

**Modell- und Demonstrationsvorhaben
im Bereich Biologische Vielfalt
„Mittelwaldähnliche Waldrandgestaltung und -nutzung
zur Förderung der Nutzholzarten Stiel-Eiche, Trauben-Eiche und
Hainbuche sowie seltener Edellaub- und Nadelgehölze wie
Elsbeere, Wacholder oder Eibe“**

Endbericht



Bearbeitung:

Dr. Heinz Gockel
Frank Grawe
Dr. Burkhard Beinlich

Borgentreich, im Dezember 2012

Gliederung:

Kapitel 1: Das Modell- und Demonstrationsvorhaben - Ziele und fachliche Hintergründe (H. GOCKEL, F. GRAWE & B. BEINLICH)

Kapitel 2: Mittelwaldähnliche Waldrandgestaltung aus forstökonomischer und -ökologischer Sicht
(H. GOCKEL unter Mitarbeit von M. WOLFF, J. HAPPE, L. SPECKEN UND I. FIEBIG)

Kapitel 3: Mittelwaldähnliche Waldrandgestaltung aus floristischer und vegetationskundlicher Sicht
(F. GRAWE unter Mitarbeit von L. SPECKEN, A. NÜSSE, CH. LÖDIGE, B. LIEBE, I. FIEBIG UND P. PRENZEL)

Kapitel 4: Mittelwaldähnliche Waldrandgestaltung aus faunistischer Sicht
(B. BEINLICH & L. SPECKEN)

Kapitel 5: Zusammenfassung und Ausblick (H. GOCKEL, F. GRAWE & B. BEINLICH)

1. Das Modell- und Demonstrationsvorhaben – Ziele und fachliche Hintergründe

(HEINZ GOCKEL, FRANK GRAWE, BURKHARD BEINLICH)

Vorrangiges Ziel des Modell- und Demonstrationsvorhabens „Mittelwaldähnliche Waldrandgestaltung und Nutzung“ ist die Förderung der in den heimischen Wäldern im Rückgang befindlichen, lichtliebenden Nutzholzarten Trauben-Eiche (*Quercus petraea*), Stiel-Eiche (*Quercus robur*), Hainbuche (*Carpinus betulus*), Feld-Ahorn (*Acer campestre*), Winter-Linde (*Tilia cordata*), Elsbeere (*Sorbus torminalis*), Wacholder (*Juniperus communis*) und Eibe (*Taxus baccata*). Realisiert wird dies durch Wiederbelebung einer alten Nutzungsform, der Mittelwaldwirtschaft, die hier allerdings nicht flächig, sondern linear im Bereich der Waldränder eingeführt wird. Eine ökonomische Inwertsetzung erfolgt im Rahmen einer einmaligen Erst-instandsetzung sowie durch nachfolgenden regelmäßigen Einschlag des nachwachsenden Holzes (etwa alle 20 - 30 Jahre).

1.1 Fachlicher Hintergrund

Als Folge hoher Holzerntekosten und mangelnder Pflege haben sich vielerorts überbestockte und steile Waldträufe entwickelt, die weder ihrer Funktion als wertvolle Grenzbiotope noch den Anforderungen an die Verkehrssicherheit gerecht werden. Bisherige Maßnahmen waren im Wesentlichen auf die Erfüllung der Verkehrssicherheit ausgerichtet, verursachten hohe Kosten und förderten durch die Beseitigung des Überhanges Eingangspforten für holzzersetzende Pilze. Finanzielle Erträge durch eine regelmäßige Nutzung der Waldränder wurden in der Regel nicht realisiert.

Folgende Erwartungen richten sich bei der Nutzung und Pflege von Waldrändern an die Forstwirtschaft:

- Erhöhung der Artenvielfalt durch Optimierung der Waldränder als wertvolle Grenzbiotope, deren adäquate Pflege bislang jedoch nicht finanzierbar war.
- Einhaltung der Verkehrssicherungspflicht
- Reduzierung der hohen Kosten für die Beseitigung des Überhanges.
- Vermeidung von Baumschnitten als Eingangspforte für Pilze.
- Waldränder als regenerative Energiequelle zur CO₂-Reduktion und Erfüllung des Kyoto-Protokolls.
- Erhöhung des Anpassungspotentials heimischer Wälder an mögliche Klimaveränderungen (Veränderung der Standortbedingungen für unsere Wälder)
- Erhöhung der Waldrandstabilität gegenüber vermehrtem Auftreten von Sturmereignissen

Wie die multifunktionalen Ansprüche synergetisch miteinander verknüpft werden können, zeigt das Konzept der mittelwaldähnlichen Waldrandgestaltung:

Mittelwälder und Niederwälder stellten über Jahrhunderte die Brenn- und Bauholzversorgung sicher und waren bis in das 20. Jahrhundert hinein typisches Element der traditionellen Kulturlandschaft. Während im Niederwald der gesamte Baumbestand im Abstand von 15 - 40 Jahren auf den Stock gesetzt wurde, wurden im Mittelwald einzelne Überhälter (überwiegend Eichen) zur Wertholzerzeugung im Bestand belassen. Da nicht alle heimischen Baumarten in der Lage sind, sich durch Stockausschläge zu regenerieren, erfolgte eine Selektion hinsichtlich ausschlagkräftiger Gehölze wie Trauben-Eiche (*Quercus petraea*), Stiel-Eiche (*Quercus robur*) oder Hainbuche (*Carpinus betulus*). Zurückgedrängt wurde die natürlicherweise in Mitteleuropa dominierende Buche, da sie nur sehr eingeschränkt in der Lage ist, sich über Stockausschläge zu regenerieren.

Die Mittel- und Niederwaldwirtschaft führte somit zu einer gravierenden Artenverschiebung in den Waldgesellschaften. Auf Kosten der Buche wurden v. a. Eichen, Hainbuche sowie in deren Gefolge seltenere Edellaubholzarten wie Feld-Ahorn (*Acer campestre*), Winter-Linde (*Tilia cordata*) oder die anspruchsvolle Elsbeere (*Sorbus torminalis*) sowie in gut belichteten Bereichen Wacholder (*Juniperus communis*) und Eibe (*Taxus baccata*) gefördert. Durch die im Vergleich zur Hochwaldnutzung wesentlich stärkere Belichtung des Waldbodens kann sich eine reiche Strauch- und Krautschicht ausbilden, die insbesondere in süd- oder westexponierten Lagen viele heute seltene wärmeliebende Pflanzenarten, darunter Sträucher wie Liguster (*Ligustrum vulgare*) oder Berberitze (*Berberis vulgaris*), aber auch seltene Waldorchideen wie den Frauenschuh (*Cypripedium calceolus*) beheimatet.

Vor allem seit Ende des 19. Jh. sind zahlreiche, z. T. über Jahrhunderte bewirtschaftete Nieder- und Mittelwälder schnellwachsenden Nadelwäldern gewichen oder zu Hochwäldern durchgewachsen. Da zudem in den letzten Jahrzehnten des 20. Jh. im Rahmen der naturnahen Waldwirtschaft vor allem die Buche gefördert wurde, die als Schattholz kaum andere Arten toleriert, sind die genannten lichtliebenden Gehölze und Kräuter und mit ihnen die Tierarten lichter Wälder in ihren Beständen stark zurückgegangen.

Im Zuge der Rohstoffverknappung und in der Folge steigender Energiekosten kommt dem Energieträger Holz seit einigen Jahren wieder eine zunehmende wirtschaftliche Bedeutung zu. Dies gilt insbesondere für ländliche, walddreiche Regionen. Dort wird Brennholz seit einigen Jahren auf breiter Front als nachwachsender Rohstoff und Alternative zu fossilen Energieträgern propagiert und erfolgreich in Wert gesetzt. Die enorme Nachfrage nach Energieholz hat in vielen Bereichen Deutschlands bereits zu erheblichen Engpässen geführt.

Sollen die im Rückgang begriffenen Zielbaumarten in größerem Maße gefördert werden, liegt es aufgrund der stark gestiegenen Nachfrage nach Energieholz auf der Hand, den Nutzungstyp Mittelwald wieder zu beleben. Da eine entsprechende flächige Nutzung aber mit der Produktion langschäftigen, hochpreisigen Holzes des

Hochwaldes konkurrieren würde, wird eine Mittelwaldwirtschaft in geschlossenen Waldbeständen nur in Ausnahmefällen wettbewerbsfähig sein.

Ideal geeignet erscheint diese Nutzungsform hingegen im Bereich der meist stark überbestockten Waldaußen- und Innenränder, welche im großen Umfang zur Verfügung stehen. Hier finden sich überwiegend großkronige und tiefbeastete Bäume, die allenfalls als Industrieholz vermarktbar sind - ein Produkt, mit dem die Energieholznutzung konkurrieren kann.

Die erheblichen finanziellen Belastungen, welche sich für die Forstwirtschaft entlang von Straßen, Bahntrassen und Wegen aus der Verkehrssicherungspflicht ergeben, würden durch den vertikal gestuften Aufbau eines mittelwaldähnlichen Waldrandes ebenfalls deutlich verringert.

Als „kostenloser“ Nebeneffekte dieser Nutzungsform sind positive Auswirkungen für den Natur- und Artenschutz zu erwarten, denn gut strukturierte Waldränder verfügen über krautige Säume, blüten- und beerenreiche Sträucher sowie Bäume zweiter Ordnung. Es handelt sich um einen der artenreichsten Ökotope in der mitteleuropäischen Landschaft. Durch das mannigfache, auf kleinstem Raum wechselnde Angebot unterschiedlicher Licht-, Feuchte- und Temperaturverhältnisse dürften sich derart genutzte Waldränder, ähnlich „echten“ Mittelwäldern, zu wertvollen Waldbiotopen entwickeln. Abgesehen von der Förderung der oben erwähnten Baumarten, die z.B. als Überhälter im Bestand verbleiben bzw. denen durch ihr Stockausschlagsvermögen ein Konkurrenzvorteil verschafft wird, wird sich eine große Vielfalt an zum Teil seltenen und gefährdeten Pflanzen- und Tierarten einstellen. Zu nennen sind u. a. Wacholder (*Juniperus communis*), Berberitze (*Berberis vulgaris*), Liguster (*Ligustrum vulgare*) oder diverse Rosenarten (*Rosa spec.*) sowie lichtliebende Arten der Krautschicht wie der Frauenschuh (*Cypripedium calceolus*). Aus der heimischen Fauna sollten v.a. Falter und Vögel (u.a. der Neuntöter oder verschiedene Grasmückenarten) profitieren. Im Biotopverbundnetz fungieren naturnahe Waldränder ferner als Ausbreitungsachsen für verschiedenste Organismengruppen.

Im Rahmen des Vorhabens wurden vorrangig vier Themenkomplexe bearbeitet:

- Wie können bestehende Waldträufe gestaltet werden, so dass vorhandene oder einzubringende Zielbaumarten im Rahmen einer nachhaltigen und umweltschonenden Weise dauerhaft gefördert werden?
- Welche Ernteverfahren sind praktikabel?
- Ist eine kostendeckende, möglichst gewinnbringende Vermarktung der Dendromasse (Energieholz, Industrieholz, Wertholz) möglich?
- Wie wirkt sich die neue Nutzungsform auf Flora und Fauna aus?

1.2 Vorgehensweise / Versuchsdesign

Um die skizzierten Fragestellungen kompetent beantworten zu können, wurde eine interdisziplinäre Vorgehensweise gewählt. Die Mittelwaldähnliche Waldrandgestaltung wurde von H. A. GOCKEL (2006) des Regionalforstamtes Hochstift mit Sitz in Bad Driburg-Neuenheerse entwickelt und die forstwirtschaftlichen sowie forstökologischen Fragestellungen mit den lokal vor Ort tätigen Revierförstern bearbeitet. Speziellere Untersuchungen zum Produkt „Hackschnitzel/ Energieholz“ wurden vom Biomassehof in Willebadessen-Borlinghausen durchgeführt.

Die Aufgabenbereiche „Flora und Vegetation“ sowie „Tierökologie“ fielen dagegen in den Tätigkeitsbereich von F. GRAWE und B. BEINLICH der „Landschaftsstation im Kreis Höxter e.V.“ mit Sitz in Borgentreich. Von dort aus wurde auch das Gesamtprojekt koordiniert.

Die Untersuchungen wurden auf insgesamt sieben Modellflächen im östlichen Bereich des Kreises Höxter (Nordrhein-Westfalen) durchgeführt. Die Modellflächen repräsentieren unterschiedlichste Bodenverhältnisse, Expositionen und Wasserhaushalte.

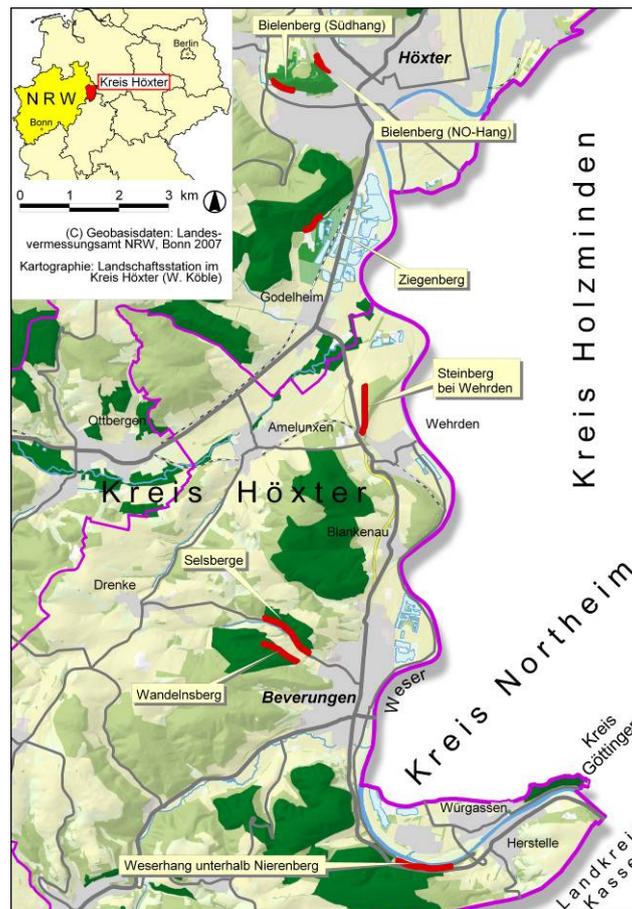


Abb. 1: Lage der Modellflächen

Auf den Modellflächen wurde der Bestockungsgrad der Waldränder bis in eine Tiefe von etwa 30 m abschnittsweise in zwei oder drei Jahren (vgl. Abb. 2) auf etwa 30 % abgesenkt. Die Gesamtfläche beläuft sich auf 20 ha.

Insbesondere die Randbäume wurden bis auf einige wenige vollkronige Einzelstämme entnommen. Exemplare der zu fördernden Zielarten wurden, soweit vorhanden, als Überhälter und Samenbäume auf den Modellflächen belassen.

Auf denjenigen Modellflächen, auf denen die Zielbaumarten nicht oder in zu geringer Anzahl vorkommen, erfolgt eine ergänzende Anpflanzung. Die Herkünfte der erworbenen Zielbaumarten entsprechen der Vorschrift des Forstvermehrungsgesetzes (FoVG), soweit sie dem Gesetz unterliegen.

