

**Ergebnisse aus dem
Stipendenschwerpunkt
»Forschung auf DBU-Naturererbflächen –
Ökologische Dynamik in Offenland und Wald«**

Schaefer, Schlegel-Starmann (Hrsg.)

Inhaltsverzeichnis

- 3 Einführung**
Untersuchungsraum und Thematik
Matthias Schaefer, Hedda Schlegel-Starmann
- 8 Beiträge der Stipendiatinnen und Stipendiaten**
- 8 Brachesukzessionen in basenreichen Sandrasen und Heideökosystemen – Vegetationsökologische und populationsbiologische Grundlagen für ein optimiertes Landschaftsmanagement**
Vincent Aljes
- 15 Vitalität der Besenheide (*Calluna vulgaris*) in trockenen Zwergstrauchheiden entlang von Klima-, Struktur- und Diversitätsgradienten im norddeutschen Tiefland**
Jenny Schellenberg
- 21 Temporäre Kleinstgewässer im Ökosystem Wald**
Christoph Ptatscheck
- 26 Auswirkungen von Management und prognostizierten Klimaänderungen auf die Populationsdynamik von *Calluna vulgaris* – am Beispiel der Sand-Lebensräume in der Oranienbaumer Heide**
Katrin Henning
- 33 Auswirkungen von großflächiger Beweidung auf die Etablierung von Pionierbaumarten in der Oranienbaumer Heide**
Anne Hopf
- 40 Einfluss der Spätblühenden Traubenkirsche (*Prunus serotina* EHRH.) auf die Verjüngung heimischer Laubbaumarten in Kiefernforsten**
Tobias Hamm, Franka Huth, Sven Wagner
- 47 Auswirkungen von unterschiedlichen Behandlungen des Oberstandes und der Begleitvegetation auf die Naturverjüngung von Traubeneiche (*Quercus petraea* (MATT.) LIEBL.) – Eine Simulationsstudie**
Hans Hamkens
- 54 Übertragung bestehender Richtlinien für die Feldkartierung von *Calluna*-Habitaten in die Fernerkundung**
Johannes Schmidt
- 60 Synthese**
Forschung auf DBU-Naturerbeflächen – Ökologische Dynamik in Offenland und Wald
Matthias Schaefer, Hedda Schlegel-Starmann
- 65 Verzeichnis der Autorinnen und Autoren**
- 67 Impressum**

Einführung: Untersuchungsraum und Thematik

Die DBU-Naturerbeflächen

Geschichte

Im Zuge der Wiedervereinigung wurden auf dem Gebiet der ehemaligen DDR viele Truppenübungsplätze aufgegeben. Es bot sich die einmalige Chance, diese Flächen unter Schutz zu stellen und Naturschutzziele zu verwirklichen. So beschloss die Bundesregierung im Jahr 2005 zur Sicherung des Nationalen Naturerbes, 125 000 ha wertvolle Naturschutzflächen den jeweiligen Bundesländern, Stiftungen oder Naturschutzverbänden zu übereignen. Im Jahr 2007 wurde die gemeinnützige DBU Naturerbe GmbH als eine Tochter der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU) gegründet. Sie trägt im Jahr 2015 auf rund 60 000 ha, verteilt auf 47 Liegenschaften in 9 Bundesländern, die Verantwortung für die langfristige Sicherung von Flächen des nationalen Naturerbes für den Naturschutz (s. Abb. 1, DBU-Naturerbe-Jahresbericht 2015). Inzwischen (Anfang 2017) verfügt sie über 70 Liegenschaften in 9 Bundesländern mit knapp 70 000 ha Fläche. Die Gebiete haben meist eine größere Fläche, sind heterogen und arm an Störungen. Das Wald-Offenland-Verhältnis liegt im Durchschnitt bei etwa 65 % zu 35 %. Es herrschen naturferne, kieferndominierte 30- bis 60-jährige Altersklassenwälder vor. Etwa 30 % der Wälder sind naturnah. Für jede Liegenschaft sind Leitbilder entwickelt worden, aus denen sich Schutz- und Entwicklungsziele ergeben, die dem konservierenden Naturschutz oder dem Prozessschutz zuzuordnen sind (Culmsee & Wahmhoff 2013). Für diese Ziele gibt es drei Konzepte: (1) Prozessschutz auf Flächen mit naturnahen Laubwäldern und in den Vorwäldern auf ehemaligen Offenlandflächen; (2) Waldumbau in naturfernen, von Nadelholz dominierten Altersklassenwäldern, wie Entnahme standortfremder Baumarten, Förderung der Naturverjüngung (Lichtstellung, angepasste Schalenwildsdichten) und (3) Management im Offenland über verschiedene Offenhaltungsstrategien als Störungseingriffe (z. B. Beweidung durch Großherbivore, Mahd, Brennen als Pflegeoptionen).

Forschungsraum und Alleinstellungsmerkmale

Die Forschungsflächen (Abb. 1) sind gekennzeichnet durch ihre Großräumigkeit, ihre hohe Standortheterogenität und ihre Störungsarmut. Sie sind in Teilen durch militärische Nutzung devastiert, dadurch und durch fehlende landwirtschaftliche Nutzung in unmittelbarer Nachbarschaft nährstoffarm. Die Kiefernforste sind meist großflächig und monoton mit jungen oder mittelalten Bäumen bestockt. Wegen der über lange Zeit fehlenden Bejagung und der Größe der Schläge ist die Wildsdichte hoch (Wahmhoff 2010).

Es gibt vielfältige Grenzen oder Ökotope: ökologische Gradienten von Offenland zu Wald und im Hinblick auf den Faktor Feuchte oder an der Grenze Land-Wasser. Ein zentraler Prozess ist die Sukzession von Offenland zu Wald. Hinzu kommen initiierte Sukzessionsprozesse wie der Waldumbau oder Wiedervernässung. Dazu gesellen sich längerfristige Veränderungen, die durch den Klimawandel bedingt sind. Auch ein geographischer Gradient ist ausgeprägt.

Diese Besonderheiten in der Flächenkulisse mit ihrer räumlichen Heterogenität auf verschiedenen Skalenebenen zusammen mit praktizierten ökologischen Managementmaßnahmen (wie Beweidung oder Waldumbau) bedingen herausragende Alleinstellungsmerkmale. Aus diesen ergeben sich eine ganze Palette von einerseits wissenschaftlich interessanten und andererseits praxisrelevanten

Forschungsthemen, die zumindest in Mitteleuropa kaum bearbeitet werden beziehungsweise bearbeitet werden konnten. Hierfür bieten nun die DBU-Naturerbeflächen sehr gute Voraussetzungen und Bedingungen.

Ökologische Prozesse und Management: mögliche ökologische Themen

Aus den möglichen vielfältigen Forschungsthemen seien genannt (vgl. z. B. Levin 2009, Primack 2014):

- auf der Ebene der Population: Dispersal (Ausbreitungsökologie), Source-Sink-Relationen, genetische Drift, Genfluss, Metapopulation, Konnektivität, Metapopulationsdynamik;
- auf der Ebene der Gemeinschaft: Diversität, »community assembly«, Nahrungsnetz, ökologische Netzwerke, Ökosystem, Relation Diversität-Funktion, Stabilität, Resilienz, Fragilität;
- auf der Ebene der Landschaft: Landschaftsdynamik, großräumige Muster der Diversität, Fragmentierung, Umweltgradienten, ökologische Prozesse in Ökotonen;
- im Bereich Naturschutz, Habitatmanagement: Regenerationsprozesse, Restaurationsökologie (Störung, Sukzession), dynamische Gleichgewichte bei Offenland (Beweidung), »ecosystem services« (Wirkung, »trade-off«), wildlife management, Bedeutung von Neophyten.

Das Spektrum der Methoden könnte umfassen: räumzeitliches Monitoring, Analyse von Chronosequenzen oder echten Zeitreihen, Experimente im Freiland und im Labor, Modellierung ökologischer Prozesse, Entwicklung von Szenarien für zukünftige Entwicklungen.

Von der Ausschreibung zu den Einzelprojekten

Diese Forschungsperspektiven auf den eigenen Flächen und der Wunsch, notwendige Managementmaßnahmen oder allgemeiner Managementfragen mit Forschung zu untersetzen, veranlassten die DBU im Jahr 2011, ein größeres Forschungsvorhaben, einen Schwerpunkt innerhalb des DBU-Promotionsstipendienprogrammes zu konzipieren. In der Planung und Ausschreibung waren 15 Promotionsstipendien vorgesehen.

Aus den eingereichten Anträgen wurden nach einem mehrstufigen Auswahlverfahren unter Einschluss externer Fachgutachter acht zur Förderung ausgewählt. Die auf der Basis der weit gefassten Ausschreibung sich eher zufällig ergebenden Untersuchungsinhalte bilden den konstituierenden Rahmen für das vorliegende Forschungsprojekt auf DBU-Naturerbeflächen. Es handelt sich um folgende Vorhaben (ursprüngliche Titel):

- (1) **Vincent Aljes:** Brachesukzessionen in Naturerbeflächen – Vegetationsökologische Grundlagen für ein optimiertes Landschaftsmanagement.
- (2) **Jenny Schellenberg:** Vitalität der Besenheide (*Calluna vulgaris*) in trockenen Zwergstrauchheiden entlang von Klima-, Struktur- und Diversitätsgradienten im norddeutschen Tiefland.
- (3) **Katrin Henning:** Auswirkungen von Management und prognostizierten Klimaänderungen auf die Populationsdynamik von *Calluna vulgaris* – am Beispiel der Sand-Lebensräume in der Oranienbaumer Heide.

- (4) **Christoph Ptatscheck:** Diversität, genetische Variabilität und Analyse des Nahrungsnetzes aquatischer Kleinsthabitate im Ökosystem Wald auf den DBU Naturerbeflächen Oranienbaumer und Kühnauer Heide.
- (5) **Anne Hopf:** Auswirkungen großflächiger Beweidung in der Oranienbaumer Heide auf initiale Sukzessionsprozesse wichtiger Baumarten vor dem Hintergrund des Klimawandels.
- (6) **Tobias Hamm:** Möglichkeiten und Grenzen einer Integration sukzessionaler Prozesse bei der Renaturierung naturferner und durch die Spätblühende Traubenkirsche (*Prunus serotina* EHRH.) beeinflusster Kiefernforste mit Blick auf die Minimierung der Eingriffsintensität.
- (7) **Hans Hamkens:** Entwicklung von Managementstrategien zur Etablierung von Naturverjüngung der Traubeneiche (*Quercus petraea* Liebl.) unter besonderer Berücksichtigung der Begleitvegetation und der Wilddichte.
- (8) **Johannes Schmidt:** Bildgebende Verfahren im Monitoring naturschutzrelevanter ökologischer Prozesse in Großschutzgebieten des Nationalen Naturerbes.

Zu folgenden wichtigen Bereichen fehlen Untersuchungsansätze: Sukzession der Fauna, von Diversität und Prozessen; Wirkung des Habitatmanagements; Wirkung auf Tiere, Diversität und Prozesse; Populationsökologie von »charismatischen« Tierarten; ökonomische Auswirkungen von Maßnahmen des Managements; Fragen des Wildmanagements und der Jagd.

Das Untersuchungsgebiet

Als Beispielraum für viele der Projekte dient die **Oranienbaumer Heide** (<https://www.dbu.de/index.php?menuecms=2697&id=83>). Das Gebiet von 2 102 ha ist als Truppenübungsplatz genutzt worden. Im Offenland gibt es Trockenrasen, Heiden mit Heidekraut und Besenginster, Sand-Reitgrasfluren, Pionierwälder und Brandflächen. Daneben stocken auf relativ ausgedehnten Flächen naturnahe Laubmischwälder. Die Randzonen sind durch Kiefernforste, Kiefern-Birken-Mischbestände und Birkenwälder geprägt. Dazu gehört die Niederung des Mühlbachs mit Feuchtweiden. (vgl. DBU-Naturerbe-Flächenliste 2016). In Ost-West-Richtung verläuft die Grenze zweier Großlandschaften: im Norden das Elbe-Elster-Tiefland mit kalkfreien basenarmen Standorten und im Süden die Dahlen-Dübener Heide mit kalkfreien, basenreichen Standorten (Felinks et al. 2012).

Unter den FFH-Lebensraumtypen finden sich:

- FFH-LRT 2310 (trockene Sandheiden mit *Calluna* und *Genista*)
- FFH-LRT 4030 (trockene europäische Heiden) mit *Calluna* als Schlüsselart
- FFH-LRT 6120* (trockene kalkreiche Sandrasen)
- FFH-LRT 2330 (offene Grasflächen mit *Corynephorus* und *Agrostis* Silbergraspionierfluren auf Binnendünen).

Potenzielle natürliche Vegetation in der Oranienbaumer Heide ist ein Knäuelgras-Linden-Hainbuchenwald mit Eiche, Winterlinde und Hainbuche. Für die Offenlandflächen gibt es ein Beweidungsmanagement auf 470 ha seit 2008, auf 750 ha seit 2012 mit Robustrassen (Heckrinder und Konikpferde, Besatzstärke circa 0,15 GVE/ha) (Felinks et al. 2012). Diese ökologische Konstellation großflächiger extensiver Beweidung wurde für mehrere Projekte genutzt. Für manche Projekte dienten als weitere Standorte die **Rüthnicker Heide** (<https://www.dbu.de/index.php?menuecms=2697&id=88>) und die **Kühnauer Heide** (<https://www.dbu.de/index.php?menuecms=2697&id=81>). Die Rüthnicker Heide (knapp 4 000 ha) ist einerseits durch großflächige Kiefernforste im südwestlichen Bereich

geprägt und andererseits im nördlichen Bereich durch eingelagerte Moore und Kleingewässer strukturiert. In den Feucht- und Pfeifengraswiesen, Torfmoosmooren und altholzreichen Kiefern-Traubeneichenwäldern sind offene Flächen mit *Calluna*-Heiden und Sandtrockenrasen eingestreut. Die Kühnauer Heide (rund 950 ha) ist durch ein auentypisches Standortmosaik aus Flutrinnen, Senken, flachen Höhenrücken und Binnendünen mit in weiten Teilen sehr naturnahen Vegetationsverhältnissen charakterisiert. Im Norden dominieren Laubholzbestände; die Besiedelung ehemals offener Flächen wird häufig durch eine dichte Grasnarbe verzögert. Im östlichen Teil sind weitgehend gehölzarme Binnendünen Silbergrasfluren vorhanden. Größere Kiefernforsten prägen den südlichen und westlichen Teil des Gebietes (vgl. Naturerbe-Flächenliste (2016).

Das Forschungsprojekt: Themen, Struktur und Forschungsfragen

Die acht einzelnen Vorhaben lassen sich unter den Gesichtspunkten »Verteilungsmuster«, »Sukzession« und »Management« in einer logischen Struktur gruppieren (Abb. 2).

Sie tragen in ihren Untersuchungen zu folgenden Themenkomplexen bei:

Sukzession im Offenland (Brachesukzession, Aljes; initiale Sukzession wichtiger Baumarten, Hopf)

Die offenen Flächen unterliegen einer raschen sekundären progressiven Sukzession über Verbuschung, Vorwaldstadien (Pioniere: Kiefer, Birke, Zitterpappel) zum Eichen- oder Buchenmischwald. Auch die Spätblühende Traubenkirsche ist in das Sukzessionsgeschehen mit eingebunden. Die Pflanzen des Offenlandes verschwinden; das Land-Reitgras *Calamagrostis epigejos* wächst in die offenen Flächen ein und kann sich auch in späteren Stadien halten.

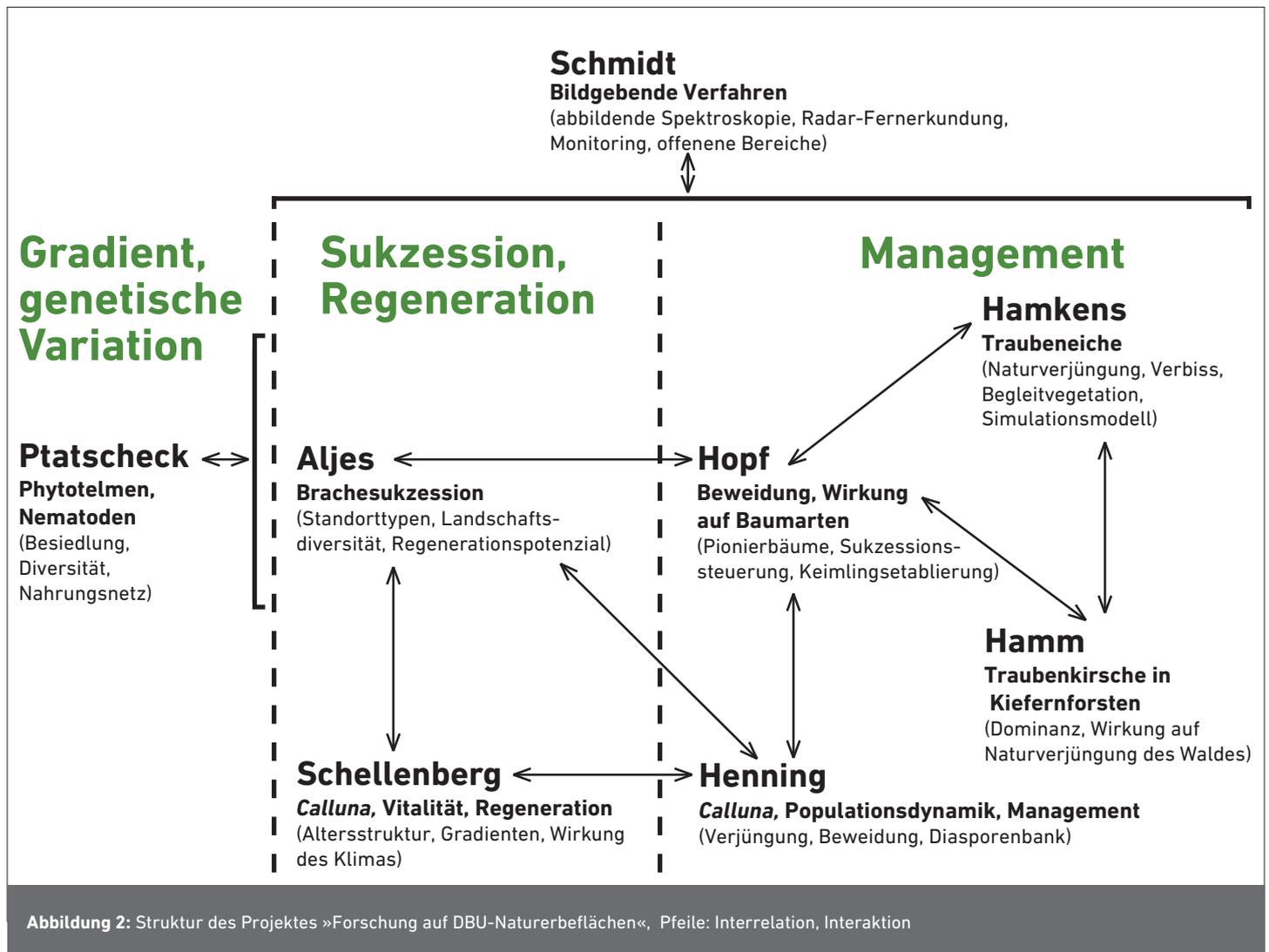
In dem Mosaik an Lebensraumübergängen und Sukzessionsphasen vom Offenland zum Wald lässt sich die Dynamik der Veränderungen verfolgen. Die Prozesse der Verbuschung und Wiederbewaldung sind über unechte Zeitreihen (Chronosequenz, space-for-time substitution) der Analyse zugänglich. Wichtige Fragen sind Richtung und Geschwindigkeit der Sukzession, Persistenz von Pflanzenarten, Charakteristika von Offenlandarten (Vitalität, Artmerkmale (»species traits«), Lebensform nach Grime (2001)), Regenerierbarkeit (Regenerationspotenziale) der Pflanzengesellschaften, die Langlebigkeit von Samenbanken.

Vegetationsdynamik von Heideflächen (*Calluna vulgaris*) (Geographischer Gradient, Lebenszyklus von *Calluna*, Schellenberg; Populationsdynamik von *Calluna*, Henning)

Das Heidekraut (*Calluna vulgaris*) kann im norddeutschen atlantisch geprägten Tiefland größere Bestände bilden. Die Art hat einen atlantischen Verbreitungsschwerpunkt, Sommertrockenheit im subkontinentalen Klimabereich wirkt negativ. Es kommt zur Überalterung der Bestände und möglicherweise zur Verringerung ihrer Vitalität.

Eine wichtige Frage ist, welche Beziehung zwischen dem Alter der Besenheide und ihrer Fähigkeit zur vegetativen und generativen Regeneration bei zunehmendem subkontinentalem Klimaeinfluss besteht. Dieses lässt sich unter anderem durch die Analyse von Heidebeständen in einem Klimagradienten beantworten.

Für die Persistenz von Heide-Populationen im Offenland muss der Konkurrenzdruck durch Gräser gemindert werden. Managementmaßnahmen sind Beweidung, Mahd und Feuer. Unter dem Regime einer ganzjährigen Beweidung durch Megaherbivoren in der Oranienbaumer



Heide kann studiert werden, ob und wie sich Bestände von *Calluna* verjüngen. Sie kann als Modellart für die Analyse dynamischer Prozesse in großflächigen Weidelandschaften dienen.

Im Populationszyklus von *Calluna* gibt es Phasen generativer oder vegetativer Verjüngung. Besonders wichtig ist die Frage, unter welchen Bedingungen es zur generativen Verjüngung der Besenheide kommt. Welche Rolle spielt die Samenbank? Wie ist das Überlebensmuster der Jungpflanzen?

Dispersionsdynamik in aquatischen Kleinsthabitaten (Diversität, genetische Variabilität, Nahrungsnetz, Ptatscheck)

Das großräumige Verteilungsmuster von Kleinsystemen kann in Abhängigkeit vom Standort variieren. Ein Beispiel sind aquatische Kleinsysteme in wassergefüllten Baumlöchern mit ihrem Nahrungsnetz. Mit künstlichen und mit Wasser gefüllten Plastikgefäßen, die an Baumstämmen befestigt sind, lassen sich verschiedene Fragestellungen verfolgen: Wie ist die Abfolge der Besiedlung durch Populationen der Meiofauna in Abhängigkeit vom Standort? Gibt es eine genetische Variation (untersucht an Nematoden)? Wie komplex ist das aquatische Nahrungsnetz?

Management von Offenlandflächen (Beweidung, Hopf)

In der raumzeitlichen Dynamik der offenen Heiden/Sandrasen hin zu Gebüschstadien und Pionierwäldern muss der Mensch über Managementmaßnahmen eingreifen,

um die frühen Sukzessionsstadien zu bewahren. Für ein Management auf großen Flächen bietet sich Beweidung durch Großherbivore an (Rosenthal et al. 2012). Auf der Oranienbaumer Heide gibt es ein derartiges Habitat-Management mit ganzjähriger Beweidung durch Heckrinder und Konikpferde. Diese ökologische Situation erlaubt die Analyse der spezifischen Wirkungen der Weidetiere und die Optimierung des Beweidungsmanagement, um die wertvollen verschiedenen Offenlandflächen zu erhalten.

Spezifische Fragen sind: Wie wirkt sich die Beweidung auf die Gehölzetaablierung und die Baumartenzusammensetzung aus? Welchen Effekt haben unterschiedliche Beweidungsintensitäten? Sind weitere Pflegemaßnahmen notwendig? Grundsätzlich werden Erkenntnisse über eine Optimierung des Beweidungsmanagements angestrebt. Im Focus sind die Pionier- und Klimaxbaumarten Sandbirke (*Betula pendula*), Zitterpappel (*Populus tremula*), Spätblühende Traubenkirsche (*Prunus serotina*) und Waldkiefer (*Pinus sylvestris*).

Waldumbau von Kiefernflächen (Renaturierung bei Anwesenheit von Traubenkirsche, Hamm; Modellierung für die Etablierung der Traubeneiche, Hamkens)

Auf den Naturerbeflächen dominieren großflächige Nadelholzforste. Angestrebt wird eine Umwandlung in naturnahe, strukturreiche Wälder. Ideal wäre es, wenn man auf eigen-dynamische Prozesse der Waldentwicklung bauen könnte (vgl. Ellenberg & Leuchschnr 2010).

Ein gravierender Störfaktor bei der Waldentwicklung und beim aktiven Waldumbau ist die Präsenz von Dominanzbeständen der Spätblühenden Traubenkirsche. In Freiland- und Gewächshausexperimenten werden die Möglichkeiten für die Verjüngung von Laubbaumarten unter einem Schirm von *P. serotina* studiert. Folgende Fragen stehen im Vordergrund: Wie ist die Wuchsdynamik? Wie setzt sich *P. serotina* gegenüber den anderen Baumarten durch? Wie konkurrenzstark sind Traubenkirschen-Altbestände? Wie lebensfeindlich ist die Bodenstreu von *P. serotina* gegenüber Keimlingen und Jungpflanzen der anderen Baumarten?

Eine zentrale Art der Waldbestände im Klimaxstadium ist die Traubeneiche. Für die Etablierung der Eichenbestände aus Jungpflanzen ist ein wichtiger Einflussfaktor die Begleitvegetation. Die Entwicklung eines Modells kann hilfreich für das Waldmanagement im Hinblick auf diese Konkurrenzwirkung durch Kräuter und Gräser sein.

Flächenhafte Erfassung der Sukzessionsdynamik (über bildgebende Verfahren in der Fernerkundung, Schmidt).

Es wäre wünschenswert, die Dynamik der Sukzession von Offenland über Verbuschung zu Wald flächenhaft zu erheben. Dafür ist Fernerkundung das geeignete Instrument. Gelingt es, per abbildender Spektroskopie und Radarf fernerkundung zu der Chronosequenz gehörende Vegetationstypen und ihren Erhaltungszustand zu identifizieren, lässt sich der zeitliche Verlauf der Sukzession über einer große Fläche verfolgen.

Literaturverzeichnis

- Culmsee, H. & Wahmhoff, W.** (2013): Entwicklung eines leitbildorientierten Monitorings für den Naturschutz auf Flächen des Nationalen Naturerbes. *Natur und Landschaft* 88: 204–212.
- DBU-Naturerbe-Jahresbericht** (2015): <https://www.dbu.de/1321.html>
- DBU-Naturerbe-Flächenliste** (2016): <https://www.dbu.de/1329.html>
- Ellenberg, H. & Leuschner, C.** (2010): *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen*. In ökologischer, dynamischer und historischer Sicht. 6. Aufl. Stuttgart: Ulmer.
- Felinks, B.; Tischew S.; Lorenz A.; Osterloh, S.** (2012): Abschlussbericht: Entwicklung von kosteneffizienten Strategien zum Erhalt und zur Entwicklung von FFH-Offenlandlebensräumen auf großen Flächen – Erarbeitung, Umsetzung und Evaluierung von Pflegestrategien für das Modellgebiet »Oranienbaumer Heide«. Bernburg, Osnabrück: DBU.
- Grime, J. P.** (2001): *Plant Strategies, Vegetation Processes, and Ecosystem Properties*. New York: Wiley.
- Levin, S. A.** (2009): *The Princeton Guide to Ecology*. Princeton: Princeton University Press.
- Primack, R. B.** (2014): *Essentials of Conservation Biology*. 6th ed. Sunderland: Sinauer Associates.
- Rosenthal, G.; Schrautzer, A. & Eichberg, CH.** (2012): Low-intensity grazing with domestic herbivores: A tool for maintaining and restoring plant diversity in temperate Europe. *Tuexenia* 31: 167–205
- Wahmhoff, W.** (2010): Naturschutz auf DBU Naturerbflächen – Grundsätzliche Überlegung zur Zielsetzung und langfristigen Strategie. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 42: 229–234.

Vincent Aljes

Brachesukzessionen in basenreichen Sandrasen und Heideökosystemen – Vegetationsökologische und populationsbiologische Grundlagen für ein optimiertes Landschaftsmanagement

Abstract

This publication gives an overview of the ongoing PhD study and discusses the importance of the results for the landscape management in heathland and dry basophilic grassland ecosystems. We used the space-for-time-substitution approach to analyse the persistence and the regeneration potential of typical species of these habitats in response to progressive succession. For this purpose, changes in species composition and fitness parameters for selected species were compared between the successional stages. Additionally, plant functional traits were included in the interpretation of changes in vegetation.

The results show that many of the heather and dry grassland species disappear with the appearance of dominant grass species. This could be observed in Calamagrostis and birch pioneer forest sites. In contrast, many of these species do persist in pine pioneer forests. For the selected species a trade-off between vegetative and reproductive characteristics could be observed in response to changes in the surrounding vegetation structure. This becomes especially clear for plant height and number of flowers. The persistence of species during progressive succession is related to functional traits: Species with a high adult longevity and the ability for vegetative reproduction have a better chance to survive the conditions in later successional stages than species that have a short lifespan and rely on dispersal in space. This leads to the conclusion that plant functional traits and fitness parameters of plants could be a promising tool to better predict extinction risks for species. For instance, the decline of reproductive organs could indicate local extinction in a very early stage of succession.

Einleitung

Die Oranienbaumer Heide ist eine durch militärische Nutzung geprägte, halboffene Landschaft, die sich durch ein Mosaik aus Pionierwäldern, Heiden, Sandrockenrasen sowie naturschutzfachlich besonders bedeutenden basenreichen Sandrasen auszeichnet. Mit der Aufgabe der militärischen Nutzung wurde Anfang der 1990er-Jahre eine progressive Sukzession angestoßen, mit der das Offenland zunehmend durch dominante Gräser und Pioniergehölze besiedelt wurde. Die progressive Sukzession stellt eine strukturelle Höherentwicklung der Vegetation dar, die je nach Standortsituation unterschiedlich schnell verläuft und in jedem Falle mit einer grundlegenden Umstrukturierung der Offenlandvegetation und dem Rückgang von lichtbedürftigen Pflanzenarten verbunden ist (Dupré und Diekmann 2001, Huber 1994, Schrautzer und Jensen 2006). Die Folgen sind auch auf Landschaftsebene sichtbar. Sie manifestieren sich beispielsweise im Verlust der artenreichen Offenland-Wald-Mosaik, welche für die Oranienbaumer Heide besonders wertgebend sind (Wahmhoff 2010). Um die Offenlandökosysteme als Bestandteil eines reichen Landschaftsmosaiks aus jüngeren und älteren Sukzessionsstadien zu erhalten, ist nach Nutzungsaufgabe ein Pflegemanagement notwendig. In der Oranienbaumer Heide wurde deshalb 2008 eine Ganzjahresweide

eingeführt, die durch Mahd- und Entkusselungsmaßnahmen ergänzt wird (Felinks et al. 2013, Lorenz et al. 2013).

Für die strategische Planung von Maßnahmen des Landschaftsmanagements und ihrer zeitlichen und räumlichen Dimensionierung ist die Kenntnis der standortspezifisch unterschiedlichen Sukzessionen (wie z. B. Richtung, Geschwindigkeit und Abfolge der Sukzessionsstadien), der Ausdauer von gefährdeten Pflanzenarten und der Regenerierbarkeit naturschutzfachlich wertvoller Pflanzengesellschaften notwendig: Relativ stabile Offenlandgesellschaften haben demnach einen geringeren Managementbedarf als solche, die sich rasch zu Gehölzgesellschaften weiterentwickeln.

Für die Offenlandarten, die oft in geringen Mengenanteilen in den Heiden und Sandrasen vorhanden sind, ergeben sich je nach arttypischen Lebenseigenschaften, Eigenschaftskombinationen und Strategien unterschiedliche Überlebenschancen beziehungsweise Extinktionsrisiken: Dabei sind unterschiedliche Überdauerungsvermögen der Spross- und Samenbankpopulationen (Piessen und Hermy 2006, Stöcklin und Fischer 1999), der Ausbreitung und des Fortpflanzungsmodus Elemente von Toleranz- und Vermeidungsstrategien (Ozinga et al. 2007). Die Untersuchung dieser Merkmale ist wesentlich für ein kausales Verständnis von Sukzessionsprozessen, um bei unerwünschten Entwicklungen, wie zum Beispiel dem lokalen Aussterben von Zielarten, rechtzeitig gegensteuern zu können.

Die vorliegende Arbeit gibt einen Überblick über das noch laufende Promotionsvorhaben und fokussiert auf die für das Landschaftsmanagement praxisrelevanten Fragestellungen. Dabei sollen vor allem die Untersuchungsansätze und ihre Bedeutung für die Praxis diskutiert werden. Eine umfassende Darstellung der Methodik und Ergebnisse ist mit Abschluss der Dissertation verfügbar. Folgende Fragestellungen sollen in diesem Rahmen beantwortet werden:

- Wie wirken sich unterschiedliche Sukzessionen auf die Artenvielfalt typischer Sandrasen- und Heidearten aus?
- Welches Regenerationspotential stellen die Sprosspopulationen ausdauernder Arten in den unterschiedlichen Sukzessionsstadien bereit?
- Mit welchen phänotypischen Merkmalen und wie plastisch reagieren Populationen von Offenlandarten entlang von progressiven Sukzessionsserien?
- Können anhand funktioneller Pflanzenmerkmale (Artebene) Extinktionsrisiken abgeleitet werden?

Methodik

Auswahl unechter Zeitreihen

Das methodische Design basiert auf unechten Zeitreihen (space-for-time-substitution, Pickett 1989). Dabei werden verschiedene alte Sukzessionsstadien, die eng benachbart nebeneinander auf ein und demselben Standorttyp vorkommen, vergleichend untersucht und zu einer Zeitreihe zusammengefügt. Dabei wurden die beweideten basenreichen Sandrasen (n = 10) als Ausgangspunkt der Vegetationsentwicklung angesehen. Als Folgestadien wurden brachliegende Sandrasen (n = 10), Calamagrostis-Dominanzbestände



Basenreiche Sandrasen-Weide

- Niedrige Bodenvegetation
- Hohes Störungsregime
- Offenboden durch Tiere



Basenreiche Sandrasen-Brache

- Hochwüchsiger als Weide
- Strukturreiche Vegetation
- Zunahme der Gräserdeckungen



Calamagrostis-Dominanzbestand

- Dominanz durch Gräser
- Hochwüchsige Bodenvegetation
- Homogene Vegetationsstruktur
- Dichte Streu, kein Offenboden



Birkenpionierwald

- Dominanz durch Gräser
- Hochwüchsige Bodenvegetation
- Dichte Streu, wenig Offenboden
- Baumdeckung 40 bis 50 %
- Alter +- 30 Jahre



Kiefern-pionierwald

- Geringer Anteil Bodenvegetation
- Sehr hohe Streudeckung
- Häufig Offenbodenstellen (Wild)
- Baumdeckung 50 bis 60 %
- Alter +- 30 Jahre



Kiefernwald

- Hoher Anteil an Farnen und Gräsern
- Strukturreich
- Baumdeckung 50 bis 60 %
- Alter +- 80 Jahre

Abbildung 1: Charakteristische Eigenheiten der untersuchten Sukzessionsstadien

(n = 5), Birken- (n = 10) und Kiefern-pionierwälder (n = 9) und Kiefern-wälder (n = 5) untersucht. In Abbildung 1 sind die Stadien mit ihren charakteristischen Eigenheiten vorgestellt. Der Einfachheit halber werden die basenreichen Sandrasen im folgenden Text als Sandrasen bezeichnet.

Für die Auswahl der Untersuchungsflächen wurden die oben aufgeführten Sukzessionsstadien in der mittleren und südlichen Oranienbaumer Heide stratifiziert und anschließend randomisiert ausgewählt. Außerdem wurden Standortgradienten durch Einbeziehung von Gelände-wassermodellen und geologischen Karten weitestgehend ausgeschlossen.

Datenerhebungen in den stratifizierten Untersuchungsflächen

Die floristisch-vegetationskundlichen Erhebungen erfolgten auf 49 Probeflächen unterschiedlicher Größe (Offenland 4 m x 4 m, Gehölzstadien 8 m x 8 m). Zur Bestimmung des ungefähren Alters der Gehölzstadien wurden in diesen Flächen stichprobenartig Bohrkerne und Stammscheiben der vorherrschenden Baumarten entnommen und Jahrringzählungen durchgeführt. Die Diversität der Samenbank (Regenerationspotenzial) wurde mit Hilfe von Keimungsuntersuchungen im Gewächshaus der Universität Kassel analysiert.

Für die populationsbiologischen Untersuchungen wurden aus dem Artenpool der Oranienbaumer Heide sieben repräsentative Arten des Offenlands ausgewählt. Die untersuchten Arten repräsentieren unterschiedliche Kombinationen von Merkmalsausprägungen und lassen, so die Hypothese, unterschiedliche Reaktionsmuster in Raum und Zeit erwarten. Für jede der stratifizierten Untersuchungsflächen wurde die Frequenz der Arten aufgenommen. Hierfür wurden 25 Präsenz/Absenz-Plots (jeweils 1 m Radius) gleichmäßig in jeder der Flächen verteilt. Der Frequenzwert ergibt sich aus dem prozentualen Anteil der Arten in den Plots. Neben der Frequenz wurden für die ausgewählten Arten leicht zu erfassende vegetative und generative Merkmale von jeweils sieben zufällig ausgewählten Individuen gemessen (u. a. Blattlänge, Wuchshöhe und Blütenanzahl). Neben den individuenbezogenen Merkmalen wurden weitere statistische Parameter aufgenommen: Anzahl blühender benachbarter Pflanzen, Wuchshöhen und Abstände zwischen Rameten.

Artmerkmale wie zum Beispiel Samenbankausdauer, Reproduktionsmodus, Sprossausdauer und die Strategietypen nach Grime (1974) wurden der Biolflor Datenbank (Klotz et al. 2002) und der LEDA Datenbank (Kleyer et al. 2008) entnommen. Die Einteilung der kartierten Arten in Offenland-, Wald- und Intermediärarten erfolgte nach der Klassifikation von Schmidt et al. (2011).

Statistische Auswertung

Zur Untersuchung der floristischen Ähnlichkeit der Sukzessionsstadien wurden nicht-metrische Ähnlichkeitsstrukturanalysen (NMDS) durchgeführt. Bei diesem Ordinationsverfahren werden die Objekte, in diesem Fall die Vegetationsaufnahmen, räumlich nach ihrer Ähnlichkeit beziehungsweise Unähnlichkeit im mehrdimensionalen Raum angeordnet. Als Distanzmaß wurde der Bray-Curtis Index verwendet.

Unterschiede in der Diversität und den Reaktionen der untersuchten Arten zwischen den Sukzessionsstadien (Abb. 3, Tab. 2) wurden mithilfe von Varianzanalysen auf Signifikanz getestet. Für die normalverteilten und varianzhomogenen Daten wurde eine einfaktorische ANOVA mit anschließendem Tukey-Post-hoc-Test durchgeführt. Alternativ kam ein nicht-parametrischer Kruskal-Wallis-Test mit abschließendem Dunn-Post-hoc-Test mit Holms Korrektur zum Einsatz. Für alle Statistiken wurde $p < 0,05$ als Signifikanzlevel definiert.

Die statistische Auswertung erfolgte mit der Grundversion von R Version 3.3.1 (R Core Team 2016) und dem für R verfügbaren Vegan-(Oksanen et al. 2016) und PMCMR-Package (Pohlert 2014).

Ergebnisse

Floristische und strukturelle Ähnlichkeit der Sukzessionsstadien

Die floristische Ähnlichkeit zwischen den die Sukzessionsstadien repräsentierenden Untersuchungsflächen ist in Abbildung 2 dargestellt: Während sich die Offenlandstadien floristisch stark ähneln, zeichnet sich in den späteren Sukzessionsstadien eine größere Spannweite ab. Es zeigt sich eine gerichtete Entwicklung von den beweideten und brachliegenden Sandrasen über die Kiefernvorwälder zu den Kiefernwäldern mit jeweils geringen floristischen Überlappungen (von links unten nach rechts). Eine andere, nicht von Gehölzen gesteuerte Entwicklung führt von den Sandrasen zu den *Calamagrostis*-Dauerstadien. Die Birkenvorwälder vermitteln aufgrund ihrer hohen Grasdominanz in der Feldschicht einerseits und ihrer Kronendeckung andererseits zwischen den Kiefernwäldern und den *Calamagrostis*-Rasen. Ausgehend vom Bray-Curtis-Distanzmaß sind die Kiefernvorwälder den Sandrasen floristisch ähnlicher, als die restlichen Folgestadien, was sich auch in der Anzahl von Offenlandarten widerspiegelt.

Diversität und Frequenz von Offenlandarten im Sukzessionsverlauf

Die Sukzessionsrichtung hat einen deutlichen Einfluss auf die Anzahl an ausdauernden Offenlandarten (siehe Abb. 3). Entlang des eben geschilderten Sukzessionsweges Sandrasen beweidet, Sandrasen Brache, Kiefernvorwälder, Kiefernwald nehmen die Artenzahlen erst im letzten Sukzessionsstadium signifikant ab. In den frühen Sukzessionsstadien der brachgefallenen Sandrasen und im Kiefernvorwälder konnte kein Rückgang von Offenlandarten festgestellt werden. Anders sieht es aus, wenn man Entwicklungen betrachtet, in denen dominante hochwüchsige Gräser wie *Calamagrostis epigejos* eine Rolle spielen: im *Calamagrostis*-Stadium und im Birkenvorwälder sind Offenlandarten in signifikant geringeren Mengenanteilen vorzufinden. Ausfallende Offenlandarten werden in den Gehölzstadien durch Wald- und Intermediärarten (nach Schmidt et al. 2011) ersetzt (nicht Teil der Abbildung). Die Gesamtartenzahlen unterscheiden sich zwischen Sandrasen und Gehölzstadien nicht signifikant voneinander (Median 34 bis 40) während in den *Calamagrostis*-Stadien ein signifikanter Rückgang zu beobachten ist (Median 16).

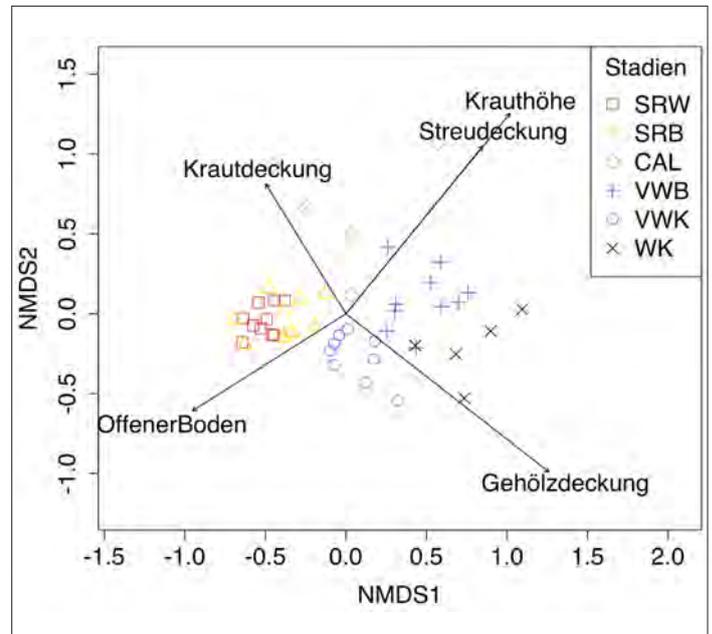


Abbildung 2: Ordination (NMDS, Distanz: Bray-Curtis, Stress: 0,11) der Vegetationsaufnahmen getrennt nach Sukzessionsstadien. SRW: Beweideter Sandrasen, SRB: Brachliegender Sandrasen, CAL: *Calamagrostis*-Dominanzbestand, VWB: Birkenpionierwald, VWK: Kiefernvorwälder, WK: Kiefernwald. Mit zunehmendem Abstand zwischen den Punkten nimmt die floristische Ähnlichkeit zwischen den Flächen ab. Pfeile stellen mit den Vegetationsaufnahmen korrelierte Strukturvariablen dar.

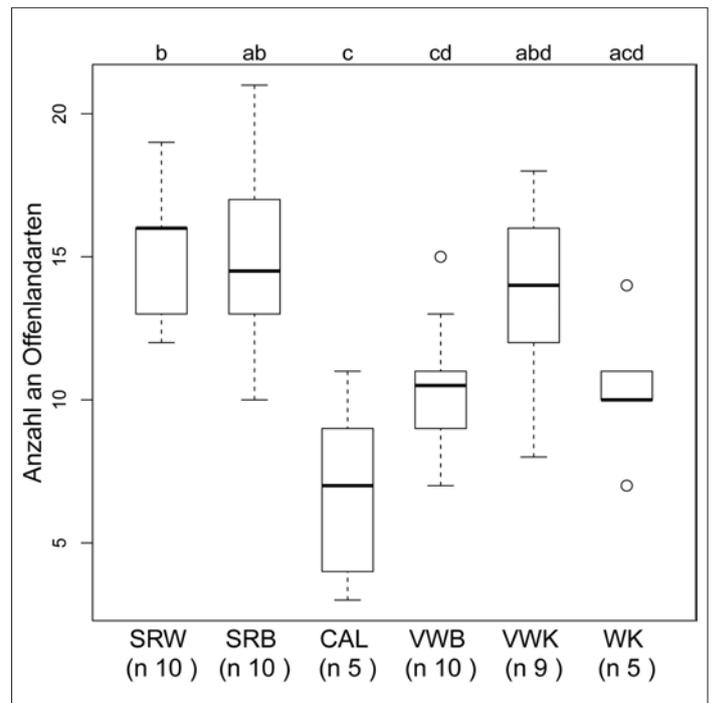


Abbildung 3: Anzahl an Offenlandarten in den jeweiligen Sukzessionsstadien. SRW: Beweideter Sandrasen, SRB: Brachliegender Sandrasen, CAL: *Calamagrostis*-Dominanzbestand, VWB: Birkenpionierwald, VWK: Kiefernvorwälder, WK: Kiefernwald. Buchstaben zeigen signifikante Unterschiede an: ($p < 0,05$, ANOVA mit Tukey-Post-hoc-Test)

Tabelle 1: Frequenz in den Sukzessionsstadien und funktionelle Merkmale von kartierten Kennarten der Lebensraumtypen: Trockene Europäische Heiden (LRT4030), Basenreiche Sandrasen (LRT 6120*), Silbergraspionierfluren (LRT 2330) und Heiden auf Binnendünen (LRT 2310). * = Offenlandart nach Schmidt et al. (2011). SRW: Beweideter Sandrasen, SRB: Brachliegender Sandrasen, CAL: Calamagrostis-Dominanzbestand, VWB: Birken-pionierwald, VWK: Kiefern-pionierwald, WK: Kiefernwald. Frequenz: 1.0 = 100 %, Samenbank: tr = transient, sp = short term persistent, lp = long term persistent, Reproduktion: s = Samen, v = vegetativ, Ausdauer: m = mehrjährig, e = einjährig, Strategietypen nach Grime (1974).

Kennarten	Frequenz in Sukzessionsstadien						Funktionelle Merkmale			
	SRW	SRB	CAL	VWB	VWK	WK	Samenb.	Repro.	Ausd.	Strat.
<i>Hypericum perforatum</i>	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	lp	s/v	m	c
<i>Hieracium pilosella</i> *	1,0	1,0	.	.	0,9	0,4	tr	s/v	m	csr
<i>Luzula campestris</i>	1,0	0,9	0,4	0,3	0,2	.	lp	s/v	m	csr
<i>Euphorbia cyparissias</i>	1,0	0,9	0,2	1,0	0,9	0,6	lp	s/v	m	csr
<i>Festuca ovina</i>	0,9	1,0	0,4	0,9	0,9	0,6	tr/sp	s	m	csr
<i>Helichrysum arenarium</i> *	0,9	0,8	.	.	0,8	.	-	s/v	m	csr
<i>Calluna vulgaris</i>	0,9	0,7	0,4	0,3	0,4	.	lp	s/v	m	cs
<i>Hypochaeris radicata</i>	0,9	0,4	.	.	0,4	.	tr/sp	s/v	m	csr
<i>Peucedanum oreoselinum</i>	0,6	0,6	0,2	0,2	0,7	.	-	s	m	cs
<i>Agrostis capillaris</i>	0,6	0,5	0,4	.	0,3	.	lp	s/v	m	csr
<i>Danthonia decumbens</i> *	0,5	0,3	0,2	0,2	0,2	.	tr/sp	s/v	m	cs
<i>Aira caryophyllea</i>	0,5	0,2	-	s	e	sr
<i>Scleranthus polycarpus</i>	0,5	-	s	e	sr
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	0,4	0,2	.	0,1	0,1	0,2	tr/sp	s/v	m	csr
<i>Teesdalia nudicaulis</i>	0,3	.	.	0,1	.	.	-	s	e	sr
<i>Koeleria macrantha</i> *	0,2	0,3	tr/sp	s	m	cs
<i>Rumex acetosella</i> *	0,2	0,1	.	0,1	0,2	.	lp	s/v	m	csr
<i>Agrostis vinealis</i> *	0,1	0,2	.	0,4	0,3	0,6	tr/sp	s/v	m	csr
<i>Vaccinium myrtillu</i>	0,2	tr/sp	s/v	m	cs

In Tabelle 1 sind die mit der Vegetationskartierung erfassten Kennarten der Trocken Europäischen Heiden (LRT 4030), Basenreichen Sandrasen (LRT 6120*), Silbergraspionierfluren (LRT 2330) und Heiden auf Binnendünen (LRT 2310) mit ihrer Frequenz in den Untersuchungsflächen und einer Auswahl ihrer funktionellen Merkmale abgebildet. Nur 6 der 19 in den Untersuchungsflächen vorkommenden Kennarten sind typische Offenlandarten. Bei den restlichen Kennarten handelt es sich meist um Intermediärtypen, die sowohl Waldsäume als auch das Offenland besiedeln (Schmidt et al. 2011). Unabhängig von der Klassifikation in Wald- oder Offenlandarten, sind viele der Kennarten auch in den späteren Sukzessionsstadien vertreten – auch Offenlandarten wie *Agrostis vinealis*, *Danthonia decumbens* und *Rumex acetosella*. Vor allem in den Kiefern-pionierwäldern ist ihr Anteil sehr hoch. Die Frequenz nimmt bei einigen Arten deutlich ab, was bedeutet, dass sie nur noch in wenigen Vegetationsaufnahmen des jeweiligen Stadiums vertreten sind. Ein starker Rückgang in der Frequenz deutet daher auf eine räumliche Ausdünnung der Populationen hin.

Die Kennarten mit einer hohen Stetigkeit im Sukzessionsverlauf beziehungsweise zeitlichen Ausdauer, können aufgrund der Einstufung von Grime (1974) als konkurrenzkräftige Arten gelten, zumal sie mehrjährig sind und sich vegetativ vermehren. Für SR Strategen mit einjähriger Lebensdauer, wie *Aira caryophyllea*, *Scleranthus polycarpus* und *Teesdalia nudicaulis* ist dagegen festzustellen, dass sie nur in den Sandrasen vorkommen.

Wachstum und Vitalität ausgewählter Arten im Sukzessionsverlauf

In Tabelle 2 sind Ergebnisse der populationsbiologischen Untersuchung in stark vereinfachter Form zusammengefasst. Berücksichtigt wurden nur signifikante Mittelwertunterschiede zwischen beweideten Sandrasen und den Birken- und Kiefern-pionierwäldern. In den späteren Sukzessionsstadien konnte nicht für alle Arten das n von sieben Individuen eingehalten werden, was zu einer schwachen statistischen Aussagekraft führt. Dies betrifft besonders *Dianthus deltoides* und *Jasione montana*.

