Ganzjahresbeweidung auf geeigneten Flächen geprüft werden. Wichtig ist, dass bei der Bewirtschaftung des Grünlandes die spezifischen Belange der für die Erhaltungsziele maßgebenden Arten

berücksichtigt werden. Dabei spielt die Etablierung von 1-3-jährigen Brachflächen sowie die Erhaltung von temporären Kleinstgewässern eine wichtige Rolle.

In ausgewählten Bereichen sind strukturarme Grünlandflächen durch die Initiierung und Förderung von „Landschaftselementen“ aufzuwerten. Im Bedarfsfall ist die naturschutzkonforme Grünlandnutzung durch spezielle Biotoppflege- und Artenhilfsmaßnahmen auf Einzelflächen zu ergänzen.

Eine konkrete, flächenscharfe Konzeption der jeweils erforderlichen Maßnahmen erfolgt im Rahmen der anstehenden Managementplanung. Gemäß der Grundsatzentscheidung werden innerhalb der Zone 2 des Nationalparks insgesamt 750 ha (entspricht 10 %, s.o.) ausgewählt, die langfristig als Offenland erhalten werden sollen. Für die Auswahl und Abgrenzung der Flächen kommen folgende Kriterien zur Anwendung:

- max. Anteil an ganz oder teilweise nutzungsabhängigen LRT-Flächen (insbesondere 5130 und 6210) sowie an Habitatflächen von ganz oder teilweise nutzungsabhängigen Arten (insbesondere Skabiosen-Schneckenfalter, Gelbbauchunke, Große Moosjungfer)
- Schaffung sinnvoller Behandlungs- bzw. Bewirtschaftungseinheiten
- i. d. R. vollständige Einbeziehung der aktuell genutzten Flächen (ein Austausch ist aber im Einzelfall möglich)
- keine Einbeziehung von Waldflächen (Bestockung > 2 m Höhe).

Mit der Umsetzung der Planung wurde sofort begonnen, so dass im Winter 2018/19 bereits erste Entbuschungsmaßnahmen abgeschlossen werden konnten (Abb. 6).



Abb. 6: Entbuschungsmaßnahmen im Nationalpark Hainich

6 Zukünftige Entwicklung von Lebensräumen und Arten

Anhand der vorliegenden aktuellen Kartierungsdaten wurde abgeschätzt, welche Auswirkung die o. g. Grundsatzentscheidung auf die Vorkommen der im Nationalpark bzw. im Natura 2000-Gebiet aktuell vorhandenen LRT und Arten von gemeinschaftlichem Interesse haben wird.

Durch die Umsetzung des gewählten Szenarios wird es bei folgenden LRT zu Flächenverlusten kommen: 3150, 5130, 6110*, 6210, 6210(*), 6430, 6510, 8160*, 9150, 9160, 9170, 9180* und 91E0*.

Bei den LRT 9150, 9180* und 91E0* haben die Veränderungen methodische Ursachen (die ursprünglichen Bestandsdaten beruhen auf fehlerhaften Einstufungen bei der Kartierung).

Bei allen anderen LRT werden deshalb negative Änderungen prognostiziert, da deren aktuelle Vorkommen in der Zone 1 mittel- bis langfristig infolge der natürlichen Sukzession auf diesen Flächen verschwinden werden. Hierbei kann differenziert werden zwischen:

- a) ganz oder teilweisen nutzungsabhängigen Offenland-LRT mit nur sehr kleinflächigen Flächenverlusten, die aber in Thüringen und der naturräumlichen Haupteinheit D 18 relativ weit verbreitet vorkommen, dazu gehören die LRT 3150, 6110*, 6210*, 6430, 6510 und 8160*;
- b) ganz oder teilweisen nutzungsabhängige Offenland-LRT mit größeren Flächenverlusten, dazu gehören die LRT 5130 und 6210;
- c) ganz oder teilweisen nutzungsabhängige Wald-LRT mit größeren Flächenverlusten, dazu gehören die LRT 9160 und 9170.

Bei den ganz oder teilweise nutzungsabhängigen Offenland-Lebensraumtypen mit nur sehr kleinflächigen Flächenverlusten, die in Thüringen relativ weit verbreitet sind, ist eine abschließende Bewertung der Auswirkungen erst nach Abschluss der Managementplanung für das

Offenland in den Thüringer Natura 2000- Gebieten möglich. Dennoch wird eingeschätzt, dass eine Kompensation des Verlustes im Nationalpark durch geeignete Ersatzflächen in anderen Gebieten möglich sein sollte. Deshalb kann bei den Vorkommen, die künftig in den nicht genutzten Bereichen liegen werden, ein Verlust infolge der hier ablaufenden natürlichen Sukzessionsentwicklung geplant in Kauf genommen werden.

Die z. T. erheblichen Flächenverluste bei den Kalk-Trockenrasen (ca. 300 ha) und bei den Wacholderheiden (rund 20 ha) haben deutliche Auswirkungen auf den Bestand in der naturräumlichen Haupteinheit D 18. Eine flächengleiche Kompensation durch entsprechende Entwicklungsmaßnahmen auf den 10 % langfristig als Offenland zu sichernden Flächen im Nationalpark bzw. auf anderen Flächen im Natura 2000-Gebiet (außerhalb des Nationalparks) ist nicht möglich, da hier potentiell geeignete Standorte im erforderlichen Umfang nicht vorhanden sind. Durch die Einbeziehung von Flächen im Umfeld des Nationalparks (bzw. des Natura 2000-Gebietes) könnten langfristig auf ca. 30 bis 40 ha diese LRT entwickelt werden, vorausgesetzt, die hierfür erforderlichen Rahmenbedingungen sind gegeben.

Der Verlust des Vorkommens vom Sternmieren-Eichen-Hainbuchenwald sowie der deutliche Flächenrückgang beim Labkraut-Eichen-Hainbuchenwald (zusammen insgesamt ca. 280 ha) lassen sich mittel- bis langfristig kompensieren. Aus den Ergebnissen der Waldinventuren ist erkennbar, dass sich innerhalb des Nationalparks durch die Sukzession auf den ehemaligen militärisch genutzten Flächen in der Kernzone eichenreiche Wälder entwickeln, die überwiegend den LRT 9170 zuzuordnen sind. Weiterhin gibt es im Natura 2000-Gebiet (außerhalb des Nationalparks) sowie im Umfeld des Nationalparks geeignete Flächen, die durch waldbauliche Maßnahmen entsprechend entwickelt werden können.

Es ist davon auszugehen, dass mit der Umsetzung der Grundsatzentscheidung, auf 10 % der Fläche in der Zone 2 langfristig Offenland zu erhalten, alle hier vorkommenden wertgebenden Offenland-Arten im Bereich des Nationalparks erhalten werden können.

Bei den Arten gemäß Anhang II der FFH-RL werden Bestandsabnahmen beim Kammmolch und beim Skabiosen-Schneckenfalter im Vergleich zu den im SDB enthaltenen Angaben prognostiziert. Infolge der Aufgabe der militärischen Nutzung der Übungsplätze und der dadurch fehlenden anthropogen bedingten Dynamik bei den Kleingewässern werden die Kleingewässer, die sich in der Zone 1 befinden und aktuell vom Kammmolch besiedelt sind, mittel bis langfristig infolge der Verlandung und Sukzession verschwinden.

Der Bestandsrückgang bei der Gelbbauchunke seit Aufgabe der militärischen Nutzung des Truppenübungsplatzes Kindel ist als problematisch einzuschätzen. Dennoch handelt es sich bei dem Vorkommen im Nationalpark um eines der größten in Thüringen, was für die Sicherung der Art in einem günstigen Erhaltungszustand von besonderer Bedeutung ist. Die Stabilisierung der Population ist Voraussetzung dafür, dass sie als Quelle für die Besiedlung von neu entwickelten Habitaten im Umfeld des Nationalparks dienen kann. Gleichzeitig ist aber auch die Sicherung der Restvorkommen der Art insbesondere im südlich angrenzenden FFH-Gebiet 52 von großer Bedeutung.

Beim Skabiosen-Schneckenfalter ist die Situation ähnlich. Hier beherbergt der Nationalpark sogar das größte Vorkommen in Thüringen und ist somit von landes- und bundesweiter Bedeutung. Mindestens die Hälfte der Teilpopulationen hat aber ihre Habitatflächen in der Zone 1 des NLP. Diese werden mittel- bis langfristig für die Art verloren gehen. Insofern ist auf den Flächen in der Zone 2 künftig ein gezieltes Management erforderlich, das die Ansprüche der Art umfassend berücksichtigt.

Bei den Vogelarten gemäß Anhang I bzw. Art. 4 (2) der Vogelschutz-RL sind Bestandsrückgänge im Vergleich zu den im SDB enthaltenen Angaben beim Neuntöter und Wiesenpieper

durch die Reduzierung ihrer Habitatflächen in der Zone 1 mittel- bis langfristig zu erwarten. Gleiches trifft für Sperbergrasmücke, Braunkehlchen, Grauammer, Schwarzkehlchen und Wachtel zu, wobei sich durch die im SDB verwendeten Klassifizierungsstufen für die Populationsgröße formal keine Änderungen ergeben werden. Die verbleibenden Flächen im Nationalpark sind im Rahmen der Grünlandbewirtschaftung für die betreffenden Arten optimal zu entwickeln. Der Verlust an Habitatflächen im Nationalpark kann aber durch geeignete Entwicklungsmaßnahmen in dessen Umfeld zumindest teilweise kompensiert werden.

7 Fazit

- Der Nationalpark Hainich kann nicht alle Arten, die bei seiner Gründung vorkamen, im damaligen Umfang erhalten; dies ist auch nicht primäre Zielsetzung eines Nationalparks.
- Selbst Einzelvorkommen hochgradig gefährdeter Arten bzw. Arten mit besonderer Verantwortung (jenseits von Natura 2000) können nicht in allen Fällen als gesichert betrachtet werden (Beispiel: Nachweis einer Art aus der Gruppe Sumpf-Löwenzahn, einziges Vorkommen in Thüringen).
- Bei Arten und Lebensräumen der FFH-Richtlinie bzw. Vogelarten der VS-RL, die mit „Natur Natur sein lassen“ verschwinden werden, gilt es, langfristig tragfähige und umsetzbare Konzepte, wie eine extensive Weidenutzung, zu entwickeln; auch dabei wird es nicht möglich sein, ehemals festgestellte Zustände (hier z. T. durch Militär entstanden) 1 : 1 zu übertragen.
- Zielsetzung muss es sein, langfristig das Umfeld zu verbessern: Pflege und Entwicklung bereits bestehender wertvoller Lebensräume unterstützen, neue wertvolle Lebensräume entwickeln, Nutzung extensivieren, Puffer schaffen, Dynamik in den Auen ermöglichen (Schwerpunktart Gelbbauchunke). Hier sind bereits verschiedene Projekte im Laufen bzw. in Vorbereitung.
- Die wesentliche Zielsetzung im Nationalpark Hainich galt und gilt der ungesteuerten Entwicklung als Wildnisgebiet.

Abschließend einige grundsätzliche Gedanken und Anmerkungen zur dargestellten Problematik:

- Fehlende bzw. fehlerhafte Kartierungen führen zu falschen Zielen, was die Wichtigkeit genauer und aktueller Kartierungen unterstreicht.
- Fehlende Prioritätensetzung und die Nicht-Beachtung der langfristigen Konsequenzen von Festlegungen können zu Problemen führen (im Falle des Nationalparks z. B. bei der Aufnahme von Eichen-Hainbuchenwäldern oder des Birkhuhns).
- Bei der Festlegung von Naturschutzmaßnahmen ist deren Sinnhaftigkeit auf Dauer zu hinterfragen. Dabei ist die Fortführung bzw. Wiederaufnahme einer traditionellen Landnutzung zu bejahen, wo Naturschutzmaßnahmen in tragfähige Nutzungskonzepte eingebunden sind. Dagegen ist das Imitieren der Auswirkungen früherer militärischer Nutzung, z. B. Befahren von Nassstellen mit schweren Fahrzeugen, kritisch zu hinterfragen (massive Bodenzerstörung, dauerhafte Eingriffe).
- Die Probleme des Erhalts von Offenland liegen nicht in der Konkurrenz zu Wildnisgebieten, sondern in der Gesamtsituation der Landwirtschaft, wo weiterhin wertvolle Offenlandflächen verschwinden. Hier ist die EU-Agrarpolitik gefordert. Ohne rentable landwirtschaftliche Betriebe wird eine Umsetzung von Managementzielen im Offenland nicht gelingen.
- Natura 2000 ist, trotz aller Schwächen, ein grundsätzlich hervorragender Ansatz und zu

begrüßen. Natura 2000 darf aber nicht rein statisch betrachtet werden, sondern es muss zu einem dynamischen Konzept weiterentwickelt werden, das fortlaufende kritische Hinterfragung der Ziele einschließt und ggf. Anpassungen in den Gebieten unter Beachtung der naturräumlichen Gesamtsituation zulässt.

8 Literaturverzeichnis

European Commission (2013): Guidelines on Wilderness in Natura 2000

Sachverständigenrat für Umweltfragen (2016): Umweltgutachten 2016

9 Abbildungs- und Tabellenverzeichnis

Abb. 1 Karte der Biotoypengruppen im Nationalpark Hainich

Abb. 2 Alte, strukturreiche Laubwälder charakterisieren den Nationalpark Hainich

Abb. 3 Ehemalige Schießbahnen mit hohem Anteil wertvoller Offenlebensräumen

Abb. 4 Karte der Verbreitung der FFH-Lebensraumtypen im Nationalpark Hainich

Abb. 5 Zielkonflikt im Nationalpark Hainich sowie drei Lösungsvorschläge (Szenarien)

Abb. 6 Entbuschungsmaßnahmen im Nationalpark Hainich

Tab. 1 Offenlebensräume im Nationalpark Hainich

Tab. 2 Nutzungsabhängigkeit der Habitate der im Natura 2000-Gebiet Hainich aktuell vorkommenden wertgebenden Arten

Adresse des Autors:

Manfred Großmann
Leiter Nationalpark Hainich
Bei der Marktkirche 9
99947 Bad Langensalza

Steuerung der Lebensraumnutzung von Rothirschen

Marcus Meißner, Friederike Riesch, Laura Richter und Sven Herzog

1 Wie viel Wild(nis) darf es sein?

Große Schutzgebiete sind in Deutschland in eine intensiv genutzte Kulturlandschaft eingebettet. Für wildlebende Säugetiere mit großem Raumbedarf sind sie i. d. R. funktional eng mit dem Umland verzahnt. Für diese Arten können Habitats innerhalb wie außerhalb von Schutzgebieten über attraktive Eigenschaften und Ressourcen verfügen, die gerade in räumlicher Kombination besonders attraktiv sein können (z. B. Jagdruhe und hochwertiges Futter). Die Lebensraumnutzung und ökologische Bedeutung von heimischen Huftieren wie dem Rothirsch werden auch innerhalb von Prozessschutz-/Wildnisgebieten stark vom Umland bestimmt.

Gleichzeitig beeinflussen Wildnis- und Wildnisentwicklungsflächen das Vorkommen und die lokale Dichte dieser Arten und somit ggf. das Ausmaß wirtschaftlicher Schäden in den umgebenden land- und forstwirtschaftlichen Nutzflächen. Neben Wildschweinen kommt Rothirschen in diesem Problemfeld eine besondere Bedeutung zu. Unter den landschaftlichen Rahmenbedingungen Mitteleuropas unterliegen Rothirschbestände auch in Wildnisgebieten grundsätzlich einer weitreichenden Manipulation und Steuerung, entweder durch das Management innerhalb oder durch die Einflüsse außerhalb des Schutzgebietes. Welche ökologischen Funktionen große Pflanzenfresser auf Naturschutzflächen übernehmen können, wird daher sowohl von den Entwicklungszielen auf der Fläche als auch durch die Ziele der Landnutzung im Umland bestimmt.

Herbivorie durch große Huftiere wird insbesondere in forstlichen Kreisen häufig immer noch als zentrales Hindernis einer „natürlichen“ Vegetations- und Lebensraumentwicklung angesehen. Dabei wird unter dem Schlagwort der „Biodiversität“ meist nur unzureichend zwischen dem Zielsystem eines Wirtschaftswaldes und dem eines umfassenden Prozessschutzes differenziert.

2 Ohne Pflanzenfresser keine „Wildnis“!

Unabhängig von den international unterschiedlichen Definitionen zum Begriff „Wildnis“, definieren FINCK et al. 2013 „Wildnisgebiete“ i. S. der Nationalen Biodiversitätsstrategie (NBS) als „Gebiete, die dazu dienen, einen vom Menschen unbeeinflussten Ablauf natürlicher Prozesse zu gewährleisten“. Die deutsche Gebietskulisse – im Bezug auf die NBS – bezieht sich damit eigentlich auf „Prozessschutzflächen“. Trotz der unterschiedlichen Begriffsbestimmungen (vgl. dazu Herzog 2019) soll hier aus Gründen der Einfachheit und Konstanz der Begriff „Wildnis“ verwendet werden.

Auch wenn in Deutschland die Flächenausstattung selbst großer Schutzgebiete i. d. R. keine tatsächlich unbeeinflusste Entwicklung von Huftierpopulationen erlaubt, sollte es daher klares Ziel sein, die ökologischen Funktionen großer Pflanzenfresser soweit wie möglich in die Schutzkonzepte großer Wildnisgebiete zu integrieren.

Die Schlüsselfunktion großer Pflanzenfresser in der Entwicklung von Ökosystemen ist in den letzten Jahren zunehmend in den Fokus der Forschung gerückt. Zahlreiche Studien haben die außerordentliche Bedeutung und vielfältige Funktion großer Herbivoren wie dem Rothirsch für die Entwicklung von Ökosystemen gezeigt. Hierzu gehören beispielsweise der Einfluss auf die Vegetationsentwicklung (z.B. RIESCH et al. 2019, BAKKER et al. 2006) und die weitreichende Bedeutung beim Transport von Samen (JAROSZEWICZ et al. 2013 a+b, WICHELHAUS et al. 2017). Auch können Wildnisgebiete als Beutereservoir für Wolf und Luchs

in der Kulturlandschaft dienen (vgl. dazu KUIJPER et al. 2019). Die Ökosystemfunktionen großer heimische Pflanzenfresser sind daher ein elementarer Teil von Wildnis- und Wildnisentwicklung.

Damit große Huftiere diese verschiedenen Funktionen im Ökosystem auf Naturschutzflächen entfalten können, ist jedoch ein ausreichend großer Bestand erforderlich. Demgegenüber soll im Wirtschaftswald der Einfluss großer Pflanzenfresser aus waldbaulichen und betriebswirtschaftlichen Gründen minimiert werden.

Ein räumliches Nebeneinander von wirtschaftlich ertragreicher Forstwirtschaft (und ggf. auch Landwirtschaft) und prozessorientiertem Naturschutz ist im Hinblick auf die großen Pflanzenfresser nur mit Hilfe lebensraumangepasster und konkreter Managementkonzepte möglich. Eine dauerhafte Lösung der Problematik erfordert daher in der Regel auch in Großschutzgebieten ein flankierendes Wildtiermanagement (einschließlich z. B. Pufferzonen).

Beim Rothirsch gibt es unabhängig von der rein zahlenmäßigen Regulierung einer Population Ansatzpunkte für ein effektives Management durch Steuerung des Raum-Zeit-Verhaltens. Unter welchen Rahmenbedingungen und mit welchen Maßnahmen dies möglich ist, war Gegenstand von zwei erfolgreichen Projekten auf dem Truppenübungsplatz Grafenwöhr/Bayern. Das Gebiet bietet gerade aufgrund seiner (weitgehenden) Einzigartigkeit ideale Rahmenbedingungen, um grundsätzliche Verhaltensmechanismen beim Rothirsch zu untersuchen, die in der normalen Kulturlandschaft von verschiedensten menschlichen Einflüssen überlagert werden.

Die dort erarbeiteten Ergebnisse und Erfahrungen sind nicht ohne Weiteres übertragbar. Sie zeigen und belegen aber die grundsätzlich möglichen Ansätze zur Steuerung von Rothirschen und die enormen Potentiale eines zielorientierten Rotwildmanagements im Hinblick auf die Etablierung großer Pflanzenfresser in Prozessschutzflächen.

Der Truppenübungsplatz (TrÜbPl) Grafenwöhr wird in weiten Teilen seit mehr als 100 Jahren intensiv militärisch genutzt. Von den rd. 23.000 ha sind ca. 9.000 ha Offenland, ca. 19.000 ha sind als FFH-Gebiet ausgewiesen. Der TrÜbPl ist ausdrücklich keine „Wildnis“, sondern ein insgesamt stark vom Menschen beanspruchter Lebensraum. Durch die militärische Nutzung sind Lebensräume mit einer hohen Dynamik entstanden (z. B. in Folge von Feuer und Beschuss), deren Entwicklung aufgrund des Betretungsverbots weitgehend frei von direkter menschlicher Manipulation verläuft. Dies führt zu einer außerordentlich hohen Vielfalt an Biotopen und Arten.

Für das Geländemanagement ist der Bundesforstbetrieb Grafenwöhr zuständig. Ein für die Lebensraumentwicklung wesentlicher gestalterischer Faktor ist der hohe Rothirschbestand. Das Managementkonzept für den Rothirsch wird in Grundzügen schon seit Jahrzehnten praktiziert. Es sieht im offenlandgeprägten Kern des Übungsplatzes weitgehend Jagdruhe vor, bei gleichzeitig hoher bzw. „normaler“ Jagdintensität im Wald und in den waldgeprägten Randbereichen des Platzes.

Das ambitionierte Ziel ist die Sicherung einer zielgerechten Waldentwicklung und somit eine weitgehende Limitierung des Rothirscheinflusses im Wald. Gleichzeitig soll ein möglichst hoher Rothirschbestand in den offenlandgeprägten Teilen des Truppenübungsplatzes den offenen Charakter der Flächen erhalten und eine Wiederbewaldung verhindern.

Die Forschungsergebnisse der letzten Jahre haben zum einen gezeigt, dass der Rothirsch die landschaftspflegerischen Ziele sehr gut erfüllt, zum anderen aber auch, dass das Raum-Zeit-Verhalten eines Rothirschbestands auf relativ kleinem Raum effektiv gesteuert werden kann. Die Grundlagen dafür liefert die Biologie des Rothirsches.



Abb. 1: Rothirsche können bei ausreichender Dichte den für einen Erhalt bestimmter Lebensraumtypen (hier: Europäische Heide) notwendigen Pflegeeffekt sicherstellen.

3 Geschlechtsspezifische Raumnutzung und Sozialverhalten

Hirsche und Alttiere (adulte weibliche Tiere) verfügen über eine unterschiedliche Art der Lebensraumnutzung. Grund dafür ist die unterschiedliche Jugendentwicklung beider Geschlechter. Bei Hirschkälbern endet die aktive Führung durch die Mutter bereits im zweiten Lebensjahr. Danach erschließen sich die jungen Hirsche ein eigenes Streifgebiet und entwickeln ihre Raumnutzung und Feindvermeidung auf Basis eigener Erfahrungen. Hirsche sind räumlich relativ flexibel, können Lebensraumpotentiale großräumig nutzen und Störungen ausweichen. Weibliche Tiere bewegen sich in maternal organisierten Gruppen. Ausgehend von der Mutterfamilie aus Alttier, Kalb und Vorjahreskalb, bilden sie verwandtschaftlich aufgebaute Familienverbände mit einer zwischen den Individuen ähnlichen Lebensraumnutzung. Die weiblichen Kälber werden zwei Jahre lang aktiv von der Mutter geführt und halten i. d. R. Anschluss an die Großfamilie. Sie nutzen in weiten Teilen das Streifgebiet der Mutter. Raum-Zeit-Verhalten und Feindvermeidung orientieren sich daher an deren Lebensweise. Innerhalb ihrer sehr konstanten Streifgebiete zeigen Alttiere eine stark schwerpunktartige Raumnutzung. In Abhängigkeit von der Jahreszeit wird nur ein kleiner Teil der im Jahresverlauf frequentierten Fläche intensiver genutzt (vgl. MEIßNER et al. 2013).

Nur ein geringer Anteil weiblicher Tiere verlässt den angestammten Lebensraum. Die Tradition setzt damit einen engen Rahmen für die Raumnutzung, so dass Alttiere ihren Lebensraum relativ konstant und mit einem festen Bezug zu bestimmten Schwerpunkten nutzen. Im Zuge des aktuellen Forschungsprojektes (2014-2019) auf dem Truppenübungsplatz wurden insgesamt 35 Alttiere gefangen und mit GPS-Sendern ausgestattet. Im Jahresverlauf beanspruchten die Tiere eine sehr konstante Fläche von unter 500 ha (MCP 95%). Abwanderungen fanden nicht statt. Bisher nutzte lediglich ein Alttier im Winter regelmäßig zur Nachtzeit direkt angrenzende landwirtschaftliche Flächen außerhalb des Truppenübungsplatzes.

Dieses System der Lebensraumnutzung kann durch eine räumlich stratifizierte Bejagung gezielt in eine bestimmte Richtung entwickelt werden.