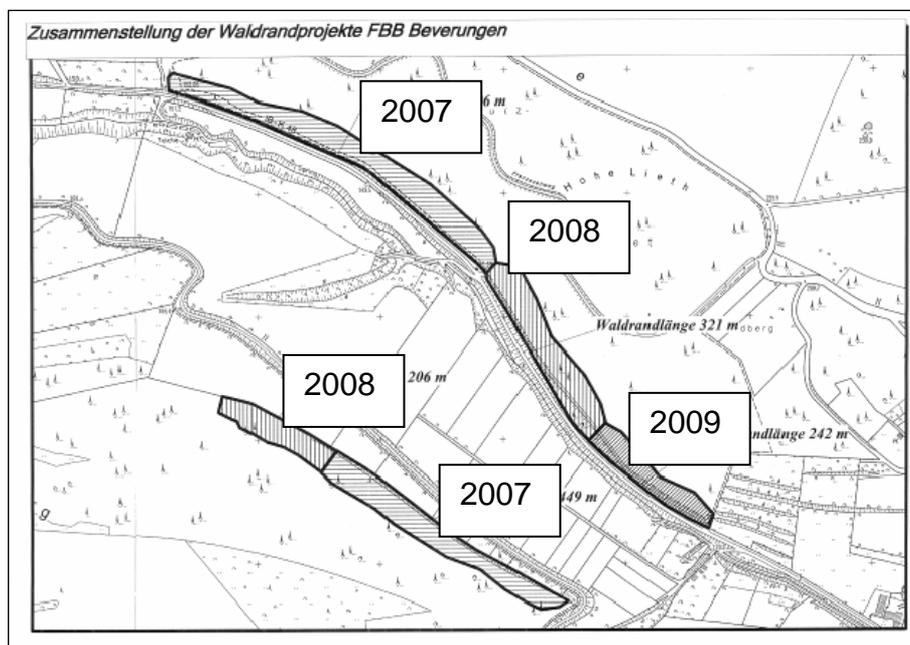


Abb. 2: Sukzessive Gestaltung am Beispiel der Modellflächen Selsberge und Wandelsnberg (Grafik: M. WOLFF)

Die Modellflächen wurden hinsichtlich des Schlagabraums nach dem erstmaligen Einschlag unterschiedlich behandelt:

An jedem Standort wurden nach dem Vorbild der traditionellen Mittelwaldnutzung auf der Hälfte der Fläche das gesamte Schnittgut (also auch der feine Kronenschnitt) wie auch die Sträucher im Unterwuchs entfernt; auf der anderen Hälfte wurde das Material dagegen im Bestand belassen. So sollte geklärt werden, ob eine bessere Entwicklung der Zielbaumarten und Begleitzönosen auf den traditionell behandelten Flächen aufgrund der geänderten Konkurrenzverhältnisse die ausgabenintensive Nacharbeit rechtfertigt oder ob das Belassen und unter Umständen auch Verteilen des Schlagabraumes auf dem Waldboden mit den Zielsetzungen des Vorhabens ebenfalls vereinbar ist.

Im Verlauf des Vorhabens wurden weiterhin auf einem Teil der Flächen unerwünschte Entwicklungen, wie z.B. die Etablierung ausgedehnter Schlagfluren

oder das Ansamen schnellwüchsiger, konkurrenzstarker Baumarten wie Esche oder Berg-Ahorn, durch Pflegemaßnahmen unterbunden. Durch Vergleich der Entwicklungen auf den gepflegten und unbehandelten Flächen wurden so Aussagen möglich, ob die Ergebnisse auf den Pflegeflächen den höheren finanziellen Aufwand rechtfertigen.

Der Untersuchungsumfang und die jeweils angewandten Methoden werden in den jeweiligen Fachbeiträgen vorgestellt.

1.3 Die Modellflächen

Die neu etablierte Waldnutzungsform wurde auf insgesamt sieben Modellflächen mit unterschiedlichen Standortbedingungen und unterschiedlichem Baumarteninventar erprobt (vgl. Tab. 1). In die Auswahl der Versuchflächen wurden verstärkt FFH-Gebiete einbezogen, da die zu erwartenden positiven Effekte von großer Bedeutung für das zukünftige Management dieser Schutzgebiete sein dürften, da es sich um Natura 2000-Gebiete handelt, die unter anderem den Schutz von lichtbedürftigen Waldformationen und deren charakteristischer Arten (z.B. Frauenschuh, Wacholder) zum Ziel haben.

Tab. 1: Die Modellflächen

Name	Gemeinde	Bodentyp	Geologie	Flächenlänge	Exposition
FFH-Gebiet und NSG „Bielenberg“ (Osthang)	Höxter	Lössüberwehte Fließerde	Muschelkalk	450 m	O
FFH-Gebiet und NSG „Bielenberg“ (Südhang)	Höxter	Lössüberwehte Fließerde	Muschelkalk	450 m	S
FFH-Gebiet „Weserhänge bei Höxter“, NSG „Buchenwälder zwischen Ziegenberg und Langer Berg“, Teilfläche „Ziegenberg“	Höxter	Braunerde	Muschelkalk	450 m	SSO
FFH-Gebiet „Wälder um Beverungen“, NSG „Selsberge“	Beverungen	flachgründiger Rendzina	Muschelkalk	1150 m	SW
FFH-Gebiet und NSG „Wandelsberg“	Beverungen	schwach entwickelte Braunerden aus Fließerde	Muschelkalk	800 m	NO
Waldrand am Steinberg bei Wehrden	Beverungen	sandige Braunerde	Buntsandstein	700 m	W
Weserhang zwischen Beverungen und Herstelle	Beverungen	flachgründige Braunerden und Ranker	Buntsandstein	1100 m	ONO

1.3.1 FFH-Gebiet und NSG „Bielenberg“

(Stadtgebiet Höxter)

Am Nordosthang des Bielenberges findet sich auf einer lössüberwehten Fließerde ein alter, nicht mehr bewirtschafteter Niederwald mit uralten Hasel-Sträuchern, Hainbuchen, Stiel-Eichen, Feld-Ahornen, diversen Baumweiden und eingestreuten Nadelbäumen. Oberhalb des Bestandes stocken Buchenwälder auf Kalk und artenreiche Magerrasenrelikte mit Wacholder- und Berberitzenvorkommen. Der Aufwuchs des Niederwaldbereiches, der fast nur noch aus Haselnussausschlägen

besteht, ist stark überaltert und bruchgefährdet. Die Waldrandlänge der vorgesehenen Maßnahmenfläche beträgt 450 m. Unterhalb der Fläche grenzt direkt die Wohnbebauung von Höxter an.

Am Hang des NSG erstreckt sich in südexponierter Lage, ebenfalls auf einer Länge von 450 m, ein mit Buche und anderen Laubgehölzen aber auch mit Wacholder und Berberitze durchsetzter Kiefernwald auf einem Waldgerste-Buchenwald-Standort mit Übergängen zum Seggen-Buchenwald. In direkter Nachbarschaft zur vorgesehenen Maßnahmenfläche wachsen mehrere Waldorchideen-Arten sowie ein Bestand des im Naturraum „Oberwälder Land“ seltenen Großen Windröschens (*Anemone sylvestris*). Direkt unterhalb der Fläche verläuft eine von Spaziergängern und Anliegern stark frequentierte Straße.

Durch die Maßnahmen wird die ehemalige Niederwaldwirtschaft in Form einer modifizierten Mittelwaldwirtschaft wiederbelebt bzw. im Falle der südexponierten Fläche neu etabliert. Gleichzeitig wird die Verkehrssicherheit für die Anliegerstraße und die angrenzende Wohnbebauung hergestellt.

Zielbaumarten der Maßnahme sind Stiel-Eiche, Hainbuche, Feld-Ahorn, Berberitze und auf der südexponierten Fläche zusätzlich noch der Wacholder.

1.3.2 FFH-Gebiet „Weserhänge bei Höxter“, NSG „Buchenwälder zwischen Ziegenberg und Langer Berg“, Teilfläche „Ziegenberg“

(Stadtgebiet Höxter)

Der süd-südostexponierte Hang des Ziegenberges (flachgründige Rendzinen und schwach entwickelte Braunerden auf Muschelkalk) wird von einem artenreichen Orchideen-Buchenwald dominiert, der am Hangfuß und in Rinnenlagen in Waldmeister-Buchenwald übergeht. Als Besonderheit in der Baumschicht ist die Eibe zu nennen, die hier ihren Verbreitungsschwerpunkt im Oberweserraum hat. Im Waldrandbereich dominiert die Buche, beigemischt sind Esche, Feld-Ahorn, Hainbuche sowie Berg-Ahorn und diverse lebensraumtypische Arten der Krautschicht wie Leberblümchen (*Hepatica nobilis*), Waldorchideen oder die Echte Schlüsselblume (*Primula veris*).

Da am Hangfuß eine von Spaziergängern stark frequentierte Zufahrtstraße zu einer Bundeswehreinrichtung verläuft, wird auch hier eine günstige, effektive und landschaftsökologisch vertretbare Maßnahme zur Verkehrssicherung demonstriert. Die Zielbaumarten der auf einer Länge von 450 m vorgesehenen Maßnahme sind Trauben- und Stiel-Eiche, Elsbeere, Feld-Ahorn und Eibe. In Teilbereichen sind die Baumarten nach dem Einschlag in den Bestand einzubringen.

1.3.3 FFH-Gebiet „Wälder um Beverungen“, NSG „Selsberge“

(Stadtgebiet Beverungen)

Im NSG „Selsberge“ stockt auf flachgründiger Rendzina in südwestlicher Exposition ein artenreicher Laubmischwald, welcher teilweise als Waldgerste-Buchenwald, in Teilbereichen auch als Seggen-Buchenwald anzusprechen ist. Letzterer beinhaltet zahlreiche Exemplare der seltenen Elsbeere sowie gute Bestände von Waldorchideen. In der Vergangenheit wurden größere Bereiche mit Fichten und Kiefern aufgeforstet, am Hangfuß dominiert auf tiefgründigerem Substrat zunehmend die Buche. Diese bedrängt als Schattholz die artenreiche Krautschicht und die Elsbeere. Im Rahmen des Vorhabens wurde der Waldrand am Hangfuß der steil ansteigenden Selsberge auf seiner gesamten Länge von 1150 m unter Verschonung der Zielbaumarten Stiel-Eiche, Elsbeere, Winter-Linde und Feld-Ahorn als Mittelwald entwickelt. In denjenigen Waldrandbereichen, in denen aktuell die Fichte bzw. Kiefer dominiert, wurden die Zielbaumarten angepflanzt. Darüber hinaus wurden im gesamten Waldrandbereich Trupps der Trauben-Eiche eingebracht. Von der Maßnahme werden auch positive Effekte für den Wacholder sowie für die Krautschicht (unter ihnen diverse Waldorchideen) erwartet.

Unmittelbar am Hangfuß verläuft eine Kreisstraße, so dass hier ebenfalls demonstriert wird, wie eine landschaftsökologisch adäquate Verkehrssicherung durchgeführt werden kann.

1.3.4 FFH-Gebiet und NSG „Wandelsberg“

(Stadtgebiet Beverungen)

Im NSG „Wandelsberg“ finden sich in nordostexponierter Lage auf schwach entwickelten Braunerden und Kolluvien aus Fließerde auf Muschelkalk auf einer Länge von 800 m überwiegend aus Nadelgehölzen aufgebaute Aufforstungen auf ehemaligen Schafhutungen. Die natürliche Vegetation ist der Waldmeister-Buchenwald. Im gesamten Waldmantelbereich wird ein Umbau hin zu Beständen der Zielbaumarten notwendig, da diese im Waldbestand nur vereinzelt vorhanden waren. Auf der Fläche wird daher in größerem Umfang die Anpflanzung der Zielbaumarten Trauben-Eiche, Stiel-Eiche und Hainbuche durchgeführt. Einzelne prägende Nadelgehölze sollen aus landschaftsästhetischen Gründen im Bestand erhalten bleiben.

1.3.5 Waldrand am Steinberg bei Wehrden

(Stadtgebiet Beverungen)

Nordwestlich von Wehrden stockt am Oberhang des Steinberges in leicht westexponierter Lage ein heterogener Mischwald. Der Bestand ist überwiegend aus Stiel-Eiche, Hainbuche, Buche, Fichte, Kiefer und Lärche aufgebaut. Insbesondere im nördlichen Teil überwiegen die beiden erstgenannten Gehölze.

Die potentielle natürliche Vegetation auf den aus Oberem Buntsandstein (Röt) hervorgegangenen sandigen Braunerden ist der Hainsimsen-Buchenwald, auf kleinflächigen Lößlinsen auch der Waldmeister-Buchenwald.

Der sich auf einer Länge von 700 m erstreckenden Maßnahmenfläche ist ein Wirtschaftsweg vorgelagert, an den sich auf der anderen Seite Ackerflächen anschließen.

Im Bereich des Waldrandes wurden seit langem durch selektiven Einschlag die Bestände der Zielbaumarten Stiel-Eiche und Hainbuche gefördert.

Der Steinberg befindet sich in nur schwach reliefierter, weitgehend ebener Lage und ist über einen Wirtschaftsweg gut erschlossen. Die Holzwerbung und Vermarktung erfolgt im nördlichen Teil über Brennholzwerber in Form von Scheitholz. Dieser Teil der Modellfläche stellt aufgrund der bereits jetzt vorhandenen Strukturen (alte Solitäre, Gehölzjungwuchs aus Stockausschlägen etc.) eine geeignete Referenzfläche dar, um Prognosen zu treffen, in welche Richtung sich die Waldränder auf den anderen Modellflächen in den nächsten Jahrzehnten entwickeln könnten.

1.3.6 Weserhang zwischen Beverungen und Herstelle

(Stadtgebiet Beverungen)

Direkt an der Weser stockt an einem steilen Prallhang auf flachgründigen Braunerden und Rankern aus Buntsandstein (Röt) in ost- und nordostexponierter Lage ein heterogener aus Naturverjüngung entstandener Mischwald, bestehend aus Buche, Stiel-Eiche, Esche, Berg-Ahorn, Sal-Weide und Fichte sowie weiteren Laub- und Nadelgehölzen. Nach Südwesten hin schließen sich an den Waldrand die ausgedehnten Buchenwälder des Hersteller Waldes an, die zum FFH-Gebiet „Wälder bei Beverungen“ gehören. Am Hangfuß verläuft der stark frequentierte Weserradweg (R99), wodurch der Verkehrssicherung hier eine entscheidende Bedeutung zukommt. Auf der 1100 m langen Modellfläche wird demonstriert, wie sich eine mittelwaldähnliche Waldrandgestaltung unter erschwerten Bedingungen (Steilhanglage, beengte Raumverhältnisse) realisieren lässt. Zielbaumarten sind Stiel-Eiche und Hainbuche.

Literatur:

H. Gockel (2006): Waldränder als stille Reserve nutzen – Landwirtschaftl. Wochenblatt Westfalen-Lippe 31: 42 - 43

Kap. 2. Mittelwaldähnliche Waldrandgestaltung aus forstökonomischer und -ökologischer Sicht

Bearbeiter: DR. HEINZ GOCKEL

unter Mitarbeit von MATHIAS WOLFF, JOHANNES HAPPE, LINDA SPECKEN und ISABEL FIEBIG

2.1 Ausgangssituation	3
2.2 Forstökologische, ökonomische und landschaftsästhetische Ziele.....	6
2.3 Lösungsansatz	7
2.4 Methoden.....	9
2.4.1 Die Modellflächen.....	9
2.4.2 Forstspezifische Arbeitsabläufe	9
2.4.2.1 Planung und Auszeichnen der Bestände.....	9
2.4.2.2 Ausschreibung der Maßnahmen.....	10
2.4.2.3 Ernte, Erfassung und Sortierung der Dendromassen - Holzernte und Arbeitsverfahren	10
2.4.2.4 Erfassung der zu mobilisierenden Dendromasse	11
2.4.2.5 Pflanzung und Pflege	11
2.4.2.6 Kostenerhebungen für Verkehrssicherungsmaßnahmen	11
2.4.2.7 Versuchsbedingte Kosten.....	11
2.4.2.8 Materielle Auswertungen	12
2.4.3 Entwicklungsprognose	12
2.4.3.1 Erfassung der Stockausschläge und Kernwüchse.....	12
2.4.3.2 Dendromassenentwicklung des Unterstandes	13
2.4.3.3 Dendromassenentwicklung der Überhälter.....	14
2.5 Ergebnisse der forstlichen Erhebungen.....	15
2.5.1 Holzmassenmobilisierung bei der Überführung der Waldränder in Mittelwaldstrukturen	15
2.5.2 Erfassung der Bestockungsgrade	17
2.5.3 Holzmassen und Erlöse auf den Modellflächen	18
2.5.4 Ausschreibung und Abrechnung des Überführungshiebes vom Hochwald zur Mittelwaldnutzung	22
2.5.5 Holzeinschlag und Logistik.....	22
2.5.6 Schadmerkmale an Bäumen.....	23
2.5.7 Verkehrssicherung und Kontrolle	27

2.6 Dendromassensortierung und Verwertung	31
2.6.1 Hackschnitzelproduktion, Energie-Stückholz oder Industrieholz (Stoffliche Nutzung).....	31
2.6.2 Hackschnitzelqualitäten	33
2.6.3 Entwicklung und Förderung der Baumarten.....	34
2.6.4 Dendromassenentwicklung des Unterstandes	38
2.6.5 Dendromassenentwicklung der Überhälter	43
2.7 Forstökologische Ziele der Mittelwaldähnlichen Waldrandgestaltung.....	44
2.8 Landschaftspflege und Erholungswert.....	47
2.9 Zusammenfassung	49
Literatur	50
Anhang	

2.1 Ausgangssituation

Wie bereits in Kapitel 1 angesprochen, sind unsere Waldränder häufig stark überbestockt. Dies wird anhand der folgenden Bildersequenz verdeutlicht.