Auffällig ist die stark abnehmende Frequenz bei fast allen untersuchten Arten in den Kiefern- und Birken-pionierwäldern. Dennoch konnten bei *Euphorbia cyparissias* und *Genista tinctoria* immer wieder größere Populationen in beiden Gehölzstadien gefunden werden. *Helichrysum arenarium* und *Peucedanum oreoselinum* kamen in mehreren Flächen auch unter Kiefer in relativ hoher Frequenz vor.

Das Wachstum der Arten unterscheidet sich zwischen den Gehölzstadien stark voneinander. Während in den Birken-pionierwäldern die Arten zu einem gesteigerten Höhenwachstum neigen, reagieren einige Arten, namentlich *G. tinctoria* und *H. arenarium* in den Kiefern-pionierwäldern mit Kleinwüchsigkeit. Bei der Blattgröße fallen die Unterschiede nicht so groß aus – hier ist generell mit der progressiven Sukzession ein Trend hin zu größeren Blättern zu erkennen. Die Blütenanzahl nimmt bei allen Arten, abgesehen von *Saxifraga granulata*, in den Gehölzstadien ab.

Tabelle 2: Veränderungen in Frequenz und funktionellen Merkmalen von sieben typischen Offenlandarten der Oranienbaumer Heide. Verglichen werden die Werte der Kiefern (VWK)- und Birkenpionierwälder (VWB) mit den Werten der beweideten Sandrasen (SRW). +- Symbole stehen für eine prozentuale Zu- oder Abnahme: +/- 0 bis 33 %, ++/-- 33 bis 66 %, +++/-- 66 bis >100 %. ++ bedeutet beispielsweise eine Zunahme des Höhenwachstums von 33 bis 66 % zwischen Gehölz- und Sandrasenstadium. Dargestellt sind nur signifikante Veränderungen ($p < 0,05$, Kruskal-Wallis-Test mit Dunn-Post-hoc-Test).

	Frequenz		Wuchshöhe		Anzahl Blüten		Blattgröße	
	VWB	VWK	VWB	VWK	VWB	VWK	VWB	VWK
<i>Dianthus deltoides</i>		---	++					
<i>Euphorbia cyparissias</i>	--	---	++		-		++	
<i>Genista tinctoria</i>			++	-		---	+	--
<i>Helichrysum arenarium</i>	---	--		-		---		++
<i>Jasione montana</i>	---	---						
<i>Peucedanum oreoselinum</i>						--	+++	+++
<i>Saxifraga granulata</i>	---	---	+++		++	---	+++	++

Die Reproduktion erfolgt offenbar nur noch vegetativ. Für die nicht abgebildeten Stadien CAL, SRB und WK konnte tendenziell ein Rückgang von generativen Reproduktionsorganen und ein verstärktes Höhenwachstum sowie eine Vergrößerung der Blattfläche festgestellt werden.

Diskussion

Regenerationspotenziale der Sukzessionsstadien

Das Regenerationspotenzial der Sandrasen-Folgestadien ist davon abhängig, ob und inwieweit die Spross- und/oder Samenbankpopulationen der charakteristischen Sandrasenarten in diesen überdauern. Regenerationsmaßnahmen bieten die Möglichkeit Folgestadien wieder in ihr Ausgangsstadium zu überführen. In Sukzessionsstadien, die ein hohes Regenerationspotenzial besitzen, sind Maßnahmen zur Wiederherstellung der Offenlandstadien weniger dringlich, als in solchen, in denen Artverschiebungen deutlich schneller ablaufen.

Die vorliegenden Untersuchungen zeigen, dass die brachliegenden Sandrasen und Kiefern-pionierwälder das höchste Regenerationspotenzial besitzen (siehe Tab. 3). Floristisch sind sie den beweideten Sandrasen sehr ähnlich und nur wenige Kennarten fehlen. In den Kiefern-pionierwäldern ist der Aufwand zur Wiederherstellung der Sandrasen allerdings wesentlich höher, weil Gehölze entnommen werden müssen. Auch wenn die floristische Ähnlichkeit auf ein relativ hohes Regenerationspotenzial hindeutet (Flora), wird es in entkusselten Kiefern-pionierstadien Jahre dauern, bis sich die Kiefernstreu zersetzt hat und sich die typischen Habitatstrukturen der Sandrasen wieder durchgesetzt haben.

Die *Calamagrostis*-Dominanzbestände haben, ausgehend von der Sprossvegetation, ein sehr schlechtes Regenerationspotenzial. Jedoch deuten erste Ergebnisse der Samenbankuntersuchungen darauf hin, dass sich zum Beispiel durch intensivierte Beweidung oder Mahd solcher Bestände mittelfristig wieder Sandrasengesellschaften durchsetzen würden (vgl. Lorenz et al. 2013).

Tabelle 3: Einschätzung des Regenerationspotenzials der Folgestadien der basenreichen Sandrasen. Dargestellt sind Regenerationsparameter und ihr Einfluss auf das Regenerationspotential (positiv +, neutral o, negativ -). Auswertung der Samenbankuntersuchung noch nicht abgeschlossen.

Regenerationsparameter	Folgestadien der beweideten basenreichen Sandrasen				
	SRB	CAL	VWB	VWK	WK
Floristische Ähnlichkeit	+	-	-	o	-
Anzahl Offenlandarten in der Sprosspopulation	+	-	-	+	-
Anzahl Kennarten in der Sprosspopulation	+	o	o	+	-
Zusammensetzung der Samenbank	?	+	?	?	?

Das Regenerationspotenzial der Birkenpionier- und Kiefern-wälder wird als schlecht eingeschätzt. Die Pflegemaßnahmen sind aufwendig und gerade in den älteren Kiefern-wäldern deuten einige Waldarten auf eine Nährstoffakkumulation hin.

In den *Calamagrostis*- und Birkenvorwaldstadien sind die hochwüchsigen Gräser der primäre Einflussfaktor, der die Artenvielfalt der Offenlandarten beeinträchtigt (Regressionsanalysen werden gegenwärtig durchgeführt). Dies belegen auch Ergebnisse von Schrautzer und Jensen (2006), die einen Rückgang kleinwüchsiger Arten mit zunehmender Biomasse von hochwüchsigen Gräsern feststellen konnten. Für die Offenlandarten lassen sich aber relativ einfach wieder geeignete Mikroklimabedingungen herstellen, indem zum Beispiel durch Mahd die hochwüchsigen Gräser zurückgedrängt werden. Sind durch Gehölzsukzessionen bereits deutliche Strukturveränderungen eingetreten, dann ist in den Birkenpionierwäldern schnelleres Handeln zum Schutz beziehungsweise der Regeneration der Offenlandarten gefordert, als in den Kiefern-pionierwäldern, in denen diese länger überdauern können.

Extinktionsrisiken von Offenlandarten

Um die Erhaltungszustände von Pflanzenpopulationen zuverlässig bewerten zu können, sind umfangreiche Populationsgefährdungsanalysen (PVA) notwendig. Sie lassen Aussagen zur Extinktionsgefahr von Arten zu und können damit eine wertvolle Grundlage für die Maßnahmenplanung sein (Menges 2000). Da diese Verfahren sehr kosten- und zeitaufwendig sind, gibt es bisher nur für wenige Arten Daten (Jackel et al. 2006). Im Rahmen des FFH-Monitorings wurden für die Arten nach Anhang II und IV der FFH-Richtlinie Schwellenwerte für unterschiedliche Erhaltungszustände der Population definiert. Über Merkmale wie zum Beispiel die Anzahl blühender Individuen einer Population, können dabei Aussagen zum Erhaltungszustand abgeleitet werden.

Mit der Erhebung der hier vorgestellten populationsbiologischen Parameter wurde versucht, Indikatoren und Schwellenwerte für Extinktionsrisiken repräsentativer Arten der Sandrasen zu finden. Die Reaktionsmuster der untersuchten Arten lassen Rückschlüsse auf den Vitalitätszustand der Populationen zu. So hat sich die Frequenz als guter Indikator für sich verschlechternde Habitatbedingungen herausgestellt (Korrelation zwischen Frequenz und Umweltvariablen, nicht im Ergebnisteil dargestellt). Die Abnahme der Blütenanzahlen ist ein Anzeichen für

starken Konkurrenzdruck (Myerscough und Marshall 1973), wobei sich die reduzierte Reproduktion je nach Lebensform (ausdauernd vs. kurzlebig) wahrscheinlich erst langfristig negativ auf die Populationsgröße der untersuchten Arten auswirkt. Eine hohe innerartliche Variabilität der untersuchten Merkmale konnte vor allem bei ausdauernden Arten beobachtet werden (u. a. *Euphorbia cyparissias*). Ob dies gegebenenfalls nur kurzfristig lebenserhaltend wirkt oder sich langfristig auch negativ auf die Vitalität der Populationen auswirkt, ist damit noch nicht abschließend geklärt. Da ein gesteigertes vegetatives Wachstum in den meisten Fällen im Sinne eines trade-offs mit der Reduktion von generativen Merkmalsausprägungen einhergeht, kann dies möglicherweise bereits ein Hinweis auf langfristig schlechtere zu erwartende Vitalitätszustände auf Populationsniveau sein. Kausale Zusammenhänge müssten durch Populationsdauerbeobachtungen oder Experimente eruiert werden, um die Stichhaltigkeit der hier untersuchten Indikatoren abzusichern.

Funktionelle Pflanzenmerkmale auf Artebene als Bewertungsinstrument für das Landschaftsmanagement

Auch über die Analyse funktioneller Merkmale auf (typologischer) Artebene lassen sich Extinktionsrisiken ableiten. Beispielsweise wirkt sich eine hohe Wuchshöhe positiv auf die Ausdauer einer Art aus, da sie besser mit der umgebenden Vegetation konkurrieren kann (Tilman 1988). Gerade kleinwüchsige Arten sind bei zunehmender Biomasse und Beschattung durch Konkurrenten von lokalem Aussterben bedroht (Schrautzer und Jensen 2006). Neben der Wuchshöhe hat auch die Sprossausdauer einen entscheidenden Einfluss auf die Überlebenswahrscheinlichkeit (Kahmen und Poschlod 2004). Dieser Zusammenhang deckt sich mit der Beobachtung, dass einjährige Kennarten ausschließlich in den kurzwüchsigen und strukturreichen Sandrasen zu finden sind.

Stöcklin und Fischer (1999) konnten in Kalkmagerrasen ein geringeres Aussterberisiko für Arten mit ausdauernder Samenbank feststellen. Die Fähigkeit zur vegetativen Reproduktion erhöht ebenso die Überlebenswahrscheinlichkeit unter Sukzessionen (Rosenthal 2010). Einen umfassenden Überblick über funktionelle Merkmale von Pflanzen und deren Bedeutung geben Jackel et al. (2006).

In den letzten Jahrzehnten erschienen eine Vielzahl an Veröffentlichungen, die die Möglichkeiten und Grenzen der Vorhersagbarkeit der Vegetationsentwicklung anhand funktioneller Pflanzenmerkmale beleuchten (Dupré und Diekmann 2001, Garnier et al. 2004, Kahmen und Poschlod 2004, Lavorel und Garnier 2002, Ozinga et al. 2005). Der Vorteil gegenüber klassischen Verfahren liegt in der Verfügbarkeit von Daten, die aus bestehenden Datenbanken (u. a. LEDA, Biolflor, TRY) extrahiert werden können. Obwohl dieser Ansatz großes Potenzial bei der Gefährdungseinschätzung von Populationen oder der Planung von Pflegemaßnahmen hat, findet er im Naturschutz und der Landschaftspflege bisher kaum Verwendung (Jackel et al. 2006). Die zeitaufwendige Datenaufbereitung und -analyse, als auch erforderliche Modellierungs- und Statistikkenntnisse sind Gründe für die bisherige Zurückhaltung der Landschaftsplanung und des Naturschutzes. Ein für die Praxis nutzbares Werkzeug zur Vorhersage der Vegetationsentwicklung unter vorgegebenen Bedingungen (z. B. Management oder Sukzession) wurde mit der BioPop-Datenbank (Poschlod et al. 2003) geschaffen. Anwendungsbeispiele zeigen, dass sich anhand der Modellansätze von Poschlod et al. (2003) Gefährdungspotenziale und Auswirkungen von Managementmaßnahmen auf Pflanzengesellschaften zuverlässig und praxisnah abbilden lassen (Jackel et al. 2006).

Literaturverzeichnis

- Dupré, C. & Diekmann, M.** (2001): Differences in species richness and life history traits between grazed and abandoned grasslands in southern Sweden. *Ecography*, 24(3), 275–286.
- Felinks, B.; Tischew, S.; Lorenz, A.; Osterloh, S.; Wenk, A.; Poppe, P.; Noack, J. & Krummhaar, B.** (2013): Praxisleitfaden – Einrichtung, Betrieb und wissenschaftliche Begleitung von halboffenen Weidelandschaften auf ehemaligen militärischen Übungsflächen – mit Beispielen aus der Oranienbaumer Heide. Hochschule Anhalt.
- Garnier, E.; Cortez, J.; Billès, G.; Navas, M.-L.; Roumet, C.; Debussche, M.; Laurent, G.; Blanchard, A.; Aubry, D. & Bellmann, A.** (2004): Plant functional markers capture ecosystem properties during secondary succession. *Ecology*, 85(9), 2630–2637.
- Grime, J. P.** (1974): Vegetation classification by reference to strategies. *Nature*, 250.
- Huber, R.** (1994): Changes in plant species richness in a calcareous grassland following changes in environmental conditions. *Folia Geobotanica et Phytotaxonomica*, 29(4), 469–482.
- Jackel, A. K.; Dannemann, A.; Tackenberg, O.; Kleyer, M. & Poschlod, P.** (2006): BioPop – Funktionelle Merkmale von Pflanzen und ihre Anwendungsmöglichkeiten im Arten-, Biotop- und Naturschutz. BFN.
- Kahmen, S., & Poschlod, P.** (2004): Plant functional trait responses to grassland succession over 25 years. *Journal of Vegetation Science*, 15(1), 21–32.
- Kleyer, M.; Bekker, R. M.; Knevel, I. C. & Bakker, J. P. et al.** (2008): The LEDA Traitbase: a database of life-history traits of the Northwest European flora. *Journal of Ecology*, 96(6), 1266–1274.
- Klotz, S.; Kühn, I.; Durka, W. & Briemle, G.** (2002): BIOLFLOR: Eine Datenbank mit biologisch-ökologischen Merkmalen zur Flora von Deutschland. Bundesamt für Naturschutz Bonn.
- Lavorel, S. & Garnier, E.** (2002): Predicting changes in community composition and ecosystem functioning from plant traits: revisiting the Holy Grail. *Functional ecology*, 16(5), 545–556.
- Lorenz, A. V.; Tischew, S.; Osterloh, S. & Felinks, B.** (2013): Konzept für maßnahmenbegleitende naturschutzfachliche Erfolgskontrollen in großen Projektgebieten. *Naturschutz und Landschaftsplanung*, 45(12), 365–372.
- Menges, E. S.** (2000): Population viability analyses in plants: challenges and opportunities. *Trends in Ecology & Evolution*, 15 (2), 51–56.
- Myerscough, P. J. & Marshall, J. K.** (1973): Population dynamics of *Arabidopsis thaliana* (L.) Heynh. strain »Estland« at different densities and nutrient levels. *New Phytologist*, 72 (3), 595–617.
- Oksanen, F.; Blanchet, G.; Kindt, R.; Legendre, P.; Minchin, P. R.; O’ Hara, R. B.; Simpson, G. L.; Solymos, P.; Stevens, M. H. M. & Wagner, H.** (2016): Vegan: Community Ecology Package. R package version 2.3-4. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>
- Ozinga, W. A.; Schaminée, J. H. J.; Bekker, R. M.; Bonn, S.; Poschlod, P.; Tackenberg, O.; Bakker, J. & van Groenendael, J. M.** (2005): Predictability of plant species composition from environmental conditions is constrained by dispersal limitation. *Oikos*, 108(3).
- Ozinga, W. A.; Hennekens, S. M.; Schaminée, J. H. J.; Smits, N. A. C.; Bekker, R. M.; Römermann, C.; Klime, L.; Bakker, J.P. & van Groenendael, J.M.** (2007): Local above-ground persistence of vascular plants: life-history trade-offs and environmental constraints. *Journal of Vegetation Science*, 18(4), 489–497.
- Pickett, S. T. A.** (1989): Space-for-time substitution as an alternative to long-term studies. In *Long-term studies in ecology* (110–135).
- Piessens, K. & Hermy, M.** (2006): Does the heathland flora in north-western Belgium show an extinction debt. *Biological Conservation*, 132(3), 382–394.
- Pohlert, T.** (2014): The pairwise multiple comparison of mean ranks package (PMCMR). R package. <http://CRAN.R-project.org/package=PMCMR>.
- Poschlod, P.; Kleyer, M.; Jackel, A. K. & Dannemann, A.; Tackenberg, O.** (2003): BIOPop – a database of plant traits and internet application for nature conservation. *Folia Geobotanica*, 38(3).

- R Core Team** (2016): R: A language and environment for statistical computing. cran.fiocruz.br.
- Rosenthal, G.** (2010): Secondary succession in a fallow central European wet grassland. *Flora-Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants*, 205(3), 153–160.
- Schmidt, M.; Kriebitzsch, W. U. & Ewald, J.** (2011): Waldartenlisten der Farn- und Blütenpflanzen, Moose und Flechten Deutschlands. BfN-Skripten 299.
- Schrautzer, J. & Jensen, K.** (2006): Relationship between light availability and species richness during fen grassland succession. *Nordic Journal of Botany*, 24(3), 341–353.
- Stöcklin, J. & Fischer, M.** (1999): Plants with longer-lived seeds have lower local extinction rates in grassland remnants 1950–1985. *Oecologia*, 120(4), 539–543.
- Tilman, D.** (1988): Plant strategies and the dynamics and structure of plant communities.
- Wahmhoff, W.** (2010): Naturschutz auf DBU-Naturerbeflächen. *Natur und Landschaft*, 42(8), 229–234.

Bildmaterial

Vincent Aljes

Jenny Schellenberg

Vitalität der Besenheide (*Calluna vulgaris*) in trockenen Zwergstrauchheiden entlang von Klima-, Struktur- und Diversitätsgradienten im norddeutschen Tiefland

Abstract

Atlantic and subcontinental heathlands in the North German Lowlands show high habitat and species composition variability, caused by many factors, e.g. historical development, recent management, heather age and succession stage. Main responsibility for heathland health is carried by key species heather, Calluna vulgaris. Its life cycle is a central driver of heathland dynamics and management with rejuvenation and regeneration intensively affects Calluna individual plants and stand structures for providing good vitality status. Interacting with management influences, age and weather conditions are suspected to directly affect heather vitality, too. Showing an overall Atlantic distribution, Calluna is expected to suffer under more continental climate conditions. Unfavourable combinations of management, age and weather provide high risk of decreasing vitality.

The aim of this study is to provide a broad basis for understanding North German lowland heath and its variability. Therefore, heathland vegetation types are to be described and characterized. Dependancies of heather vitality on interacting effects of management, heather plant and heath age, as well as stand structures, weather and climate are to be analysed on various spatial and temporal scales. In further project steps (not included here) long-term heathland preservation strategies under the perspective of past land-use change and future climate change will be developed and practical advices will be given.

Data was collected in 352 plots of 25m², each in 2013/14, in 19 study areas in the North German Lowlands. Detailed information for individual plants, growth phases and vegetation structures were recorded. Daily weather data and recent on-site management data was collected. Statistical analyses included various classification and linear modeling techniques.

As the study is still in process, first results show:

1. *North German Lowland heath vegetation comprises 3 subtypes with specific structural, ecological and floristic characteristics; grass-dominated heath, moss-dominated heath and species-rich sandheath.*
2. *Calluna vitality responded to weather conditions and management. After intense mechanical management, success of Calluna regeneration is strongly dependant on favourable, balanced weather conditions with low drought stress.*
3. *This study provided evidence for accelerated aging of heather in North German Lowlands. A valid estimation of age only by determining the growth phase is not possible, as age spans in growth phases overlap widely.*
4. *Increasing age caused reduced vitality, independent from aboveground regeneration age.*
5. *General macroclimatic gradient is present, but regional effects conceal the macroclimatic character to some extent, and fluctuation in weather parameters between years is high.*

Einleitung

Trockene Zwergstrauchheiden dominiert von der Besenheide (*Calluna vulgaris* (L.) Hull) sind bedeutende Lebensräume im gesamten norddeutschen Tiefland. Sie sind durch kulturhistorische Heidebauernwirtschaft und/oder militärische Nutzung entstanden (Übersicht in Schellenberg & Bergmeier 2014). Sie entsprechen den Lebensraumtypen (LRT) 2310 (Trockene Sandheiden mit *Calluna* und *Genista*) und 4030 (Europäische trockene Heiden) des Anhangs I der FFH-Richtlinie (Dir. 92/43/EEC) der Europäischen Union.

Als geschützte Habitate müssen sie in ihrem Zustand erhalten bleiben oder verbessert werden. Eine langfristige Erhaltung ist nur durch anhaltende Nutzung und/oder Pflegemaßnahmen möglich.

Auftretende Degenerationserscheinungen in den Heidehabitaten werden hauptsächlich durch Vitalitätseinbußen der Schlüsselart Besenheide verursacht, neben Überalterung und Sukzession sind hier oft ungeeignetes/nicht ausreichendes Management und ungünstige Wetterbedingungen die Ursache (u. a. Calvo et al. 2002; Sedlakova & Chytrý 1999). Unter subkontinentalem Klima, wie es in großen Teilen des norddeutschen Tieflandes vorliegt, treten häufiger Trockenereignisse oder intensivere Temperatur-extreme auf. Für die atlantisch verbreitete Besenheide ist zu vermuten, dass dadurch ungünstigere Wuchsbedingungen herrschen als in atlantischen Regionen.

Ebenso ist grundsätzlich bekannt, dass das Alter der Heidepflanzen wichtig für die Heidevitalität ist (Wuchsphasenkonzept nach Gimingham 1975); gänzlich unbekannt ist allerdings, ob sich hierbei das Individuen-Gesamalter auswirkt oder nur der oberirdische Regenerationsaufwuchs. Über das Alter der Besenheide-Pflanzen in den norddeutschen Heiden ist allerdings nur sehr wenig bekannt. Noch weniger weiß man über die Heidealter-abhängige Effizienz der Pflegemaßnahmen hinsichtlich Regeneration und Reproduktion. Auch Stickstoffeinträge stehen im Verdacht, erheblichen Einfluss auf die langfristige Vitalität von Heidelebensräumen zu haben (u.a. Terry et al. 2004).

In diesem Forschungsvorhaben werden Einflüsse von Wetter, Klima, Alter und Management auf verschiedenen räumlichen und zeitlichen Skalenebenen untersucht. Um herauszufinden, welche Aspekte künftig in die Bewertung, Planung und Zielsetzung langfristig angelegter Entwicklungs- und Pflegepläne einbezogen werden müssen, wird folgenden Fragen nachgegangen:

1. Wie lässt sich die norddeutsche Heidevegetation in ihrer Artenzusammensetzung, strukturell, vegetationskundliche, ökologisch und klimatisch charakterisieren?
2. Wie ist die Abhängigkeit der Besenheide-Vitalität von Wetter, Management und Alter?

Da die Auswertung der Forschungsergebnisse derzeit (Oktober 2016) noch in Arbeit ist, werden im Folgenden erste Ergebnisse und Erkenntnisse dargestellt.

Methodik

Untersuchungsgebiete und Datenerhebung

Es wurden im norddeutschen Tiefland 19 Untersuchungsgebiete mit Heidevorkommen ausgewählt (Abb. 1), darunter 7 DBU-Naturerbe-Flächen (»Cuxhavener Küstenheiden«, »Marienfließ«, »Glücksburger Heide«, »Rüthnicker Heide«, »Oranienbaumer Heide«, »Zschornoer Wald«, »Daubaner Wald«), zwei Naturerbe-Flächen in anderen Besitzverhältnissen (»Lübtheen«, »Kyritz-Ruppiner Heide«) sowie weitere naturschutzfachlich bedeutsame Heideflächen. Drei der Flächen sind aktiv militärisch genutzt (»Tinner Dose«, »Bergen« und »Ückermünder Heide«), 12 sind ehemalige militärische Übungsgebiete.

Sechs Flächen liegen in der atlantischen biogeografischen Zone, zwei nahe der Grenze und die restlichen neun in der kontinentalen Zone (Abb. 1, Biogeografische Regionen nach EEA 2012).

In den Jahren 2013 und 2014 wurden 352 Plots mit einer Größe von jeweils 25 m² wiederholt aufgesucht und hinsichtlich ihrer Bestandesstrukturen, Vegetation und Heidevitalität untersucht. Es wurden Wuchsphasen- und Individuen-bezogene Parameter erhoben, so unter anderem die Anzahl der blühenden Triebe, Blütenstandslängen und Jahreszuwächse einer für die jeweiligen Wuchsphase repräsentativen Besenheidepflanze. Um Gesamtalter von Individuum beziehungsweise oberirdischem Aufwuchs

zu ermitteln, wurden bei 1 826 Pflanzen Holzproben entnommen, jeweils soweit vorhanden aus dem Bereich des Wurzelstock/Wurzelhals, bewurzelter Stammbasen (mit Angabe der Entfernung zum Wurzelstock), Stammabschnitte in 10–15cm Wuchshöhe sowie in 25–30cm Wuchshöhe. Die Wuchsringe an den Schnittstellen wurden mit dem Stereomikroskop ausgezählt. Das Alter der *Calluna*-Pflanzen wurde der Anzahl der Wuchsringe gleichgesetzt.

Auskünfte der Naturschutzbeauftragten beziehungsweise Flächenpächter, Eigentümer, Bewirtschafter oder Geländebetreuer anhand eines Fragenkatalogs machten es möglich, für jeden der 352 Plots ein 5 Jahre zurückreichendes Bild des durchgeführten Managements zu erhalten.

Klimadaten

Es wurden Tagesklimawerte aus den Jahren 1980–2010 als Referenzperiode sowie tägliche Messdaten aus 2013 und 2014 für die Auswirkungen des Wetters genutzt (Deutscher Wetterdienst 2015). Kotilainen's Index of Oceanicity, K (Godske 1944) wurde als etablierter Ozeanitätsindex angewandt, um die langjährige Charakteristik einzelner Gebiete zu erfassen. Um kurzfristige Auswirkungen auf die Vitalität zu ergründen, wurden die Witterungsverhältnisse der letzten 3 Monate (92 Tage) vor der Datenaufnahme 2014 herangezogen.

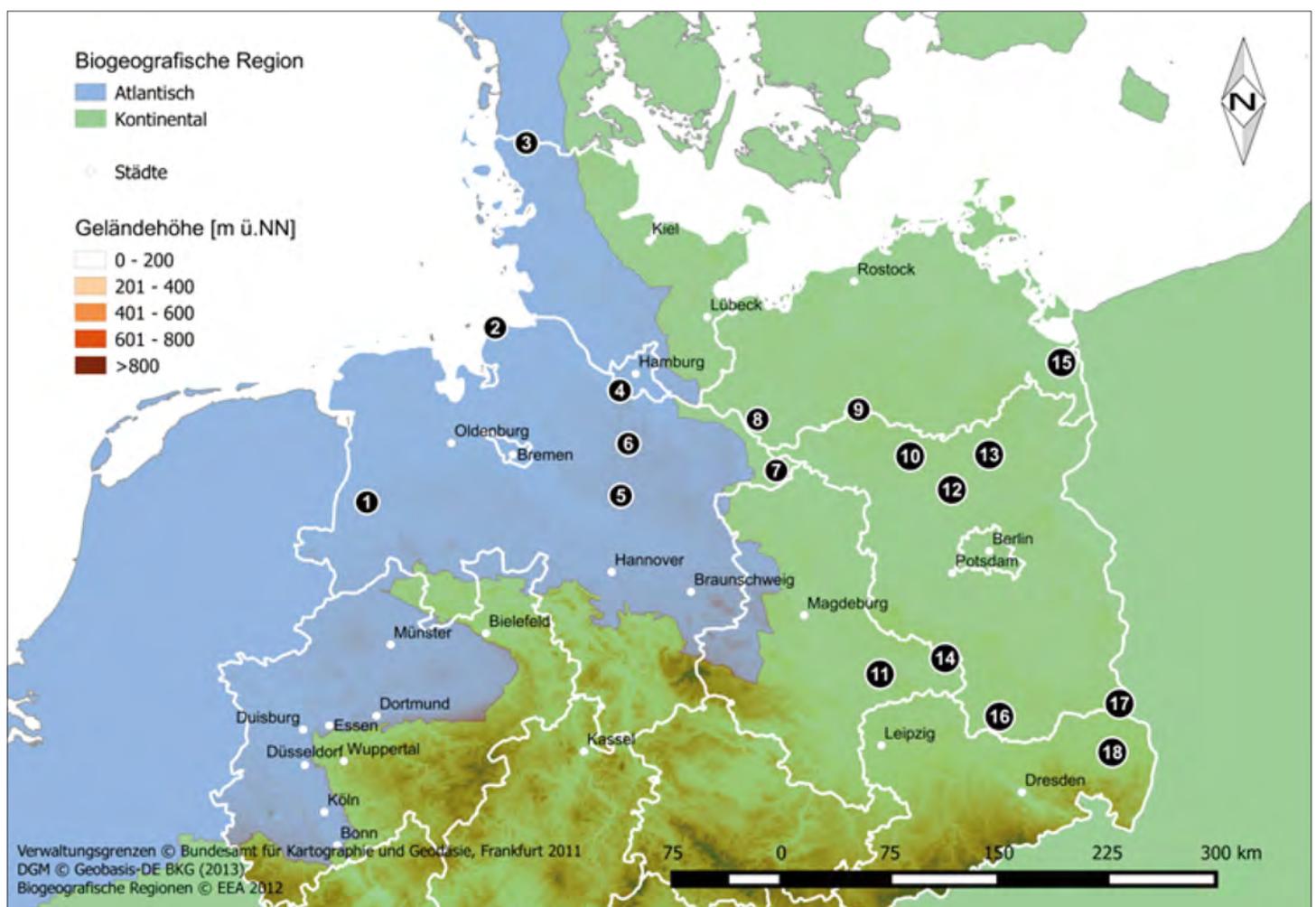


Abbildung 1: Biogeografische Regionen im norddeutschen Tiefland und Lage der Untersuchungsgebiete. Untersuchungsgebiete: 1 – Tinner Dose, 2 – Cuxhavener Küstenheiden, 3 – Süderlügumer Binnendünen, 4 – Fischbeker Heide, 5 – Bergen, 6 – Lüneburger Heide, 7 – Nemitzer Heide, 8 – Lübtheen, 9 – Marienfließ, 10 – Kyritz-Ruppiner Heide, 11 – Glücksburger Heide, 12 – Rüthnicker Heide, 13 – Kleine Schorfheide und Vietmannsdorfer Heide, 14 – Oranienbaumer Heide, 15 – Ückermünder Heide, 16 – Prösa, 17 – Zschornoer Wald, 18 – Daubaner Wald

Statistische Analysen

Charakterisierung und Klassifikation der Vegetation

Es wurde eine TWINSPAN-Klassifikation (Rolecek et al. 2009) in JUICE (Tichy 1999–2010, V. 7.0.84) durchgeführt. Die Altersstrukturen der Besenheide wurden mit den Deckungsgraden der habituell-physiognomischen Wachstumsphasen und dem ermittelten Alter in den Gruppen beschrieben. Die Vegetationsstruktur wurde in heidetypischen Lebensformen und funktionellen Gruppen angegeben: Holzige Arten (Zwergsträucher, Sträucher, Bäume), Kräuter (ohne Gräser); Gräser (Süßgräser, Seggen, Binsen); Kryptogamen (Moose, Flechten). Offensandanteile und Baumbewuchs im 100m-Umkreis um den Plot wurden als Strukturparameter berücksichtigt.

Modellierung des Einflusses vom Wetter auf Besenheide-Individuen

Als Vitalitätsparameter wurden Jahreszuwachs und Keimlingsvitalität genutzt. Der Jahreszuwachs als Parameter der vegetativen Regeneration beschreibt die durchschnittliche Länge des lebend beblätterten und blühenden Langtriebs einer Pflanze. Die Keimlingsvitalität als Parameter der generativen Verjüngung wurde an 2 cm großen Keimlingen aus dem Jahr 2014 untersucht. Hier wurde als Meßgröße der Längenabschnitt des Langtriebes angegeben, der während der kurzen Lebensphase bereits abgestorbene Blätter aufweist. Es wird dabei angenommen, dass ein Keimling dieser Größe noch komplett lebend beblättert sein müsste und (bei Ausschluss anderer Ursachen) nur physiologischer Stress, zum Beispiel durch Trockenheit, dazu führen kann, dass Blätter absterben.

Für die Auswertung und grafische Darstellung der Ergebnisse wurde die statistische Analysesoftware R (R Core Team 2016), Version 3.2.5, mit mehreren Zusatzpaketen genutzt. Die Einflüsse des Wetters und des Managements auf die Vitalität der Besenheide wurden in einem mehrstufigen Prozess, der mehrere Vormodelle, ein Korrekturmodell zur Bereinigung störender Einflüsse (z. B. Alter der Heide) und die Forward-Selection zum finalen Modell enthält, untersucht. Für den gesamten Prozess wurde ein weites Spektrum an (Generalisierten) Linearen (Gemischten) Modellen verwendet.

Ergebnisse

Klima und Wetter

Gemessen am Ozeanitätsindex K zeigen die Untersuchungsgebiete im Referenzzeitraum 1980–2010 einen deutlichen makroklimatischen Gradienten, der zwar grob, doch nicht im Detail mit der geografischen Lage der Gebiete von Nordwest nach Südost übereinstimmt. Lokale Faktoren überprägen das Makroklima in einigen Gebieten (z. B. »Daubaner Wald«, »Nemitzer Heide«) (Abb. 2).

Im 3-Monats-Zeitraum zeigte sich der makroklimatische Gradient lediglich in den Niederschlagsparametern; so fiel in der »Vietmannsdorfer Heide« (Nordbrandenburg) in den 3 Monaten vor der Datenerhebung mit 150 mm nur halb so viel Niederschlag wie in den »Süderlügumer Binnendünen« (Schleswig-Holstein). Die Anzahl der Starkregentage variierte zwischen 1 (»Marienfließ«, »Rüthnicker Heide«) bis zu 10 (»Süderlügumer Binnendünen«). Mindestens 40 % aller 92 Tage im Untersuchungszeitraum waren ohne Niederschlag; die maximale Anzahl von aufeinander folgenden Tagen ohne Niederschlag betrug 10, so in der »Kyritz-Ruppiner Heide«, »Lübtheen«, den »Süderlügumer Binnendünen« und der »Ückermünder Heide«. Nur maximal 4 aufeinander folgende Tage ohne Niederschlag gab es dagegen in den »Cuxhavener Küstenheiden«. Temperatur und relative Luftfeuchte variierten

zwar auch stark, allerdings war hier das Muster des makroklimatischen Kontinentalitätsgradienten stark durch regionale Faktoren überprägt.

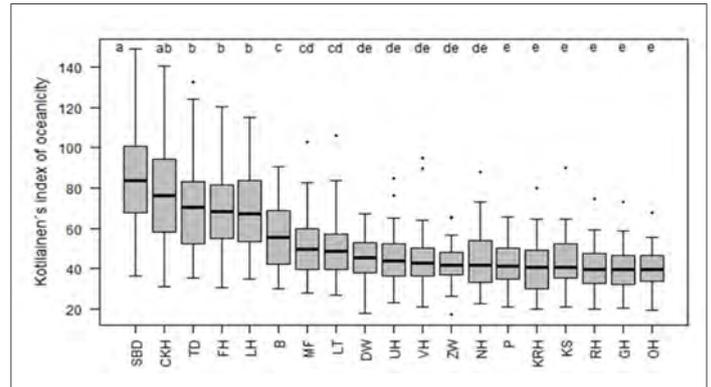


Abbildung 2: Ozeanitätsindex K für alle Untersuchungsgebiete. Referenzzeitraum 1980–2010. Angabe der Signifikanzkategorien nach two-sided Welch sample t-test. Abkürzungen der Untersuchungsgebiete: SD – Süderlügumer Binnendünen, CH – Cuxhavener Küstenheiden, TD – Tinner Dose, FH – Fischbeker Heide, LH – Lüneburger Heide, B – Bergen, MF – Marienfließ, LT – Lübtheen, DW – Daubaner Wald, UH – Ückermünder Heide, VH – Vietmannsdorfer Heide, ZW – Zschornoer Wald, NH – Nemitzer Heide, P – Präsa, KS – Kleine Schorfheide, KRH – Kyritz-Ruppiner Heide, RH – Rüthnicker Heide, GH – Glücksburger Heide, OH – Oranienbaumer Heide. Ein hoher K zeigt relativ ozeanische Verhältnisse an, d.h. geringe Temperaturschwankungen und lange, milde Frühjahrs- und Herbstzeiten; niedrige K indizieren abgeschwächte ozeanische und stärker subkontinentale Klimazüge

Vegetation norddeutscher Heidelebensräume Grasheiden

Grasheiden bilden eine nahezu geschlossene, dichte Zwergstrauch-/Gräuserschicht, die darunter von Moos bedeckt ist. Solche Heiden sind durch mehrfache und nicht mehr nachvollziehbare Regenerationszyklen der Besenheide gekennzeichnet, die meist in Reifephase vorkommen und im Aufwuchs 10–15 Jahre alt sind. Allerdings sind ursprüngliche Zentren alter Pflanzen kaum auffindbar, Wurzelstöcke lange verfault. Die auffindbaren Stammbasen und das dadurch ermittelte Alter können daher keinen Rückschluss auf das tatsächliche Bestandesalter geben. Keimlinge und eine primäre Aufbauphase kommen zwar gelegentlich vor, aber in den meisten Fällen handelt es sich um Regeneration niederliegender, unter Gräsern verborgener, älterer wurzelnder Äste. Die dominierende Grasart ist Drahtschmiele (*Deschampsia flexuosa*), andere Gefäßpflanzen sind eher selten.

Die Grasheiden lassen sich in zwei Varianten unterteilen; die artenreicheren Sand-Grasheiden und die sehr artenarmen Gras-Moos-Heiden. Sand-Grasheiden wurden im gesamten norddeutschen Tiefland nachgewiesen, und scheinen nicht in Verbindung mit einem bestimmten Management vorzukommen. Gras-Moos-Heiden weisen nur sehr wenige Arten neben Besenheide, Drahtschmiele und Rotstengelmoos (*Pleurozium schreberi*) auf. Sie wurden in nahezu allen Untersuchungsgebieten gefunden und sie traten unter fast allen Managementregimes auf, zeigten aber einen deutlichen Schwerpunkt in extensiv beweideten und länger nicht gepflegten Heiden.

Moosheiden

Die Moosheiden sind dichte Heidebestände mit einer nahezu flächendeckenden Mooschicht zwischen und unter den Zwergsträuchern. Gefäßpflanzen treten stark zurück; neben selten auftretenden heidetypischen Gräsern tritt lediglich

noch *Rumex acetosella* auf. Es ließen sich drei Gruppen von Moosheiden unterscheiden. Eine Gruppe von kompaktwüchsigen Moosheidebeständen, die Regenerations-Moosheiden, zeichnen sich durch eine geschlossene, junge Zwergstrauchschicht, wenigen Gräsern und vergleichsweise auch wenigen Kryptogamen aus. Der Anteil der Aufbauphase ist hoch, die Degenerationsphase fehlt völlig. Es handelt sich um relativ gleichaltrige, junge, recht artenreiche Heide nach intensiven Pflegemaßnahmen, etwa Schopfern oder Feuer. Die Regeneration ist sowohl vegetativ aus älteren Pflanzenteilen, als auch primär aus neu gekeimten Pflanzen. Die Kryptogamenschicht wird nicht von einem pleurokarpem Laubmoos beherrscht (wie in den Gras-Moos-Heiden oder den artenarmen Moosheiden, s. u.), sondern von recht vielen Moos- und Flechtenarten gebildet.

Die artenarmen und artenreichen Moosheiden sind in der Heidegenese und Sukzession fortgeschrittene Stadien, sie sind reine Reifephase-Heiden. Gegenüber den Grasheiden (3.2.1) zeigen die Moosheiden generell etwas frischere, mindestens wechsellückige-wechselfeuchte Standortbedingungen an. Gelegentlich wird *Calluna* in diesen Heiden von Beersträuchern (*Vaccinium myrtillus*, *V. vitis-idaea*), Glockenheide (*Erica tetralix*) oder Krähenbeere (*Empetrum nigrum*) begleitet. Regelmäßig treten in der Baumschicht Birken und Kiefern auf. Moosheiden kommen meist auf Flächen ohne Management oder nur mit Beweidung vor. Die Mooschicht ist sehr hoch deckend, unterscheidet sich aber in der Artenzusammensetzung erheblich zwischen den artenarmen und -reichen Gesellschaften: In den artenarmen Moosheiden wird sie lediglich von wenigen pleurokarpem Moosen, insbesondere *Hypnum jutlandicum*, dominiert. In den artenreichen Moosheiden wird sie aus vielen Moos- und auch einigen Flechtenarten gebildet. Während die artenreichen Moosheiden keine makroklimatische Präferenz zeigen, kommen die artenarmen Moosheiden eher in subkontinentalen Gebieten vor.

Sandheiden

Gras-Sandheiden und Kryptogamen-Sandheiden unterscheiden sich außer in ihrer Artenzusammensetzung auch strukturell erheblich, gemeinsam haben sie nur den gegenüber allen anderen Gruppen erhöhten Offensandanteil. In beiden Vegetationseinheiten sind heidetypische Arten und solche der Sandtrockenrasen häufig, denn sie sind strukturelle, kleinteilige Mosaik aus Sandtrockenrasen und Heide. Sie zeigen einen Verbreitungsschwerpunkt in den subkontinentalen Heiden und auf ehemaligen militärischen Übungsflächen, bei dem aktuellen Management lassen sich zwar keine eindeutigen Muster erkennen, die meisten Flächen werden allerdings heute beweidet.

Die artenreiche Gras-Sandheide ist an Übergängen zwischen basenreicheren Sandtrockenrasen und Heide zu finden. Sie zeigt mit meist nur 20–40 % Deckung an Zwergsträuchern den geringsten Besenheide-Anteil, der sich fast gleichermaßen auf Reife- und Aufbauphase verteilt. Dominierend ist Gras- und/oder Krautschicht, die sehr viele seltene und geschützte krautige Gefäßpflanzenarten basenreicher Sandtrockenrasen und eine Fülle an heidetypischen Gräsern aufweist. Die Kryptogamenschicht ist in dieser Vegetation eher von geringer Bedeutung; sie wird – sofern vorhanden – von häufigen offensandbewohnenden Arten gestellt (u. A. *Polytrichum piliferum*, *Ceratodon purpureus*, *Cladonia pyxidata*, *Cladonia subulata et rei*).

Die Kryptogamen-reichen Sandheiden sind die typische Vegetation der ehemaligen Offensandbereiche sandiger, saurer Böden, wie sie vielerorts nach dem intensiven militärischen Übungsbetrieb und danach folgender

fehlender oder nur sehr extensiver Nutzung entstanden sind. Hier mischen sich Arten der Silbergrasfluren als Pioniervegetation mit Heide und Pionierwaldarten, je nach Stadium. Die Zwergsträucher decken im Schnitt 60 %, Kräuter und Gräser treten stark zurück. Der Offensandanteil liegt meist bei 2–5 %; die Kryptogamenschicht erreicht 30–55 % und zeigt oft mindestens 15 Arten, darunter eine Fülle an Cladonien. Diese Vegetation hat zwar einen deutlichen Schwerpunkt in den ehemaligen militärischen Übungsflächen des Ostens, kam aber vereinzelt auch in anderen Gebieten mit intensivem Heidemanagement vor, das bereits eine Weile zurückliegt.

Einflüsse von Wetter und Management auf die Vitalität der Besenheide

Kürzere Trockenzeiten, ausgeglichene Luftfeuchte- und Temperaturverhältnisse förderten den Jahreszuwachs. Er unterschied sich stark zwischen den Managements; in den Gebieten mit intensiver mechanischer Heidepflege war er generell wesentlich höher als in extensiv oder nicht in diesem Jahr gepflegten Heiden. Längere Trockenzeiten führten generell zu kürzeren Jahreszuwächsen in fast allen Managements. Allerdings zeigten die Pflanzen aus extensiven Managements gleichbleibend hohe Jahreszuwächse, selbst bei sehr hohen und sehr niedrigen Temperaturen und geringer Luftfeuchte, während die Regeneration nach Feuer und intensiver Mahd negativ auf solche ungünstigen Wetterbedingungen reagierte.

Die Keimlingsvitalität war in intensiv mechanisch gepflegten Heiden generell höher als in den extensiven oder nicht gepflegten Heiden, war aber auch zusätzlich sehr stark von interaktiven Effekten zwischen Wetter und Stickstoffdeposition abhängig. Die Kombination aus feuchtem Wetter und niedrigem Stickstoffeintrag (9 kg/[ha*a]) oder eher trockene Konditionen bei hohem Stickstoffeintrag (17 kg/[ha*a]) zeigten im Modell die höheren Keimlingsvitalitäten, allerdings nicht über alle Managements gleichermaßen.

Zusammenhänge zwischen Wuchsphasen, Alter und Vitalität der Besenheide

Das an Stammbasis oder – falls noch vorhanden – Wurzelstock oder Wurzelhals gezählte Wuchsringalter erreichte maximal 28 Jahre, wobei 75 % aller gezählten Individuen bis zu 12 Jahre alt waren. Im oberirdischen Aufwuchs wurden Triebe mit bis zu 22 Wuchsringen vorgefunden, aber auch hier wurden drei Viertel der gezählten Individuentriebe nicht älter als 10 Jahre.

Das Alter des oberirdischen Aufwuchses in 10–15 cm Höhe lässt keine Aussage zum tatsächlichen Alter der Pflanze zu, es gab keine Korrelation zwischen oberirdischem und Individuenalter ($r^2 < 0.4$). Die Wuchsphasen bilden das tatsächliche Individuenalter nicht gut ab, die Altersspannen in Aufbau-, Reife- und Degenerationsphase zeigen sehr große Überschneidungen. Etwas deutlicher bildet die Wuchsphase das Alter des oberirdischen Aufwuchses ab; aber auch hier sind die Grenzen unscharf mit weiten Überschneidungsbereichen.

Die Untersuchungsgebiete unterscheiden sich im Alter ihrer Besenheide-Individuen, insbesondere im Alter des oberirdischen Aufwuchses. Aktive militärische Gebiete wiesen signifikant jüngere Pflanzen auf als ehemalige militärische.

Die Vitalität der Besenheide ist altersabhängig. Ältere Pflanzen, unabhängig von dem Alter des oberirdischen Aufwuchses, zeigten geringere Jahreszuwächse, dichtere

Blütenstände und prozentual weniger blühende Triebe, dabei aber mehr tote Triebenden. Es verschob sich auch das Längenverhältnis zwischen beblätterten und blühenden Langtriebteilen; bei jungen Pflanzen ist oft der beblätterte Teil länger, bei älteren der blühende.

Diskussion

Vegetation norddeutscher Heidelebensräume

Die Vegetationstypen norddeutscher Heidelebensräume, die sich in floristischer, ökologischer und struktureller Hinsicht stark unterscheiden, zeigen, dass der Habitattyp der »Trockenen Europäischen Heiden«, oder der »Sandheiden mit *Calluna* und *Genista*«, sehr vielgestaltig ist. Im Kontext historischen und aktuellem Managements können die Vegetationsgesellschaften eingeordnet werden; »Alte« Heidelebensräume, die schon lange und ohne größere Pausen gepflegt werden, mit einer Kombination aus intensiven und extensiven Maßnahmen, zeigten eine breite Palette an artenarmen bis sehr artenreichen Moos- und Grasheiden und, seltener, Sandheiden.

In langjährig nicht oder nur sehr extensiv gepflegten Heidelebensräumen, die in der Heidegenese und/oder Sukzession schon fortgeschritten oder gar an der Schwelle zu den Pionierwäldern stehen, zeigten sich Grasheiden, alte Moos- oder Sandheiden.

Solche seit 30 Jahren entweder der Sukzession überlassenen oder nur sehr extensiv gepflegten Heiden finden sich heute fast nur auf ehemaligen militärischen Übungsflächen im Osten, weshalb nicht zwangsläufig klimatische Gründe für die hier gefundenen Verbreitungsschwerpunkte von artenarmen Moosheiden und Sandheiden im eher subkontinentalen Raum verantwortlich sind. Der im letzten Jahrhundert praktizierte militärische Übungsbetrieb hinterließ besonders im Osten des norddeutschen Tieflandes große Flächen, die durch sehr intensive militärische Nutzung (Feuer, mechanische Störungen durch Befahren mit Panzern etc.) komplett oder nahezu vegetationsfrei waren und nach Nutzungsaufgabe in vielen Fällen meist über längere Zeiträume nicht gepflegt worden sind. Es bildeten sich aufgrund natürlicher Sukzession, aber auch später dann einsetzender Pflegemaßnahmen, viele unterschiedliche Heidetypen aus.

Auf den offenen Sanden der zentralen Übungsbereiche entwickelten sich nach Nutzungsaufgabe zunächst basenreiche Sandtrockenrasen oder Silbergras-Pionierfluren, die dann im weiteren Verlauf zu den Sandheiden überleiteten. Heute kommen diese Bestände in einem weiten Spektrum von noch sehr jungen Sandheide-Sandtrockenrasen-Mosaiken bis hin zu sehr weit entwickelten, aber immer noch artenreichen Kryptogamen-Sandheiden oder artenreichen Moos-Heiden, dann meist am Rande der zentralen Übungsbereiche, vor. Die artenärmeren Gras- und Moosheiden stellen unterschiedliche Entwicklungswege entweder generell artenärmerer Bestände oder im Laufe der Sukzession verarmter Heide dar. Grasheiden treten oft dort auf, wo zwar eine Offenlandvegetation infolge extensiven Managements, meist Beweidung und Entkusslung, erhalten bleibt, diese aber einem Artenwechsel zugunsten der Gräser unterliegt. Dadurch stellen ältere Grasheiden oft Degenerationsstadien wenig vitaler Heiden dar. Das ist bei den Moosheiden nicht unbedingt der Fall. Alte Moosheiden sind Heiderelikte nicht zu trockener Standorte oder solcher, die einen gewissen feuchteren und ausgeglichteren Charakter durch einen (Pionier-)Gehölzschirm aufweisen. Teilweise zeigen sie einen erstaunlichen Artenreichtum und könnten daher weiterentwickelte ehemalige Kryptogamen-Sandheiden sein. Sie scheinen recht stabile und

langlebige Sukzessionsstadien zu sein, über deren Dynamik nicht viel bekannt ist.