Abb. 2: Anders als die weiblichen Tiere sind junge Hirsche großräumig mobil und erschließen sich ab dem zweiten Lebensjahr ein eigenes Streifgebiet.

4 Äsungstypus und saisonaler Energiebedarf

Der Rothirsch gehört zum sogenannten „intermediären Äsungstyp“ (HOFMANN 1989) und steht somit im Hinblick auf seine Nahrungswahl zwischen „Konzentratselektierern“ (z.B. Reh, Elch) und Rauhfutterfressern (z.B. Rind, Pferd). Er verfügt daher über ein breites Nahrungsspektrum, das er in Abhängigkeit vom jahreszeitlichen Angebot und seinem saisonal unterschiedlichen Energiebedarf gezielt nutzen kann. Beide Geschlechter haben im Sommer einen enormen Energiebedarf – die Hirsche in Vorbereitung auf eine kräftezehrende Brunft, die Alttiere aufgrund der energieaufwändigen Kälberaufzucht. Das Zeitfenster zur Kompensation winterlicher Verluste, zur Deckung des hohen Aufwands im Sommer und zur Bildung von Reserven für den nächsten Winter ist kurz. Durch die Notwendigkeit einer effektiven Energieaufnahme ist die Lebensraumnutzung daher auch eng an die Entwicklung von Produktivität und Nährstoffgehalt der Vegetation gebunden. Die jahreszeitliche Vegetationsentwicklung ist ein Schlüsselement in der Lebensraumnutzung des Rothirsches.

Anders als bei den meisten Rothirschvorkommen in Deutschland nutzen die Rothirsche im

Zentrum des Truppenübungsplatzes Grafenwöhr überwiegend offene Lebensräume. Im westlichen Teil des Untersuchungsgebiets lagen im gesamten Jahresverlauf rund zwei Drittel der stündlich erhobenen GPS-Positionen im Offenland. Wald und Gebüsch dienen den Rothirschen als Rückzugsraum (in Abhängigkeit von der Tages- und Jahreszeit), die Nahrungsaufnahme findet dagegen weit überwiegend im Offenland statt. Dabei spielt das Flächenmanagement eine wichtige Rolle (vgl. RIESCH et al. 2019). Bevorzugt fressen die Tiere auf gemähtem Grünland. Die Nutzung korrespondiert dabei mit der jahreszeitlichen Entwicklung von Produktivität und Nahrungsqualität, die im ungepflegten Grünland nach einem Frühjahrsmaximum konstant abnehmen. Auf gemähten Flächen dagegen steigen Produktivität und Rohproteinkonzentration (ein Indikator für Qualität und Attraktivität von Wiederkäuernahrung) nach dem Mahdtermin Anfang Juli bis zum Herbst wieder deutlich an. Der zweite Aufwuchs ist gerade zu dieser Jahreszeit – im Anschluss an die Kälberaufzucht und vor dem Winter – eine hochattraktive Nahrungsressource für die Alttiere. Neben der Gestaltung der Jagd bietet somit auch das Flächenmanagement Ansatzpunkte (z.B. über eine Steuerung der Nahrungsattraktivität), um die Raumnutzung von Rothirschen gezielt zu beeinflussen.



Abb. 3: Ausgehend von der Mutterfamilie aus Alttier, Kalb und Vorjahreskalb, bilden die weiblichen Tiere verwandtschaftlich aufgebaute Familienverbände mit einer zwischen den Individuen ähnlichen Lebensraumnutzung.

5 Konsequenzen für das Rotwildmanagement

Aus diesen Eigenschaften und Verhaltensmustern des Rothirsches ergeben sich einige Schlussfolgerungen für das Rotwildmanagement.

1. Die Bejagung hat eine explizit flächenbezogene Wirkung.

Ein Rotwildbestand kann im Sinne einer Schwerpunktbejagung lokal und ggf. kleinräumig (in Abhängigkeit von der Streifgebietsgröße) ausgedünnt werden. Eine Wiederbesiedlung erfolgt erst langsam und zeitverzögert.

Ebenso kann ein Rotwildbestand bei einer funktionierenden räumlichen Lenkung lokal aufgebaut werden, ohne dass der weibliche Bestand in größerem Umfang ins Umland expandiert.

2. Jagd verändert bzw. entwickelt die Habitatnutzung eines Bestands.

Jedes Alttier verfügt (ggf. mit anderen verwandten Tieren zusammen) über eine eigene Form der Habitatnutzung. Im Zuge der Bejagung werden dem Bestand nicht nur Tiere entnommen, sondern mit diesen gleichzeitig die jeweiligen Nutzungsmuster entfernt. Durch entsprechenden Aufbau der Jagdstrategie können in begrenztem Rahmen gezielt Nutzungsmuster selektiert oder entwickelt werden (z. B. wald- oder offenlandorientierte Nutzungsmuster durch Jagd in bestimmten Teillebensräumen).

3. Negative Erfahrungen verbreiten sich innerhalb eines Bestands und haben weitreichende Auswirkungen. Die soziale Lebensweise und Organisation in Familienverbänden führen zu einer effektiven Weitergabe von Erfahrungen und darauf aufbauenden Habitatnutzungsmustern. Negative Erfahrungen setzen sich im Bestand fort und werden ggf. tradiert verfestigt.

Eine effektive – und gleichzeitig im Hinblick auf den Tierschutz und die Biologie der Art akzeptable – Bestandskontrolle ist gerade beim Rothirsch mit erheblichen Herausforderungen verbunden. Aufgrund der unterschiedlichen Zielsetzungen und verschiedener jagdpraktischer Rahmenbedingungen (Jagdzeiten, Jagdruhe / -verbotszonen, etc.) in Wildnisgebieten und ihrer Umgebung kann eine zahlenmäßige Bestandskontrolle allein nicht zielführend sein, weder im Hinblick auf eine Vermeidung von Schäden außerhalb (vgl. dazu z.B. JARNEMO et al. 2014), noch in Bezug auf einen ausreichenden Bestand an Pflanzenfressern innerhalb eines Schutzgebietes. Anzustreben sind großräumige und eigentumsübergreifende Jagdkonzepte mit dennoch lokal fokussierten, schwerpunktmäßigen Bejagungsstrategien.

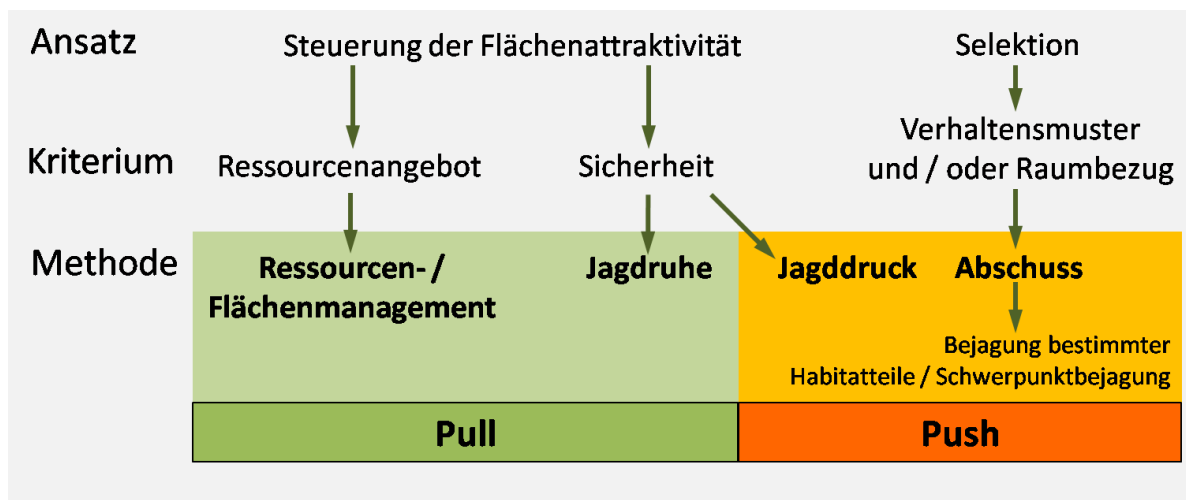


Abb. 4: Die Lebensraumnutzung von Rothirschen kann durch Gestaltung der Lebensraumattraktivität und der Bejagung mit Hilfe einer „Push & Pull“-Strategie gesteuert werden.

6 Geht nicht gibt's nicht!

Kern eines solchen Konzeptes ist neben der Steuerung der Lebensraumattraktivität ein räumlich stratifizierter Abschluss. Die Faktoren Lebensraumgestaltung/Flächenmanagement, Jagdruhe, Jagddruck und Abschluss erlauben den Aufbau eines Systems aus Vertreibung und Attraktion („Push & Pull“). Auf dem TrÜbPI Grafenwöhr hat sich dieser Ansatz seit langem bewährt und ist Kern des Jagdkonzeptes des Bundesforstbetriebs. In den regulär forstwirtschaftlich genutzten Waldflächen am Rand des Truppenübungsplatzes (Vertreibungsgebiete, „Push“) erfolgt eine intensive Bejagung unter Ausnutzung der vollen Jagdzeit. Im offenlandgeprägten Kernbereich (Konzentrationsbereich, „Pull“) dagegen werden jagdliche Eingriffe auf wenige Tage im Jahr beschränkt. Dort vorhandene Wiesenflächen werden im Rahmen des Flächenmanagements aus militärischen und naturschutzfachlichen Gründen gemäht und sind daher auch für Rothirsche besonders attraktiv. Eine ausführliche Darstellung liefern Meißner et al. 2013. Das System auf dem TrÜbPI Grafenwöhr ist ein wertvolles Praxisbeispiel für ein mehrdimensionales Rotwildmanagement, jedoch kein einfach übertragbares „Rezept“. Dennoch gibt es zur Steuerung der Habitatnutzung von Rothirschen klare, weitgehend lebensraumunabhängige Ansätze. Konzepte und Vorgehensweisen müssen jeweils den örtlichen Verhältnissen angepasst werden.

Hindernisse bei der Umsetzung sind meist weniger praktische Schwierigkeiten als vielmehr unterschiedliche Weltbilder der Beteiligten. Damit neue Konzepte des Rotwildmanagements auch bei mehreren Grundeigentümern funktionieren können, ist nicht nur die Kooperations- und Kompromissbereitschaft der Schutzgebietsanrainer gefragt, sondern auch eine lösungsorientierte, pragmatische Vorgehensweise seitens der Schutzgebietsverwaltung und der Naturschutzbehörden.



Abb. 5: Der TrÜbPI Grafenwöhr ist ein insgesamt stark vom Menschen beanspruchter Lebensraum. Aufgrund der militärischen Nutzung unterliegt die Lebensraumausstattung jedoch einer hohen und in Teilen ungesteuerten Dynamik.

Dank:

Das Projekt „Erhaltung von Offenlandschaften durch zielgerichtetes Flächen- und Wildtiermanagement“ (2014–2019) wurde aus Mitteln des Zweckvermögens des Bundes bei der Landwirtschaftlichen Rentenbank gefördert. Wir danken dem Geschäftsbereich Bundesforst für die praktische Unterstützung und gute Zusammenarbeit.

7 Literaturverzeichnis

- HOFMANN, R. R. (1989): Evolutionary steps of ecophysiological adaptation and diversification of ruminants: a comparative view of their digestive system. *Oecologia* 78: 443–457.
- HERZOG, S. (2019): Wildtiermanagement. Quelle & Meyer, Wiebelsheim.
- MEIßNER, M.; REINECKE, H. & HERZOG, S. (2013): Vom Wald ins Offenland – Der Rothirsch auf dem Truppenübungsplatz Grafenwöhr: Raum-Zeit-Verhalten, Lebensraumnutzung, Management. Verlag Frank Fornacon, Ahnatal. ISBN 978-3-940232-07-6.
- KUIJPER, D.P.J.; CHURSKI, M.; TROUWBORST, A.; HEURICH, M.; SMIT, C.; KERLEY, G.I.H. & CROMSIGT, J.P.G.M. (2019): Keep the wolf from the door: How to conserve wolves in Europe's human dominated landscapes. *Biological Conservation* 235, 102–111.
- RIESCH, F.; TONN, B.; MEIßNER, M.; BALKENHOL, N. & ISSELSTEIN, J. (2019): Grazing by wild red deer: Management options for the conservation of seminatural open habitats. *J Appl Ecol.* 2019 ; 00:1–11. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13396>
- JARNEMO, A.; MINDERMAN, J.; BUNNEFELD, N.; ZIDAR, J. & MÅNSSON, J. (2014): Managing landscapes for multiple objectives: Alternative forage can reduce the conflict between deer and forestry. *Ecosphere*, 5, 1–14.
- BAKKER, E.S.; RITCHIE, M.E.; OLFF, H.; MILCHUNAS, D.G. & KNOPS, J.M.H. (2006): Herbivore impact on grassland plant diversity depends on habitat productivity and herbivore size. *Ecology Letters*, 9, 780–788. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2006.00925.x>
- WICHELHAUS, A. (2017): Von hier nach dort: Endozoochorer Transport von Pflanzendiasporen durch den Rothirsch – Potenzial für Arten des wertgebenden Offenlands. Tagungsband zum 8. Rotwildsymposium der Deutschen Wildtierstiftung, 07.-09. Juli 2016 in Baden-Baden, ISBN 978-3-9336802-22-1, S. 60-68.
- JAROSZEWICZ, B. (2013): Endozoochory by European bison influences the build-up of the soil seed bank in subcontinental coniferous forest. *Eur J Forest Res* (2013)132: 445. <https://doi.org/10.1007/s10342-013-0683-4>
- JAROSZEWICZA, B.; PIROŹNIKOWB, E. & SONDEJ, I. (2013): Endozoochory by the guild of ungulates in Europe's primeval forest. *Forest Ecology and Management*, Volume 305, 1 October 2013, Pages 21-28.
- FINCK, P.; KLEIN, M. & RIECKEN, U. (2013): Wildnisgebiete in Deutschland – von der Vision zur Umsetzung. *Natur und Landschaft*, 88. Jg. (2013), Heft 8, S. 342-346.

8 Abbildungs- und Tabellenverzeichnis

- Abb. 1: Rothirsche können bei ausreichender Dichte den für einen Erhalt bestimmter Lebensraumtypen (hier: Europäische Heide) notwendigen Pflegeeffekt sicherstellen.
- Abb. 2: Anders als die weiblichen Tiere sind junge Hirsche großräumig mobil und erschließen sich ab dem zweiten Lebensjahr ein eigenes Streifgebiet.
- Abb. 3: Ausgehend von der Mutterfamilie aus Alttier, Kalb und Vorjahreskalb, bilden die weiblichen Tiere verwandtschaftlich aufgebaute Familienverbände mit einer zwischen den Individuen ähnlichen Lebensraumnutzung.

Abb. 4: Die Lebensraumnutzung von Rothirschen kann durch Gestaltung der Lebensraumattraktivität und der Bejagung mit Hilfe einer „Push & Pull“-Strategie gesteuert werden.

Abb. 5: Der TrÜbPI Grafenwöhr ist ein insgesamt stark vom Menschen beanspruchter Lebensraum. Aufgrund der militärischen Nutzung unterliegt die Lebensraumausstattung jedoch einer hohen und in Teilen ungesteuerten Dynamik.

Adresse des Autors:

Marcus Meißner
Geschäftsführer Institut für Wildbiologie Göttingen, Dresden e.V.
Büsgenweg 3
37077 Göttingen
E-Mail: meissner@institut-wildbiologie.de

Dr. Friederike Riesch
Georg-August-Universität Göttingen
Abt. Graslandwirtschaft
Wilhelmsplatz 1
37073 Göttingen

Laura Richter
Georg-August-Universität Göttingen
Abt. Wildtierwissenschaften
Wilhelmsplatz 1
37073 Göttingen

Prof. Dr. Sven Herzog
Technische Universität Dresden
Institut für Waldbau und Waldschutz
Postfach 1117
01735 Dresden

Jagdruhezonen in Wildnisgebieten – Möglichkeiten und Grenzen

Frank Christian Heute

Wildnisgebiete sind Jagdbezirke, in denen grundsätzlich die Jagd ausgeübt werden darf bzw. muss. Andererseits sehen die an die IUCN angelehnten Qualitätskriterien für Wildnisgebiete, die „vorzugsweise“ eine Größe von mindestens 1.000 ha haben sollen, „keine Steuerung der Entwicklung durch menschliche Eingriffe mehr“ nach der Initialmanagementphase vor (BMU/BFN 2018). Die Managementphase kann bis zu 30 Jahre andauern. Da aktuell die wenigsten Wildnisgebiete den Kriterien entsprechen, die Gebiete mitunter konkrete Schutzziele verfolgen und die Wildbestände der Gebiete oft auf das Umland einwirken, kann die Frage nach Jagdruhezonen nicht mit einem einfachen Ja oder Nein beantwortet werden. Stattdessen muss für jedes Wildnisgebiet im Einzelfall geprüft werden, welche Möglichkeiten und Grenzen der Jagdruhe für das jeweilige Gebiet vorliegen.

1 Rechtlicher Rahmen

In Deutschland steht das Jagdrecht dem jeweiligen Eigentümer auf seinem Grund und Boden zu und ist untrennbar mit dem Eigentum an Grund und Boden verbunden (§3 Abs.1 BJagdG). Eine Einschränkung der Jagdausübung oder ein Jagdverbot bedeutet daher ggf. einen Eingriff in das grundgesetzlich verbriefte Nutzungsrecht von Eigentum. Die jagdrechtlichen Vorschriften zur Jagd in Schutzgebieten können von Bundesland zu Bundesland variieren. Für NRW gilt: Die Jagdausübung in Naturschutzgebieten, FFH-Gebieten und Vogelschutzgebieten hat sich nach Art und Umfang nach dem Schutzzweck zu richten. Die Ausübung der Jagd in diesen Schutzgebieten wird nach den Vorschriften des Landesnaturschutzgesetzes (...), im Landschaftsplan oder in der ordnungsbehördlichen Verordnung geregelt. Führen jagdliche Beschränkungen des Eigentums (...) zu einer unzumutbaren Belastung (...) ist eine angemessene Entschädigung in Geld zu leisten. (LJagdG NRW §20). Sind Teile des Wildnisgebietes Gemeinschaftliche Jagdbezirke, ist bei bestehenden Verträgen keine Ausweisung als Jagdruhezone auf diesen Flächen möglich. Bei künftigen Jagdverpachtungen wird man ggf. Ausgleichszahlungen an die jeweiligen Eigentümer (Jagdgenossenschaft) leisten müssen. Ist ein Wildnisgebiet in der Hand eines Eigentümers, kann dieser auf die Ausübung der Jagd grundsätzlich verzichten. Bei einem Tierseuchenzug müssen die Gebiete aber mit bejagt werden.

Die Dachorganisationen der Nationalparks und Biosphärenreservate EUROPARC und MAB-Nationalkomitee sind sich, wie die AG NATIONALPARKLEITER (2018), zur Notwendigkeit der Jagdausübung in Kernzonen einig. Jagd ist nur unter den engen Voraussetzungen eines Wildtiermanagements zulässig

- wenn es zur Erfüllung der definierten Schutzziele, insbesondere zur Herstellung standortangepasster Wildbestände, unabdingbar erforderlich ist.
- zur unmittelbaren Gefahrenabwehr (z. B. Deich-/Lawinenschutz, Tierseuchen).
- zur Vermeidung nicht vertretbarer Wildschäden im Umfeld.

2 Gebietsgrößen

Wildnisgebiete sind sehr unterschiedlich groß. Zum Beispiel gibt es in Nordrhein-Westfalen Gebiete von 1,4 Hektar (kleinste Naturwaldzelle) und 3,5 Hektar (kleinstes Wildnisentwicklungsgebiet). Die meisten der 109 Wildnisentwicklungsgebiete im Landeswald NRW sind zwischen 10 und 60 Hektar groß und erreichen damit nicht einmal die Mindestgröße von Eigenjagdbezirken. Sie sind jeweils nur Teilgebiet eines oder mehrerer größerer Jagdbezirke. Nur

sechs Gebiete sind größer als 100 Hektar. Die drei größten Wildnisgebiete in NRW sind die Kernzone(n) des Nationalparks Eifel (ca. 4440 ha), das Wildnisgebiet Siebengebirge (ca. 660 ha) sowie das private Wildnisgebiet „Heiligenborn“ (340 ha) des Stifters Dieter Mennekes.

STURM schlägt bereits 1993 ein flächenhaftes Prozessschutzkonzept aus drei Intensitätsstufen vor:

- Totalschutz großer Gebiete (NP, Wildnisgebiete, Wildnis bzw. „wilderness“, NSG),
- (Total-) Schutz kleiner Gebiete (§30 BNatschG, Wildgebiet bzw. „wild areas“, Wildnisentwicklungsgebiete, NSG),
- Prozessorientierte Bewirtschaftungsform (naturnaher Waldbau mit Ökozellen).

Es kommt vor, dass in kleinen Gebieten „zu viel auf einmal“ gewollt wird und gegensätzliche Zielvorstellungen umso stärker kollidieren. Zum Beispiel soll in einer eher kleineren Kernzone im Biosphärenreservat Schorfheide-Chorin, dem „Reiersdorfer Seebruch“, in den offenen Bereichen eine Jagdruhe herrschen. Die Naturschutzfachplanung empfiehlt hier, dass das Vorkommen sehr vieler Rothirsche die Verlandungszone offen hält. Andererseits soll sich der angrenzende Kiefernforst, ebenfalls Kernzone, zu standortgerechten Waldgesellschaften entwickeln. Ebenfalls direkt neben der Jagdruhezone, außerhalb der Kernzone, verfolgt der Waldeigentümer das Betriebsziel, den Kiefernforst per Naturverjüngung in artenreiche Wälder zu überführen. Die Waldentwicklung kann aber nur bei geringer Rothirschkichte funktionieren (Abb. 1).



Abb.1 (links: Seebruch, rechts: Wald/ Kernzonengrenze)

Kernzone Reiersdorfer Seebruch: Viele Rothirsche sollen die Verlandung, bzw. die Waldsukzession aufhalten. Dass bei einer derart hohen Rothirschkichte die Waldziele des Wildnisgebietes und die der angrenzenden Waldeigentümer erreicht werden können, ist jedoch ohne Schutzzäune utopisch.

3 Schutzziele

Die in den jeweiligen Schutzgebiets-Verordnungen definierten Schutzziele können sehr unterschiedlich konkret sein. Um in Wildnisgebieten einer komplett un gelenkten Sukzession freien Lauf zu lassen, wie seitens „des Naturschutzes“ häufig und sofort erwünscht, darf es keine konkreten Schutzziele für das Gebiet geben, bzw. der Schutzzweck „Wildnis“ oder „Prozessschutz“ ist in der Rechtsgrundlage definiert. Auch Formulierungen wie „das Gebiet soll sich selbst überlassen bleiben“ eignen sich, um hier sofort segregativen Prozessschutz umzusetzen. In vielen Wildnisgebieten, insbesondere Waldgebieten, gelten aber Verordnungen, in denen mehr oder weniger konkrete Ziele zum Schutz der Wälder definiert sind, so z.

B. „Die Entwicklung der Wälder zu standorttypischen Waldgesellschaften soll beobachtet werden.“. Mit diesem konkreten Schutzziel ist ein Wildmanagement i. d. R. unumgänglich und anstatt des segregativen Prozessschutzes zunächst ein systemorientierter Prozessschutz angezeigt (s. u.).

4 Prozessschutz

Für Wildnisgebiete soll idealerweise, spätestens nach der Managementphase, der segregative Prozessschutz gelten. Konkrete Schutzziele machen diesen jedoch z. T. nicht möglich. Außerdem kann die Wildschadensituation im Umfeld des Wildgebietes ein Wildmanagement notwendig werden lassen und den segregativen Prozessschutz wiederum an seine Grenzen bringen.

Der Begriff „Prozessschutz“ kommt aus dem naturnahen Waldbau und wurde von STURM (1993) erstmals in der Publikation „Konzept für naturschutzgerechte Waldwirtschaft“ vorgestellt. In den folgenden Jahren wurde der Begriff inhaltlich immer weiter präzisiert und aufgespalten (SCHERZINGER 1997, JEDICKE 1999, MAUERSBERGER 2012, NEITZKE 2014). Eine Übersicht zeigt die Tab. 1. Den verschiedenen Ansätzen ist gemein, dass natürliche Abläufe ermöglicht werden sollen, eben Prozesse geschützt werden. Allerdings gibt es die Tendenz, nicht irgendwelche Prozesse zu schützen (z. B. Waschbären wandern ein und eliminieren die vom Aussterben bedrohte Europäische Sumpfschildkröte), sondern solche, die der Prozessschützer als „natürlich“ anerkennt (ZIEGLER 2002, HEUTE 2014). Für Waldentwicklungsgebiete sollte der von NEITZKE (2014) geprägte systemorientierte Prozessschutz gelten, der sich an vollständigen Waldökosystemen orientiert und zur Erreichung der Schutzziele auch einrichtende Maßnahmen wie Entfichtung, Huftierregulation, Bekämpfung von Umweltverschmutzung etc. akzeptiert (NEITZKE 2015; Tab. 1).