Abb. 1: „Vom herkömmlichen zum mittelwaldähnlichen Waldrand“ nach H.A. GOCKEL;
Illustration: MANFRED CLAES-SCHÄFERS

Die schematische Illustration (Abb. 1) zeigt einen dicht bestockten, dunklen Waldrand im Bereich einer Straße. Die konkurrenzbedingt nur in die Höhe wachsenden Bäume haben schmale bzw. einseitig ausgeprägte Kronen ausgebildet (Abb. 2). Die im Unterstand absterbenden Äste und Bäume weisen ein hohes Gefahrenpotential auf und die infolge der Beseitigung des Überhanges entstandenen Schnittwunden bilden langfristig destabilisierende Eingangspforten für holzerstörende Pilze (Abb. 3). Geeignete Lebensräume für licht- und wärmeliebende Tier- und Pflanzenarten fehlen weitgehend oder völlig.



Abb. 2 a-c: Typisch ausgeprägte Waldträufe mit zum Offenland hin geneigten Ästen bzw. Kronen. Dichte Bestockungen mit dunklen vegetationsarmen Randbereichen überwiegen. Entlang von Straßen werden ins Lichtraumprofil ragende Äste abgesägt.

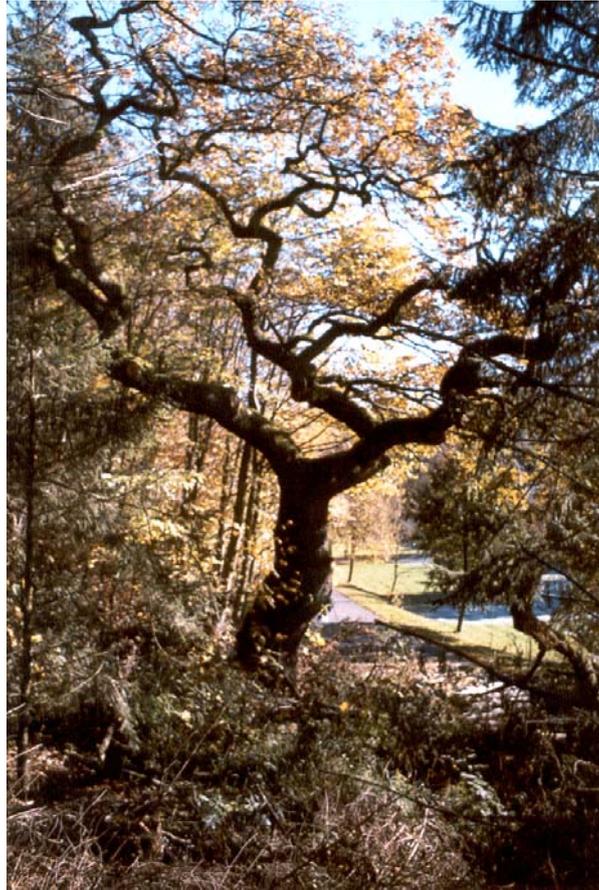


Abb. 3 a,b: Ehemals solitär stehende Eiche im Waldrandbereich in der Nähe einer Straße. Die ca. 200 Jahre alte Eiche wurde mit Fichten unterpflanzt, die sie zwischenzeitlich überwachsen haben. Durch die Beschattung sind Teile der Krone abgestorben. Die abgestorbenen Äste wurden aus Verkehrssicherheitsgründen entfernt. Die Wunden stellen Eintrittspforten für Pilze (hier Schwefelporling) und Mikroorganismen dar. Der Baum wird instabil und muss früher oder später gefällt werden.

2.2 Forstökologische, ökonomische und landschaftsästhetische Ziele

Aus den in Kapitel 1 aufgeführten forstfachlichen Hintergründen lassen sich folgende Ziele für das Projekt ableiten:

- Für den Erholungssuchenden ist ein abwechslungsreicher, landschaftsästhetisch ansprechender Waldrand zu gestalten
- Die Erwartungen des Naturschutzes, dass der Waldrand als Grenzbiotop (Ökoton) zwischen zwei extremen Nutzungsformen – Wald und Offenland - einen besonders hohen Artenreichtum aufweist, sind sicherzustellen
- Das Genreservoir lichtliebender Baum- und Straucharten soll gesichert werden
- Der ökonomische Wert für den Waldbesitzer soll durch ein wirtschaftlich tragbares Konzept sichergestellt werden:
 - Erschließung von Einnahmequellen durch den Holzverkauf,
 - Reduzierung der Kosten für die nachbarschaftsrechtliche Pflicht zur Beseitigung des Überhanges,
 - Geringerer Aufwand für verkehrssichernde Maßnahmen (Kontrolle und Beseitigung von Gefahrenquellen)
 - Erwerb von Ökopunkten.
- Neben der Vermeidung von Unfällen durch Gefahrenbäume ist es nicht zuletzt Ziel, volkswirtschaftliche Schäden durch umstürzende Bäume abzuwenden.
- Hinsichtlich zu erwartender Klimaveränderungen und der Erlangung einer günstigen CO₂-Billanz ist es Ziel, regenerative Energiequellen zu erschließen und kaskadenartig zu nutzen.

2.3 Lösungsansatz

Bei Kenntnis folgender Aspekte wird deutlich, dass die Reduzierung der dichten Bestockung in den Waldrändern alle in der Einleitung (Kapitel 2.2) geschilderten Erwartungen gleichzeitig erfüllt:

- Es ist bekannt, dass die Artenvielfalt mit der Heterogenität der Standorte korreliert. Licht und Schatten sowie Wärme haben dabei neben anderen Standortfaktoren einen wesentlichen Einfluss auf die Bodengare sowie die Vielfalt sich etablierender Pflanzen- und Tierarten.
- Lichtliebende Pflanzen- und Tierarten werden in den immer dichter und dunkler werdenden Waldrändern zunehmend zurückgedrängt. In der Folge führt dies zum Rückgang der Arten und zur Reduzierung des Erholungswertes.
- Im Hinblick auf die Klimaveränderungen ist zu erwarten, dass wärme- und lichtliebende Arten eine zunehmende Rolle bei der Bauartenzusammensetzung unserer Wälder spielen werden. Ihre Etablierung als Samenbäume und Genreservoir scheint daher angeraten.
- Nicht allein die Artenvielfalt kann über das Licht gesteuert werden. Dem aufmerksamen Betrachter wird nicht entgehen, dass dicht beieinander stehende Bäume relativ lang und dünn sind. Im Gegensatz zu freistehenden Bäumen weisen sie aufgrund des Lichtentzuges schmale, hochansetzende Kronen auf. Im Schatten der Konkurrenten sterben immer wieder Äste ab und bilden ein Gefahrenpotential. Gleich alte Bäume im Freiland weisen geringere Höhen, aber wesentlich breitere Kronen und größere Stammdurchmesser auf. Außerdem ist bekannt, dass die Ausdehnung des Wurzelbereiches in etwa der der Kronenschirmfläche entspricht. Im Zusammenhang bedeutet dies, ein ohne Konkurrenz aufwachsender Baum hat kaum Totäste und durch seine geringere Höhe und größere Bodenverankerung eine wesentlich bessere Vitalität und Standfestigkeit.
- Die Erschließung regenerativer Energiequellen ist eine gesellschaftliche Herausforderung zur Reduzierung des CO₂- Ausstoßes und ein Anliegen des Kyoto-Protokolls. Auch gilt es, statt neue Flächen und damit natürliche Ressourcen zur Energiegewinnung zu verbrauchen, vorhandene Ressourcen zu nutzen.
- Die Nachfrage nach geringwertigen Sortimenten wie Industrie- und Energieholz ist seit 2004 erheblich gestiegen und aus normalen Durchforstungen nicht zu decken

Es wird deutlich, dass die dicht bestockten Waldränder zu erheblichen Funktionsdefiziten geführt haben. Darüber hinaus liegt im Erkennen des hohen Nutzungspotentials mit seinen gewinnbringenden Einnahmen der Schlüssel zur multifunktionalen Waldrandgestaltung. Landschaftsästhetische, ökologische,

verkehrssicherungstechnische und nicht zuletzt wirtschaftliche Gesichtspunkte werden in gleicher Weise optimiert.

Die praktische Vorgehensweise für den neuen waldbaulichen Weg wird im Folgenden dargestellt. Der waldbauliche Weg wird in der Folge in der praktischen Vorgehensweise dargestellt. Erlöse und Kosten werden gegenübergestellt. Die Fotodokumentationen der Ausgangssituationen sowie der abgeschlossenen Maßnahmen vermitteln einen Eindruck der Waldränder vor und nach den Maßnahmen. Die sich daraus ergebenden floristischen, vegetationskundlichen und faunistischen Veränderungen werden in den Kapiteln 3 bzw. 4 dargestellt.

Im Folgenden wird die Entwicklung vom artenarmen, steilen Waldtrauf zum multifunktionalen mittelwaldähnlich aufgebauten Waldrand schematisch in Abb. 4 veranschaulicht.



Abb. 4: Links die typische Waldrandsituation, wie sie heute meist anzutreffen ist. Rechts der anzustrebende Zielzustand mit lichten, mosaikreichen, vertikalen Strukturen und stabilen Einzelbäumen. Ökologische Nischen für wärmeliebende Tier- und Pflanzenarten werden gefördert.

2.4 Methoden

Im Rahmen des Modell- und Demonstrationsvorhaben wurde an sieben Modellflächen (vgl. Kap. 1) gezeigt, wie die meist vorherrschenden Waldränder(träufe) in eine mittelwaldähnliche Struktur überführt werden können. Bezüglich der Geländeform und des aufstockenden Bestandes handelte es sich zum überwiegenden Teil um absolute Problemstandorte. Die Ergebnisse werden durch Erkenntnisse parallel durchgeführter Maßnahmen und Untersuchungen an anderen Standorten im Zuständigkeitsbereich des Regionalforstamtes unterfüttert. Eine statistische Auswertung kann auf Grund des geringen Stichprobenumfangs jedoch nicht vorgenommen werden.

Zum Thema „Mobilisierung von Energie- und Industrieholz im Bereich von Waldrändern“ wurden im Rahmen einer von GÖCKEL betreuten Bachelor-Arbeit weitere Grundlagen erarbeitet (DREPS 2008). In der Arbeit wurden zwei weitere Waldränder untersucht. Die Ergebnisse dienen der Validierung und Ergänzung der im Modellvorhaben erhobenen Daten. Die Bestockungsgrade verschiedener Baumarten und das jeweilige Alter wurden stichprobenartig erhoben. Sie dienen der Hochrechnung künftiger Erträge. Darüber hinaus wurden Analysen zur Hackschnitzelqualität durchgeführt und die verschiedenen Möglichkeiten der Aufarbeitung erprobt.

2.4.1 Die Modellflächen

Im Kapitel 1 sind die Standortfaktoren der Modellflächen beschrieben. Sie weisen mit Ausnahme des Steinberges Steigungen von bis zu 100% auf und liegen zum Teil an stark befahrenen Straßen bzw. stark frequentierten Rad- und Wanderwegen und zeichnen sich dementsprechend verkehrssicherungstechnisch durch ein hohes Gefährdungspotential aus.

2.4.2 Forstspezifische Arbeitsabläufe

2.4.2.1 Planung und Auszeichnen der Bestände

Im Vorfeld der forstlichen Arbeiten wurden folgende Arbeitsschritte durchgeführt:

- Festlegung und Markierung der Waldrandtiefe nach Exposition, Bestandeshöhe, Baumart und Gefahrenbereich,
- Erfassung der vorhandenen Zielbaumarten,
- Auszeichnen des zu belassenen Bestandes inklusiv detaillierter Arbeitsanweisung zur Holzernte (Hauordnung zum Schonen der verbleibenden Baum- und Straucharten sowie schützenswerter Elemente),

- Auszeichnen der Bestände nach den Prämissen
 - Verkehrssicherheit,
 - Erhalt und Förderung der Zielbaumarten,
 - Besondere Freistellung landschaftsprägender Elemente,
 - Erhalt der Strauchschicht,
- Zusammenarbeit mit den Baulastträgern an Straßen.

2.4.2.2 Ausschreibung der Maßnahmen

Die im Landesbetrieb Wald und Holz NRW für den Staatswald beim Selbstwerbereinsatz vorgeschriebene Vollkluppung des ausscheidenden Bestandes erschien aufgrund der Heterogenität und der nicht wirklich einzuschätzenden Güteklassen unangebracht. Stattdessen wurde entschieden, die Holzmassenermittlung und Güteklasseneinteilung nach der Holzernte und den Grundsätzen der RSV (Rundholzsortierungsvorschrift NRW) durchzuführen.

Die Vorteile dieses Vorgehens werden unter Kapitel 2.5.4 näher erläutert.

Die Ausschreibung erfolgte unter Berücksichtigung aller im Folgenden aufgeführten Maßnahmen:

- Übertragung der Verkehrslenkungs- und Sicherungsmaßnahmen,
- Nachweis einer Haftpflichtversicherung,
- Zertifizierungsnachweis,
- Wiederinstandsetzung aller eventuell auftretenden Schäden,
- Angebot für die zu erwartenden Holzsortimente erntekostenfrei.

2.4.2.3 Ernte, Erfassung und Sortierung der Dendromassen - Holzernte und Arbeitsverfahren

Zur Holzernte wurde in der Regel ein Harvester eingesetzt (Ausnahme: Nierenberg, Steinberg). Die außerhalb der Reichweite des Harvesters einzuschlagenden Bäume wurden motormanuell zugefällt, vorgeseilt und vom Harvester aufgearbeitet. Letzgenannte Vorgehensweise wurde am Nierenberg und Steinberg auf der gesamten Fläche gewählt. Besonders schwierig zu fällende Überhänger im Randbereich konnten nur mit Seileinsatz über Umlenkrollen gefällt werden.

Für die spätere Ernte des Stockausschlages wurden in der Arbeit von DREPS (2008) Ernteverfahren und Kosten verschiedener Arbeitsverfahren erfasst. Vergleichswerte konnten der Diplomarbeit von GEIBLER (2003) entnommen werden. Weitere Informationen lieferte die Fa. Hermann Wulf, die einen Teil der Projektarbeiten als Selbstwerber durchgeführt hat.

2.4.2.4 Erfassung der zu mobilisierenden Dendromasse

Im Modellprojekt wurden die Holzmassen insgesamt erfasst und tabellarisch nach Sortimenten und Erlösen dargestellt. Bestockungsgrade wurden im Rahmen des Modellvorhabens nicht ermittelt. Stattdessen wurden Angaben aus der Arbeit von DREPS (2008) herangezogen. In der Arbeit von DREPS werden darüber hinaus Daten zur Massenverteilung vom Bestandesausserand bis zur Eingriffstiefe dokumentiert, die im Rahmen des Modellvorhabens mit ausgewertet wurden. Die Qualitäten der angefallenen Hackschnitzel - differenziert nach Nadel- und Laubholz - wurden untersucht. Unter Einbringung dieser Ergebnisse wurde analysiert, ob eine Nutzung als Stückbrennholz oder als Hackschnitzelmaterial wirtschaftlicher ist. Weitere Massenwerte und Erträge aus früher durchgeführten Waldrandmaßnahmen dienen zur Stützung der Ergebnisse.