Besonders die alten Moosheiden und die Sandheiden können als typische Heidevegetation der ehemaligen militärischen Übungsflächen angesehen werden. Die Kryptogamen-reichen Sandheiden stellen die optimale Ausprägung der durch militärischen Übungsbetrieb entstandenen Heide dar, mit einem Maximum an wertgebenden Arten und Strukturen.

Aber auch die weiter entwickelten Stadien der artenreichen Moosheiden, die zum Teil eine hohe Gehölzbedeckung aufweisen, haben durch ihren teilweise enormen Arten- und Strukturreichtum und ihrer Funktion als Refugium seltener Offenlandarten einen hohen naturschutzfachlichen Wert.

Ihre Entstehungsgeschichte zeigt, dass es für die langfristige Erhaltung dieser artenreichen Heidelebensräume zweierlei braucht: 1) starke Störungen des Oberbodens mit intensivem Nährstoffentzug und dadurch die Entstehung unbefestigter, sandiger Rohböden und 2) danach eine störungsarme Zeit zur Entwicklung der reichhaltigen Flora.

Einflüsse von Klima, Wetter und Management auf die Vitalität der Besenheide

Intensive Pflegemaßnahmen (Feuer, intensive Mahd) sind kurzfristig sehr förderlich für die generative Verjüngung (Keimlingsvitalität), selbst bei ungünstigen Wetterbedingungen. Sekundäre Regeneration direkt nach der Maßnahme ist aber stark von günstigen Wetterbedingungen abhängig.

In den extensiv gepflegten Heiden ist der Jahreszuwachs unempfindlicher gegen ungünstige Wetterbedingungen. Allerdings ist die generative Verjüngung in nicht-intensiv gepflegten Heiden stark von Stickstoffdeposition und Wetter beeinflusst. Für viele Naturerbe-Gebiete, die im subkontinentalen Osten des norddeutschen Tieflandes liegen und eher geringere Stickstoffdepositionen aufweisen, bedeutet das, dass dann nur bei sehr luftfeuchten Bedingungen eine gute Keimlingsvitalität gewährleistet ist.

Für ein zukünftiges Management vieler ehemaliger militärischer Naturerbe-Flächen subkontinentaler Heiden bedeutet dies, dass einerseits extensives Management einen gewissen Schutz gegen Vitalitätseinbußen aufgrund ungünstiger Klimabedingungen bietet. Andererseits kann extensives Management allein unter ungünstigen Wetterbedingungen nicht die ohnehin schon fortgeschrittene Überalterung vieler Bestände kompensieren. Ohne ein intensives Management (Feuer, Intensiv-Mahd, Schopfern) könnte es dann unter ungünstigen Wetterbedingungen langfristig nicht genug erfolgreiche generative Reproduktion geben, um altersbedingten Vitalitätseinbußen hinreichend begegnen zu können. Intensive Maßnahmen können dies gewährleisten, allerdings geschieht dies unter einem höheren Risiko als im atlantischen Nordwesten, wo seltener mit für *Calluna* ungünstigen Wetterbedingungen zu rechnen ist.

Zusammenhänge zwischen Wuchsphasen, Alter und Vitalität der Besenheide und daraus folgende Konsequenzen

Besenheide-Pflanzen sind, verglichen mit Angaben aus britischen Heiden viel jünger (z.B. Gimingham 1975), aber die Ergebnisse decken sich gut mit anderen bisher vorgenommenen Altersbestimmungen (z.B. von Appelfelder, et al. 2011 in einem der Untersuchungsgebiete).

Nach vollständiger Zerstörung des oberirdischen Aufwuchses durch Feuer oder Schopern gab es Flächen, die nach 2–3 Jahren mit Regenerationen aus Wurzelstöcken und niederliegenden Ästen bereits wieder Dimensionen und Habitus einer Heide im Reifestadium erreichten (»Lüneburger Heide«, »Kyrizt-Ruppiner Heide«, »Marienfließ«).

Das schnellere Aufwachsen führt allerdings auch zum schnelleren Altern; aus der »Lüneburger Heide« wird berichtet, dass bereits 6–8 Jahre nach Feuer oder Schopern bereits wieder erste Degenerationserscheinungen erkennbar sind (mündliche Mitteilung D. Mertens, VNP Lüneburger Heide). Dies würde erklären, warum der oberirdische Aufwuchs in dieser Studie auch selten älter als 10 Jahre wurde. Als Ursache der schneller alternden Heide wird die Wirkung hoher Stickstoffeinträge diskutiert (u. a. in Alonso & Hartley 1998; Terry et al. 2004).

Das Alter der Besenheide kann nicht sicher aus den Wuchsphasen abgeleitet werden. Die gängige Methode zur Bewertung des Erhaltungszustandes von Heiden im Monitoring für FFH-Lebensräume sieht vor, die Wuchsphasen nach Gimingham (1975) zu schätzen. Diese Einschätzung soll gleichermaßen altersbedingte Strukturen und Vitalität abbilden. Individuenalter und Heidebestandesalter kann mit dieser Methode jedoch nicht erfasst werden.

Es gibt altersabhängige Vitalitätseinbußen, unabhängig vom Alter des oberirdischen Aufwuchses. Das impliziert einen direkten Effekt mehrfacher Regenerationszyklen auf die Regenerationsfähigkeit; sie nimmt mit zunehmendem Alter ab. Langfristiger Erhalt der Heidevitalität ist also maßgeblich von der generativen Reproduktionskraft der Bestände abhängig.

Literaturverzeichnis

Alonso, I. & Hartley, S. E. (1998): Effects of nutrient supply, light availability and herbivory on the growth of heather and three competing grass species. 137, pp. 203–212.

Alonso, I.; Hartley, S. E. & Thurlow, M. (2001): Competition between heather and grasses on Scottish moorlands: Interacting effects of nutrient enrichment and grazing regime. *Journal of Vegetation Science*, 12, pp. 249–260.

Appelfelder, J.; Jurkschat, M.; Lehmann, R.; Lütkepohl, M.; Lüttschwager, D.; Ewald, C. et al. (2011): Entwicklung von Verfahren für eine naturschutzgerechte und ökonomisch tragfähige Heidenutzung als Beitrag zur Regionalentwicklung am Beispiel der Heidefläche NSG Forsthaus Prösa.

Calvo, L.; Tarrega, R. & Luis, E. (2002): Regeneration patterns in a *Calluna vulgaris* heathland in the Cantabrian mountains (NW Spain): effects of burning, cutting and ploughing. *Acta Oecologica*, 23, 81–90.

Deutscher Wetterdienst (2015): Tageswerte zu Niederschlag, Relativer Luftfeuchte, Lufttemperatur und Temperatur an der Erdoberfläche Zeitraum 1980–2014. Tageswerte zu Niederschlag, Relativer Luftfeuchte, Lufttemperatur und Temperatur an der Erdoberfläche Zeitraum 1980–2014. Abgerufen Juni/Juli 2015. Climate data center online unter <ftp://ftp-cdc.dwd.de/pub/CDC/>

Gimingham, C. H. (1975): *An Introduction to Heathland Ecology*. Edinburgh: Oliver & Boyd.

Godske, C. L. (1944): The geogeographic distribution in Norway of certain indices of humidity and oceanicity. *Bergens Museums Arbeider Naturvitenskapelige raekke*, 8.

Graebner, P. & Benthaim, O. v. (1904): *Handbuch der Heidekultur*. Wilhelm Engelmann.

Lindemann, K.-O. (1993): Die Rolle von *Deschampsia flexuosa* in *Calluna*-Heiden Mitteleuropas. *NNA-Berichte*, 3, 20–38.

Potsdamer Institut für Klimafolgenforschung (2009): Klimadaten und Szenarien für Schutzgebiete. Klimadaten und Szenarien für Schutzgebiete. Online unter http://www.pik-potsdam.de/~wrobel/sg-klima-3/nav_bl.html, abgerufen März 2010).

R Core Team (2016): *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. Vienna, Austria.

Roleček, J.; Tichý, L.; Zelený, D. & Chytrý, M. (2009): Modified TWINSpan classification in which the hierarchy respects cluster heterogeneity. *Journal of Vegetation Science*, 20, 596–602.

Schellenberg, J. & Bergmeier, E. (2014): Atlantische und subkontinentale Heiden in Norddeutschland. *Natur und Landschaft*, 89 (3), 110–117.

Sedláková, I. & Chytrý, M. (1999): Regeneration patterns in a central European dry heathland: Effects of burning, sod cutting and cutting. *Plant Ecology*, 143, 77–87.

Terry, A. C.; Ashmore, M. R.; Power, S. A.; Allchin, E. A. & Heil, G. W. (2004): Modelling the impacts of atmospheric nitrogen deposition on *Calluna*-dominated ecosystems in the UK. *Journal of Applied Ecology*, 41, 897–909.

Tichý, L. (1999–2010): JUICE. <http://www.sci.muni.cz/botany/juice/?idm=3>.

Temporäre Kleinstgewässer im Ökosystem Wald

Abstract

Forest ecosystems are essential habitats for numerous terrestrial and even aquatic organisms. The worldwide most frequent waters within forests, especially in Middle Europe, are water filled tree holes. Little scientific attentions have been given to these small and temporal aquatic systems, although they contain exceptional (semi-)aquatic biocenosis. Most studies on water filled tree holes or other plant held waters focus on tropic regions and deal with the macrofauna, especially insect communities (e.g., larvae of culicids or chironomids). The meiofauna of temporal waters, small organisms like nematodes and rotifers, which is an essential component of food webs in larger aquatic ecosystems, is largely unconsidered so far. However, because of their small size and a relative easy sampling, water filled tree holes are most suitable for ecological examination of the whole containing metazoan communities.

Within the framework of the research projects on the DBU natural heritage sites Kühnauer Heide and Oranienbaumer Heide, 300 artificial tree holes were placed in different forest areas and examined over a 16-month period. The results provide new insights into the:

- (1) composition (abundances, biomasses and secondary production) and population dynamics of the metazoans (macrofauna and meiofauna) within water filled tree holes (Ptatscheck und Traunspurger 2015).
- (2) impact of different regulating factors like food web effects (bottom-up and top-down), seasonality and water parameters on the development of these communities (Ptatscheck und Traunspurger 2015; Ptatscheck et al. 2015b).
- (3) colonization processes and dispersal mechanisms of small passively distributed organisms with special focus on the nematodes (Ptatscheck et al. 2015a).

Detailed information on the methods and results are given in the according publications. The main goal of this article is to insert the study results into a larger scientific context and to illustrate the ecological meaning of small temporal waters in forest ecosystems.

Süßwasser-Mikrohabitate im Baum

Wasseransammlungen in den Bestandteilen von Pflanzen werden allgemein als Phytotelmata zusammengefasst. Zu den populärsten Vertretern zählen Zisternenbromelien und Kannenpflanzen, aber auch Blattachseln, Bambusinternodien und Baumlöcher können Wasseransammlungen enthalten. Während sich das Vorkommen der meisten Typen eher auf tropische Regionen beschränkt, kommen wassergefüllte Baumlöcher weltweit in allen Waldtypen vor (Kitching 2000).

In Deutschland wurden diese Kleinstgewässer an einer Vielzahl von Baumarten dokumentiert und gehören somit zum Erscheinungsbild einheimischer Wälder, insbesondere alter Baumbestände (Rohnert 1950; Kitching 1971).

Grundsätzlich lassen sich wassergefüllte Baumlöcher hinsichtlich ihrer Entstehung in zwei Gruppen einteilen (Abb. 1): pan-holes entstehen durch natürliche Verwachsungen im Wurzel-, Stamm- oder Astbereich, wodurch die Rinde intakt bleibt und das Wasser keinen direkten Kontakt zum



Abbildung 1: Wassergefüllte Baumlöcher: pan-holes (links und rechts) und rotting-hole (Mitte)

Kernholz hat. Im Gegensatz hierzu sind rotting-holes auf schädigende Einflüsse wie Astbruch oder Holzschlag zurückzuführen, wodurch die Rinde geschädigt wird und sich das Kernholz langsam zersetzt. Auf diese Weise entstandene Vertiefungen am Baum können zwischen wenigen Millilitern und mehreren Litern Regenwasser fassen (Schmidl et al. 2008; Yanoviak 1999). Abhängig von der Morphometrie des Baumlochs und seiner Position am Baum können die Wasserkörper dauerhaft bestehen oder aber in regelmäßigen Intervallen austrocknen (Kitching 2000).

Generell sind diese Kleinsthabitate sehr dynamische Habitate, deren Umweltparameter (z.B. Temperatur, Sauerstoff oder Nährstoffgehalt) sich innerhalb kürzester Zeit verändern können (Brouard et al. 2012; Jocque und Field 2014; Ptatscheck und Traunspurger 2015).

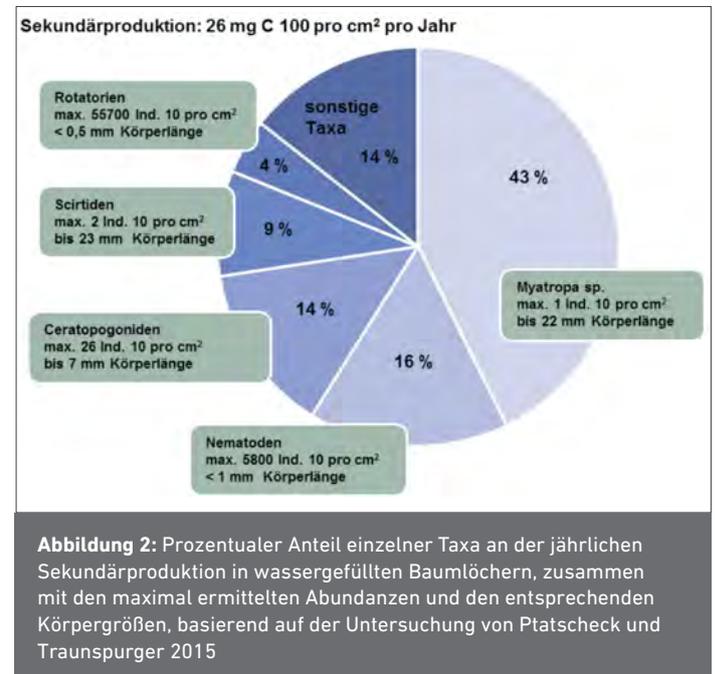
Lebensgemeinschaften in wassergefüllten Baumlöchern

Trotz der extremen Lebensbedingungen werden wassergefüllte Baumlöcher durch eine Vielzahl unterschiedlicher Organismengruppen besiedelt. Anhand ihrer Größe lassen sich die Metazoen in Makrofauna (benthische Invertebraten, die von einem Netz mit 1 000 µm Maschenweite zurückgehalten werden) und Meiofauna (benthische Invertebraten, die ein Netz mit 1 000 µm Maschenweite passieren und auf einem 40 µm Sieb zurückgehalten werden) unterteilen.

Die Makrofauna in mitteleuropäischen Phytotelmata setzt sich vorwiegend aus Dipteren und Käfern wie Culiciden, Chironomiden, Ceratopogoniden oder Scirtiden zusammen (Devetter 2004; Schmidl et al. 2008; Ptatscheck und Traunspurger 2014; Ptatscheck und Traunspurger 2015). Diese können in temporären Gewässern ihr Larvenstadium verbringen und siedeln teilweise ausschließlich in diesen Gewässertypen (z. B. Vertreter der Gattungen *Aedes*, *Metricnemus* und *Dasyhelea*) (Devetter 2004). Für solche, nur in Phytotelmata lebenden Organismen wird der Begriff Dendrolimnetobionten verwendet (Rohnert 1950). Zusätzlich gehören in tropischen Regionen Larven von Fröschen oder Libellen zur typischen Makrofauna (Kitching 2000). Dominiert wird die Abundanz der Metazoen eindeutig durch die Meiofauna, insbesondere Rotatorien und Nematoden (Devetter 2004; Ptatscheck und Traunspurger 2014; Zotz und Traunspurger 2016). In künstlichen Baumlöchern auf den DBU-Naturerbeflächen konnten Individuendichten von bis zu 580 Nematoden cm² und 5 570 Rotatorien cm² ermittelt werden (Ptatscheck und Traunspurger, 2015). Im Vergleich hierzu wurden im Sediment eines typischen eutrophen Sees über mehrere Jahre nur mittlere Dichten von < 200 Nematoden cm² und < 60 Rotatorien cm² gezählt (Michiels und Traunspurger 2004). Diese hohen Individuenzahlen von Meiofaunaorganismen in wassergefüllten Baumlöchern spiegeln sich in einem durchschnittlichen Verhältnis (Meiofauna : Makrofauna) von 491:1 wider. Gleichzeitig ist davon auszugehen, dass Nematoden zu den artenreichsten in Phytotelmata siedelnden Metazoen gehören. Die bislang wenigen vollständigen Artenlisten von Nematoden aus wassergefüllten Baumlöchern in Mitteleuropa umfassen zwischen 29 und 35 Arten pro Waldstandort, in tropischen Zisternenbromelien 89 Spezies (Ptatscheck und Traunspurger 2014; Ptatscheck und Traunspurger 2015; Zotz und Traunspurger 2016).

Bezogen auf die Biomasse kehrt sich das Verhältnis von Meio- und Makrofauna ins Gegenteil (1:55) (Ptatscheck und Traunspurger 2015). Larven von Scirtiden und *Myatropa*, die in nur in geringer Anzahl vorkommen aber Größen von über 2 cm erreichen, bestimmen die Metazoenbiomasse. Umso beachtlicher ist es, dass die Nematoden mit 16 % den zweithöchsten Anteil an der jährlichen Sekundärproduktion

haben (Abb. 2). Die wenigen vorliegenden Daten zur jährlichen Sekundärproduktion der Metazoen in Großgewässern sind um etwa zwei Drittel höher (Bergtold und Traunspurger 2005), der Anteil der Nematoden ist jedoch auffallend niedriger (< 3,5 %) (Stead et al. 2005; Tod und Schmid-Araya 2009). Diese Resultate verdeutlichen die Bedeutung der Nematoden für die Lebensgemeinschaft in wassergefüllten Baumlöchern.



In gemäßigten Breiten können wassergefüllte Baumlöcher während des gesamten Jahres durch Organismen der Meio- und Makrofauna besiedelt sein (Devetter 2004; Ptatscheck und Traunspurger 2015). Saisonale und katastrophale Ereignisse wie das Austrocknen oder Gefrieren des Wasserkörpers verändern die Zusammensetzung der Lebensgemeinschaft, führen aber bei Weitem nicht zu einem kompletten Zusammenbruch selbiger (Bradshaw und Holzapfel 1988; Paradise et al. 2008; Ptatscheck und Traunspurger 2015). Generell lässt sich festhalten, dass im direkten Vergleich, sowohl die Jahreszeit als auch direkte Umgebungsfaktoren (Wasservolumen, pH-Wert oder Sauerstoffgehalt) einen stärkeren Einfluss auf Insektenlarven haben, während Nematoden und Rotatorien nahezu unbeeinflusst sind (Devetter 2004; Ptatscheck und Traunspurger 2015).

Besiedlungsmechanismen

Ein entscheidender Faktor für die Zusammensetzung der Lebensgemeinschaft in wassergefüllten Baumlöchern sind Besiedlungsprozesse (Paradise et al. 2008). Versuche an künstlichen Baumlöchern zeigen, dass bereits nach wenigen Tagen Rotatorien und Nematoden in den Wasserkörpern anzutreffen sind und sich deren Zusammensetzung anschließend kaum noch verändert (Ptatscheck und Traunspurger 2014). Vertreter der Meiofauna sind somit wichtige Pionierorganismen.

Insektenlarven gelangen aktiv über gezielte Eiablage eines adulten Weibchens in einen Wasserkörper. Dieser Eintrag findet zu bestimmten Jahreszeiten statt und wird sowohl über chemische als auch optische Signale gesteuert (bspw. bestimmte Wasserparameter oder die Farbe einer Zisternenbromelie) (Yanoviak 1999; Yanoviak 2001). Für wassergefüllte Baumlöcher spielen insbesondere die Morphometrie, die enthaltene Laubmenge und der Wasserstand eine entscheidende Rolle (Schmidl et al. 2008).

Kleine Organismen wie Nematoden oder Rotatorien sind morphologisch nicht in der Lage große Distanzen durch aktive Bewegung zu überwinden. Ihre Verbreitung geschieht passiv über Wind und Regen (zusammengefasst von Incagnone et al. 2015). Von trockenen Oberflächen abgetragen, werden sie über große Strecken verdriftet, durch Regen aus der Luft ausgewaschen und in Wasserkörper eingetragen (Rundle et al. 2002; Vanschoenwinkel et al. 2008; Schulz et al. 2012). Der Stemflow, Regenwasser das den Baumstamm hinabfließt, der Nährstoffe und auch kleine Organismen in ein Baumloch wäscht, ist hierbei ebenfalls als wichtiger Transportvektor zu betrachten (Maguire 1963; Carpenter 1982).

Die Fähigkeit von Nematoden und Rotatorien zur Anhydrobiose und Parthenogenese erhöht die Wahrscheinlichkeit den Transportprozess zu überleben und einen Lebensraum schnell zu besiedeln (McSorley 2003; Giere 2009). Tatsächlich besteht die Nematodengemeinschaft in wassergefüllten Baumlöchern zu über 97 % aus Weibchen und ist oftmals komplett frei von Männchen, was parthenogenetische Fortpflanzung nahelegt (Ptatscheck et al. 2015a).

Bedingt durch den Besiedlungsmechanismus weisen Insektenlarven taxaabhängige Besiedlungsmuster auf und zeigen in einzelnen Phytotelmata eine synchrone Entwicklung (Schmidl et al. 2008; Ptatscheck und Traunspurger 2015). Demgegenüber ist Besiedlung durch Meiofauna zufallsgeprägt, wodurch benachbarte Lebensgemeinschaften sich stark asynchron entwickeln können (Ptatscheck und Traunspurger 2014; Ptatscheck und Traunspurger 2015).

Das tatsächliche Verbreitungspotenzial von windverdrifteten Nematoden, und damit die Quellen für einen passiven Eintrag, sind bislang kaum untersucht. Nematoden in wassergefüllten Baumlöchern sind keine typischen aquatischen Organismen, sondern vor allem in Moosen, Totholz, Mulm oder unter Baumrinde anzutreffen (Ptatscheck und Traunspurger 2014; Ptatscheck und Traunspurger 2015). Somit wäre der Waldboden selbst eine wichtige Eintragsquelle. Interessanterweise unterscheidet sich die Nematodengesellschaft in Boden und wassergefüllten Baumlöchern gänzlich. Untersuchungen der Nematoden aus Baumlöchern und aus parallel entnommenen Bodenproben der näheren Umgebung ergaben keine Überschneidungen in der Artzusammensetzung (Ptatscheck et al. 2015a). Aus diesem Grund ist davon auszugehen, dass der Baum selbst die Eintragsquelle darstellt und Nematoden, die auf der Rinde, auf Blättern oder Moos am Baumstamm leben durch Regen und den damit verbundenen Stemflow in Kleinstgewässer eingespült werden. Tatsächlich haben kurze Intervalle zwischen Regenereignissen einen positiven Einfluss auf die Nematodendichteverteilung in wassergefüllten Baumlöchern (Ptatscheck und Traunspurger 2015), wodurch diese Annahme gestützt wird.

Ein entscheidender Faktor für die Besiedlung der Baumoberfläche durch Organismen ist die Rindenstruktur. Eine glatte Rindenstruktur bringt dabei eine andere Taxazusammensetzung mit geringerer Diversität hervor als raue Baumoberflächen (Nicolai 1986). Dementsprechend zeigen die Nematoden aus Baumlöchern in einem Kiefernmischwald mit alten Eichen- und Birkenbeständen (Oranienbamer Heide und Kühnauer Heide) eine andere Zusammensetzung als diejenigen aus einem reinen Buchenwald mit eher glatter Rindenstruktur (Ptatscheck et al. 2015a). Demnach bestimmt möglicherweise der Waldtyp die Nematodengemeinschaft in Phytotelmata.

Nahrungsnetz

Das Nahrungsnetz wassergefüllter Baumlöcher in Mitteleuropa besteht aus zwei bis drei Trophiestufen (Abb. 3) und ist primär Detritus-basiert (Kitching 1971; 2000; 2001). Sowohl für die Makrofauna als auch für die Meiofauna sind Bottom-up-Effekte wichtige Regulatoren für die Dichteverteilung. Insbesondere Insektenlarven und Nematoden zeigen eine starke positive Korrelation mit den Nahrungsressourcen (Jenkins et al 1992; Ptatscheck und Traunspurger 2014). Sowohl die Abundanzen und Artenzahlen als auch die Anzahl trophischer Stufen steigen bei diesen Tiergruppen mit zunehmender Menge an organischem Material.

Dieses stellt in Form von Laub oder anderen Partikeln aus dem Wald (z. B. Rindenstücke, Aststücke etc.) die wichtigste Nahrungsquelle für Baumlochbewohner dar (Kitching 2000). Gleichzeitig werden Nährstoffe, aber auch Algen und Bakterien über den Stemflow eingetragen (Maguire, 1963; Carpenter, 1982).

Ein Großteil der Makrofauna in Baumlöchern, insbesondere die Dipteren, wurde bislang als typische Saprophagen klassifiziert. Diese Organismen zerkleinern und fressen die Partikel (z. B. Chironomiden und Ceratopogoniden) oder filtern feines organisches Material (z. B. Chironomiden und Culiciden) (Kitching 2000). Dieser Abbau von Laub bildet durch die Oberflächenvergrößerung eine Grundlage für das Wachstum von Bakterien, Pilzen und Protozoen, die beispielsweise von Culiciden aus der Wassersäule filtriert oder zusammen mit den Blattpartikeln konsumiert werden (Kaufman et al. 2008; Xu et al. 2008; Brouard et al 2011).

Innerhalb der Nematoden dominieren die Bakterien- und Pilzfresser weshalb auch sie indirekt von zerkleinernden Insektenlarven profitieren können (Ptatscheck und Traunspurger 2014; Ptatscheck et al. 2015a).

Eine zweite wichtige Nahrungsquelle in Zisternenbromelien, der durch die Forschungsarbeit auf den DBU Naturerbflächen auch erstmals für wassergefüllte Baumlöcher belegt werden konnte, stellen Algen dar (Brouard et al 2011). Vor allem Rotatorien, die sich in diesen Kleinsthabitaten zumeist aus der Großgruppe der Bdelloidea zusammensetzen und als typische Algenfresser einzuordnen sind, zeigen positive Korrelationen in ihrer Dichteverteilung mit ansteigender Algenbiomasse (Ptatscheck und Traunspurger 2014; Ptatscheck und Traunspurger 2015).

Top Prädatoren, die sich von der Makrofauna ernähren, beschränken sich fast ausschließlich auf Phytotelmata in tropischen Regionen (Kitching 2000). Hier sind insbesondere Libellenlarven und Kaulquappen zu nennen, die die Beutetierdichte nachweislich reduzieren, wobei eingetragenes Laubmaterial, welches als Versteck für die Beute dient, den Jagderfolg beeinflusst. In wassergefüllten Baumlöchern in Mitteleuropa beschränkt sich die Anzahl der Makrofauna fressenden Organismen auf einige wenige Dipterenarten. Innerhalb der Meiofauna treten mit der Gattung *Prioncholus* räuberische Nematoden auf, die andere Meiofaunaorganismen konsumieren (Ptatscheck und Traunspurger 2014).

Die Räuber-Beute-Beziehung zwischen der Makrofauna und der Meiofauna in Phytotelmata und auch in größeren Gewässern ist bislang nur unzureichend untersucht. Eine erste Studie zum Fraßverhalten von bislang als detritivor klassifizierten Chironomidenlarven (*Chironomus riparius*) hat gezeigt, dass diese auch große Mengen Nematoden (bis zu 93 % der eigenen Biomasse in 4 Stunden) fressen können (Ptatscheck et al. 2015b). Nematodengemeinschaften wurden durch diesen Räuberdruck nachweislich beeinflusst.

Da andere detritivore Dipterenlarven wie beispielsweise Ceratopogoniden oder Psychodiden ähnliche Lebensräume bewohnen und die Morphologie des Mundapparats vergleichbar ist, kann auch hier eine Räuber-Beute-Beziehung zur Meiofauna nicht ausgeschlossen werden. Da sich Nematoden oder auch Rotatorien binnen kürzester Zeit in großer Zahl in wassergefüllten Baumlöchern ansiedeln können (Ptatscheck und Traunspurger 2014), würde schnell eine Nahrungsgrundlage für Organismen der Makrofauna bestehen. Demnach wäre der Räuberdruck von Insektenlarven auf die Meiofauna, insbesondere die Nematoden, in allen limnischen Systemen weitaus größer als bislang angenommen.

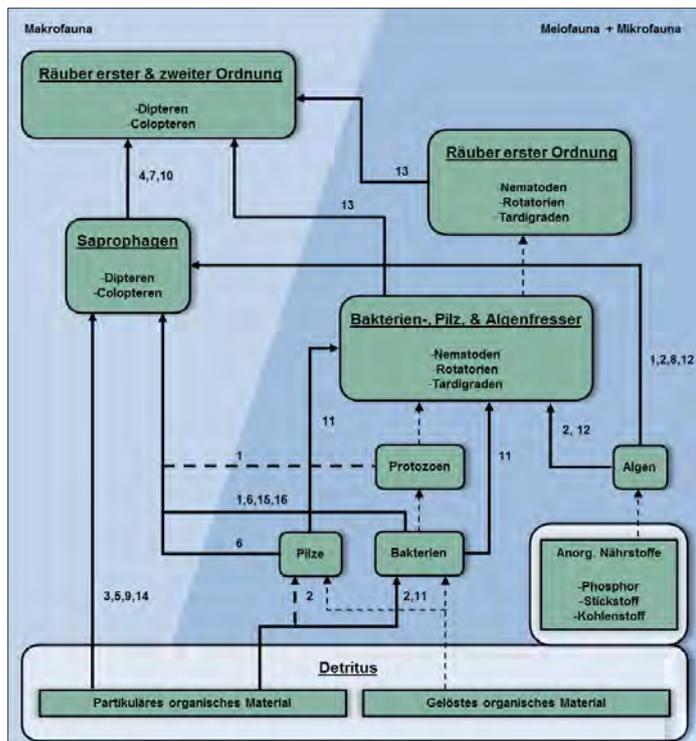


Abbildung 3: Vereinfachte Darstellung des in wassergefüllten Baumlöchern in Europa zu erwartenden Nahrungsnetzes, aufgeteilt in die Größenklassen und die Trophiestufen der Organismen. Durchgehende Pfeile: Diese Beziehung wurde bereits in wassergefüllten Baumlöchern nachgewiesen. Dicke, gestrichelte Pfeile: Diese Beziehung wurde bereits in anderen Phytotelmata nachgewiesen. Dünne, gestrichelte Pfeile: Diese Interaktionen wurde bislang nicht untersucht. Dieses Schema basiert auf dem allgemeinen Süßwassernahrungsnetz nach Lampert und Sommer (1999) und integriert folgende Studien: ¹Brouard et al. 2011; ²Brouard et al. 2012; ³Carpenter 1983; ⁴Griswold und Lounibos 2006; ⁵Jenkins et al. 1992; ⁶Kaufman et al. 2008; ⁷Kneitel und Chase, 2004; ⁸Marino et al. 2011; ⁹Paradise, 2004; ¹⁰Paradise et al. 2008; ¹¹Ptatscheck und Traunspurger, 2014; ¹²Ptatscheck und Traunspurger 2015; ¹³Ptatscheck et al. 2015b; ¹⁴Srivastava und Lawton 1998; ¹⁵Walker et al. 1991; ¹⁶Xu et al. 2008. Abbildung aus: Ptatscheck 2015, abgewandelt.

Temporäre Kleinstgewässer im Ökosystem Wald

Es zeigt sich, dass wassergefüllte Baumlöcher, also kleine aquatische Inseln, die über ein ansonsten terrestrisches Einzugsgebiet verteilt sind, fester Bestandteil von Wäldern sein können und direkt in das Ökosystem eingegliedert sind.

Die sich hier ansiedelnden Lebensgemeinschaften sind einzigartige ökologische Hotspots. Sie bestehen aus aquatischen und semiaquatischen Organismen, die zum Teil ausschließlich auf diese Refugien angewiesen sind. Eine der bislang höchsten dokumentierten Nematodendichten in limnischen Systemen wurde in wassergefüllten Baumlöchern gefunden (Ptatscheck et al. 2015a).

Gleichzeitig bewirken Gewässer innerhalb bewaldeter Standorte durch die dort schlüpfenden Insekten einen Anstieg der terrestrischen Diversität rund um das Gewässer (Jackson und Resh 1989) und somit eine direkte Verbindung zwischen beiden Lebensräumen.

Die Taxazusammensetzung in diesen Kleinsthabitaten kann sich regional und abhängig vom Waldtyp durchaus unterscheiden. Wie bereits angesprochen bilden verschiedene Baumarten unterschiedliche Eintragsquellen für Kleinorganismen. Die Baumart wirkt sich auf die Morphometrie des Baumlochs (Schmidl et al. 2008; Gossner et al. 2016), auf die Detritusqualität und damit möglicherweise auf die Entwicklung von Insektenlarven aus (Carpenter 1982).

Ein alter und diverser Baumbestand ist förderlich für die Entstehung von wassergefüllten Baumlöchern sowie für die Biodiversität im Kleinstgewässer selbst. Gossner et al. (2016) belegen, dass die Reduktion der Habitatvielfalt im Wald durch anthropogene Eingriffe mit einer Reduktion der Arthropodendiversität in wassergefüllten Baumlöchern einhergeht. Für die Meiofauna, die durch passiven Transport auch über größere Strecken verdriftet werden kann, wurde dieser Einfluss bislang zwar noch nicht nachgewiesen, es ist jedoch wahrscheinlich, dass auch diese Lebensgemeinschaft von einem alten und diversen Baumbestand profitieren kann. Der Schutz diverser und alter Baumbestände sowie Totholz, in denen sich kleine aquatische Systeme bilden können, leistet somit einen weiteren wichtigen Beitrag zum Erhalt der Diversität innerhalb bewaldeter Standorte.

Literaturverzeichnis

- Bergtold, M. & Traunspurger, W.** (2005): Benthic production by micro-, meio-, and macrobenthos in the profundal zone of an oligotrophic lake. *Journal of the North American Benthological Society*, 24(2), S. 321–329.
- Bradshaw, W. E. & Holzapfel, C. M.** (1988): Drought and the organization of tree-hole mosquito communities. *Oecologia*, 74(4), S. 507–514.
- Brouard, O., Le Jeune, A. H., Leroy, C., Cereghino, R., Roux, O., Pelozuelo, L., Dejean, A., Corbara, B. & Carrias J. F.** (2011): Are algae relevant to the detritus-based food web in tank-bromeliads? *Plos One*, 6(5), e20129.
- Brouard, O., Céréghino, R., Corbara, B., Leroy, C., Pelozuelo, L., Dejean, A. & Carrias, J. F.** (2012): Understorey environments influence functional diversity in tank-bromeliad ecosystems. *Freshwater Biology*, 57(4), 815–823.
- Carpenter, S. R.** (1982): Stemflow chemistry: Effects on population dynamics of detritivorous mosquitoes in tree-hole ecosystems. *Oecologia*, 53(1), S. 1–6.
- Carpenter, S. R.** (1983): Resource limitation of larval treehole mosquitoes subsisting on beech detritus. *Ecology*, 64(2), S. 219–223.
- Devetter, M.** (2004): Invertebrate fauna of treeholes in relation to some habitat conditions in southern Bohemia (Czech Republic). *Acta Societatis Zoologicae Bohemicae*, 68(3), S. 161–168.
- Giere, O.** (2009): Meiobenthology: The microscopic motile fauna of aquatic sediments; with 20 tables. 2., rev. and extended. Berlin: Springer-Verlag; Springer.
- Gossner, M. M., Lade, P., Rohland, A., Sichardt, N., Kahl, T., Bauhus, J., Weisser, W. W. & Petermann, J. S.** (2016): Effects of management on aquatic tree-hole communities in temperate forests are mediated by detritus amount and water chemistry. *The Journal of animal ecology*, 85(1), S. 213–226.
- Incagnone, G., Marrone, F., Barone, R., Robba, L. & Naselli-Flores, L.** (2015): How do freshwater organisms cross the »dry ocean«? A review on passive dispersal and colonization processes with a special focus on temporary ponds. *Hydrobiologia* 750 (1), S. 103–123.
- Jenkins, B., Kitching, R. L. & Pimm, S. L.** (1992): Productivity, disturbance and food web structure at a local spatial scale in experimental container habitats. *Oikos*, 65(2), S. 249–255.

- Jocque, M.; Field, R.** (2014): Aquatic invertebrate communities in tank bromeliads: how well do classic ecological patterns apply? *Hydrobiologia*, 730(1), S. 153–166.
- Kaufman, M. G.; Chen, S. & Walker, E. D.** (2008): Leaf-associated bacterial and fungal taxa shifts in response to larvae of the tree hole mosquito, *Ochlerotatus triseriatus*. *Microbial Ecology*, 55(4), S. 673–684.
- Kitching, R. L.** (1971): An ecological study of water-filled tree-holes and their position in the woodland ecosystem. *Journal of Animal Ecology*, 40(2), S. 281–302.
- Kitching, R. L.** (2000): Food webs and container habitats. The natural history and ecology of phytotelmata. Cambridge: Univ. Press.
- Kitching, R. L.** (2001): Food webs in phytotelmata: »Bottom-Up« and »Top-Down« explanations for community structure. *Annual Review of Entomology*, 46(1), S. 729–760.
- Kneitel, J. M. & Chase, J.** (2004): Disturbance, predator, and resource interactions alter container community composition. *Ecology*, 85(8), S. 2088–2093.
- Lampert, W. & Sommer, U.** (1999): *Limnologie // Limnoökologie. 2 // 2., überarb.* Stuttgart: Thieme.
- Maguire, B. JR.** (1963): The passive dispersal of small aquatic organisms and their colonization of isolated bodies of water. *Ecological Monographs*, 33(2), S. 161–185.
- Marino, N. A. C.; Guariento, R. D.; Dib, V.; Azevedo, F. D. & Farjalla, V. F.** (2011): Habitat size determine algae biomass in tank-bromeliads. *Hydrobiologia*, 678(1), S. 191–199.
- McSorley, R.** (2003): Adaptions of nematodes to enviromental extremes. *Florida Entomologist*, 86(2), S. 138–142.
- Michiels, I. & Traunspurger, W.** (2004): A three year study of seasonal dynamics of a zoobenthos community in a eutrophic lake. *Nematology*, 6(5), S. 655–669.
- Nicolai, V.** (1986): The bark of trees: thermal properties, microclimate and fauna. *Oecologia* 69, S. 148–160.
- Paradise, C. J.** (2004): Relationship of water and leaf litter variability to insects inhabiting treeholes. *Journal of the North American Benthological Society*, 23(4), S. 793–805.
- Paradise, C. J.; Blue, J. D.; Burkhart, J. Q.; Goldberg, J.; Harshaw, L.; Hawkins, K. D.; Kegan, B.; Krentz, T.; Smith, L. & Villalpando, S.** (2008): Local and regional factors influence the structure of treehole metacommunities. *BMC Ecology*, 8(22), S. 1–16.
- Ptatscheck, C. & Traunspurger, W.** (2014): The meiofauna of artificial water-filled tree holes: colonization and bottom-up effects. *Aquatic Ecology*, 48(3), S. 285–295.
- Ptatscheck, C.** (2015): Small temporal waters in forest ecosystems, unv. Diss, Universität Bielefeld.
- Ptatscheck, C. & Traunspurger, W.** (2015): Meio- and macrofaunal communities in artificial water-filled tree holes: Effects of seasonality, physical and chemical parameters, and availability of food resources. *PLoS ONE*, 10(8), e0133447.
- Ptatscheck, C., Dümmer, B. & Traunspurger, W.** (2015a): Nematode colonization of artificial water-filled tree holes. *Nematology*, 17(8), S. 911–921.
- Ptatscheck, C.; Kreuzinger-Janik, B.; Putzki, H. & Traunspurger, W.** (2015b): Insights into the importance of nematode prey for chironomid larvae. *Hydrobiologia*, 757(143), S. 143–153.
- Rohnert, U.** (1950): Wasserfüllte Baumhöhlen und ihre Besiedlung. Ein Beitrag zur Fauna dendrolimnetica. *Archiv für Hydrobiologie*, 44, S. 472–516.
- Rundle, S. D.; Robertson, A. L.; Schmidt-Araya, J. M. & Schmid-Araya, J. M.** (Hrsg.) (2002): *Freshwater meiofauna: biology and ecology*. Leiden: Backhuys Publishers.
- Schmidl, J.; Sulzer, P. & Kitching, R. L.** (2008): The insect assemblage in water filled tree-holes in a european temperate deciduous forest: Community composition reflects structural, trophic and physicochemical factors. *Hydrobiologia*, 598(1), S. 285–303.
- Schulz, G.; Siqueira, T.; Stefan, G. & Roque, F. O.** (2012): Passive and active dispersers respond similarly to environmental and spatial processes: an example from metacommunity dynamics of tree hole invertebrates. *Fundamental applied Limnology*, 181(4), S. 315–326.
- Srivastava, D. S. & Lawton J. H.** (1998): Why more productive sites have more species: An experimental test of theory using tree-hole communities. *The American Naturalist*, 152(4), S. 510–529.
- Stead T. K.; Schmid-Araya J. M. und Hildrew A. G.** (2005): Secondary production of a stream metazoan community: Does the meiofauna make a difference? *Limnology and Oceanography*, 50(3), S. 398–403.
- Tod S. P. und Schmid-Araya, J. M.** (2009): Meiofauna versus macrofauna: Secondary production of invertebrates in a lowland chalk stream. *Limnology and Oceanography*, 54(2), S. 450–456.
- Vanschoenwinkel, B.; Gielen, S.; Seaman, M. & Brendonck, L.** (2008): Any way the wind blows - frequent wind dispersal drives species sorting in ephemeral aquatic communities. *Oikos*, 117(1), S. 125–134.
- Walker, E. D.; Lawson, D. L.; Merritt, R. W. & Morgan, W. T.** (1991): Nutrient dynamics, bacterial populations, and mosquito productivity in tree hole ecosystems and microcosms. *Ecology*, 72(5), S. 1529–1546.
- Xu, Y.; Chen, S.; Kaufman, M. G.; Maknojia, S.; Bagdasarian, M. & Walker, E. D.** (2008): Bacterial community structure in tree hole habitats of *Ochlerotatus triseriatus*: Influences of larval feeding. *Journal of the American Mosquito Control Association*, 24(2), S. 219–227.
- Yanoviak, S. P.** (1999): Community structure in water-filled tree holes of Panama: Effects of hole height and size. *Selbyana*, 20, S. 106–115.
- Yanoviak, S. P.** (2001): Container color and location affect Macroinvertebrate community structure in artificial treeholes in panama. *Florida Entomologist*, 84(2), S. 265–271.
- Zotz, G. & Traunspurger, W.** (2016): What s in the tank? Nematodes and other major components of the meiofauna of bromeliad phytotelms in lowland Panama. *BMC Ecology*, 16.

Bildmaterial

Christoph Ptatscheck

Katrin Henning

Auswirkungen von Management und prognostizierten Klimaänderungen auf die Populationsdynamik von *Calluna vulgaris* – am Beispiel der Sand-Lebensräume in der Oranienbaumer Heide

Abstract

*The abandonment of traditional pastoralism as well as of the use of heath areas for military purposes has had a major impact on dry heaths in the Continental biogeographical region of Europe, causing severe degradation of its key species *Calluna vulgaris* (L.) Hull and an increase of invasive grass species such as *Calamagrostis epigejos* (L.) Roth. Although there is as yet little observational or experimental evidence for this, the reproductive potential as well as the vegetative and generative rejuvenation of this plant species is assumed to be low in a Continental climate. More knowledge is also needed about cost-effective and sustainable measures to restore and manage abandoned dry heaths in the Continental biogeographical region.*

*Therefore, we studied the reproductive potential (seed production, soil seed bank and germination ability) of *Calluna vulgaris* in a large-scale Continental heathland in Germany which has been abandoned for about two decades. We also conducted a field experiment to test the effects of low-intensity, year-round grazing by Heck cattle and Konik horses and additional or alternative restoration measures (one-time mowing, patchy exposure of bare soil) on the generative (i. e. recruitment and survival) as well as on the vegetative rejuvenation (i. e. number of long shoots, number of flowering long shoots, number of flowers per long shoot) of degenerate *Calluna vulgaris* stands over three years. In addition, we determined crucial safe site conditions for a successful recruitment and survival of *Calluna vulgaris*. Furthermore we investigated the influence of changes in precipitation (i. e. lower precipitation and drought periods during the growing season) on the aboveground and belowground biomass (e. g. shoot-root-ratio, tissue die-back) using a pot experiment. We used generalized linear mixed models as well as one-way analysis of variances for statistical analyses.*

*Our investigations showed, that after two decades of management abandonment, seed production of degenerate *Calluna vulgaris* stands and the germination ability of seeds proved to be high, whereas the soil seed bank is considerably reduced in comparison to Atlantic heaths probably due to the dry conditions in the Continental region. Low-intensity grazing or one-time mowing did not induce a substantial increase of *Calluna vulgaris* recruitment, whereas additional or single creation of bare soil patches significantly facilitated seedling recruitment and survival in the first year. Particularly a light shadowing seems to be crucial for a successful *Calluna* establishment. However, in the third year, survival of juveniles was significantly supported by low-intensity grazing and one-time mowing in combination with grazing, whereas mowing alone resulted in a lower survival. Furthermore, as from the second year on, mowing alone resulted in a significant increase of *Calamagrostis epigejos*, whereas low-intensity grazing and its combination with one-time mowing significantly reduces this invasive grass.*

Einleitung

Trockene europäische Heiden sind von hohem naturschutzfachlichem Wert und zählen aufgrund dessen zu den »Lebensräumen von gemeinschaftlichem Interesse« der EU (Lebensraumtyp 4030; Richtlinie 92/43/EWG des Rates). Mit einem Flächenanteil von 39 % beziehungsweise 30 % der Gesamtfläche sind sie überwiegend in der atlantischen und kontinentalen biogeographischen Region Europas ausgebildet (EEA 2015). Nahezu alle Heiden sind durch die menschliche Nutzung, insbesondere infolge extensiver Beweidung in Kombination mit Mahd oder Brand (Pywell et al. 1995; Webb 1998; García et al. 2013), entstanden. Diese Nutzungsweise führte zu einer Verarmung der Böden, gleichzeitig jedoch auch zur Förderung der generativen und vegetativen Verjüngung der Besenheide (*Calluna vulgaris*; nachfolgend *Calluna*) – der Schlüsselart dieses Lebensraums. Mit der Aufgabe der traditionellen Nutzungsweise im 19. und 20. Jahrhundert ging die Flächenausdehnung der Heiden stark zurück. Der offene Charakter einiger Heideflächen konnte im vergangenen Jahrhundert durch eine militärische Nutzung vorübergehend erhalten werden (Wanner & Xylander 2003; Schröder, Balzer & Ellwanger 2008). Nach 1990 wurde der militärische Übungsbetrieb jedoch vielerorts eingestellt (Schumacher & Johst 2015). Neben der Nutzungsaufgabe führten erhöhte atmosphärische Einträge von Stickstoff (N) während der letzten Jahrzehnte zu erheblichen Veränderungen in der Struktur, Zusammensetzung und Funktion der trockenen Heiden (Sala et al. 2000; Friedrich et al. 2011; Southon et al. 2013). Als Konsequenz ist der Erhaltungszustand (EHZ) dieses LRTs in allen europäischen Regionen als ungünstig bis schlecht zu bewerten, mit einer prognostizierten weiteren Verschlechterung in der kontinentalen Region (EEA 2015). Darüber hinaus sind die klimatischen Bedingungen in der kontinentalen im Vergleich zur atlantischen Region als weniger günstig für *Calluna* einzuschätzen, da Keimlinge und Jungpflanzen eine hohe Empfindlichkeit gegenüber Trockenheit aufweisen (Britton et al. 2003; Fagúndez 2012; Meyer-Grünefeldt et al. 2015) und eine weitere Zunahme von Trockenphasen für viele Gebiete im kontinentalen Raum prognostiziert wird (EEA 2008; Zacharias, Koppe & Mücke 2015).

Diese schwierige Situation erfordert systematische Untersuchungen und wissenschaftlich fundierte Renaturierungsmaßnahmen, um der weiteren Verbrachung der Heiden in der kontinentalen Region entgegenzuwirken. Nach Nutzungsaufgabe sind diese insbesondere durch die Dominanz überalterter *Calluna*-Individuen (Degenerationsphase) und dem Einwandern konkurrenzstarker Gräser sowie Gehölze gekennzeichnet (Britton et al. 2000a; Dostálek & Frantík 2015). Fortwährendes menschliches Eingreifen in Form von Managementmaßnahmen ist somit notwendig und bildet eine der wichtigsten Voraussetzungen, um diese Lebensräume langfristig

zu erhalten (Gimingham 1972: 127). Ziel der eingesetzten Maßnahmen ist es insbesondere, die Konkurrenzkraft von *Calluna* sowie deren Verjüngung zu fördern und eine weitere Vergrasung und Verbuschung zu unterbinden (Gimingham 1994). Indikatoren zur Beurteilung des Verjüngungsprozesses von *Calluna* sind ihr Reproduktionspotenzial (d. h. Samenproduktion, Diasporenbank und Keimfähigkeit der Samen), die Anzahl keimender und überlebender *Calluna*-Individuen (generative Verjüngung) sowie ihre vegetative Verjüngung (z. B. Anteil an ihren Entwicklungsphasen). Aufgrund des hohen Anteils an verholzter und abgestorbener Biomasse in der Degenerationsphase (Miller & Miles 1970; Gimingham 1972: 79) könnte das Reproduktionspotenzial von *Calluna* im Vergleich zu intakten Heiden, die durch einen höheren Anteil früherer Entwicklungsphasen charakterisiert sind, geringer sein. Weniger umfangreiche Samenbanken wurden bereits unter trockeneren und wärmeren Bedingungen in atlantischen Heiden vorgefunden (Pakeman et al. 1999), sodass unter kontinentalen Klimabedingungen noch gravierendere Defizite in Bezug auf den Umfang der Diasporenbank vermutet werden können. Ebenso wie zur Diasporenbank und zur generativen Verjüngung existieren keine systematischen Studien zum weiteren Reproduktionspotenzial von *Calluna* in der Degenerationsphase in kontinentalen Heiden.