Tab. 1: Definitionen verschiedener Prozessschutz-Begriffe (verändert nach MAUERSBERGER 2012)

Ausrichtung	<u>Segregativer PS</u> <u>Synonyme:</u> nicht instrumenteller PS/ abschirmender dynamischer PS/PS im engeren Sinne	<u>Integrativer PS</u> <u>Synonyme:</u> instrumenteller PS, gestaltender dynamischer PS, Nutzungsprozessschutz	<u>Systemorientierter Prozessschutz</u> für Waldnaturschutzgebiete
Verständnis	Es gibt keine „falschen“ und „richtigen“ natürlichen Prozesse. Konsequenter Prozessschutz schließt das Eingreifen des Menschen zur Richtungsänderung aus.	Prozessschutz bedeutet nicht Treiben lassen irgendwelcher Prozesse. Falls die „Natur-Prozesse“ in eine falsche Richtung laufen, greift der Mensch ein („geleitete Wildnis“)	Ökosysteme sollen sich in ihrer Komplexität, in der Gesamtheit ihrer Prozesse, entfalten können
Naturbilder	Ein konsequenter Prozessschutz schließt eine beabsichtigte Realisierung idealtypischer Naturbilder aus.	Prozessschutz dient der Realisierung idealtypischer Naturbilder wie z.B. Wildnis oder Flusslandschaften	Vollständige, ausbalancierte Waldökosysteme, wie naturnahe „Urwälder“
Bewertung	Im segregativen Prozessschutz dürfen kulturelle Eigenart und Schönheit der Natur keine Rolle spielen.	Bei der Bewertung von natürlichen Prozessen spielen Ursprünglichkeit, Seltenheit, Eigenart und Schönheit der Natur eine Schlüsselrolle.	Systemorientierter PS legt Wert auf komplette Prozessabläufe, wie Prädation, Wanderung der Herbivoren, Kadaververwesung, Naturverjüngung systemtypischer Pflanzenarten

5 Wildschäden im Umfeld

Deutlich komplizierter als die Beurteilung des Erreichens der Schutzziele in den Gebieten ist die Beurteilung der Wildschadensituation im Umfeld der Gebiete. Wildschäden im Umfeld sollten nicht „untragbar“, „nicht vertretbar“ oder „unzumutbar“ für die Bewirtschafter sein – dehnbare Begriffe allerdings, die bislang nicht konkretisiert werden können, da die Schwelle zum „untragbaren“ von den jeweiligen Standpunkten aus i. d. R. sehr unterschiedlich bewertet wird. Um die Wildschadensituation also objektiv zu beurteilen, müsste ein dauerhaftes Monitoring die Entwicklung der Wildschäden dokumentieren. Jedoch fehlt es an geeigneten und erprobten Monitoring-Verfahren. Zwar gibt es internetbasierte Wildschadenmonitoring-Tools, die z. T. als Bürgerplattform von angemeldeten Nutzern bedient werden können (SCHÄFER 2017, HAHN 2009, HAHN 2014). Die Qualität der Daten ist aber nicht gewährleistet, wenn diese von verschiedensten Jägern und betroffenen Landwirten erfasst werden.

Bis ein geeignetes Monitoring die tatsächlichen Auswirkungen eines Wildnisgebietes auf sein Umfeld nachweist, ist es wichtig, die Akzeptanz des Gebietes zu wahren, indem ein „prophylaktisches“ Wildmanagement durchgeführt wird. Zumindest eine Pufferzone innerhalb des Wildnisgebietes sollte konsequent bejagt werden, um die Wildschäden auf angrenzenden Flächen zu minimieren. Besonders praktikabel kann es sein, wenn der Eigentümer des Wildnisgebietes angrenzende Jagdbezirke selbst anpachtet, um dort nach Kriterien eines Wildmanagements zu jagen. Noch besser lassen sich die Ziele erreichen, wenn angrenzende Flächen, möglichst mindestens in Eigenjagdgröße von 75ha, angekauft werden.

6 Rothirsch als Landschaftspfleger?

Offensichtlich ist die Megaherbivoretheorie noch immer eine tief verwurzelte Sehnsucht in Teilen „des Naturschutzes“. Und da die großen Megaherbivoren bei uns ausgestorben sind, wird dem Rothirsch, lokal auch mit Hilfe des Damwilds, die Funktion der Megaherbivoren übertragen. Um den Rothirsch vom Image des „Waldschädling“ zu befreien, wurden in den letzten Jahren große Anstrengungen angestellt, einige ökologische Funktionen des Rothirschs herauszustellen (RECK 2009), um den „Hirsch als Naturschützer“ (DWS 2017) oder gar „Bio-Ingenieur“ (JNM 2019) zu vermenschlichen bzw. verklären und den „König der Wälder“ damit einmal mehr über alle anderen Arten zu erheben. Die teils extrem hohen Dichten des Rothirschs von mehr als 20 Tieren pro 100 Hektar lassen den Wunsch nach dem „Landschaftspfleger“ Rothirsch in vielen Gebieten derzeit tatsächlich Wirklichkeit werden. Wie im Wildnisgebiet Königsbrücker Heide, wo bis zu 25 Hirsche Frühjahrsbestand „zur Erhaltung von Offen- und Halboffenbiotopen beitragen“ (STEIN 2019). Hier wird seitens des Naturschutzes begrüßt, dass in einem Wildnisgebiet der natürliche Prozess Waldsukzession durch provoziert hohe Rothirschdichten lokal aufgehalten wird und Sekundärbiotope entstehen.

Wie hoch bzw. niedrig die Hirschdichte sein darf oder sollte, daran scheiden sich seit Jahren die Geister. Anhänger der Megaherbivoretheorie befürworten sehr hohe Dichten und begründen diese mit der gestiegenen Biotopkapazität (Klimawandel, Landwirtschaft, Nährstoffeinträge) und sagen, die hohen Bestände seien daher „natürlich“. Auf der anderen Seite wissen wir, dass Rothirschdichten von mehr als zwei bis drei Hirschen pro 100 Hektar Wald immense ökonomische (Wildschäden) und ökologische (Entmischung der Vegetation) Auswirkungen haben (KRAUS 1987, HOHMANN ET AL., 2018). Jeder Jagdscheininhaber in Deutschland hat diese Dichtewerte gelernt und niemand hat sie bis vor wenigen Jahren angezweifelt. In Nordrhein-Westfalen gab es noch Mitte der 1990er Jahre eben diese Dichten (HEUTE 2016). Der Nationalpark Eifel verweist, sich auf Ueckermann beziehend, auf Dichten von 1,5 bis 2,5 pro 100 Hektar als Hinweis darauf, „dass die zielgerichtete Waldentwicklung hin zu Laubbaumwäldern stark gefährdet ist“ (NP EIFEL 2019). Der Nationalpark Bayerischer

Wald nennt eine Zieldichte von einem Hirsch pro 100 Hektar für den Waldnationalpark (NP BAYERISCHER WALD 2010).

Hinweise darauf, wie groß Paarhuferbestände in entfernten „Naturwäldern“ mit Wolf, Bär und Luchs sind, müssen nicht als maßgebend verstanden werden, sollen aber eine Vorstellung von der Relation vermitteln: Die Urwaldrelikte der Westkarpaten beherbergen ebenso wenig Individuen von Paarhufern wie die kaspischen Urwälder im Nordiran, wo der Rothirsch, seinen Ansprüchen folgend bzw. Prädatoren ausweichend („Landscape of Fear“), oberhalb der Baumgrenze im Offenland lebt und im Wald praktisch nicht vorkommt. Die Waldart Reh soll in Dichten von ein bis zwei Tieren pro 100 Hektar vorkommen. In Deutschland finden Rothirsche ihren „artgemäßen“ Lebensraum nur noch auf Teilflächen, i. d. R. auf Offenlandflächen ehemaliger Truppenübungsplätze. Ansonsten leben sie, nicht „artgerecht“, in Wäldern. In der sonstigen, landwirtschaftlich mehr oder weniger intensiv genutzten Offenlandschaft werden Hirsche von Landwirtschaft und Planern der staatlichen Verbreitungsgebiete meist nicht akzeptiert, da die „Qualitäten“ des Hirsches als Landschaftspfleger dort nicht erwünscht sind. Im Wald aber, der kein natürlicher Lebensraum des Rothirschs ist, soll die „Landschaftspflege“ der Hirsche und die teils seit Jahrzehnten andauernde Selektion ein natürlicher Prozess sein? In der rein theoretisch geführten Diskussion über die Megaherbivorentheorie „muss vor deren Missbrauch gewarnt werden. (...)“ Dort wo die massive Überhege von Reh und Rotwild das Aufkommen von Tanne, Buche und Laubbäumen verhindert, wird dies mittlerweile als „natürlich deklariert, da dies unter dem Einfluss großer Weidetiere schon früher so gewesen sei.“ (WEIGER 2000).

7 Rothirsch als Zielart?

Aus ökologischer Sicht ist es nicht nachvollziehbar, wenn in der Diskussion über Wildnisgebiete einzelne Arten in den Mittelpunkt gestellt werden. In Wildnisgebieten sollen ökosystemare Prozesse geschützt werden, nicht einzelne Arten. Das Aufrufen von Zielarten widerspricht daher der segregativen Prozessschutzidee. Verständlich ist die zu beobachtende Freude über die Rückkehr des Wolfes, der als großer Carnivor eine wichtige, bislang unbesetzte Rolle im Ökosystem erfüllt. Doch Wildnisgebiete sind keine Artenschutzgebiete. Diskutabel ist, ob stark gefährdete oder vom Aussterben bedrohte Arten in Wildnisgebieten gefördert werden sollten. So wurde im Biosphärenreservat Schorfheide-Chorin für eigentlich jagdfreie Zonen die Möglichkeit der Prädatorenbejagung bei Vorkommen von Kreuzotter und Europäischer Sumpfschildkröte eingeräumt. Ausgerechnet den Rothirsch wie eine inoffizielle Zielart zu behandeln, ist paradox. Der Rothirsch ist eine völlig ungefährdete Art mit seit Jahrzehnten steigenden Beständen, die im Umfeld der Kerngebiete oft erhebliche Probleme in der Kulturlandschaft verursacht.

8 Wald-Sukzession

Wie Waldverjüngungen/-erneuerungen bei sehr hohen und bei geringen Paarhuferdichten aussehen, belegt, beispielhaft für verjüngungsfähige Wälder, der Status quo der Kyrillflächen in NRW (HEUTE 2017). Während auf Kyrillflächen mit angepassten Paarhuferdichten zwölf Jahre nach dem Orkan artenreiche Waldverjüngungen mit bis zu 18 verschiedenen Gehölzarten gemäß der potentiell natürlichen Vegetation (PNV; VGL. KOWARIK 2016) wachsen (Abb. 2), werden Kyrillflächen in Gebieten mit sehr hohen Dichten nicht nur in der Sukzession aufgehalten, sondern durch Entmischung auch signifikant in der Artenvielfalt eingeschränkt. Am „Hirschberg“ im Arnsberger Wald werden alle Arten außer Fichte und Birke von Rehen und Hirschen seit zwölf Jahren selektiert, ein Fichtenforst bahnt sich langsam den Weg. Positive ökologische Auswirkungen des Landschaftspflegers Hirsch konnten auf den Biodiversitätsflächen (CBD-Flächen) nicht nachgewiesen werden.



Abb. 2 (links: artenreiche Verjüngung, rechts verbissene Fläche)

Während sich bei geringen Paarhuferdichten schlagartig artenreiche Wälder begründen, wie im „Vorbildlichen Rehwildrevier“ Morsbach-Siedenberg (links), entwickeln sich Schlagfluren unter massivem Einfluss von Rot- und Sikawild im Arnsberger Wald zu einer Fichten-Steppe.

Auch unsere letzten natürlichen Wälder der ursprünglichen potentiell natürlichen Vegetation (UPNV), oft besonders artenreich (MÜLLER 2004, SCHULTE 2005), aber in NRW nur noch auf ca. 8 % der Waldfläche zu finden (WERKING-RADTKE 2008), können sich derzeit nicht mehr verjüngen, wie Untersuchungen in Naturwaldzellen in NRW zeigen (STRIEPEN 2013, BIEKER & HEUTE unveröff.).

Selbst in kleinen Wildnisgebieten, wie z. B. den Naturwaldzellen, können sämtliche Phasen einer natürlichen Waldsukzession vorkommen. Für die Urwaldrelikte der Westkarpaten nennt KORPEL (1995) Flächen von 30 Hektar, auf denen nebeneinander alle Phasen von Initial- bis Zerfallsphase vorkommen. Im „Faulen Ort“, Wildniswald im Biosphärenreservat Schorfheide-Chorin, findet man sämtliche Waldentwicklungsstadien auf einer Fläche von nur 13,6 Hektar (WINTER 2005). „Auf kleinstem Raum haben in der Buchenmischwaldklimaregion Brandenburgs standörtliche Unterschiede (kleinstandörtlich differenzierte Ausprägungen von Klima, Boden und Wasserhaushalt) im Verlaufe von 54 Jahren unterschiedliche, miteinander verzahnte Waldökosysteme entstehen lassen“ (RÜFFER 2015).

Bei der Diskussion bzw. Beurteilung von Waldverjüngungen erscheint es heutzutage problematisch, „dass die meisten (...) noch nie komplette Waldverjüngungen gemäß der PNV gesehen haben. Kaum jemand ahnt, wie ein naturverjüngter Wald bei angepassten Wilddichten aussieht“ (BIEKER SCHRIFTL. 2018). Bilder von verjüngungsfähigen Wäldern, deren Kraut- und Strauchschichten weitgehend entmischt sind oder gar nur aus Gräsern bestehen, sind unter dem mittlerweile jahrzehntelang anhaltenden Dauerverbiss bundesweit und fast flächendeckend Realität geworden. Die Betrachter, auch Jäger und Naturschützer, stellen das Fehlen etlicher Arten der PNV nicht in Zusammenhang mit den Paarhufern, die die Wälder per Verbiss entmischt haben. In Beispielbetrieben der Arbeitsgemeinschaft Naturgemäße Waldwirtschaft (ANW), (VON DER GOLTZ 2018) können vollständige Waldverjüngungen ebenso (quasi museal) besichtigt werden wie in den Revieren des „Netzwerks Vorbildliche Rehwildreviere“ in NRW (BREUL ET AL., 2019).

9 Beispiele für Jagdruhezonen

Keiner der terrestrischen Nationalparks in Deutschland ist komplett jagdfrei. In einigen Nationalparks (Harz, Jasmund, Unteres Odertal, Sächsische Schweiz), gibt es noch nicht einmal jagdfreie Teilflächen. Einen Anteil von fast 75 % jagdfreier Flächen erreichen derzeit nur die

NLPs Bayerischer Wald und Berchtesgaden, in denen die Rothirsche allerdings im Tal außerhalb des NLPs überwintern (Berchtesgaden) bzw. in Wintergattern überwintern/reguliert werden und auch Wildschweine in Fallen gefangen werden (Bayerischer Wald), (EHRHART ET AL., 2016). In einigen Nationalparks gibt es Jagdruhezeiten, die hingegen in den Biosphärenreservaten innerhalb der Kernzonen bislang noch Ausnahmen darstellen.

Nationalpark Eifel: Der Nationalpark Eifel hat als Schutzziel, die natürlichen Ökosysteme zu erhalten und zu entwickeln, die besondere Eigenart, landschaftliche Schönheit, Ruhe und Ungestörtheit des Gebietes zu erhalten oder wiederherzustellen. Der Waldentwicklungs-Nationalpark verfolgt somit einen systemorientierten Prozessschutz. Weiteres Schutzziel ist es, „wildlebende Tierarten und wildwachsende Pflanzenarten erlebbar zu machen.“ Obwohl nicht explizit erwähnt, wurde im Nationalpark das Ziel, Rothirsche tagaktiv erlebbar zu machen, ab Anfang an groß geschrieben. 2007 wurde eine 660 ha große jagdfreie Offenlandzone auf der Dreiborner Hochfläche geschaffen, die von den Hirschen rege als Äsungsfläche, auch tagsüber, angenommen wird. Die bis zu 160 Hirsche, die hier auf der Hochfläche von Nationalparkbesuchern erlebt werden können, haben also rasch gelernt, dass aufgrund der ausgewiesenen Jagdruhe auf dieser Fläche keine Gefahr droht. Die Kehrseite der Medaille findet sich aber nur wenige Meter weiter im Wald der Kernzone, insbesondere dem Kermeter. In den Wäldern des Nationalparks ist nach wie vor, seit nunmehr 15 Jahren, aufgrund der sehr hohen Paarhuferdichten keine natürliche Verjüngung des Waldes möglich! Bis auf immer wieder nachgepflanzte Buchen kann sich keine Gehölzart festsetzen. Während man in den naturnahen Buchenwaldgesellschaften auf den Faktor Zeit setzen kann, sollte der Umbau der Fichtenforste zu naturnahen Laubwaldökosystemen jedoch rasch, maximal innerhalb von 30 Jahren, vollzogen werden. Nach fünfzehn Jahren ist hier immer noch keine flächendeckende Entwicklung zu standortgerechten Wäldern zu erkennen (EUROPARC 2018). Der Hirschbestand wurde bis 2018 deutlich unterschätzt und es erfolgten Jahr für Jahr unzureichende jagdliche Eingriffe. 2019 wurden Minimumdichten von über zehn Rothirschen pro 100 Hektar im Nationalpark ermittelt (NP Eifel 2019). „Die zu hohen Bestände des Rotwilds und (...) des Mufflons bedürfen sicher auch in der Zukunft eines dauerhaften Managements“ (EUROPARC 2018). Resümierend kann gesagt werden, dass das bislang undefinierte Ziel, Rothirsche erlebbar zu machen, „übererfüllt“ wurde, da sich die Besucher möglicherweise auch über den Anblick von 16 Hirschen freuen würden anstatt über 160, und gleichzeitig das definierte Ziel, das Ökosystem Wald zu erhalten und zu entwickeln, unerfüllt ist. Übrigens sind Rothirschfressgemeinschaften von 160 Tieren, die sich am Rande eines Waldes ohne jede Scheu im Offenland aufhalten, nicht „natürlich“. In einer natürlichen „Landscape of Fear“, also einem Gebiet mit den „Feinden“ der Rothirsche, wäre gerade die ständige, andauernde Anwesenheit an einem Ort, und dazu noch am Rande des Waldes, tödlich.

In einem anderen Gebiet des Nationalparks Eifel, dem nördlichen Hetzingen, wurde 2009 eine Jagdruhezone mit Ausnahme von Wildschweinen eingerichtet, obwohl schon zu diesem Zeitpunkt die Waldentwicklungsziele gefährdet waren. Das begleitende Vegetationsmonitoring, im NP Eifel im Wesentlichen das Weisergatterverfahren, zeigte bereits nach drei Jahren eine deutliche Zunahme der Verbissbelastung insbesondere der Traubeneichen-Mischwälder, in denen es lokal zur Stagnation der Verjüngung bzw. zu einer Entmischung der Verjüngung durch die Verdrängung von Hainbuche und Eberesche kam (STRIEPEN 2012), (Abb. 3). 2014 wurde die Jagdruhezone daher wieder aufgehoben.



Abb. 3 Ein 30 Jahre altes Weisergatter im Nationalpark Eifel (Hetzingen) belegt, dass eine Waldverjüngung der Traubeneichen-Mischwälder seit Jahrzehnten ausbleibt.

Nationalpark Kellerwald-Edersee: Im Nationalpark Kellerwald-Edersee wurde im aktuellen Wildtiermanagementkonzept (NPKE 2018) die Jagdruhezone auf einen Flächenanteil von 40% erhöht, obwohl das Schutzziel, das Muffelwild zu eliminieren und Damwild deutlich zu reduzieren, bislang nicht erreicht werden konnte. Das neue Konzept sieht nun vor, die Muffel mit „alternativen Regulierungsinstrumenten“ (also in Fallen) zu reduzieren. Ob die bislang nicht erprobte Fallenjagd besser ist, als wenn man weitere fünf Jahre versucht hätte, das Muffelwild mit jagdlichen Mitteln zu eliminieren, ist aus jagdpraktischer Sicht fraglich.

Biosphärenreservat Schorfheide-Chorin (BRSC): Im BRSC wurden 2014 im Rahmen der Managementplanung Wildmanagementkonzepte für zwölf Kernzonen erarbeitet. Dabei wurden insgesamt 18 Jagdruhezonen auf einer Fläche von 1350 ha ausgewiesen (39 % der Kernzonenflächen). Zunächst wurde die Größe des jeweiligen Gebietes berücksichtigt. Bei Kernzonen bis 100 ha gingen die Planer („Facharbeitsgruppe Wildmanagement BRSC“) davon aus, dass bei dieser geringen Flächengröße die Paarhuferbestände von außen mit reguliert werden können. Im BRSC kommen sowohl Rot- wie auch Damhirsche überall in den großen Waldkomplexen vor, teilweise auch Muffelwild. In Regionen ohne diese Arten können Rehe, besonders auf Waldinseln, enorm hohe Dichten von mehr als 50 Tieren pro 100 ha erreichen und eine Waldverjüngung hier komplett unterbinden. Wenn Waldentwicklungsziele vorliegen, z. B. für Naturwaldzellen, muss auch hier ein zielorientiertes und konsequentes Wildmanagement durchgeführt werden. Bei Kernzonen, die größer als 300 ha sind, wurde angenommen, dass diese Flächen zu groß sind, um die Jagd hier komplett ruhen zu lassen, besonders auch, weil in allen Kernzonen mit Waldentwicklungszielen eine erhebliche Vegetationsbeeinflussung durch die widerkäuenden Paarhufer festgestellt worden war. In kleineren Kernzonen

„merkt“ das Wild nicht, dass dieses Gebiet von der Bejagung ausgenommen ist und „masiert“ sich hier nicht (BRSC 2014). Dies liegt unter anderem daran, dass die Aktionsräume der Individuen größer sind als kleine Kernzonen. Die Größe der Streifgebiete ist abhängig von der Bonität des Lebensraumes, also der Verfügbarkeit von Nahrung und Deckung zu allen Jahreszeiten. Die Streifgebiete von weiblichem Rotwild sind i. d. R. mindestens 300 Hektar groß (KUGELSCHAFTER & SIMON 1997). Das Areal einer Wildschweinrotte beträgt i. d. R. ebenfalls mehrere Hundert Hektar. Damhirsche bewohnen Gebiete von mindestens 100-200 Hektar (CHAPMAN & LANGBEIN 2003).

Neben der Flächengröße wurde im Einzelfall geprüft, ob bzw. welche Schutzziele für die Kernzone vorliegen und das Wildschadenpotential in einer 1.000 m-Pufferzone außerhalb der jeweiligen Kernzone ermittelt. Als Ergebnis wurden einige kleinere Kernzonen (<100 ha) und zwei größere Kernzonen von jeweils rund 200 ha aufgrund der Unzugänglichkeit (verlandete Seen) komplett zu Jagdruhezonen. In fünf Kernzonen wurden ein oder zwei Jagdruhezonen eingerichtet, meist im Bereich von Horstschutzzonen. In einer Kernzone wurden sechs kleine Jagdruhezonen ausgewiesen: Unzugängliche Bereiche sowie ehemalige Wildwiesen sind von der Jagd ausgeschlossen worden, auch um einem Missbrauch durch Einzelansitz an den jagdlich attraktiven Wildwiesen vorzubeugen. In zwei Kernzonen konnten keine Jagdruhezonen gegründet werden, weil in einem Gebiet eine extreme Verbissbelastung festgestellt worden war und in einer anderen Kernzone das Wildschadenpotential im Umfeld als zu groß eingeordnet wurde.

Biosphärenreservat Pfälzerwald (BRPW): Im BRPW wurde 2013 in der 2.400 ha großen Kernzone „Quellgebiet der Wieslauter“ eine Jagdruhe ausgewiesen. Die Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft in Rheinland-Pfalz begleitet dieses Vorhaben mit einem Schalenwild- und Lebensraummonitoring. Bis 2018 wurden durch das Monitoring keine Effekte der Jagdruhe auf Leittriebverbiss, Neuschäle und Populationsstruktur der Rothirsche sichtbar. Allerdings werden die Eichen nach wie vor komplett selektiert, so dass weiterhin keine Eichenverjüngung im Gebiet stattfinden kann und das bei relativ geringen Dichten von drei bis vier Hirschen pro 100 ha (HOHMANN ET AL., 2018).