2.4.2.5 Pflanzung der Zielbaumarten und Pflege

Die Herkünfte der meist als einjährige Sämlinge erworbenen Zielbaumarten entsprechen der Vorschrift des Forstvermehrungsgutgesetzes (FoVG), soweit sie dem Gesetz unterliegen.

Jede Pflanze wurde mit einer Schutzröhre der Marke Tubex (2,50 €/ Stk. inklusiv Montage) versehen. Diese verbessern den Anwuchs klimatisch, schützen vor Wildverbiss und erleichtern das Auffinden bei Pflegeeingriffen.

Bei der Pflanzung wurden Einzelmischungen und Gruppenmischungen von z. B. drei oder fünf Eichen bzw. Elsbeeren oder anderer Zielbaumarten angewandt. Die eingebrachten Hainbuchen wurden im Verband von 1,5 x 1,5 Metern ohne Schutzhülle gepflanzt.

Die Tabelle 1 im Anhang zeigt die gepflanzten Baumarten. Erste Pflegeeingriffe zur Konkurrenzbeseitigung der gepflanzten Zielbaumarten fanden 2011 mit der Motorsense statt.

2.4.2.6 Kostenerhebungen für Verkehrssicherungsmaßnahmen

Um Aussagen zur wirtschaftlichen Auswirkung der Mittelwaldähnlichen Waldrandgestaltung im Vergleich zu den landesüblichen Verkehrssicherungsmaßnahmen machen zu können, wurden parallel zum Projekt die entstehenden Kosten und Einnahmen sowie Arbeitsbelastungen bei der Vorgehensweise nach der Arbeitsanweisung zur Verkehrssicherung des Landesbetriebes Wald und Holz NRW erfasst (BETIN, 2010: Ausbildungsbericht 2010).

2.4.2.7 Versuchsbedingte Kosten

Entsprechend dem Versuchsdesign (Kap. 1.2) galt es zu untersuchen, ob geräumte Flächen oder solche mit verbleibendem Schlagabraum unterschiedliche floristische sowie faunistische Entwicklungen zeigen. Zur Untersuchung dieser Annahmen

wurden stets 60 Meter breite Abschnitte entweder fast astrein geräumt oder mit dem üblichen Schlagabraum belassen. Die hierfür anfallenden Kosten wurden dokumentiert.

2.4.2.8 Materielle Auswertungen

Alle entstandenen Kosten wurden definiert und abschnittsweise tabellarisch dargestellt. Dies gilt gleichfalls für die angefallenen Holzmassen und Sortimente sowie deren Erlöse.

Weitere relevante Daten bezüglich der Bestockungsgrade und nutzbarer Holzmassen in Waldrändern sowie deren Verwendungsmöglichkeiten sind der Bachelorarbeit von J. DREPS (2008) entnommen und finden Eingang in den entsprechenden Kapiteln.

2.4.3 Entwicklungsprognose

2.4.3.1 Erfassung der Stockausschläge und Kernwüchse

Die Stockausschläge und Kernwüchse wurden durch die Landschaftsstation für jeden Teilabschnitt der Modellflächen auf jeweils zwei Dauerquadraten á 200 m² erfasst.

Differenziert nach den verschiedenen Baumarten wurden Stockausschlag und Kernwuchs in ihrer Anzahl, durchschnittlichen Höhe und am Stammfuß gemessenen Durchmesser erfasst. Der Deckungsgrad konnte aus den GIS-Daten abgeleitet werden (vgl. Abb. 5). Um die Entwicklung widerzuspiegeln, wurden die Dauerbeobachtungsflächen jährlich aufgenommen (vgl. Abb. 6).

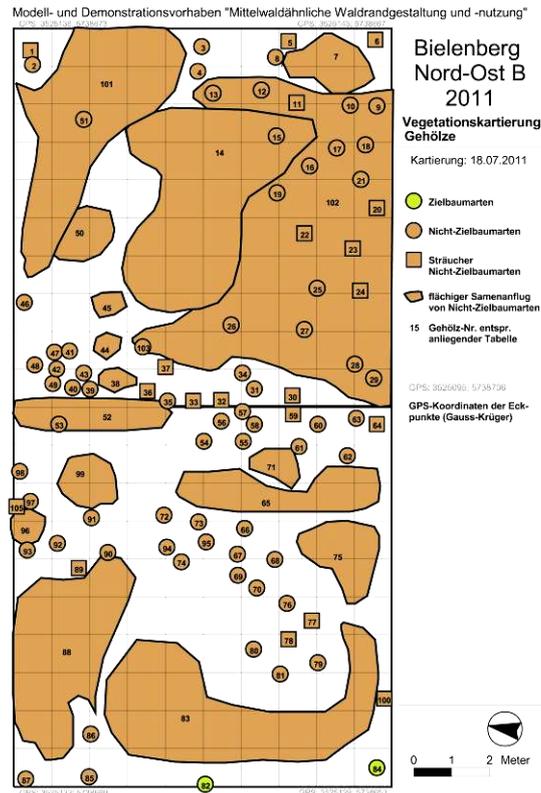


Abb. 5: Verteilungen und Deckungsgrade der Baumarten am Beispiel der Modellfläche Bielenberg NO (zur Vorgehensweise vgl. Kap. 3.2.2.1)

2.4.3.2 Dendromassenentwicklung des Unterstandes

Da keine fundierten Ertragstabellen für Niederwälder und erst recht nicht für die Vielzahl der vorkommenden Baumarten existieren, wurde auf Daten aus der Diplomarbeit von J. GEIBLER (2003) zurückgegriffen. Auf den von GEIBLER bearbeiteten Flächen am Flughafen Paderborn wurde darüber hinaus eine erneute Stichprobenerhebung zur Massenermittlung durchgeführt. Anhand geernteter Stockausschläge eines vollbestockten 18-jährigen Niederwaldstockausschlages von etwa 11 Metern Höhe konnte so die Holzmasse ermittelt werden. Hierzu wurde die Dendromasse auf drei Probeflächen von jeweils 100 Quadratmetern genau erfasst (U. MENZEL 2012). Die Ergebnisse wurden mit denen von J. GEIBLER (2003) in Bezug gesetzt.

Zur Annäherung des zukünftig zu erwartenden Dendromassenanfalls wurde der Deckungsgrad der aus dem Stock ausgeschlagenen und sich verjüngenden Baumarten mit den oben beschriebenen Erhebungen abgeglichen.

Die Prognose des Massenfalls wurde mit den Erfahrungswerten aus bewirtschafteten Mittelwäldern im Zuständigkeitsbereich des Amtes für Landwirtschaft und

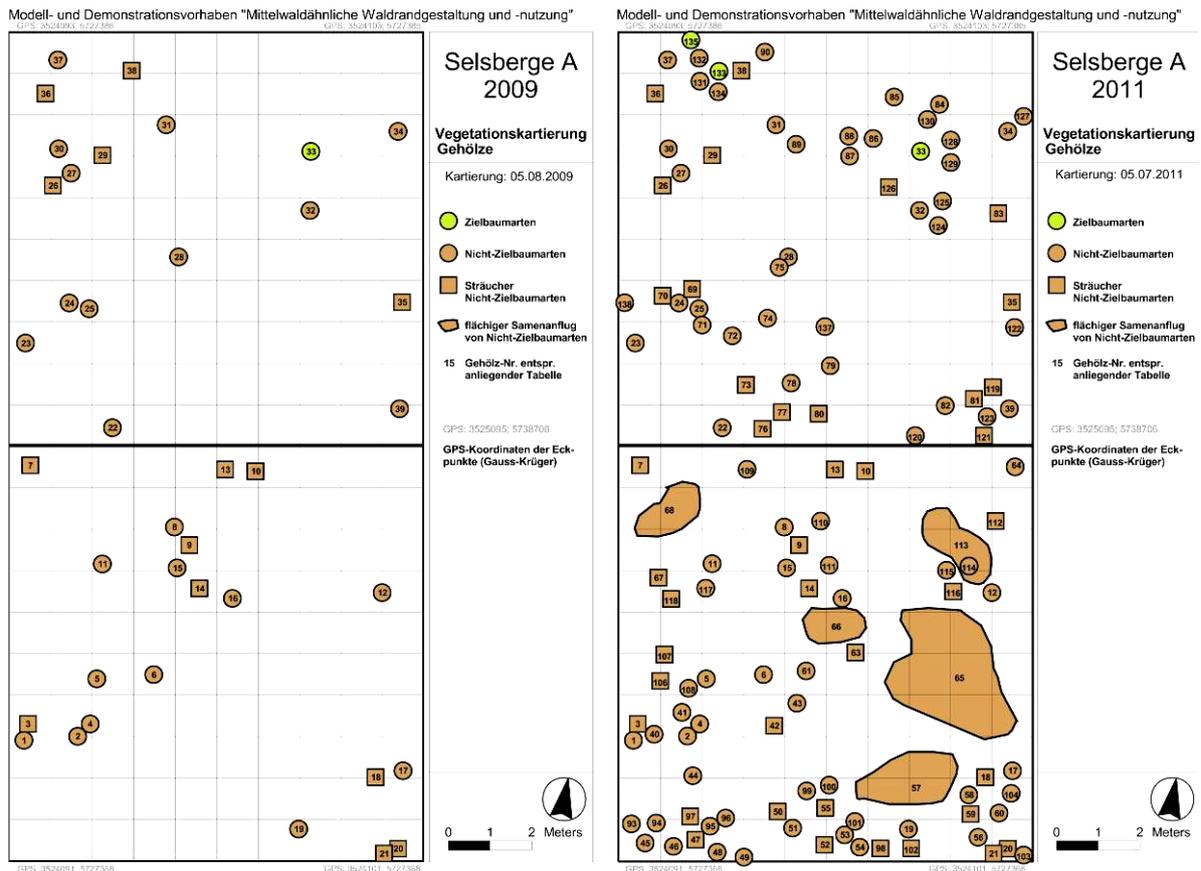


Abb. 6 a,b: Baumarten- bzw. Gehölzentwicklung in einem Dauerquadrat am Selsberge im Vergleich der Jahre 2009 und 2011

Forsten Uffenheim, Herrn OFR Ludwig Saule, verglichen und gestützt. Die zu erwartende Entwicklung wird in Kapitel 2.6.5 beschrieben.

2.4.3.3 Dendromassenentwicklung der Überhälter

Zur Prognose der auf den Flächen belassenen Überhälter kann an dieser Stelle keine allgemein gültige Aussage gemacht werden. Die Flächen sind in der Struktur und Baumartenzusammensetzung zu unterschiedlich.

2.5 Ergebnisse der forstlichen Erhebungen

2.5.1 Holzmassenmobilisierung bei der Überführung der Waldränder in Mittelwaldstrukturen

Die in der Vergangenheit üblichen Abrechnungen der Waldrandpfllegemaßnahmen nach Zeitaufwand und Maschinenkosten stellten sich stets als unwirtschaftlich bzw. nicht kalkulierbar dar. Die derzeitigen Holzpreise erfordern ein Überdenken der Holzvermarktung und Überprüfung der Holzwerbungskosten sowie der Arbeitsverfahren.

Bereits im Vorfeld des Modellvorhabens durchgeführte Maßnahmen wurden vor allem in Bezug auf ihre ökonomischen Ergebnisse hin ausgewertet und untermauern die Ergebnisse der vorliegenden Untersuchung.

Die Holzsortimente verdeutlichen, dass das eingeschlagene Holz sich erwartungsgemäß nicht allein als Energieholz, sondern auch für höherwertige Sortimente eignet. Dies macht aus Klimaschutzgründen auch Sinn, da die höherwertigen Sortimente z.B. als Bau- oder Möbelholz aus Sicht der CO₂-Bilanz zunächst gebunden werden. Erst am Ende wird das letztendlich als Abfall anfallende Holz einer energetischen Endverwertung zugeführt und das gebundene CO₂ freigesetzt (Kaskadennutzung). Für den Waldbesitzer und volkswirtschaftlich zugleich beinhaltet die Kaskadennutzung eine höhere Wertschöpfung, da höherwertige Sortimente bessere Preise erzielen.

Die in Tab. 1 dargestellten Maßnahmen sind alle mit Unternehmern als Selbstwerber durchgeführt worden. Entweder wurden die zu entnehmenden oder die zu belassenen Bäume ausgezeichnet und in Form einer Ausschreibung vergeben. Es ist dargestellt, welche Holzmassen und Sortimente anfielen und wie hoch die Erlöse waren.

Tab. 1: Erzielte Nettoeinnahmen: Holzmengen, Sortimente und Nettoerlöse aus Waldrandmaßnahmen in den Jahren 2006 u. 2007 (GOCKEL 2007) und den im Modellprojekt umgesetzten Maßnahmen (grau hinterlegte Zeilen)

Ort	lfdm	Festmeter (Fm)-Anfall	Einnahme in €	Verwendung
Südholz (118F)	700	368	6.624	Brennholz
Ostwestfalenstraße (132)	365	68	10.256	Submissionsholz/ Palette
dto.		78	1.872	Brennholz und Pfähle
Buchholz (107A,D)	250	157	7.065	Brennholz/ Palette
Lastenberg (324A/ 320E)	358	297	5.346	Brennholz
Lothar Feld (303A/ 301B)	316	210	9.450	Brennholz/ Palette
An der Bahnlinie (323B)	280	110	1.980	Brennholz
Oldenburg (406A)	150	110	4.950	Palette/ Brennholz
Selsberge	520	454	4.086	Industrieholz
Wandelsberg	450	458	10.952,50	Fi-Abschnitte u. Industrieholz
Nierenberg	550	262	2.260	Industrieholz
Wehrden	310	117	4.306,97	Stamm- Industrieholz
Kleinenberg	2000	1.000	25.000	Stamm- und Industrieholz
Kempen	1250	625	12.510	
Gellinghausen	6900	3.900	100.000	Industrieholz (Stammholz)
Gesamt:	14.399 m	7.589 Fm	204.786 €	= 14.221 € pro km

Teilweise können bei Maßnahmen sehr große Angebotsdifferenzen bestehen. Dies wurde insbesondere bei der Maßnahme in Gellinghausen deutlich. Bei einem Auftragsvolumen von 99.781,50 € betrug die Differenz zwischen niedrigstem und höchstem Angebot über 93.000 €

Fazit

- Pro Kilometer Waldrand wurden im Schnitt mehr als 14.000 € erzielt.
- Pro Kilometer konnten durchschnittlich über 500 Fm Holz mobilisiert werden.
- Ausschreibungen tragen erheblich zur Gewinnoptimierung bei.

Diese Ergebnisse werden von DREPS (2008) bestätigt. Die Autorin zeigte im Rahmen ihrer Untersuchungen, dass bei Erntekosten von 16,05 €/ Fm für 228,51 Fm ein erntekostenfreier Ertrag von 7.142 € erzielt werden konnte.

2.5.2 Erfassung der Bestockungsgrade

Da die Forsteinrichtungswerke nur Auskunft über die durchschnittlichen Holzvorräte von Planungseinheiten geben, wurde in der Vergangenheit unterschätzt, welche Holzmassen in den Wandrändern zugewachsen sind. Annähernd genaue Werte können entweder durch das Volumen oder die Erfassung des Bestockungsgrades ermittelt werden. Die in Tabelle 1 aufgeführten und auch auf den Modellflächen realisierten Holzmassen lassen erahnen, wie dicht die Bestände vor der Maßnahme waren. Dies wird durch die von DREPS (2008) durchgeführte genaue Erfassung der Bestockungsgrade dokumentiert. Die Erhebungen zeigen, wie sich unsere Waldränder heute wirklich darstellen (siehe Abb. 7).