Brachgefallene Heiden mit überalterter *Calluna* sind weiterhin durch eine hohe, dichte Vegetationsstruktur sowie dem Fehlen von Kleinflächen mit offenem Mineralboden charakterisiert. Letztere sind jedoch essenziell für die erfolgreiche Keimung und Etablierung von *Calluna*. Dabei ist bekannt, dass große Herbivoren (z. B. Rinder und Pferde) im Gegensatz zu Schafen zu einer stärkeren Reduktion der oberirdischen Biomasse und zu einer verstärkten Mineralbodenfreilegung führen (Mitchell, Rose & Palmer 2008). Dennoch wurden die Auswirkungen eines solchen Beweidungssystems bisher noch nicht für langjährig brachgefallene Heiden in der kontinentalen Region untersucht. Zudem besteht zu Beginn des Renaturierungsprozesses die Möglichkeit, dass die dichten *Calluna*-Bestände von den Weidetieren aufgrund ihrer starken Verholzung gemieden und *Calluna* so nicht im ausreichenden Maße vegetativ verjüngt werden kann. Um dies zu fördern und die Futterqualität zu erhöhen, wurden Heiden vor Einführung einer Beweidung traditionell gemäht (Pywell et al. 1995; Webb 1998). Somit wird der Beweidungsdruck lokal erhöht, was zu einer verstärkten Schaffung von offenem Mineralboden führt. In Gebieten, in denen eine Beweidung nicht möglich ist, wird eine alleinige Mahd als kostengünstige und praktikable Alternative gesehen (Adamowicz 2010; Borghesio in press). Jedoch zeigen Studien, dass eine Beweidung im Vergleich zu einer Mahd zu einer offeneren Vegetationsstruktur und zu einer stärkeren Reduktion konkurrenzstarker Gräser, wie zum Beispiel *Calamagrostis epigejos* (nachfolgend *Calamagrostis*), führt (Pywell et al. 1995; Borer et al. 2014). Die Eignung einer Mahd als alleiniger Ersatz für eine Beweidung in kontinentalen Heidegebieten ist aufgrund dessen noch unklar.

In Hinblick auf die aufgezeigten Wissensdefizite wurden im Rahmen des Promotionsvorhabens sowohl systematische Untersuchungen und experimentelle Ansätze im Freiland als auch Versuche unter standardisierten Bedingungen zur Populationsbiologie und -dynamik der Modellart *Calluna* durchgeführt. Dabei wurden das Reproduktionspotenzial überalterter *Calluna*-Individuen, die Auswirkungen verschiedener einzelner und kombinierter Managementmaßnahmen (extensive, ganzjährige Beweidung, einmalige Heidemahd, einmalige Bodenstörung) sowie die Auswirkungen der prognostizierten Klimaänderungen auf die Verjüngung von

Calluna in einem kontinentalen, trockenen Heidegebiet untersucht. Die Ergebnisse tragen dazu bei, kostengünstige Renaturierungsmaßnahmen zu entwickeln, die zu einer Verbesserung des ungünstigen-schlechten EZH der trockenen Heiden in der kontinentalen biogeographischen Region führen.

Methodik

Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet befindet sich im NATURA-2000-Gebiet Oranienbaumer Heide (Sachsen-Anhalt, 51° 46' N, 12° 21' E, 70 m ü. NN, 2 683 ha) in der kontinentalen biogeographischen Region. Die mittlere Jahrestemperatur beträgt 9,2 °C. Das Klima ist durch mittlere Jahresniederschläge von 560 mm (Klimastation: Oranienbaum, Periode: 1996–1990, DWD 2015) und ariden Perioden mit negativen klimatischen Wasserbilanzen im Frühjahr und Sommer gekennzeichnet (PIK 2009). Die atmosphärischen N-Einträge belaufen sich auf 10 kg/ha/a (Lorenz et al. 2013). Durch den Verlauf zweier geologischer Großlandschaften ist der nördliche und mittlere Teil der Oranienbaumer Heide durch basenarme Sande ($\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$: 5,5, Basensättigung: 61,7%), der südliche Teil durch basenreichere Sande ($\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$: 6,1, Basensättigung: 77,7%) geprägt.

Es wird angenommen, dass seit dem 4. Jahrhundert eine Beweidung im Gebiet der Oranienbaumer Heide stattgefunden hat. Von 1945 bis 1989 wurde das Gebiet als militärischer Übungsplatz genutzt. Infolge der geologischen Bedingungen und der Nutzungsgeschichte entwickelten sich unterschiedliche Offenland-Lebensraumtypen: Trockene europäische Heiden (FFH-LRT 4030), Basenreiche Sandrasen (FFH-LRT 6120*) sowie Mosaik beider LRTs. Nach Aufgabe der militärischen Nutzung kam es über einen Zeitraum von fast zwei Jahrzehnten zu einer zunehmenden Verbuschung, insbesondere mit Wald-Kiefer (*Pinus sylvestris*) und Hänge-Birke (*Betula pendula*), sowie zu einer starken Vergrasung mit *Calamagrostis*. Nach umfassenden Entbuschungsmaßnahmen wurde Ende 2008 eine Ganzjahresweide mit Heck-Rindern und Konik-Pferden auf 800 ha eingerichtet (Besatzstärke: 0,2 GVE/ha). Zu Beginn der Studie im Jahr 2012 befanden sich die Heidebestände größtenteils in der Degenerationsphase (mittleres Alter: 22 Jahre; K. Henning, unveröff. Daten) und begannen teilweise abzusterben. Frühere Entwicklungsphasen (Pionier-, Aufbau-, Reifephase; Gimingham 1972) kamen ausschließlich kleinflächig in Bereichen mit einem höheren Beweidungsdruck, wie zum Beispiel in der Nähe der Tränken, oder in den Mosaiken von Heide und Sandrasen vor.

Experimenteller Ansatz im Freiland

Versuchsdesign und Behandlungsvarianten

Um die Effekte verschiedener Behandlungsvarianten (Tab. 1) auf die in im nächsten Kapitel aufgeführten Reaktionsparameter zu untersuchen, wurde im Oktober 2012 in der Oranienbaumer Heide in zwei Vegetationseinheiten – i) Trockene europäische Heiden (nachfolgend Dominanzbestände) und ii) Mosaik aus Heiden und Basenreichen Sandrasen (nachfolgend Mosaik) – ein vollständig randomisierter Blockversuch (n = 6) im Split-Plot-Design angelegt.

Ein Block bestand dabei aus vier 5 m x 5 m großen Untersuchungsflächen (UF), die jeweils ca. 15 m voneinander entfernt lagen. In den Dominanzbeständen lag die *Calluna*-Deckung zwischen 60 und 75%; in den Mosaiken zwischen 10 und 20%.

Tabelle 1: Überblick über die experimentellen Behandlungsvarianten

Code	Behandlungsvarianten
K	Kontrolle (ohne Management)
B	Beweidung: ganzjährig, extensiv mit Rindern und Pferden (0,2 GVE/ha/a)
M	Mahd: einmalig im November 2012
B+M	Beweidung und Mahd
S	Bodenstörungen: einmalig im November 2012
B+S	Beweidung und Bodenstörungen
M+S	Mahd und Bodenstörungen
B+M+S	Beweidung und Mahd und Bodenstörungen

Die Behandlungsvarianten Beweidung und einmalige Mahd wurden auf UF-Level umgesetzt, wohingegen die Behandlungsvariante Bodenstörungen auf der Hälfte einer jeder UF (d. h. auf Teilflächen von 2,5 m x 5 m), durchgeführt wurde (Abb. 1). Die Beweidung wurde mithilfe der im Untersuchungsgebiet praktizierten ganzjährig extensiven Beweidung mit Heck-Rindern und Konik-Pferden realisiert, wobei die unbeweideten UF vor Weidebeginn im Jahr 2008 errichtet wurden. Die einmalige *Calluna*-Mahd wurde mittels eines Freischneiders (Schnitthöhe: 3–10 cm) mit anschließendem Abtransport des Schnittgutes im November 2012 durchgeführt. Je Teilfläche wurden im November 2012 weiterhin einmalig 25 zufällig verteilte, kleinflächige Bodenstörungen (jeweils 10 cm x 10 cm x 3 cm, Behandlungsvariante S) durch das manuelle Entfernen der Streu- und Humusschicht geschaffen. Die Bodenstörungen sollten dabei eine höhere Besatzstärke (durch das Nachahmen der Trittstellen der Weidetiere) oder eine tiefe Mahd, die den Mineralboden freilegt, imitieren.

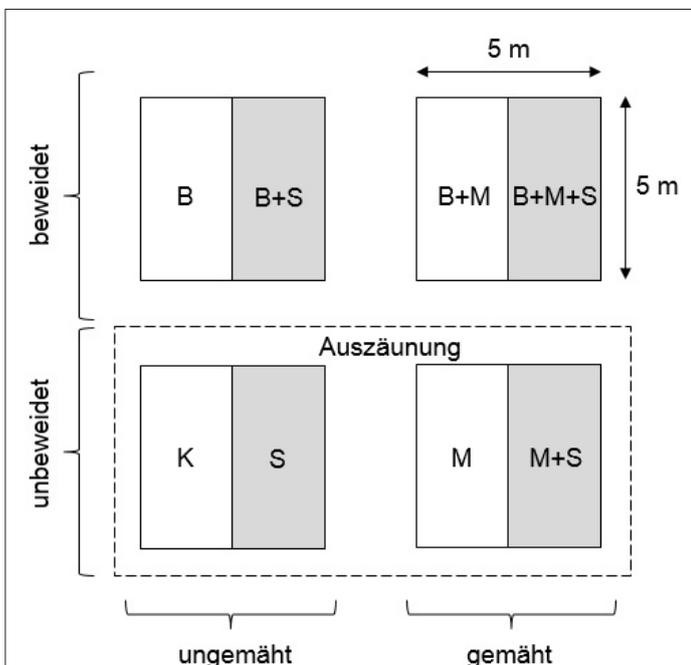


Abbildung 1: Experimenteller Versuchsaufbau: Ein Block bestehend aus vier 5 m x 5 m großen UF mit den Behandlungsvarianten Beweidung (B), einmalige Mahd (M) und Kontrolle (K). Bodenstörungen (S) wurden auf der Hälfte einer jeden UF (grau hinterlegt) durchgeführt.

Reaktionsparameter

Samenproduktion

Die Samenproduktion wurde auf den UF erhoben. Dazu wurden alle blühenden Triebe zur Zeit der höchsten Samenreife (Ende Oktober 2012) auf systematisch ausgewählten 50 cm x 50 cm großen Quadraten (nördliche Ecke jeder UF) vor Durchführung der Behandlungsvarianten M und S entnommen. Die Samen wurden mittels eines Hand-Dreschgerätes von den Zweigen und Blättern separiert (Manuskript eingereicht).

Diasporenbank

Für die Diasporenbankuntersuchungen wurden je UF 20 zufällige Bodenproben von 10 cm Tiefe mithilfe eines Bohrstockes (Hohlmeißelbohrer nach Pürckhauer, Außendurchmesser 20 mm, Nut innen 14 mm) Ende März 2013 entnommen. Nach dem Entfernen der Streuschicht wurden die Proben in zwei Schichttiefen unterteilt: 0–2 cm und 2–10 cm. Alle Proben je UF und Schichttiefe wurden zu einer Mischprobe vereint und anschließend gleichmäßig in einer 5 mm starken Schicht über Perlit (2 cm) und sterilen Sand (4 cm) in perforierte Aussaatschalen (60 cm x 40 cm x 6,5 cm) ausgebracht. Das Aufkommen der Keimlinge wurde über einen Zeitraum von 12 Monaten im Gewächshaus (Kalthaus, Tageslichtrhythmus) verfolgt. Auf Artebene wurden *Calluna*, *Calamagrostis* und *Prunus serotina* erhoben; die weiteren Arten wurden auf dem Niveau von funktionellen Gruppen (Gräser, Kräuter, Gehölze) erfasst.

Generative Verjüngung

Die generative Verjüngung im Gelände wurde durch das Zählen aller Keimlinge auf den Teilflächen im Frühjahr 2013, 2014 und 2015 untersucht. Die exakte Position jedes Keimlings wurde auf Millimeterpapier dokumentiert. Es wurde das Überleben der im Jahr 2013 gekeimten Individuen über 3 Jahre (bis Herbst 2015) sowie die jährliche Keimung und das jährliche Überleben der im Frühjahr 2013, 2014 und 2015 gekeimten Individuen untersucht. Dafür wurden die im Frühjahr aufgelaufenen Keimlinge im Herbst der Jahre 2013, 2014 und 2015 nochmals dokumentiert. Daneben wurden für jeden Keimling 5 mikroklimatische Parameter (safe site conditions) aufgenommen:

- Abstand zum nächstgelegenen adulten *Calluna*-Individuum (in cm)
- Beschattung (voll besont, halb beschattet, voll beschattet)
- Wurzelkonkurrenz (Abstand in cm: < 2, = 2, = 3, = 5, > 5)
- Anteil offenen Mineralbodens (%)
- Deckungsgrad der Vegetation (%)

Vegetative Verjüngung

Die Untersuchungen zur vegetativen Verjüngung von *Calluna* in Abhängigkeit der Behandlungsvarianten Beweidung, einmalige Mahd sowie Beweidung + Mahd (einschließlich der Kontrollvariante) wurden auf UF-Level im Herbst 2012–2014 durchgeführt. Es wurden dabei folgende Parameter erhoben:

- Höhe der *Calluna*-Individuen (cm)
- Anteil der Entwicklungsphasen (%)
- Anzahl der diesjährigen Langtriebe
- Anzahl blühender Langtriebe
- Anzahl Blüten je Langtrieb

Zudem wurde die Deckung (%) von *Calluna* und *Calamagrostis* in Abhängigkeit der Behandlungsvarianten zwischen den Jahren 2012 und 2015 untersucht.

Versuche unter standardisierten Bedingungen

Neben dem Freilandexperiment wurden zudem Versuche unter standardisierten Bedingungen zur Keimfähigkeit und zum Etablierungsverhalten von *Calluna* durchgeführt. Die Keimfähigkeit der *Calluna*-Samen in Abhängigkeit ihrer einzelnen Entwicklungsphasen und einer Kältestratifikation wurde im Keimschrank untersucht (Manuskript eingereicht). Zudem wurde mithilfe eines Gefäßversuches ermittelt, wie sich Veränderungen im Niederschlagsregime (Niederschlagsreduktion, Trockenphasen) auf die ober- und unterirdische Biomasse von *Calluna* auswirken und ob eine erfolgreiche generative Verjüngung der Art in kontinental geprägten Regionen nur in Gunstjahren ohne ausgeprägte Trockenphasen in der Vegetationsperiode stattfinden kann (Manuskript in Vorbereitung).

Datenauswertung

Die statistische Auswertung der Daten erfolgte in R 3.2.3 (<http://www.R-project.org>) unter Zuhilfenahme der Pakete `glmmADMB` (Fournier et al. 2012) und `multcomp` (Hothorn, Bretz, & Westfall 2008) sowie in SigmaPlot 11.0.

Die Auswirkungen der verschiedenen Behandlungsvarianten auf die Samenproduktion, die Diasporenbank sowie die generative und vegetative Verjüngung von *Calluna* wurden mittels generalisierter linearer gemischter Modelle (GLMM) untersucht (Manuskript eingereicht und in Vorbereitung). Aufgrund der hierarchischen Datenstruktur wurde für die Parameter, die auf einer Teilfläche erhoben wurden, UF genestet in Block sowie für die Parameter, die auf UF-Level erhoben wurden, Block als Zufallsfaktor in die Modelle integriert. Es wurde eine Poisson-Verteilung mit einer log-link Funktion beziehungsweise bei Überdispersion der Daten eine negative Binomialverteilung (Zuur et al. 2009: 199) genutzt. Mehrfach-Vergleiche zwischen den Behandlungsvarianten wurden mithilfe von Tukey-Tests ($P < 0.05$) durchgeführt.

Die Auswertungen zur Keimfähigkeit und zum Etablierungsverhalten von *Calluna* (Versuche unter standardisierten Bedingungen) erfolgten unter der Verwendung von Varianzanalysen (ANOVA) und t-Tests, gefolgt von Tukey-Tests. Sofern die Residuen nicht normalverteilt waren, wurden die Daten transformiert (arcsin-Wurzel-Transformation).

Ergebnisse für die Dominanzbestände (Auswahl) Reproduktionspotenzial von *Calluna*-Individuen in der Degenerationsphase

Zwischen Weide- und Kontrollflächen wurden keine signifikanten Unterschiede in der Samenproduktion pro m^2 festgestellt. Ebenso sind die Unterschiede hinsichtlich der aufgelaufenen *Calluna*-Individuen aus der Diasporenbank zwischen den beiden Schichttiefen sowie zwischen den einzelnen Behandlungsvarianten (K, B, M und B + M) nicht signifikant. Die Keimfähigkeit der *Calluna*-Samen unterschiedlicher Entwicklungsphasen wurde durch die Kältestratifikation signifikant positiv beeinflusst, wobei stratifizierte Samen 10 % und 50 % ihrer Endkeimraten in kürzerer Zeit erreichten als nicht stratifizierte Samen (Manuskript eingereicht).

Einfluss der Behandlungsvarianten auf die generative Verjüngung

Die Behandlungsvarianten beeinflussten die Keimung (2013) sowie das Überleben der im Frühjahr 2013 gekeimten *Calluna*-Individuen bis zum Sommer 2015 signifikant. Signifikant höhere Keimlings- und Überlebensanzahlen wurden im Jahr 2013 auf Teilflächen, die der Behandlungsvariante S unterlagen, vorgefunden. Das Überleben der Keimlinge in den Jahren 2014 und 2015 wurde durch die

Behandlungsvarianten B sowie B + M signifikant positiv beeinflusst. Auf ausschließlich gemähten Teilflächen wurde im Jahr 2015 im Vergleich zu beweideten und beweideten + gemähten UF hingegen eine geringe Anzahl an *Calluna*-Jungpflanzen vorgefunden (Manuskript eingereicht).

Einfluss der mikroklimatischen Parameter auf die generative Verjüngung

Von den 5 erhobenen safe site conditions haben die Beschattung sowie der Anteil offenen Mineralbodens einen signifikanten Einfluss auf das Überleben der *Calluna*-Keimlinge im Jahr 2013 (Tab. 2). Die Kategorie »vollständig besontet« unterscheidet sich dabei signifikant von den Kategorien »leicht beschattet« und »vollständig beschattet«. 70 % der voll besonteten Keimlinge starben innerhalb der Vegetationsperiode ab, während über 90 % der leicht bis vollständig beschatteten Keimlinge überlebten.

Tabelle 2: Generalisiertes lineares gemischtes Modell (GLMM) für die Effekte der safe site conditions auf das Überleben der *Calluna*-Keimlinge im Jahr 2013

safe site conditions	df	F	p-value
Beschattung	2	99,878	0,000***
Anteil offenen Mineralbodens	1	4,242	0,040*
Abstand zum nächstgelegenen <i>Calluna</i> -Individuum	1	0,786	0,375
Wurzelkonkurrenz	4	1,346	0,251
Deckungsgrad der Vegetation	1	1,008	0,316

Einfluss der Behandlungsvarianten auf die Deckung von *Calamagrostis*

Zu Beginn der Untersuchungen im Herbst 2012 lag die *Calamagrostis*-Deckung auf allen UFs zwischen 4 und 9 %. Ein signifikanter Anstieg der Deckung wurde für die Jahre 2014 und 2015 im Vergleich zu 2012 auf den UF der Behandlungsvarianten K und M vorgefunden (Abb. 2). Auf beweideten + gemähten UF wurde die *Calamagrostis*-Deckung im Jahr 2015 gegenüber den Jahren 2013 und 2012 hingegen signifikant reduziert. Zudem wiesen die beweideten sowie die beweideten + gemähten UF im Jahr 2015 eine signifikant geringere *Calamagrostis*-Deckung im Vergleich zu den ausschließlich gemähten UF und den Kontrollflächen auf (Manuskript in Vorbereitung).

A) Kontrolle



B) Extensive Beweidung



C) Einmalige Mahd



D) Beweidung + Mahd



Abbildung 2: Ansichten von UF mit unterschiedlichen Behandlungsvarianten A) Kontrolle, B) extensive Beweidung, C) einmalige Mahd und D) Beweidung + Mahd im September 2012 (Ausgangszustand, jeweils linke Abbildung) und im August 2015 (jeweils rechte Abbildung) drei Jahre nach Umsetzung der Behandlungsvarianten

Diskussion

Trotz der nahezu 20-jährigen Nutzungspause ist sowohl die Samenproduktion als auch die Keimfähigkeit der Samen von *Calluna*-Individuen in der Degenerationsphase aus der kontinentalen Region im Vergleich zu früheren Entwicklungsphasen der Art und zu Individuen aus der atlantischen Region nicht eingeschränkt. Die Samenproduktion der überalterten Heidebestände entspricht dabei den Werten für Individuen derselben oder früherer Entwicklungsphasen aus dem atlantischen Raum oder übersteigt die in der Literatur angegebenen Werte (Miller 1979; Miller & Cummins 1981; Legg, Maltby & Proctor 1992; Barclay-Estrup & Gimingham 1994). Die ermittelten Keimraten der *Calluna*-Samen von Individuen unterschiedlicher Entwicklungsphasen entsprechen ebenfalls den Angaben in der Literatur für atlantische (Pons 1989; Vera 1997) und mediterrane Heidegebiete (González-Rabanal & Casal 1995). Schwankungen in der Temperatur, wie sie in der kontinentalen Region im Gegensatz zur atlantischen verstärkt auftreten, sind dabei für die Brechung der Dormanz und damit für die Keimung der Samen von Vorteil (Pons 1989; Miller & Cummins 2001; Måren & Vandvik 2009). Im Gegensatz zur Diasporenbank überalterter *Calluna*-Bestände in der Atlantischen Region (Mallik, Hobbs & Legg 1984), fanden wir in der Oranienbaumer Heide eine 3-fach geringere Diasporendichte vor; genutzte Atlantische Heiden wiesen hingegen eine 4- bis 15-mal höhere Diasporenbank auf (Legg, Maltby & Proctor 1992). Der ermittelte Umfang der Diasporenbank entspricht dem von Heiden, die einer 49-jährigen Sukzession unterlagen (Mitchell, Marrs & Auld 1998) oder vor 60 Jahren aufgeforstet wurden (Pywell et al. 2002).

Trotz der hohen Samenproduktion und der ermittelten hohen Keimfähigkeit der Samen sind in der Oranienbaumer Heide im Vergleich zu atlantischen Heidegebieten deutlich weniger *Calluna*-Keimlinge aufgelaufen (Miles 1974; de Hullu & Gimingham 1984; Bokdam & Gleichman 2000). Das geringe Keimlingsaufkommen ist dabei mit Angaben von brachgefallenen Heiden in der kontinentalen Region vergleichbar (Sedláková & Chytrý 1999); höhere Keimlingszahlen wurden hingegen auf beweideten Flächen vorgefunden (Dostálek & Frantík 2015). Dies unterstreicht die Bedeutung

von Bodenstörungen für die erfolgreiche Keimung von *Calluna* (de Hullu & Gimingham 1984), die zum Beispiel im Rahmen einer Beweidung oder durch andere mechanische Maßnahmen geschaffen werden können (Bullock et al. 2001; Mitchell, Rose, Palmer 2008; Critchley et al. 2013). Auch in der Oranienbaumer Heide selbst wurden die meisten Keimlinge auf Flächen vorgefunden, auf denen kleinflächig der Mineralboden offengelegt wurde (Behandlungsvariante S).

Für das Überleben der Keimlinge in kontinentalen Heidegebieten ist indes eine heterogene Vegetationsstruktur (leichte Beschattung), wie sie im Rahmen einer Beweidung geschaffen wird (Bokdam & Gleichman 2000), essenziell. Mittels des selektiven Verbisses der Weidetiere werden zudem konkurrenzstarke Gräser, im Falle der Oranienbaumer Heide *Calamagrostis*, reduziert (Pywell et al. 1995; Borer et al. 2014). Wie auch in anderen kontinentalen (Sedláková & Chytrý 1999) sowie mediterranen Heidegebieten (Calvo et al. 2007) ist die praktizierte einmalige Mahd als alleinige Managementmaßnahme nicht dazu geeignet, den Aufwuchs von Gräsern zu unterdrücken.

Handlungsempfehlungen für die Renaturierung und das Management langjährig ungenutzter, kontinentaler Heiden

Die Studie konnte belegen, dass eine erfolgreiche Renaturierung überalterter Heiden in der kontinentalen biogeographischen Region mithilfe der untersuchten kostenintensiven Maßnahmen möglich ist. Zu Beginn des Renaturierungsprozesses ist das Vorhandensein von kleinen Flächen offenen Mineralbodens für die erfolgreiche *Calluna*-Keimung essenziell; diese werden allerdings mittels einer extensiven Rinder- und Pferdebeweidung in einer langjährig verbrachten Heide nicht in ausreichendem Maße geschaffen. Der Anteil offenen Mineralbodens kann jedoch durch eine höhere temporäre und lokale Beweidungsintensität, die mithilfe von Mineralienlecksteinen, einer engeren Zäunung der Weidetiere oder einer einmaligen *Calluna*-Mahd (zur Erhöhung ihrer Futterqualität und damit Attraktivität für die Weidetiere) erreicht werden kann, erhöht werden. Ebenso kann eine tiefliegende Mahd, die zu kleinflächigen Bodenverwundungen führt, den Anteil offenen Mineralbodens erhöhen. Eine höhere Beweidungsintensität sollte jedoch nicht durch eine Erhöhung der Besatzstärke erzielt werden, da hierfür Zufütterungen notwendig wären, die zu einem zusätzlichen Nährstoffeintrag in das nährstoffarme System führen würden.

Zur Zurückdrängung konkurrenzstarker Gräser und zur Schaffung einer heterogenen Vegetationsstruktur ist im Anschluss an die Mahd eine extensive Beweidung für das erfolgreiche Überleben der Keimlinge und die langfristige Etablierung von *Calluna* essenziell. Weiterhin sollte vor Beginn der Renaturierungsmaßnahmen geprüft werden, ob eine Limitierung des Reproduktionspotenzials von *Calluna* vorliegt, um den Aufwand eines ggf. unnötigen Samentransfers (Einsaaten, Mahdgutübertrag) zu vermeiden.

Literaturverzeichnis

- Adamowicz, J.** (2010): Towards synergy between tourism and nature conservation. The challenge for the rural regions: The case of Drawskie Lake District, Poland. *European Countryside*, 3, 118–131.
- Barclay-Estrup, P. & Gimingham, C. H.** (1994): Seed-shedding in a Scottish heath community. *Journal of Vegetation Science*, 5, 197–204.
- Bokdam, J. & Gleichman, M.** (2000): Effects of grazing by free-ranging cattle on vegetation dynamics in a Continental north-west European heathland. *Journal of Applied Ecology*, 37, 415–431.
- Borer, E. T.; Seabloom, E. W.; Gruner, D. S.; Harpole, W. S.; Hillebrand, H.; Lind, E. M. et al.** (2014): Herbivores and nutrients control grassland plant diversity via light limitation. *Nature*, 508, 517–520.
- Borghesio, L.** (in press): Can fire avoid massive and rapid habitat change in Italian heathlands? *Journal for Nature Conservation*.
- Britton, A. J.; Marrs, R. H.; Carey, P. D. & Pakeman, R. J.** (2000a): Comparison of techniques to increase *Calluna vulgaris* cover on heathland invaded by grasses in Breckland, south east England. *Biological Conservation*, 95, 227–232.
- Britton, A.; Marrs, R.; Pakeman, R. J. & Carey, P.** (2003): The influence of soil-type, drought and nitrogen addition on interactions between *Calluna vulgaris* and *Deschampsia flexuosa*: implications for heathland regeneration. *Plant Ecology*, 166, 93–105.
- Bullock, J. M.; Franklin, J.; Stevenson, M. J.; Silvertown, J.; Coulson, S. J.; Gregory, S. J. & Tofts, R.** (2001): A plant trait analysis of responses to grazing in a long-term experiment. *Journal of Applied Ecology*, 38, 253–267.
- Calvo, L.; Alonso, I.; Marcos, E. & De Luis, E.** (2007): Effects of mowing and nitrogen deposition on biodiversity in Cantabrian heathlands. *Applied Vegetation Science*, 10, 43–52.
- Critchley, C. N. R.; Mitchell, R. J.; Rose, R. J.; Griffiths, J. B.; Jackson, E.; Scott, H. & Davies, O. D.** (2013): Re-establishment of *Calluna vulgaris* (L.) Hull in an eight-year grazing experiment on upland acid grassland. *Journal for Nature Conservation*, 21, 22–30.
- de Hullu, E. & Gimingham, C. H.** (1984): Germination and establishment of seedlings in different phases of the *Calluna* life cycle in a Scottish heathland. *Vegetatio*, 58, 115–121.
- Deutscher Wetterdienst (DWD)** (2015): Langjährige Mittelwerte des Niederschlages von 1961 bis 1990. Last access: 07.01.2016, https://www.dwd.de/DE/leistungen/klimadatendeutschland/mittelwerte/nieder_6190_fest_html.html?view=nasPublication&nn=16102.ftp://ftp-cdc.dwd.de/pub/CDC/observations_germany/climate/monthly/more_precip/recent/.
- Dostálek, J. & Frantík, T.** (2015): Dry heathland restoration in the Zlatnice Nature Reserve (Czech Republic): An assessment of the effectiveness of grazing and sod-cutting. *Hacquetia*, 14, 113–122.
- European Environmental Agency (EEA)** (2008): Impacts of Europe's changing climate – 2008 indicator-based assessment. Copenhagen, Denmark.
- European Environmental Agency (EEA)** (2015): Habitat: 4030 European dry heaths – Report under the Article 17 of the Habitat Directive, Period 2007–2012. Copenhagen, Denmark.
- Fagúndez, J.** (2012): Heathlands confronting global change: drivers of biodiversity loss from past to future scenarios. *Annals of Botany*, 111, 151–172.
- Fournier, D. A.; Skaug, H. J.; Ancheta, J.; Ianelli, J.; Magnusson, A.; Maunder, M.; Nielsen, A. & Sibert, J.** (2012): AD Model Builder: using automatic differentiation for statistical inference of highly parameterized complex nonlinear models. *Optimization Methods and Software*, 27, 233–249.
- Friedrich, U., von Oheimb, G., Dziedek, C., Kriebitzsch, W.-U., Selbmann, K. & Härdtle, W.** (2011): Mechanisms of purple moorgrass (*Molinia caerulea*) encroachment in dry heathland ecosystems with chronic nitrogen inputs. *Environmental Pollution*, 159, 3553–3559.
- García, R. R., Fraser, M. D., Celaya, R., Ferreira, L. M. M., García, U., & Osoro, K.** (2013): Grazing land management and biodiversity in the Atlantic European heathlands: a review. *Agroforestry Systems*, 87, 19–43.
- Gimingham, C. H.** (1972): *Ecology of Heathlands*. Chapman & Hall, London.
- Gimingham C. H.** (1994): Lowland heaths of West Europe: Management for conservation. *Phytocoenologia* 24, 615–626.
- González-Rabanal, F. & Casal, M.** (1995): Effect of high temperatures and ash on germination of ten species from gorse shrubland. *Vegetatio*, 116, 123–131.
- Hothorn, T., Bretz, F. & Westfall, P.** (2008): Simultaneous Inference in General Parametric Models. *Biometrical Journal*, 50, 346–363.
- Iason, G. R. & Hester, A. J.** (1993): The response of heather (*Calluna vulgaris*) to shade and nutrients – predictions of the carbon-nutrient balance hypothesis. *Journal of Ecology*, 81, 75–80.
- Legg, C. J., Maltby, E. & Proctor, M. C. F.** (1992): The ecology of severe moorland fire on the North York Moors: seed distribution and seedling establishment of *Calluna vulgaris*. *Journal of Ecology*, 80, 737–752.
- Lorenz, A., Tischew, S., Osterloh, S. & Felinks, B.** (2013): Konzept für maßnahmenbegleitende naturschutzfachliche Erfolgskontrollen in großen Projektgebieten. *Naturschutz und Landschaftsplanung*, 45, 365–372.
- Mallik, A. U., Hobbs, R. J. & Legg, C. J.** (1984): Seed Dynamic in *Calluna-Arctostaphylos* Heath in North-Eastern Scotland. *Journal of Ecology*, 72, 855–871.
- Måren, I. E. & Vandvik, V.** (2009): Fire and regeneration: the role of soil seed banks in the dynamics of northern heathlands. *Journal of Vegetation Science*, 20, 871–888.
- Meyer-Grünefeldt, M., Calvo, L., Marcos, E., von Oheimb, G. & Härdtle, W.** (2015): Impacts of drought and nitrogen addition on *Calluna* heathlands differ with plant life-history stage. *Journal of Ecology*, 103, 1141–1152.
- Miles, J.** (1974): Effects of experimental interference with stand structure on establishment of seedlings in *Callunetum*. *Journal of Ecology*, 62, 675–687.
- Miller, G. R.** (1979): Quantity and quality of the annual production of shoots and flowers by *Calluna vulgaris* in north-east Scotland. *Journal of Ecology*, 67, 109–129.
- Miller, G. R. & Cummins, R. P.** (1981): Population dynamics of buried seeds on mountains. *Annual Report of the Institute of Terrestrial Ecology*, 1980, 75–76.
- Miller, G. R. & Cummins, R. P.** (2001): Geographic variation in seed-setting by heather (*Calluna vulgaris* (L.) Hull) in the Scottish Highlands. *Journal of Biogeography*, 28, 1023–1031.
- Mitchell, R. J., Marrs, R. H. & Auld, M. H. D.** (1998): A comparative study of seedbanks of heathland and successional habitats in Dorset, Southern England. *Journal of Ecology*, 86, 588–596.
- Mitchell, R. J., Rose, R. J. & Palmer, S. C. F.** (2008): Restoration of *Calluna vulgaris* on grass-dominated moorlands: The importance of disturbance, grazing and seeding. *Biological Conservation*, 141, 2100–2111.
- Miller, G. R. & Miles, J.** (1970): Regeneration of heather (*Calluna vulgaris* (L.) Hull) at different ages and seasons in north-east Scotland. *Journal of Applied Ecology*, 7, 51–60.
- Pakeman, R. J., Cummins, R. P., Miller, G. R. & Roy, D. B.** (1999): Potenzial climatic control of seedbank density. *Seed Science Research*, 9, 101–110.
- Pons T. L.** (1989): Dormancy and germination of *Calluna vulgaris* (L.) Hull and *Erica tetralix* L. seeds. *Oecologia Plantarum*, 10, 35–43.

- Potsdam Institute for Climate Impact Research (PIK)** (2009): Klimadaten und Szenarien für Schutzgebiete: Mittlere Oranienbaumer Heide. Last access: 07.01.2016, <http://www.pik-potsdam.de/~wrobel/sg-klima-3/landk/Dessau.html>.
- Putwain, P. D. & Gillham, D. A.** (1990): The Significance of the Dormant Viable Soil seed bank in the Restoration of Heathlands. *Biological Conservation*, 52, 1–16.
- Pywell, R. F.; Bullock, J. M.; Pakeman, R. J.; Mountford, J. O.; Warman, E. A.; Wells, T. C. E. & Walker, K.** (1995): Review of Calcareous Grassland and Heathland Management. Final report. Abbots Ripton, Centre for Ecology and Hydrology, 226 pp.
- Pywell, R. F.; Pakeman, R. J.; Allchin, E. A.; Bourn, N. A. D.; Warman, E. A. & Walker, K. J.** (2002): The potential for lowland heath regeneration following plantation removal. *Biological Conservation*, 108, 247–258.
- Sala, O. E.; Chapin, F. S. III; Armesto, J. J.; Berlow, E.; Bloomfield, J.; Dirzo, R.; Huber-Sanwald, E.; Huenneke, L. F.; Jackson, R. B.; Kinzig, A., Leemans, R.; Lodge, D. M.; Mooney, H. A.; Oesterheld, M.; Poff, N. L.; Sykes, M. T.; Walker, B. H.; Walker, M. & Wall, D. H.** (2000): Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science*, 287, 1770–1774.
- Schröder, W.; Balzer, S. & Ellwanger, G.** (2008): Die Situation der Heiden und Sandtrockenrasen in Deutschland. *Abhandlungen aus dem Westfälischen Museum für Naturkunde*, 70, 245–260.
- Schumacher, H. & Johst, A.** (2015): Natura 2000 und Wildnis auf ehemaligen Militärflächen. *Natur und Landschaft*, 90, 459–464.
- Sedláková, I. & Chytrý, M.** (1999): Regeneration patterns in a Central European dry heathland: effects of burning, sod-mowing and mowing. *Plant Ecology*, 143, 77–87.
- Southon, G. E.; Field, C.; Caporn, S. J. M.; Britton, A. J. & Power, S. A.** (2013): Nitrogen Deposition Reduces Plant Diversity and Alters Eco-system Functioning: Field-Scale Evidence from a Nationwide Survey of UK Heathlands. *PLoS ONE*, 8(4): e59031. doi:10.1371/journal.pone.0059031.
- Vera, M. L.** (1997): Effects of altitude and seed size on germination and seedling survival of heathland plants in north Spain. *Plant Ecology*, 133, 101–106.
- Wanner, M. & Xyländer, W. E. R.** (2003): Transient fires useful for habitat-management do not affect soil microfauna (testate amoebae) – a study on an active military training area in eastern Germany. *Ecological Engineering*, 20, 113–119.
- Webb, N. R.** (1998): The traditional management of European heathlands. *Journal of Applied Ecology*, 35, 987–990.
- Zacharias, S.; Koppe, C. & Mücke, H.-G.** (2015): Climate Change Effects on Heat Waves and Future Heat Wave-Associated IHD Mortality in Germany. *Climate*, 3, 100–117.
- Zuur, A. F.; Ieno, E. N.; Walker, N. J.; Saveliev, A. A. & Smith, G. M.** (2009): *Mixed Effect Models and Extensions in Ecology with R*. Springer-Verlag, New York.

Bildmaterial

Katrin Henning

Anne Hopf

Auswirkungen von großflächiger Beweidung auf die Etablierung von Pionierbaumarten in der Oranienbaumer Heide

Abstract

Abandonment of military practices in the »Oranienbaumer Heide« resulted in the overgrowth of open habitats by trees or tall grasses. In order to restore and preserve the open FFH habitat types of »European dry heaths« and »Xeric sand calcareous grasslands« a year-round low-intensity grazing project was implemented. In this context the question arose how extensive grazing by cattle and horses impacts the initial succession processes of germination and early establishment of trees considering the given habitat as well as changing climate conditions.

To achieve this, an overview of the current developmental stages of the main trees was created by describing the number of tree species in different height classes, their surrounding vegetation and grazing effects by the herbivores. Besides this, it was investigated whether horses and cattle significantly increase damage on young birches, pines and aspen and thereby hinder progressive succession towards pioneer forests. This was done by comparing grazing effects and growth parameters of the three species in permanent plots within the pasture with plots in enclosures keeping horses and cattle out but not game animals. Finally, the effect of coppice shoot removal measures was monitored for birch stumps for two seasons.

*So far the results suggest that despite the grazing and the presence of large numbers of game animals there is mainly progressive succession of *Populus tremula*, *Betula pendula* and *Pinus sylvestris* stands. Furthermore, the browsing effect on- and *P. sylvestris* was similar within the pasture and in the enclosures, indicating that cattle and horses are hardly browsing these tree species, whereas for calcareous grasslands *P. tremula* was more strongly damaged in the pasture. Concerning the regrowth of birch coppice it could be shown that removing the coppice in the first summer after felling the trees as well as strong browsing of the coppice during vegetation period had a detrimental effect on shoot regrowth.*

Therefore, it can be concluded that extensive grazing is not sufficient to slow down tree encroachment, which means that continuous mechanical removal of trees appears to be inevitable to maintain open heathland area.

Einleitung

Die Hauptursachen für den Rückgang mitteleuropäischer Heideökosysteme sind neben einer Intensivierung der Landwirtschaft (z.B. Umwandlung von Heiden in Äcker) (Webb 1986), sowie Nährstoffeinträgen in Form von luftbürtigen NO_x-Verbindungen (Härdtle et al. 2009), vor allem die Aufgabe der traditionellen Nutzung der Heiden in Form von Beweidung, Brennen, Mahd und Plaggenhieb (Ellenberg & Leuschner 2010, Webb 1998). Letzteres hat eine Verbrachung der Heidegebiete zur Folge, wobei es je nach Standortbedingungen im Laufe der natürlichen Sukzession zu Dauerstadien aus hohen Gräsern oder einem

graduellen Zuwachsen mit Gehölzen über Gebüschstadien hin zu Schlusswaldgesellschaften kommen kann. Zum Schutz und zur Erhaltung der ökologisch bedeutsamen, aber auch für den Menschen attraktiven Kulturlandschaft der Heiden, werden seit einigen Jahrzehnten verschiedene Formen der Beweidung, oft in Kombination mit weiteren Pflegemaßnahmen, angewendet (z. B. Mitchell et al. 2008, Newton et al. 2009). Neben der traditionellen Beweidung in Form von Schaftrift werden auch Rinder, Pferde oder Wildtiere (Rot- und Damwild, Mufflons oder Elche) eingesetzt.

Die Ergebnisse bisheriger Studien zur Offenhaltung durch Beweidung waren sehr unterschiedlich, da die Weidewirkung auf die Vegetation durch eine Vielzahl an Faktoren beeinflusst wird. Beweidung kann die Sukzession in einem Gebiet verhindern, bremsen oder sogar fördern. Ausschlaggebend dafür sind unter anderem Art und Dichte des Weidetierbesatzes, die Schmackhaftigkeit sowie die Vermeidungs- und Toleranzstrategien der betroffenen Baumarten (Hester et al. 2006, Rosenthal et al. 2012). In Beweidungsprojekten in England konnte für Eichenwälder gezeigt werden, dass Rinder und Pferde in der Lage waren, regressive Sukzessionen durch Verjüngungshemmung des Baumjungwuchses auszulösen (Mountford & Peterken 2003). Bei mittlerem bis hohem Beweidungsdruck scheinen große Herbivore in der Lage zu sein, die Wiederbewaldung von Offenland mit schmackhaften Baumarten wie Eiche, Ahorn oder Pappel aufzuhalten. Ist der Beweidungsdruck jedoch niedriger, so kann Viehtritt die Regeneration von Baumarten auch fördern (Bokdam & Gleichman 2000).

Weniger gut erforscht ist hingegen die Frage, inwieweit diese Form der Beweidung auch in Heiden, in denen Birken, Kiefern und Pappeln die Hauptbaumarten darstellen, die progressive Sukzession unterbinden können. Für die Untersuchungen in der Oranienbaumer Heide (OH) steht daher die Frage im Vordergrund, wie sich die extensive Beweidung durch Heckrinder und Konikpferde auf die initialen Sukzessionsprozesse der Keimung und anfänglichen Gehölzeta-blierung unter Berücksichtigung der wichtigsten Standortfaktoren auswirkt. Da die Verbuschung in der OH zu Anfang des Beweidungsprojektes schon relativ weit fortgeschritten war, wurden bereits in den am stärksten betroffenen Bereichen des Projektgebiets Entbuschungsmaßnahmen durchgeführt. Denn wie sich in verschiedenen Beweidungsprojekten gezeigt hat, kann eine solche einleitende pflegerische Maßnahme Bereiche der Weide, die sich bereits in fortgeschrittenen Sukzessionsstadien befinden, attraktiver für die Weidetiere machen (z.B. Bokdam & Gleichman 2000, Mause et al. 2010). Daher fanden im Rahmen dieser Arbeit zusätzlich Untersuchungen zu den Effekten dieser Pflegemaßnahmen an Sandbirken statt.

Neben den Effekten der Beweidung wird voraussichtlich auch die durch den Klimawandel bedingte Niederschlagsreduktion in den Sommermonaten eine wichtige Rolle für die Baumartenkonstellation, aber auch die Sukzessionsrichtung und -geschwindigkeit in der Oranienbaumer Heide spielen. Mithilfe des regionalen Klimamodells STAR konnten

Prognosen berechnet werden, nach denen der Niederschlag in den Sommermonaten im mittleren Elberaum um bis zu 47 mm zurückgehen wird (Werner 2009). Überdies kann damit gerechnet werden, dass die durch den Klimawandel ausgelöste Zunahme von extremen Wetterereignissen, wie ausgedehnten Dürrephasen, zu insgesamt baumfeindlicheren Bedingungen führen wird (Lindner et al. 2010). Aus diesem Grund ist ein weiteres Ziel der hier auszugsweise vorgestellten Arbeit, erste Erkenntnisse zu den Auswirkungen von Sommertrockenheit auf die Keimlingsetablierung der sukzessionswirksamsten Baumarten der OH zu gewinnen.

Methodik

Beschreibende Untersuchungen zur Gehölzentwicklung im Offenland und im Pionierwald

Mithilfe von Übersichtsuntersuchungen wurden der Gehölzentwicklungszustand sowie die progressiven und regressiven Weidewirkungen im Offenland und im Pionierwald untersucht. Dies erfolgte einerseits durch eine gebietsweite Zustandsbeschreibung der Gehölze und andererseits durch Beobachtungen zur zeitlichen Dynamik der Gehölzentwicklung in Dauerbeobachtungsflächen.

Zunächst wurden je 20 Flächen in den FFH-Lebensraumtypen (LRT) »Trockene europäische Sandheide« (LRT 4030) und »Basenreicher Sandrasen« (LRT 6120) und 10 Flächen im Pionierwald nach dem Zufallsprinzip ausgewählt. Auf diesen 5 m x 5 m großen Übersichtsflächen wurde der Rohbodenanteil, der Anteil an Streu und an Vegetation außer Bäumen abgeschätzt. Zur Beurteilung der Beweidungsintensität wurde das Vorhandensein von Kot und Trittspuren nach Klassen notiert. Die Begleitvegetation der Bäume wurde nach folgenden Lebensformen getrennt beschrieben: Gräser, Kräuter, Zwergsträucher, Sträucher, Farne und auf Flächen mit hohem Rohbodenanteil zusätzlich Moose und Flechten. Um die Konkurrenzwirkung oder Schutzfunktion dieser Lebensformen auf die Bäume beurteilen zu können, wurde jeweils pro Fläche die prozentuale Deckung, durchschnittliche Höhe und Höhe nach Verbiss, der aktuelle Verbiss in fünf Klassen und eine mögliche Rolle als Ammenpflanzen für die Bäume notiert. Für die Beschreibung der Gehölze wurden Anzahl und Deckung der auf den Flächen vorhandenen Baumarten nach sechs Größenklassen (<0,2 m; 0,2–0,5 m; 0,5–1,3 m und im Pionierwald zusätzlich 1,3–5 m, 5–10 m und > 10 m) getrennt abgeschätzt. Darüber hinaus wurden die maximale Höhe, der aktuelle und historische (vor der aktuellen

Vegetationsperiode entstandene) Verbiss in fünf Klassen für jede Baumart bestimmt. Falls die Fläche entbuscht wurde, wurden zusätzlich die Anzahl, der Durchmesser und gegebenenfalls der Wiederaustrieb der Stümpfe erfasst. Auch die Anzahl toter Bäume wurde notiert. Als Indikator für die Samenverfügbarkeit diente die Entfernung der Fläche zum nächstgelegenen Muttergehölz, beziehungsweise zum nächsten sich in westlicher Richtung befindenden Muttergehölz.

Zur Untersuchung der zeitlichen Dynamik der Gehölzentwicklung wurden aus den im vorigen Absatz beschriebenen 50 Flächen 25 Dauerbeobachtungsflächen ausgewählt, von denen sich fünf im Pionierwald, 10 in der »Trockenen europäischen Heide« und 10 im »Basenreichen Sandrasen« befinden. Um die Beweidungseffekte durch Rinder und Pferde besser beurteilen zu können, befand sich jeweils die Hälfte der Offenlandflächen in den für die Rinder und Pferde ausgezäunten Makroplots. Auf den Dauerbeobachtungsflächen wurden junge Individuen (Höhe < 1,3 m und Wurzelhalsdurchmesser < 2,5 cm) der sukzessionswirksamsten Baumarten (*Betula pendula*, *Pinus sylvestris* und *Populus tremula*) über drei Vegetationsperioden (2014–2016) untersucht. Dazu wurden einzelne Bäume markiert, vermessen und der aktuelle und historische Verbiss bestimmt. Außerdem wurde eine Schädigung der Blätter, der Rinde und die Art des Verbisses (ob nur der Haupt-, nur die Seitentriebe oder beides verbissen waren) vermerkt. Darüber hinaus wurde eine mögliche Schutzfunktion für die Bäume durch *C. vulgaris* notiert. Diese detaillierte Untersuchung der Bäume erfolgte im August 2014, Anfang Oktober 2015 und 2016. Zusätzlich wurde im März 2015 und 2016 der Verbiss, der über die Wintermonate erfolgte, notiert. Für die statistische Auswertung wurde zunächst für jede Baumart ein mittlerer prozentualer Verbiss pro Fläche berechnet. Mithilfe von T-Tests konnte anschließend überprüft werden, ob es signifikante Unterschiede zwischen den beweideten und unbeweideten Flächen gibt.



Abbildung 1: Untersuchungsflächen in den wichtigsten drei (FFH-)Lebensraumtypen der OH: »Basenreicher Sandrasen« (links), »Trockene europäische Heide« (Mitte) und Birken-Pionierwald (rechts).

Experimente zur Gehölzetaablierung unter natürlichen und veränderten Klimabedingungen

Zur Vertiefung der flächenhaft angelegten beschreibenden Untersuchungen zur Gehölzentwicklung wurde ein auf die anfängliche Gehölzetaablierung im Offenland fokussiertes Beweidungsexperiment in der OH eingerichtet. Es wurden die Offenland-LRT der »Trockenen europäischen Sandheiden« und die im südlichen Bereich vorherrschenden »Basenreichen Sandrasen« untersucht, deren weitere Offenhaltung durch Beweidung ein besonderes naturschutzfachliches Anliegen darstellt und die von Bewaldung am stärksten bedroht sind. Das Experiment soll Erkenntnisse zur Keimlingsetablierung bei unterschiedlichen Beweidungsintensitäten liefern. Dazu wurde die normale Beweidung durch die Rinder und Pferde mit einer fehlenden Beweidung außerhalb der Weide (Kontrollflächen) und einer starken Beweidung durch zusätzlichen simulierten Fraß und Tritt verglichen. Denn je nach Beweidungsintensität können Fraß und Tritt eine hemmende oder fördernde Wirkung auf das Wachstum und Überleben der Baumkeimlinge haben.

Um erste Aussagen zu den möglichen Auswirkungen von Klimaveränderungen auf die Gehölzsukzession in Sandheiden machen zu können, wurde darüber hinaus ein Gewächshausexperiment mit reduzierter Wassergabe entsprechend den Vorhersagen des regionalen Klimamodells STAR II für den mittleren Elberaum angesetzt.

Da das Freiland- und das Gewächshausexperiment noch nicht vollständig ausgewertet sind, werden dazu hier jedoch noch keine Ergebnisse vorgestellt und daher wird im Folgenden auch nicht näher darauf eingegangen.