10 Resümee

Jagdruhezonen sind, in Wildnisgebieten wie auch anderen Gebieten, aufgrund der teils vorhandenen Waldentwicklungsziele sowie der „Gefahr“ einer verschärften Wildschadensproblematik im Umfeld der Gebiete, enge Grenzen gesetzt. Denkbar sind Jagdruhezonen in kleinen Wildnisgebieten ohne konkrete Schutzziele, in denen im Umfeld keine Verschlechterung der Wildschadensituation zu erwarten ist. Hilfreich könnte hier sein, wenn eine Pufferzone um das Wildnisgebiet vom selben Eigentümer zielorientiert, d.h. Wildschäden vermeidend, bejagt wird. In großen Wildnisgebieten können Jagdruhezonen ausgewiesen werden, wenn keine Waldentwicklungsziele vorliegen und durch entsprechende Bejagung der Pufferzone Wildschäden im Umfeld vermieden werden. Je größer die Gebiete, desto schwieriger dürfte diese Art von „Schutzjagd“ werden. Dass in großen Wildnisgebieten hohe Dichten an Paarhufern vorkommen, die hier „Landschaftspflege“ betreiben, ist höchstens nur für wenige ehemalige (Sand-)Truppenübungsplätze vorstellbar, sofern hier keine „übermäßigen“ Auswirkungen auf die Wildschäden außerhalb auftreten sollten. Bislang gibt es kein Monitoring für ein Wildnisgebiet, das die Wirkungen einer Jagdruhezone auf das Umfeld, insbesondere auch auf die landwirtschaftlichen Flächen, aufzeigt. Hier ist dringender Forschungsbedarf gegeben, auch um die Akzeptanz der Wildnisgebiete bei benachbarten Bewirtschaftern zu fördern.

Danksagung

Besonderer Dank geht an Rüdiger Michels vom Biosphärenreservat Schorfheide-Chorin, FB Ressourcennutzung und ökologische Grundlagen, und Elisabeth Emmert vom Ökologischen Jagdverband für die kritische Durchsicht des Manuskriptes.

11 Literatur

- AG Nationalparkleiter (2018): Positionspapier zum Thema Wildtierregulierung in Nationalparks (Stand September 2018). <https://www.europarc-deutschland.de/service/positionspapier-wildtierregulierung>
- Bieker, D., Heute, F. C. (unveröff.): Der Einfluss hoher Paarhuferdichten auf unsere letzten natürlichen Wälder. Publikation angenommen in Natur und Landschaft
- BMU/BfN (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit/ Bundesamt für Naturschutz)(2018): Qualitätskriterien zur Auswahl von großflächigen Wildnisgebieten in Deutschland im Sinne des 2 % Ziels der Nationalen Biodiversitätsstrategie. Mit den Länderfachbehörden abgestimmte Fachposition des BMU/BfN. (Stand: 03. Mai 2018)
- Breul, F.J., Brötje, J.H., v. Fürstenberg, L., Heute, F.C., Klotz, St., Knoop, M., Menzel, U., Nesselrode, D., Wolff, M. (2019): Das Projekt „Nachhaltige Rehbejagung“. Teil 2: Netzwerk Vorbildliche Rehwildreviere. www.wildoekologie-heute.de - Publikation 3/2019
- BRSC (Biosphärenreservat Schorfheide-Chorin),(2014): Wildmanagementkonzept für ausgewählte Kernzonen des Biosphärenreservates Schorfheide-Chorin. Allgemeiner Teil. Leseversion der BR-Verwaltung auf der Basis eines Entwurfes von Öko-Log Freilandforschung, Frank Christian Heute
- Chapman, N., Langbein, J. (2003): Fallow Deer. The Mammal Society and the British Deer Society. London
- Ehrhart, S., Lang, J., Simon, O., Hohmann, U., Stier, N., Nitze, M., Heurich, M., Wotshikowsky, U., Burghardt, F., Gerner, J., Schraml, U. (2016): Wildmanagement in deutschen Nationalparks. BfN-Skripten 434
- EUROPARC (2018): Bericht über den Umsetzungsstand der Handlungsempfehlungen und die Fortschritte bei der Erfüllung der Qualitätskriterien und -standards für deutsche Nationalparks im Nationalpark Eifel
- Hahn, N. (2009): Schwarzwildkonzept Stadt Münsigen. Projekt des Biosphärenreservats Schwäbische Alb. Wasserstetten November 2009
- Hahn, N. (2014): Brennpunkt Schwarzwild. Projekt zur Entwicklung innovativer regionaler Konzepte. Abschlussbericht, Gomadingen August 2014
- Heute, F.C. (2014): Natur Natur sein lassen. Prozessschutz mit oder ohne Schalenwildregulierung? In: ÖKOJAGD 2/2014. S. 14-21
- Heute, F.C. (2016): Rotwild in NRW – Arbeiten die Hegegemeinschaften noch zeitgemäß? Bilanz aus 20 Jahren Rotwildhege. <https://www.wildoekologie-heute.de/publikationen/>
- Heute, F. C. (2017): 10 Jahre nach Kyrill. Die Windwurfflächen in Nordrhein-Westfalen zeigen den ökologischen Zustand der Waldverjüngung. In: ÖKOJAGD 1/2017. S. 5-11
- Hohmann, U, U. Hettich, C. Ebert & D. Huckschlag (2018): Evaluierungsbericht zu den Auswirkungen einer dreijährigen Jagdruhe in der Kernzone „Quellgebiet der Wieslauter“ im Wildforschungsgebiet „Pfälzerwald“ (Langfassung). Mitteilungen aus der Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft FAWF, Trippstadt Nr. 84/18, 152 Seiten, ISSN 1610-7705
- Jedicke, E. (1999): Prozessschutz – Definition und Ziele. In: WWF-Deutschland (Hrsg.) Chaos Natur? Prozessschutz in Großschutzgebieten. Tagungsbericht. Potsdam: 8-19

- JNM (Jägerstiftung natur+mensch),(2019): <https://www.jaegerstiftung.de/projekte/wald-wild-und-biologische-vielfalt>
- Kowarik, I. (2016): Das Konzept der potentiell natürlichen Vegetation (PNV) und seine Bedeutung für Naturschutz und Landschaftspflege. In: Natur und Landschaft 9/10-2016. S. 429-435
- Kugelschafter, K., Simon, O. (1997): Das Rotwild der Montabaurer Höhe. Nutzerkonflikte und Lösungsansätze. Schriften des Arbeitskreises Wildbiologie an der Justus-Liebig-Universität Gießen e.V.. Heft 24
- Kraus, P. (1987): Vegetationsbeeinflussung als Indikator der relativen Rotwildichte. Zeitschrift für Jagdwissenschaft 33: 42-59
- Neitzke, A. (2014): Prozessschutz, Waldökosysteme und die Wald-Wild-Frage. In: Natur in NRW 2/2014.
- Neitzke, A. (2015): Prozessschutz und die Entwicklung (sekundärer) Urwälder. Vortrag auf der Tagung „Welche Wildnis wollen wir?“ am 2.10.2015 in Schloss Criewen. https://www.researchgate.net/profile/Andreas_Neitzke/publication/299630564_Prozessschutz_und_die_Entwicklung_sekundarer_Urwalder/links/57037d2608aeade57a251c07/Prozessschutz-und-die-Entwicklung-sekundae-rer-Urwaelder.pdf
- NP Eifel (Nationalparkverwaltung Eifel),(2019): Plan zur Jagdausübung im Nationalpark Eifel für die Jahre 2019 bis 2021
- Mauersberger, H. (2012): Kernzonen im Biosphärenreservat Schorfheide-Chorin. Ein Positionspapier. Biosphärenreservat Schorfheide-Chorin. Angermünde
- Müller, J. (2004): Wie beeinflusst Forstwirtschaft die Biodiversität in Wäldern? Eine Analyse anhand der xylobionten Käfer. In: Beiträge zur bayerischen Entomofaunistik: 7:1-8, Bamberg
- NPKE (Nationalpark Kellerwald-Edersee), (2018): Wildtiermanagementkonzept für den Nationalpark Kellerwald-Edersee 2019-2028 vom 15. November 2018.
- NP Eifel (Nationalparkforstamt Eifel), (2019): Plan zur Jagdausübung im Nationalpark Eifel für die Jahre 2019 bis 2021. Schleiden
- NP Bayerischer Wald (Nationalparkverwaltung Bayerischer Wald), (2010): Nationalparkplan. Anlageband Schalenwildmanagement.
- Reck, H. (2009): Pilotstudie „Wild + Biologische Vielfalt“. Deutscher Jagdschutz Verband
- Rüffer, O. (2015): Der "Faule Ort" - Erkenntnisse zur natürlichen Waldentwicklung in einem Brandenburger Naturwald. Forst Brandenburg
- Schäfer, U. (2018): Bayerns Wildschweine im Visier: Duell der Monitoring-Systeme. Beitrag auf jagderleben.de vom 01.08.2017. <https://www.jagderleben.de/praxis/bayerns-wildschweine-visier-duell-monitoring-systeme>
- SCHERZINGER, W. (1997): Tun oder unterlassen? Aspekte des Prozessschutzes und Bedeutung des „Nichts-Tuns“ im Naturschutz. In: Wildnis - ein neues Leitbild!? Möglichkeiten und Grenzen ungestörter Naturentwicklung in Mitteleuropa. Laufener Seminarbeiträge, ANL 1/97, 31 - 44.
- Schulte, U. (2005): Biologische Vielfalt in nordrhein-westfälischen Naturwaldzellen. In: LÖBF-Mitteilungen 3/05. S. 43-48
- Stein, J. (2019): Von der Militärbrache zum Wildnisgebiet Ib IUCN – NSG Königsbrücker Heide. Vortrag. Tagung „Wildnis im Dialog – Wildnis verbinden“ in Dresden am 10.7.2019
- Striepen, K. (2012): Wildbestandsregulierung im Nationalpark Eifel. Monitoringbericht 2012

Hetzingen. Ökologische Studien Streifen. Bonn

Sturm, K. (1993): Prozeßschutz – ein Konzept für naturschutzgerechte Waldwirtschaft. Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz, S.181-192

von der Goltz, H. (2018): Wald mit Wild – aber zukunftsfähig. https://www.forstpraxis.de/anw_wald_mit_wild_ah/

Weiger, Hubert (2000): Großtiere als Landschaftsgestalter. Wunsch oder Wirklichkeit? In: LWF-Bericht Nr. 27

Werking-Radtke, J. (2008): Biodiversitätsmonitoring NRW Biotopmonitoring (BM). Erfahrungen mit seltenen Waldlebensraumtypen. Statusseminar Naturschutz-Monitoring in Deutschland. Vilm, 14.-18. April 2008 (http://www.bfn.de/fileadmin/MDB/documents/themen/monitoringintern2/Werking_Radtke_Wald_NRW.pdf; aufgerufen am 23.2.2018)

Winter, S. (2005): Ermittlung von Struktur- Indikatoren zur Abschätzung des Einflusses forstlicher Bewirtschaftung auf die Biozöosen von Tiefland- Buchenwäldern. Dissertation. TU Dresden, Fakultät für Forst-, Geo- und Hydrowissenschaften. Fachrichtung Forstwissenschaften

Adresse des Autors:

Frank Christian Heute

Dipl.- Landschaftsökologe

Siepen 15

45549 Sprockhövel

E-Mail: fch@wildoekologie-heute.de

Anforderungen an die Managementplanung in Wildnisgebieten

Ulrich Jäger

1 Vorwort

Managementpläne sind die klassischen Instrumente für ein zielgerichtetes Naturschutzhandeln in Gebieten, in denen definierte Arten- und Biotopschutzziele verfolgt werden. Für derartige Schutzgebiete sind ihre Anforderungen hinlänglich bekannt. Wie sieht das jedoch für Wildnisgebiete aus, in denen ergebnisoffen vorgegangen wird?

Für die Einrichtung eines Wildnisgebietes im Sinne der nationalen Biodiversitätsstrategie (NBS) ist entweder ein Konzept vorzulegen, wie die Qualitätskriterien für das zu erweiternde Gebiet einschließlich der Fläche zur Arrondierung oder Erweiterung innerhalb eines Zeitraumes von 10 Jahren erfüllt werden können oder wie im Zuge eines Nationalparkplans bzw. Entwicklungsplans für Biosphärenreservate die Ausweisung als Kernzone des jeweiligen Schutzgebietes erfolgen kann (Hinweise zu den Richtlinien zur Förderung der Wildnisentwicklung in Deutschland (FRL Wildnisfonds) vom 24. Juni 2019, BMUB, Juni 2019).

Als Orientierung dienen dabei die „Qualitätskriterien zur Auswahl von großflächigen Wildnisgebieten in Deutschland im Sinne des 2 % Ziels der Nationalen Biodiversitätsstrategie“ (Fachposition des BMU/BfN, Stand: 03. Mai 2018). Darin sind für Wildnisgebiete Managementpläne vorgesehen.

Diese sind bis spätestens 5 Jahre nach Einrichtung des Gebiets zu erstellen und haben eine Gültigkeit von 10 Jahren. Sie beschreiben alle notwendigen Strategien und Maßnahmen, die zur Erreichung des Schutzziels notwendig sind und sind regelmäßig fortzuschreiben. Für jegliches Eingreifen durch Maßnahmen sind äußerst restriktive Maßstäbe anzulegen. Nach Abschluss eventueller Maßnahmen eines Initialmanagements nach 10 Jahren bzw. in Ausnahmefällen 30 Jahren nach Einrichtung des Wildnisgebietes findet im Wildnisgebiet kein reguläres, auf Bestandsziele ausgerichtetes Biotopmanagement mehr statt. Die Managementpläne regeln insbesondere diejenigen gebietsspezifischen Maßnahmen, die zur Erreichung des Schutzziels Wildnis notwendig sind (wie z. B. Besucherlenkung) bzw. die Umsetzung rechtlicher Verpflichtungen. Hierzu zählen z. B. Fragen der Brandkontrolle, evtl. erforderliche phytosanitäre Maßnahmen und kritische Fragen eines Managements von Neobiota. Im Hinblick auf die vorgegebenen zeitlichen Fristen sind in der Managementplanung Zeithorizonte und Indikatoren für das Erreichen einzelner Managementziele zu nennen. Liegt das Wildnisgebiet innerhalb eines größeren Schutzgebiets, z. B. innerhalb eines Nationalparks, so soll die Managementplanung für das Wildnisgebiet in eine gegebenenfalls bereits vorliegende Managementplanung des Schutzgebiets integriert werden. Das gilt auch für FFH-Managementpläne.

2 Managementpläne für das Nichtstun?

Es stellt sich jedoch die Frage, weshalb in Wildnisgebieten, in denen vom Grundsatz her jegliches menschliches Eingreifen in eigendynamisch laufende, natürliche Prozesse unterbleiben soll, Managementpläne erforderlich sein sollten. Im Gegensatz zu Schutzgebietstypen, in denen der Arten- und Biotopschutz umgesetzt wird und somit konkrete Bestandsziele für Tier- und Pflanzenvorkommen sowie für Biotoptypen existieren, sollen Wildnisgebiete ergebnisoffen umgesetzt werden. Der Übergang soll ab dem ersten Tag der Entscheidung zur Wildnis erfolgen. Ungeachtet der Tatsache, dass dennoch in vielen Gebieten initiale Maßnahmen für nötig erachtet werden, um Spielräume für frei laufende Prozesse zu liefern (z. B.

durch den Wiederanschluss an die Dynamik von Fließgewässern), erscheint der Begriff „Managementplan“ widersinnig. Konkrete Handlungsziele festlegen, obwohl ziel- und ergebnisoffen „nicht gehandelt“ werden soll?

Dieser scheinbare Widerspruch löst sich auf, wenn man das Zurücknehmen und Unterlassen von Nutzungen, das „Nichtstun“, als aktiven Schritt und Willensentscheidung versteht. Diese erfordern ebenso verbindliche Vereinbarungen wie das aktive Handeln der Landnutzung und Pflege in der Umgebung, nur auf unterschiedlichen Ebenen. Derartige gesellschaftliche Vereinbarungen sind notwendigerweise ebenso Gegenstand von Managementplänen, wie die natürliche Ausstattung eines Wildnisgebietes.

3 Unterschiedliche Startpunkte ins „wilde Leben“

Je nach Ausgangssituation des Gebietes führen unterschiedliche Flächengrößen und -zuschnitte, Entstehen sowie unterschiedliche Instrumentarien (z. B. im Falle von ausgewiesenen Schutzgebieten), zu sehr unterschiedlichen Anforderungen an die Managementpläne.

Mit den Qualitätskriterien für großflächige Wildnisgebiete nach der Nationalen Biodiversitätsstrategie (NBS) sind mit Mindestflächengrößen von 1.000 bzw. ha 500 ha in Flussauen, Mooren und an Küsten, herausfordernde Flächenziele verbunden. Diese Mindestflächengrößen waren im Vorfeld Gegenstand kontroverser fachlicher Diskussionen und sollten weiterhin als fachliche Setzungen bzw. Konventionen kommuniziert werden. Sie sind vor dem Hintergrund der internationalen Bemühungen zur Einrichtung und Bewahrung von Wildnis zu verstehen. Dabei gilt es zu berücksichtigen, dass sich die geforderten Flächengrößen der Wildnisgebiete in Deutschland im internationalen Vergleich eher am unteren Rand der Skala befinden.

Nichtsdestotrotz sieht der konzeptionelle Ansatz zur Realisierung von Wildniszielen der NBS neben den großflächigen Wildnisgebieten im Sinne eines „several small and single large“ auch in kleineren Wildnisflächen einen wertvollen Beitrag im Sinne eines Biotopverbunds und für Naturerlebnis- und Bildungsangebote. Damit sind auch kleinere Flächen, jenseits der großen, ehemaligen Truppenübungsplätze der Nationalen Volksarmee oder sowjetischen Streitkräfte, wie sie in den anderen Bundesländern als Teil eines Wildnisverbunds realisiert werden können. Allerdings bedingen die sehr unterschiedlichen Potenziale ebenso unterschiedliche Anforderungen an die entsprechenden Managementpläne.

Ebenfalls unterschiedliche Anforderungen ergeben sich aufgrund der individuellen Genese der jeweiligen Wildnisgebiete. So verfügen die Kernzonen in Nationalparks und Biosphärenreservaten als rechtsförmlich ausgewiesene Großschutzgebiete jeweils über einen spezifischen programmatischen Rahmen, über Rechtsgrundlage und Qualitätskriterien sowie gebietsspezifische Festlegungen in Form von Rechtsverordnungen oder sie besitzen verbindliche Planungen. Zur langfristigen rechtlichen Sicherung von Wildnisgebieten gehen deren Etablierung normalerweise Ausweisungsverfahren voraus, die neben den ggf. vorgeschriebenen formalen Beteiligungsverfahren umfangreiche Prozesse mit lokalen Stakeholdern beinhalten. Als Stakeholder sind nachfolgend alle Personen oder Institutionen zu verstehen, die auf das Gebiet bezogene ideelle oder materielle Interessen oder rechtliche Ansprüche haben. Gegebenenfalls laufen die Ausweisungsverfahren und deren begleitende Prozesse in einem Kontext, in dem weitere programmatische Ziele verfolgt werden. Dies ist z. B. bei Biosphärenreservaten der Fall, die im Sinne des UNESCO-MaB-Programms schwerpunktartig modellhafte Lösungen für nachhaltige Entwicklung verfolgen. Frei verhandelte Wildnisgebiete außerhalb von ausgewiesenen Großschutzgebieten entstehen hingegen größtenteils im Rahmen völlig neu zu strukturierender Prozessen. Sie verfolgen von vornherein einen ganz spezifischen „Wildnisauftrag“ (siehe Abb. 1).



Abb.1: Kernzone im grenzüberschreitenden Biosphärenreservat Pfälzerwald – Vosges du Nord (Bild: Ulrich Jäger)

Tab.1 Unterschiedliche Rahmenbedingungen für Wildnisgebiete

Nationalparke	Biosphärenreservate	frei verhandelte Wildnisgebiete
Meist kompakte Kernzonen	Häufig dezentrale Kernzonen	Kompakte Wildnisflächen
Überwiegend Naturzone (Ziel 75 %)	Mind. 3 % Kernzone	Heterogene Wildnisflächenzuschnitte
Managementzone	Pflegezone (> = 20 %) und Entwicklungszone	Regelungen in der Umgebung?
Nationalparkplan	UNESCO-MaB-Kriterien (Zertifizierung)	Pflege- und Entwicklungspläne
„Entwicklungs-NLP“	modellhafte nachhaltige Entwicklung	spezifischer Auftrag

4 „Standards“ – die Antwort auf alle Fragen?

Für Managementpläne im weitesten Sinne existieren bereits eine Reihe von mehr oder weniger zutreffenden Standards. So existieren z. B. Mustergliederungen für Nationalparkpläne, für Pflege- und Entwicklungspläne in Naturschutzgroßprojekten oder für Entwicklungspläne in Biosphärenreservaten, also für Gebiete, die mehr oder weniger große Prozessschutzflächen beinhalten. Bei cursorischer Durchsicht der diversen Managementpläne wird deutlich, dass strukturell weitgehende Gemeinsamkeiten bezüglich der Teile vorhanden sind, die sich im weitesten Sinne auf die Rahmenbedingungen, die Gebietsbeschreibung, die Zustandserhebung und Bewertung, die Leitbildbeschreibung und die begleitende Öffentlichkeitsarbeit beziehen. Dennoch ist aus den vorhandenen Planwerken kein einheitlicher, homogener Standard erkennbar. Je nach spezifischen Gegebenheiten des jeweiligen Gebietes sind die

Beschreibungen der Schutz- und Entwicklungsziele sowie die Beschreibungen der zur Umsetzung notwendigen Maßnahmen bereits wesentlich individueller und fast durchgängig auf Arten- und Biotopschutzaspekte fokussiert. Wesentlich heterogener als die vorgenannten Teile sind allerdings die Darstellungen der vorhandenen Konflikte und möglicher Lösungen hierzu. Darüber hinaus behandeln die Mehrzahl der vorhandenen Beispiele für Managementplanungen fast ausschließlich die Gegebenheiten und Ziele in den Grenzen der Wildnisgebiete an sich. Die Gegebenheiten der Umgebung werden meist nur im Zusammenhang mit Nutzeransprüchen und Regionalentwicklungseffekten der Wildnisgebiete beleuchtet. Somit werden Fragen des großräumigen Biotopverbunds kaum einbezogen.

5 Biotopverbund – hinter dem Horizont geht es weiter

Wildnisflächen sind keine isolierten Inseln, sondern aus der Nutzung genommene („segregative“) Wildniselemente inmitten wirtschaftlich genutzter Landschaften, die herkömmlich als „Kulturlandschaft“ bezeichnet werden. Zwischen allen Gebietstypen bestehen ökologisch funktionale Beziehungen. Diese Beziehungen des Biotopverbunds zwischen Wildnisgebiet und Umgebung sind je nach naturräumlicher Situation und Nutzungsintensität in der Umgebung unterschiedlich ausgeprägt. Aus dieser Perspektive sollten Wildnisflächen als Teile einer integrativen Naturschutzstrategie verstanden werden. Innerhalb der Grenzen der Wildnisgebiete werden meist Zonierungen entwickelt, die in ihren Zonen unterschiedliche Handlungsintensitäten räumlich zuweisen. Skaliert man auf sehr viel größere Landschaftsräume, und versteht diese als „zu zonierender Raum“, sind jedoch auch Wildnisgebiete und somit Flächen des Nutzungsverzichts nichts anderes als integrale Bestandteile großer Landschaftsräume, in denen ein breites Spektrum an Nutzungsintensitäten vorhanden ist.

Es stellt sich die Frage, wie weit sich Managementpläne über die Gebietsgrenzen hinaus mit den Gegebenheiten der Umgebung auseinandersetzen müssen. Dies geschieht häufig mit Aspekten des Wildtiermanagements, der Borkenkäferausbreitung, des Brandschutzes und anderen Erfordernissen zur Pufferung der Wirkungen aus dem Wildnisgebiet nach außen oder aus der genutzten Umgebung ins Innere der Wildnisgebiete hinein. Ein großräumiger Biotopverbund muss jedoch die funktionale Strahlwirkung der Wildnisgebiete in die Umgebung aufgreifen. Ein Beispiel hierfür ist die Habitatnutzung von Tierarten mit großflächigen Raumnutzungsmustern, wie bei Wolf, Luchs, Biber, aber auch anderen Arten.

6 Bedarf an die Managementplanung in Wildnisgebieten

Die nachfolgend thesenhaft dargestellten Aussagen zu Bedarfen an Managementplanungen in Wildnisgebieten gehen auf langjährige Erfahrungswerte aus der Mitwirkung bei Planungen im Zusammenhang mit Nationalparks, Biosphärenreservaten, Naturschutzgroßprojekten und weiteren Prozessschutzaktivitäten zurück. Sie erheben keinen Anspruch auf Vollständigkeit oder wissenschaftliche Plausibilität.

Die Mehrzahl bekannter Managementpläne oder anderweitige Managementfestlegungen behandelt Themenfelder, wie sie aus klassischen Naturschutzplanungen des Arten- und Biotopschutzes bekannt sind. Auch in der Tagungsreihe „Wildnis im Dialog“ wurden bereits für viele dieser Themen Lösungen diskutiert und entwickelt (siehe Tab.2). Es fällt allerdings auf, dass Themen, die im größeren Umfang Verhandlungen mit den kommunalen Stakeholdern erfordern oder Zielkonflikte des Naturschutzes betreffen, kaum berücksichtigt sind. Somit sind solche Wildnisvorhaben nicht in den sozialen Kontext eingebettet. Dem Gedanken folgend, dass Wildnis ein Denkmodell ist, das sich aus der Differenzierung des Menschen zwischen ungestörten Naturvorgängen und genutzten Flächen der Umgebung ergibt, fehlen wesentliche Aspekte bei der Etablierung von Wildnisgebieten.