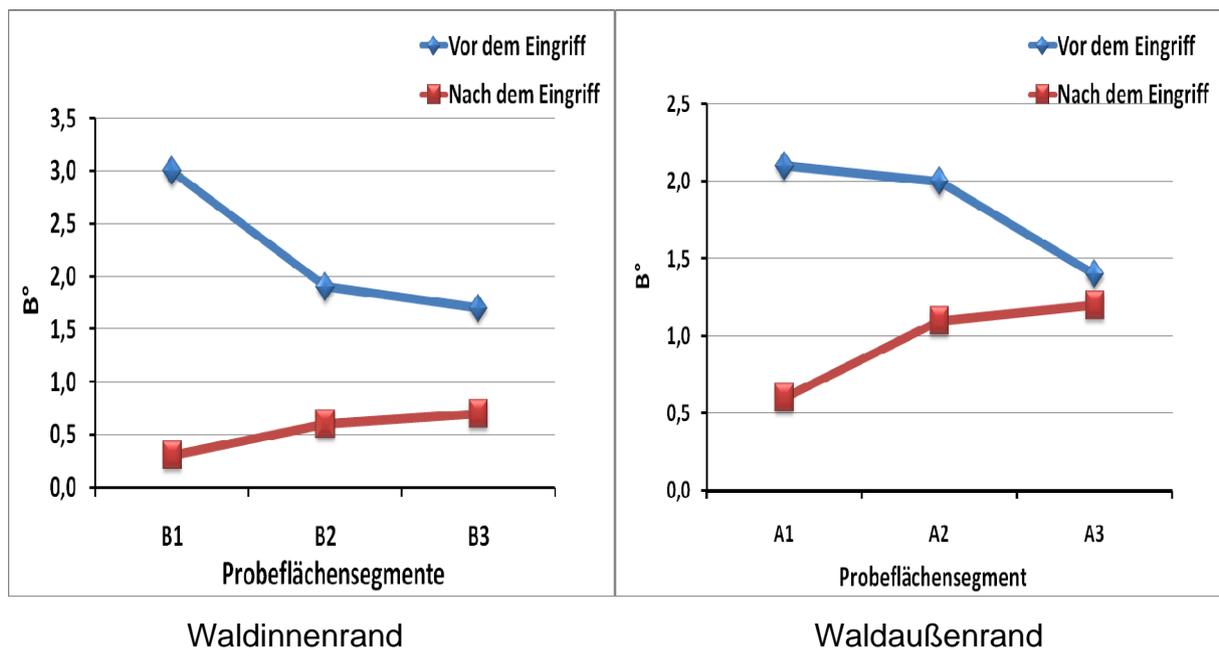


Abb. 7: Ausgangsbestockungsgrad und Veränderung des Bestockungsgrad einer Fläche im FBB Dalheim nach dem Eingriff in den Flächen A und B. Bei den mit A1, A2 und A3 bezeichneten Probeflächensegmenten handelt es sich um jeweils fünf Meter breite Transekte parallel zum Waldaußenrand (DREPS 2008).

Im Laufe der Zeit hat sich unsere Wahrnehmung daran gewöhnt, dass sich Waldränder durch eine dichte Bestockung auszeichnen. Der Bestockungsgrad von 1,0 innerhalb der geschlossenen Bestände ist zur Erfüllung der Funktion aber bereits Anlass, die Bestände zu pflegen. Angestrebt werden nach der Durchforstung Bestockungsgrade von ca. 0,7. Um lichtliebende Tier- und Pflanzenarten im Waldrandbereich dauerhaft zu fördern, sollte ein Bestockungsgrad von ca. 0,3 angestrebt werden.

Die Ergebnisse zeigen bei ganz normal erscheinenden Waldrändern eine sehr hohe Überbestockung. Bestockungsgrade von 2 bis 3 sind keine Ausnahme. Typisch ist, dass die nach herkömmlicher Behandlungsweise kostenintensiven Waldaußenränder

gar nicht durchforstet wurden und eine dementsprechend dichte Bestockung aufweisen.

Fazit

Das visuelle Erscheinungsbild sehr vieler Waldränder lässt eine starke Überbestockung erahnen. Exakte Messungen von Bestockungsgraden belegen Bestockungsgrade von 2,0-3,0. Dies dürfte für viele Waldränder gelten.

2.5.3 Holzmassen und Erlöse auf den Modellflächen

Modellflächen im Stadtgebiet Höxter

Die Modellflächen am Bielenberg unterscheiden sich von den übrigen Flächen vor allem im Hinblick auf die Ausgangsbestockung. Am Bielenberg-Süd dominierten schwachwüchsige Waldkiefern mit geringem Baumholz, die über den Relikten einer ehemaligen Wacholderheide stockten. Sie mussten mit erhöhtem Arbeitseinsatz unter Schonung des Wacholders entnommen werden. Ähnlich stellte sich der Bielenberg-Nordost dar. Hier dominierten überalterte und auseinanderbrechende Haselnussstöcke, die von einzelnen Überhältern überschirmt wurden.

Der Einschlag der Haselnuss-Sträucher und deren Werbung führte ebenso wie die Schonung der Wacholder am Bielenberg zu erheblichen Kosten. Die Verwertung konnte die Einschlagskosten nur teilweise decken.

Die am Ziegenberg erzielten Gewinne von 3.247,57 € entsprechen den normalen Erträgen der Waldrandgestaltung.

Tab. 2: Zusammenstellung der Ein- und Ausgaben im Stadtgebiet Höxter

<u>Zusammenstellung der Ein- und Ausgaben</u>					
<u>Waldrandprojekt 2007 - 2009 Höxter</u>					
Bielenberg Süd		Bielenberg Nordost		Ziegenberg	
Einnahme Betrag	Ausgabe Betrag	Einnahme Betrag	Ausgabe Betrag	Einnahme Betrag	Ausgabe Betrag
8492,00	13538,63	4704,00	12292,63	11794,20	8546,63
Gesamteinnahmen			Gesamtausgaben		
=24990,20 €		=34377,89 €			
			Holzeinschlag u. Werbung	32654,00 €	
			Pflanzung	1723,89 €	

Modellflächen im Stadtgebiet Beverungen

Für die Modellflächen im Stadtgebiet Beverungen sind die Ergebnisse in den Tabellen 3 - 6 dargestellt.

Tab. 3: Nettoerträge – Holzeinschlagsmenge und Länge der Waldrandmaßnahme auf der Modellfläche Nierenberg

Nierenberg					
Jahr	Beschreibung Arbeit	Nettoerträge €	€/ Fm	Fm	lfdm
2008 Frühjahr	Holzeinschlag	2620,00	10,00	262,00	550,00
2009 Frühjahr	Holzeinschlag	3543,09	13,90	253,79	250,00
2010 Frühjahr	Holzeinschlag	3657,20	20,40	178,85	230,00
Gesamt		9820,29		694,64	1030,00

Tab. 4: Nettoerträge – Holzeinschlagsmenge und Länge der Waldrandmaßnahme auf der Modellfläche Selsberge

Selsberge					
Jahr	Beschreibung Arbeit	Nettoerträge €	€/ Fm	Fm	lfdm
2008 Frühjahr	Holzeinschlag	4086,00	9,00	454,00	520,00
2009 Frühjahr	Holzeinschlag	1627,31	6,43	253,24	330,00
2010 Frühjahr	Holzeinschlag	1969,24	21,13	93,20	242,00
Gesamt		7682,55		800,44	1092,00

Tab. 5: Nettoerträge – Holzeinschlagsmenge und Länge der Waldrandmaßnahme auf der Modellfläche Wandelsberg

Wandelsberg					
Jahr	Beschreibung Arbeit	Nettoerträge €	€/ Fm	Fm	lfdm
2008 Frühjahr	Holzeinschlag	10952,50	23,91	458,00	450,00
2009 Frühjahr	Holzeinschlag	2717,78	19,06	142,58	206,00
2010 Frühjahr	entfällt				
Gesamt		13670,28		600,58	656,00

Tab.6: Nettoerträge – Holzeinschlagsmenge und Länge der Waldrandmaßnahme auf der Referenzfläche Steinberg

Steinberg					
Jahr	Beschreibung Arbeit	Nettoerträge €	€/ Fm	Fm	lfdm
2008 Frühjahr	Holzeinschlag	4306,97	36,82	116,97	310,00
2009 Frühjahr	entfällt				
2010 Frühjahr	entfällt				
Gesamt		4306,97		116,97	310,00

Fazit

Auf den Modellflächen werden mit Ausnahme des Bielenberges trotz zum Teil sehr schwieriger Geländebeziehungen positive Betriebsergebnisse verzeichnet.

- Die Werbungskosten beliefen sich je nach Stück/ Masse und Schwierigkeitsgrad zwischen 18 und 30 € pro Festmeter
- Die angefallenen Holzmassen von gut 500 Fm/ km und Erlöse bis über 10.000 € pro Kilometer bestätigen die auf Referenzflächen im Vorfeld des Modellvorhabens gewonnenen Ergebnisse (s. Tabelle 1)
- Im Bereich der Stadt Beverungen wurden auf ca. 3,1 km 2.212 Festmeter Holz eingeschlagen und 35.480 € Reinertrag erzielt

Es ist zu bemerken, dass die Maßnahmen an den Selsbergen und am Nierenberg unter extrem schwierigen Gelände- und Verkehrsverhältnissen durchgeführt wurden. Alle genauen Daten der Sortimente und Erlöse können dem Anhang entnommen werden.

Die in den einzelnen Jahren ausgehandelten Preise sind aus den Tabellen im Anhang zu entnehmen. Für jede Maßnahme wird dort abschnittsweise dargestellt, welche Holzmasse der einzelnen Sortimente angefallen sind und wie hoch deren Erlöse waren.

Da die Versuchsflächen in unterschiedlichen Verwaltungseinheiten liegen und von verschiedenen Forstbetriebsbeamten betreut werden, wurden abweichende Abrechnungsmodi angewandt. Dies gilt auch für die Intensität des Arbeitseinsatzes und die gewählten Arbeitsverfahren. Die umfangreicheren Maßnahmen wurden im Bereich der Stadt Beverungen durchgeführt. Die dort vorgefundenen Waldrandsituationen spiegeln typische Verhältnisse wider. Die oben beschriebenen

Vorgehensweisen und erzielten Erlöse können somit als repräsentativ bezeichnet werden.

Im Gegensatz zur in Beverungen angewandten Netto-Preisfindung nach Sortimenten wurde in Höxter nach Holzerlösen und angefallenen Kosten abgerechnet. Dieses Verfahren ist bei vielen Forstrevieren gängige Praxis. Wegen der kaum zu kontrollierenden Maschinenstunden und der damit unvorhersehbaren Kosten für den Waldbesitzer führt dieses Verfahren dazu, dass Waldränder nicht gepflegt wurden. Wenn Maßnahmen durchgeführt wurden, dann nur, um das „Schlimmste“ abzuwenden. So werden nach gängiger Praxis die „Hausunternehmer“ beauftragt, Gefahrenbäume zu entnehmen oder den Überhang zu beseitigen.

Diese Maßnahmen sind teure Reparaturmaßnahmen, die auch in der Folge immer wieder hohe Kosten verursachen und ein großes Risiko darstellen.

Fazit

- Die sehr hohen Reinerträge sind auf die optimale Wertschöpfung der ausgehaltenen Sortimente zurückzuführen.
- Eine Ausschreibung nach angefallenen Sortimenten ist dem „Auf-dem-Stock-Verkauf“ nach Betriebsanweisung des Landesbetriebes Wald und Holz NRW vorzuziehen, weil:
 - das Auszeichnen zu entnehmender Bäume einen wesentlich höheren Arbeitsaufwand darstellt
 - die Qualität der zu fällenden Bäume sich erst am liegendem Stamm zeigt
 - demzufolge ein großes Risiko für den Bieter besteht - er kalkuliert einen Risikofaktor ein, der für beide Seiten zur Unbekannten wird
 - beim eingeschlagenen Holz ist schnell zu kontrollieren, ob markierte Zielbaumarten, die verbleiben sollten, gefällt wurden

Grundsätzlich muss erwähnt werden, dass jede Maßnahme sehr unterschiedlich zu bewerten ist. Immer sind Alter, Baumartenzusammensetzung und Gelände-verhältnisse bestimmende Erlöskriterien. Die Ergebnisse der Untersuchungen von DREPS (2008) decken sich mit denen des Modell- und Demonstrationsvorhabens sowohl hinsichtlich der Massenerwartung des zu mobilisierenden Holzes als auch in der wirtschaftlichen Rentabilität.

Die zugrunde liegenden Erträge beziehen sich auf den Zeitraum von 2006 bis 2010. Da sich die Holzpreise zwischenzeitlich um 10-30 % erhöht haben, sind die derzeit zu erzielenden Gewinne wesentlich höher anzusetzen. Außerdem zeichnet sich ab, dass der wirtschaftliche Erfolg und damit die Umsetzbarkeit einer ökologisch ausgerichteten Waldrandgestaltung stark von der logistischen Aufarbeitung der Dendromasse sowie der Aushaltung der anfallenden Sortimente bestimmt werden. Die Gegenüberstellung der Frage nach Hackschnitzelproduktion oder Stückholzverkauf wird in Kap. 2.6 genauer betrachtet und diskutiert.

2.5.4 Ausschreibung und Abrechnung des Überführungshiebes vom Hochwald zur Mittelwaldnutzung

Vor dem Einschlag wurde baumartenweise eine sortimentsbezogene Preisermittlung durchgeführt. Diese Art der Preisfindung ist für beide Vertragspartner die reellste Form, da stark qualitätsmindernde Merkmale wie Fäulen häufig erst nach dem Fällen erkennbar werden. Die Risiken für den Unternehmer werden somit planbar, was letztlich auch für beide Seiten zu einer realistischen Preisfindung führt. Der Käufer „kauft nicht die Katze im Sack“ und braucht kein Risiko einzukalkulieren.

2.5.5 Holzeinschlag und Logistik

Die Zusammenarbeit mit den Holzeinschlagsunternehmen in der Methodik der Holzernte und der damit zusammenhängenden Logistik führte zur produktiveren Arbeitsverfahren. Besonders hervorzuheben ist die Kombination von manueller und maschineller Holzernte. Mit dem Einsatz der Erntemaschine (Harvester), die im befahrbaren Bereich eingesetzt wurde, konnte ein kontrolliertes Fällen der Randbäume durchgeführt werden. Gleichzeitig sank das Gefahrenpotential für die Forstwirte erheblich.

Eine weitere Verbesserung ließ sich dadurch erzielen, dass die außerhalb des Wirkungsfeldes des Harvesters zu fällenden Bäume lediglich manuell zugefällt wurden, um dann mit dem Seil in die Reichweite des Harvesters vorgeliefert werden zu können. Der Harvester konnte die teilweise unter erheblicher Spannung stehenden Bäume gefahrlos entzerren und aufarbeiten.



Abb. 8: Harvester beim Ernten der Randbäume

2.5.6 Schadmerkmale an Bäumen

Neben den Darstellungen baumartenspezifischer, holzersetzer Pilze wurden Einschätzungen physiologischer Gefahrenquellen und Meßmethoden zum Vitalitätszustand der Bäume aufgearbeitet (RUTHE 2006). Der Waldbesitzer hat hiermit einen Leitfaden, Gefahren zu erkennen und materiellen sowie immateriellen Schaden einzuschätzen und abwenden zu können.

Das häufige Auftreten visuell erkennbarer Schäden - insbesondere der Randbäume - wird in folgenden Abbildungen beispielhaft dargestellt. Das hohe Gefahrenpotential bestätigte sich häufig erst nach dem Fällen der Bäume. Die Abbildungen zeigen verschiedene Schadmerkmale.