Beurteilung des Regenerationsvermögens von *Betula pendula* nach verschiedenen Managementmaßnahmen

Die Freilanduntersuchungen wurden in der Vegetationsperiode 2015 durch eine Erfassung des Regenerationsvermögens von gerodeten, aber wiederaustreibenden Stümpfen von *B. pendula* ergänzt, da die jedes Jahr von Neuem gebildeten Stockausschläge der Birken unter hohem Aufwand durch die Bewirtschafter entfernt werden müssen. Da die Erstentbuschungsmaßnahmen in der OH, bei denen in größeren Bereichen Sandbirken, Waldkiefern und zum Teil auch Zitterpappeln gerodet wurden, in den verschiedenen Teilen des Projektgebietes zu unterschiedlichen Zeitpunkten stattgefunden haben, ergab sich eine chronologische Abfolge, die für die Untersuchungen genutzt werden konnte. Es wurden 2009, 2010/11, 2013/14 und 2014/15 Bäume gerodet. Wichtig für die Untersuchungen war außerdem, dass auf den Flächen, abhängig vom Zeitpunkt der Erstentbuschung, bereits unterschiedlich oft und zu unterschiedlichen Zeitpunkten ein Zurückschneiden der Stockausschläge mithilfe von Freischneidern stattgefunden hatte. Es wurden je acht 10 m x 10 m große Flächen pro Zeitpunkt der Erstentbuschung eingerichtet (insgesamt 32 Flächen), auf denen alle Einzelstümpfe beziehungsweise Stumpffgruppen, deren Durchmesser größer als 3 cm waren, markiert wurden. Für diese wurden jeweils die Höhe, der Durchmesser und der Erhaltungszustand (die älteren Stümpfe waren zum Teil schon stark verrottet) notiert. Ende Juli 2015 und 2016 wurden jeweils die Anzahl der Stockausschläge und die Länge der fünf längsten Stockausschläge erfasst. Überdies wurde notiert, ob die Stockausschläge verbissen waren oder nicht. Im September 2015 wurden die Stockausschläge ausschließlich mithilfe von Freischneidern zurückgeschnitten, wohingegen im September 2016 ein Teil der Flächen gemulcht wurde, um auch die Effekte dieser seit 2015 in der OH angewandten Managementvariante zu berücksichtigen. Auf jeweils einer

Kontrollfläche pro Erstentbuschungszeitpunkt blieben die Stockausschläge erhalten, um deren weiteres Wachstum verfolgen zu können.

Ergebnisse

Entwicklungszustand der Gehölze in den Übersichtsflächen

Generell wurden zum Aufnahmezeitpunkt (Juni 2014) Gehölze verschiedener Altersklassen in allen Bereichen der eingezäunten Weidefläche in der OH gefunden. Zu Beginn der Untersuchungen handelte es sich bei circa 30 % der Weidefläche um Pionierwälder (Felinks et al. 2012), die vorwiegend aus Sandbirken, aber auch aus jüngeren Zitterpappelpopulationen oder Waldkiefer Rein- und Mischbeständen bestehen.

Auf den 50 Übersichtsflächen, die sich innerhalb der Weide befinden, wurden insgesamt 12 verschiedene Baumarten gefunden. Die am häufigsten in der OH vorkommenden Baumarten sind Zitterpappel (*Populus tremula*), Sandbirke (*Betula pendula*) und Waldkiefer (*Pinus sylvestris*) (Tabelle 1). Im Pionierwald waren auch einige Stieleichen (*Quercus robur*) und insbesondere im westlichen Bereich der Weide auch zahlreiche Spätblühende Traubenkirschen (*Prunus serotina*) vorzufinden. Alle übrigen Baumarten (*Pyrus pyraister*, *Salix caprea*, *Salix cinerea*, *Carpinus betulus*, *Frangula alnus*, *Prunus domesticus* und *Prunus avium*) kamen nur in geringer Zahl vor und wurden daher in den folgenden Darstellungen nicht berücksichtigt.

Auffällig bei einem Vergleich der Gesamtzahlen und der mittleren Individuenzahlen ist, dass die Zitterpappel in allen LRT am häufigsten war (Tabelle 1). Die Sandbirke dagegen kam häufig im Sandrasen und im Pionierwald vor und war auf den Heideflächen wesentlich seltener. Die Waldkiefer wurde insgesamt seltener als die beiden anderen Baumarten gefunden, kam aber auf den Heideflächen etwas häufiger vor als auf Sandrasen oder im Pionierwald. Dabei ist allerdings zu berücksichtigen, dass durch die zufällige Auswahl der Übersichtsflächen kein Kiefern-pionierwald erfasst wurde. Bezüglich der Gehölzdeckung wird in Tabelle 1 erkennbar, dass in den beiden Offenland-Lebensräumen vor allem Bäume mit einer Größe von bis zu 0,5 m vorkommen. Bäume mit einer Größe von 1,3 m bis 5 m waren dagegen wesentlich seltener und in der Regel an den Rändern der Pionierwälder zu finden. Im Pionierwald bestand die Baumschicht in der Regel aus Sandbirken (Kiefern-wälder wurden nicht erfasst, s.o.). Gehölze in der Krautschicht (bis 0,5 m) waren Zitterpappeln, gemischt mit einzelnen Stieleichen und in stark variierender Häufigkeit auch Traubenkirschen. An verschiedenen Stellen im Pionierwald konnte auch die Entstehung von jungen Pappelpionierwäldern beobachtet werden. Bei einem Vergleich der Verbisswerte zeigte sich, dass die Zitterpappeln in allen LRT wesentlich stärker verbissen waren als Sandbirke und Waldkiefer. Auch Stieleiche und Traubenkirsche waren in der Regel sehr stark verbissen. Bei vielen Bäumen wurde nur ein geringer aktueller Verbiss festgestellt, was wahrscheinlich auch durch den Aufnahmezeitpunkt im Juni bedingt ist, denn die Hauptverbissaktivität der Tiere findet in der Regel in den Wintermonaten statt.

Tabelle 1: Übersicht über die wichtigsten in der OH vorkommenden Baumarten, deren Häufigkeit, mittlere Gehölzdeckung in drei verschiedenen horizontalen Schichten und deren Verbisswerte in den untersuchten 50 Flächen, unterteilt nach LRT. Für den aktuellen Verbiss wurden nur in der aktuellen Vegetationsperiode verbissene Triebspitzen berücksichtigt.

*Klasse 0 = kein Verbiss, 1 = vereinzelte Triebspitzen verbissen, 2 = < 1/3, 3 = 1/3-2/3, 4 = > 2/3). **Für den historischen Verbiss wurde abgeschätzt, wie oft der Haupttrieb vor der aktuellen Vegetationsperiode verbissen wurde.

Baumart	Gesamtzahl Individuen/ LRT	Individuen/ 25 m ² (Standard-abw.)	Deckung (%) Krautschicht (< 0,5m)	Deckung (%) Strauchschicht (0,5–5m)	Deckung (%) Baumschicht (> 5m)	Aktueller Verbiss pro Fläche (Klasse*)	Historischer Verbiss** pro Fläche
Trockene europäische Heiden (LRT 4030), n = 20							
<i>Populus tremula</i>	568	28 (36)	1,68	0,73	0	2	3
<i>Betula pendula</i>	92	5 (12)	0,38	0	0	1	1
<i>Pinus sylvestris</i>	31	2 (2)	0,45	0,28	0	0	1
<i>Quercus robur</i>	9	0 (0)	0,13	0	0	1	4
Basenreicher Sandrasen (LRT 6120), n = 20							
<i>Populus tremula</i>	731	37 (55)	3,15	1,35	0	1	3
<i>Betula pendula</i>	252	13 (28)	0,85	0,68	0	0	2
<i>Pinus sylvestris</i>	19	1 (1)	0,23	0,20	0	0	2
<i>Prunus serotina</i>	10	0 (1)	0,10	0	0	0	3
<i>Quercus robur</i>	3	0 (0)	0,08	0	0	0	3
Birken-Pionierwald, n = 10							
<i>Populus tremula</i>	349	35 (62)	1,80	7,30	0,20	1	3
<i>Betula pendula</i>	94	9 (7)	0,10	1,95	25,20	0	1
<i>Prunus serotina</i>	151	15 (47)	0,63	0,50	0	1	4
<i>Quercus robur</i>	12	1 (1)	0,25	0,03	0	0	3
<i>Pinus sylvestris</i>	3	0 (1)	0,10	0,2	0	0	2

Gehölzverbiss und Überleben der Bäume in den Dauerbeobachtungsflächen

Für die Verbissuntersuchungen in den Dauerbeobachtungsflächen wird im Folgenden nur exemplarisch der aktuelle Verbiss für Sommer 2014 und Winter 2014/15 für den LRT der »Basenreichen Sandrasen« vorgestellt, da die letzten Datenerhebungen im Oktober 2016 stattfanden und die weitere statistische Auswertung noch aussteht.

Es ergaben sich bisher deutliche Unterschiede bezüglich des aktuellen Verbisses zwischen den drei vorrangig untersuchten Baumarten *B. pendula*, *P. tremula* und *P. sylvestris*, wobei der Verbiss über die Wintermonate jeweils deutlich höher war als im Sommer (Abb. 2). Bei einem Vergleich des Verbisses zwischen beweideten und unbeweideten (jedoch für Wild, Hasen und Insekten zugänglichen) Flächen ergaben sich nur signifikante Unterschiede für

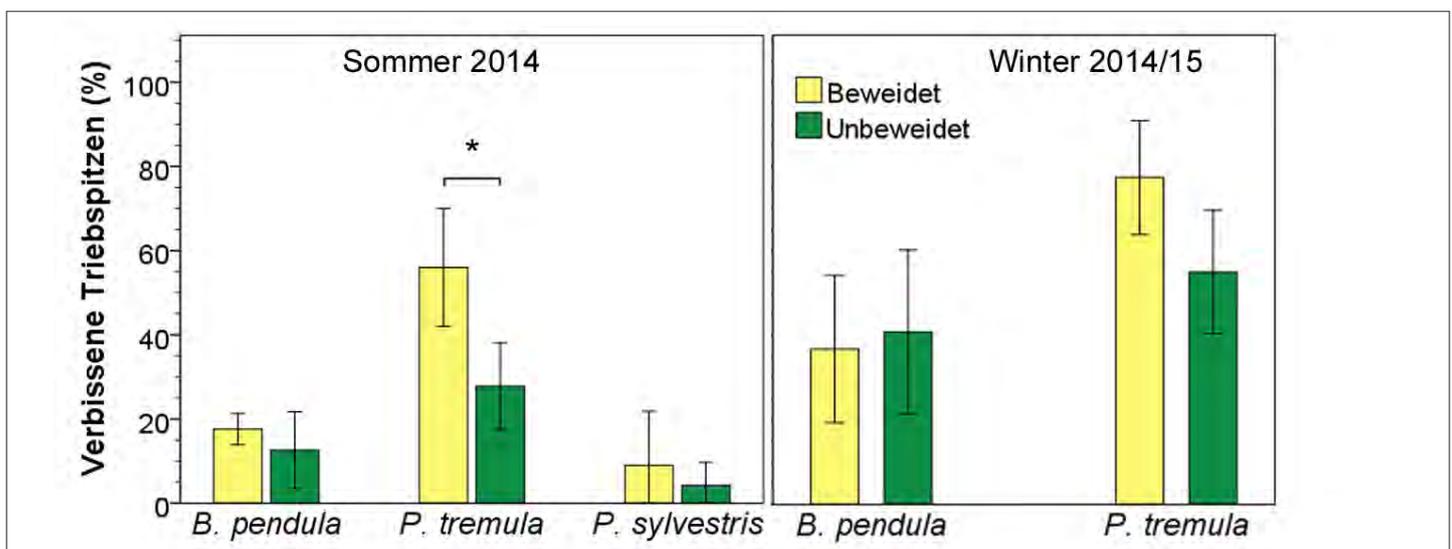


Abbildung 2: Vergleich des prozentualen aktuellen Verbisses an den Triebspitzen über den Sommer 2014 (links) und Winter 2014/15 (rechts) an *B. pendula*, *P. tremula* und *P. sylvestris* (fehlt beim Winterverbiss, da viele Kiefern versehentlich bei Pflegemaßnahmen abgeschnitten wurden). Dargestellt sind die Mittelwerte \pm Standardfehler für die beweideten und unbeweideten Flächen im LRT »Basenreicher Sandrasen« (jeweils n=5). Signifikante Unterschiede ($p < 0,05$) zwischen beweideten und unbeweideten Flächen wurden durch T-Tests ermittelt.

den Sommerverbiss bei *P. tremula*, die generell auch am stärksten verbissen wurde. Der Winterverbiss an den Triebspitzen von *P. tremula* unterschied sich zwischen beweideten und unbeweideten Flächen nicht signifikant ($p=0,054$). Für *B. pendula* und *P. sylvestris* hingegen zeigten sich keine signifikanten Unterschiede durch die Beweidung. Bei einer Betrachtung der bis Oktober 2016 überlebenden Bäume zeigte sich, dass die Anzahl an Birken und Pappeln seit August 2014 in allen untersuchten LRT um etwa die Hälfte zurückgegangen ist (Abb. 3). Viele der toten, aber auch der lebenden Bäume sahen insbesondere nach dem sehr niederschlagsarmen Sommer 2015 stark vertrocknet aus. Es überlebten dagegen fast alle Individuen von *P. sylvestris* in den beiden Offenland-LRT (abgeschnittene

Kiefern wurden nicht berücksichtigt). Darüber hinaus lässt sich ein Trend erkennen, dass mehr Bäume in den unbeweideten Kontrollflächen, in denen der Verbiss zumindest für *P. tremula* geringer war, überlebt haben. Daher soll bei der weiteren Auswertung mithilfe einer logistischen Regression überprüft werden, ob die Überlebensrate der Bäume durch den Verbiss verringert wird. Dazu soll ein »Verbissindex« berechnet werden, der summarisch die Schädigung durch aktuellen und historischen Verbiss an den Trieben, sowie der Rinde zu unterschiedlichen Zeitpunkten im Jahr berücksichtigt.

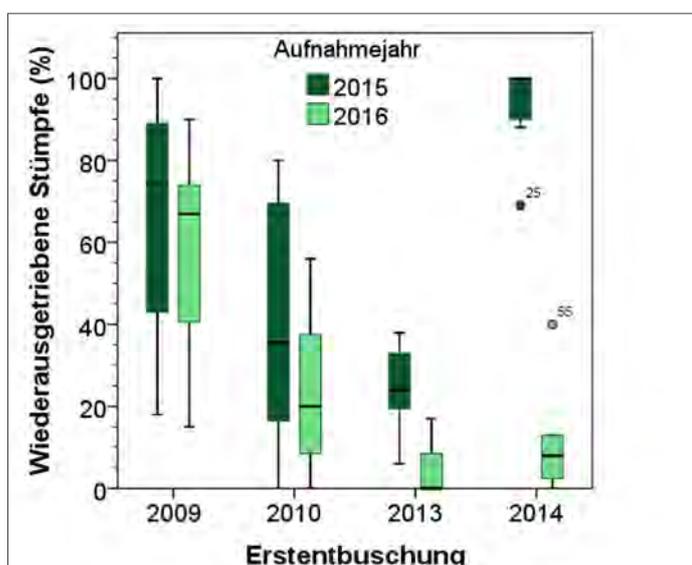
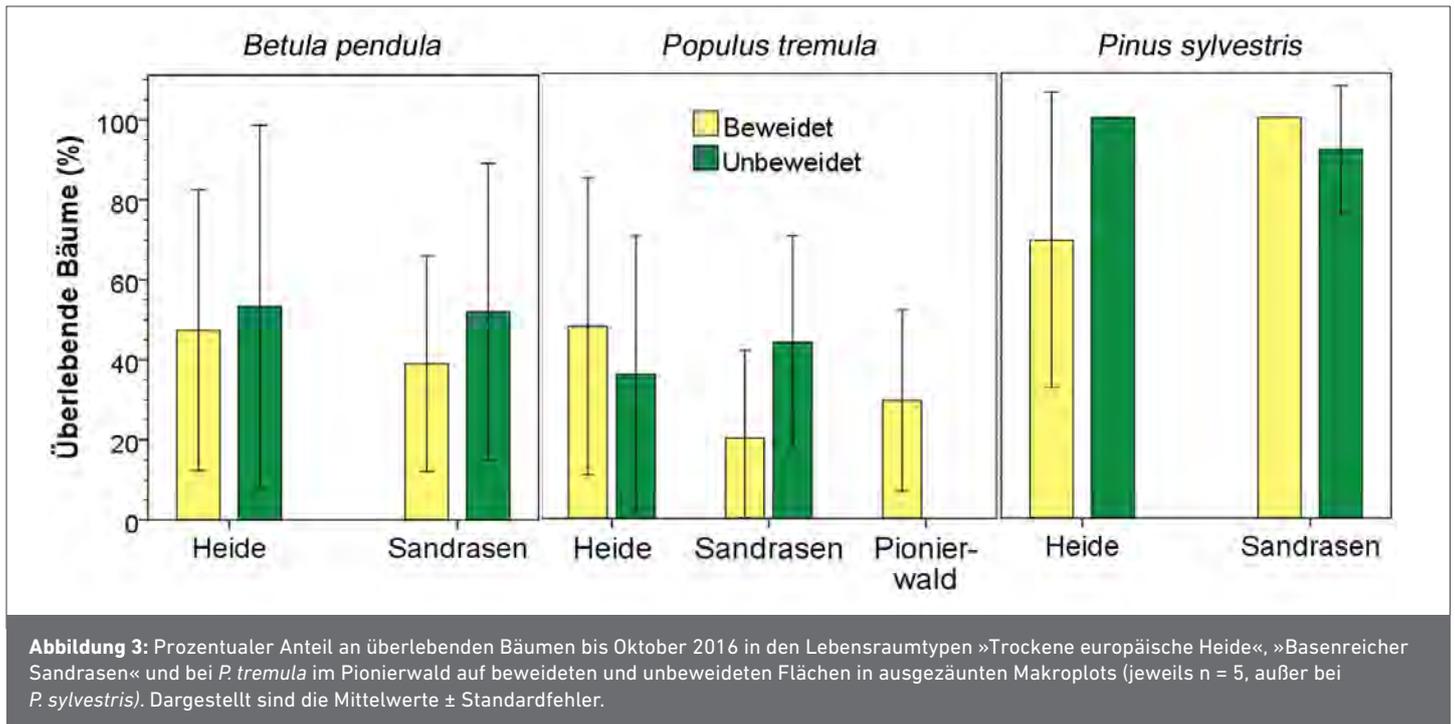


Abbildung 4: Prozentualer Anteil an Birkenstümpfen, die in der Vegetationsperiode 2015 und 2016 auf den Untersuchungsflächen ($n = 8$) wieder ausgetrieben sind und den vier verschiedenen Zeitpunkten der Erstentbuschung zugeordnet wurden: 2009 (Stockausschläge wurden 4–6 mal zurückgeschnitten), 2010 (3–5 mal), 2013 (2 mal im Juni 2014 und 1 mal im September 2015) und 2014 (1 mal im September 2015).

Wiederaustrieb der Stockausschläge von gerodeten Sandbirken

Bei der Untersuchung des Regenerationsvermögens der auf den Stock gesetzten Sandbirken ergaben sich große Unterschiede zwischen den verschiedenen Bereichen der Weidefläche, die nacheinander entbuscht wurden. Auf vielen Flächen, die bereits 2009 entbuscht worden waren, waren die Baumstümpfe schon stark verrottet und teilweise kaum noch erkennbar, bildeten jedoch auch nach bis zu sechsfachem Zurückschneiden noch zahlreiche neue Stockausschläge. Allerdings waren diese deutlich kürzer als bei erst vor kürzerer Zeit gerodeten Birken. Bei den im Winter 2010/11 gerodeten Birken gab es auch kleinräumig große Unterschiede zwischen den Flächen. Auf manchen Flächen fand fast gar kein Wiederaustrieb mehr statt, auf anderen Flächen kam es zu starkem Wiederaustrieb. Auffällig war das vergleichsweise schlechte Regenerationsvermögen der Birken, die 2013 gerodet wurden. Auf diesen Flächen trieben die meisten Birken nicht mehr aus und die gebildeten Stockausschläge waren sehr kurz. Die meisten Birken, die im Winter 2014/15 gerodet wurden, bildeten im Sommer 2015 noch zahlreiche sehr lange Stockausschläge (bis zu 1,6 m) aus, im Sommer 2016 war der Wiederaustrieb jedoch sehr viel geringer. Diese Verringerung des Wiederaustriebs in der Vegetationsperiode 2016 war auch für die anderen Erstentbuschungszeitpunkte erkennbar, sie fiel jedoch deutlich geringer aus.

Diskussion

Es konnte gezeigt werden, dass die Offenlandlebensräume derzeit am stärksten von einer Verbuschung durch die sich in der Regel vegetativ verbreitende Zitterpappel bedroht sind. Diese wurde auf fast allen Flächen, teils in sehr hohen Dichten (bis zu 212 Zitterpappeln auf den 5 m x 5 m großen Flächen) gefunden. Allerdings weist auch die Sandbirke, insbesondere auf den Sandrasenflächen, ein hohes Ausbreitungspotenzial in der OH auf. Auf den nördlichen, von *Calluna vulgaris* dominierten Flächen, war die Verbuschung durch die Sandbirke weniger problematisch. Dagegen kommen die Waldkiefern relativ gut mit den Standortbedingungen des LRT »Trockene europäische Heide« zurecht. Alle übrigen Baumarten sind momentan eher von untergeordneter Bedeutung für die progressive Sukzession. Für die Birkenpionierwälder kann angenommen werden, dass Teile davon durch Birken-Pappelmischwälder ersetzt werden. Denn junge Zitterpappeln scheinen auch mit dem oft dichten Wachstum der Birken und dem damit einhergehenden Lichtmangel relativ gut zurecht zu kommen, wohingegen so gut wie keine Birken- oder Kiefernverjüngung in den Pionierwäldern stattfindet. Wahrscheinlich reicht der Verbiss an den Zitterpappeln nicht aus, um diesen Prozess grundsätzlich aufzuhalten. Jedoch ist eine längere Beobachtung der Entwicklung der Gehölze nötig, um dies zu bestätigen. Es wurden zwar auch einzelne Stieleichen in den Pionierwäldern gefunden, allerdings waren alle Individuen stark verbissen, sodass nicht damit zu rechnen ist, dass sich diese Baumart in absehbarer Zeit gegenüber den Pionierbaumarten durchsetzen wird.

Bei der Untersuchung der horizontalen Gehölzstruktur in den verschiedenen Lebensraumtypen zeigte sich, dass sowohl auf den Heide- als auch auf den Sandrasenflächen junge Bäume in einer Größe von bis zu 50 cm vorherrschen. Insbesondere bei den Zitterpappeln ist es jedoch möglich, dass einige Individuen schon wesentlich älter sind als andere Baumarten derselben Höhe, da Höhenwachstum und Alter aufgrund des starken Verbisses nicht mehr in Relation zueinander stehen. Aus diesem Grund wurde auf den Dauerflächen der Wurzelhalsdurchmesser zur groben Abschätzung des Alters des jeweils untersuchten Baumes gemessen. Eine Auswertung der Daten unter Einbeziehung dieser Messwerte steht jedoch noch aus. Darüber hinaus kann das Fehlen von Bäumen in der Strauchschicht jedoch auch durch die regelmäßig in den Offenlandbereichen durchgeführten Pflegemaßnahmen (Abschneiden bzw. Mulchen von jungen Bäumen und Birkenstockausschlägen) erklärt werden. Es werden allerdings immer auch gezielt einzelne Gebüsch- beziehungsweise Baumgruppen belassen, um den Habitatbedürfnissen seltener Halboffenland-Vogelarten, wie Ziegenmelker oder Sperbergrasmücke, entgegenzukommen.

Die Ergebnisse zu den Verbissuntersuchungen auf den Dauerbeobachtungsflächen zeigen bisher, dass von den sukzessionswirksamsten Baumarten lediglich *P. tremula* in stärkerem Maße von den Heckrindern verbissen wird. Die Konikpferde beschränken sich in der Regel eher auf das Schälen der Baumrinde (Felinks et al. 2012). Da die markierten Bäume trotz der zum Teil doppelten Auszäunung auf fast allen unbeweideten Flächen mehr oder weniger stark verbissen waren, ist jedoch davon auszugehen, dass ein Großteil des Gehölzverbisses durch Reh-, Rot- und Dammwild, aber auch durch Hasen oder Mäuse erfolgt. Darüber hinaus wurden auf den Zitterpappeln zahlreiche Adulte und Larven des Pappelblattkäfers (*Chrysomela populi*) gefunden, welche an den Blättern und Triebspitzen große Schäden verursacht haben. Bezüglich der Verbissintensität ist zum Beispiel auch die Schmackhaftigkeit der

Begleitvegetation und für die Heideflächen, dass *Calluna vulgaris* eine Schutzfunktion für die Bäume übernehmen kann, zu berücksichtigen. Diese bezieht sich nicht nur auf den direkten Schutz vor Verbiss, sondern kann sich auch in einer Verbesserung des Mikroklimas für die Bäume (z. B. Beschattung und dadurch Verringerung der Evaporation des Bodens) äußern. Letzteres könnte eine nicht zu unterschätzende Rolle für das Überleben der Bäume spielen, da insbesondere im sehr niederschlagsarmen Sommer 2015 viele Bäume vertrocknet sind. Dies zeigte sich auf den Dauerbeobachtungsflächen besonders deutlich für *B. pendula* und *P. tremula*. Aber auch bei den experimentellen Untersuchungen wurde sehr deutlich wie stark der Einfluss einer ausgeprägten Sommertrockenheit auf die Keimung der Bäume ist. Dabei stellte sich heraus, dass *P. sylvestris* im Keimlingsstadium deutlich toleranter gegenüber Trockenheit ist als *B. pendula*. Kommt es infolge des Klimawandels also zu einer Zunahme an ausgeprägten Trockenheitsphasen, so könnte sich die Baumartenzusammensetzung in der OH zugunsten der Waldkiefer verschieben.

Für eine abschließende Beurteilung der Beweidungseffekte auf die Gehölzestablierungsprozesse steht jedoch eine statistische Auswertung des Zusammenhangs zwischen Beweidung und Wachstum beziehungsweise Überleben der untersuchten Bäume noch aus. Zu berücksichtigen ist dabei, dass sich die Beweidungseffekte jedoch nicht nur auf den aktuellen Verbiss der Triebe beschränken, sondern dass auch der historische Verbiss, die Schädigung der Rinde und Trittschäden durch die Weidetiere eine wichtige Rolle spielen.

Um einer stärkeren Ausbreitung der sukzessionswirksamsten Baumarten entgegenzuwirken, bleiben aufgrund des geringen Verbisses also regelmäßige Entbuschungsmaßnahmen wahrscheinlich weiterhin notwendig. Jedoch können diese möglicherweise gezielter zu bestimmten Zeitpunkten oder nur in besonders »verbuschungsgefährdeten« (z. B. besonders feuchten) Bereichen eingesetzt werden, um so nicht unnötigerweise in Zeit und Ressourcen zu investieren. Auch eine Rodung ausgewählter Samenmutterbäume könnte eine Möglichkeit sein, um die Ausbreitungsfähigkeit von *B. pendula* und *P. tremula* einzuschränken.

Die großen Unterschiede im Regenerationsvermögen der auf den Stock gesetzten Sandbirken und die Beobachtung, dass die sukzessive gerodeten Birken bei ihrem Wiederaustrieb nicht die erwartete chronologische Reihenfolge aufweisen, lassen sich teilweise durch die im Folgenden diskutierten Ursachen begründen. Eine abschließende Diskussion der Ergebnisse kann jedoch erst erfolgen, wenn alle vorhandenen Daten ausgewertet und mit einbezogen sind. Eine wichtige Ursache für die Unterschiede im Wiederaustrieb könnte der Zeitpunkt der Erstentbuschung im Jahresverlauf sein, der sich in den verschiedenen Heidearealen teilweise recht stark unterscheidet. Da sich dieser jedoch nicht nur zwischen den Jahren, in denen die jeweilige Erstentbuschung durchgeführt wurde, unterscheidet, sondern auch innerhalb der Bereiche, in denen eine Erstentbuschung stattfand, ist es teilweise schwierig, hier klare Aussagen zu treffen. Aber auch der Zeitpunkt des Pflège-managements der Stockausschläge scheint eine essenzielle Rolle für den Wiederaustrieb der Birkenstümpfe zu spielen. Dies wird besonders an den im Winter 2013/14 gerodeten Birken deutlich, bei denen gleich im darauffolgenden Juni die Stockausschläge entfernt wurden. Diese Birken zeigten ein wesentlich schlechteres Regenerationsvermögen als die Birkenstümpfe, bei denen die Stockausschläge erst im Herbst abgeschnitten wurden.

Die Verbissaktivitäten an den Stockausschlägen der abge-sägten Birken waren zum ersten Aufnahmezeitpunkt im Sommer 2015 nur sehr gering. Lediglich auf den Flächen, in denen die Birken im Winter 2014/15 gerodet wurden, konnte ein stärkerer Verbiss verzeichnet werden. Dies ist möglicherweise eine Erklärung für den wesentlich geringeren Wiederaustrieb der Stümpfe in der darauffolgenden Vegetationsperiode 2016.

Literaturverzeichnis

- Bokdam, J. & Gleichman, J. M.** (2000): Effects of grazing by free-ranging cattle on vegetation dynamics in a continental north-west European heathland. *Journal of Applied Ecology*, 37(3), 415–431.
- Felinks, B.; Tischew, S.; Lorenz, A. & Osterloh, S.** (2012): Entwicklung von kosteneffizienten Strategien zum Erhalt und zur Entwicklung von FFH-Offenlandlebensräumen auf großen Flächen, DBU Abschlussbericht. Hochschule Anhalt, Bernburg.
- Härdtle, W.; Assmann, R.; van Diggelen, R. & von Oheimb, G.** (2009): Renaturierung und Management von Heiden. In Renaturierung von Ökosystemen in Mitteleuropa (pp. 317–347). Heidelberg: Spektrum Akademischer Verlag.
- Hester, A. J.; Bergmann, M.; Iason, G. R. & Moen, J.** (2006): Impacts of large herbivores on plant community structure and dynamics. In K. Danell, R. Bergström, P. Duncan & J. Pastor (Eds.), *Large herbivore ecology, ecosystem dynamics and conservation* (pp. 97–141). Cambridge: Cambridge University Press.
- Leuschner, C. & Ellenberg, H.** (2010): *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen*. UTB Ulmer.
- Lindner, M.; Maroschek, M.; Netherer, S.; Kremer, A.; Barbati, A.; Garcia-Gonzalo, J.; Seidl, R.; Delzon, S.; Corona, P.; Kolströma, M.; Lexer, M. J. & Marchetti, M.** (2010): Climate change impacts, adaptive capacity, and vulnerability of European forest ecosystems. *Forest Ecology and Management* 259(4), 698–709.
- Mause, R.; Kraus, D. & Held, A.** (2010): The use of prescribed fire for maintaining open Calluna heathlands in North Rhine-Westphalia, Germany. In C. Montiel & D. Kraus (Eds.), *Best Practices of Fire Use – Prescribed Burning and Suppression Fire Programmes in Selected Case-Study Regions in Europe*, 24, 77–88. European Forest Institute.
- Mitchell, R. J.; Rose, R. J. & Palmer, S. C. F.** (2008): Restoration of Calluna vulgaris on grass-dominated moorlands: The importance of disturbance, grazing and seeding. *Biological Conservation*, 141(8), 2100–2111.
- Mountford, E. P. & Peterken, G. F.** (2003): Long-term change and implications for the management of woodpastures: experience over 40 years from Denny Wood, New Forest. – *Forestry* 76(1), 19–43.
- Newton, A. C.; Stewart, G. B.; Myers, G.; Diaz, A.; Lake, S.; Bullock, J. M. & Pullin, A. S.** (2009): Impacts of grazing on lowland heathland in north-west Europe. *Biological Conservation*, 142(5), 935–947.
- Rosenthal, G., Schrautzer, J. & Eichberg, C.** (2012): **Low-intensity grazing with domestic herbivores** : A tool for maintaining and restoring plant diversity in temperate Europe. *Tuexenia*, 32(1), 167–205.
- Webb, N. R.** (1986): *Heathlands*. London: Collins. New Naturalist Series.
- Webb, N. R.** (1998): The traditional management of European heathlands. *Journal of Applied Ecology*, 35(6), 987–990.
- Werner, P. C.** (2009): Regionale Auswirkungen des Klimawandels im Elbe-Einzugsgebiet. - Nationale GLOWA Konferenz Potsdam, http://www.glowa.org/de/konferenz_potsdam/dokumente/vortraege/block4/Block4_Werner.pdf.

Bildmaterial

Anne Hopf

Einfluss der Spätblühenden Traubenkirsche (*Prunus serotina* EHRH.) auf die Verjüngung heimischer Laubbaumarten in Kiefernforsten

Abstract

Black cherry (Prunus serotina EHRH.) is one of the most invasive plant species of Central Europe. Its presence is causing huge silvicultural and nature conservative challenges in the pine forests of northern Germany. The actions that have been taken in the past to reduce the massive dispersal were very labor and cost intensive. But what would in contradiction happen if no one would take actions to regulate the natural development?

The presented project investigates the age-related development of the radiation availability under dense Black Cherry stand and furthermore the influence to the plant increment of native broadleaved tree species.

Based on radiation measurements in a couple of stands of different development stages a radiation model has been deduced. The radiation is correlating to the diameter breast height of the 5% biggest Black cherry (dbh5%). Until a dbh5% of 5 cm the radiation decreases to less than 1% of the free range conditions. Stands of the Black cherry reaching this diameter within around 15 years. After that minimum has been reached the availability of radiation is increasing constantly. In older Black cherry stands very often radiation values of more than 3% of the free range conditions have been observed. That amount of radiation is fulfilling all the requirements of shade tolerant native tree species.

*A field test has been done to investigate the influence of the Black cherry to five native broad leaved tree species. In older Black cherry stands a low mortality and an increased growth of the planted tree species has been observed. Under all stand conditions the basswood (*Tilia cordata* MILL.) showed the best growth and almost no mortality. The radiation related height increment of basswood could confirm the above described radiation model.*

A greenhouse test has been set up to investigate the effect of the Black cherry litter to the germination and the juvenile development of five native broad leaved tree species together with the Black cherry. Negative effects of the leaf litter to the germination and to the growth were not measurable. Assuming the improvement of the humus compensates the germination inhibiting effects of the Black cherry litter.

Einleitung

Die Spätblühende Traubenkirsche ist eine der invasivsten Pflanzenarten Mitteleuropas (Klotz 2009). Ihre Präsenz führt in den naturfernen Kiefernforsten des norddeutschen Tieflandes zu erheblichen waldbaulichen und naturschutzfachlichen Problemen, welchen die Verantwortlichen in der Vergangenheit durch arbeits- und kostenintensive Maßnahmen zu begegnen versuchten. Doch was passiert, wenn man nicht mehr aktiv eingreift und der Natur freien Lauf lässt? Im vorgestellten Projekt wird die alterungsbedingte Entwicklung der Strahlungsverfügbarkeit, aber auch die

daraus resultierende Beeinflussung des Pflanzenwachstums heimischer Laubbaumarten unter dichten Beständen der Spätblühenden Traubenkirsche untersucht.

Hintergrund

Im Rahmen der Sicherung des Nationalen Naturerbes wurde die DBU Naturerbe GmbH Eigentümer von rund 60 000 Hektar Bundesfläche (überwiegende ehemalige Truppenübungsplätze). Die naturschutzfachlich orientierte, langfristige Entwicklung der Waldflächen ist überwiegend auf Prozessschutz ausgerichtet (Tölle & Berges 2013). Ein erheblicher Anteil der Liegenschaften wird jedoch durch homogene Kiefernreinbestände geprägt, welche zunächst durch gezielte Maßnahmen auf eine ungestörte, natürliche Entwicklung vorbereitet werden sollen (Gundelach et al. 2013). Eine besondere Herausforderung stellen dabei großflächige Vorkommen der Spätblühenden Traubenkirsche (*Prunus serotina* EHRH.) dar. Die aus Nordamerika stammende Baumart findet ideale Wuchsbedingungen in den naturfernen Kiefernforsten (Bilke 1996, Münte 2009, Vanhellefont et al. 2010). Dabei führt die Ausbildung dichter zweiter Baum- beziehungsweise Strauchschichten (sog. Dominanzbestände) zur grundlegenden Veränderung der Verjüngungsbedingungen (u. a. Strahlung, Waldinnenklima, Humusform) (Kowarik 2010, Starfinger 1990). Herkömmliche Bekämpfungsmaßnahmen gelten aus heutiger Sicht als wenig Erfolg versprechend (Oosterbaan & Olsthoorn 2005, Schepker 1998) und äußerst kostenintensiv (Reinhardt et al. 2003). Folglich wird der Neophyt als kaum rückholbar aus den Waldökosystemen angesehen (Starfinger et al. (2003), worin sich, nicht nur die DBU-Naturerbeflächen betreffend, ein enormer Forschungsbedarf zur gezielten Integration der Sp. Traubenkirsche in naturschutzfachliche und waldbauliche Strategien begründet. In einem Forschungsprojekt wurde deshalb folgenden Fragen nachgegangen:

- Führt die Alterung der Dominanzbestände zur Veränderung der Strahlungsbedingungen am Waldboden?
- Ergeben sich daraus bessere Verjüngungsoptionen für heimische Laubbaumarten unter älteren Dominanzbeständen?
- Bewirkt die Veränderung der Streu- und Humusaufgabe eine Beeinflussung der Keimung und frühen Entwicklung heimischer Laubbaumarten?

Methodik

Das Projekt ist in drei Arbeitspakete mit eigenständigen methodischen Ansätzen unterteilt: Strahlungsmessung (I), Pflanzversuch (II) und Gewächshausversuch (III). Die Felduntersuchungen wurden auf den DBU-Naturerbeflächen Authausener Wald (Sachsen) und Rühnicker Heide (Brandenburg) durchgeführt (Tab. 1).

Strahlungsmessung

Ziel der Strahlungsmessung war es, die Veränderung der Beleuchtungsbedingungen unter alternden Dominanzbeständen als unechte Zeitreihe (Chronosequenz) darzustellen. Die Studie basiert auf den Daten von 173 Probenpunkten, welche mithilfe von Linientranssekten in 25 verschiedenen Dominanzbeständen angelegt wurden. Vorausgesetzt wurde, dass die Sp. Traubenkirsche an den

Punkten ein geschlossenes Kronendach ausbildete und mehrheitlich als Kernwuchs vorkam. Der Oberstand sollte durch Gemeine Kiefer dominiert sein und ein Mindestalter von 60 Jahren aufweisen. Die Erfassung der Bestockung erfolgte jeweils in vier konzentrischen Probekreisen (2 m, 4 m, 6 m und 12 m) mit Kluppschwellen (2 cm, 5 cm, 10 cm und > 10 cm). Durch die Anfertigung und Auswertung hemisphärischer Fotografien bei vollem Laubaustrieb wurde die Strahlungsverfügbarkeit am Probepunkt ermittelt. Als Strahlungskenngröße wird der Diffuse-Site-Faktor (DIFFSF) herangezogen, welcher den prozentualen Anteil der vorhandenen Strahlung im Verhältnis zur Freilandstrahlung angibt. Die Altersbestimmung erfolgte durch die Fällung und Jahrringanalyse der zwei stärksten Traubenkirschen am Probepunkt.

Tabelle 1: Untersuchungsgebiete

DBU-Naturerbe- fläche	Authausener Wald (A)	Rüthnicker Heide (R)
Wuchsgebiet	Dübener-Niederlausitzer Altmo- ränenlandschaft	Ostmecklen- burger-Neu- brandenburger Jungmoränen- landschaft
Höhenlage ü. NN	120–190 m	bis 75 m
Jahresdurch- schnittstempe- ratur	8,0 °C	8,5 °C
Niederschlag im Jahr	600–660 mm	540 mm
Grundgestein	Decksand über Schmelzwasser- sand, selten lehmunterlagert	Decksand aus Schmelzwasser- sand in Teilen übersandet mit Flugsand
Bodentyp	Braunerde-Pod- sole und pod- solige Braunerden	podsolige Brauner- erden

Pflanzversuch

Um die Wirkung verschiedenalter Dominanzbestände (Chronosequenz) auf das Wachstum junger Laubbäume untersuchen zu können, wurde im April 2012 ein Pflanzversuch angelegt. In fünf Dominanzbeständen wurden jeweils 100 Winterlinden, Hainbuchen, Rotbuchen, Traubeneichen und Ebereschen gepflanzt. Die Versuchsflächen waren hinsichtlich der Standortbedingungen vergleichbar (mittlere Nährkraftstufe, mittelfrisch). Die Einbringung der Baumarten (2/0, wurzelnackt) erfolgte in jeweils vier Plots zu 25 Pflanzen (Abb. 1). Der Pflanzverband entsprach 0,6 m x 0,6 m. Das Wachstum der Verjüngungspflanzen (Sprosslänge, Wurzelhalsdurchmesser) wurde im einjährigen Turnus über drei Jahre beobachtet. Mithilfe hemisphärischer Fotos konnte die Strahlungsverfügbarkeit über den Pflanzplots bestimmt werden. Die Erfassung der Bestockungsstruktur erfolgte durch Vollaufnahmen der Versuchsflächen und die Erstellung von Stammverteilungsplänen. Die Versuchsflächen waren durch Wildschutzzäune geschützt.

Gewächshausversuch

Im Gewächshausversuch wurde der Einfluss des Bodensubstrates der Dominanzbestände auf die Keimung heimischer Laubbaumarten geprüft. Das vegetationslose Substrat weist die Humusform Moder auf und besitzt eine geringe Streulage mit gutem Zersetzungsgrad. Als Referenz

diente das Substrat aus einem Kiefernjungbestand, welches als Rohhumus mit starker Streulage und geringem Zersetzungsgrad charakterisiert werden kann. Neben den Substraten wurden die Strahlungsbedingungen manipuliert (3 % und 6 % der Freilandstrahlung). Die Keimung und Etablierung von Winterlinden, Hainbuchen, Rotbuchen, Traubeneichen und Sp. Traubenkirsche wurde über einen dreimonatigen Zeitraum beobachtet. Das Auflaufen und die mortalitätsbedingten Abgänge, sowie die individuelle Blattentwicklung wurden im wöchentlichen Turnus erhoben. Am Versuchsende erfolgten die Entnahme von 2 378 Pflanzen und die Erfassung unterschiedlicher Wachstumsgrößen (Sprosslänge, WHD, Blattflächen und Trockengewichte).

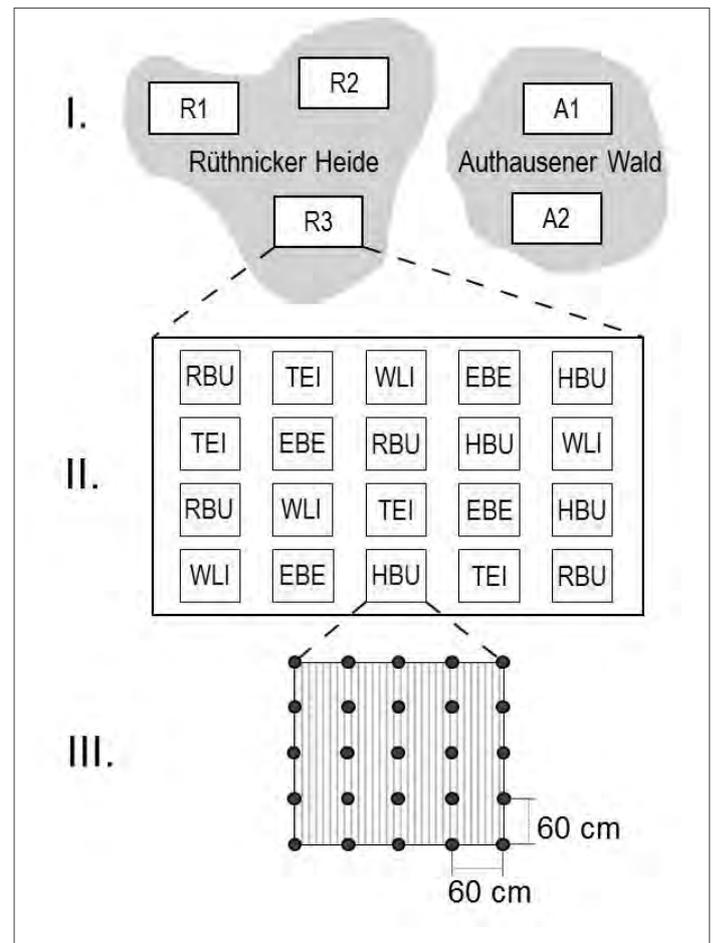


Abbildung 1: Räumliche Schachtelung des Pflanzversuches in drei hierarchische Ebenen: I. Untersuchungsgebiete Rüthnicker Heide und Authausener Wald, II. 5 Versuchsflächen mit jeweils gleichem Versuchsdesign der gepflanzten fünf Baumarten, III. Pflanzplot mit jeweils 25 Einzelbäumen

Ergebnisse

Strahlungsentwicklung unter Dominanzbeständen

Die Charakterisierung der Bestockungsstruktur an den Probepunkten erfolgt durch die Auswertung der konzentrischen Probekreise. So wiesen die untersuchten Dominanzbestände mittlere BHDs von 0,9 cm bis 16,1 cm auf. Die vorherrschenden Traubenkirschen erreichten Höhen zwischen 4,2 m und 23,3 m, wobei das Baumalter zwischen 10 und 59 Jahren variierte. Mit der Alterung der Dominanzbestände konnte ein Grundflächenaufbau von 0,4 m²/ha auf bis zu 13,3 m²/ha beobachtet werden. Damit einhergehend sank die Stammzahl der Dominanzbestände von maximal 24 000 auf 400 Bäume pro Hektar ab. Diese Strukturveränderungen belegen die starke Wirkung selbstdifferenzierender Prozesse während der Alterung der sonst unbehandelten Dominanzbestände.

Die Strahlungsbedingungen waren zwischen den Probestpunkten verschieden. So wurden relative Strahlungswerte (DIFFSF) zwischen 0,5 % und 8,3 % der Freilandstrahlung erreicht. Der BHD der 5 % vorherrschenden und herrschenden Traubenkirschen ($BHD_{5\%}$) zeigte die stärkste Korrelation mit den Strahlungswerten und wurde deshalb zur Modellierung der Strahlungsentwicklung herangezogen (Abb. 2).

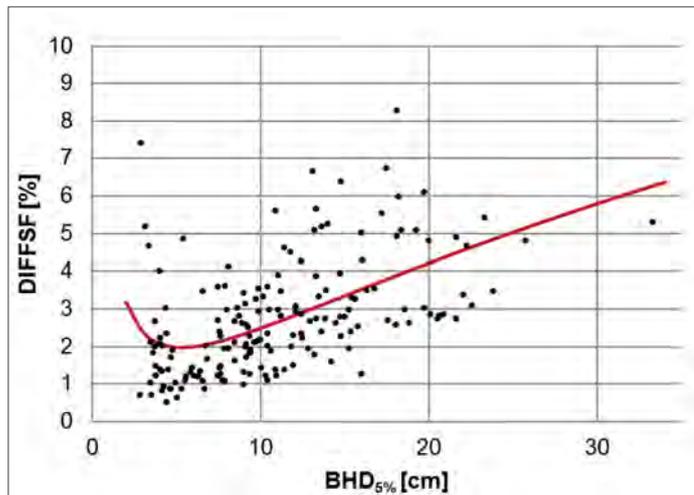


Abbildung 2: Entwicklung der Strahlung unter Dominanzbeständen [DIFFSF in %] in Abhängigkeit vom Brusthöhendurchmesser der 5% stärksten Sp. Traubenkirschen am Probestpunkt [$BHD_{5\%}$ in cm]. Die Modellvorhersage des gemischten linearen Modells ist als rote Kurve dargestellt.

Die Strahlung zeigt in den unteren und oberen Bereichen des $BHD_{5\%}$ eine starke Streuung der Messwerte. Dabei konnten in allen Durchmesserbereichen Strahlungswerte von DIFFSF über 3 % festgestellt werden. Das gemischte lineare Modell bestätigt den signifikanten Einfluss des $BHD_{5\%}$. Die Alterung der Dominanzbestände führt demnach zunächst zu einer Abnahme der Strahlung. Erreichen die stärksten Traubenkirschen einen kritischen Durchmesser von 5 cm, gelangt am wenigsten Licht an den Waldboden. Im Mittel erreichen die Dominanzbestände diesen kritischen Wert mit einem Alter von 15 Jahren (Abb. 3).

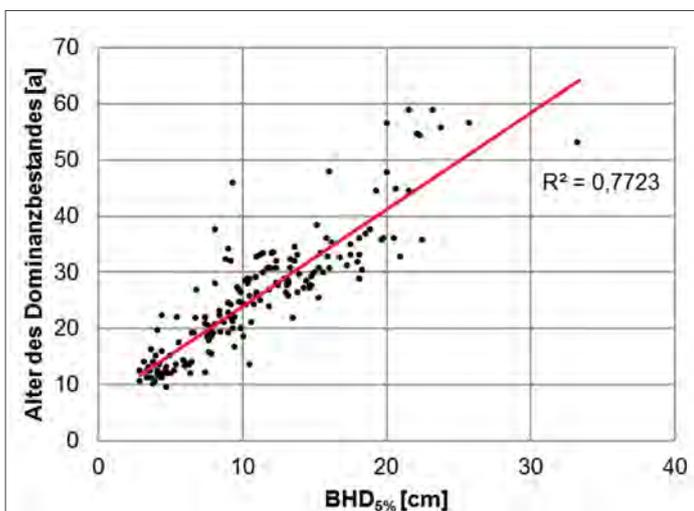


Abbildung 3: Beziehung zwischen dem Brusthöhendurchmesser der 5% stärksten Sp. Traubenkirschen am Probestpunkt [$BHD_{5\%}$ in cm] und dem durch Probestfällungen ermittelten Alter des Dominanzbestandes. Die Variablen zeigen eine stark positive Korrelation ($R^2 = 0,772$).

Die Weiterentwicklung der Dominanzbestände führt zu einer kontinuierlichen Verbesserung der Strahlungsbedingungen. Dabei konnte kein Einfluss des Kiefernoberstandes auf das Strahlungsregime nachgewiesen werden.

Pflanzversuch

Der Pflanzversuch wurde unter fünf verschiedenen alten Dominanzbeständen angelegt. Die Versuchsflächen lassen sich aufgrund der Alters- und Strukturunterschiede (abnehmende Stammzahl, Zunahme der mittleren Höhen und Durchmesser) als Chronosequenz darstellen (Tab. 2). Demnach verändert sich auch die Verfügbarkeit der Ressource Strahlung. Von der jüngsten Versuchsfläche A1 ausgehend ($DIFFSF_{\text{mittel}} = 3,21\%$) nimmt die Strahlungsverfügbarkeit stark ab, sodass auf der Versuchsfläche A2 die geringste Strahlungsverfügbarkeit festgestellt wurde ($DIFFSF_{\text{mittel}} = 1,40\%$). Schließlich erfolgt von R1 ($DIFFSF_{\text{mittel}} = 1,65\%$) hin zu R3 ($DIFFSF_{\text{mittel}} = 2,89\%$) eine kontinuierliche Verbesserung der Strahlungsbedingungen. Damit entspricht die Entwicklung der Beleuchtungsbedingungen der Vorhersage des Strahlungsmodells.