Tab.2 Gebräuchliche („✓“) und weniger gebräuchliche („?“) Inhalte von Managementplanungen in Wildnisgebieten

Inhalte und Themen von Managementplanungen in Wildnisgebieten	
Naturräumliche Informationen ✓	Kampfmittel / Altlasten ✓
Arten und Biotoptypen ✓	Wildtiermanagement ✓
Standörtliche Informationen ✓	Tierseuchenkonzept?
Hpnv✓	Hochwasser-/Grundwassermanagement?
Entwicklungsziele (✓)	Waldschutzkonzept für Umfeld?
Beeinträchtigungen (✓)	Forschung und Monitoring?
Biotopverbund ✓	Gebietskontrolle?
...	Neobiota?
Infrastruktur ✓	Arten- und Biotopschutzziele in der Umgebung ✓
Verkehrssicherung ✓	Öffentlichkeitsarbeit und Kommunikation?
Rettungswegesystem	...
Besucherlenkung und Erlebnismöglichkeiten ✓	Sozialer Kontext ?
Landschaftsbild?	
Brandschutz ✓	

7 Erwartungen an Managementpläne – „Gesucht und gefunden?“

Bekanntere Erwartungen an Managementpläne beziehen sich meist darauf, im jeweiligen Plan Informationen und Daten zu Bewertungen und Planungen zu finden. Bei der Erstellung der Planungen werden diese konventionellen Erwartungen in der Regel erfüllt. Es handelt sich dabei allerdings häufig um den kleinsten gemeinsamen Nenner zwischen den Beteiligten. Wirklich erwartet und während des Planungsprozesses erstaunlicherweise selten klar nachgefragt sind vor Ort jedoch Ideen, Impulse, Szenarien, Grenzen und Risiken, Chancen, Optionen und andere Perspektiven, die sich aus der Etablierung von Wildnisgebieten ergeben. Wildnisgebiete bzw. Wildnisflächen erfordern jedoch auch oder gerade wegen des Nutzungsverzichts gesellschaftliche Verhandlungsprozesse, die ohne die oben genannten Perspektiven nicht zu dauerhaft erfolgreichen Ergebnissen führen.



Abb.2: Alteiche im Naturschutzgroßprojekt Bienwald (Bild: Ulrich Jäger)

8 Wildnisflächen als Teil der neuen Kulturlandschaft

Kulturlandschaft ist das Ergebnis gesellschaftlicher und individueller Entscheidungen. Sie ist das Ergebnis der „Kultur“ des Menschen im Umgang mit der Natur. Da auch segregative Wildnisflächen in die Kulturlandschaft integriert sind, gibt es vor Ort mehr oder weniger, aber doch immer „Betroffene“. Aus dieser Sicht ist die Integration von Wildnisgebieten Teil des Naturschutzes als kulturelle Leistung. Ihre Etablierung und Existenz ist somit ein Beitrag zur Weiterentwicklung eines verbreiteten Verständnisses von „Zivilisation“, hin zu einer gesellschaftlich vereinbarten „neuen“ Kulturlandschaft und einem neuen „Umgang“ mit der natürlichen Umgebung. Diese Verhandlungsprozesse erfordern in Managementplanungen mehr Aussagen als solche zum naturwissenschaftlichen oder ingenieurwissenschaftlichen Handeln.

9 Herausfordernde Rolle

Ausweisungen von Wildnisgebieten und Wildnisentwicklung sind fachliche, kommunikationstechnische, soziale und kulturelle Herausforderungen. Sie erfordern von den Natur-

schutzakteuren meist eine neue Art Vokabular und Sprache. Die Intensität der Prozesse fordert Zeit und Energie für Reden, Verstehen und Fühlen. Die Ausweisung und die Betreuung von Wildnisgebieten erfordern ausreichend personelle und finanzielle Ressourcen, um die Wildnisqualitäten zu entwickeln, die erst die Etablierung derartiger Gebiete begründen.

Die Gebietsbetreuungen müssen bei der Umsetzung von Wildniszielen im Alltag in vielen Wildnisgebieten Mitteleuropas jenseits der Managementpläne mit „Augenmaß“ handeln. Um in diesen Situationen der Gefahr zu entgehen, in die Beliebigkeit abzugleiten, ist eine konsequente Kommunikation der Wildnisqualitäten unabdingbare Voraussetzung. Dies geschieht vor allem vor dem Hintergrund, dass das Thema Wildnis bei der Kommunikation auf der lokalen Ebene als „sperrig“ wahrgenommen wird. Aus diesem Grund ist es von großer Bedeutung, die eigene Kommunikation daraufhin zu überprüfen, ob tatsächlich abschließende und verständliche Antworten auf Fragen geliefert werden, wie „Wie groß muss das Gebiet sein, damit es ausreichend groß ist?“, „Ab wann ist was zerschneidend?“, „Warum ist ‚nutzungsfrei‘ nicht ohne ‚Nutzen?‘“, „Durch welche Einflüsse gelten Wildnisgebiete nicht mehr als weitgehend unbeeinflusst?“ und vor allem „Wie gehören die Menschen vor Ort zur Wildnis?“ Managementpläne müssen hierauf bereits im jeweiligen Prozess Ihrer Erstellung unmissverständliche Antworten entwickeln und Positionen beziehen. Sie müssen außerdem geeignet sein, im Nachgang jederzeit als Bezugspunkte für neuerlich entstehende Diskussionen dienen zu können.

10 Partner am „örtlichen Stammtisch“

Für das Selbstverständnis der Akteure der Ausweisung eines Wildnisgebietes ist es wichtig zu realisieren, dass sie durch ihre Aktivitäten in der örtlichen Bevölkerung zumindest anfänglich als eine Art ungebetene Eindringlinge empfunden werden könnten. Gerade im sozialen Gefüge ländlicher Räume werden Absichten zur Etablierung von Wildnis häufig als romantisierte Utopien urban-industrieller, städtischer Milieus interpretiert. Um die notwendige Akzeptanz zu erlangen, gilt es für die Wildnisakteure vom ungebetenen Eindringling zum Partner im gegenseitigen Respekt zu werden. Hierzu müssen vor Ort gewachsene Ansprüche erkannt werden. Dazu zählen tradierte Ansprüche und etwaige Gewohnheitsrechte ebenso wie substantielle Eigentums- und Nutzungsrechte. Da der Zustand von Wildnis in dem Moment entsteht, in dem der Verzicht auf Nutzung umgesetzt ist, erfordern die Managementpläne soziale und ökonomische Verhandlungsprozesse, in denen zuvor die genannten Ansprüche und Rechte ausgehandelt werden. Auf ehemaligen, langjährig bestehenden Truppenübungsplätzen haben sich häufig noch keine oder wenige Gewohnheitsrechte der lokalen Bevölkerung entwickelt. Wenn die Ausweisung von Wildnisgebieten auf solchen Flächen kurz nach der Aufgabe der militärischen Nutzung erfolgt, gestalten sich die notwendigen Verhandlungsprozesse weniger komplex. Zwei Aspekte dürften in der begleitenden Kommunikation zu Managementplänen von besonderer Bedeutung sein. Zum einen die Tatsache, dass auch Nutzungsverzicht eine Veränderung darstellt und nutzungsfrei nicht nutzlos bedeutet. Zum anderen ist die Wahrnehmung von Veränderungen oder die Aussicht darauf häufig mit Ängsten besetzt, verhindert das Erkennen der Chancen. Aus diesem Grund gilt es zu vermitteln, dass Wildnisentwicklung nicht mit Kontrollverlust gleichzusetzen ist. Um diesen Herausforderungen nachkommen zu können, sind für die Kommunikation Perspektivwechsel vorzunehmen, durch die vertraute Denkmuster und Fachsprache hinterfragt werden. Die Wildnisakteure verlassen dabei gewissermaßen „gewohnte Wege“ und „sicheres Terrain“. Wesentliche Unterstützung kann dabei der gezielte Einsatz narrativer Elemente liefern. Der Einsatz solcher „Erzählungen“ zielt auf die schnelle Erkennbarkeit und Erfahrbarkeit einer unverwechselbaren Botschaft, des eigentlichen Wildnischarakters. Wie bereits erwähnt, ist und bleibt Wildnis kommunikationstechnisch sperrig. In vielen Prozessen weichen

die Kommunikationsbemühungen fast reflexartig auf Effekte der tatsächlichen oder vermeintlichen Inwertsetzung von Wildnisgebieten aus. Sie bedienen sich in der Kommunikation dabei vordergründig ökonomischer, sozialer oder ökologischer Effekte. Letzteres ist auf den ersten Blick zentrales Ziel der Wildnisentwicklung, wird jedoch häufig auf das Argument der Biologischen Vielfalt im Sinne von Artenschutzeffekten reduziert. Diese sind jedoch betont nicht Gegenstand von Wildnisentwicklungen.

Die Wildniskommunikation muss sich der Herausforderung konsequent stellen, auch bereits in der häufig vorgeschalteten, befristeten Entwicklungsphase, in der noch durch vereinbarte Maßnahmen aktiv eingegriffen werden kann. In dieser Phase dürfen keine neuen Gewohnheiten entstehen, die zu neuerlichen Akzeptanzproblemen führen können, wenn sie zum Ende der Entwicklungsphase eingestellt werden. Derartige Gewohnheitsrechte sollten ebenso wenig durch Erwartungen entstehen, die durch klassische Arten- und Biotopschutzziele bedingt sind. So gilt es insbesondere in Sachen Nutzungsverzicht bzw. Verzicht auf konservierende Arten- und Biotopschutzmaßnahmen glaubwürdig zu bleiben. Dies setzt voraus, dass Wildnisentwicklungen weitgehend unabhängig von dem Zustand ausgehen, der in den jeweiligen Gebieten vor der Ausweisung existiert und weitgehend auf eigendynamischen Entwicklungen basieren. Das praktizierte Vorgehen in den Kernzonen der Nationalparke und Biosphärenreservate z. B. bei größeren Fichtenanteilen, die aus vorhergehenden Bewirtschaftung entstanden waren, zeigt, dass das Gebietsmanagement sich häufig weniger auf das Abwarten der eigendynamischen Prozesse als vielmehr auf aktives Steuern stützt. Es fehlt hier offensichtlich entweder an der notwendigen Ergebnisoffenheit oder den dafür unabdingbaren Rahmenbedingungen. Wildnisentwicklungen orientieren sich nicht an als „ursprünglich“ vermuteten Zuständen. Die vermeintliche Ursprünglichkeit des Naturzustandes ist eine Projektion, die selbst bei zunehmender wissenschaftlicher Erkenntnis nicht abschließend definiert bzw. beschrieben werden kann. Aus diesem Grund erfordert Wildnis gesellschaftliche und fachliche Konventionen, die transparent darzustellen sind.

11 Planungen der Bereicherung und des Verzichts

Die generelle Ausrichtung von Managementplanungen in Wildnisgebieten sollte sich in der Kommunikation nicht nur mit den Einschränkungen und den negativen Aspekten des Nutzungsverzichts auseinandersetzen, sondern Aspekte der Bereicherung und Freiheit denen des Verzichts gegenüberstellen. Wildnis gefällt, liefert Ökosystemdienstleistungen, bewahrt Naturschätze und Naturerbe, schafft Gerechtigkeit für nachfolgende Generationen und internationale Gerechtigkeit. Im Rahmen von Angeboten zum Naturerleben bieten Wildnisgebiete psychosoziale und gesundheitliche Effekte. Zudem stellen sie wichtige Referenzgebiete für Forschung und Entwicklung dar. Diese Effekte sind argumentativ zu nutzen. Ein gelungenes Beispiel dafür ist die Broschüre „Wildnis in Sachsen?“, in der Fragen wie „Macht Wildnis frei?“, „Macht Wildnis lebendig?“ oder „Macht Wildnis zufrieden?“ gestellt und beantwortet werden (Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, 2019: Wildnis in Sachsen?). In der sonstigen Praxis von Managementplanungen in Wildnisgebieten werden hierauf nur selten ausreichend Antworten gegeben. Werden derartige Themen gemieden, um dem Verdacht vorzubeugen, die entsprechenden Planungen seien unsachlich? Tatsächlich werden die entsprechenden Themen meist einer begleitenden, parallelen Öffentlichkeitsarbeit überlassen, dort allerdings häufig eher diffus abgehandelt.



Abb.3: Naturzone im Nationalpark Hunsrück-Hochwald (Bild: Ulrich Jäger)

12 Managementplanung in Wildnisgebieten als Grundlagen der Verständigung

Managementpläne stellen die Grundlage der gemeinsamen Verständigung dar, wie die notwendigen Handlungsspielräume zur Wildnisentwicklung geschaffen werden. Hierzu sind mögliche Wirkungen nach innen und nach außen zu klären. Dies leitet zu konzeptionellen Lösungen in Form von Zonierungen über. Im Umfeld der Wildnisgebiete wird für Puffer-, Management- oder Pflegezonen geklärt, wie die Funktion der Pufferung umgesetzt wird und was hierzu geschieht. Da Wildnisgebiete als Teil des großräumigen Biotopverbunds keine isolierten Inseln sind, sind die Übergangsbereiche über die etwaigen Puffer- bzw. Pflegezonen hinaus in die Arbeit einzubeziehen. Die hier getroffenen Vereinbarungen sind als gemeinsamer Konsens zwischen Projektbetreibern und Stakeholdern verbindlich darzustellen. Dies ermöglicht im Falle von neu oder wieder auftretenden Konflikten die „Rückbesinnung“ auf den einmal erreichten Konsens.

Von entscheidender Bedeutung für den Erfolg von Managementplanungsprozessen ist die Wahrnehmung des Handelns der Wildnisakteure vor Ort. Begreifen diese das entsprechende Gebiet als ihre „gute Stube“, für die der Naturschutz alles Notwendige in Form von Datengrundlagen, Standards, guter fachlicher Praxis, Eigentum, Auftrag und finanziellen Mitteln mitbringt und sich im Vollbesitz aller notwendigen Informationen glaubt? Oder sehen die Wildnisakteure das jeweilige Gebiet als „terra incognita“, dessen Situation man unvoreingenommen betrachtet? Unvoreingenommenheit ist eine wichtige Voraussetzung für ergebnisoffene Prozesse, wie auch für das Verständnis lokaler Akzeptanzlagen und Rahmenbedingungen. Managementplanungen sollten als Gegenstand von Prozessen verstanden werden,

die iterativ aufgebaut sind. Strukturell und organisatorisch sollten in den aufeinanderfolgenden Planungsphasen über die erreichten Meilensteine informiert und in Rückkopplungsschleifen mit den Stakeholdern Weiterentwicklungen erreicht werden. Fachliche Planung und Kommunikation gehen hier Hand in Hand. Diese Art der Beteiligung örtlicher Stakeholder und insbesondere deren Multiplikatoren ist letztlich die Voraussetzung für örtliche Wertschätzung, ohne die für die Wildnisentwicklung keine dauerhafter Erfolg zu erzielen ist. Dies ist somit mehr als eventuell kurzzeitig vorhandene Akzeptanz. Wertschätzung schafft nicht zuletzt das Vertrauen zwischen den Partnern vor Ort, das für den Fall unvorhergesehener Ereignisse eine wichtige Grundlage für geeignete Lösungen darstellt. Ist der Weg einer derartigen Partizipation einmal eingeschlagen, ist sie zu jedem Zeitpunkt zu gewährleisten. Wiederholt auftretende oder neu aufkommende Konflikte erfordern grundsätzlich erneute Verständigung. Hierbei sollten die Wildnisakteure immer wieder bereit sein, Perspektivwechsel vorzunehmen und die hieraus gewonnenen Erkenntnisse in Anpassungen umzusetzen. Dementsprechend sind Managementpläne von Zeit zu Zeit fortzuschreiben. Sie müssen als gemeinsame Basis erkennbar bleiben. Um im Zuge solcher Anpassungen den schleichenden Verlust von Wildnisqualitäten zu vermeiden, sind diese permanent zu kommunizieren und aktiv zu bewahren.

13 Das Ergebnis einer Planung ist ein Plan!?

Planungen, an denen mehr als ein „Kopf“ beteiligt sind, entstehen im Rahmen interaktiver Prozesse. Durch Kommunikation, Information und Reflexion verändern sich während des Verlaufs Positionen. Die beteiligten Akteure werden dadurch Teil einer lernenden Organisation. Beteiligte Laien werden darin fortlaufend qualifiziert. Betroffene werden zu Beteiligten. Nicht zuletzt dienen Managementpläne und ggf. vereinfachte Darstellungen als eine Art „hilfreiche Gebrauchsanweisung“ für Menschen, die die Angebote zum Wildnis erleben wahrnehmen wollen, ohne Spuren zu hinterlassen. Das Ergebnis eines Managementplans ist demnach mehr als ein Plan.

14 Entwicklung der Kommunikation

Für die Entwicklung von Wildnisgebieten und deren Managementpläne ist Kommunikation ein zentraler Erfolgsfaktor. Die hierzu notwendigen Kompetenzen gilt es auf Seiten der Wildnisakteure bei der Auswahl und der fortlaufenden Qualifizierung des Personals zu berücksichtigen. Hierbei sind nicht nur die Anforderungen einer erfolgreichen Öffentlichkeitsarbeit, wie die Erstellung von Websites, Flyern, Informationstafeln oder Broschüren gemeint, sondern Authentizität und die Fähigkeit zu zwischenmenschlicher Kommunikation zu berücksichtigen („Man kann nicht Nicht-Kommunizieren“).

In Konfliktfällen wird das Personal der Gebietsbetreuung häufig als nicht neutral angesehen. Dies behindert konsensuale Prozesse. Bei der Wildnis-Kommunikation und den die Managementplanung begleitenden partizipativen Prozessen kann daher der Einsatz externer Moderation hilfreich sein. Sie entlastet die Akteure des jeweiligen Wildnisgebietes, ermöglicht authentisches Handeln, liefert Akteurs- und Situationsanalysen, berät die Planungsträger bei der Kommunikation, leistet Coaching und stellt über wertschätzende Kommunikation eine Art Makler der emotionalen Ebene dar. Nicht zuletzt können Kräfte der externen Moderation zur Klärung des Auftrags der Wildnisentwicklung und zur vorausschauenden Definition des Akzeptanzverständnisses beitragen.

15 Fazit

Managementpläne für Wildnisgebiete müssen wegen der programmatischen Herausforderungen der Wildnisziele ein breiteres Themenspektrum abdecken als dies in konventionellen Managementplanungen des Naturschutzes üblich ist. Neuartige Anforderungen ergeben sich hierbei insbesondere aus dem strategischen Ansatz, großflächige Wildnisgebiete und andere Wildnisflächen als integralen Bestandteil einer „neuen Kulturlandschaft“ zu etablieren und bei den Anforderungen an die Managementplanung die Herausforderungen bei deren Kommunikation langfristig erfolgreich zu bewältigen.

Adresse des Autors:

Ulrich Jäger
Landesamt für Umwelt Rheinland-Pfalz
Referat Biotopsysteme und Großschutzprojekte
Kaiser-Friedrich Straße 7
55116 Mainz
E-Mail: Ulrich.jaeger@lfu.rlp.de

Der Wildnisfonds – Umsetzung und Perspektiven

Cornelia Neukirchen

1 Einleitung

Das Bundesumweltministerium hat am 9. Juli 2019 ein neues Förderprogramm zur Sicherung von Wildnisgebieten in Deutschland gestartet. Auf mindestens zwei Prozent der Landesfläche Deutschlands soll sich die Natur nach ihren eigenen Gesetzmäßigkeiten und möglichst großflächig entwickeln. Damit dient der Wildnisfonds der Umsetzung der Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt (NBS) und dem darin formulierten 2 % Wildnis-Ziels. Der neue Fonds soll die Möglichkeit eröffnen, potenzielle Wildnisgebiete zu sichern bzw. bestehende Wildnisgebiete zu ergänzen und/oder zusammenzulegen. Beginnend mit diesem Jahr werden in den kommenden Jahren jeweils 10 Millionen in einem eigenen Titel Wildnisfonds im Haushalt des BMU zur Verfügung stehen.

Grundlage ist der Koalitionsvertrag von CDU/CSU und SPD für die 19. Legislaturperiode, in dem sich die Koalitionsfraktionen auf folgende Formulierung verständigt haben: „Wir werden einen „Wildnisfonds“ zur Verfügung stellen mit dem Ziel, die Länder bei der Umsetzung des Zwei-Prozent-Ziels Wildnis zu unterstützen.“ Vorgegangen waren mehrere Beschlüsse der Umweltministerkonferenz sowie Positionierungen der Naturschutzverbände.

Nach Abstimmungen mit den Ländern, den Verbänden sowie mit Bundesfinanzministerium und Bundesrechnungshof konnte am 24. Juni 2019 die Förderrichtlinie unterzeichnet und am 9. Juli im Bundesanzeiger veröffentlicht werden (www.bundesanzeiger.de).

Wesentliche Elemente der Förderrichtlinie beinhalten:

2 Zuwendungszweck

- Ziel der Richtlinie: Beitrag zur Umsetzung des 2 %-Ziels
- Unterstützung der Entwicklung und Sicherung von Wildnisgebieten im Sinne des 2 %-Ziels
- Erhebliches Bundesinteresse
- Definition von Wildnisgebieten, Verweis auf die Qualitätskriterien
- Verweis auf Kriterien für förderfähige Flächen
- Verweis auf die Hinweise zur Förderrichtlinie, diese sind flexibel aber verbindlich

3 Gegenstand der Förderung

- Ankauf von Wildnisgebieten oder wesentlicher Teile von ihnen, nebst Nebenerwerbskosten sowie von Flächen zur Arrondierung oder Erweiterung von Wildnisgebieten oder geeigneten Prozessschutzgebieten, nebst Nebenerwerbskosten (in Einzelfällen: Tauschflächen).
- Finanzieller Ausgleich für den dauerhaften Verzicht auf wirtschaftliche Nutzungen von Wildnisgebieten bzw. wesentlichen Teilen von ihnen sowie von Flächen zur Arrondierung oder Erweiterung von Wildnisgebieten oder geeigneten Prozessschutzgebieten.
- Kriterien für die genannten Gebiete finden sich in den Hinweisen zur Förderrichtlinie.
- Begrenzung der Förderung des Grunderwerbs oder Ausgleichszahlungen auf den Ver-

kehrswert; die Notwendigkeit der Ausgaben ist grundsätzlich durch ein aktuelles Wertgutachten zu belegen (siehe Erläuterung in den Hinweisen zur FRL).

- Ausgleichszahlungen dürfen nur geleistet werden, wenn der Flächenerwerb nicht umsetzbar ist.
- Flächen im Landeseigentum können grundsätzlich nicht Gegenstand der Förderung sein (siehe Erläuterung in den Hinweisen zur FRL)

4 Zuwendungsempfänger

- Zuwendungsempfänger können natürliche oder juristische Personen des privaten oder öffentlichen Rechts sowie Personenvereinigungen mit Sitz in der Bundesrepublik Deutschland sein.
- Nicht antragsberechtigt sind die Länder.

5 Zuwendungsvoraussetzungen

- Dingliche Sicherung des Prozessschutzes zugunsten der Bundesrepublik Deutschland.
- Erwerbe/Vereinbarungen spätestens in dem Kalenderjahr nach der Bewilligung
- Tausch innerhalb von zehn Jahren bzw. Einleitung eines Verfahrens innerhalb fünf Jahren

6 Art, Umfang und Höhe der Zuwendung

- Zuwendungen werden im Wege der Projektförderung gewährt.
- Anteilfinanzierung, bis zu 100 % Finanzierungsanteil des Bundes
- Förderung erfolgt nach DAWI-Freistellungsbeschluss, Zuwendungsbescheid als Betrauungsakt
- Nicht zuwendungsfähig: Antrag, Folgeaufwand, Managementplan

7 Sonstige Zuwendungsbestimmungen

- Verwendung von Einnahmen zur Deckung von Betriebsausgaben und Kosten der Prozessschutzmaßnahmen, Überschüsse müssen an Zuwendungsgeber abgeführt werden.
- Verzicht des Flächeneigentümers auf Rechtsbehelf gegenüber Sicherung
- Einverständnis des Eigentümers zur Veröffentlichung der Flächendaten

8 Verfahren

- Projektträger ZUG
- Förderantrag muss enthalten: Angaben zu Lage und Größe des Gebiets, Eignung, Wertgutachten, Konzept, wie die Qualitätskriterien für Wildnisgebiete im Sinne der NBS innerhalb von 10 Jahren erfüllt werden können.
- Managementplan innerhalb von fünf Jahren
- Evaluierung

9 Geltungsdauer

- 10.07.2019 bis 31.12.2030
- Evaluierung alle drei Jahre

In Abschnitt 1 der Förderrichtlinie wird mehrfach auf „Hinweise zur Förderrichtlinie Wildnisfonds“ verwiesen. In den Hinweisen finden sich Erläuterungen zu Abschnitt 2.2 der FRL (Ausnahmeregelung für Flächen im Landeseigentum, Wertgutachten im Falle des Eintritts in Vorkaufrecht), die Kriterien für die Auswahl der durch den Wildnisfonds förderfähigen Flächen, eine durch die BImA/Bundesforst erstellte Checkliste zur Wertermittlung sowie die mit den Länderfachbehörden abgestimmten Qualitätskriterien für Wildnisgebiete im Sinne der NBS von BMU/BfN.