Erkennbare Schäden und Gefahren:



Abb. 9: Hohlkehle mit Wassertasche und fortgeschrittener Fäule



Abb. 10: Typische überhängende Äste von Waldträufen mit Totastbildung



Abb. 11: Entfernte überhängende Äste von Waldträufen, die als Eintrittspforte für holzerstörende Organismen dienen

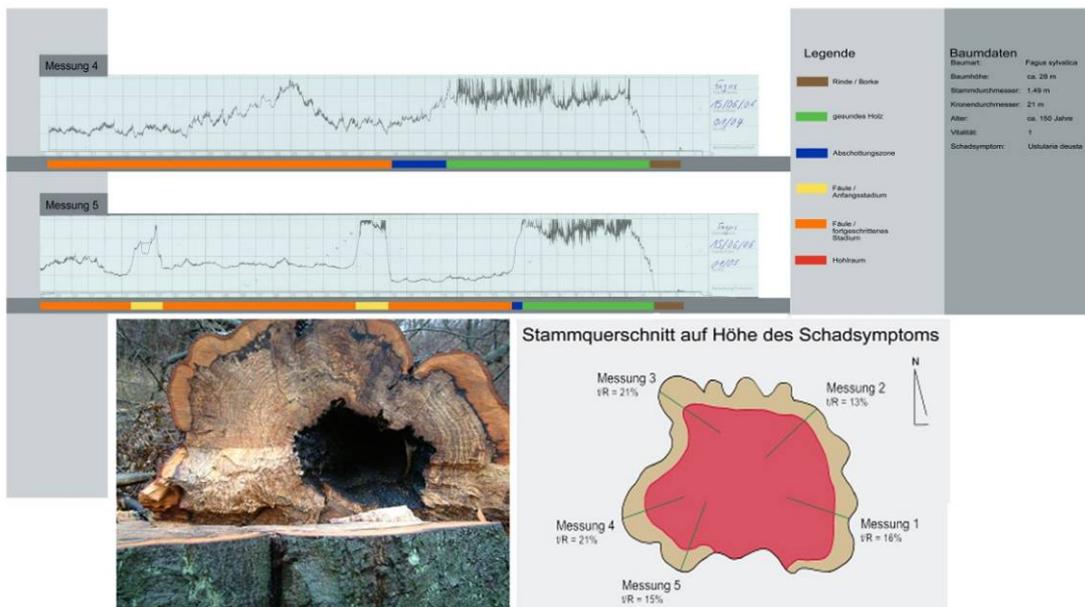


Abb. 12: Die abgebildete Buche wurde von RUTHE (2007) mittels eines Resistographen untersucht. Die Buche mit einem Brusthöhendurchmesser von über einem Meter zeigte im Laub keine Krankheitssymptome. Erst bei näherer Betrachtung im Bereich der Krautschicht ließen sich Pilzinfektionen erkennen. Tatsächliches Schadbild (unten links, GOCKEL o.J.)



Abb. 13: Äußerlich erkennbares Infektionsmerkmal des Brandkrustenpilz der oben abgebildeten Rotbuche (aus RUTHE 2007).



Abb. 14: Rotfäule an Fichten, die auf der Modellfläche Nierenberg eingeschlagen wurden.



Abb. 15: Gruppe umgefallener Bäume an einem windstillen Wintertag (POLZEI HÖXTER; 2007)

Fazit

Die aufgezeigten Gefährdungspotentiale unterstreichen die Notwendigkeit der verantwortungsbewussten Waldrandgestaltung zur Erfüllung der Schutzfunktionen stabiler Waldränder.

2.5.7 Verkehrssicherung und Kontrolle

Die Pflicht des Eigentümers zur Verkehrssicherung in Verbindung mit der verschärften Rechtslage führt bei vielen Waldbesitzern zu einem erhöhten Handlungsbedarf. Der Landesbetrieb Wald und Holz NRW hat dies 2010 zum Anlass genommen, sich durch die Arbeitsanweisung zur Verkehrssicherung abzusichern.

Die hiermit wachsende Arbeits- und Kostenbelastung wird im Ausbildungsbericht des Forstinspektoranwärters BETIN (2010, siehe Anlage) dargestellt. BETIN kommt für das Forstrevier Büren mit 23 km Waldrand zu dem Ergebnis, dass den Kosten von 51.548 € lediglich Einnahmen von ca. 31.320 € gegenüberständen. Dies ergäbe einen Fehlbetrag von ca. 20.000 € für die erste Durchführung von Verkehrsicherungsmaßnahmen, der in reduzierter Höhe auch in den Folgejahren zu erwarten ist.

Anders stellen sich dagegen die Verhältnisse dar, wenn die Verkehrssicherung durch eine mittelwaldähnliche Waldrandgestaltung und -nutzung gewährleistet wird (BETIN 2010). In analoger Vorgehensweise zum Modell- und Demonstrationsvorhaben konnten auf vier Kilometern bewirtschafteter Waldränder eine Mittelwaldähnliche Waldrandgestaltung durchgeführt werden. 2210 Fm Stamm- und Industrieholz sind mobilisiert worden. Schlechtere Sortimente wurden als Hackschnitzel der regenerativen Energieholzgewinnung zugeführt. Mit einem Reinerlös von 40.000 € konnten somit erhebliche Gewinne realisiert werden. Gleichzeitig konnten zeit- und kostenintensive Kontroll- und Pflegemaßnahmen für die nächsten Jahrzehnte auf ein Minimum reduziert werden. Die belassenen Überhälter können sich nun zu stabilen, vollkronigen, ihrer Natur entsprechenden Erscheinungsformen entwickeln. Auch diese Zahlen untermauern die im Projekt erzielten Ergebnisse.



Abb. 16: Waldrand im Almetal nach Durchführung der Maßnahmen (2011)



Abb. 17: Waldrand im Almetal mit wieder entwickelter Strauchschicht (2011)



Abb. 18: Gestalteter Waldrand im Almetal (2011)

Der direkte wirtschaftliche Vergleich der Mittelwaldähnlichen Waldrandgestaltung mit der Vorgehensweise nach Betriebsanweisung des Landesbetriebes Wald und Holz NRW zeigt folgende Ergebnisse:

1. Kontrollmaßnahmen nach Betriebsanweisung

- Der Kostenaufwand gemäß Arbeitsanweisung zur Kontrolle der Verkehrs-sicherung NRW im FBB Beverungen in Höhe von ca. **400 € pro km** = 8 Arbeitsstunden eines Zweimannteams á 50 € entfällt
Nach neusten Bestrebungen des Landesbetriebes Wald und Holz NRW soll die visuelle Waldrandkontrolle für Waldbesitzer angeboten werden. Die hierfür veranlagten Kosten sind derzeit (Nov. 2012) plus Mehrwertsteuer mit 10-20 Std. á 70 € plus Mwst. pro km angesetzt. Dies entspricht in etwa 800-1600 € allein für die Kontrolle. Die Kosten sollen sich in der Folge allerdings reduzieren. Für den Staatswald bedeutet dies 800-1600 € Kosten pro Kilometer in 18 monatigem Rhythmus alleine für die Kontrolle. Hinzu kommen Kosten für die herkömmliche Verkehrssicherung.
- Kosten für die Aufarbeitung zu entnehmender Bäume/ km ca. 10 Fm á 50 € Werbungskosten = 500 €
- = 900 € Gesamtkosten pro Jahr und Kilometer abzüglich 300 € durch Erlöse aus Holzverkauf an Brennholzelbstwerber (ca. 30 €/ Fm)
- **Gesamtkosten mindestens 600 €/ km.**

2. Mittelwaldähnliche Waldrandgestaltung

- Beim Einsatz der Mittelwaldähnlichen Waldrandgestaltung mit Selbstwerbern fallen keine Kosten an. Es ergeben sich Erlöse von ca. 10.000 €/ km! Für Initialpflanzungen sind pro Km Waldrand maximal 1000 € anzusetzen. Dies würde dann immer noch einen Gewinn von 9000 € pro Km Waldrand bedeuten.
- Auf einen Zeitraum von 20 Jahren bezogen resultieren daraus 450 € Gewinn je km Waldrand.

Fazit

Statt (gemäß der Vorgehensweise nach Betriebsanweisung des Landesbetriebes Wald und Holz NRW) Kosten von mindestens 600 € pro Jahr und Km für Kontroll- und Verkehrssicherungsmaßnahmen zu verursachen, wird durch die Mittelwaldähnliche Waldrandgestaltung - auch langfristig - ein Gewinn von 450 € pro Jahr und Kilometer Waldrand erzielt. Im Betriebsergebnis bedeutet dies eine Differenz von 1.050 €

Legt man diese Zahl zugrunde und rechnet sie auf die gesamte Waldrandlänge von 64.485 km in NRW um (Bundeswaldinventur 02/ 03), wird deutlich, welcher volkswirtschaftlicher Schaden vermieden werden kann.

Zusammenfassend fallen statt hoher Kosten- und Arbeitsbelastungen Einnahmen an. Gleichfalls wird das Verkehrsrisiko auf ein Minimum beschränkt.

Auch nach 20 Jahren sind bereits bei heutigen Preisen Einnahmen durch die Ernte der Stockausschläge zu erwarten.

Sicher weisen nicht alle Waldränder Strukturen auf, die die oben beschriebenen Gewinne erwarten lassen. Dennoch scheint es erstrebenswert, die Waldränder mittel- und langfristig in Richtung einer mittelwaldähnlichen Struktur zu entwickeln. Hierdurch wären nicht nur erhebliche Kosten für die Verkehrssicherheit einzusparen, sondern gleichzeitig erhebliche Schäden durch umstürzende Bäume und Astabbrüche zu verhindern.

Erhebliche finanzielle Belastungen, welche sich für die Forstwirtschaft entlang von Straßen, Bahntrassen und Wegen aus der Verkehrssicherungspflicht ergeben, werden durch den vertikal gestuften Aufbau eines mittelwaldähnlichen Waldrandes vermindert.

2.6 Dendromassensortierung und Verwertung

2.6.1 Hackschnitzelproduktion, Energie-Stückholz oder Industrieholz (Stoffliche Nutzung)

Zur Entscheidung, in welcher Form die schlechteren Sortimente vermarktet werden sollen, sind die Produktionskosten den Erlösen gegenüberzustellen. Ökologische Überlegungen bezüglich des Nährstoffentzuges sowie die konkurrierende Nutzung als regenerativer Energieträger sind ebenso wie die oben erwähnte Kaskadennutzung, die zur besseren CO₂- Bilanz und Wertschöpfung beitragen, zu bedenken. Bei Berücksichtigung dieser Faktoren ist beim Ersteinschlag einer Verwertung der stärkeren Sortimente als Wertholz der Vorzug zu geben. Lediglich das Schwachholz wird zur Hackschnitzelgewinnung in Frage kommen. Anders sieht es bei der Folgenutzung aus, bei der vor allem die Stockausschläge eingeschlagen werden.

Die Produktionskosten der „Hackschnitzelgewinnung“ belaufen sich im Schnitt auf 11,80 €/ Srm. Bezogen auf den Schüttraummeter (Srm) ergeben sich Kosten zwischen 8,98 € und 11,91 €/ Srm Hackgut. Hinzu kommen die Transportkosten. Die momentane Marktsituation (Stand 2012) ermöglicht den Verkauf von Hackschnitzeln an Großheizwerke für 14 € frei Werk.

Die Kosten - Nutzenschere in Abb. 19 zeigt auf, von welchem Hackschnitzelpreis an diese Form der Aufarbeitung kostendeckend ist.

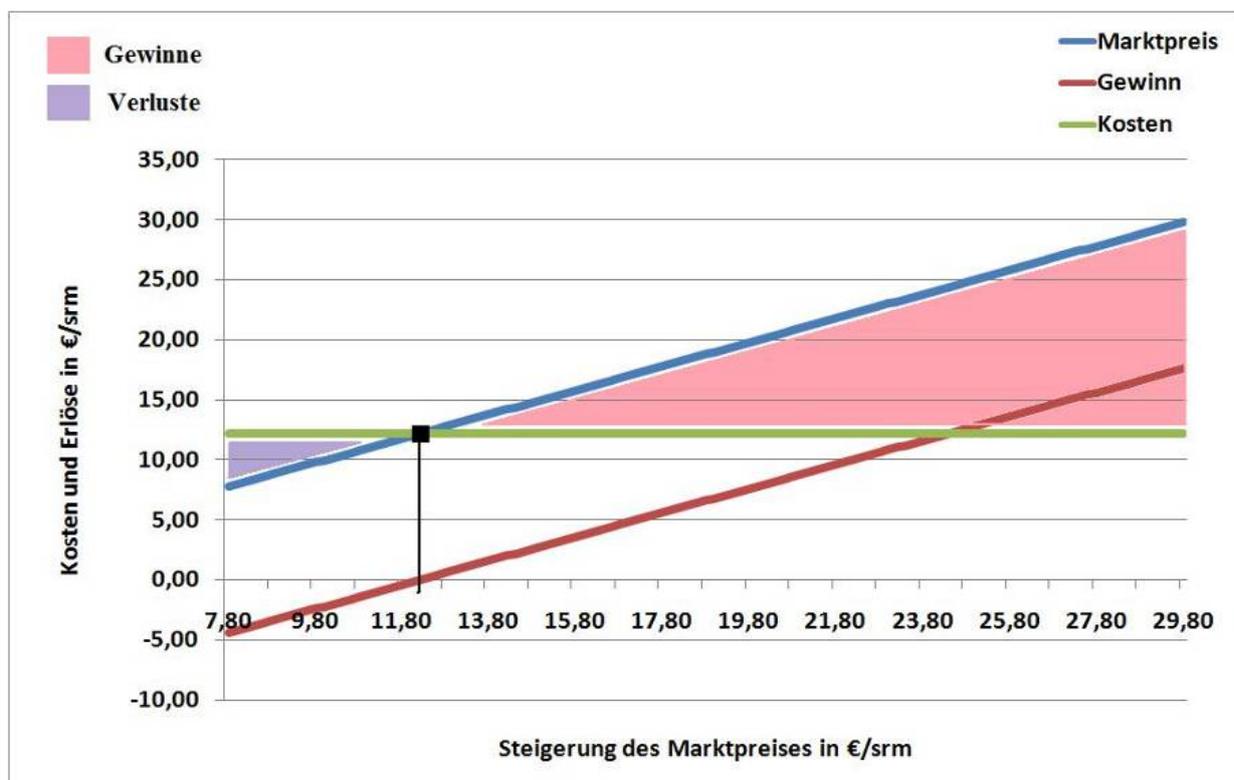


Abb. 19: Wirtschaftlichkeitsberechnungen der Hackschnitzelnutzung in Abhängigkeit vom Hackschnitzelpreis (DREPS 2008)

Sie zeigt, dass erst bei Preisen über 11,80 €/ Srm mit Gewinnen zu rechnen ist. Nach mündlicher Aussage des Forsteinschlagsunternehmers Hermann Wulf wurden im März 2012 erntekostenfrei ca. 2 €/ Srm ausgezahlt.

Die hohen Produktionskosten, wie GEIßLER (2003) sie darstellt, konnten im Modellvorhaben nicht bestätigt werden (vgl. folgende Tabelle in Verbindung mit Abb. 20).

Tab.7: Produktionskosten der Hackschnitzel im Niederwaldbetrieb (nach GEIßLER 2003)

Verfahren	Ernte [€/ Srm]	Rücken [€/ Srm]	Hacken [€/ Srm]	Transport [€/ Srm]	Gesamtkosten [€/ Srm]
Freischneider	2,91	3,76	5,45	4,23	16,35
Motorsäge	2,40	3,76	5,45	4,23	15,84
Mähbalken	7,97	3,76	5,45	4,23	21,41
Harvester	68,18	3,76	5,45	4,23	81,62
Bagger	12,69	3,76	5,45	4,23	26,13

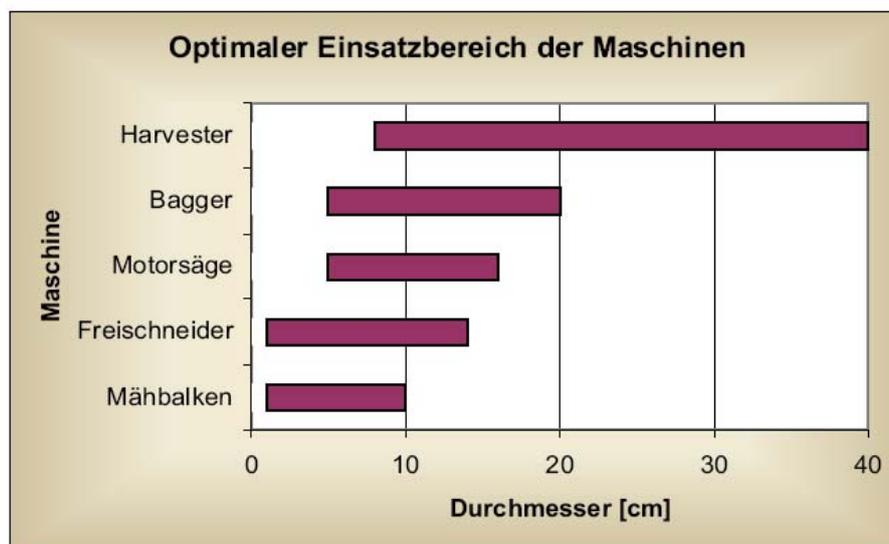


Abb. 20: Optimaler Einsatzbereich der Maschinen bei bestimmten Stammdurchmessern (GEIßLER 2003)

Wie bereits oben bei der Ausschreibung der Gesamtmaßnahme der Waldrandgestaltung dargestellt, gilt daher auch bei der Hackschnitzelgewinnung die dringende Empfehlung, sich qualifizierte Angebote einzuholen.