Tabelle 2: Charakteristika der Dominanzbestände des Pflanzversuches und verfügbare Strahlung über den Pflanzplots in den Untersuchungsgebieten Authausener Wald (A) und Rühnicker Heide (R)

Ver-suchs-fläche	A1	A2	R1	R2	R3
Stamm-zahl/ha	2 632	2 057	1 180	653	1 294
mittlerer BHD	4,7 cm	8,3 cm	11,4 cm	15,3 cm	16 cm
mittlere Höhe	6,9 m	8,1 m	15,8 m	17,6 m	15,0 m
mittlerer DIFFSF	3,21 %	1,40 %	1,65 %	2,77 %	2,89 %
min DIFFSF	1,41 %	0,36 %	0,96 %	1,10 %	1,39 %
max DIFFSF	9,29 %	3,09 %	2,57 %	4,78 %	4,82 %

Mortalität

In den Ausfallraten auf den unterschiedlich strahlungsversorgten Versuchsflächen spiegeln sich die Ansprüche der Baumarten an das Licht wider (Niinemets & Valladares 2006) (Abb. 4). So zeigten die Schattbaumarten eine verhältnismäßig geringe Mortalität. Bei den Winterlinden konnten nur vereinzelt Ausfälle beobachtet werden. Ebenso gering waren die Ausfallraten der Hainbuchen, welche mit Ausnahme der dunkelsten Versuchsfläche A2 den Wert von 10 % nicht überschritten. Abweichend davon stellten sich die Abgänge bei der Schattbaumart Rotbuche höher dar. Hier konnten zwar ebenfalls auf der Fläche A2 die höchsten Ausfallraten festgestellt werden, jedoch erwiesen sich diese mit 41 % abgestorbenen Pflanzen im Vergleich zur Hainbuche als deutlich höher. Zudem wurde auf den Versuchsflächen R1, R2 und R3 eine starke Erhöhung der Ausfallraten gegenüber den anderen Schattbaumarten festgestellt. Vermutlich ist dieses Phänomen durch den enormen Befall der Rotbuchen mit Buchenwollschildläusen in den ersten beiden Versuchsjahren zu erklären. Die Pionierbaumart Eberesche zeigte sehr eindrucksvoll den Einfluss der reduzierten Beleuchtungsverhältnisse auf die Überlebensfähigkeit. Mit weniger als 20 % abgestorbener Ebereschen konnten auf den besser strahlungsversorgten jungen und älteren Versuchsflächen A1, R2 und R3 deutlich geringere

Ausfallraten festgestellt werden, als auf den Versuchsflächen mittleren Alters A2 und R1 (Ausfallrate >47%). Die wenig schatten-tolerante Traubeneiche zeigte auf nahezu allen Versuchsflächen sehr hohe Mortalitätsraten. Einige Pflanzplots fielen total aus. Da junge Eichen durchaus in der Lage sind, unter widrigen Strahlungsbedingungen zu überleben (Nilsson et al. (1996), sind die hohen Ausfallraten mit großer Sicherheit der schlechten Qualität des Pflanzgutes geschuldet (schlechtes Spross/Wurzel-Verhältnis, sehr geringer Feinwurzelanteil).

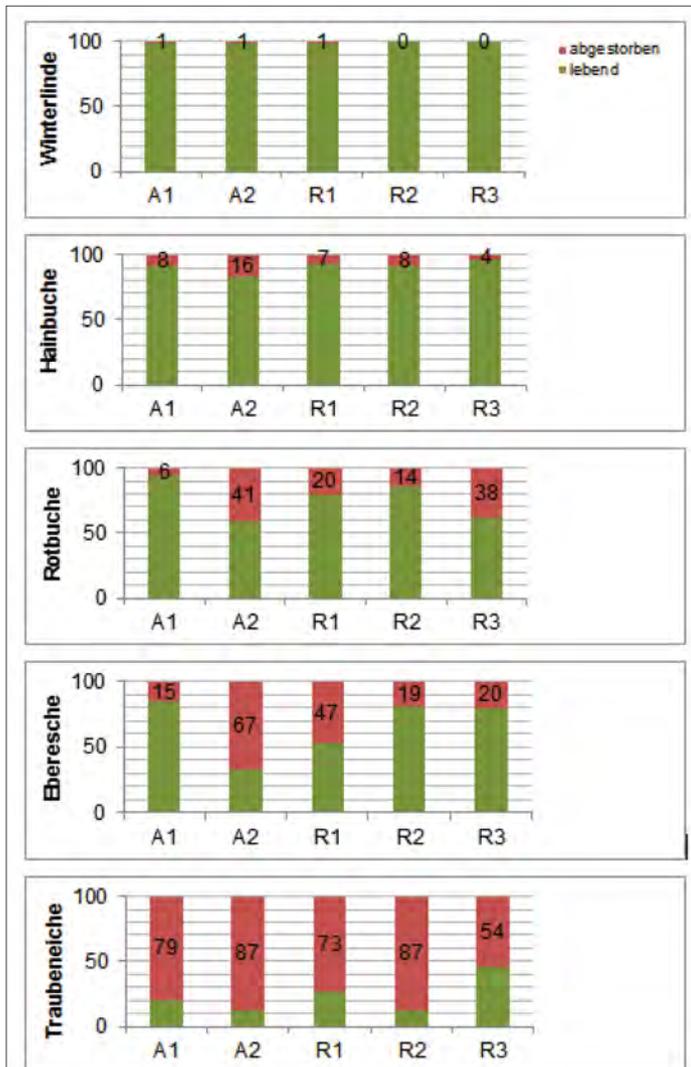


Abbildung 4: Darstellung der Vitalität und Mortalität der fünf Versuchsbaumarten unter dem Einfluss der verschiedenen Versuchsflächen (A – Authausener Wald, R – Rühnicker Heide) nach drei Vegetationsperioden in Prozent [%]

Pflanzenwachstum

Neben dem Einfluss des Dominanzbestandes auf die Mortalität wurde der Einfluss der Beleuchtungsverhältnisse auf das Pflanzenwachstum über drei Vegetationsperioden beobachtet. Exemplarisch soll die Wachstumsreaktion der Baumart Winterlinde anhand des durchschnittlichen jährlichen Sprosslängenwachses (Δl) vorgestellt werden (Abb. 5). Aus methodischen Gründen wurde abweichend vom Strahlungsmodell (vgl. Abb. 2) der Brusthöhendurchmesser der stärksten Traubeneiche am Pflanzplot (BHD_{max}) als erklärender Parameter in das Modell einbezogen.

Der mit dem Alter steigende Durchmesser der Traubeneichen wirkt sich signifikant auf das Sprosswachstum der Winterlinden aus. Eine Zunahme des BHD_{max} führt demnach

zunächst zu einer negativen Beeinflussung des Pflanzenwachstums, was sich in der Reduktion des Sprosslängenwachses der gepflanzten Laubbäume widerspiegelt. Ähnlich dem Strahlungsmodell erfolgt nach der Überschreitung eines kritischen Brusthöhendurchmessers des Dominanzbestandes (hier: $BHD_{max} = 12$ cm) eine positive Reaktion der Winterlinden, was sich in einer kontinuierlichen Zunahme des Sprosslängenwachses zeigt. Die Sprosslängenwüchse der Winterlinden wiesen vor allem im unteren BHD_{max} -Bereich deutliche Streuungen auf. So konnte ein signifikanter Einfluss der Sprosslänge zum Pflanzzeitpunkt auf den mittleren jährlichen Sprosslängenzuwachs festgestellt werden. Dabei wirkte sich eine höhere Ausgangsprosslänge positiv auf den Sprosslängenzuwachs aus, was sich in einer vertikalen Verschiebung der Modellvorhersage zeigt. Die Modellierung des Sprosslängenwachses der Winterlinden konnte nachweisen, dass eine altersbedingte Entwicklung der Dominanzbestände (BHD_{max}) zunächst zu einer Verschlechterung und schließlich zu einer Verbesserung der Verjüngungsbedingungen führt.

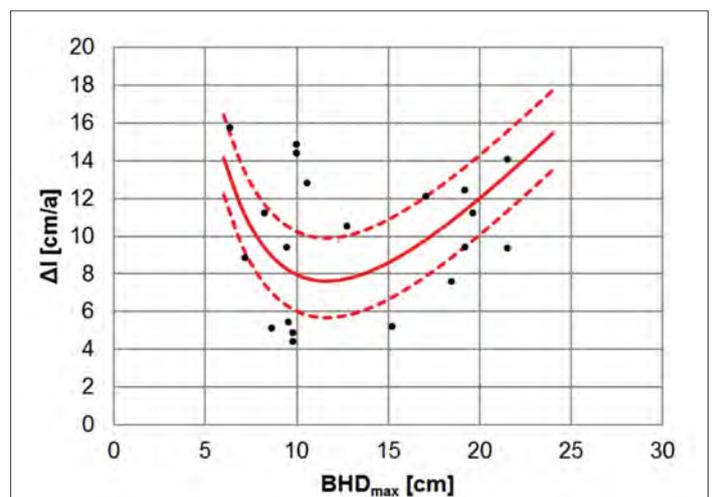


Abbildung 5: Entwicklung des durchschnittlichen jährlichen Sprosslängenwachses [Δl in cm/a] der Winterlinden in Abhängigkeit vom Brusthöhendurchmesser der stärksten Sp. Traubeneiche am Pflanzplot. Die durchgezogene rote Kurve stellt die Modellvorhersage des gemischten linearen Modells für eine mittlere Ausgangsprosslänge von 44,5 cm dar. Die obere gestrichelte Kurve bildet die Modellvorhersage für eine mittlere Ausgangsprosslänge von 54,2 cm ab (maximal), die untere gestrichelte Kurve für eine mittlere Ausgangsprosslänge von 36,3 cm (minimal).

Substratwirkung

Welchen Einfluss die Traubeneichenstreu auf die Keimung und frühe Entwicklung heimischer Laubbäume ausübt, wurde in einem Gewächshausversuch geprüft. Die Ergebnisse sollen am Beispiel der modellierten Trockenmasse (lineares Regressionsmodell) für die Keimlinge der Baumart Winterlinde dargestellt werden. Die Trockenmasse der Keimlinge am Ende des Versuchszeitraumes war signifikant von der Blattanzahl (Blattentwicklungsstadium) sowie den Faktoren Strahlung und Substrat abhängig (Abb. 6).

Entwickelten sich die Keimlinge durch die Zunahme von Laubblättern weiter, so konnte in allen Faktorkombinationen eine Erhöhung der Trockenmassen festgestellt werden. Die unterschiedlichen Beleuchtungsvarianten übten den stärksten Einfluss auf die Entwicklung der Winterlinden aus. Stand den Keimlingen gleichen Entwicklungsstadiums mehr Strahlung zur Verfügung (6%), so reagierten diese signifikant mit einer annähernden Verdopplung der Trockenmasse. Ein vergleichsweise geringerer, jedoch ebenso signifikanter Effekt konnte für das Substrat

festgestellt werden. Entwickelten sich die Winterlinden unter sonst gleichen Bedingungen auf dem durch Sp. Traubenkirsche geprägten Substrat, so erreichten diese zum Versuchsende höhere mittlere Trockenmassen als auf reinem Kiefernsubstrat. Gegebenenfalls ist dieser positive Effekt auf die verbesserte Humusform unter den Dominanzbeständen zurückzuführen. Hinsichtlich des quantitativen Auflaufferfolges konnten keine Unterschiede zwischen den Substratvarianten festgestellt werden. Demnach kann gefolgert werden, dass eine keimhemmende Wirkung der Traubenkirschenstreu (Böckmann 2010, Starfinger 1990) durch die Verbesserung der Humusform gegenüber Kiefernreinbeständen (Dassonville et al. 2008, Rode et al. 2002, Wendorff 1952) überprägt wird. Unter den praxisnahen Versuchsbedingungen konnte keine negative Wirkung beobachtet werden.

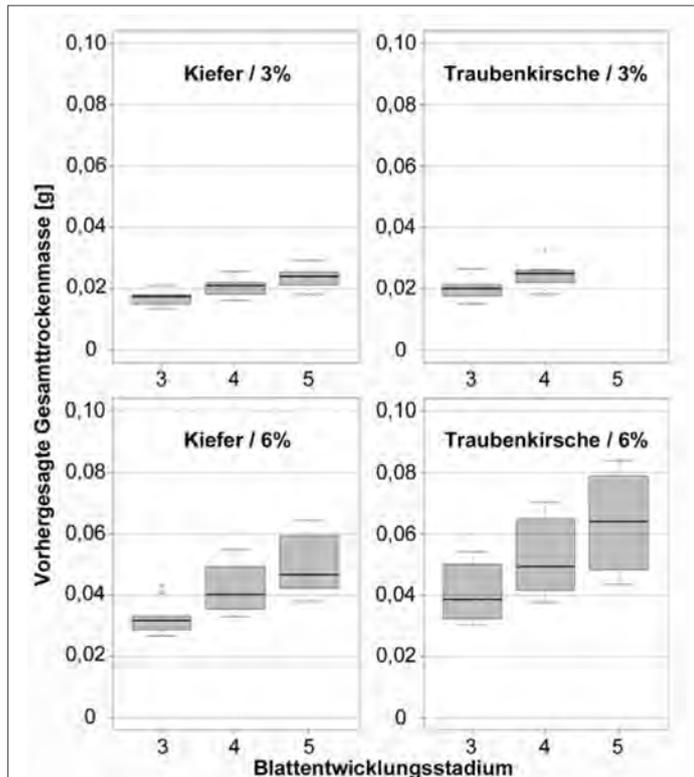


Abbildung 6: Vorhersage des linearen Regressionsmodells für die Gesamttrockenmassen [in g] der Winterlindenkeimlinge im Gewächshausversuch in Abhängigkeit von der Substratart (Kiefer o. Traubenkirsche), der Beleuchtung (3 % o. 6 %) und dem Blattentwicklungsstadium (3, 4 o. 5)

Diskussion

Folgerungen für die Waldentwicklung

In dem vorgestellten Projekt wurden weitgehend unbehandelte Dominanzbestände der Spätblühenden Traubenkirsche in Kiefernforsten untersucht. Die Alterung der Dominanzbestände führt frühzeitig zu konkurrenzbedingten Strukturveränderungen, welche auf die Eigenschaften der Sp. Traubenkirsche als Pionierbaumart (vgl. (Thomasius & Schmidt 1996): rasche Alterung und kurze Lebensdauer, frühe Zuwachskulmination und geringe Akkumulationsfähigkeit) zurückzuführen sind. Zudem nimmt die Schattentoleranz der Baumart mit steigendem Alter ab (Marquis 1990). Damit ist es in älteren Traubenkirschenbeständen am Waldboden deutlich heller als in jüngeren Beständen. Es ist offensichtlich, dass die Ressourcenverfügbarkeit maßgeblich von den vorherrschenden und herrschenden Sp. Traubenkirschen beeinflusst wird. Diese begründen die dominante Stellung im Bestandesgefüge durch herausragende Baumhöhen, verbunden mit vergleichsweise großen

Kronen und einer Konzentration der Blattmasse in der oberen Kronenschicht (Mitscherlich 1981). Die Stabilität der Sp. Traubenkirsche ist in den Untersuchungsgebieten als gering einzustufen. So wurden vor allem in älteren Dominanzbeständen häufig durch Pilzbefall geschwächte Bäume sowie Störungen infolge von Kronenausbrüchen und Sturmwürfen beobachtet (Abb. 7), was einen weiteren Erklärungsansatz für die positive Entwicklung des Strahlungsregimes darstellt. Aus methodischen Gründen wurden direkt unter derartigen Störstellen keine Probepunkte etabliert. Somit spiegelt das Strahlungsmodell die Strahlungsentwicklung unter »idealen« Dominanzbeständen wider (geschlossenes Kronendach, kaum Naturverjüngung der Sp. Traubenkirsche), was dazu führt, dass die Beleuchtungsbedingungen vor allem in älteren Dominanzbeständen unterschätzt werden dürften. Die Sp. Traubenkirsche verjüngt sich bei ausreichender Strahlungsverfügbarkeit gut unter den Mutterbäumen (Petersen 2015). Derartige Verjüngungsphasen wurden nicht zur Modellierung herangezogen (Starfinger 1991), da in dieser Phase neben den strahlungsmindernden Effekten der älteren Traubenkirschen zusätzlich die Verjüngungsschicht wirkt.



Abbildung 7: Durch das flach streichende Wurzelwerk der Sp. Traubenkirsche bedingt, treten in älteren Dominanzbeständen häufig Sturmwürfe auf, welche die Strahlungsverfügbarkeit am Waldboden positiv beeinflussen.

Die alterungsbedingte positive Entwicklung der Verjüngungsbedingungen in den Dominanzbeständen konnte im Pflanzversuch bestätigt werden. Dabei kamen die Klimaxbaumarten am besten mit den Wachstumsbedingungen zurecht, was durch deren hohe Schattentoleranz begründet ist (Niinemets & Valladares 2006). So konnten sich die Winterlinden unter den Bedingungen aller Dominanzbestände etablieren (Abb. 8), reagierten jedoch nach dem Überschreiten eines maximalen BHD der Sp. Traubenkirschen von rund 12 cm mit einem gesteigerten Wachstum. Daraus kann gefolgert werden, dass vor allem die Schattbaumarten die Fähigkeit besitzen, sich auch ohne menschliches Zutun, unter den Dominanzbeständen zu etablieren und zu entwickeln. Unter mitteleuropäischen Verhältnissen übersteigen die Baumhöhen der vorgenannten Baumarten die maximale Höhe der Sp. Traubenkirsche deutlich, was diesen ein Überwachsen der Dominanzbestände ermöglicht.

Aufgrund des starken Schattenwurfes der Klimaxbaumarten (Hagemeier 1997), ist schließlich eine Verdrängung der Sp. Traubenkirsche zu erwarten, wenngleich diese nicht gänzlich aus dem Waldökosystem verschwinden wird.



Abbildung 8: Vitaler Pflanzplot der Winterlinde unter Sp. Traubenkirsche in der zweiten Vegetationsperiode (Versuchsfläche R1)

Eine Schlüsselrolle für derartige Waldentwicklungen stellt das Vorhandensein von Samenbäumen der Zielbaumarten dar. In diesem Zusammenhang muss auf die Fernausbreitung der meist schwersamigen Klimaxbaumarten durch Tiere (zoochore Verbreitung) hingewiesen werden. Denn auf allen Versuchsflächen wurden drei Jahre nach der Zäunung naturverjüngte Rotbuchen und Traubeneichen gefunden (Abb. 9), wobei vor allem in der Rühnicker Heide im weiten Umkreis keine Samenbäume vorhanden waren.



Abbildung 9: Naturverjüngte Rotbuche auf der dunkelsten Versuchsfläche A2

Die Ergebnisse des Gewächshausversuches zeigten eine positive Wirkung der Traubenkirschenstreu auf die Keimungs- und Etablierungsbedingungen der heimischen Baumarten. Zusätzliche positive Effekte des Dominanzbestandes ergeben sich aus der Verhinderung einer für Kiefernforste typischen Begleitvegetation (Heidelbeere und Sandreitgras) und die Schaffung eines ausgeglichenen Waldinnenklimas.

Unangepasste Schalenwildbestände können die natürliche Rückeroberung des Waldes durch Klimaxbaumarten allerdings vollständig verhindern (Abb. 10). Während der Feldarbeiten konnte häufig beobachtet werden, dass die blickdichten Dominanzbestände in den sonst weiträumigen und offenen Kiefernforsten als Tageseinstände für das Wild dienten. Dabei wirkt sich der Verbiss unter den suboptimalen Verjüngungsbedingungen der Dominanzbestände gravierender auf das Wachstum und die Mortalität der Baumarten aus, als bei besserer Ressourcenverfügbarkeit (Vandenberghe et al. 2008). Die positiven Wirkungen besserer Verjüngungsbedingungen unter älteren Dominanzbeständen werden dann durch den Wildeinfluss zunichte gemacht.



Abbildung 10: Weiserzaun (Größe: 160 m²) in einem Kiefernaltbestand der Rühnicker Heide, unweit der Versuchsfläche R1, verdeutlicht das Verjüngungspotenzial im Untersuchungsgebiet. Die Naturverjüngung von Rotbuche, Traubeneiche, Eberesche aber auch Roteiche und Sp. Traubenkirsche wies ein sehr gutes Wachstum auf. Außerhalb des Zaunes wurden ebenfalls vereinzelt Rotbuchen gefunden, die den starken Verbissdruck im Schutz der Krautschicht über viele Jahre überlebten, diese jedoch nicht überwachsen konnten. (Bild des Autors)

Literaturverzeichnis

- Bilke, G.** (1996): Ausbreitung, Biomasseproduktion und Nährelementinkorporation von Stauchschichten aus Spätblühender Traubenkirsche (*Prunus serotina* EHRH.) in Kiefernbeständen Brandenburgs. Diplomarbeit. Fachhochschule Eberswalde, Eberswalde.
- Böckmann, I.** (2010): Einfluss der neophytischen Art *Prunus serotina* EHRH. auf ihre Umgebung – unter besonderer Berücksichtigung der allelopathischen Wirkung. Masterarbeit. Universität Bielefeld, Bielefeld. Fakultät für Biologie, Institut für Experimentelle Ökologie und Ökosystembiologie.
- Dassonville, N.; Vanderhoeven, S.; Vanparys, V.; Hayez, M.; Gruber W.; Meerts, P.** (2008): Impacts of alien invasive plants on soil nutrients are correlated with initial site conditions in NW Europe. In: *Oecologia* 157, S. 131–140.
- Gundelach, T.; Kriems, G.; Pasch, D.; Denstorf, H.-O** (2013): Naturerbe-Entwicklungspläne auf den Flächen der DBU Naturerbe GmbH. In: *AFZ-Der Wald* (19), S. 18–19.
- Hagemeyer, M.** (1997): Kronenstruktur und Schattenwurf verschiedener Pionier- und Schlusswaldbaumarten. Diplomarbeit. Universität Göttingen, Göttingen. Biologische Fakultät.
- Klotz, S.** (2009): *Prunus serotina* Ehrh., black cherry (Rosaceae, Magnoliophyta). In: Dasie und J. A. Drake (Hg.): *Handbook of Alien Species in Europe*. Dordrecht: Springer.
- Kowarik, I.** (2010): Biologische Invasionen. Neophyten und Neozoen in Mitteleuropa. Unter Mitarbeit von W. Rabitsch. 2. Auflage. Stuttgart: Ulmer.
- Marquis, D. A.** (1990): Black Cherry, *Prunus serotina* Ehrh. In: R. M. Bruns und B. H. Homkala (Hg.): *Silvics of forest trees in the United States*. 2. Aufl. Washington D.C. (Agricultural Handbook – Hardwoods, 654).
- Mitscherlich, G.** (1981): *Waldklima und Wasserhaushalt*. 2. Aufl. 3 Bände. Frankfurt am Main: J. D. Sauerländers Verlag (Wald, Wachstum und Umwelt. Eine Einführung in die ökologischen Grundlagen des Waldwachstums, 2).
- Münste, M.** (2009): Spätblühende Trauben-Kirsche in Berlin. In: *AFZ-Der Wald* (13), S. 688–690.
- Niimemets, Ü. & Valladares, F.** (2006): Tolerance to shade, drought, and waterlogging of temperate Northern Hemisphere trees and shrubs. In: *Ecological Monographs* 76 (4), S. 521–547.
- Nilsson, U.; Gemmel P.; Löf, M.; Welander, N. T** (1996): Germination and early growth of sown *Quercus robur* L. in relation to soil preparation, sowing depths and prevention against predation. In: *New Forests* 12 (12), S. 69–86.
- Oosterbaan, A. & Olsthoorn, A.** (2005): Control strategies for *Prunus serotina* and *Quercus rubra* as exotic tree species in The Netherlands. In: W. Nentwig (Hg.): *NEOBIOTA 6. Biological Invasions – From Ecology to Control*, S. 177–181.
- Petersen, R.** (2015): Waldbaulicher Umgang mit der Spätblühenden Traubenkirsche. Praxisversuch Elbergen – Verdrängung der Spätblühenden Traubenkirsche mit Rotbuche und Douglasie. In: *AFZ-Der Wald* (in Druck).
- Reinhardt, F.; Herle, M.; Bastiansen, F.; Streit, B.** (2003): Ökonomische Folgen der Ausbreitung von Neobiota. Berlin (Texte des Umweltbundesamtes, 79/03).
- Rode, M.; Kowarik, I.; Müller, T.; Wendebourg, T.** (2002): Ökosystemare Auswirkungen von *Prunus serotina* auf norddeutsche Kiefernforsten. In: I. Kowarik und U. Starfinger (Hg.): *Biologische Invasionen: Herausforderung zum Handeln?* Berlin: Lentz-Druck (Neobiota, 1), S. 135–148.
- Schepker, H.** (1998): Wahrnehmung, Ausbreitung und Bewertung von Neophyten. Eine Analyse der problematischen nichteinheimischen Pflanzenarten in Niedersachsen. Dissertation. Universität Hannover, Hannover.
- Starfinger, U.** (1990): Die Einbürgerung der spätblühenden Traubenkirsche (*Prunus serotina* EHRH.) in Mitteleuropa. Dissertation. Technische Universität Berlin, Berlin.
- Starfinger, U.** (1991): Population Biology of an Invading Tree Species – *Prunus serotina*. In: A. Seitz und V. Loeschke (Hg.): *Species Conservation: A Population-Biological Approach*. Basel: Birkhäuser Verlag, S. 171–184.
- Starfinger, U.; Kowarik, I.; Rode, M.; Schepker, H.** (2003): From desirable ornamental plant to pest to accepted addition to the flora? – the preception of an alien tree species through the centuries. In: *Biological Invasions* 5, S. 323–335.
- Thomasius, H.; Schmidt, P. A.** (1996): *Wald, Forstwirtschaft und Umwelt*. Bonn: Economica Verlag GmbH (Umweltschutz: Grundlagen und Praxis, 10).
- Tölle, C.; Berges, G.** (2013): Nationales Kulturerbe – Nationales Naturerbe. In: *AFZ-Der Wald* (19), S. 14–17.
- Vandenberghe, C.; Frelechoux, F.; Buttler, A.** (2008): The influence of competition from herbaceous vegetation and shade on simulated browsing tolerance of coniferous and deciduous saplings. In: *Oikos* 117, S. 415–423.
- Vanhellemont, M.; Verheyen, K.; Staelens, J.; Hermy, M.** (2010): Factors affecting radial growth of the invasive *Prunus serotina* in pine plantations in Flanders. In: *European Journal of Forest Research* 129, S. 367–375.
- Wemdorff, G. von** (1952): *Die Prunus serotina in Mitteleuropa: Eine waldbauliche Monographie*. Dissertation, Hamburg.

Bildmaterial

Tobias Hamm

Hans Hamkens

Auswirkungen von unterschiedlichen Behandlungen des Oberstandes und der Begleitvegetation auf die Naturverjüngung von Traubeneiche (*Quercus petraea* (MATT.) LIEBL.) – Eine Simulationsstudie

Abstract

The Scots Pine (Pinus sylvestris L.) stands of the DBU »Naturerbe« are supposed to be converted to mixed stands of Sessile oak (Quercus petraea (MATT.) LIEBL.) by natural regeneration. However, caused by the light crowns of the matured stand the competition advantage of the understorey vegetation is benefited with the effect of increased loss of oak saplings. Therefore, in this simulation study different treatments of overstorey and understorey vegetation are compared to distinct the regeneration success and the spatial distribution of Sessile oak saplings. The simulations were performed via the individual-based model oak-lay, which was developed for the purpose of this project. One aim of this study is the comparison of different intra-annual mowing intensities to the understorey vegetation. Both the number of saplings and the crown closure degree significantly increase from a three times executed mowing treatment. The results show no significant difference between a four and five times executed mowing treatment. Otherwise, the surviving saplings are the more random distributed the intensity increases. Another aim of the study is to compare different intense treatments of the Scots pine overstorey and the additional combination with understorey mowing. The combinations show results with higher surviving saplings, a higher crown closure degree and more random distribution. Furthermore, less intense overstorey treatments show slightly better results than the more intense treatments.

Einleitung

Mit Übernahme von mehr als 60 000 ha Bundesfläche (zu einem Großteil ehemalige Truppenübungsplätze) durch die Deutsche Bundestiftung Umwelt (DBU) wurden diese Flächen zum Nationalen Naturerbe ernannt (Magiera 2015). Da sich sehr viele Naturerbeflächen im nordöstlichen Teil Deutschlands befinden, sind deren Waldflächen auch zum Großteil mit Kiefernreinbeständen bestockt. Der herausfordernde Waldbau in naturnahe, mit Eiche bestockte Wälder ist daher eines der waldbaulichen Ziele der DBU.

Die Traubeneiche (*Quercus petraea* (MATT.) LIEBL.) gilt als eine wichtige und oft vertretene Baumart in den temperierten sommergrünen Laubwäldern Europas (Bohn et al. 2004). Nicht nur ihre guten Eigenschaften als Bau- und Brennholz werden von der Bevölkerung geschätzt. Neben ihrem kulturhistorischen Wert (u. a. Hasel 1985; Mantel 1990; Ostermann 2002), hat sie auch eine besondere Rolle für den Naturschutz. So soll die Traubeneiche eine große Rolle für den Erhalt seltener und gefährdeter Arten spielen (Jedicke & Hakes 2005). Besonders alte Exemplare bieten Lebensraum für Vögel, xylobionte Tierarten oder Kryptogamen (Müller et al. 2005; Walentowski & Winter 2007).

Neben biotischen Schäden an Altbäumen, die durch Insektenbefall (u. a. Seeger 1930; Hertz-Kleptow 1949; Jones 1959) verursacht werden, ist besonders die Etablierung von Eichenverjüngung eine Herausforderung für den Menschen. Besonders die trockenen und sandigen Kiefernbestände

Nord-Ostdeutschlands, in denen der Traubeneiche eine mögliche Zukunft als neue Hauptbaumart zugemutet wird (Kölling, Zimmermann & Walentowski 2007), gelten auch zeitgleich als Problemgebiete, um die natürliche Verjüngung zu etablieren. Trotz erfolgreicher Keimung von Eichensämlingen, fallen diese sehr oft und intensiv aus (Wolf, Frei & Bücking 2005; Meyer et al. 2006). Ein maßgeblicher Faktor ist dabei die deutliche Ausprägung von Begleitvegetation in der Krautschicht, die durch die lichten Kronen des Kiefern-oberstandes in ihrem Wachstum begünstigt werden. Dies hat einen sehr hohen Konkurrenzdruck für Eichensämlinge zur Folge. Neben der dadurch beeinträchtigten Lichtversorgung (Jones 1959; Ellenberg 1996; Siebel & Bouwma 1998) wird besonders das ohnehin sehr knapp verfügbare Wasser als wesentlicher Grund für Eichenausfälle genannt (Cater & Batic 2006), da Eichen besonders als Jungwuchs als trockenanfällig beschrieben werden (Burschel & Huss 2003).

Im Rahmen des Promotionsstipendenschwerpunktes »Forschung auf Naturerbeflächen« der DBU wurde mit dem oak-lay-Modell ein individuenbasiertes Modell entwickelt, welches die Verjüngung von Eichen unter Kiefern-schirm zum Schwerpunkt hat. Dabei wird besonders die Konkurrenz um Wasser mit der Begleitvegetation über ein integriertes prozessbasiertes Modell berücksichtigt. Verjüngungsfördernde Behandlungen von Oberstand und Begleitvegetation wurden integriert, um deren Auswirkungen auf den Verjüngungserfolg untersuchen zu können. In diesem Artikel werden mit verschiedenen Simulationsexperimenten die Auswirkungen und Unterschiede dieser Behandlungen aufgezeigt.

Hierfür werden neben einer Kontrollversuchsreihe zwei weitere Behandlungsexperimente durchgeführt. Die Kontrollversuchsreihe soll die Entitäten Oberstand und Begleitvegetation isolieren und deren Einzeleffekte auf die Eichenverjüngung aufzeigen. Eine weitere Versuchsreihe soll die Kulturpflege als wichtige Vegetationspflegemaßnahme näher beleuchten. Bei einer Kulturpflege wird die Begleitvegetation um die Zielverjüngung gemäht, um die Verjüngung freizustellen. Da die Vegetation oft sehr schnell und wüchsig reagiert, muss diese Maßnahme mehrmals pro Jahr durchgeführt werden, was einen deutlichen Mehraufwand bedeuten kann. Daher sollen mit Simulationsexperimenten unterschiedliche Kulturpflegeintensitäten untersucht werden. Damit wird getestet, ob mit zunehmender Intensität der Verjüngungserfolg steigt.

Die zweite Versuchsreihe zeigt die Auswirkungen unterschiedlicher Behandlungen des Oberstandes auf den Verjüngungserfolg. Dabei wird auf die drei Hiebsarten Femel-, Schirm- und Kahlhieb eingegangen, die in sich in ihrer Eingriffsintensität unterscheiden. Zusätzlich werden diese Hiebsarten mit einer Kulturpflege kombiniert, die dreimal im Jahr durchgeführt wird. Angaben aus der Literatur legen nahe, dass intensive Verfahren das Wachstum von Begleitvegetation begünstigen können, sodass die Konkurrenzsituation für die Eichenverjüngung verschärft wird (Röhrig et al. 2006:354–356). Eine weitere Hypothese lautet daher, dass schonende Hiebsarten den Verjüngungserfolg begünstigen.

Aus dieser Hypothese resultiert noch eine letzte Hypothese für diese Studie: In ihrer räumlichen Verteilung verzüngen sich starkem Konkurrenzdruck ausgesetzte Eichen vermehrt im Einflussbereich von Altbäumen.

Methodik

Das Eichenverzüngungsmodell oak-lay

Für die Umsetzung der Simulationsexperimente wird auf das individuenbasierte Eichenverzüngungsmodell oak-lay zurückgegriffen. Dieses Modell wurde entwickelt, um explizit die emergenten Eigenschaften der Wechselbeziehungen zwischen gruppierten Individuen von Waldaltbestand, Begleitvegetation und Naturverzüngung darzustellen. Derartige Gruppen werden Entität genannt. Die Konkurrenzbeziehungen zwischen Naturverzüngung und Begleitvegetation werden dabei über einen prozessbasierten Modellierungsansatz des Wasserhaushalts der einzelnen Entitäten beschrieben. Der Waldaltbestand und Naturverzüngung, die

die Grenzwerthöhe von 1,3 m erreicht hat, konkurrieren über den Field-Of-Neighbourhood-Ansatz (FON) von Berger & Hildenbrandt (2000). Die FON-Felder der Bäume beschreiben ebenso die Beschattung der bodennahen Vegetation. Eine detaillierte Beschreibung des Modells nach dem standardisierten ODD-Protokoll (Grimm et al. 2006; Grimm et al. 2010) findet sich bei Hamkens (Dissertation, in prep. und kann auf Anfrage zur Verfügung gestellt werden).

Klimainput

Für die Experimente werden stabile klimatische Bedingungen angenommen, die im Jahresverlauf nur einer monatlichen Fluktuation unterliegen. Daher wird für die klimatischen Inputparameter des oak-lay-Modells auf gemittelte Werte zurückgegriffen. Als Klimastation wurde die Station Wittenberg (Id: 5629) ausgewählt. Eine Übersicht der gemittelten Monatswerte dieser Klimastation findet sich in Tabelle 1.

Tabelle 1: Übersicht der monatlich aufgelösten Umweltparameter

Umweltparameter	Einheit	April	Mai	Juni	Juli	August	September
Lufttemperatur	°C	8,71	13,59	16,81	18,64	18,11	14,23
Bodentemperatur	°C	11,10	17,16	20,62	22,36	21,60	16,33
Relative Luftfeuchte	%	69,97	67,99	68,22	68,37	69,98	76,41
Globalstrahlung	J m ⁻²	14040000	17767742	19080000	18580645	15909677	10920000
Windgeschwindigkeit	m s ⁻¹	3,26	2,92	2,76	2,72	2,52	2,64
Niederschlag	m day ⁻¹	0,001246	0,001686	0,002016	0,002010	0,002008	0,01555

Behandlungsmaßnahmen

Um Jungwuchs zu fördern, gibt es für dieses Vorhaben zwei übergeordnete Möglichkeiten einen Bestand zu behandeln. Durch gezielte Entnahme von Altbäumen des Ober- oder Unterstandes oder durch Verfahren zur Bekämpfung/Entwicklungshemmung der Bodenvegetation.

Im Waldbausystem des schlagweisen Hochwaldes gibt es verschiedene Vorgehensweisen, um eine Verzüngung einzuleiten, welche auch Hiebsarten genannt werden. Die radikalste Vorgehensweise bildet dabei der Kahlschlag, in dem alle Altbäume mit einem Hieb entfernt werden. Das Schirmschlagverfahren dagegen lichtet einen Bestand nach und nach auf. Die Geschwindigkeit des Ablaufs ist dabei zielbaumartenspezifisch. Die eingeschränkte Simulationsfläche, die durch die Rechenzeit des oak-lay bedingt ist, erlaubt es nicht die volle Bandbreite der verschiedenen Hiebsarten zu simulieren. Für die nachfolgenden Experimente wird daher neben den Hiebsarten Kahl- und Schirmhieb für den Oberbestand auch eine Einzelbaumentnahme in 5-Jahresritten durchgeführt, um eine schonende Entnahme für die Simulationsfläche in die Versuchsreihe aufzunehmen. Der Schirmhieb wird im Modell durch eine Lichtung im zweiten Simulationsjahr beschrieben, bei dem ein einziger Baum zurückbleibt.

Bei der Behandlung der begleitenden Bodenvegetation soll in den Experimenten nur auf die Methode des mechanischen Verfahrens zur Unkrautbekämpfung in Verzüngungen eingegangen werden, welches mehrmalig im Jahr durchgeführt wird. Auch wenn es sich bei den hier behandelten Jungwüchsen nicht um Kulturen handelt, so wird trotzdem nachfolgend für diese Maßnahme der verkürzende Term der Kulturpflege angewandt.

Simulationsexperimente

Allgemeine Grundeinstellungen, Messgrößen und statistische Auswertung

Als Ausgangssituation soll für die Simulationsexperimente eine einheitliche Initialisierung erfolgen. Dies betrifft neben räumlichen Parametern, die den simulierten Bestand definieren, auch die Eingangswerte der jeweiligen Entitäten Jungwuchs, Altbäume und Begleitvegetation.

Eine Zusammenfassung dieser Werte ist in Tabelle 2 gegeben.

Die Werte für den Kiefernaltbestand entsprechen dabei einem 85-jährigen Kiefernbestand der Mittelhöhenbonität 26 mit einem Bestockungsgrad (B°) von 1.0 aus den Ertragstafeln nach Lembcke, Knapp & Dittmar (1975).

Die Initialhöhe und -zahl des Jungwuchs sind aus Dobrowolska (2006) entnommen. Dort wurde die Dichte von großen Jungbäumen mit einer Höhe von maximal 50 cm mit 94980 ha⁻¹ angegeben. Das Aufkommen weiterer Verzüngung wurde aus mehreren Gründen nicht in die Simulationsexperimente aufgenommen. Zum einen ist die Datenlage für eine genaue Quantifizierung sehr gering. Andererseits würde ein kontinuierliches Nachreichen von Individuen in einen Simulationslauf die Rechenleistung des Modells massiv erhöhen. Die Experimente sollen daher einen Zeitraum mit lang ausbleibender Folgemast beschreiben. Der Simulationszeitraum wurde auf 15 Jahre festgelegt, um den Zeitraum bis zum Erreichen der Entwicklungsphase eines Jungbaumes abzudecken.

Tabelle 2: Übersicht der Initialwerte für die Experimente

Parameter	Wert	Einheit	Quelle
Räumliche & Zeitliche Skalen			
Simulationsfläche	196	m ²	
Grenzbedingungen	periodisch		
Simulationszeitraum	15	Jahre	
Wiederholungen	40		
Initialwerte Jungwuchs			
Anzahl	94980	ha ⁻¹	Dobrowolska (2006)
Höhe	0.5 ± 0.1	m	Dobrowolska (2006)
Alter	1		
Verteilung	zufällig		
Initialwerte Altbäume			
Anzahl	469	ha ⁻¹	Lembcke, Knapp & Dittmar (1975)
Brusthöhendurchmesser	31.8 ± 5	cm	Lembcke, Knapp & Dittmar (1975)
Alter	85	Jahre	Lembcke, Knapp & Dittmar (1975)
Verteilung	zufällig		
Initialwerte Bodenvegetation			
Referenzart	Land-Reitgras		
Höhe	0,1	m	

Um in den Experimenten den Etablierungserfolg des Jungwuchses quantifizieren zu können, wird auf die dimensionslose Kenngröße des Kronenschlussgrades (CCD) zurückgegriffen. Dabei wird die Summe der Kronenflächen der Jungbäume (A_{crown}) in Relation zur Simulationsfläche (A_{sim}) gesetzt:

$$\text{CCD} = \frac{\sum A_{\text{crown}}}{A_{\text{sim}}} \quad (1)$$

Ein Wert über 1 bedeutet, dass rein theoretisch die komplette Simulationsfläche bedeckt und der Kronenschluss erreicht ist. Jungwuchs wird im Modell ab einer Höhe von 1.30 m zu einem Jungbaum. Das bedeutet, dass die Konkurrenzberechnung nicht mehr prozessbasiert erfolgt, sondern auf phänomenologischer Basis über das FON. Mortalität ist in diesem Stadium des Baumes wegen mangelnder Datengrundlage ausgeschaltet. Daher differenzieren sich eng stehende Jungbäume nicht weiter aus. Um derartige Klumpen identifizieren zu können, wird auf den Aggregationsindex R nach Clark & Evans (1954) zurückgegriffen:

$$R = \frac{\bar{r}_{\text{beobachtet}}}{E(r)}; \quad R \in [0, 2.1491] \quad (2)$$

Hier bezeichnet $E(r) = \frac{1}{2\sqrt{\lambda}}$ und λ ist die Baumdichte einer

Poisson-Verteilung. Dies bedeutet, dass die Bäume zufällig verteilt wären. Der Mittelwert der Abstände eines Baumes zu seinem nächsten Nachbarn wird durch $\bar{r}_{\text{beobachtet}}$ beschrieben. Nimmt der Aggregationsindex einen Wert von $R > 1$ an, dann tendiert der Bestand zur Regularität, bei $R = 1$ zur Zufälligkeit und bei $R < 1$ zur Klumpung. Um Randeffekte zu korrigieren wird zusätzlich auf die Modifizierung nach Donnelly (1978) zurückgegriffen.

Die beiden Messgrößen Kronenschlussgrad und Aggregationsindex wurden zum Simulationsende am Ende des 15. Jahres aufgenommen.

Zur weiteren statistischen Auswertung werden mit Kronenschlussgrad als zu untersuchender Gegenstand auf Unterschiede getestet. Da die Experimente die Voraussetzungen für eine ANOVA nicht erfüllten, wurde der Kruskal-Wallis-Test angewandt, um signifikante Unterschiede zwischen den Einzelexperimenten zu ermitteln. Der Wilcoxon-Vorzeichen-Rang-Test wurde als Post-hoc-Test angewandt, um die Unterschiede zwischen den einzelnen Behandlungen zu ermitteln.

Das Modell oak-lay wurde in der Entwicklungsumgebung NetLogo (Wilensky 1998) geschrieben. Die statistische Auswertung erfolgte mit der syntaxbasierten Software R (R Core Team 2016). Als Packages für R kamen spatstat (Baddeley, Rubak & Turner 2015), RNetLogo (Thiele, Kurth & Grimm 2012) und parallel (R Core Team 2015) zum Einsatz. Für die Darstellung der Datenverteilung der Experimente wurden sogenannte Beanplots erstellt (Kampstra 2008).

Kontrollvarianten

Um den Einfluss der einzelnen Entitäten (Altbäume und Begleitvegetation) auf den Jungwuchs deutlich zu machen, wurden im Rahmen einer Kontrollversuchsreihe vier Experimente durchgeführt. Im ersten Experiment wurde der Jungwuchs ohne Oberstand und ohne Begleitvegetation simuliert. In den anderen beiden Experimenten wurden je nur eine Entität zum Jungwuchs dazu geschaltet. Das letzte Experiment beinhaltet quasi eine unbehandelte Variante mit allen verfügbaren Entitäten.

Unterschiedliche Kulturpflegeintensitäten

Zur Bewertung der jährlichen Kulturpflegeintensität wurden sechs Experimente durchgeführt, in denen diese Intensität innerhalb eines jeden Simulationsjahres variiert wird. Dabei werden alle Maßnahmen in den mittleren Monaten der Vegetationsperiode durchgeführt. Innerhalb eines Monats wurde die Behandlung immer zur Monatsmitte durchgeführt. Eine Behandlung des Oberstandes fand in diesen Experimenten nicht statt.

Kombination und Vergleich verschiedener Behandlungsmaßnahmen

Die Unterschiedlichen Behandlungsmaßnahmen des Oberstandes wurden in dieser Versuchsreihe einzeln oder in Kombination mit Kulturpflege nach den Vorgaben in Tabelle 2 durchgeführt. Eine Übersicht über alle hier durchgeführten Versuchsreihen ist in Tabelle 3 gegeben.

Für den Kahlhieb wurde in dieser Versuchsreihe eine Entnahme im zweiten Jahr gewählt. Eine gleiche Terminierung wurde für eine Auflichtung im Rahmen eines Schirmschlagverfahrens gewählt. Die Intensität der Kulturpflege wurde auf die in Lehrbüchern empfohlene dreimalige Durchführung pro Jahr festgesetzt (Burschel & Huss 2003: 287).

Tabelle 3: Übersicht der verschiedenen Versuchsreihen

Behandlung			
Kürzel	Oberstand	Begleitvegetation	Bemerkung
Kontrollexperimente			
Knull	-	-	Nur Jungwuchs
Kveg	-	-	Jungwuchs + Vegetation
Kos	-	-	Jungwuchs + Oberstand
Knone	-	-	Alle
Variation von Kulturpflegeintensitäten			
Kult1, ..., Kult6	-	Kulturpflege	Ziffer = Intensität
Behandlungen			
EB	Einzelbaum	-	Entnahme alle fünf Jahre
EBKP3	Einzelbaum	Kulturpflege	s. o. + Intensität = 3
ScH	Schirmhieb	-	Hieb im zweiten Jahr
ScHKP3	Schirmhieb	Kulturpflege	s. o. + Intensität = 3
KH2	Kahlhieb	-	Hieb im zweiten Jahr
KH2KP3	Kahlhieb	Kulturpflege	s. o. + Intensität = 3
KP3	-	Kulturpflege	Intensität = 3

Ergebnisse

Datenüberblick

Abbildung 1 zeigt die sogenannten Beanplots der Untersuchungsvariablen für die Kulturpflege-Versuchsreihe.

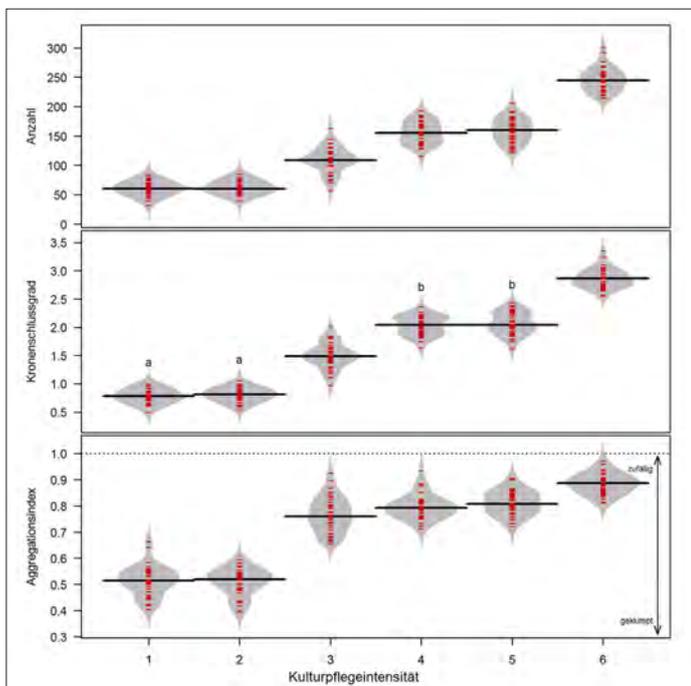


Abbildung 1: Beanplots der Untersuchungsvariablen (Anzahl, Kronenschlussgrad, Clark-Evans-Index) für die aufsteigenden Kulturpflegeintensitäten. Je höher die Kulturpflegeintensität ist, desto öfter wurde eine Kulturpflege pro Jahr durchgeführt. Die gespiegelte Dichtefunktion ist grau dargestellt. Jeder Datenpunkt wird durch einen roten Strich aufgetragen. Der Median des jeweiligen Beanplots ist die schwarze Linie. Die gestrichelte Linie im untersten Plot zeigt den Wert der theoretischen Zufälligkeit. Die Buchstaben a und b beschreiben signifikant gleiche Gruppen (Wilcoxon-Vorzeichen-Rang-Test).

Bei allen drei Variablen ist ein erwartungsgemäßer Anstieg über die Intensität zu erkennen. Während die Intensitäts-paare 1/2 und 4/5 sich augenscheinlich in allen drei Variablen kaum unterscheiden, heben sich 3 und 6 bei der Anzahl und dem Kronenschlussgrad deutlich ab. Auch wenn die Intensitäten 1 und 2 die vergleichsweise schwächeren Werte liefern, so erreichen trotzdem einige Simulationen den Wert von 1,0, was einer vollständigen Bedeckung der Bodenfläche durch den Kronenschirm gleich kommen würde. Allerdings bewegen sich alle sechs Behandlungen im Bereich von < 1 beim Aggregationsindex nach Clark & Evans (1954). Das bedeutet, dass die Jungbäume alle zu Klumpungen neigen und der Index gibt einen ersten Anhaltspunkt, dass die Kronen sich eher überlappen, als gleichmäßig den Boden zu beschatten.

Bei den Variablen Anzahl und Kronenschlussgrad fällt weiterhin auf, dass die Intensitäten 3 eine recht hohe Streuung aufweist. Allgemein wird bei diesen Variablen die Streuung mit zunehmender Intensität leicht höher, während beim Aggregationsindex eher das Gegenteil der Fall zu sein scheint. Es ist außerdem leicht auffällig, dass die Dichtefunktionen der Intensitäten 4 und 5 bei der Variable des Kronenschlussgrades eine leichte bimodale Tendenz zeigen. Dies ist aber vermutlich auf eine zu geringe Zahl an Wiederholungen zurückzuführen.

Die Abbildung 2 zeigt die Beanplots der Untersuchungsvariablen für die unterschiedlichen Behandlungen von Oberstand und Begleitvegetation alleine und in Kombination. Ebenso werden in diesen Plots die Kontrollvarianten dargestellt. Die Kontrollvariante Kveg (Eiche + Vegetation) wird nicht dargestellt, da in dieser Variante keine Eiche bis in das Jahr 15 überlebt hat. Erwartungsgemäß sind es auch die Kontrollvarianten ohne Vegetationseinfluss, die von allen Varianten am deutlichsten mit den höchsten Werten abschließen. Bei den anderen Varianten mit Vegetationseinfluss und Behandlung fällt auf, dass die Kombination mit einer Kulturpflege immer besser abschneidet, als die Behandlung des Oberstandes alleine, wobei die stärkeren

Eingriffe in den Oberstand durch einen Schirm- oder Kahlhieb auch mit Kulturpflege schwächere Ergebnisse liefert als die schonende Variante der Einzelbaumentnahme.

Bei den Variablen Anzahl und Kronenschlussgrad fällt zudem auf, dass die Streuung mit zunehmender Eingriffsstärke in den Oberstand kleiner wird. Eine dazu geschaltete Kulturpflege scheint dem jedoch entgegenzuwirken, da sie die Verteilung der Ergebnisse streckt.