Die Förderrichtlinie sowie die Hinweise dazu sind unter www.bmu.de/themen/natur-biologische-vielfalt-arten/naturschutz-biologische-vielfalt/wildnis/ und unter www.z-u-g.org/aufgaben/wildnisfonds/ zu finden.

Abb.1 gibt einen Überblick über die Varianten der durch den Wildnisfonds förderfähigen Flächen. Detaillierter finden sich die Beschreibungen der Optionen in den Kriterien für förderfähige Flächen in den Hinweisen.

Ansprechpartnerinnen für den Wildnisfonds im BMU, im Referat NII4, sind bis auf Weiteres MinR'in Nicola Breier sowie Dr. Katrin Hassel.

Projekträgerin für den Wildnisfonds ist die Zukunft – Umwelt – Gesellschaft (ZUG) gGmbH, eine bundeseigene Dienstleistungs-GmbH zur Förderung von Umwelt-, Natur- und Klimaschutz. Informationen zur Förderrichtlinie Wildnisfonds, zur Einreichung von Projektskizzen und zur Antragstellung bei der ZUG sind unter www.z-u-g.org/aufgaben/wildnisfonds eingestellt. Ansprechpartner bei der ZUG für den Wildnisfonds ist Jan Welzholz.

Weitere Informationen unter
<https://www.z-u-g.org/aufgaben/wildnisfonds/>

Adresse des Autors:

Cornelia Neukirchen
Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit
Ref. N II.4
Postfach 12 06 29
53048 Bonn

Wildnis in Sachsen?

Friedemann Klenke

1 Wege zur Wildnis in Sachsen

Wildnis in Sachsen ist nicht selbstverständlich. Schon das Fragezeichen hinter der Überschrift weist darauf hin. Woran liegt das? Vor allem historische Gründe sind dafür verantwortlich, dass man bei „Wildnis“ nicht zuerst an Sachsen denkt. Ein Blick zurück in das 19. Jahrhundert ist zum Verständnis hilfreich.

In das 19. Jahrhundert fällt die **Kulturepoche der Industrialisierung**. Sachsen war damals ein Motor für Wirtschaft und Wissenschaft. Als Beispiel dafür steht die erste deutsche Fernbahn 1839 von Leipzig nach Dresden. Sehr rasch wurde Sachsen zur industriereichsten und am dichtesten besiedelten Region Deutschlands. Nicht allein in den Städten, selbst in Dörfern wuchsen in kurzer Zeit große Fabrikanlagen mit vielen qualmenden Schornsteinen aus dem Boden. Südwestlich von Dresden führten Steinkohlevorkommen zur Ansiedlung vieler energieintensiver Stahlindustriebetriebe, so dass die Bauerndörfer eines ganzen Tales zum „Tal der Arbeit“ zusammenschmolzen – das heutige Freital.



Abb. 1: Sächsische Gussstahlfabrik Döhlen (heute Freital), gegründet 1855. Wenige Jahre zuvor war Döhlen noch ein Bauerndorf. Historische Darstellung

Diese Entwicklung hatte gravierende Folgen für Natur und Landschaft. Die Urbanisierung und Zersiedlung wurde begleitet von Monokulturen in der Forst- und Landwirtschaft. Wo soll da noch Platz für Wildnis sein?

Entscheidend war, dass dieser Prozess so rasch ablief, dass der einzelne Mensch die Veränderungen innerhalb einer einzigen Generation einschneidend spürte. Wenn die Landschaft der Kindheit im Erwachsenenalter völlig verändert oder zerstört ist, kommt man ins Nachdenken. Bisher hatte der Mensch sich in der Natur und oft auch gegen sie behaupten müssen.

Nun reifte die Erkenntnis, dass der Mensch selbst die Natur bedroht. Die Naturschutzidee war geboren – und damit auch eine der Wurzeln der Wildnisidee.

In das 19. Jahrhundert fällt auch die **Kulturepoche der Romantik**. Sachsen war damals ein Zentrum berühmter Romantiker, Geburtsort oder Wirkungsstätte von Persönlichkeiten aus der Literatur und Geisteswissenschaft (z. B. Theodor Körner, Friedrich Schiller, Heinrich v. Kleist, Novalis, Ludwig Tieck), der Malerei (z. B. Adrian Ludwig Richter, Carl Gustav Carus, Caspar David Friedrich, Clausen Dahl, Gerhard und Wilhelm v. Kügelgen) und der Musik (z. B. Robert und Clara Schumann, Felix Mendelssohn-Bartholdy, Carl Maria v. Weber, Richard Wagner). Deshalb ist es gut, dass die Tagung „Wildnis im Dialog“ einmal nicht auf der Insel Vilm stattfindet, sondern in Dresden. Diese Stadt wird oft mit Barock und Sandstein in Zusammenhang gebracht, aber Dresden ist ebenso eine Stadt der Romantiker. Davon kann man sich nicht nur in der Gemäldegalerie Neue Meister im Albertinum überzeugen, sondern auch im Museum der Dresdner Romantik im Kügelgenhaus, im Sommerhaus Carl Maria von Webers in Dresden-Hosterwitz oder im Schillerhäuschen Dresden-Loschwitz.

Noch vor dem ersten Weltkrieg wurden die ersten „Naturschutzbezirke“ im Königreich Sachsen eingerichtet – noch ohne eigene Rechtsgrundlage:

- 1910 Reservat an der Königskiefer im Polenztal (Kgl.-Sächs. Finanzministerium),
- 1911 Vorschläge für sieben neue Naturschutzbezirke (Landesverein Sächs. Heimatschutz),
- 1911 Wachtelberg bei Wurzen (Kgl. Amtshauptmannschaft Grimma),
- 1912 Großer Kranichsee (Kgl.-Sächs. Finanzministerium),
- 1912 Rotstein bei Sohland (Kgl. Amtshauptmannschaft Löbau),
- 1915 Mothäuser Heide (Kgl.-Sächs. Finanzministerium).

Damit war der Grundstein für das heutige Schutzgebietssystem gelegt. Einige dieser Gebiete waren durchaus als „Wildnis im Kleinen“ gedacht.



Abb. 2: Hochmoor Mothäuser Heide bei Marienberg (Erzgebirge), seit über 100 Jahren nutzungs-frei, aktuell 414 ha NSG, davon 111 ha Totalreservat. Foto: Dirk Wendel

2 Wildnisgebiete in Sachsen

Schon im Jahr 1953 gab es einen Vorschlag für einen Nationalpark im heutigen Sachsen. 1954 stellte die Kreiskommission Pirna der Natur- und Heimatfreunde offiziell den Antrag, einen Nationalpark Sächsische Schweiz einzurichten. Der Antrag wurde von den Räten der Kommunen, der Kreise und des Bezirkes Dresden unterstützt; dennoch blieb er ergebnislos, ebenso eine zweite Initiative anno 1962. Erst 1990 gelang die Festsetzung des Nationalparks Sächsische Schweiz im Zuge des Nationalparkprogramms der DDR. Dr. Jürgen Stein, der langjährige Leiter des Nationalparks, bezeichnete die Unterschutzstellung damals als eine „Sturzgeburt nach fast 40-jähriger Schwangerschaft“ (Stein 1991).

Der **Nationalpark Sächsische Schweiz** ist der einzige Wald-Fels-Nationalpark in Deutschland und der einzige Nationalpark in Sachsen. Er umfasst mit 9.350 ha etwa 0,51 % der Landesfläche Sachsens und wird vom Staatsbetrieb Sachsenforst verwaltet. Er liegt im Elbsandsteingebirge ca. 20 km südöstlich von Dresden unmittelbar an der Grenze zur Tschechischen Republik. Zusammen mit dem direkt angrenzenden Nationalpark Böhmisches Schweiz (Národní Park České Švýcarsko) umfasst er ca. 173,5 km². Beide Nationalparke sind in Landschaftsschutzgebiete eingebettet.



Abb. 3: Nationalpark Sächsische Schweiz: Sandsteinfelsen im Basteigebiet bei Kurort Rathen.
Foto: Archiv Naturschutz LfULG, Dirk Synatzschke

Das Elbsandsteingebirge ist eher eine Niederungslandschaft, die aus verschiedenen Sedimentschichten besteht und erst durch nachfolgende Erosionsprozesse ein ausgeprägtes Relief erhielt. Gestört wird die Folge der Sedimente lediglich durch einige Basaltdurchbrüche. Am Nordrand ragt die Lausitzer Überschiebung mit Graniten in den Nationalpark hinein. Der höchste Berg im NLP ist der Große Winterberg mit 556 m ü. NN, das Elbufer liegt bei 120 m ü. NN. Dazwischen kann man die Landschaft in drei „Stockwerke“ gliedern. Die mittlere Etage, das sind die „Ebenheiten“, auf denen angrenzend an den Nationalpark die landwirtschaftliche Nutzung stattfindet. Sie tragen meist eine Lössdecke. Aus den Ebenheiten ragen als Oberetage die „Steine“ heraus, eckige Plateaus und Riffe aus Sandstein sowie kegelförmige Basaltberge.



Abb. 4: obere Etage: die „Steine“. Foto: Holm Riebe



Abb. 5: mittlere Etage: die „Ebenheiten“. Foto: Holm Riebe



Abb. 6: untere Etage: die „Schluchte“. Foto: Holm Riebe

In die Ebenheiten eingesenkt ist die Unteretage, das sind die „Schluchte“, die aufgrund ihres kühl-feuchten Lokalklimas eine montane oder sogar subalpine Vegetation tragen, in denen Pflanzenarten wie der Stängelumfassende Knotenfuß (*Streptopus amplexifolius*) oder das Zweiblütige Veilchen (*Viola biflora*) in Höhen von etwa 200 m ü NN vorkommen.

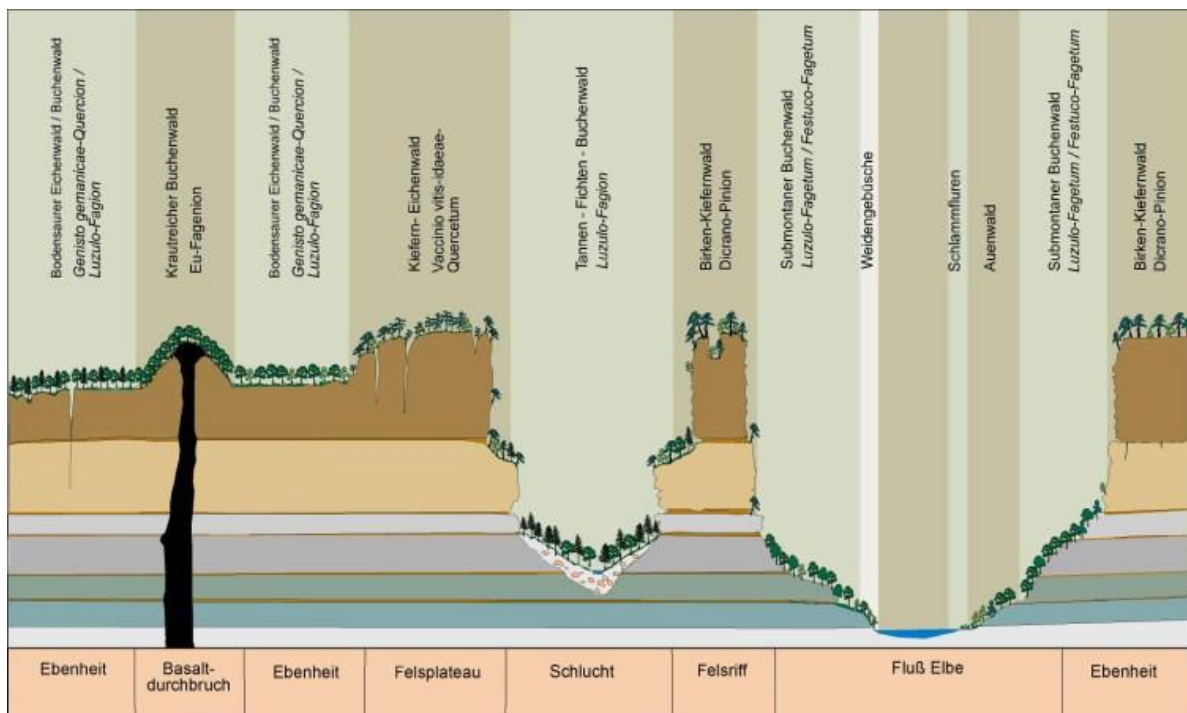


Abb. 7: Profil der potentiellen natürlichen Vegetation im Nationalpark Sächsische Schweiz. Aus: Schriftenreihe NLP Heft 3 (1999) S. 22

Aktuell ist die Waldbedeckung im Nationalpark Sächsische Schweiz noch deutlich forstlich geprägt (Entwicklungsnationalpark). Anstelle der Buche dominiert vielerorts die Fichte. Aktive Waldumbaumaßnahmen, aber zunehmend auch das großflächige Auftreten von Borkenkäfern ändern diese Situation allmählich.

Eine weitere Herausforderung ist der zunehmende Besucherverkehr. Allein die berühmte Basteiaussicht zählt jährlich 1,5 Millionen Besucher. Mindestens die gleiche Besucheranzahl ist im übrigen Gebiet verteilt. Damit ist der Nationalpark Sächsische Schweiz der besucherstärkste Nationalpark in Deutschland. Sorge bereitet vor allem die zunehmende Nutzung kleinerer Wanderwege, das illegale Verlassen der Wege, diverse Outdoor- und Survival-Aktivitäten sowie die wachsende Anzahl legaler und illegaler Übernachtungen im Freien (sogenanntes Boofen), teilweise mit illegalen Feuerstellen, die 2018 und 2019 zahlreiche Waldbrände zur Folge hatten.

Der Nationalpark besteht aus zwei separaten Teilen, der Vorderen und der Hinteren Sächsischen Schweiz. Der größere hintere Teil ist entlang des Kitzschbaches von einer öffentlichen Straße zerschnitten. Durch den vorderen Teil führen mehrere Straßen. Dazu kommt in beiden Teilen ein dichtes, historisch gewachsenes Netz von Wanderwegen und Zuwegungen zu Kletterfelsen. Maßnahmen zur Entschneidung werden immer wieder diskutiert. Langfristig ist die Verbindung der beiden Teilflächen vorgesehen.

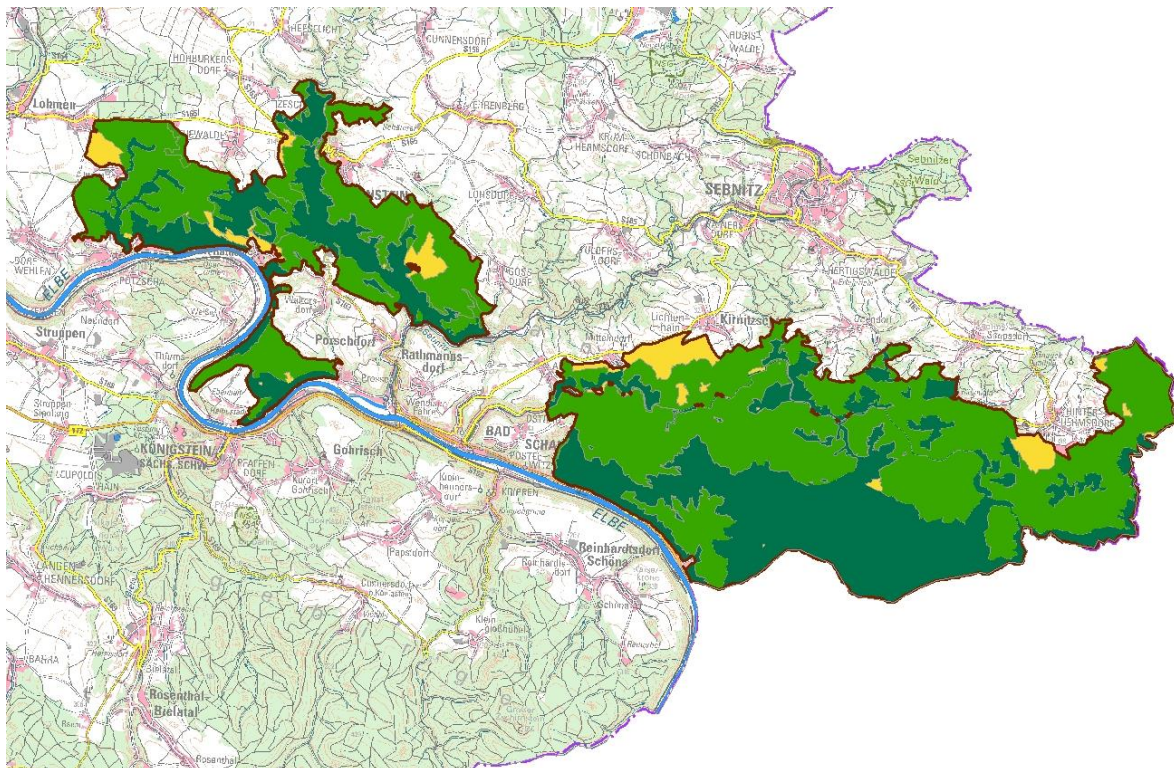


Abb. 8: Zonierung des Nationalparks Sächsische Schweiz nach der Rechtsverordnung von 2003. Naturzone A dunkelgrün, Naturzone B mittelgrün, Pflegezone gelb (7 % Offenland). Der Anteil der Naturzone A wird 2020 auf 6.200 ha (66,3 % der NLP-Fläche) wachsen und spätestens 2030 die 75 % erreichen. Die Naturzone B ist überwiegend zur schrittweisen Überführung in A vorgesehen. Geobasisdaten: © 2002, Staatsbetrieb Geobasisinformation und Vermessung in Sachsen (GeoSN)

Ein weiteres Wildnisgebiet ist das **Naturschutzgebiet Königsbrücker Heide**, ein 7.000 ha großes NSG ca. 30 km nördlich von Dresden. Es steht auf dem Exkursionsprogramm dieser Tagung und wurde in einem gesonderten Vortrag von Dr. Jürgen Stein vorgestellt. Deshalb sollen hier nur wenige Fakten genannt und ein paar Bilder gezeigt werden.

Die Königsbrücker Heide ist ein ehemaliger Truppenübungsplatz mit entsprechender Munitionsbelastung und Betretungsverbot. In der Kernzone ist freie Naturentwicklung auf 5.600 ha Fläche vorgesehen. Das Gebiet ist unzerschnitten und nutzungsfrei (in der Kernzone auch Jagdruhe). Verschiedene Angebote zum Naturerlebnis bestehen am Rande des NSG, außerdem werden von der Gebietsverwaltung (Staatsbetrieb Sachsenforst) Rundfahrten auf einem entmunitionierten Weg mit einem Geländebus angeboten. Ein Besucherzentrum, eine Wildnisstation und ein Aussichtsturm laden zum Besuch ein.

Von anderen Truppenübungsplätzen Ostdeutschlands unterscheidet sich die Königsbrücker Heide durch einen hohen Standortgradienten von trocken bis nass, da sie vom Fluss Pulsnitz und seinen Nebenbächen durchflossen wird.

Nach dem Landesentwicklungsplan Sachsen wird die Königsbrücker Heide zu einem Wildnisgebiet der IUCN-Kategorie Ib entwickelt. Positive Evaluierungsergebnisse durch EURO-PARC Deutschland liegen bereits vor.

Die Sukzession verläuft erstaunlich vielfältig, stellenweise stagniert sie auch oder wird durch Hirsch und Biber zurückgedrängt. Einfluss darauf hat auch ein Wolfsrudel, das im Gebiet lebt.



Abb. 9: Luftaufnahme des NSG Wildnisgebiet Königsbrücker Heide, im Hintergrund das Städtchen Königsbrück. Foto: Archiv Naturschutz LfULG, Dirk Synatzschke



Abb. 10: In der Königsbrücker Heide, die vom Fluss Pulsnitz durchzogen wird, beginnen sich Grenzen zwischen Vegetationseinheiten aufzulösen, Mosaik entstehen. Foto: Archiv Naturschutz LfULG, Dirk Synatzschke



Abb. 11: NSG Wildnisgebiet Königsbrücker Heide: Die Auendynamik des Otterbaches wird auch vom Biber mitbestimmt. Foto: Archiv Naturschutz LfULG, Dirk Synatzschke

Vom **Goitzsche-Wildnisgebiet** des BUND e. V. in Sachsen-Anhalt ragt ein Stück nach Sachsen hinein (318 ha). Es handelt sich um einen Ausschnitt der Braunkohle-Bergbaufolgelandschaft südlich von Bitterfeld.



Abb. 12: Bergbaufolgelandschaft ohne Bewirtschaftung im NSG Paupitzscher See in der Goitzsche-Wildnis. Foto: Archiv Naturschutz LfULG, Friedemann Klenke

Damit bestehen folgende **Wildnisgebiete in Sachsen** (Flächenangaben für 2020, gerundet auf 100 ha):

- 6.200 ha Nationalpark Sächsische Schweiz,
- 5.600 ha NSG Wildnisgebiet Königsbrücker Heide,
- 300 ha Goitzsche-Wildnis (Anteil Sachsen),
- 12.100 ha = 0,66 % der Landesfläche Sachsens.

3 Wildnispotentiale in Sachsen

Wieviel Wildnis brauchen wir? Der Freistaat Sachsen hat sich im Landesentwicklungsplan 2013 und in seinem Programm zur Biologischen Vielfalt dazu bekannt, ein Netz von Naturentwicklungsgebieten (Prozessschutz) aufzubauen, in denen dauerhaft eine natürliche Dynamik und un gelenkte Entwicklung zugelassen wird. Dieses Netz umfasst sowohl kleinere als auch größere Flächen und soll anhand fachlicher Kriterien entwickelt werden.

Im Rahmen des **Nationalen Naturerbes** wurden zahlreiche Flächen in Sachsen vom Bund an die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU) und an den Staatsbetrieb Sachsenforst übertragen oder stehen im Rahmen der sogenannten Bundeslösung für Naturentwicklung bereit. Unter diesen Flächen befinden sich **vier Gebiete im Eigentum der DBU**, die nach ihrer Flächengröße als potentielle Wildnisgebiete infrage kommen:

- 2.198 ha Authausener Wald (Dübener Heide),

- 3.265 ha Daubaner Wald (Oberlausitzer Heide- und Teichlandschaft),
- 1.932 ha Hartmannsdorfer Forst (Westerzgebirge),
- 189 ha Zschornoer Wald (Anteil Sachsen, von Brandenburg her übergreifend).

Diese Gebiete können jedoch nicht 1:1 Wildnisgebiete werden, wenn sie Flächen enthalten, die aus Arten- und Biotopschutzgründen dauerhaft gepflegt werden sollen. Auch Zerschneidungen durch Straßen usw. stehen nach hiesiger Sicht einer Ausweisung als Wildnisgebiet entgegen. Andererseits sind im Einzelfall Arrondierungen durch andere Flächen im öffentlichen Eigentum möglich.



Abb. 13: Die Gladiolenwiese mit Wiesen-Siegwurz (*Gladiolus imbricatus*) auf der DBU-Fläche Daubaner Wald soll auch künftig gepflegt werden und deshalb nicht in ein potentielles Wildnisgebiet einbezogen werden. Sie erhielt 2017 den Naturwunder-Preis der Heinz-Sielmann-Stiftung. Foto: Archiv Naturschutz LfULG, Friedemann Klenke

Das Thema Zerschneidungen und Vernetzung erfordert eine baldige Regelung im Sinne der Qualitätskriterien für Wildnisgebiete. Bislang besteht in Fachkreisen keine Klarheit darüber, welche Zerschneidungswirkungen in Wildnisgebieten vielleicht tolerierbar sind (Fuß-, Rad-, Reit- und Fahrwege, unbefestigte oder wenig befahrene Straßen, bestimmte ober- oder unterirdische Leitungstrassen) und welche qualitativen und quantitativen Anforderungen an Vernetzungsbauwerke entlang stark befahrener Straßen zu stellen sind (Grünbrücken, Straßentunnel etc.).

Bei Anwendung strenger Kriterien für Zerschneidung (keinerlei Straßen und Leitungstrassen) sind in und um die sächsischen DBU-Flächen als Wildnisgebiete denkbar, gerundet auf 100 ha:

- 1.700 ha Authausener Wald,
- 2.500 ha Daubaner Wald,
- 1.300 ha Hartmannsdorfer Forst,
- 200 ha Zschornoer Wald (Anteil Sachsen, von Brandenburg her übergreifend),
- 5.700 ha = 0,31 % der Landesfläche Sachsens.

Weitere Potentiale für großflächige Wildnisgebiete bestehen in der Bergbaufolgelandschaft der Oberlausitz, wo z. B. ein sogenannter Grundbruch im Jahre 2012 zur großflächigen Sperrung von bereits sanierten Bergbauflächen führte.