Die hohen Überschüsse, die im Modellvorhaben im Zuständigkeitsbereich von M. Wolff (Beverungen) erwirtschaftet wurden, sind u. a. darauf zurückzuführen, dass die Sortierung und Aushaltung des anfallenden Holzes auf eine optimale Wertschöpfung ausgerichtet wurde. Das Hackschnitzelmaterial bestand lediglich aus Kronenresten.

Die derzeitigen Erlöse (2012) für Nadelindustrieholz betragen 41,50 €, die für Laubindustrieholz 51,50 €, und für Stückbrennholz 53,00 €. Die Werbungskosten belaufen sich auf ca. 25 €/ Fm.

Fazit

- Für die Praxis bedeutend ist, dass sich beim Ersteinschlag eine Vermarktung als Stückbrennholz oder Industrieholz wesentlich lukrativer als die Hackschnitzelproduktion darstellt.
- Dies gilt auch im Hinblick auf die CO₂- Bilanz, die sich insbesondere bei der Kaskadennutzung besonders günstig darstellt.
- Die Aufarbeitung des schwachen Kronenholzes in Form von Hackschnitzeln kann den Gesamtertrag steigern und als regenerative Energiequelle einen Beitrag zur CO₂-Reduktion leisten. Dabei ist selbstverständlich, dass ökologische Gesichtspunkte berücksichtigt werden.

Auf die Nutzung der Stockausschläge im weiteren Verlauf der mittelwaldähnlichen Nutzung wird in Kapitel 2.6.4 eingegangen.

2.6.2 Hackschnitzelqualitäten

Die Untersuchungen von DREPS (2008) geben Aufschluss über die Wertigkeiten verschiedener Sortimenten, differenziert nach Baumarten und im Vergleich zum Landschaftspflegeholz, welches im Wesentlichen der Qualität der Stockausschläge nach 20-25 Jahren entsprechen dürfte (vgl. Kapitel 2.6.4). Die Qualitäten der angefallenen Hackschnitzel wurden differenziert nach Nadel- und Laubholz untersucht.

Nach J. DREPS (2008) gibt es sehr große Qualitätsunterschiede der angefallenen Hackschnitzel:

- Die Nadelholz-Hackschnitzel haben einen besonders hohen Feinanteil.
- Nur Großverbrennungsanlagen sind in der Lage, größere Mengen dieser Fraktion ohne Schäden mit zu verbrennen.
- Der Rindenanteil (RA) ist - wie erwartet - beim Landschaftspflegeholz am höchsten, es folgt das schwache Stangenholz. Das Sortiment aus dem direkten Randbereich zeigt einen überraschend niedrigen Wert von 8,25%, ist aber höher als die Hackschnitzel aus dem inneren Bereich derselben Fläche mit einem Rindenanteil von 6,8%.
- Ein hoher Feinanteil mindert den Wert der Hackschnitzel erheblich. Für den privaten Verbraucher ist dieses Material nicht zu verwerten ohne dass Schäden an der Heizung zu befürchten sind. Die Hackschnitzel müssten gesiebt werden, was zusätzlichen finanziellen Aufwand und hohen

Materialverlust bedeutet (N. HOFNAGEL, mündl.).

Detaillierte Ergebnisse differenziert nach „Korngrößenverteilung und Rindenanteil, Wassergehalt, Aschegehalt und Heizwert sowie Energiegehalt können in DREPS (2008) nachgelesen werden.



Abb. 21: Industrieholzpolter und schwaches Kronenmaterial zur Hackschnitzelgewinnung (DREPS 2008)

2.6.3 Entwicklung und Förderung der Baumarten

Im Rahmen des Modellvorhabens wurde die Entwicklung der Baumarten nach erfolgter Umwandlung der Waldränder bis einschließlich 2011 dokumentiert (vgl. Abb. 22-25). Die erhobenen Daten erlauben auf Grund der Entwicklung der Deckungsgrade Prognosen zum weiteren Bestandesschluss. Es ist zu erwarten, dass sich die Flächen durch weitere Naturverjüngungen mit den gewünschten Baumarten schließen, oder andere Baumarten die Funktion des aus dem Stock ausschlagenden Unterstandes übernehmen. Ergänzende Pflanzungen konnten damit auf den meisten Modellflächen auf ein Minimum reduziert werden. Wie die Erfahrungen auf den Modellflächen zeigen, sind die Stockausschläge mit Ahorn und Esche, zusammen mit den anfliegenden Naturverjüngungen auf fast allen Flächen zur Bestandsergänzung ausreichend. Dennoch wurden sie im Bereich von Beverungen versuchsbedingt mit Hainbuchen komplettiert. Da dort Anzahl und Verteilung der Zielbaumarten nicht ausreichend repräsentiert waren, wurden sie, wie unter 2.2.2.5 dargestellt, gepflanzt.

Anhand von vier Beispielflächen werden die Ergebnisse der erhobenen Deckungsgrade im Verlaufe von drei Vegetationsperioden dargestellt.

Die Deckungsgrade hängen erwartungsgemäß von der Baumartenzusammensetzung des Ausgangsbestandes ab (siehe Kapitel 3).

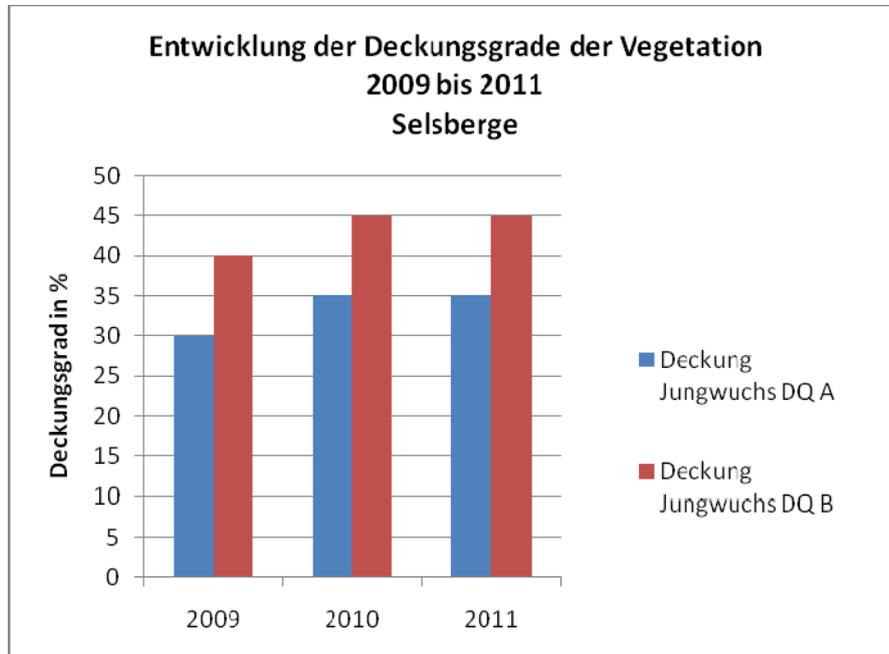


Abb. 22: Entwicklung der Deckungsgrade der Vegetation am Beispiel der Modellfläche Selsberge (Ausgangsbestand: Mischbestand aus Kiefer mit Esche, Berg-Ahorn, Fichte und einzelnen Eichen)

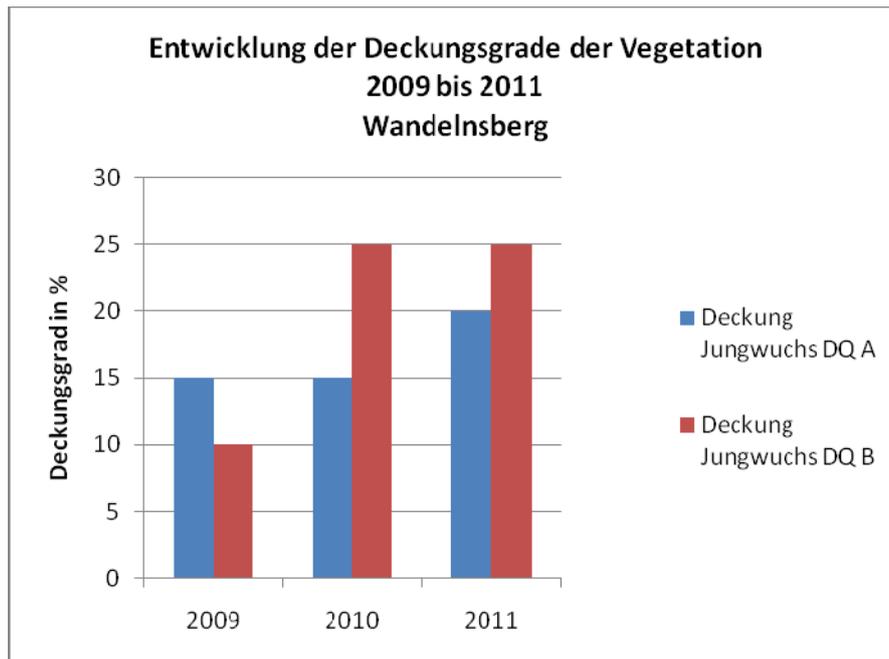


Abb. 23: Entwicklung der Deckungsgrade der Vegetation am Beispiel der Modellfläche Wandelnsberg (Fichtenbaumholz)

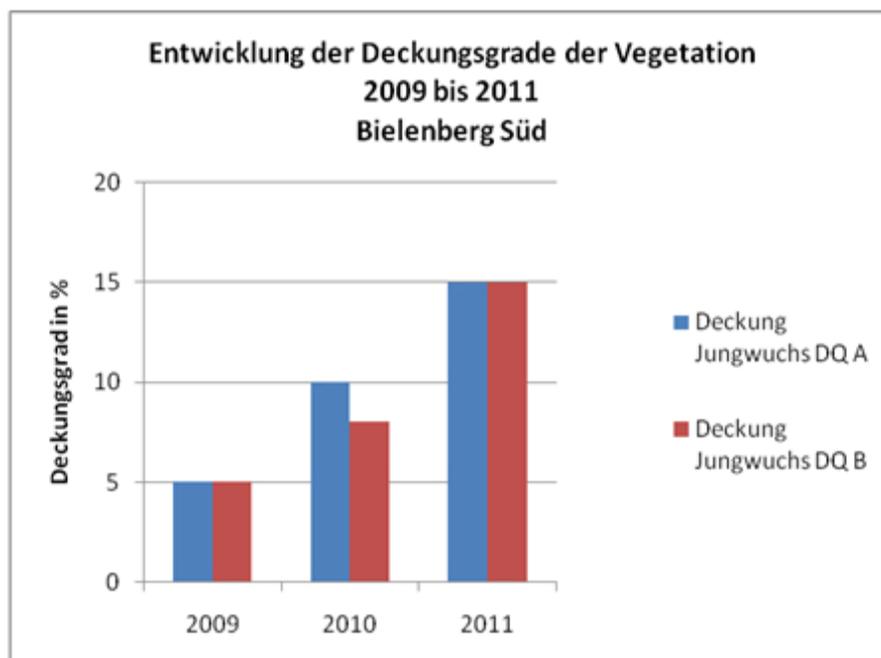


Abb. 24: Entwicklung der Deckungsgrade der Vegetation am Beispiel der Modellfläche Bielenberg Süd (geringes Kiefernbaumholz)

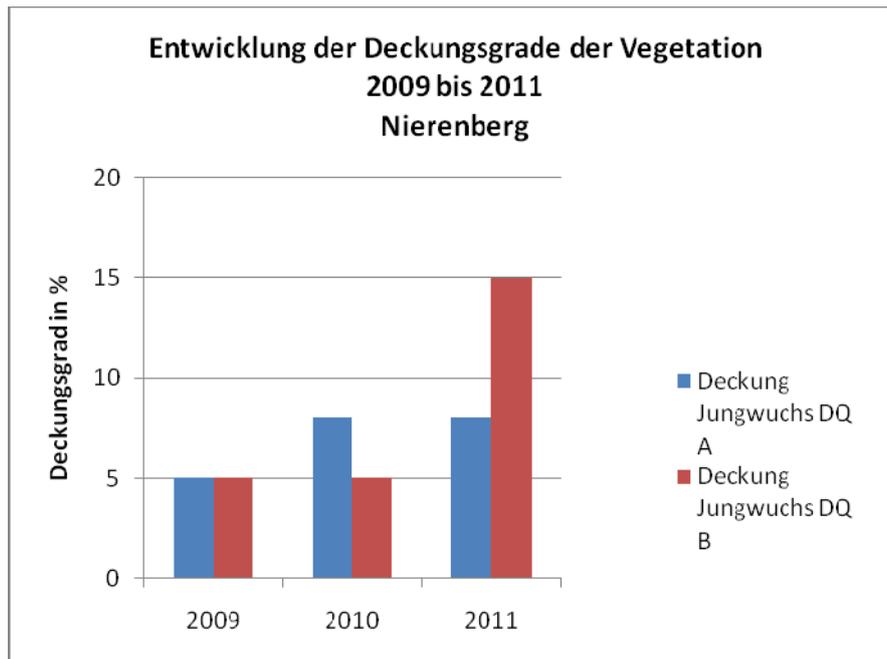


Abb. 25: Entwicklung der Deckungsgrade der Vegetation am Beispiel der Modellfläche Nierenberg (Mischbestand aus Esche, Fichte, Berg-Ahorn)

Die niedrigsten Deckungsgrade zeigen sich auf den Flächen Bielenberg-Süd und Nierenberg.

Am Bielenberg-Süd ist dies auf den Vorbestand aus Kiefern zurückzuführen. Am Nierenberg hingegen dominierte die Fichte. Der Ausgangsbestand des Wandelsberges wurde fast ausschließlich von Fichte gebildet. Der hohe Deckungsgrad dort ist auf die entsprechend hohe Anzahl im Projekt gepflanzter Bäume zurückzuführen.

Detaillierte Ergebnisse zur Vegetationsentwicklung finden sich in Kapitel 3.

Fazit

Zusammenfassend ist festzuhalten, dass

- die Deckungsgrade aller Baumarten/ Gehölze nach drei Vegetationsperioden je nach Ausgangsbestand zwischen 15 und 45 % liegen und
- auf der Zeitachse eine weitere Zunahme der Deckungsgrade zu erwarten ist, so dass sich die Flächen in den nächsten fünf Jahren, bis auf kleinere Sonderstandorte, schließen werden.

Die Anzahl der gepflanzten Individuen der Zielbaumarten ist für weitere Maßnahmen zu überdenken. Unter Einbeziehung der Naturverjüngung und des Stockausschlages erscheinen Dreiergruppen im mosaikartigen Abstand von ca. 12 Metern ausreichend, da Ausfälle kaum zu verzeichnen waren. Die Abstände zu vorhandenen Straßen sollten 5 Meter nicht unterschreiten.

Je nach Baumart, kann pro Pflanze mit einem Preis - inkl. Wuchshülle und Pflanzung - von 3-5 € gerechnet werden. Somit sollten im Normalfall ca. 1.000 €/ km für die Sicherstellung der Zielbaumarten ausreichen.

2.6.4 Dendromassenentwicklung des Unterstandes

Die Dendromassenentwicklung wurde aus dem Höhen- und Dickenwachstum der Stockausschläge bzw. Jungpflanzen abgeleitet (vgl. Abb 26-29). Sie erlauben Aussagen über die zu erwartenden Holzmassen des Unterstandes, der in der Folge als Stockausschläge genutzt wird.