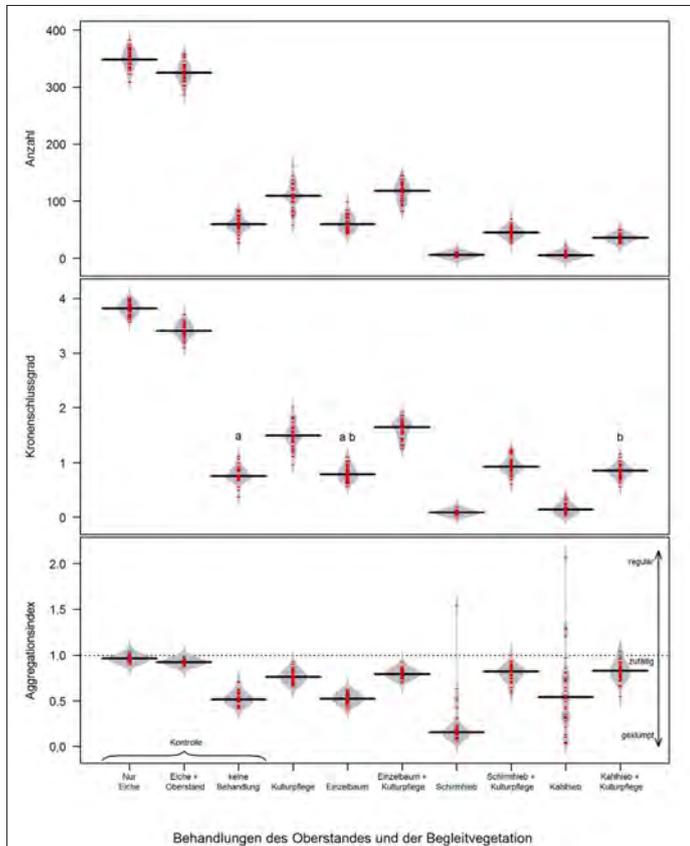


Abbildung 2: Beanplots der Untersuchungsvariablen (Anzahl, Kronenschlussgrad, Clark-Evans-Index) für die unterschiedlichen Behandlungen. Die gespiegelte Dichtefunktion ist grau dargestellt. Jeder Datenpunkt wird durch einen roten Strich aufgetragen. Der Median des jeweiligen Beanplots ist die schwarze Linie. Die gestrichelte Linie im untersten Plot zeigt den Wert der theoretischen Zufälligkeit. Die Buchstaben a und b beschreiben signifikant gleiche Gruppen (Wilcoxon-Vorzeichen-Rang-Test).

Abgesehen vom Schirmhieb und dem Kahlhieb scheint die Streuung beim Aggregationsindex sehr gleichmäßig zu sein. Die massiven Ausreißer bei den erstgenannten Behandlungsvarianten rühren vermutlich daher, dass meist nur eine sehr kleine Zahl im einstelligen Bereich überlebt hat. Die geringe Zahl an Einzelindividuen kann die Berechnung des Index sehr einschränken. Besonders der Kahlhieb streut die Werte sehr stark, während beim Schirmhieb nur einzelne Ausreißer vorkommen.

Ein durchgeführter Kruskal-Wallis-Test für den Kronenschlussgrad ergab signifikante Unterschiede. Die Ergebnisse für Behandlungen einer statistischen Gruppe des Post-hoc-Tests (Wilcoxon-Vorzeichen-Rang-Test) sind in Abbildung 2 mit Buchstaben markiert.

Diskussion

Mit dem Modell oak-lay wurde ein geeignetes Tool geschaffen, um die emergenten Eigenschaften von Traubeneichenverjüngung unter Kiefernschirm zu beschreiben. Die Kombination von individuenbasierter Modellierung mit einem prozessbasierten Ansatz zur Wasserhaushaltsberechnung ist nach bisherigem Wissensstand einmalig und ermöglicht es den wichtigen Einfluss der Begleitvegetation zu berücksichtigen.

Die Ergebnisse der Simulationsexperimente bestätigen, dass Eichenverjüngung besonderer Pflege bedarf, um unter den schwierigen Bedingungen eines Kiefernreinreinbestandes auf sandigen und trockenen Böden erfolgreich etabliert zu werden.

Die Hypothesen, dass die Eichen bei steigender Pflegeintensität der Begleitvegetation vermehrt das Jugendalter erreichen hat sich ebenso bestätigt wie die Annahme, dass Altbäume eine Art Schutzfunktion einnehmen. Dies wird auch durch die verschiedenen Behandlungsszenarien des Oberstandes bestätigt. Je intensiver während der Jungwuchsphase der Eichen in den Oberstand eingegriffen wird, desto höher fallen die Verluste der Eichenverjüngung aus. Eine Kombination einer schonenden Behandlung des Oberstandes mit einer dreimalig pro Jahr ausgeführten Kulturpflege brachte dabei die besten Ergebnisse. Erwähnenswert sei an dieser Stelle, dass eine Nichtbehandlung oder eine reine Behandlung des Oberstandes mittels Einzelbaumentnahme ähnliche Ergebnisse liefert wie die Kombination von intensiven Verfahren in Kombination mit Kulturpflege. Völlig ungeeignet scheinen die intensiveren Verfahren wie Kahl- und Schirmhieb. Die Begleitvegetation wird durch die starke Auflockerung des Bestandes in ihrem Wachstum begünstigt und kann so einen hohen Konkurrenzdruck auf die Verjüngung ausüben. Diese Ergebnisse sind in guter Übereinstimmung mit den empirischen Ergebnissen für die Nutzung eines Schirmhiebs bei Eichenverjüngung bei Schütz (1992) und bei Lüpke & Hauskeller-Bullerjahn (1999).

Das Verjüngen von Waldbeständen mit bestimmten Zielbaumarten ist jedoch ein komplexer Prozess, den das Modell oak-lay nicht in seiner ganzen Fülle erfassen kann. Neben der räumlichen Verteilung von Entnahmebäumen bei den verschiedenen Hiebsarten werden auch unterschiedliche Bedingungen an den Zeitpunkt der Entnahme gestellt, um begünstigende Voraussetzungen für Verjüngung einer Zielbaumart zu schaffen. Überlegungen diesbezüglich beginnen im Stadium eines Samens im Lebenszyklus eines Baumes. So können beispielsweise Bodenverwundungen geschaffen werden, um den Mineralboden für die Samen freizulegen und um potenziell konkurrierende Pflanzen zurückzudrängen. Das oak-lay kann zwar theoretisch derartige Bodenverwundungen darstellen aber Verjüngung erst ab einer Höhe von circa 10 cm darstellen, wenn diese die Keimung schon hinter sich haben. Bei kleineren Individuen ist die Parametrisierung zu ungenau, um realistische Wasserflüsse darzustellen. Hohe Schwankungen der Wassergehälter sind dort die Folge. Eine komplette zeitliche Darstellung von besonders komplexen Hiebsarten ist daher im oak-lay nicht möglich.

Die Initialisierungswerte für die Experimente sind ebenso hinsichtlich der Eichenverjüngung einheitlich gewählt. Allerdings hängt das Vorkommen von Eichelmengen in dieser Größendimension sehr von der Nähe zu Mutterbäumen ab, da die vergleichsweise schweren Eicheln in ihrer Verbreitung nicht durch den Wind beeinflusst werden. Weitere Strecken vom Mutterbaum weg werden in der Regel über

den Eichelhäher (*Garrulus glandarius L.*) als sogenannte Häherseen durchgeföhrt (Bossema 1979). Die Menge von gekeimtem Jungwuchs ist dabei deutlich niedriger einzuschätzen als die hier verwendeten Werte. Bei Mosandl & Kleinert (1998) sind beispielsweise 2400 Traubeneichen pro ha für einen Bestand mit dicht bestocktem Kiefernoberstand angegeben. Es sollte daher bei Naturverjüngung von Traubeneiche immer der Abstand zu potenziellen Mutterbäumen mit berücksichtigt werden.

Nicht berücksichtigt wird in dem Modell auch die Tatsache, dass bei einer mechanischen Kulturpflege immer wieder mit Ausfällen der Verjüngung zu rechnen ist. Zum Zeitpunkt der Maßnahme sind die Eichen gut versteckt zwischen der Begleitvegetation. Für die durchführende Person sind die Eichen nicht immer sofort zu erfassen und so kommt es vor, dass Eichen mitgesenst werden (Burschel & Huss 2003: 286). Besonders schwierig scheint dieser Umstand bei Naturverjüngungen, da diese nicht – anders als Kulturen – in regelmäßigen Abständen gepflanzt wurden. Oft treten derartige Verjüngungen in Klumpen (Burschel & Huss 2003: 214 ff.; Röhrig et al. 2006: 107 ff.) auf und erschweren damit eine sachgemäße Durchführung einer Kulturpflege zusätzlich. Grundsätzlich könnte man noch den Jungwuchs an sich behandeln. Allerdings zielen derartige Pflegemaßnahmen auf qualitative Ergebnisse ab, um einen möglichst homogenen Wertholzbestand zu erziehen. Da die vorliegende Studie allerdings eher auf ein quantitatives Verjüngungsmaß abzielt, wurden Jungwuchspflegen nicht weiter in die Experimente einbezogen.

Der Kronenschlussgrad zeigt zwar in vielen Varianten Werte von teilweise weit über 1 an, ist aber bei näherer Betrachtung wieder zu relativieren, da es zu oben beschriebenen Phänomenen der Klumpung von Naturverjüngung kommt. Zusätzlich wird durch die fehlende Mortalität im jungen Baumalter in den Simulationen der Kronenschlussgrad vermutlich eher überschätzt. Nur Varianten mit zugeschalteter Kulturpflege konnten eine zufälligere räumliche Verteilung aufdecken.

Schlussfolgerungen & Ausblick

Die Studie zeigt, dass Effekte von Pflegemaßnahmen dargestellt werden können und daraus Rückschlüsse für den Waldumbau gezogen werden können. Es wird dabei deutlich, dass besonders die Konkurrenzbedingungen mit der Begleitvegetation beeinflusst werden müssen, um die Verjüngung der Eiche erfolgreich etablieren zu können.

Die Simulationsstudie bietet Erkenntnisse zum Waldumbau von Kiefernreinbeständen. Das entwickelte Modell, das zur Auswertung herangezogen wurde, ist jedoch in einigen Punkten verbesserungswürdig. Neben einer umfangreichen Parametrisierung müsste auch der Einfluss von Verbiss des Eichenjungwuchs durch Schalenwild als Faktor in das Modell aufgenommen werden. Neben der Konkurrenzsituation mit der Begleitvegetation wird dieser Faktor als wesentlich eingestuft (Gill, R. M. A. 1992; Senn & Häslar 2005). Für diese Studie muss daher für alle Behandlungen eine Zäunung von Flächen angenommen werden. Ebenfalls bisher unbeachtet blieb die Nutzung von Nachpflanzungen oder der Aufschlag weiterer Verjüngung für die Modellergebnisse. Um Hiebsarten in ihrem vollen Umfang darstellen zu können, müsste noch ein Submodell entwickelt werden, das Verteilung und Keimung von Eichen beschreibt. Auch hier wäre eine umfangreiche Parametrisierung nötig.

Literaturverzeichnis

- Baddeley, A.; Rubak, E. & Turner, R.** (2015): Spatial point patterns: methodology and applications with R, CRC Press.
- Berger, U. & Hildenbrandt, H.** (2000): A new approach to spatially explicit modelling of forest dynamics: Spacing, ageing and neighbourhood competition of mangrove trees, *Ecological Modelling* 132(3), 287–302.
- Bohn, U.; Gollub, G.; Hettwer, C.; Zupanec, M.; Puncer, I. & Seliskar, A.** (2004): Karte der natürlichen Vegetation Europas: Maßstab 1:2500000.
- Bossema, J.** (1979): Jays and oak, *Behaviour* 70, 1–117.
- Burschel, P. & Huss, J.** (2003): Grundriß des Waldbaus, Ulmer, Stuttgart.
- Cater, M. & Batic, F.** (2006): Groundwater and light conditions as factors in the survival of pedunculate oak (*Quercus robur L.*) seedlings, *European Journal of Forest Research* 125, 419–426.
- Clark, P. J. & Evans, F. C.** (1954): Distance to nearest neighbor as a measure of spatial relationships in populations, *Ecology* 35(4), 445–453.
- Dobrowolska, D.** (2006): Oak natural regeneration and conversion processes in mixed Scots pine stands, *Forestry* 79(5), 503–513.
- Donnelly, K.** (1978): Simulations to determine the variance and edge-effect of total nearest neighbour distance, *Simulation methods in archaeology* 1978, 91–95.
- Ellenberg, H.** (1996): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen, Ulmer, Stuttgart.
- Gill, R. M. A.** (1992): A review of damage by mammals in north temperate forests, *Forestry* 65, 363–388.
- Grimm, V.; Berger, U.; Bastiansen, F.; Eliassen, S.; Ginot, V.; Giske, J.; Goss-Custard, J.; Grand, T.; Heinz, S.; Huse, G.; Huth, A.; Jepsen, J.U.; Jørgensen, C.; Mooij, W. M.; Müller, B.; Pe'er, G.; Piou, C.; Railsback, S. F.; Robbins, A. M.; Robbins, M. M.; Rossmannith, E.; Rüger, N.; Strand, E.; Souissi, S.; Stillman, R. A.; Vabø, R.; Visser, U. & De Angelis, D. L.** (2006): A standard protocol for describing individual-based and agent-based models, *Ecological Modelling* 198, 115–126.
- Grimm, V.; Berger, U.; De Angelis, D. L.; Polhill, J. G.; Giske, J. & Railsback, S. F.** (2010): The ODD protocol: A review and first update, *Ecological Modelling* 221(23), 2760–2768.
- Hasel, K.** (1985): Forstgeschichte, Parey, Hamburg/Berlin.
- Hertz-Kleptow** (1949): Eichensorgen in Nordrhein-Westfalen, *Allgemeine Forstzeitung* 4(33), 300–301.
- Jedicke, E. & Hakes, W.** (2005): Management von Eichenwäldern im Rahmen der FFH-Richtlinie Eichenverjüngung im Wirtschaftswald: durch Prozessschutz ausgeschlossen?, *Naturschutz und Landschaftsplanung* 37(37), 45.
- Jones, E. W.** (1959): Biological flora of the British isles – *Quercus L.*, *The Journal of ecology* 47, 169–222.
- Kampstra, P.** (2008): Beanplot: A boxplot alternative for visual comparison of distributions, *Journal of statistical software* 28(1), 1–9.
- Kölling, C.; Zimmermann, L. & Walentowski, H.** (2007): Klimawandel. Was geschieht mit Buche und Fichte? Entscheidungshilfen für den klimagerechten Waldumbau in Bayern, *AFZ/Der Wald*, 2007, 584–588.
- Lembcke, G.; Knapp, E. & Dittmar, O.** (1975): D.D.R. – Kiefern – Ertragtafel 1975, Institut fuer Forstwissenschaften Eberswalde, [Eberswalde].
- Lüpke, B. V. & Hauskeller-Bullerjahn, K.** (1999): Kahlschlagfreier Waldbau: Wird die Eiche an den Rand gedrängt?, *Forst und Holz* 54, 563–568.
- Magiera, U.** (2015): DBU Naturerbe.
- Mantel, K.** (1990): Wald und Forst in der Geschichte, Parey, Hamburg/Hannover.
- Meyer, P., et al.** (2006): Naturwälder in Niedersachsen – Schutz und Forschung, Nordwestdt. Forstl. Vers.Anst, Göttingen.
- Mosandl, R. & Kleinert, A.** (1998): Development of oaks (*Quercus petraea* (Matt.) Liebl.) emerged from bird-dispersed seeds unter old-growth pine (*Pinus sylvestris L.*) stand, *Forest Ecology and Management* 106, 35–44.
- Müller, J.; Bussler, H.; Bense, U.; Brustel, H.; Flechtner, G.; Fowles, A.; Kahlen, M.; Möller, G.; Mühle, H.; Schmidl, J. & Zabransky, P.** (2005): Urwald-Reliktarten - Xylobionte Käfer als Indikatoren für Strukturqualität und Habitattradition, *Waldökologie Online* 2, 106–112.

- Ostermann, R.** (2002): Die Niederwälder am Fuß der Ostvogesen (Elsass/Frankreich) – eine kulturgeografische und vegetationskundliche Analyse, Schriftenreihe Freiburger Forstliche Forschung 21, 1–180.
- R Core Team, Package »parallel«** (2015): computer software, from <https://stat.ethz.ch/R-manual/R-devel/library/parallel/doc/parallel.pdf>.
- R Core Team** (2016): R: A Language and Environment for Statistical Computing, Vienna, Austria, from <https://www.R-project.org/>.
- Röhrig, E., et al.** (2006): Waldbau auf ökologischer Grundlage: 91 Tabellen, 7th edn., UTB, Stuttgart.
- Schütz, J. P.** (1992): Lässt sich die Eiche in der Kleinlochstellung verjüngen?, Bericht Tagung Sektion Ertragskunde 1992, 73–89.
- Seeger, M.** (1930): Erfahrungen über die Eiche in der Rheinebene bei Emmendingen (Baden), Allgemeine Forst und Jagdzeitung 106, 201–219.
- Senn, J. & Häsler, H.** (2005): Wildverbiss: Auswirkungen und Beurteilung, Forum für Wissen 2005, 17–25.
- Siebel, H. N. & Bouwma, I. M.** (1998): The occurrence of herbs and woody juveniles in a hardwood floodplain forest in relation to flooding and light, Journal of Vegetation Science 9, 623–630.
- Thiele, J. C.; Kurth, W. & Grimm, V.** (2012): RNETLOGO: An R package for running and exploring individual-based models implemented in NETLOGO, Methods in Ecology and Evolution 3(3), 480–483.
- Walentowski, H. & Winter, S.** (2007): Naturnähe im Wirtschaftswald – was ist das?, Tuexenia 27, 19–26.
- Wilensky, U.; NetLogo** (1998): computer software, Center for Connected Learning and Computer-Based Modeling, Northwestern University, Evanston, IL, from <http://ccl.northwestern.edu/netlogo/>.
- Wolf, W.; Frei, K. & Bücking, W.** (2005): Forstliche Aufnahmen des Bannwaldes »Bechtaler Wald«, in Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg (ed.), Bannwald »Bechtaler Wald« – eine Laubwald-Biozönose vor und nach dem Sturm Lothar, 7–42.

Bildmaterial

Hans Hamkens

Johannes Schmidt

Übertragung bestehender Richtlinien für die Feldkartierung von *Calluna*-Habitaten in die Fernerkundung

Abstract

Remote sensing based approaches are commonly regarded as valuable tools for supporting conservation monitoring. However, there is still a gap between operational field-based monitoring systems and the developed remote sensing approaches. Here, we propose a remote sensing based mapping that is related to the field guidelines of Calluna-dominated dwarf shrub habitats. We transferred the evaluation criteria from the field to three proxies that can be captured by remote sensing: (1) coverage of the key species Calluna vulgaris, (2) structural diversity, and (3) co-occurring vegetation. Continuous spatial information on these proxies was obtained by regression models that combine pointwise field data and spaceborne imagery (SAR and multispectral). Merging the three remote sensing proxies in a RGB map enabled us to illustrate habitat conditions in a continuous way. Moreover, the conservation state could be derived by applying thresholds that based on field knowledge. The three remote sensing proxies were mapped with good accuracies (R^2 of 0.92, 0.58/0.60, and 0.76). The RGB habitat map was in agreement with our impressions from field work. Classifying the conservation status resulted in an overall accuracy of 69 %. Remote sensing proxies that represent and compress field guidelines seem to be an appropriate basis for comprehensive conservation mapping of Calluna habitats. However, the applicability of the approach should be tested to other areas and neighboring habitats should be included in the evaluation process. Finally, the approach could be a supplementary tool to support field mappings by improving efficiency and by improving transparency of the quality assessment process.

Einleitung

Die Berichtspflicht nach Europäischer FFH-Richtlinie bringt die Notwendigkeit eines wirksamen Naturschutzmonitorings mit sich (Council of the European Communities 1992). Da Veränderungen innerhalb von Ökosystemen sich dabei in raumwirksamen Prozessen äußern, sind flächenhafte Erfassungen notwendig, um diese Prozesse greifbar zu machen. Fußt ein Ökosystemmonitoring allein auf stichprobenhaft erhobener Information, läuft man Gefahr, dass zum Beispiel Verschiebungen von Ökotonen in der Fläche nicht oder spät erkannt werden. Daher bietet es sich an, zusätzliche, flächenhafte Erhebungen anzustreben (Sachteleben et al. 2010).

Konventionelle Verfahren flächenhafter Feldkartierung sind häufig sehr aufwendig, vor allem aber in der Regel wenig reproduzierbar (Cherrill & McClean 1999, Redhead et al. 2012) und in manchen Fällen störend. Als Alternative zu konventionellen Feldkartierungen bieten sich vielversprechende Verfahren an, die auch auf fernerkundlichen Daten basieren. Diese ersetzen Feldaufnahmen nicht, sondern nutzen stichprobenhafte, weitgehend reproduzierbare Felddaten. Aus solchen Stichproben werden zum Beispiel mit Methoden der abbildenden Spektroskopie oder der Radarfernerkundung Flächendaten abgeleitet. Kürzlich erschienene Artikel von Luft et al. (2014) sowie Corbane et al.

(2015) bieten einen guten Überblick über Studien, die sich mit fernerkundungsbasierten Ansätzen für das Vegetationsmonitoring beschäftigen.

Einige solcher Ansätze sind bereits für Gebiete durchgeführt worden, die der Oranienbaumer Heide ähneln. So konnten Delalieux et al. (2012) mithilfe von spektralen Informationen die Altersstruktur einer belgischen Heidelandschaft untersuchen. Auf feinerer Skala waren Spanhove et al. (2012) weniger erfolgreich. Mücher et al. (2013) produzierten kontinuierliche Karten, die den Einfluss von Vergrasung in einer Heide darstellten. Weiterhin beschäftigten sie sich mit der Frage nach geeigneten Kartiereinheiten und fanden eine Lösung in der Anwendung von Segmentierungen. In Deutschland verwendeten Förster et al. (2008) und Feilhauer et al. (2011) abbildende Spektroskopie zur Charakterisierung von Heidelandschaften. *Calluna*-Bestände in Hochmoor-Degradationsstadien wurden unter anderem von Schmidlein et al. (2007) und Weiß (2008) auskartiert. Dominanzbestände von *Calamagrostis epigejos*, die häufig die Besenheidebestände abbauen, wurden mit recht gutem Ergebnis von beiden vorgenannten Autoren beziehungsweise im CARE-X-Projekt kartiert (Schuster et al., 2012). Ein innovativer Ansatz wurde von Luft et al. (2014) gefahren, die die Übertragung von US-amerikanischen Monitoringstandards anhand einer Heidelandschaft ausprobierten. Neumann et al. (2015) lieferten Karten des Erhaltungszustands von Heidehabitaten. Sie bedienten sich hierbei auf Ordinationsverfahren basierenden Gradientenkarten. Schmidt et al. (2017) schlugen vor, funktionale Signaturen von Schutzgebieten für das Naturschutzmonitoring zu nutzen, die mittels Fernerkundung gewonnen werden können. Diese Studie wurde in der Oranienbaumer Heide durchgeführt.

Trotz vieler positiver Aspekte (siehe u. a. Bock et al. 2005, Förster et al. 2008, Corbane et al. 2015) liegen bisher allerdings kaum geeignete Implementierungen fernerkundlicher Methoden in Monitoring-Programmen vor. Skidmore et al. (2015) führen dafür Kommunikationsprobleme zwischen Feldökologie und Fernerkundung an. Dieses häufig beschriebene Problem basiert vermutlich auf unterschiedlichen Prioritäten und Herangehensweisen in beiden Bereichen. Theoretisch gibt es zwei Lösungsansätze, um die beiden Perspektiven im Sinne des Naturschutzmonitorings einander näherzubringen: Entweder müssten bestehende Monitoring-Richtlinien neu formuliert und angepasst werden an das, was mit Fernerkundung zu detektieren ist (etwa funktionale Pflanzeigenschaften; Pettorelli et al. 2016), oder fernerkundliche Ansätze richten sich mehr nach diesen bestehenden Richtlinien aus (Corbane et al. 2015). Der erste Lösungsansatz wäre zwar wünschenswert, doch wahrscheinlich mit einem langwierigen Prozess verbunden. Die zweite Option stellt eine kurzfristigere Lösung dar, die zumindest in Habitaten Anwendung finden könnte, welche mittels fernerkundungsbasierten Variablen untersucht werden können.

Daraus ergibt sich die Frage, ob es möglich wäre, in einfacher, gut nachvollziehbarer Weise die Entscheidungsfindung der Feldkartierung in einen fernerkundlichen Ansatz zu übertragen. Diese Frage soll anhand von

Calluna-Habitaten in der Oranienbaumer Heide beantwortet werden. Dazu werden die im Untersuchungsgebiet geltenden Richtlinien für die Feldkartierung von *Calluna*-Habitaten möglichst direkt in eine fernerkundliche Kartierung übertragen werden, die im Naturschutzmonitoring Anwendung finden könnte. Als Ergebnis soll eine Karte des Erhaltungszustands vorliegen. Die fernerkundliche Herangehensweise basiert auf freien und europaweit verfügbaren Satellitendaten, was im Hinblick auf eine mögliche Übertragung der Methode erwähnenswert ist.

Methodik

Um den Erhaltungszustand der *Calluna*-Heide in der Oranienbaumer Heide abbilden zu können, wurden die Bewertungsparameter aus der Feldkartierung auf drei Faktoren heruntergebrochen, die mit fernerkundlichen Daten erfassbar sind: (1) Bedeckung von *Calluna vulgaris*, (2) strukturelle Diversität und (3) auftretende Begleitvegetation. Diese drei Parameter konnten als räumliche Ebenen modelliert werden, indem Feldinformationen und Fernerkundungsdaten statistisch verknüpft wurden. Zunächst wurden die drei Indikatoren in einer RGB-Karte kombiniert, um eine aussagekräftige Habitatkartierung zu erstellen. Die Anwendung von Schwellenwerten – angewendet auf die drei Bewertungsebenen – ermöglichte es uns anschließend, den Erhaltungszustand von *Calluna*-Habitaten abzuleiten. Diese Herangehensweise erlaubt die direkte Ableitung diskreter Klassen (Zustand: A/B/C) aus einer graduellen Habitatkarte.

Datengrundlage

Felddaten

Im Juli 2014 wurden 85 Vegetationsplots (10 x 10 m) im Feld aufgenommen. Die Auswahl orientierte sich an einer vorausgegangenen Kartierung von Felinks et al. (2012), um sicherzugehen, dass alle Habitattypen berücksichtigt wurden. Sowohl die Gefäßpflanzenarten und ihre Deckungsgrade wurden aufgenommen als auch der Anteil an offenem Boden, Kryptogamen und totem Pflanzenmaterial. Eine zweite Feldbegehung im Juli 2015 lieferte Daten für 320 Quadrate (10 x 10 m) über die Deckungsgrade von *Calluna vulgaris*. Zusätzlich wurden in 160 dieser Plots jeweils 15 Messungen der Vegetationshöhe durchgeführt, auf deren Basis sowohl die mittlere Vegetationshöhe als auch die Standardabweichung bestimmt werden konnten.

Eine weitere, unabhängige Feldbegehung diente der Überprüfung des Ansatzes; sie wurde im Juli und August 2015 durchgeführt. In 300 Flächen, erneut 10 x 10 m messend, wurde der Erhaltungszustand von *Calluna*-Heiden dokumentiert. Es wurden nur solche Quadrate ausgewählt, die mehr als 20 % Deckung von *Calluna v.* aufwiesen. Da der geltende Kartierleitfaden (LAU 2010) angibt, die Kartierung auf einer Skala von 1 : 10 000 und anhand von einheitlichen Kartiereinheiten durchzuführen, wurden die kleinskaligen Entscheidungsparameter leicht angepasst; dies galt vor allem für den Anteil von offenen Bodenstellen.

Fernerkundungsdaten

Die Grundlage für das flächendeckende bildgebende Verfahren bildeten frei verfügbare Satellitendaten der Europäischen Raumfahrtagentur ESA. In die Studie gingen sowohl optische (Satellit Sentinel-2) als auch Radar-Daten (Sentinel-1) ein, die im Zuge des ESA-Programms Copernicus bereitgestellt werden.

Sentinel-1 sendet aktiv Radarwellen (C-Band-SAR) aus und misst anschließend die Rückstrahlung von Oberflächen (ESA, 2016a). In unserem Fall setzt sich das Signal zusammen aus der Rückstrahlung des Bodens, der Vegetation

sowie der Wechselwirkung zwischen diesen. Hierbei ist vor allem die Interaktion der Wellen mit dem oberen Teil der Vegetation von Interesse, von der sich biophysikalische Informationen der Pflanzendecke ableiten lassen. Um präzisere Informationen zu erhalten verschmolzen wir Daten aus beiden Modi von Sentinel-1 (auf- und absteigend): Die erste Szene wurde am 29.06.2015 aufgenommen, die zweite am 03.07.2015. Nach der Prozessierung erhält man Bilder mit einer Pixelgröße von 10 m.

Sentinel-2 liefert auf passivem Weg multispektrale Bilder und stellt die optische Komponente der Mission dar (ESA, 2016b). Das Multispektralbild stammt vom 28.06.2016, da die Bilder erst ab Ende des Jahres 2015 verfügbar waren. Es setzt sich aus zehn Bändern zusammen und deckt ein Spektrum zwischen 490 und 2 190 nm ab. Hierbei ist zu beachten, dass für unterschiedliche spektrale Bereiche verschiedene räumliche Auflösungen vorliegen: Die für die Vegetationskartierung besonders interessanten Kanäle (490, 560, 665 u. 842 nm) weisen eine räumliche Auflösung von 10 m auf, die restlichen (705, 740, 783, 865, 1 610 und 2 190 nm) von 20 m.

Methodische Herangehensweise

Übertragung der Kartierungsanleitung in die Fernerkundung

Die Grundlage für unseren Ansatz bildet der für das Untersuchungsgebiet geltende, regionale Leitfaden für die Feldkartierung des LAU (2010). Drei Hauptparameter für die Bewertung von *Calluna*-Heiden werden angeführt: Habitatstruktur, Begleitvegetation und Störungen. Die Habitatstruktur ergibt sich aus dem Deckungsgrad von *Calluna*, dem Auftreten der charakteristischen Altersphasen sowie dem Anteil an Offenboden und Flechten. Die gewünschte Begleitvegetation wird vor allem von Arten der Sandrasen (H 6120) ausgemacht: so zum Beispiel *Anthoxanthum odoratum*, *Festuca ovina*, *Koeleria macrantha*, *Rumex acetosella*, und *Thymus pulegioides*. Das massive Aufkommen von dominanten Gräsern oder von Verbuschung werden ebenso als Störungen wahrgenommen, wie das Auftreten von Eutrophierungszeigern oder Neophyten. Als Zielwert ergibt sich aus diesen Entscheidungsfaktoren der Erhaltungszustand, ausgedrückt durch »A« (hervorragend), »B« (gut) oder »C« (mittel bis schlecht), über den der Kartierer zu entscheiden hat.

Für unseren Ansatz haben wir versucht, die Entscheidungskriterien mit Fernerkundung darstellbar zu machen. Da die Faktoren nicht direkt erfassbar sind, entschieden wir uns, Stellvertretervariablen zu wählen, die sich mittels Fernerkundung ableiten lassen, aber dennoch den Entscheidungsraum für die Bewertung möglichst in Gänze abdecken sollen: (1) die Bedeckung von *Calluna*, (2) die Vegetationshöhe und Strukturvielfalt sowie (3) ein Vegetationsindex, der die Begleitvegetation (positive wie negative) abbildet. Laut Kartieranleitung ist der Deckungsgrad von *Calluna* sowohl für die Ausweisung des Habitattyps als auch für die strukturelle Vielfalt bedeutsam. Zieht man die Informationen über die Vegetationshöhe hinzu, so kann man indirekt auf das Auftreten von Altersphasen schließen. Der Anteil an Offenboden geht ebenfalls nicht direkt ein, wird aber abgedeckt von der Strukturinformation und dem Vegetationsindex. Dieser gibt jedoch vor allem Auskunft über das Auftreten von charakteristischen Arten und Störzeigern. Zwar wird diese Information nicht direkt ausgedrückt, jedoch lässt auch hier die gewollte Information über die Ausprägung des Index ableiten.

Ableitung der Entscheidungsparameter

Für die drei Stellvertretervariablen wurden Karten mit kontinuierlichen Daten erstellt, indem Feldinformationen mit den flächendeckenden Fernerkundungsdaten in Modellen kombiniert wurden. Hierzu dienten SVM (Support Vector Machines, Burges 1998), eine Methode des maschinellen Lernens, die in der Lage ist, multidimensionale Daten (hier: die Fernerkundungsdaten) zu verarbeiten. Eine gute Beschreibung von SVM findet man in Mountrakis et al. (2011). Die Güte der Modelle wird in R^2 und nRMSE (normalized root mean square error) angegeben, welche auf 10-facher Kreuzvalidierung beruhen. Insgesamt wurden so vier unabhängige Modelle aufgesetzt.

Für die Modellierung der *Calluna*-Deckungsgrade wurden die 320 Datenpunkte aus dem Feld sowie beide Sentinel-Produkte (multispektral und SAR) verwendet. Als Ergebnis erhielten wir eine flächendeckende Information über das Vorkommen von *Calluna*. Da dieses für die Zuweisung des Habitattyps ausschlaggebend ist, war es uns möglich, Gebiete abzugrenzen, die für uns von näherem Interesse sind. Als Grenzwert wurden hier 30 % berücksichtigt, so wie in der Kartieranleitung beschrieben. Um die Vegetationsstruktur innerhalb eines Pixels beschreiben zu können, zogen wir sowohl die mittlere Höhe als auch die Variabilität (repräsentiert durch die Standardabweichung) hinzu. Als Referenz dienten die 160 Feldquadrate. Basierend auf den SAR-Daten wurden diese Stichprobeninformation dann in die Fläche gebracht. Der Variationskoeffizient (Standardabweichung geteilt durch die mittlere Höhe) berücksichtigt beide Größen und erlaubte es uns, die Strukturvielfalt mit einem einzelnen Wert abzubilden. Auch der Vegetationsindex konnte flächenhaft abgebildet werden. Die Information der 85 Plots aus 2014 über das Vorkommen positiver wie negativer Begleitarten konnte auf der Grundlage der multispektralen Bilder flächenhaft dargestellt werden.

Nachdem die flächenhafte Information für die einzelnen Variablen vorlag, wurden sie in einer Rot-Grün-Blau (RGB) Karte kombiniert. Die Bedeckung von *Calluna* wird in Rot, die strukturelle Vielfalt in Grün und die Begleitvegetation in Blau dargestellt. Ziel dieser Darstellung ist es, den Zustand der *Calluna*-Habitate als kontinuierliche Größe abzubilden. Der RGB-Farbraum umspannt hier den Entscheidungsraum für die Einordnung des Erhaltungszustandes. Ziel dieser Karte ist es, die unterschiedlichen Habitatausprägungen auf den ersten Blick erfassbar zu machen; graduelle Übergänge sollen ebenso erkennbar sein wie scharfe Grenzen.

Kartierung des Erhaltungszustands

Wir versuchten anschließend, unser Wissen aus der Feldarbeit in Schwellenwerte zu übertragen, um jede der Bewertungsebenen in die drei Kategorien des Erhaltungszustands (>A</>B</>C</>) zu unterteilen.

Pixel mit weniger als 50 % *Calluna*-Bedeckung wurden >A< zugeordnet, solche mit mehr als 75 % zu >C< gezählt und solche dazwischen zu >B<. Beim Vegetationsindex wurde so verfahren: Pixel mit einem Wert zwischen 0,25 und 0,4 wurden >B< zugewiesen, jene darüber zu >A< und solche darunter zu >C<. Die Kategorisierung der Vegetationsstruktur beruhte auf zwei Ebenen, der mittleren Höhe und der Standardabweichung. Eine mittlere Höhe über 25 cm bei gleichzeitiger geringer Standardabweichung (< 20) führte zur >C<-Einordnung. Eine Stufe höher (>B<) wurden jene Bereiche angesehen, die bei einer mittleren Höhe zwischen 15 und 30 cm gleichzeitig eine Standardabweichung zwischen 20 und 25 aufwiesen. Jene Areale, die sich entweder durch eine relativ niedrige Vegetation (< 5 cm) oder eine besonders hohe Variabilität (Standardabweichung

> 26) auszeichneten, wurden als >A< angesehen. Als Ergebnis erhält man somit drei Karten, welche jeweils drei Klassen beinhalteten. Den Kategorien wurden anschließend Zahlenwerte zugewiesen: A = 3, B = 2 und C = 1. Grund dafür war die Idee, aus den einzelnen Kategorien möglichst einfach die Zugehörigkeit zu dem finalen Erhaltungszustand abzuleiten. Die Zahlenwerte erlaubten uns, die drei Karten zu summieren und so, repräsentiert von den Zahlen 3 bis 9, die Habitatqualität graduell abzubilden. Ein Pixel mit dem Wert 9 repräsentiert eine sehr gute Habitatqualität, wohingegen eine 3 zeigt, dass das Gebiet bei allen drei Kategorien als schlecht kategorisiert wurde. Den Übergang von dieser graduellen Visualisierung zu der Kartierung des Erhaltungszustands bildet die Zuweisung der Zahlen. Ein hervorragender Zustand (A) gilt, sofern die Summe 8 oder 9 ergibt, eine gute Einstufung (B) erfolgte bei Werten zwischen 5 und 7 Pixel wurden als Habitate in schlechtem Zustand (C) angesehen, sofern die Summe 3 oder 4 aufweist.

Eine Vorgabe in der Anleitung für die Feldkartierung ist die Ausweisung homogener Kartiereinheiten. Eine Segmentierung ermöglichte uns den Schritt von der Pixel-Karte hin zu objektbasierter Darstellung. Hierzu verwendeten wir die mean shift segmentation an, welche in der frei verfügbaren Orfeo Toolbox (Inglada & Christophe 2009) zu finden ist. Eingang in die Berechnung fanden die vier modellierten Ebenen: *Calluna*-Bedeckung, mittlere Höhe und Standardabweichung sowie der Vegetationsindex. Somit sollte sichergestellt werden, dass die Ableitung passender Einheiten alle relevanten Parameter berücksichtigt – ähnlich der Kartierung im Feld. Das Ergebnis des Segmentierungsprozesses wurde mit der Karte der pixelweisen Habitatklassen verschnitten und jedem Segment wurde die dominante Klasse zugewiesen.

Um eine Aussage über die Genauigkeit unserer Herangehensweise treffen zu können, wurden die mittels Schwellenwerten abgeleiteten Klassen verglichen mit den Einschätzungen aus dem Feld. Die 300 Feldpunkte stellen die Referenz dar, an denen die fernerkundungsbasierten Ergebnisse gemessen werden.

Ergebnisse

Das Modell zur *Calluna*-Bedeckung wies ein R^2 von 0,92 und einen nRMSE von 28,9 auf (siehe Tabelle 1). Die abgeleiteten Deckungsgrade lagen zwischen -7 und 94 %. Die negativen Werte zeigen, inwiefern das Modell fehleranfällig war; sie traten dort auf, wo aufgrund von offenen Sandstellen und hohem Anteil toter Blattmasse hohe Reflexionen auftraten.

Die beiden Höhenmodelle lieferten schlechtere Ergebnisse. Die mittlere Höhe konnte mit einem R^2 von 0,58 und einem nRMSE von 66,3 ermittelt werden, die Standardabweichung wies mit $R^2 = 0,60$ und nRMSE = 65,3 ähnliche Werte auf. Die abgeleiteten Muster entsprachen unseren Erwartungen: hohe Vegetation wurde den dichten *Calluna*-Beständen zugewiesen, sehr niedrige Vegetation findet man vor allem im Bereich der Rasen mit lichtem Bestand. Höchste Variabilität innerhalb der Vegetationsdecke herrscht dort, wo *Calluna*-Büsche und Grasland als Mosaikvegetation auftreten. Homogene Rasen mit niedrig wachsenden Gräsern und Kräutern weisen die niedrigsten Werte auf. Dichten *Calluna*-Beständen wurden generell mittlere bis hohe Werte struktureller Variabilität zugewiesen.

Die flächendeckende Information über die Begleitvegetation basiert auf einem Modell mit $R^2 = 0,76$ und nRMSE = 50,2. Die basenreichen Sandrasen im Südosten des Untersuchungsgebiets, die viele als positiv geltende Arten beheimaten, repräsentieren Bereiche der höchsten Ausprägungen

des Vegetationsindex (um 0,8). Die niedrigsten Werte (um 0,1) hingegen finden sich in von *Calamagrostis epigejos* dominierten Arealen sowie in dichten *Calluna*-Beständen, in denen kaum Begleitvegetation auftritt.

Tabelle 1: Modellierungsergebnisse (SVM Regressionen) für die Entscheidungsparameter

	Fernerkundungsdaten	Referenzdaten (n)	Prediktoren (n)	R ²	nRMSE (%)
<i>Calluna</i> -Bedeckung	Multi-sp. & Radar	320	18	0,92	28,9
Mittlere Höhe	Radar	160	8	0,58	66,3
Stabw. Höhe	Radar	160	8	0,60	65,3
Begleitvegetation	Multi-spektral	85	10	0,76	50,2

Diese modellierten räumlichen Darstellungen der Entscheidungsparameter werden in der RGB-Karte (Abb. 1A) kombiniert dargestellt. Die Extreme im Farbraum zeigen dabei die Dominanz des jeweiligen Parameters an. Rote Bereiche repräsentieren somit Dominanzbestände von *Calluna*;

sowohl Strukturvariabilität als auch der Begleitartenindex sind gering ausgeprägt. Grüne Pixel hingegen weisen ein hohes Maß an struktureller Diversität auf und beherbergen zugleich wenig *Calluna* und einen geringen Anteil an charakteristischen Begleitarten. Artenreiche Sandrasen erscheinen bläulich, da sie viele Charakterarten beherbergen, dabei aber strukturarm sind und nur relativ wenig *Calluna* vorkommt.

Diese Karte lässt sich dann in Beziehung setzen zu jener, die den Summenwert (3 bis 9) aus den drei Schwellenwertkarten vereint (Abb. 1B). Die RGB-Darstellung dient somit als Interpretationshilfe, um festzustellen, welche Bereiche warum in »A«, »B« oder »C« eingestuft wurden (Abb. 1C). Bereiche mit hohen *Calluna*-Deckungsgraden tendieren dazu, strukturell wenig variabel und zugleich artenarm zu sein (18 %); dies resultiert in Summen von 3 oder 4 beziehungsweise Kategorie »C«. Der Großteil des Habitattyps (44 %) wird als »B« (Summen zwischen 5 und 7) eingestuft, da mindestens ein Parameter als schlecht oder zwei Parameter als mittelmäßig eingestuft wurden; oder zumindest ein Parameter als sehr gut und die zwei weiteren als schlecht. Dort, wo *Calluna*-Bestände und lichte Rasen in Mosaiken auftreten, tritt oftmals Klasse »A« auf (27 %). Hier sind sehr gute Habitatbedingungen anzutreffen, da höchstens ein Parameter als mittelmäßig eingestuft worden ist (Summen 8 und 9).

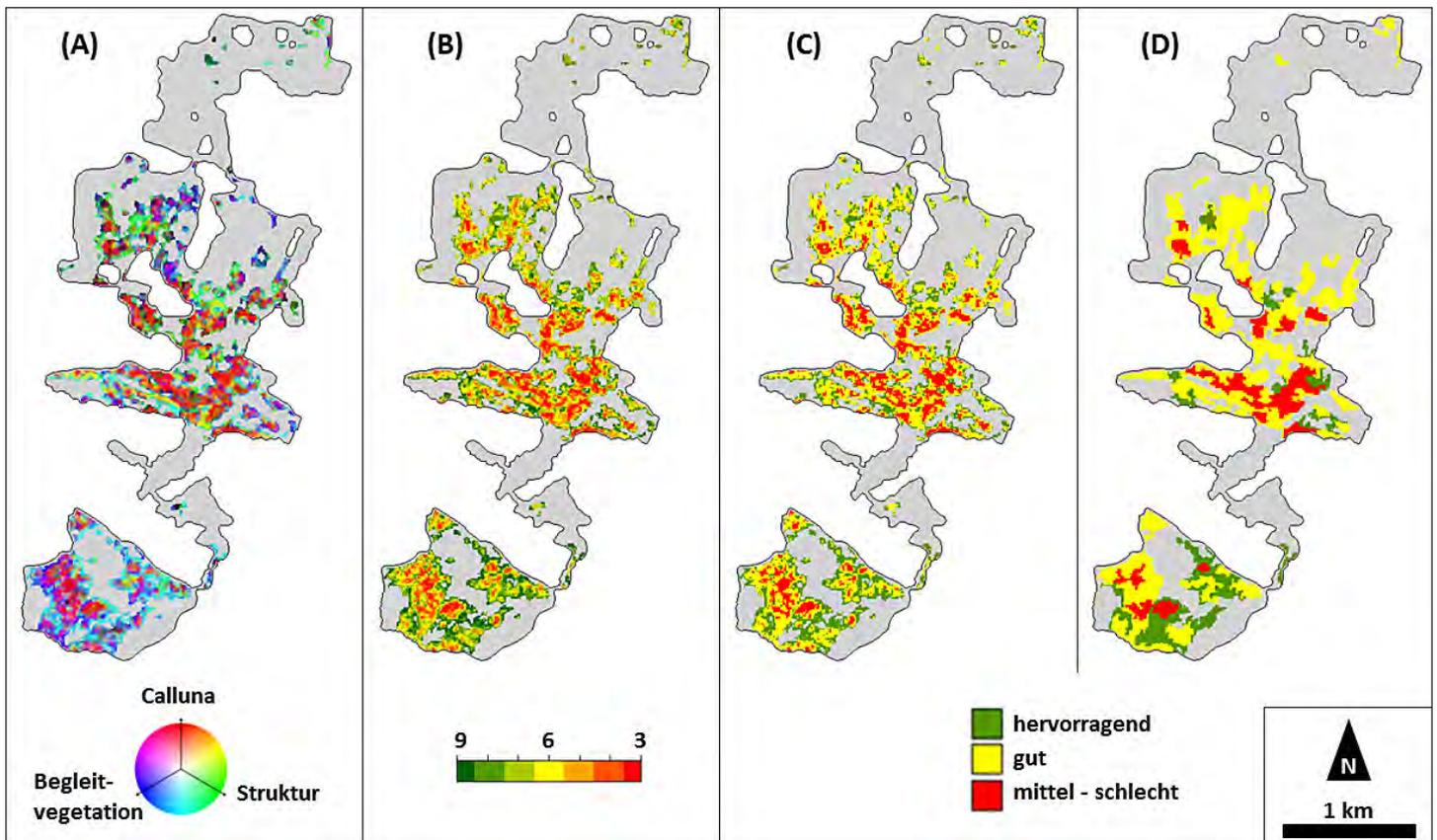


Abbildung 1: Verschiedene Ausprägungen der *Calluna*-Habitate in der Oranienbaumer Heide sind durch Farbunterschiede erkennbar (A). Der RGB-Farbraum umspannt hier den Entscheidungsraum für die Einordnung des Erhaltungszustandes, repräsentiert durch die drei Variablen *Calluna*, Strukturdiversität und Begleitvegetation. Zu sehen sind ausschließlich Bereiche, in denen *Calluna* mit 30 % Deckung auftritt, andere Bereiche erscheinen grau. Schwellenwerte, abgeleitet aus dem Wissen der Feldarbeit, wurden auf die drei Ebenen angewendet, um jeweils drei Klassen zu erhalten. Den Klassen wurden Zahlen zugewiesen (»A« = 3, »B« = 2, »C« = 1), welche addiert wurden, so dass für jeden Pixel ein Summenwert zwischen 3 und 9 ausgegeben werden konnte (B). Daraus lässt sich für jedes Pixel der Erhaltungszustand ableiten (C): 3/4 → »C«, 5/6/7 → »B«, 8/9 → »A«. Die Verschneidung dieser Karte mit den Segmenten erlaubt letztlich die Darstellung des Erhaltungszustandes anhand homogener Kartiereinheiten (D).

Der abgeleitete Erhaltungszustand für die einzelnen Pixel wurde verglichen mit den Daten der zweiten Feldbegehung. Basierend auf den 300 Aufnahmen ermittelten wir eine Genauigkeit von 69 % unserer Methode. Diese war am höchsten für die mittlere Klasse >B< (78 %), gefolgt von >C< (70 %) und >A< (59 %). Diese Karte des pixelweisen Erhaltungszustands wurde anschließend mit den abgeleiteten Polygonen verschnitten; somit konnte der Erhaltungszustand anhand von homogenen Kartiereinheiten dargestellt werden (Abb. 1D).

Diskussion

Uns ging es in der Studie darum, den Erhaltungszustand von *Calluna*-Habitaten nachvollziehbar abzuleiten und flächendeckend zu kartieren. Grundlage bildeten dabei frei verfügbare Fernerkundungsdaten. Die Herangehensweise orientierte sich stark an den Richtlinien für die Feldkartierung. Drei Stellvertretervariablen wurden flächendeckend modelliert, mithilfe derer sich der Entscheidungsraum für die Bewertung von *Calluna*-Habitaten abbilden lässt: (1) Bedeckung der Schlüsselart *Calluna*, (2) strukturelle Diversität und (3) Begleitvegetation. Letztlich ließ sich aus diesen drei Parametern anhand von Schwellenwerten der Erhaltungszustand (>A</>B</>C<) ableiten.

Modelle für die Habitatkartierung

Die Grundlage für den hier gewählten Ansatz war die Modellierung der Verbreitung von *Calluna* als Schlüsselart für die Ausweisung des Habitattyps. Die Güte des *Calluna*-Modell von $R^2 = 0,92$ zeigt, dass sich diese Art gut von anderer Vegetation unterscheiden lässt und das Zielhabitat ausreichend abgegrenzt werden kann. Auch die Ergebnisse der beiden Modelle, die der Berechnung der Strukturdiversität zugrunde lagen, waren zufriedenstellend. Zwar sind die Genauigkeiten der Modellierung geringer als bei den beiden weiteren Parametern, doch stimmten die abgebildeten Muster der Ergebniskarten mit unseren Kenntnissen aus dem Feld überein. Bei der Berechnung des Vegetationsindex, der die Begleitvegetation repräsentiert, wurden sowohl die Anzahl an auf- beziehungsweise abwertenden Arten als auch deren Deckungsgrade hinzugezogen. Das Ergebnis von $R^2 = 0,76$ zeigt, dass der gewählte Index gut mittels optischer Fernerkundungsdaten kartiert werden kann. Sofern der Ansatz in andere Gebiete übertragen wird, sollte auch die Auswahl an eingehenden Arten überdacht werden. Jedoch muss beachtet werden, dass es nicht möglich ist, wie im Kartierleitfaden vorgeschrieben, die Charakterarten sowie deren Anzahl genau zu bestimmen. Unsere Karte des Vegetationsindex gibt nur einen Hinweis darauf, dass in einem Pixel sehr wahrscheinlich mehrere Charakterarten mit ausreichender Deckung auftreten. Gleiches muss bei Störzeigern und Neophyten beachtet werden.