Abb. 14: Wildnispotentiale: Bei Hoyerswerda kam es 2012 zu einem sogenannten Grundbruch, bei dem Grundwasser durch die Erde nach oben gedrückt wurde, wobei Tonkegelkrater entstanden, die an eine Mondlandschaft erinnern. Foto: Wolfgang Böhnert

Ausgedehnte zusammenhängende Landeswaldflächen vor allem im West-, Mittel- und Osterzgebirge ermöglichen es, auch die Hochmoore, Bergfichten- und -mischwälder in ein potentiell System von Wildnisgebieten einzubeziehen. Im Oberlausitzer Bergland und im Vogtland fehlt es an großen Flächen der öffentlichen Hand. Das dicht besiedelte Lössgefülle kann wahrscheinlich nur ein oder zwei größere Landeswaldflächen beitragen. Ein Stück Flusswildnis wäre ebenfalls wünschenswert. Jedenfalls ist das Potential im Freistaat Sachsen ausreichend dafür, die Verpflichtungen im Rahmen der Nationalen Biodiversitätsstrategie (NBS) zu erfüllen.

Für mittelgroße Totalreservate und Naturwaldzellen besteht bereits seit 1999 eine gemeinsame Fachkonzeption von Naturschutz und Forst (Krause & Eisenhauer 1999). Eine Fortschreibung ist geplant und auch eine Fachkonzeption Wildnis ist im LfULG in Arbeit. Im Auftrag der sächsischen Landesverbände des BUND und des NABU wurde 2019 eine Wildnisstudie erstellt, die bis zu 6,8 % der Fläche des Freistaates Sachsen (1.247 km²) als Wildnispotential sieht (Baeuerle & Ungethüm 2019). Allerdings wurden hier auch Flächen mitgerechnet, die durch Straßen zerschnitten sind oder bisher noch anderweitig genutzt werden.



Abb. 15: Luftaufnahme des NSG Wildnisgebiet Königsbrücker Heide. Foto: Archiv Naturschutz LfULG, Dirk Synatzschke

4 Zusammenfassung

In Sachsen bestehen mit dem NSG Wildnisgebiet Königsbrücker Heide und dem Nationalpark Sächsische Schweiz zwei große Wildnisgebiete mit je > 5.000 ha Wildnis. Potential für weitere Wildnisgebiete ist vorhanden, so dass Sachsen einen adäquaten Beitrag zum 2-Prozent-Ziel der Nationalen Biodiversitätsstrategie leisten kann.

Wichtig ist es im Moment, das Thema Wildnis stärker in die breite Öffentlichkeit zu bringen, über die Wildnisdefinition aufzuklären und geduldig zu erläutern, warum und wofür wir Wildnisgebiete brauchen. Auch die Politik benötigt zuverlässige und punktgenaue Informationen.

Im Sächsischen Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (LfULG) wurde 2019 eine kostenlose Wildnisbroschüre herausgebracht, die in einfacher Sprache und reich bebildert Antworten auf Fragen zur Wildnis gibt (Klenke 2019). Sie ist auch für Jugendliche geeignet und wurde an alle sächsischen Gymnasien und Oberschulen versandt. Parallel dazu wurde die Homepage des LfULG um die Themen Wildnis und Naturentwicklung erweitert: www.umwelt.sachsen.de/umwelt/natur/45140.htm.

Wildnis in Sachsen?

Fragen und Antworten



Abb. 16: Titelbild der neuen sächsischen Wildnisbroschüre (Klenke 2019)

5 Literaturverzeichnis

Bauerle G & Ungethüm K (2019) Wildnisstudie Freistaat Sachsen, erstellt im Auftrag der Landesverbände Sachsen des BUND und des NABU. <https://www.bund-sachsen.de/service/publikationen/detail/publication/wildnisstudie-freistaat-sachsen/>

Klenke F (2019) Wildnis in Sachsen? Fragen und Antworten. Hrsg.: Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie. <https://publikationen.sachsen.de/bdb/artikel/33460>

Krause S & Eisenhauer D (1999) Fachliche Grundlagen zu Totalreservaten und Naturwaldzellen in Sachsen. Materialien zu Naturschutz und Landschaftspflege. Hrsg.: Landesamt für Umwelt und Geologie & Landesanstalt für Forsten. https://www.umwelt.sachsen.de/umwelt/download/natur/Fachliche_Grundlagen_zu_Totalreservaten_und_Naturwaldzellen_in_Sachsen.pdf

Stein J (1991) Nationalpark Sächsische Schweiz - Von der Idee zur Wirklichkeit. Schriftenreihe Nationalpark Sächsische Schweiz Heft 1 S. 10-17.

Adresse des Autors:

Friedemann Klenke
Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie
Fachbereich Naturschutz, Landschaftspflege
Pillnitzer Platz 3
01326 Dresden
E-Mail: Friedemann.Klenke@smul.sachsen.de

Von regional bis lokal: Pilotprojekte zur Wildnis- und Naturwald-Vernetzung in Österreich

Bernhard Kohler, Christoph Nitsch und Karin Enzenhofer

1 Zusammenfassung

Naturschutzflächen auf denen konsequentes „non-intervention management“ praktiziert wird, sind in Europa meist in eine Kultur- bzw. Nutzlandschaftsmatrix integriert und daher grundsätzlich den Gefahren ausgesetzt, die mit einer Verinselung einhergehen. Dies gilt sowohl für großflächige Gebiete wie Nationalparks und Wildnisgebiete als auch für Alt- und Totholzinseln im Wirtschaftswald. Die Schaffung und Aufrechterhaltung einer ausreichenden Konnektivität hat daher beim Schutz von Wildnis- und Naturwald-Flächen besondere Bedeutung. Der vorliegende Artikel stellt zwei österreichische Vernetzungsprojekte vor. Beim „Netzwerk Naturwald“-Projekt handelt es sich um ein regionales, eher großräumiges Projekt, mit dem für anspruchsvolle, an eine reiche Alt- und Totholzausstattung gebundene Waldarten eine Verbindung zwischen drei benachbarten Großschutzgebieten, dem Wildnisgebiet Dürrenstein, dem Nationalpark Kalkalpen und dem Nationalpark Gesäuse hergestellt werden soll. Die drei Schutzgebiete stellen mit ihren ausgedehnten, eingriffsfreien Kernzonen die Kernlebensräume für anspruchsvolle Bewohner buchendominierter Bergwälder dar. Im Projektgebiet wurden mittels GIS-gestützter Landschaftsanalysen und mit Hilfe von Habitatmodellen mögliche Trittsteine im Ausmaß von rund 8.000 Hektar identifiziert, die zusammen mit dazwischenliegenden Korridorflächen einen Austausch zwischen den Kernlebensräumen ermöglichen sollen. Da die Trittsteinflächen in diesem Projekt gänzlich aus der bisherigen forstlichen Nutzung genommen werden sollen und auch auf den Korridorflächen Nutzungseinschränkungen notwendig sind, ist die Umsetzung des ambitionierten Vernetzungsprojekts von der Kooperationsbereitschaft der öffentlichen und privaten Waldbesitzer und von entsprechend ausgerichteten sowie finanziell gut dotierten Förderprogrammen abhängig. Beim zweiten Projekt handelt es sich um ein Waldlebensraum-Vernetzungsprojekt der österreichischen Bundesforste (ÖBf), das in allen 121 Revieren des Unternehmens umgesetzt werden soll. In diesem Projekt werden im Zuge der Forsteinrichtung pro Forstrevier 150-200 Hektar als Trittsteinflächen für eine Reihe anspruchsvoller Zielarten ausgeschieden, die das gesamte Höhenstufenspektrum der ÖBf-Flächen abdecken. Auch hierbei kommen Landschaftsanalysen und Habitatmodelle zur Anwendung. Die ausgewählten Flächen werden in den Operaten und damit in der betriebsinternen forstlichen Raumplanung verankert. Die Nutzungseinschränkungen auf den Trittsteinflächen sind weniger weitgehend als im Netzwerk Naturwald-Projekt und gewähren etwas größeren forstlichen Handlungsspielraum, sichern aber dennoch die Habitat-Requisiten für die Zielarten. Bis 2028 sollen auf diesem Weg zwischen 18.150 und 24.200 Hektar an Trittsteinflächen entstehen, das entspricht 3-5 % der Waldfläche der Bundesforste – ein beträchtlicher Zuwachs an biodiversitätsrelevanten Flächen, der sich durchweg auf Wälder außerhalb bislang bestehender Schutzgebiete bezieht.

2 Summary

In Europe, protected areas with strict non-intervention management are often embedded in multiple-use landscapes and are therefore subject to the threats arising from isolation and fragmentation. This holds for large-scale non-intervention areas, like national parks or wilderness areas, as well as for small-scale forest reserves within managed forests. Establishing and securing a sufficient amount of connectivity among protected areas is crucial to their functionality. The present article discusses two examples of wilderness- and forest-con-

tivity projects in Austria. The project "Netzwerk Naturwald" (Natural Forest Network") proposes to link the large non-intervention cores of national park Kalkalpen, national park Gesäuse and wilderness area Dürrenstein with each other, across a landscape with multiple use forests. The network is designed for beech-forest inhabiting species, which depend on old growth conditions, .i.e. high amounts of deadwood and old trees. A GIS-based landscape analysis in combination with habitat-models for the target species has identified a total of 8,000 hectares of potential forest stepping-stones and has delineated possible corridors linking them, both among each other and with the cores. Since timber extraction will have to be entirely discontinued within the stepping-stones and the intensity of forest-use will have to be reduced along the corridors as well, the implementation of the project will depend very much on targeted forest conservation programmes, their adequate funding and the willingness of forest owners to participate in such programmes. The second project is run by the Austrian Federal Forests (AFF) and aims at the creation of a network of stepping-stones across all 121 forest districts of the AFF. In each of these districts, 150-200 hectares of forest will be selected and set aside as stepping-stones, based on habitat models for target species and landscape analyses. The target species have been chosen so as to reflect the full array of forest types within the AFF. Stepping-stone identification is done in turn for each district within the regular 10 year-cycle of spatial forest planning of AFF. The stepping-stones eventually figure in the management plan for each district. The restrictions on timber extraction from the stepping-stones are less strong than in the first project, allowing for a greater amount of flexibility in forest management, but they still secure their functionality in terms of providing critical habitat for the target species. By 2028, the stepping-stone network should be completed, amounting to a total area of between 18,150 and 24,200 hectares, or 3-5 % of the AFF total forest area. This represents a substantial addition to existing protected areas, as the stepping stones are almost exclusively set-up in managed forests outside established protected areas.

3 Einleitung – Konnektivität als Thema des Wildnisschutzes

Ende der 1990er Jahre haben die beiden führenden US-amerikanischen Naturschutzbiologen Michael Soulé und Reed Noss versucht, die sich abzeichnenden Hauptströmungen des Naturschutzes im 21. Jahrhundert zu skizzieren. Sie schrieben damals: „Die vierte Strömung des modernen Naturschutzes ist „Rewilding“ – die wissenschaftlich fundierte Wiederherstellung großer Wildnisräume...“ (Soulé & Noss 1998, eigene Übersetzung). Erfolgreiches Rewilding müsse sich auf drei Komponenten konzentrieren: die Schaffung großer, streng geschützter Kernzonen, die Sicherung der Konnektivität zwischen diesen Räumen und die Wiedereinführung von Schlüsselarten, oder, wie die Autoren plakativ resümieren: „...the three C's: Cores, Corridors, Carnivores“ (Soulé & Noss 1998): Diese Einschätzung stützte sich wesentlich auf die Erfahrung, dass selbst außerordentlich große Schutzgebiete ihre Ziele nur erreichen, wenn sie nicht als Inseln betrachtet und gemanagt werden und wenn eine vollständige Ausstattung mit gebietstypischen Arten und autogenen Prozessen gewährleistet ist. Als Paradebeispiel für diese Erfahrung kann der 898.300 Hektar große Yellowstone National Park dienen: In den 1980er Jahren setzte sich hier die Erkenntnis durch, dass entscheidende Schutzgüter des Parks – insbesondere die damals auf einem historischen Tiefstand angelangte Population des Grizzly-Bären (*Ursus arctos horribilis*) – langfristig nur erhalten werden können, wenn auch das Umland des Schutzgebiets in das Management miteinbezogen wird. Dies führte ab 1985 zur Ausweisung des Greater Yellowstone Area (Boyce & Keiter 1999), eines sich mittlerweile über 8,903.100 Hektar erstreckenden Netzwerks aus Schutzgebieten und dazwischen liegenden Nutzlandschaften, die hinfort als ökologische Einheit betrachtet und gemanagt werden. Das Greater Yellowstone Area umfasst zwei Nationalparks, 12 Wildnisgebiete und drei Wildlife Refuges sowie Anteile von sechs National Forests, dazu kommen noch weitere Flächen in Bundes-, Stammes- und privatem Besitz. Ausgehend von diesem

ersten Beispiel großräumigen Schutzgebiets-Managements haben sich in Nordamerika noch wesentlich ambitioniertere Konnektivitäts-Projekte auf kontinentaler Ebene entwickelt, wie etwa die „Yellowstone to Yukon Initiative“: diese hat sich zum Ziel gesetzt, ein funktionales Netzwerk von Schutzgebieten und Korridoren quer durch die nördliche USA und Kanada einzurichten, das über eine Strecke von 3.200 Kilometern das Greater Yellowstone Ecosystem mit dem Yukon Gebiet in Nordwestkanada verbinden soll (Y2Y-Initiative 2019).

Die „Cores & Corridors“-Idee hat aber längst auch in Europa Fuß gefasst – dies zeigt sowohl die überaus reichhaltige theoretische und konzeptive Literatur zu diesem Thema (z. B. Engels et al. 2004, West & Böttcher 2012, Drobnik et al. 2013, Bannas et al. 2017, BUND 2018), als auch die praktische Umsetzung, die von regionalen bis hin zu gesamteuropäischen Initiativen reicht, wie etwa der European Green Belt-Initiative (European Green Belt Association 2019). Auch in Österreich wird Lebensraumvernetzung auf verschiedenen räumlichen Ebenen thematisiert, die großräumigste Initiative war bislang die Ausweisung und Einrichtung des Alpen-Karpaten-Korridors (Egger et al. 2012) – eines Wildtierkorridors, der sich über 120 km quer durch das dicht besiedelte ostösterreichische und -westslowakische Tiefland erstreckt, und der die östlichen Ausläufer der Alpen mit den Westkarpaten verbindet. Im vorliegenden Beitrag soll es allerdings um zwei österreichische Konnektivitäts-Projekte gehen, deren Schwerpunkt auf Wildnis- und Naturwald-Vernetzung liegt:

- Das „Netzwerk Naturwald“-Projekt, ein Wildnisvernetzungs-Projekt zwischen dem Wildnisgebiet Dürrenstein, dem Nationalpark Kalkalpen und dem Nationalpark Gesäuse
- Das Waldlebensraum-Vernetzungsprojekt im Rahmen des Ökologie-Ökonomie-Programms der Österreichischen Bundesforste, in Kooperation mit dem WWF Österreich

4 Das Projekt „Netzwerk Naturwald“

4.1 Projektregion

Geographischer Schauplatz des Projekts „Netzwerk Naturwald“ sind die nordöstlichen Kalkalpen, eine walddreiche Region im Grenzbereich der österreichischen Bundesländer Niederösterreich, Steiermark und Oberösterreich. Die Gebirgszüge hier haben Mittel- bis Hochgebirgscharakter, die dominierenden Gesteine sind Kalk und Dolomit. Aufgrund der Staulage am Nordrand der Alpen handelt es sich um eine sehr niederschlagsreiche Region (Jahresdurchschnittswerte zwischen 1.000-1.900 mm), die Jahresmitteltemperaturen liegen bei 6° C. Die im Gebiet vertretenen Höhenstufen reichen von der Submontanstufe (300-600 m. ü. M.) bis in die hochsubalpine (1.600-1.900 m) und die alpine Stufe (> 1.900 m), die höchsten Gipfellagen liegen etwas über 2.000 m (Kilian et al. 1994). Wald ist die mit Abstand bedeutendste Form der Landbedeckung, der politische Bezirk Liezen (in den ein Großteil des Projektgebiets fällt) ist mit über 70 % Waldbedeckung einer der walddreichsten Österreichs. Die dominierenden natürlichen Waldtypen sind in der submontanen-tiefmontanen Stufe (300-800 m) Buchenwälder (z. B. *Mercuriali-Fagetum*, *Galio odorati-Fagetum*, *Helleboro nigri-Fagetum*), in der mittel- bis hochmontanen Stufe (800-1.450 m) Fichten-Tannen-Buchenwälder (z. B. *Adenostylae glabrae-Fagetum*, *Cardamino trifoliae-Fagetum*), bzw. walddgrenznahe Buchenwälder (*Saxifrago rotundifoliae-Fagetum*), während in der tief- bis hochsubalpinen Stufe (1.450-1.900 m) Fichtenwälder (z. B. *Adenostylae glabrae-Piceetum*, *Adenostylae alliariae-Piceetum*), Karbonat-Lärchenwälder (*Rododendro-Laricetum*) sowie Karbonat-Latschenbuschwälder (*Rhododendro hirsuti-Pinetum prostratae* und *Erico-Pinetum prostratae*) vorherrschen (Abb. 1). Daneben gibt es in den verschiedenen Höhenstufen an Sonderstandorten noch weitere Waldgesellschaften (Kilian et al. 1994, Willner & Grabherr 2007).

Besonders bemerkenswert ist, dass sich in der Region die gesamte Bandbreite an Intensitätsstufen der Waldnutzung findet, der man in Mitteleuropa begegnen kann. Am einen Ende des Spektrums stehen Wälder im Einzugsbereich des Steirischen Erzberges und der sogenannten „Eisenstraße“ in Ober- und Niederösterreich, die über Jahrhunderte der Kohlholzgewinnung zur Eisenverarbeitung dienten, im 19. Jahrhundert in monotone Fichtenforste verwandelt wurden und die auch heute noch einer sehr intensiven Nutzung unterliegen (Hasitschka 2005). Am anderen Ende der Intensitätsskala steht der einzige großflächige Urwaldrest des Ostalpenraums, der seit der nacheiszeitlichen Wiederbewaldung nachweislich niemals forstlich genutzt worden ist (Urwald Rothwald im Wildnisgebiet Dürrenstein, Mayer et al. 1989, Leditznig & Pekny 2011). Sogenannte Urwald-Verdachtsflächen (deren Primärwaldcharakter nicht sicher nachgewiesen, aber wahrscheinlich ist) gibt es zudem in den beiden Nationalparks Kalkalpen und Gesäuse (Hasitschka 2005, Mayrhofer 2015). Zwischen diesen Extremen spannt sich ein weites Spektrum an Nutzungsintensitäten auf, wobei sehr naturnahe Flächen auch durchaus außerhalb der aktuellen Schutzgebietskulisse zu finden sind.

Die Projektregion erstreckt sich über eine Fläche von insgesamt 152.000 Hektar, sie liegt zwischen drei Großschutzgebieten: dem Wildnisgebiet Dürrenstein (IUCN Schutzgebietkategorie Ia und Ib, eingerichtet 2001, Gesamtfläche 3.448 ha, eingriffsfreie Kernzone derzeit 3.034 ha) dem Nationalpark Kalkalpen (IUCN Schutzgebietkategorie II, eingerichtet 1997, Gesamtfläche 20.850 Hektar, eingriffsfreie Kernzone derzeit 14.165 Hektar) und dem Nationalpark Gesäuse (IUCN Schutzgebietkategorie II, eingerichtet 2002, Gesamtfläche 11.306 ha, eingriffsfreie Kernzone dzt. 6.125 ha) (Abb. 1). Beide Nationalparks streben auf 75 % ihrer Fläche völlige Eingriffsfreiheit an, befinden sich aber als relativ junge „Entwicklungsnationalparks“ noch in einer von IUCN genehmigten Übergangsperiode, in der innerhalb der Parkgebiete eine schrittweise Erweiterung der eingriffsfreien Flächen erfolgt. Das zwischen den drei hochrangigen Großschutzgebieten gelegene Projektgebiet ist nur zu 5 % ungeschützt, die meisten Flächen gehören zu in etwa gleich großen Teilen zum „Steirischen Naturpark Eisenwurzen“, bzw. zum „Naturschutzgebiet Salzatal“. Die Verordnungen dieser beiden Schutzgebiete verhindern zwar schwerwiegende Landschaftsveränderungen und technische Großprojekte, schränken aber die herkömmliche forstliche und landwirtschaftliche Nutzung kaum oder gar nicht ein.



Abb. 1: Fichten-Tannen-Buchenwälder auf Karbonat-Standorten dominieren im Projektgebiet.
Foto: © M. Schickhofer

4.2 Projektziele und Projektrahmen

Die Vision des „Netzwerk Naturwald“-Projekts ist es, im Gebiet zwischen dem Wildnisgebiet Dürrenstein, dem Nationalpark Gesäuse und dem Nationalpark Kalkalpen ein dichtes und kohärentes Netz dauerhaft geschützter, naturnaher Naturwaldzellen inmitten einer struktur- und artenreichen Kulturlandschaft zu schaffen, das für möglichst viele Arten durchlässig ist. Dieses Netzwerk soll Lebensräume sichern, Teilpopulationen miteinander verknüpfen und den genetischen Austausch zwischen diesen Populationen ermöglichen, um den langfristigen Erhalt des einheimischen Artenspektrums zu gewährleisten (Nitsch et al. 2015).

Konkret sollen im Rahmen des Projekts allfällige Barrieren beseitigt oder überbrückt werden und das Netzwerk aus Trittsteinflächen langfristig gesichert werden. Durch ökologische Verbesserungen sollen die zwischen den Naturwaldzellen gelegenen Wirtschaftswaldflächen auch für weniger mobile Arten durchlässig werden. Durch den funktionalen Verbund sollen die in den drei Schutzgebieten liegenden Kernlebensräume miteinander vernetzt und damit der Verlust waldbundener Arten in den Nördlichen Kalkalpen gestoppt, bzw. verhindert werden (Nitsch et al. 2015).

Das Projektgebiet wurde bereits in der alpenweiten ECONNECT-Studie zur Lebensraumvernetzung als mögliche Pilotregion definiert (Füreder et al. 2011). Darauf aufbauend wurde das Gebiet einer genaueren Raumanalyse unterzogen, um naturschutzfachliche Vorrangflächen für den Aufbau des Netzwerks zu identifizieren (Kirchmeir et al. 2015). Finanziert wurde das Projekt von der MAVA-Stiftung. Die Planungsergebnisse sind in einer Studie zusammengefasst (Nitsch et al. 2015) die von der Projekthomepage (<https://www.netzwerk-naturwald.at/index.php/downloads-de>) heruntergeladen werden kann.

4.3 Arbeitsschritte im Projekt

In der Vorrangflächenstudie (Kirchmeir l.c.) wurde zunächst festgelegt, anhand welcher Zielarten das Trittstein-Korridorsystem zu entwickeln ist. Die Wahl fiel auf drei anspruchsvolle, waldbewohnende Arten: Alpenbock (*Rosalia alpina*), Weißrückenspecht (*Dendrocopos leucotos*) und Mopsfledermaus (*Barbastella barbastellus*). Alle drei Arten sind im Gebiet an buchenreiche Waldbestände mit einem hohen Angebot an stehendem und liegendem Totholz sowie lebenden Bäumen starker Dimensionen gebunden. Dementsprechend wurden die Waldbestände im Projektgebiet anhand ihres Buchenanteils und des Bestandsalters (als Näherungswert für den Alt- und Totholzreichtum) auf ihre Eignung als potenzielle Korridor- bzw. Trittsteinflächen bewertet. Weiter wurde die Landschaft des Projektgebiets in einer GIS-Analyse nach ihrem Erschließungsgrad klassifiziert, wobei speziell nach bewaldeten Landschaftskammern (auf Grundlage kleinräumiger Wassereinzugsgebiete) gesucht wurde, in denen es keine Forststraßen gibt.

In Hinblick auf den Aufbau des Netzwerks wurde zwischen drei Flächenkategorien unterschieden:

1. Kernlebensräumen, die den drei zu vernetzenden Großschutzgebieten entsprechen.
2. Trittsteinen, das sind Altholzbestände, die ein Vorkommen der Zielarten ermöglichen. Diese können – vor allem anhand ihrer Größe – weiter differenziert werden in Flächen, welche für ein temporäres Vorkommen, als Fortpflanzungs-Habitats für einzelne Paare und als Habitats für Teilpopulationen geeignet sind.
3. Korridorflächen, das sind die zwischen den Trittsteinen liegende Waldteile, die von den Zielarten durchwandert werden können, weil sie gewisse Mindestanforderungen erfüllen, was die Habitat-Ausstattung betrifft.

Die Suche nach den buchenreichen Altbeständen wurde anhand von CORINE-Landcover Daten und mit Hilfe von Farbinfrarot-Luftbildern durchgeführt, auf Flächen der österreichischen Bundesforste noch ergänzt um die Auswertung der Forst-Operate. Von den im Gebiet vorhandenen 18.685 Hektar mehr oder weniger buchenreicher Waldbestände entsprachen nur 1.129 Hektar der höchsten Qualitätsklasse (Alter >120 Jahre, Buchenanteil über 2/3), die Mehrzahl der Bestände entfiel mit 12.686 Hektar auf Wälder mittleren Alters (40-120 Jahre, davon knapp die Hälfte mit hohem Buchenanteil). Von den buchenärmeren Beständen (<1/3 Buche) sind 2.426 Hektar mit Altholz (>120 J.) bestockt, während junge- bis mittelalte Bestände in Summe 8.238 Hektar einnehmen.