Denkbar wäre, zusätzlich räumliche Informationen über den Anteil an Offenboden miteinzubeziehen, da dieser insbesondere für die Keimung von *Calluna* bedeutsam ist (Henning et al. 2015). Andererseits gehen wir davon aus, dass diese Information in den Kriterien »Strukturdiversität« und »Vegetationsindex« enthalten ist. Hohe Indexwerte in Kombination mit niedriger Wuchshöhe zeigen an, dass sehr lichte Vegetation vorkommt, die eher offene Bodenstellen bereithält. Für *Calluna*-Bestände, die sich durch eine hohe Strukturdiversität kennzeichnen, könnte dies ebenfalls gelten. Das Vorkommen von Flechten spielt im Untersuchungsgebiet eine untergeordnete Rolle bei der Einschätzung des Erhaltungszustands. Bei der Übertragung der Methodik in andere Regionen wäre es möglich, ein eigenes Modell für das Vorkommen von Flechten zu erstellen.

Anwendbarkeit des Ansatzes

Die Deckung von *Calluna* ist laut den Richtlinien für die Feldkartierung nur ausschlaggebend für den ersten Schritt: Die Zuweisung des Habitattyps kann ab einem Vorkommen von 30 % erfolgen. Wir entschieden uns dazu, weitere Schwellenwerte auf den Parameter anzuwenden. Zum einen muss der pixelbasierte Ansatz beachtet werden, der eine Anpassung der Richtlinien notwendig macht. Darüber hinaus basiert die Idee auf den Erfahrungen aus der Feldarbeit. Wir stellten fest, dass Plots mit weniger als 50 % dazu tendierten, einen guten Habitatzustand (>A<) zu repräsentieren. Das Gegenteil war der Fall für Quadrate, die mehr als zu zwei Drittel von *Calluna* bedeckt waren: mit wenigen Ausnahmen war hier überalterte *Calluna* zu finden und zudem rar an Charakterarten, was zu einer >B<-Einschätzung führt.

Wir konzentrierten uns in der Studie vor allem auf die Habitattypen »Trockene europäische Heiden« (H4030) sowie »Trockene Sandheiden mit *Calluna* und *Genista*« (H2030). Die Differenzierung zwischen diesen beiden Typen ist schwierig; in anderen Studien wurden sie ebenfalls zusammengefasst (z. B. Nieland et al. 2015). Eher zu diskutieren wäre die Handhabung von Bereichen, in denen mehr als 25 % von kalkreichen Sandrasen (H6120) eingenommen wird. Aufgrund der höheren Wertigkeit dieses Habitattyps müsste hier eine Zuweisung zu letzterem vorgenommen werden. Denkbar wäre eine solche Zuweisung über den Vegetationsindex, welcher überwiegend auf Arten basiert, die in H6120 auftreten.

Der letzte Schritt, die Ausweisung der Kartiereinheiten, basierte auf (modellierten) ökologischen Gegebenheiten, indem die einzelnen Parameter in die Segmentierung ein gingen. Damit unterscheidet sich unsere Methode von der Herangehensweise von Mücher et al. (2013), welche ausschließlich optische Eigenschaften für das Auffinden geeigneter Einheiten berücksichtigten. Unsere Vorgehensweise orientiert sich auch hier nah an der Feldarbeit und ist in der Lage robuste Resultate zu liefern, da sie auf objektiven Berechnungen beruht. Subjektive Entscheidungen im Feld, die unter Umständen von schlechten Sichtbeziehungen (Einfluss von Gelände oder Baumgruppen) stark beeinflusst sind, könnten möglicherweise weniger nachvollziehbar sein.

Unser Ansatz folgte dem Vorschlag von Corbane et al. (2015), fernerkundungsbasierte Indikatoren zu entwickeln, die eng mit im Feld aufgenommenen Parametern zusammenhängen und so Rückschlüsse auf den Erhaltungszustand erlauben. Wir betonen, dass die Studie nicht dazu dient, bestehende Feldkartierungen für das Naturschutzmonitoring zu ersetzen. Die Genauigkeit von 69 % bei der Ableitung des Erhaltungszustands zeigt zudem auf, dass die Methode verbesserungswürdig ist. Wobei hier beachtet werden sollte, dass zwar die Felddaten als Referenz dienen, diese aber nicht zwangsläufig »wahr« sind (Foody 2008). Vielmehr sollte der Ansatz als transparente und in Teilen übertragbare Möglichkeit betrachtet werden, die Kartierungen im Zuge des Naturschutzmonitorings unterstützen kann. Die modellierten Parameter können bereits für sich genommen hilfreich für die Kartierung von Natura 2000-Gebieten oder deren Management sein. Wir meinen, dass sie kombiniert (wie in der Habitatkarte in Abb. 1A) einen schnellen Einblick in das Gebiet ermöglichen und dabei helfen können, Karten für das Naturschutzmonitoring zu erstellen.

Literaturverzeichnis

- Bock, M. M.; Rossner, G.; Wissen, M.; Remm, K.; Langanke, T.; Lang, S.; Klug, H.; Blaschke, T. & Vrscaj, B.** (2005): Spatial indicators for nature conservation from European to local scale. *Ecological Indicators* 5 (4), 322–338.
- Cherrill, A. & McClean, C.** (1999): Between-observer variation in the application of a standard method of habitat mapping by environmental consultants in the UK. *J Appl Ecology* 36 (6), 989–1008.
- Corbane, C.; Lang, S.; Pipkins, K.; Alleaume, S.; Deshayes, M.; García Millán, V. E.; Strasser, T.; Vanden Borre, J.; Spanhove, T. & Förster, M.** (2015): Remote sensing for mapping natural habitats and their conservation status – New opportunities and challenges. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* 37, 7–16.
- Council of the European Communities** (1992): Council Directive 92/43/EEC.
- Delalieux, S.; Somers, B.; Haest, B.; Spanhove, T.; Vanden Borre, J. & Múcher, C. A.** (2012): Heathland conservation status mapping through integration of hyperspectral mixture analysis and decision tree classifiers. *Remote Sensing of Environment* 126, 222–231.
- ESA** (2016a): Sentinel-1 User Guide. <https://earth.esa.int/web/sentinel/user-guides/sentinel-1-sar>.
- ESA** (2016b): Sentinel-2 User Guide. <https://earth.esa.int/web/sentinel/user-guides/sentinel-2-msi>.
- Feilhauer, H.; Faude, U. & Schmidtlein, S.** (2011): Combining Isomap ordination and imaging spectroscopy to map continuous floristic gradients in a heterogeneous landscape. *Remote Sensing of Environment* 115 (10), 2513–2524.
- Foody, G. M.** (2008): Harshness in image classification accuracy assessment. *International Journal of Remote Sensing* 29 (11), 3137–3158.
- Förster, M.; Frick, A.; Walentowski, H. & Kleinschmit, B.** (2008): Approaches to utilising QuickBird data for the monitoring of NATURA 2000 habitats. *Community Ecology* 9 (2), 155–168.
- Henning, K.; Oheimb, G. von & Tischew, S.** (2015): What restricts generative rejuvenation of *Calluna vulgaris* in continental, dry heathland ecosystems: seed production, germination ability or safe site conditions? *EQ* 21, 25.
- LAU** (2010): Kartieranleitung Lebensraumtypen Sachsen-Anhalt – Teil Offenland. LAU - Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt.
- Luft, L.; Neumann, C.; Freude, M.; Blaum, N. & Jeltsch, F.** (2014): Hyperspectral modeling of ecological indicators – A new approach for monitoring former military training areas. *Ecological Indicators* 46, 264–285.
- Múcher, C. A.; Kooistra, L.; Vermeulen, M.; Borre, J. V.; Haest, B. & Haveman, R.** (2013): Quantifying structure of Natura 2000 heathland habitats using spectral mixture analysis and segmentation techniques on hyperspectral imagery. *Ecological Indicators* 33, 71–81.
- Neumann, C.; Weiss, G.; Schmidtlein, S.; Itzerott, S.; Lausch, A.; Doktor, D. & Brell, M.** (2015): Gradient-Based Assessment of Habitat Quality for Spectral Ecosystem Monitoring. *Remote Sensing* 7 (3), 2871–2898.
- Nieland, S.; Moran, N.; Kleinschmit, B. & Förster, M.** (2015): An ontological system for interoperable spatial generalisation in biodiversity monitoring. *Computers & Geosciences* 84, 86–95.
- Pettorelli, N.; Wegmann, M.; Skidmore, A.; Múcher, S.; Dawson, T. P.; Fernandez, M.; Lucas, R.; Schaepman, M. E.; Wang, T.; O'Connor, B.; Jongman, R. H.; Kempeneers, P.; Sonnenschein, R.; Leidner, A. K.; Böhm, M.; He, K. S.; Nagendra, H.; Dubois, G.; Fatoyinbo, T.; Hansen, M. C.; Paganini, M.; Klerk, H. M. de; Asner, G. P.; Kerr, J. T.; Estes, A. B.; Schmeller, D. S.; Heiden, U.; Rocchini, D.; Pereira, H. M.; Turak, E.; Fernandez, N.; Lausch, A.; Cho, M. A.; Alcaraz-Segura, D.; McGeoch, M. A.; Turner, W.; Mueller, A.; St-Louis, V.; Penner, J.; Vihervaara, P.; Belward, A.; Reyers, B.; Geller, G. N. & Boyd, D.** (2016): Framing the concept of satellite remote sensing essential biodiversity variables. Challenges and future directions. *Remote Sens Ecol Conserv*, n/a-n/a.
- Redhead, J.; Cuevas-Gonzales, M.; Smith, G.; Gerard, F. & Pywell, R.** (2012): Assessing the effectiveness of scrub management at the landscape scale using rapid field assessment and remote sensing. *Journal of environmental management* 97, 102–108.
- Sachteleben, J.; Behrens, M. & Ackermann, W.** (2010): Konzept zum Monitoring des Erhaltungszustandes von Lebensraumtypen und Arten der FFH-Richtlinie in Deutschland. Erarbeitet im Rahmen des F+E-Vorhabens »Konzeptionelle Umsetzung der EU-Vorgaben zum FFH-Monitoring und Berichtspflichten in Deutschland«; Förderkennzeichen (UFOPLAN) 805 82 013. BfN, Bonn (ger).
- Schmidt, J.; Fassnacht, F. E.; Lausch, A. & Schmidtlein, S.** (2017): Assessing the functional signature of heathland landscapes via hyperspectral remote sensing. *Ecological Indicators* 73, 505–512.
- Schmidtlein, S.; Zimmermann, P.; Schüpferling, R. & Weiß, C.** (2007): Mapping the floristic continuum: Ordination space position estimated from imaging spectroscopy. *Journal of Vegetation Science* 18 (1), 131–140.
- Schuster, C.; Förster, M.; Schmidt, T.; Kolbe, M.; Frick, A. & Kleinschmit, B.** (2012): Schlussbericht CARE-X-Projekt – Change Detection Analyse für das flächendeckende Biodiversitätsmonitoring zur Erfüllung der EU FFH-Richtlinie mit Hilfe von RapidEye und TerraSAR-X Satellitendaten. http://www.planen-bauen-umwelt.tu-berlin.de/fileadmin/fg242/Projekte/CARE-X/CARE-X_Schlussbericht.pdf.
- Skidmore, A. K.; Pettorelli, N.; Coops, N. C.; Geller, G. N.; Hansen, M.; Lucas, R.; Múcher, C. A.; O'Connor, B.; Paganini, M.; Pereira, H. M.; Schaepman, M. E.; Turner, W.; Wang, T. & Wegmann, M.** (2015): Environmental science: Agree on biodiversity metrics to track from space. *Nature* 523 (7561), 403–405.
- Spanhove, T.; Vanden Borre, J.; Delalieux, S.; Haest, B. & Paelinckx, D.** (2012): Can remote sensing estimate fine-scale quality indicators of natural habitats? *Ecological Indicators* 18, 403–412.
- Weiß, C.** (2008): Monitoring Large Conservation Areas with Imaging Spectroscopy: Combining Discrete and Non-discrete Approaches. Dissertation, München.

Bildmaterial

Johannes Schmidt

Matthias Schaefer, Hedda Schlegel-Starmann

Synthese: Forschung auf DBU-Naturerbflächen – Ökologische Dynamik in Offenland und Wald

Für eine »Synthese« wollen wir die in den acht Projekten gewonnenen Daten in einer mehr allgemeinen Perspektive ordnen, in einen größeren Zusammenhang bringen und versuchen, wichtige, besondere oder neue Erkenntnisse im Rahmenthema »Sukzession und Management im Gradienten Offenland-Wald« schlaglichtartig zu beleuchten.

Die zugrundeliegenden Sukzessionsprozesse können auf einer Mikroebene, einer Mesoebene und einer Makroebene betrachtet werden und entsprechen damit charakteristischen ökologischen Situationen. Auf einer **Mikroskala** spielen sich die Besiedlungsprozesse in Kleinhabitaten wie wassergefüllten Baumlöchern ab. Auch die Individualentwicklung von krautigen Pflanzen, beispielsweise von *Calluna vulgaris*, der Besenheide, auf der Populationsebene kann dieser Betrachtungsebene zugeordnet werden. Das Vegetationsmosaik im Bereich des Offenlandes erfordert eine meso-skaligen Analyse. Die progressive Sukzession zum Wald (**Meso- bis Makroskala**) kann zum Beispiel in den Phasen Sandrasen – Kiefern-pionierwald – Kiefernwald erfolgen. Damit »spiegelbildlich« verknüpft ist die regressive Sukzession, initiiert durch Störungen wie Entbuschung, Mahd oder Beweidung. Dominanzbestände der Spätblühenden Traubenkirsche und die Verjüngung der Traubeneiche werden auf einer **Makroebene** betrachtet.

Methodik

Deskription – Freilandexperimente – Laborexperimente

Im Stipendenschwerpunkt fand ein reichhaltiges Methodenrepertoire Anwendung. Viele Basisdaten wurden in einem kausalanalytischen Ansatz durch eine Kombination von Erfassung im Freiland, Experimenten im Freiland und Versuchen im Labor gewonnen. Beispiele:

- Erfassung der Vegetation im Freiland: Vegetationskartierung.
- Bestimmung von Fitness- und Populationsparametern von Pflanzen: Biomasse von Pflanzenorganen, Blütenbildung, Jahrringzählungen, Analyse der Samenbank (Keimungsuntersuchungen).
- Experimente im Freiland: Ausschluss der Megaherbivoren (exclosures), Einbringen von Pflanzen in den Lebensraum (Waldbäume in Dominanzbestände von Traubenkirsche im Kiefernwald).
- Versuche im Labor: Anzucht von Pflanzen unter verschiedenen Umweltbedingungen.

Spezielle methodische Zugänge waren ein flächenhaftes Monitoring der offenen Vegetation und die Entwicklung eines Modells zur Eiche-Naturverjüngung.

Flächenhafte Erfassung

Für ein Ökosystemmonitoring sind flächenhafte Erfassungen notwendig, die auch auf fernerkundlichen Daten basieren können. In einem exemplarischen Ansatz hat Schmidt unter Nutzung von Satellitendaten (Radarfernerkundung, abbildende Spektroskopie) den Erhaltungszustand von *Calluna*-Heide in der Oranienbaumer Heide abgebildet. Als Datenbasis dienten über Fernerkundung erfassbare Felddaten: Bedeckung mit *Calluna vulgaris*, strukturelle Diversität und auftretende Begleitvegetation. Es wurden Rot-Grün-Blau-Karten erstellt, die die Habitatqualität graduell mit einer höheren Genauigkeit wiedergaben.

Über die Anwendung von Schwellenwerten ergab sich der Erhaltungszustand in drei Kategorien (A – hervorragend, B – gut, C – mittel bis schlecht).

Modell zur Eiche-Naturverjüngung

Die Etablierung der Traubeneiche (*Quercus petraea*) in den Kiefernwäldern über Naturverjüngung ist eine waldbauliche Herausforderung. Für die Analyse der Verjüngung von Eichen unter Kiefernschirm hat Hamkens mit dem oak-lay-Modell ein individuen-basiertes Modell entwickelt, in das Konkurrenz mit der Begleitvegetation um Wasser (als prozess-basierter Ansatz zur Wasserhaushaltsberechnung) und verjüngungsfördernde Behandlungen von Oberstand und Begleitvegetation integriert wurden. Dieses Modell war die Basis für Simulationsexperimente.

Mikroskala

Kleinstlebensräume mit ihrer zugehörigen Lebensgemeinschaft sind komplexe Mikrosysteme. Populationen und ihr ökologisches Umfeld können über die Analyse der Pflanzenindividuen auf der Mikroskala analysiert werden, sind aber Teil der Pflanzengemeinschaft.

Aquatische Kleinhabitats im Wald

Wasseransammlungen in Baumlöchern sind als Phytotelmata weit verbreitet und enthalten eine diverse Lebensgemeinschaft aus Meiofauna und Makrofauna. Es dominieren Nematoden und Rotatorien. Im Untersuchungsgebiet fanden sich in künstlichen Baumlöchern (Plastikbechern) Individuendichten von bis zu 580 Nematoden cm⁻² und 5 570 Rotatorien cm⁻². Die Artenzahl der Nematoden betrug 29 bis 35 pro Waldstandort (Ptatscheck).

Die Lebensgemeinschaften in den Phytotelmen waren entgegen der Erwartung über ein größeres Areal hin relativ gleichartig und nicht abhängig vom Standort. In der Kolonisation gab es eine typische Abfolge. In einer ersten Phase traten Arten der Meiofauna auf und nach wenigen Tagen kamen Rotatorien und Nematoden hinzu. Die Zusammensetzung veränderte sich anschließend kaum noch. Dann traten Arten der Makrofauna auf. Das Besiedlungspotenzial durch die Meiofauna ist also hoch, Verbreitungseinheiten sind überall präsent und es gibt kaum eine regionale Differenzierung. Die Organismen werden offenbar zum großen Teil vom Baum direkt in die Kleinstgewässer gespült. Die Kleinhabitats sind eigene Entitäten mit Systemcharakter. Das Nahrungsnetz war komplex und basierte auf Detritus, war also bottom-up-reguliert – mit recht hohen Werten für die Sekundärproduktion (26 mg C 100 cm⁻² Jahr⁻¹). Es waren 2–3 Trophiestufen ausgebildet.

Schlüsselpopulation *Calluna*

Für 19 Heidegebiete im Norddeutschen Tiefland von Niedersachsen bis Brandenburg ergab sich für die Besenheide *Calluna vulgaris* – gemessen am Ozeanitätsindex – ein makroklimatischer Gradient, der grob, aber überprägt durch regionale oder lokale Faktoren mit der geografischen Lage der Gebiete von Nordwest nach Südost übereinstimmt. Das Untersuchungsgebiet **Oranienbaumer Heide** war am stärksten kontinental geprägt (Schellenberg).

Die individuenbezogene Vitalität der Heidepflanzen in den Untersuchungsgebieten hing vom Wetter (3 Monate vor der Datenaufnahme) ab. Trockenheit, niedrige Temperatur und hohe Luftfeuchte sind Einflussgrößen. So nahm zum Beispiel die Blütenstandslänge mit der maximalen Dauer von Trockenzeiten zu. Die meisten Individuen waren um die 12 Jahre alt; dies gilt auch für die Oranienbaumer Heide. Die Heidepflanzen erreichten selten ein Alter von über 15 Jahren. Erste Degenerationserscheinungen machten sich in 6–8-jährigen Pflanzen bemerkbar. Mit zunehmendem Alter nimmt die Vitalität ab. Das schnelle Wachstum und Altern der Besenheide hängt möglicherweise mit den Stickstoffeinträgen zusammen (Schellenberg).

Für die Besenheide wird angenommen, dass unter kontinentalen Bedingungen (verglichen mit atlantischem Klima) das reproduktive Potenzial wie auch die Fähigkeit zur vegetativen und generativen Verjüngung abnehmen. Wichtige Faktoren sind dabei unregelmäßiger Niederschlag und Trockenereignisse. Die *Calluna*-Pflanzen in der Oranienbaumer Heide hatten jedoch (in der Degenerationsphase) entgegen der Erwartung ein hohes reproduktives Potenzial (hohe Samenproduktion, umfangreiche Diasporenbank, hohe Keimfähigkeit der Samen), vergleichbar den unter atlantischen Bedingungen lebenden *Calluna*-Individuen (Henning). Allerdings sind im Vergleich zu atlantischen Heidegebieten weniger Keimlinge aufgelaufen. Trockenheit ist für die Jungpflanzen ein bedeutender Mortalitätsfaktor und somit ein Effekt, der durch den Klimawandel verstärkt werden könnte.

Calluna und Management

Ohne Eingriffe durch den Menschen würden die *Calluna*-Bestände mit Überalterung der Heidekrautpflanzen (Degenerationsphase) und dem Einwandern konkurrenzstarker Gräser und Gehölze verbrachen. Ein Management ist notwendig. Beweidung fördert vor allem die vegetative Verjüngung. Generative Verjüngung gibt es auf durch das Weidevieh geschaffenen Stellen mit offenem Mineralboden. Auch eine Besiedlung neuer Standorte ist möglich, wenn durch Vertritt der Weidetiere offene Stellen entstehen. Wie oben gezeigt, ist das reproduktive Potenzial der *Calluna*-Pflanzen hoch. An offenen Stellen bildet das Heidekraut eine Samenbank aus, aus der neue Pflanzen keimen; diese Diasporenbank kann längere Zeit überdauern (Henning).

Die kritische Phase ist allerdings das geringere Auflaufen der Keimlinge. Einen positiven Einfluss hat Beweidung, die mit dem Angebot schattiger, nicht zu trockener Kleinhabitats eine heterogene Vegetationsstruktur bedingt. Die Weidetiere verbeißen auch die gegenüber den *Calluna*-Populationen konkurrenzstarken Gräser (*Calamagrostis*). Im dritten Wachstumsjahr sind geringer Fraß und eine einmalige Mahd ausreichend für eine weitere Etablierung von *Calluna* (Henning). Auch müssen manche Hölzer entfernt werden. Eine alleinige Mahd ist als Managementmaßnahme nicht ausreichend. Das für die Ausbildung der Samenbank wichtige Angebot an offenem Mineralboden kann je nach Bedarf durch eine höhere temporäre und lokale Beweidungsintensität erhöht werden: mithilfe von Mineralienlecksteinen, einer engeren Zäunung der Weidetiere oder einer einmaligen *Calluna*-Mahd (zur Erhöhung ihrer Futterqualität und damit Attraktivität für die Weidetiere).

Weitere Populationen der Krautschicht

Neben dem Heidekraut *Calluna vulgaris* sind weitere Populationen von gefährdeten Arten des Offenlandes für eine Analyse auf der Mikroebene geeignet: unter den Gräsern zum Beispiel das Silbergras *Corynephorus canescens*, unter

den Kräutern typische Arten des Offenlandes, wie zum Beispiel die Zypressen-Wolfsmilch *Euphorbia cyparissias* oder das Sandglöckchen *Jasione montana*. Gesetzmäßigkeiten für das Muster im Überleben oder Verschwinden von Arten offener Lebensräume im Verlaufe der Sukzession sind an der Veränderung generativer oder vegetativer Merkmale als Maß für die Fitness ablesbar (z. B. Blattlänge, Wuchshöhe, Blütenzahl). Auch spielen populationsbiologische Charakteristika eine Rolle (wie das Muster der Frequenz als Messgröße für die Ausdünnung der Population). Schließlich sind Artmerkmale (plant functional traits) wichtig: Wuchshöhe, Sprossausdauer, Persistenz der Samenbank, Fähigkeit zur vegetativen Reproduktion. Die Konkurrenzskraft geht mit ein in den Strategietyp nach Grime (Aljes).

Für die Einschätzung des Extinktionsrisikos sind alle diese populationsbiologischen und funktionellen Merkmale (als Fitness-Parameter und »functional traits«) zu berücksichtigen. Es spielen eine Rolle: Überdauerungsvermögen (Lebensdauer) und Regenerationspotenzial der Sprosse, Fortpflanzungsmodus (generativ – vegetativ), Blütenzahlen, Ausbreitungsmodus und Persistenz der Samenbank. Für eine Populationsgefährdungsanalyse (PVA) könnte man postulieren: Arten mit längerer Lebensdauer und der Fähigkeit zu vegetativer Fortpflanzung haben eine größere Chance zu überleben als Arten mit kurzer Lebenszeit, generativer Fortpflanzung und hoher Dispersionsfähigkeit. Zu belastbaren Aussagen für gefährdete Arten zu kommen, ist eine Aufgabe für die Zukunft (Aljes).

Mesoskala und Makroskala

Die progressive Sukzession in Richtung Wald ist der entscheidende ökologische Prozess beim Übergang von Offenland zu Wald. Wichtige Kenngrößen sind Richtung, Geschwindigkeit und Abfolge der Sukzessionsstadien. Die progressive Sukzession hat Auswirkungen auf Pflanzengesellschaften, Artenzusammensetzung der Lebensgemeinschaften, Mikroklima und Boden.

Sukzession im Offenland: Krautschicht

Der synökologische Zugang

Die Entwicklung von beweideten zu unbeweideten basischen Sandrasen über brachliegende Sandrasen- und Kiefernvorwäldern zu Kiefernwäldern wurde über unechte Zeitreihen (space-for-time-substitution approach) studiert (Aljes). Dabei ergaben sich viele Gesetzmäßigkeiten: Erst in der letzten Phase nahmen die lichtbedürftigen Offenlandarten ab. Intermediäre Arten und Waldarten traten hinzu. Die Gesamtartenzahl (als Messgröße für Diversität) war etwa gleich (Median 34 bis 40). In Birkenwäldern und *Calamagrostis*-Dominanz-Beständen (weiteren Entwicklungsphasen) kam es zu einem Rückgang der Offenlandarten. Nur 6 der 19 Arten waren typische Offenlandarten. Offenlandstadien ähneln sich floristisch, spätere Sukzessionsstadien hatten eine größere Spannweite.

Eine andere, nicht von Gehölzen gesteuerte gerichtete Entwicklung führte von Sandrasen zu den *Calamagrostis*-Dauerstadien. Hier waren Offenlandarten geringer vertreten, zudem war die gesamte Artenzahl geringer (Median 16). Eine Zwischenstellung nehmen die Birkenvorwälder ein. Manche Kiefern-pionierwaldflächen und Sandrasen waren sich ähnlicher als Flächen des gleichen Sukzessionsstadiums, weil in Kiefern-pionierwäldern noch viele Kennarten zu finden sind.

Der autökologische Zugang

In diesem Kontext spielt die Konkurrenzsituation mit Gräsern eine wichtige Rolle: Viele Arten des Offenlandes verschwinden mit dem Aufkommen dominanter Gräser; dies ist stärker ausgeprägt in *Calamagrostis*-Beständen und Birken-Vorwäldern als in Kiefern-Pionierwäldern. In letzteren können viele Arten des Offenlandes länger persistieren.

Diese Entwicklungsreihe in der Sukzession lässt sich auch über die Veränderung von Populationsmerkmalen und Fitness-Parametern der Arten charakterisieren (Aljes): über Frequenzwerte, vegetative und generative Merkmale (Blattlänge, Wuchshöhe, Blütenzahl). In späteren Sukzessionsstadien tendieren die Offenlandarten zu Ausdünnung (abnehmende Frequenz), gesteigertem Höhenwachstum, Kleinwüchsigkeit, großen Blättern, abnehmender Blütenzahl und zunehmender vegetativer Vermehrung – alles dies meist Zeichen abnehmender Vitalität. Arten mit einer hohen Stetigkeit im Sukzessionsverlauf sind mehrjährig, vermehren sich vegetativ und verfügen über eine hohe Konkurrenzkraft.

Für die Einschätzung des **Regenerationspotenzials** der Offenlandgemeinschaften sind neben der Diversität der Samenbank weitere funktionelle Merkmale der Pflanzen auf Artebene wichtig, wie Wuchsform oder Sprossausdauer. Aus der Samenbank ist im Prinzip eine Rückentwicklung möglich, die in Beständen mit hochwüchsigen dominanten Gräsern oder späteren Phasen der Sukzession in Richtung Wald jedoch eher schwierig ist. Für das Anstoßen einer derartigen regressiven Sukzession sind daher Managementmaßnahmen notwendig.

Sukzession im Offenland: Gehölze, Strauchschicht, Baumschicht

Es sei daran erinnert, dass das Untersuchungsgebiet eine Vorgeschichte hat. Die Oranienbaumer Heide ist seit 2008 Ganzjahresweide, ergänzt durch Mahd und Entkusselungsmaßnahmen. Etwa 30 % der eingezäunten Weidefläche der Oranienbaumer Heide sind mit Pionierwäldern bestanden, vorwiegend Sandbirkenbestände; es kommen aber auch jüngere Zitterpappelpopulationen und Rein- und Mischbestände von Waldkiefer vor (Felinks et al. 2012). In den Übersichtsflächen war die Zitterpappel in allen Lebensraumtypen (»Trockene europäische Sandheide« und »Basenreicher Sandrasen«) am häufigsten. Es folgte die Sandbirke mit Schwerpunkt im Sandrasen und im Pionierwald. Die Waldkiefer war seltener und bevorzugte Heideflächen. Für alle drei Arten galt: Es kamen vor allem Bäume mit einer Höhe von bis zu 0,5 m vor (Hopf). Im Pionier(Birken-)wald waren auch einige Stieleichen (*Quercus robur*) und insbesondere im westlichen Bereich der Weide auch zahlreiche Spätblühende Traubenkirschen (*Prunus serotina*) anzutreffen.

Die Geschwindigkeit der Sukzession in Richtung Wald ist offenbar hoch. Die windverbreiteten Arten Sandbirke (*Betula pendula*), Waldkiefer (*Pinus sylvestris*) und Zitterpappel (*Populus tremula*) breiten sich rasch und flächenhaft aus, während sich die durch Tiere verbreitete Spätblühende Traubenkirsche (*Prunus serotina*) wie auch die Stieleiche (*Quercus robur*) langsamer etablieren. Die Entwicklung zum Wald kann unterschiedlich verlaufen. Das Aufkommen von Hochgras- und Hochstaudenbeständen verzögert die Sukzessionsabläufe. Sommertrockenheit kann zu einer höheren Mortalität der Laubgehölzpflanzen führen (wie für das Jahr 2015 beobachtet) und damit ihre Etablierung behindern. Dies gilt nicht für die Waldkiefer, die deshalb bei einer langfristigen Perspektive unter den trockenen Bedingungen des Klimawandels begünstigt würde.

Sukzession im Offenland: Management

Um die Entwicklung von »Wald-Vorstadien« zurückzulenken zu Offenland (regressive allogene Sukzession), bedarf es der Eingriffe des Menschen. Unter den Managementmaßnahmen sind Beweidung durch Megaherbivore, Mahd und Rückschnitt der Gehölze etabliert.

Beweidung: Verbiss

Auf den Übersichtsflächen in Sandheide und Sandrasen waren die Zitterpappeln wesentlich stärker verbissen als Sandbirke und Waldkiefer. Auch Stieleiche und Traubenkirsche waren in der Regel sehr stark verbissen. Auf den Dauerbeobachtungsflächen (nur Sandrasen betrachtet) ergab sich für die drei erstgenannten Baumarten bei einem Vergleich »beweidet – unbeweidet« nur für die Zitterpappel ein signifikant höherer Sommerverbiss. Beobachtet wurde eine höhere Mortalität von Baumindividuen der Zitterpappel und der Sandbirke – im Gegensatz zur Waldkiefer. Zu diesen Absterbeereignissen könnte Verbiss beigetragen haben. Aber: Verbiss allein reicht nicht aus, um die Verbuschung der Offenlandflächen zu verhindern (Hopf).

Es bleiben spezifische Fragen zu klären: Wie unterscheidet sich die Wirkung von Rindern und Pferden? Welches ist die Auswirkung von starker Beweidung mit einer höheren Intensität des Verbisses (und auch der Trittwirkung)? Welchen Einfluss hat das Raumverhalten der Weidetiere auf ihr Fraßverhalten? Wie sollte das Design von Entbuschungsmaßnahmen sein, um die Wirkung des Verbisses zu unterstützen?

Beweidung: Trittwirkung

Eine deutliche Wirkung der Weidetierherden ergab sich durch Vertritt und die Schaffung nackter Bodenflächen ohne Vegetation (Hopf). Hierdurch werden an derartige Störungsregime angepasste Pflanzenpopulationen gefördert (wie z. B. *Corynephorus canescens*) oder es wird ein Aufkommen von Pflanzen eines frühen Sukzessionsstadiums aus der Samenbank ermöglicht (regressive allogene Sukzession).

Rückschnitt der Gehölze

Zusätzlich zu einer Beweidung sind Entbuschungsmaßnahmen notwendig (Hopf). Unter den Pioniergehölzen sind die Zitterpappel, die sich vegetativ über klonale Tochterpflanzen in der Nähe der Mutterpflanze ausbreitet und die Sandbirke, die sich nach Rückschnitt durch Stockausschläge regeneriert, die wiederum nicht vom Weidevieh verbissen werden, problematisch. Die auf den Stock gesetzten Birken zeigten große Unterschiede im Wiederaustrieb, wofür unter anderem der Zeitpunkt der Entbuschung im Jahreslauf eine Rolle gespielt haben mag.

Sukzession im Wald: Spätblühende Traubenkirsche

Die Spätblühende Traubenkirsche (*Prunus serotina*) bildet in Kiefernforsten gebietsweise dichte Bestände. Die Ausbildung dichter zweiter Baum- oder Strauchschichten durch diesen Neophyten (»Dominanzbestände«) führt zu einer grundlegenden Veränderung der Verjüngungsbedingungen für die Bäume (u. a. Strahlung, Waldinnenklima, Humusform). Für eine unechte Zeitreihe (Chronosequenz) von alternden Dominanzbeständen ergab sich eine kontinuierliche Verbesserung der Strahlungsbedingungen. Ab einem kritischen Durchmesser der stärksten Traubenkirschen gelangte mehr Licht auf den Waldboden (Hamm).

Für in den Dominanzbeständen gepflanzte junge Winterlinden (*Tilia cordata*), Hainbuchen (*Carpinus betulus*), Rotbuchen (*Fagus sylvatica*), Traubeneichen (*Quercus petraea*) und Ebereschen (*Sorbus aucuparia*) (»Pflanzversuch«) war die (über 3 Jahre beobachtete) Mortalität bei den Schattbaumarten geringer als bei der weniger schattentoleranten Traubeneiche. Am geringsten waren die Ausfälle bei Winterlinde und Hainbuche. Für die exemplarisch untersuchte Winterlinde ergab sich nach Überschreiten eines kritischen Brusthöhendurchmessers der Traubenkirschen eine kontinuierliche Zunahme des Sprosslängenzuwachses (Hamm).

Ein möglicher negativer Einfluss von Traubenkirschenstreu auf Keimung und frühe Entwicklung heimischer Laubbaumarten wurde in einem »Gewächshausversuch« studiert. Im Vergleich zu reiner Kiefernstreu erreichten Winterlinden auf durch die Traubenkirsche geprägtem Substrat höhere mittlere Trockenmassen. Eine mögliche keimhemmende Wirkung der Traubenkirschenstreu wird also durch die Verbesserung der Humusform gegenüber Kiefernreinbeständen überprägt (Hamm).

Auf lange Sicht könnten sich also die Klimaxbaumarten Rotbuche und Traubeneiche durch Überwachsen der Traubenkirschenbestände im Kiefernwald etablieren. Allerdings ist unter anderem ein Schutz vor dem massiven Wildverbiss notwendig.

Sukzession im Wald: Traubeneiche

Auf der Basis des Modells von Hamkens wurden die Entitäten Oberstand (Kronendach der Kiefern) und Begleitvegetation am Waldboden als Konkurrenz für den Baumjungwuchs getrennt analysiert. Für die Simulationsversuche ergab sich, dass Eichenverjüngung einer besonderen Pflege bedarf. Bei steigender Intensität der Mahd der Begleitvegetation erreichen Eichen vermehrt das Jugendalter. Kiefernaltbäume haben eine Art Schutzfunktion. Je intensiver während der Jungwuchsphase der Eichen in den Oberstand eingegriffen wird, desto höher fallen die Verluste der Eichenverjüngung aus. Optimal ist eine Kombination einer schonenden Behandlung des Oberstandes mit einer dreimalig pro Jahr ausgeführten Mahd. Allerdings gibt es Ausfälle bei der Verjüngung dadurch, dass Eichen mit gesenkt werden. Der intensive Verbiss durch Schalenwild erfordert eine Zäunung der Flächen.

Sukzession: ein komplexer Prozess

Sukzession wird sehr allgemein definiert. Sie ist der »Prozess der Entwicklung der Vegetation nach einer Störung, oft charakterisiert durch eine relativ vorhersagbare Sequenz des Austausches von Arten über die Zeit« (Levins 2009). Nach der üblichen Terminologie ist dieses eine sekundäre Sukzession. Eine primäre Sukzession findet in neu entstandenen Lebensräumen statt.

Auf diesem Konzept lässt sich nur eine recht »weiche« Theorie aufbauen. Dafür gibt es mehrere Gründe: Eine Störung als »episodische Zerstörung oder Entfernung von Ökosystem-Komponenten« kann in ihrer Ausprägung (raum-zeitliche Dimension, Intensität) sehr unterschiedlich sein. Sukzession kann auf verschiedenen Skalenebenen ablaufen, von der Mikroskala bis zur Makroskala. Stochastische Einflüsse spielen eine Rolle, sowohl bei den Pflanzenpopulationen (Kolonisation, Auslöschung) als auch bei den Umweltfaktoren (Klima, Boden).

Dennoch: Für die Pflanzenbestände auf den Versuchsfeldern ist Sukzession die treibende Kraft. Es handelt sich um eine sekundäre Sukzession, da durch intensive

großflächige menschliche Eingriffe (vor allem militärische Aktivitäten) die Landschaft offen gehalten wurde und sich die potenzielle natürliche Vegetation nicht ausbilden konnte.

Ohne weiteres Hinzutun des Menschen entwickelt sich die offene Vegetation über Primärwaldstadien zu Wald (meist als erste Phase Kiefern-pionierwald, aber auch Birken-pionierwald) (progressive Sukzession). Die Serie erfolgt mehr oder weniger gerichtet, aber auch zufällige Bedingungen können eine Rolle spielen. So kann es zur Ausbildung von *Calamagrostis*-Dauerstadien kommen, die eine weitere Entwicklung der Vegetation Richtung Wald verzögern.

Eine Umkehrung der Sukzession (regressive Sukzession) kann nur durch Störung erfolgen, meist Management durch den Menschen. Häufig wird das Aufkommen von Pflanzen eines frühen Sukzessionsstadiums durch Keimung aus der Samenbank ermöglicht. Eine wichtige Größe ist die Phase der Unumkehrbarkeit (Irreversibilität) der Entwicklung, wenn in älteren Sukzessionsstadien – zum Beispiel bei Bewaldung – die Samenbank verschwindet. Dieses wäre möglicherweise bei einer unbedachten Anwendung des Wildniskonzeptes der Fall.

Die Sukzession unter Traubenkirschen-Dominanzbeständen im Kiefernwald läuft mit einer Verzögerungsschleife ab. Unter dem Bestand mit starker Beschattung kann kein Laubbaumjungwuchs aufkommen. Mit der Alterung der Traubenkirschenbäume werden durch Auflichtung die Bedingungen für potenziellen Jungwuchs günstiger. Zusätzlich wirkt die Traubenkirschen-Kiefern-Streu förderlich auf das Wachstum der Bäume, sodass eine Sukzession in Richtung eines von Schattenbäumen dominierten Waldes möglich ist. In dieser Abfolge finden sich nach dem Modell von Connell und Slatyer alle drei Wirkmechanismen durch die Traubenkirschenpopulation: Hemmung (inhibition) durch Lichtarmut – Toleranz (tolerance) bei Auflichtung – Förderung (facilitation) durch das Bodensubstrat.

Zur Sukzession als einem ökologischen Prozess im Untersuchungsgebiet gilt die oben genannte Einschränkung für mögliche Verallgemeinerungen. Entwicklungen in Pflanzenpopulationen und Pflanzengemeinschaften des Offenlandes laufen auf verschiedenen raum-zeitlichen Skalenebenen ab. Zum Sukzessionsgeschehen gehört das Auflaufen von Keimpflanzen aus der Samenbank ebenso wie die Ausbildung von Pionierwäldern aus eindringenden Gehölzen. Die Mechanismen können vielfältig sein. Eine Rolle spielen Bodenfaktoren, mikro- und mesoklimatische Bedingungen, die Konkurrenzsituation unter den Pflanzenpopulationen, in besonderem Maße aber auch der Zufall. Deshalb sind Erfassung und Vorhersagen für das komplexe Mosaik von Vegetationszuständen in der Oranienbaumer Heide schwer möglich, wobei hier noch die vielfältigen Einflüsse des Managements hinzukommen.

Ausblick

Als Leitbild für den zentralen Bereich der Oranienbaumer Heide sind der Erhalt und die Entwicklung von großflächigen Offenlandbereichen mit einem Flächenumfang von circa 750 ha im Komplex mit Gebüsch, Baumgruppen und Einzelbäumen festgelegt (Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU) 2016): Oranienbaumer Heide. <https://www.dbu.de/1329.html>.

Auf dieser Grundlage wurden nach Felinks et al. (2012) die folgenden generellen Erhaltungs- und Entwicklungsziele formuliert:

- Erhalt der Flächengröße der kartierten FFH-Lebensraumtypen, wobei jedoch zeitliche und räumliche Verschiebungen im Flächenanteil zwischen den Lebensraumtypen möglich sind.
- Mindestens die Gewährleistung des Erhaltungszustandes B für alle Lebensraumtypen bei deutlicher Verbesserung der lebensraumtypischen Habitatstrukturen.
- Erhalt des Artenspektrums des Ausgangszustandes (Flora und Fauna).
- Keine weitere Ausbreitung der Spätblühenden Traubenkirsche (*Prunus serotina*).

Artenreiche Offenland-Wald-Mosaik sind also für die Oranienbaumer Heide besonders wertgebend. Methoden des Managements sind Ganzjahresweide, Mahd und Entkusselungsmaßnahmen.

Welches sind die Beiträge des Stipendenschwerpunktes zu dem Themenkomplex »Sukzession und Management« und/oder zu den Erhaltungs- und Entwicklungszielen für die Oranienbaumer Heide?

- Für gezielte Eingriffe des Menschen in das Sukzessionsgeschehen ist neben der Vegetationskartierung eine Kausalanalyse – auch mit experimentellen Zugängen – hilfreich oder unabdingbar.
- Methoden der Fernerkundung unter Nutzung feldökologischer Daten können Grundlage für eine flächenhafte Erhebung (Monitoring) von Erhaltungszuständen von Lebensraumtypen sein.
- Für die Analyse der Sukzession von Pflanzengesellschaften von Offenland zu Wald ist das Studium von Pflanzenpopulationen in ihrer zeitlichen Dynamik wichtig. Artmerkmale, Vitalitätsparameter und Populationsgrößen geben Hinweise auf das Überdauerungsvermögen von Arten und auf Sukzessionszustände.
- Aus diesen Charakteristika kann das Regerationspotenzial von Offenlandarten eingeschätzt und eine Populationsgefährdungsanalyse (PVA) entwickelt werden.
- Die Besenheide hat unter kontinentalen Bedingungen ein hohes reproduktives Potenzial (hohe Samenproduktion, umfängliche Diasporenbank, hohe Keimfähigkeit der Samen) und kann sich aus der Samenbank regenerieren. Beweidung schafft offene Bodenstellen und begünstigt das Überleben der Keimpflanzen.
- Um das Wachstum von Gehölzen (Zitterpappel, Sandbirke, Waldkiefer) in der frühen Sukzessionsphase zu begrenzen, sind in unterschiedlicher Kombination und Intensität alle drei Managementmaßnahmen notwendig: Beweidung, Mahd und Entkusselung.
- Simulationsmodelle könnten helfen, die Bedingungen für einen Waldumbau (unter Einschluss von Naturverjüngung) zu analysieren.
- Auf lange Sicht könnten sich die Klimaxbaumarten Rotbuche und Traubeneiche durch Überwachsen der Traubenkirschenbestände im Kiefernwald etablieren. Allerdings ist unter anderem ein Schutz vor dem massiven Wildverbiss notwendig.

Verzeichnis der Autorinnen und Autoren

Autorin/Autor

Vincent Aljes

Universität Kassel, Fachgebiet für Landschafts- und Vegetationsökologie,
<https://www.uni-kassel.de/fb06/fachgebiete/landschaftsarchitektur-und-planung/landschafts-und-vegetationsoekologie/team.html>

Betreuerin/Betreuer

Prof. Dr. Gert Rosenthal

Universität Kassel, Fachgebiet für Landschafts- und Vegetationsökologie,
<https://www.uni-kassel.de/fb06/fachgebiete/landschaftsarchitektur-und-planung/landschafts-und-vegetationsoekologie/team/gert-rosenthal-univ-prof-dr.html>

Hans Hamkens

Technische Universität Dresden, Institut für Waldwachstum und Forstliche Informatik
<https://tu-dresden.de/bu/umwelt/forst/ww>

Uta Berger

Technische Universität Dresden, Institut für Waldwachstum und Forstliche Informatik
<https://tu-dresden.de/bu/umwelt/forst/ww>

Tobias Hamm

Technische Universität Dresden, Institut für Waldbau und Waldschutz
 derzeit Forstreferendar beim Staatsbetrieb Sachsenforst
<https://tu-dresden.de/bu/umwelt/forst/wb/waldbau/>

Prof. Dr. Sven Wagner

Technische Universität Dresden, Institut für Waldbau und Waldschutz
<https://tu-dresden.de/bu/umwelt/forst/wb/waldbau/>

Dr. Franka Huth

Technische Universität Dresden, Institut für Waldbau und Waldschutz
<https://tu-dresden.de/bu/umwelt/forst/wb/waldbau/>

Katrin Henning

Hochschule Anhalt, Bernburg
<http://www.hs-anhalt.de/service/mitarbeiterverzeichnis/buchstabe/H.html>,
<http://offenlandinfo.loel.hs-anhalt.de/projektgruppe/katrin-henning/>
 Promotion an der Leuphana Universität Lüneburg

Prof. Dr. Goddert von Oheimb

Technische Universität Dresden
<https://tu-dresden.de/bu/umwelt/forst/oekologie/landes/die-professur/inhaber-in>

Prof. Dr. Sabine Tischew

Hochschule Anhalt, Bernburg
<http://www.hs-anhalt.de/service/mitarbeiterverzeichnis/buchstabe/T.html>, <http://offenlandinfo.loel.hs-anhalt.de/projektgruppe/prof-dr-sabine-tischew/>

Prof. Dr. Werner Härdtle

Leuphana Universität Lüneburg
<http://www.leuphana.de/universitaet/personen/werner-haerdtle.html>

Anne Hopf

Universität Kassel, Fachgebiet für Landschafts- und Vegetationsökologie
<https://www.uni-kassel.de/fb06/fachgebiete/landschaftsarchitektur-und-planung/landschafts-und-vegetationsoekologie/team/anne-hopf-m-sc.html>

Prof. Dr. Gert Rosenthal

Universität Kassel, Fachgebiet für Landschafts- und Vegetationsökologie,
<https://www.uni-kassel.de/fb06/fachgebiete/landschaftsarchitektur-und-planung/landschafts-und-vegetationsoekologie/team/gert-rosenthal-univ-prof-dr.html>

Prof. Dr. Sabine Tischew

Hochschule Anhalt, Abteilung Bernburg
<http://offenlandinfo.loel.hs-anhalt.de/projektgruppe/prof-dr-sabine-tischew/>

Autorin/Autor**Dr. Christoph Ptatscheck**

Universität Bielefeld, Tierökologie
<http://www.uni-bielefeld.de/biologie/Zoooekologie>

Betreuerin/Betreuer**Prof. Dr. Walter Traunspurger**

Universität Bielefeld, Tierökologie
<http://www.uni-bielefeld.de/biologie/Zoooekologie>

Prof. Dr. Matthias Schaefer

Wissenschaftlicher Koordinator des
Stipendenschwerpunktes
Universität Göttingen, Institut für Zoologie und
Anthropologie, Abteilung Ökologie
<https://www.uni-goettingen.de/de/114322.html>

Jenny Schellenberg

Universität Göttingen, Albrecht-von-Haller Institut für
Pflanzenwissenschaften,
Abt. Vegetationsanalyse & Phytodiversität
<http://geobotanik.uni-goettingen.de/de/team/jenny-schellenberg/>

Prof. Dr. E. Bergmeier

Universität Göttingen, Albrecht-von-Haller Institut für
Pflanzenwissenschaften,
Abt. Vegetationsanalyse & Phytodiversität
<http://geobotanik.uni-goettingen.de/de/team?id=163>

Dr. Hedda Schlegel-Starmann

Projektgruppenleiterin Stipendienprogramme
Deutsche Bundesstiftung Umwelt
<https://www.dbu.de>

Johannes Schmidt

Karlsruher Institut für Technologie, Institut für Geographie
und Geoökologie,
http://www.ifgg.kit.edu/vegetation/mitarbeiter_schmidt.php

Prof. Dr. Sebastian Schmidlein

Karlsruher Institut für Technologie, Institut für Geographie
und Geoökologie
http://www.ifgg.kit.edu/vegetation/mitarbeiter_schmidlein.php

Dr. habil. Angela Lausch

Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ
<https://www.ufz.de/index.php?de=37570>

Impressum

Herausgeber

Deutsche Bundesstiftung Umwelt DBU
An der Bornau 2, 49090 Osnabrück
Telefon 0541|9633-0
Telefax 0541|9633-190
www.dbu.de

Prof. Dr. Matthias Schaefer

Wissenschaftlicher Koordinator des
Stipendenschwerpunktes
Universität Göttingen, Institut für Zoologie und
Anthropologie, Abteilung Ökologie

Dr. Hedda Schlegel-Starmann

Projektgruppenleiterin Stipendienprogramme
Deutsche Bundesstiftung Umwelt
<https://www.dbu.de>

Verantwortlich

Prof. Dr. Markus Große Ophoff

Redaktion

Birte Kahmann, DBU Zentrum für Umweltkommunikation

Gestaltung/Satz

Helga Kuhn, DBU Zentrum für Umweltkommunikation

Bildnachweis

Titelbild: Claudia Walter
Textbeiträge: Autoren beziehungsweise wie angegeben

Druck

Kroog & Kötter GmbH,
Westerkappeln

Stand

2017

Verfügbar unter: <https://www.dbu.de/OPAC/ep/Ergebnisse-Stipendenschwerpunkt.pdf> (Verlag) (kostenfrei zugänglich)
Langzeitarchivierung gewährleistet (Deutsche Nationalbibliothek): URN: urn:nbn:de:101:1-201702145359

Gedruckt auf 100 % Recyclingpapier, ausgezeichnet mit dem »Blauen Engel«

- 100 % Recyclingpapier schont die Wälder.
- Die Herstellung ist wasser- und energiesparend
- und erfolgt ohne giftige Chemikalien.