In einem nächsten Schritt wurden für die drei Zielarten GIS-basierte Habitatmodelle erstellt, in die neben den CORINE-Landcover Daten und den Waldanalysen auch Höhen- und Expositionsdaten der Projektregion Eingang fanden, um eine kartographische Darstellung der Habitateignung für die drei Arten zu ermöglichen. Mit Hilfe der Software Corridor-Designer wurden die geeignetsten Trittstein-Flächen herausgefiltert. Zuletzt wurden diese Flächen einer Priorisierung unterworfen und zwar anhand der Kriterien Flächengröße, Flächen-Form und -Kompaktheit, Bedeutung für die Zielarten sowie Lage und Bedeutung der Flächen im Netzwerk (Abb. 2). Außerdem wurden die Besitzverhältnisse berücksichtigt (Republik Österreich/Österreichische Bundesforste: 3.664 Hektar, Steiermärkische Landesforste: 1.703 Hektar, Private Waldbesitzer: 2.947 Hektar, Abb. 3). Letzteres ist für die Umsetzung von Bedeutung, da Naturschutzmaßnahmen auf Flächen in öffentlichem Besitz im Allgemeinen leichter zu implementieren sind, als auf privaten Flächen. Auf der Basis der Prioritätenreihung wurden wiederum mit dem Corridor-Designer mögliche Korridorverläufe ermittelt (Abb. 4). Die Priorisierung der Trittsteinflächen und die möglichen Verbindungskorridore sind in Abb. 2 dargestellt.

Projektgebiet Netzwerk Naturwald

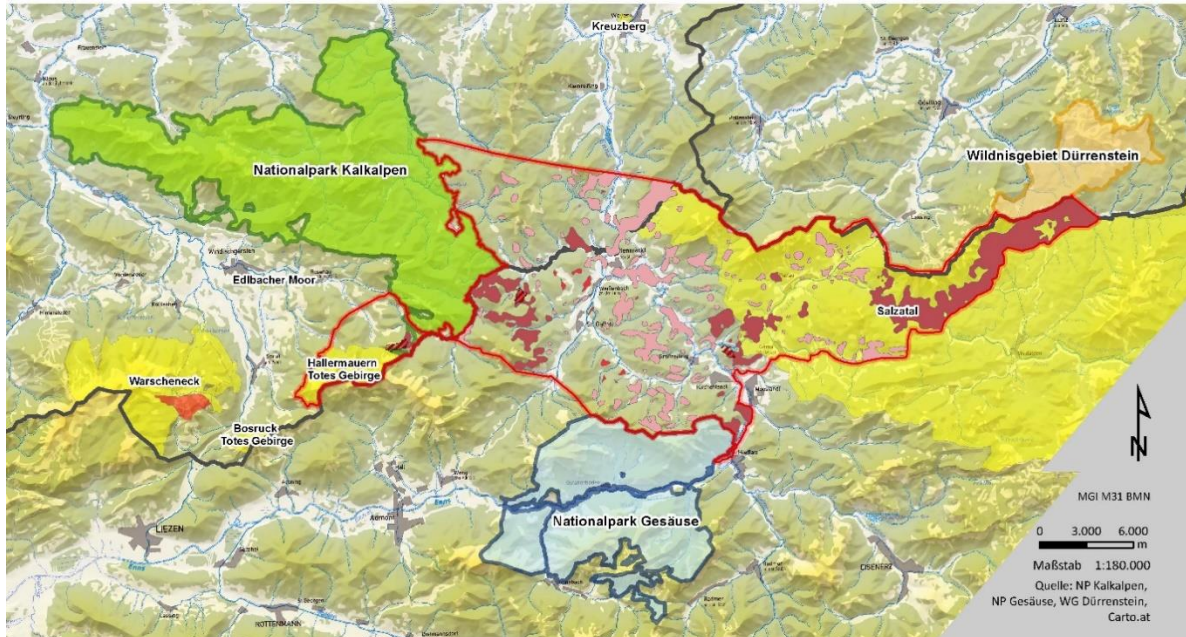


Abb. 2: Übersicht über die Projektregion mit priorisierten Trittsteinflächen. Karte: © Netzwerk Naturwald

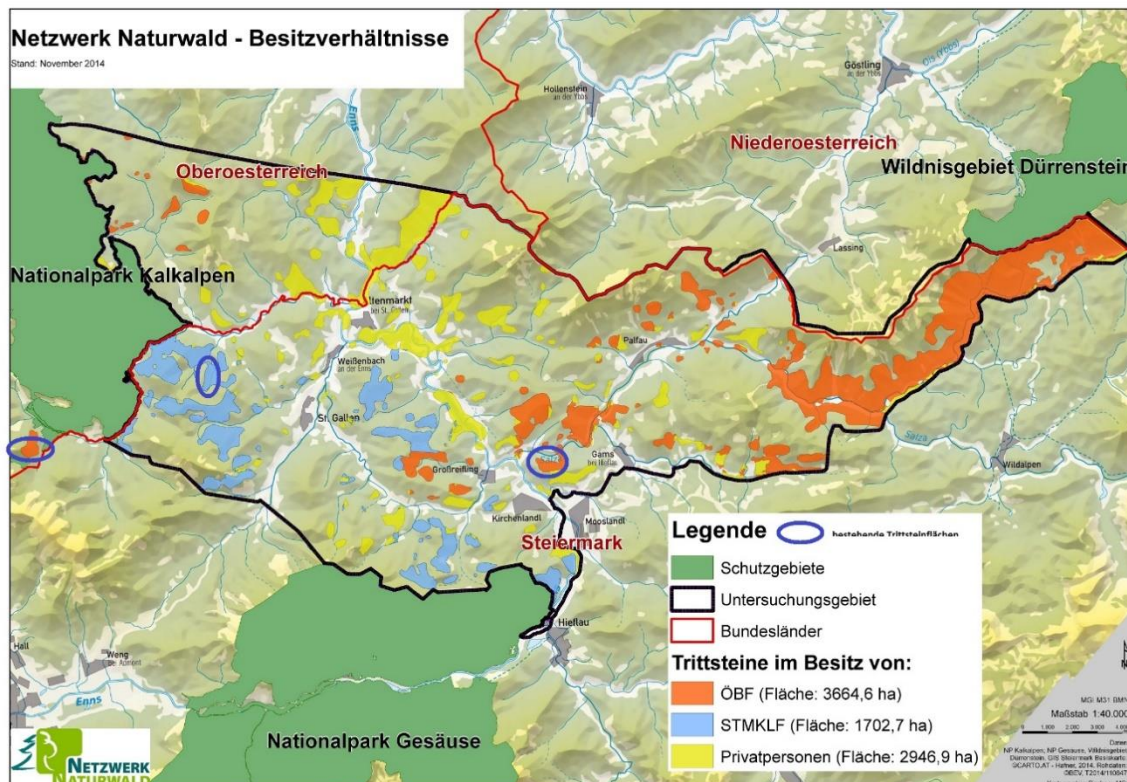


Abb. 3: Besitzverhältnisse Trittsteinflächen. Karte: © Netzwerk Naturwald

4.4 Umsetzung

Die Implementierung des Netzwerks setzt voraus, dass die bisherige Bewirtschaftung der identifizierten Trittstein- und Korridorflächen verändert wird. Trittsteine sollten künftig gänzlich aus der forstlichen Nutzung genommen werden, während in den Korridoren eine naturnahe Wald-Bewirtschaftung stattfinden sollte, die zur Schaffung, bzw. Erhaltung eines Mindestangebots an entscheidenden Habitat-Strukturen beiträgt. Dies bedeutet, dass für die Trittstein-Flächen Vertragsnaturschutz-Lösungen gefunden werden müssen, die eine gänzliche Außernutzungsstellung ermöglichen. Für die Korridorflächen genügt eine Umsetzung von gezielten Waldumweltmaßnahmen (wie sie z. B. die Alt- und Totholz-Förderprogramme der ländlichen Entwicklung vorsehen), unter Beibehaltung der forstlichen Nutzung auf einem Großteil der Fläche. In beiden Fällen bedarf es, neben der entsprechenden Förderprogramme und Finanzmitteln, der Kooperationsbereitschaft und der Zustimmung der Waldbesitzer.

Bislang konnten nur drei relativ kleine Trittstein-Flächen außer Nutzung gestellt werden (zwei Bundes- und eine Steiermärkische Landesforstfläche; in Summe ca. 130 ha); aktuell (2019) laufen allerdings Verhandlungen über eine Erweiterung des Wildnisgebiets Dürrenstein, die sich auf den größten zusammenhängenden Trittsteinblock im Osten des Projektgebiets beziehen (> 3.000 Hektar). Sollte die Erweiterung zustande kommen, dann wäre ein Großteil der als potenzielle Trittsteine identifizierten Bundesforstflächen sowie ca. 40 % aller ermittelten Trittsteine gesichert. Zur Außernutzungsstellung der übrigen Flächen wird es allerdings noch ambitionierter Programme bedürfen.

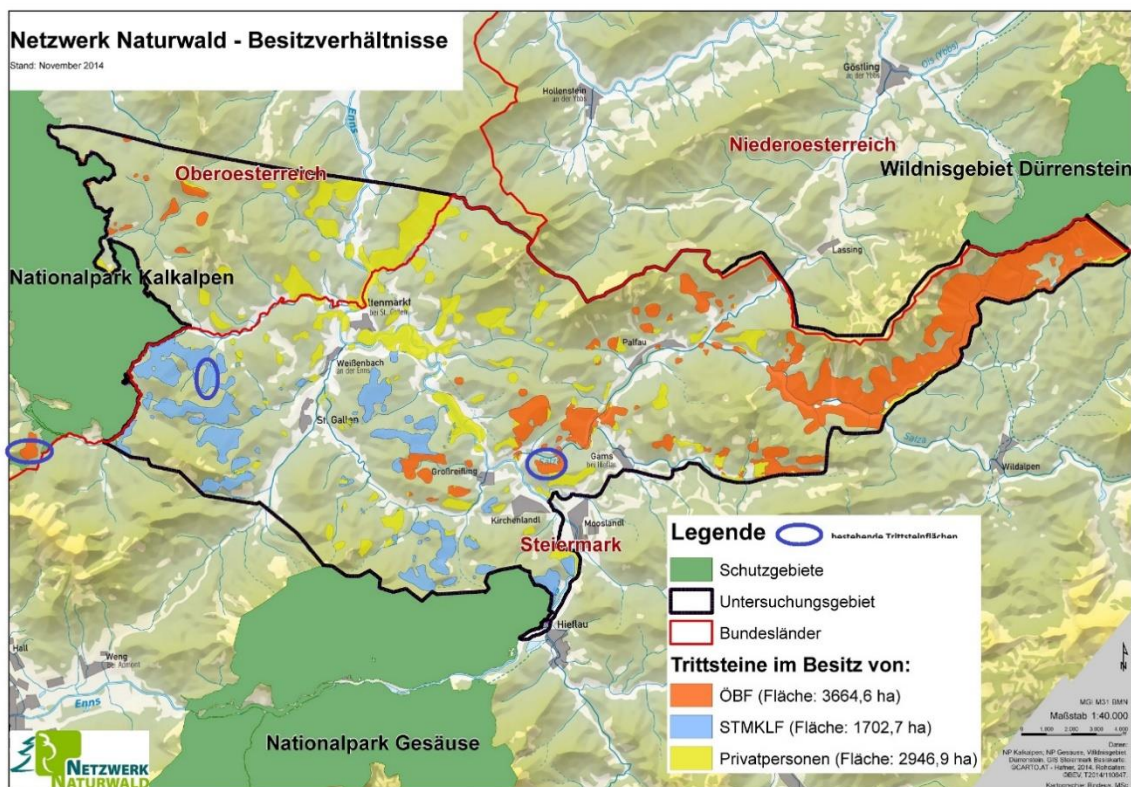


Abb. 4: Mögliche Korridorverläufe. Karte: © Netzwerk Naturwald

5 Das Waldlebensraum-Vernetzungsprojekt der Österreichischen Bundesforste

Im Rahmen ihres betriebsinternen Programms „Ökologisches Landschaftsmanagement“ haben die Österreichischen Bundesforste (ÖBf) gemeinsam mit dem WWF Österreich ein Konnektivitäts-Projekt entwickelt, das auf die Identifizierung und Vernetzung wertvoller Alt- und Totholzbestände in allen Forstbetrieben der ÖBf abzielt (ÖBf-Naturraummanagement 2016). Die Österreichischen Bundesforste betreuen und bewirtschaften im Auftrag der Republik Österreich eine Gesamtfläche von rund 850.000 Hektar (das entspricht 10 % der Staatsfläche); davon sind rund 510.000 Wald (=15 % der österreichischen Waldfläche). Die Gesamtfläche ist auf 12 Forstbetriebe und 121 Reviere verteilt (ÖBf 2019). Rund die Hälfte der Bundesforste-Flächen unterliegt einer Form des Natur- und Landschaftsschutzes. Streng geschützt (d. h. als Nationalpark-Kernzone, Wildnisgebiet, Biosphärenpark-Kernzone, Naturwaldreservat und Naturschutzgebiet ohne forstliche Nutzung) sind rund 72.000 Hektar, oder 8 % der Bundesforste-Flächen. Das Lebensraumvernetzungs-Projekt bezieht sich allerdings ausdrücklich nicht auf die bereits dem Naturschutz gewidmeten Flächen. Vielmehr zielt es auf die Sicherung Lebensraum-verbinder Waldelemente (=Trittsteine) für bestimmte anspruchsvolle Arten ab, mit Schwerpunkt im bewirtschafteten Wald (Wirtschaftswald und Schutzwald im Ertrag).

5.1 Arbeitsschritte im Projekt

Um die gesamte Bandbreite der auf Republikflächen vertretenen Waldtypen abzudecken, wurden als Zielarten des Vernetzungsprogramms folgende Arten ausgewählt: Mittelspecht (*Dendrocopos medius*) für die eichenreichen Wälder der Planar- Collin- und Submontanstufe, Weißrückenspecht (*Dendrocopos leucotos*) für die Buchen- und Buchenmischwälder der Montanstufe und Dreizehenspecht (*Picoides tridactylus*) für die obermontanen und subalpinen Nadelwälder. Ähnlich wie beim Netzwerk Naturwald-Projekt wurden für die genannten Arten Habitatmodelle entwickelt, mit deren Hilfe in jedem Forstbetrieb geeignete Flächen identifiziert werden. Dies geschieht jeweils im Zuge der Forsteinrichtung, die für jeden Betrieb in 10-jährigem Turnus erfolgt und bei der die weitere Behandlung jedes Waldorts festgelegt wird. Anhand der Habitateignungs-Karten und einem eigens zu diesem Zweck erarbeiteten Handbuch erfassen die ForsteinrichterInnen (die zuvor in einem Workshop für die neue Aufgabe geschult wurden) alle in Frage kommenden Waldbestände, und weisen sie als potenzielle Trittsteinflächen aus. In einem weiteren Schritt treffen die ForsteinrichterInnen in Abstimmung mit dem Naturraummanagement (d. h. der Naturschutzabteilung der ÖBf) die endgültige Auswahl der Flächen. Abgestimmte Unternehmensleitlinie ist, dass pro Revier 150 bis 200 ha als Trittsteine ausgewiesen werden können. Die Trittsteine sollten eine Mindestfläche von 2 Hektar haben und dürfen maximal 2 km voneinander entfernt sein. Die ausgewählten Flächen werden als Trittsteine in den Operaten festgehalten und sind damit fester Bestandteil der forstlichen Raumplanung.

Für Trittsteine gelten in weiterer Folge folgende Regeln:

- Der Erhalt der Flächen hat Priorität (es besteht kein zwingender Nutzungsverzicht, die Umtriebszeit kann aber wesentlich erhöht werden; geht ein Trittstein verloren, so wird er ersetzt).
- Es dürfen keine Kahlschläge vorgenommen werden.
- Das Stehenlassen von Biotopbäumen (bzw. Biodiversitätsinseln) sowie das Belassen von stehendem und liegendem Totholz in ausreichender Menge ist eine Mindestanforderung.

- Bei Mangel von Altholzinseln im Revier ist zum Erhalt von Trittsteinen eine Verschiebung des Nutzungszeitpunktes und eine Aufteilung der Nutzungen auf längeren Zeitraum vorzunehmen.
- Auf den Flächen ist ausschließlich auf Naturverjüngung zu setzen (mit Ausnahme von vereinzelt Pflanzmaßnahmen zur Förderung ökologisch relevanter Baumarten).
- Mischbaumarten sind zu fördern.
- Bei größeren Waldkomplexen sind Eingriffe nur gestaffelt und in mehreren Etappen vorzunehmen.
- Bei einer allfälligen Nutzung soll auf eine buchtige Ausformung der Bestandsränder und damit auf die Förderung der Randlinieneffekte geachtet werden.
- Es ist darauf zu achten, dass die Trittsteinfunktion der Flächen auch über die 10 Jahresperiode der Forsteinrichtung erhalten bleibt.

5.2 Umsetzung

Im Unterschied zum Netzwerk Naturwald-Projekt sind die Trittsteine im ÖBf-Lebensraumvernetzungsprojekt a priori keine strengen Außernutzungsstellungsflächen, es handelt sich vielmehr um Flächen, deren Biodiversitätswert durch gezieltes Belassen wesentlicher Habitat-Elemente und durch Einschränkungen der Nutzungsintensität, bzw. durch die Verlängerung der Umtriebszeit gesichert wird. Bis zum Jahr 2028 werden sich bei 150-200 Hektar pro Revier in Summe 18.150 bzw. 24.200 Hektar an Vernetzungsflächen ergeben, das sind immerhin 3-5 % der Gesamtwaldfläche bei den ÖBf – ein erheblicher Zuwachs an biodiversitätswirksamen Flächen.

6 Vergleich der beiden Vernetzungsprojekte

Im methodischen Ansatz sind die beiden Projekte ähnlich, das Netzwerk Naturwald-Projekt ist aber wissenschaftlich rigoroser, vor allem, was die Trittsteinauswahl betrifft und es strebt einen strengeren Schutz der Trittsteinflächen an. Wegen der damit verbundenen Akzeptanzfragen und der Abhängigkeit von gut dotierten Förderprogrammen werden sich in diesem Projekt Erfolge wohl eher langfristig einstellen. Das ÖBf-Projekt ist pragmatischer und auf Umsetzung in einem überschaubaren Zeitraum ausgerichtet. Seine Stärke liegt vor allem darin, dass es auf einer betriebsinternen Verankerung des Naturschutzes in der forstlichen Raumplanung beruht. In beiden Projekten wird es wichtig sein, dass Ausmaß der Zielerreichung zu evaluieren und die Maßnahmen gegebenenfalls zu adaptieren.

7 Literaturverzeichnis

Bannas, L., Löffler, J. & U. Riecken (2017): Die Umsetzung des länderübergreifenden Biotopverbunds – rechtliche, strategische, planerische und programmatische Aspekte. BfN-Skripten 475, Bundesamt für Naturschutz, Bonn, 113 pp.

BUND (2018): Handbuch Biotopverbund Deutschland. Vom Konzept bis zur Umsetzung einer Grünen Infrastruktur. Bund für Umwelt- und Naturschutz (e.V.) Friends of the Earth Germany, Bundesverband. Natur und Umwelt Service und Verlags GmbH, Berlin, 271 pp.

Drobnik, J., Finck, P. & U. Riecken (2013): Die Bedeutung von Korridoren im Hinblick auf die Umsetzung des länderübergreifenden Biotopverbunds in Deutschland. BfN-Skripten 346, Bundesamt für Naturschutz, Bonn, 81 pp.

- Egger, G., Janák, M. & Zs. Schmitz (2012): Aktionsplan zum Schutz des Alpen-Karpatenkorridors Teil 1: Aktionsplan & Teil 2: Katalog Spezifischer Maßnahmen. WWF Österreich & DAPHNE– Institut aplikovanej ekológie, Wien & Bratislava, Teil 1. 51 pp, Teil 2: 46 pp. Download: http://www.alpenkarpatenkorridor.at/index.php?article_id=2
- Engels, B., Heidrich, A., Nauber, J., Riecken, U., Schmauder, H. & K. Ullrich (eds.)(2004): „Perspectives of the Green Belt“ – Chances for an Ecological Network from the Barents Sea to the Adriatic Sea? BfN-Skripten 102, Bundesamt für Naturschutz, Bonn, 54 pp.
- European Green Belt Association (2019): European Green Belt Initiative Homepage <https://www.europeangreenbelt.org/> (accessed 11.08.2019).
- Füreder, L.; Waldner Th.; Ullrich-Schneider, A.; Renner, K.; Streifeneder, Th.; Heinrichs, A.-K.; Künzl, M.; Plassmann, G.; Sedy, K. & Ch. Walzer (2011): ECONNECT – Restoring the Web of Life. Politische Empfehlungen. STUDIA Universitätsverlag, Innsbruck, 16 pp. Download: https://www.cipra.org/de/publikationen/4824/1044_de/inline-download
- Hasitschka, J. (2005): Gesäusewälder – Eine Forstgeschichte nach Quellen von den Anfängen bis 1900. Schriften des Nationalparks Gesäuse, Bd 1. Nationalpark Gesäuse, Admont, 123 pp.
- Keiter, R. B. & M. S. Boyce (eds.) (1991): The Greater Yellowstone Ecosystem – Redefining America’s Wilderness Heritage. Yale University Press. New Haven & London, 430 pp.
- Kilian, W., Müller F. & F. Starlinger (1994): Die forstlichen Wuchsgebiete Österreichs. Eine Naturraumgliederung nach waldökologischen Gesichtspunkten. FBVA-Berichte 82, Wien, 59 pp.
- Kirchmeir, H., Köstl, T. & M. Jungmeier (2015): Raumanalyse Naturschutzfachliche Vorrangflächen für das Netzwerk Naturwald. Studie im Auftrag von: Nationalpark Kalkalpen, Bearbeitung: E.C.O. Institut für Ökologie, Klagenfurt, 35 pp.
- Leditznig, Ch. & R. Pekny (2011): Wildnisgebiet Dürrenstein – Wälder aus längst vergangenen Tagen. Schutzgebietsverwaltung Wildnisgebiet Dürrenstein, Scheibbs, 288 pp.
- Mayer, H., Neumann, M. & W. Schrempf (1989): Der Urwald Rothwald in den Niederösterreichischen Kalkalpen. In: Mayer, H., Zukrigl, K., Schrempf, W & G. Schlager (Hrsg.): Urwaldreste, Naturwaldreservate und schützenswerte Naturwälder in Österreich. Institut für Waldbau, Universität für Bodenkultur, Wien, pp. 125-192.
- Mayrhofer, E. (2015): Wildnis und Biodiversität im Nationalpark Kalkalpen. Natur & Landschaft 90. Jahrgang H. 9/10, pp. 439-443.
- Nitsch, Ch., Bindeus, E. & K. Zwettler (2015): Netzwerk Naturwald – Planungskonzept zum Schutzgebietsverbund Nationalpark Kalkalpen, Nationalpark Gesäuse und Wildnisgebiet Dürrenstein. Nationalpark Oö Kalkalpen Ges. m.b.H., Molln, 124 pp. Download: <https://www.netzwerk-naturwald.at/index.php/downloads-de>
- ÖBf (2019): Nachhaltigkeitsbericht für das Geschäftsjahr 2018. Wald – das Magazin für Draußen, Sonderausgabe, Österreichische Bundesforste AG, Purkersdorf, 85 pp.
- ÖBf Naturraummanagement (2016): Naturnahe Waldwirtschaft – Planung, Umsetzung, Interessensausgleich. Natur.Raum.Management – das Fachjournal der NaturraummanagerInnen 30, 12 pp.
- Soulé, M. E. & R. F. Noss (1998): Rewilding and Biodiversity – Complementary Goals for Continental Conservation. Wild Earth 8 (3), pp. 2-11.
- Y2Y -Initiative (2019): Yellowstone to Yukon –Vision and Mission. <https://y2y.net/vision/vision-mission>; (accessed 11.08.2019)

West, M. & M. Böttcher (2012): Bundesprogramm Wiedervernetzung. Grundlagen–Aktionsfelder–Zusammenarbeit. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU), Berlin, 32 pp.

Willner, W. & G. Grabherr (Hrsg.)(2007): Die Wälder und Gebüsche Österreichs 1, Textband. Elsevier GmbH München, 302 pp.

Adressen der Autoren:

Dr. Bernhard Kohler
Programm Großschutzgebiet und Wald
WWF Österreich, Ottakringerstr. 114-116 A-1160 Wien
E-mail: bernhard.kohler@wwf.at

Mag. Christoph Nitsch
Nationalpark Kalkalpen – Netzwerk Naturwald
Nationalpark Allee 1
A-4591 Molln
E-mail: christoph.nitsch@kalkalpen.at

Mag. Karin Enzenhofer
Programm Großschutzgebiete und Wald
WWF Österreich, Ottakringerstr. 114-116
A-1160 Wien
E-mail: karin.enzenhofer@wwf.at