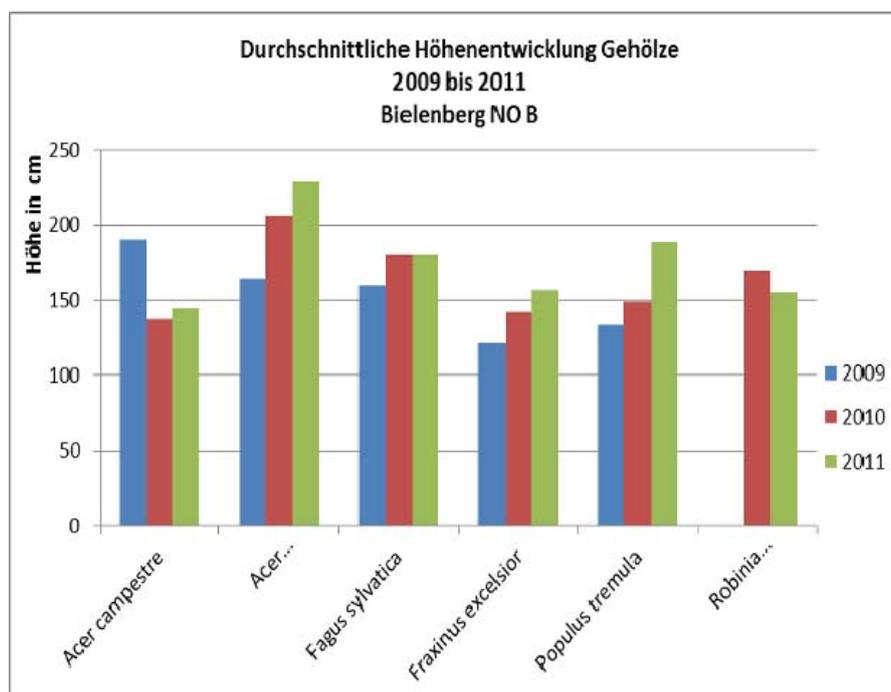


Abb. 26: Durchschnittliche Höhenentwicklung der Gehölze in den Jahren 2009 bis 2011 am Bielenberg NO B

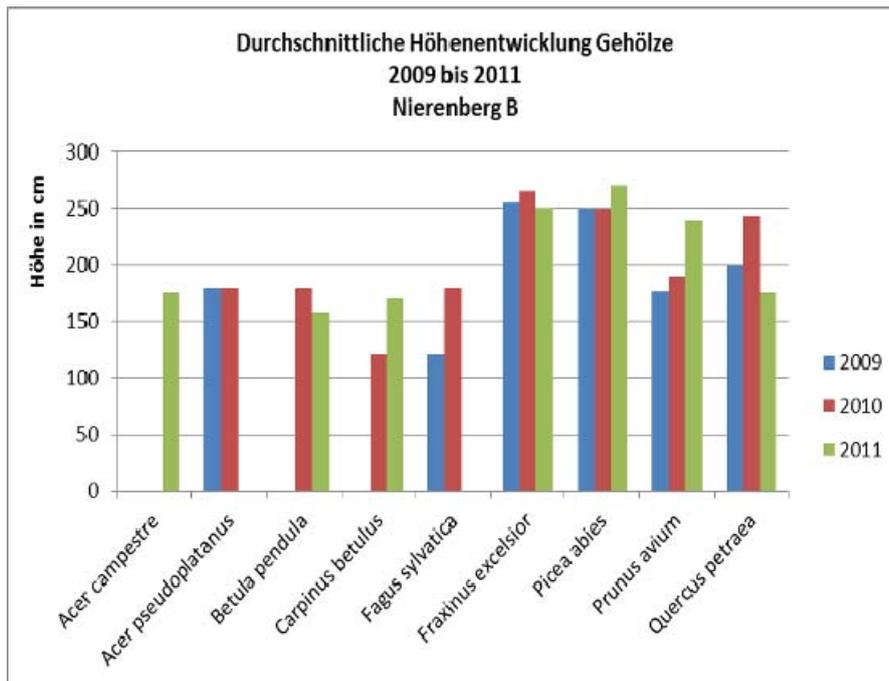


Abb. 27: Durchschnittliche Höhenentwicklung der Gehölze in den Jahren 2009 bis 2011 am Nierenberg B

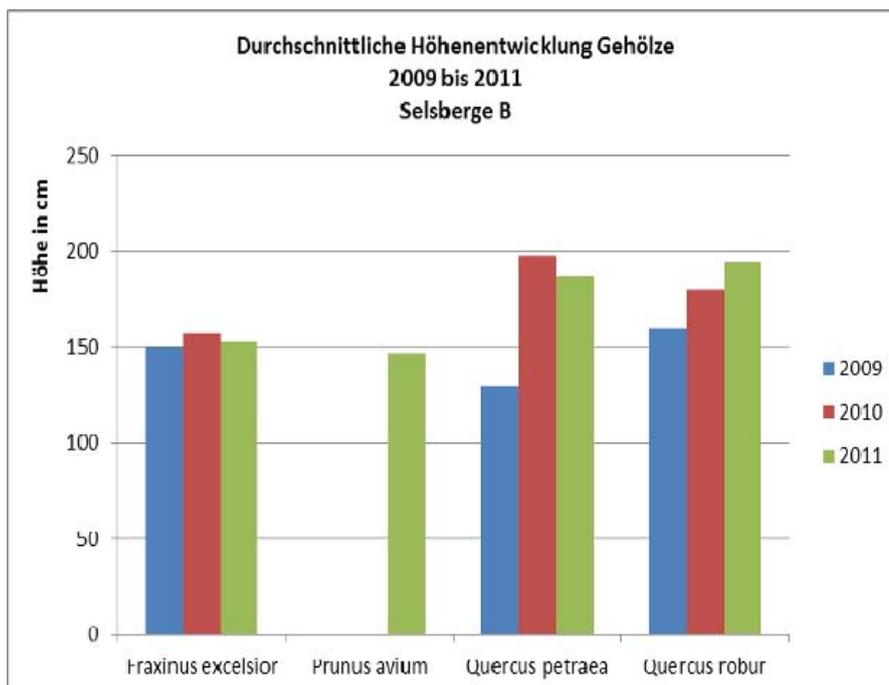


Abb. 28: Durchschnittliche Höhenentwicklung der Gehölze in den Jahren 2009 bis 2011 am Selsberge B

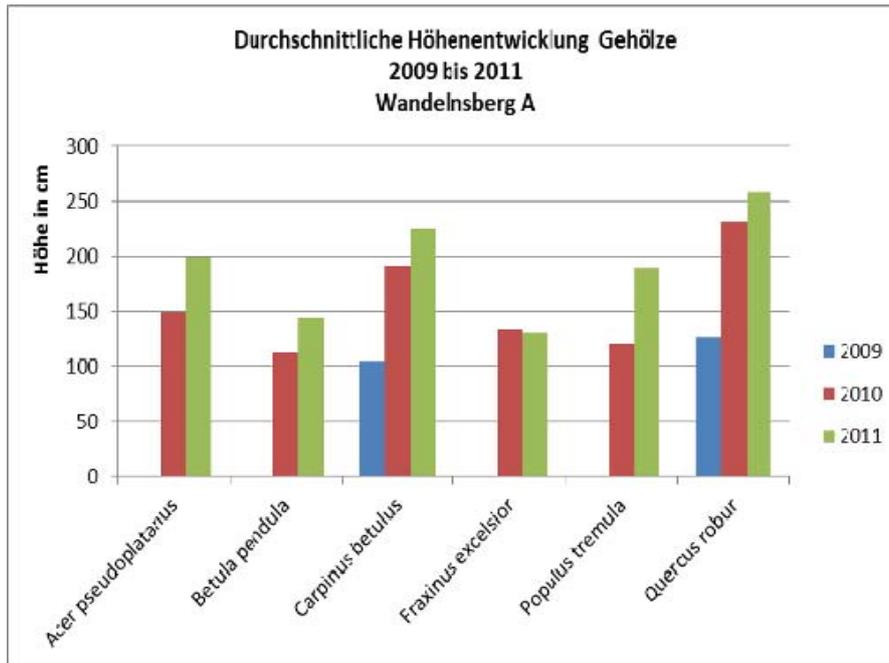


Abb. 29: Durchschnittliche Höhenentwicklung der Gehölze in den Jahren 2009 bis 2011 am Wandelsberg A

Fazit

Wie Abb. 26 bis 29 zeigen, liegen die durchschnittlichen Höhen nach drei Vegetationsperioden zwischen 1,50 und 2 Metern. Die durchschnittlichen Durchmesser (10 cm über dem Boden) bewegen sich zwischen 1 und 4 cm mit einem Schwerpunkt zwischen 1,5 und 2 cm. Die Bäume zeigen somit eine normale Entwicklung und Massenerwartung.

Nach J. GEIBLER (2003) produzieren die von ihr untersuchten Bestände auf einem vergleichbaren Standort pro ha zwischen 65 bis 451 Fm nach 20 Jahren (vgl. Tab. 8).

Tab. 8: Errechnete Dendromassen auf 20-jährigen Niederwaldflächen im Kreis Paderborn (nach GEIBLER 2003)

Nr. 6	295 Fm Dendromasse (Ast u. Stammholz)
Nr. 7	228 Fm Dendromasse (Ast u. Stammholz)
Nr. 8	321 Fm Dendromasse (Ast u. Stammholz)
Nr.12	65 Fm Dendromasse (Ast u. Stammholz)
Nr.14	451 Fm Dendromasse (Ast u. Stammholz)

Nach diesen Daten entwickelt sich bei einem 20-jährigen Nutzungszyklus eine durchschnittliche Dendromasse von 272 Fm pro Hektar. Jährlich wachsen somit 13,6 Fm zu. Dieser Wert dürfte allerdings zu hoch geschätzt sein, wie tatsächlich realisierte Hackschnitzelmengen von 146 und 186 Fm in 20 Jahre alten Untersuchungsflächen zeigen (GEIBLER 2008, vgl. Tab. 9).

Tab. 9: Angefallene Hackschnitzelmenge in Niederwäldern unterschiedlichen Alters: Fläche 5 =13-jährig, Flächen 6 und 7 = 20-jährig. Hieraus leitet GEIBLER einen Reduktionsfaktor von 0,81 ab (GEIBLER 2008).

Fläche Nr.	Hackschnitzel [fm/ha] Spalte 1	Baumholz aus [fm/ha]		Derbholz [fm/ha] Bergel Spalte 4	%		
		Σ Ast- und Schaftholz Spalte 2	Baumholzformzahl Spalte 3		Spalte 2 zu 1	Spalte 3 zu 1	Spalte 4 zu 1
5	154,9	137	108	48	88	70	31
6	145,9	295	215	125	202	147	86
7	186,7	228	226	123	122	121	66
Mittelwert [fm/ha]	162,5	220	183	98,7			

Das heißt, für die 20-jährigen Flächen 6 und 7 der Tabelle 9 ergibt sich ein tatsächlich zu erwartender durchschnittlicher Hackschnitzelanfall pro ha von 220,3 Fm.

Zur Validierung der Ergebnisse von GEIBLER wurden als Ergänzung zum Modellvorhaben weitere Erhebungen durchgeführt (U. MENZEL 2012). Die Ergebnisse der Stichprobe zur Massenermittlung am liegenden Holz des 18-jährigen, 11 m hohen Niederwaldeinschlages stellen sich wie folgt dar:

Tab. 10: Regenerationsfähigkeit auf den Stock gesetzter Gehölze (nach MENZEL 2012)

1	2	3
31 Stöcke gesamt auf 100 m ²	15 Stöcke auf 100 m ²	32 Stöcke auf 100 m ²
57 Ausschläge : 13 Stöcke	70 Ausschläge : 12 Stöcke	75 Ausschläge : 24 Stöcke
= 4,38 im Mittel	= 5,83 im Mittel	= 3,13 im Mittel
31 x 4,38	15 x 5,83	32 x 3,13
= 135,78 Ausschläge je 100 m ²	= 87,45 Ausschläge je 100 m ²	= 100,16 Ausschläge je 100 m ²

Aus Tabelle 10 ergeben sich insgesamt 323 Ausschläge auf 300 m², d. h. 1.07 Ausschläge pro qm. Dies entspricht 10.700 Ausschlägen pro ha (U. MENZEL 2012).



Abb. 30: Holzpolter geernteter 18-jähriger Stockausschläge

Auf die 20-jährige Umtriebszeit umgerechnet ergibt sich eine realistische Masse von 204 Fm/ ha (vgl. Tab. 11).

Tab. 11: Durchmesserverteilung und Massenberechnung der geernteten Stangen des 18-jährigen Bestandes (MENZEL 2012).

Durchmesser in cm	Stück	%	10.700 Stück		Masse/ Stck.	m ³ / ha
1	1	3,6	385	x	0,000863	0,3322
2	1	3,6	385	x	0,00345	1,3283
3	6	21,4	2.290	x	0,00777	17,7933
4	11	39,3	4.205	x	0,01382	58,1131
5	4	14,2	1.519	x	0,02159	32,7952
6	3	10,7	1.145	x	0,03110	35,6095
7	1	3,6	385	x	0,04233	16,2970
8	1	3,6	385	x	0,05529	21,2866
Summe:	28	100 %	10.699			183,552

Bei einer Vollbestockung und Niederwaldbewirtschaftung kann nach den vorliegenden Daten davon ausgegangen werden, dass beim zwanzigjährigen Nutzungszyklus mit ca. 200 Fm Dendromasse pro ha zu rechnen ist. Dies entspricht einer jährlichen Zuwachsleistung von 10 Fm/ ha. Dieser Zuwachs wird sich im angestrebten Mittelwaldähnlichen Waldrand mit langsam zunehmender Schirmfläche der Überhälter langfristig sicherlich nicht einstellen. Dies zeigen auch die Ernteergebnisse aus heute noch bewirtschafteten Mittelwäldern im Amt für Landwirtschaft und Forsten Uffenheim (Franken). Nach Aussage von Ludwig Saule werden dort zwischen 120 und 150 Fm/ ha geerntet. Dies entspricht einem jährlichen Nutzungsansatz von 6 - 7,5 Fm/ ha bzw. pro mittelwaldähnlich genutztem Waldrand mit einer Länge von ca. einem Kilometer.

Da die Überhälter nach der Überführung noch keine so großen Kronen aufweisen, wie sie im alten Mittelwald vorzufinden sind, ist für die nächsten 20-60 Jahre mit einer geringeren Schirmfläche zu rechnen. Hieraus ist abzuleiten, dass der Zuwachs zunächst eher dem des Niederwaldes entspricht.

Beim Einschlag des in zwanzig Jahren anfallenden Stockausschlages von ca. 160 bis 180 Fm/ km wird bereits bei heutigen Holzpreisen, selbst wenn nur Hackschnitzel erzeugt würden, mit einem Gewinn von 2-3 € pro Schüttraummeter (mündliche Aussage des Forsteinschlagsunternehmers H. Wulf,) zu rechnen sein. Auf den Festmeter (ein Festmeter entspricht ca. 2,5 Schüttraummeter) gerechnet ergibt sich schon bei den jetzigen Preisen ein Gewinn von 800 bis 900 € pro ha oder einem km Waldrand.

Hinzu kommt der Erlös aus der Ernte einzelner Überhälter.

Fazit

Als Ergebnis der Hochrechnungen ist in Mittelwaldähnlich genutzten Waldrändern mit einem Holzanfall von 160 bis 180 Fm/ ha in zwanzig Jahren rechnen. Dies entspricht einem jährlichen Durchschnittszuwachs von 8 bis 9 Fm/ ha.

2.6.5 Dendromassenentwicklung der Überhälter

Es wird erwartet, dass sich auf Grund der Lichtstellung und der sich daraus ergebenden Kronenentwicklung auch im Dickenwachstum verhältnismäßig starke Zuwächse abzeichnen. Die Qualität des Holzes wird dann weitestgehend von der art-spezifischen Neigung zur Wasserreiserbildung abhängen. Inwieweit die Qualität durch waldbauliche Maßnahmen zu steigern ist, muss noch erprobt werden.

2.7 Forstökologische Ziele der Mittelwaldähnlichen Waldrandgestaltung

Forstökologisch wurde durch die Auflichtung der Bestände Freiraum für die natürliche Sukzession geschaffen. Lichtliebende Pflanzen haben sich eingestellt und erheblich zur Artenvielfalt beigetragen (vgl. Kap. 3).

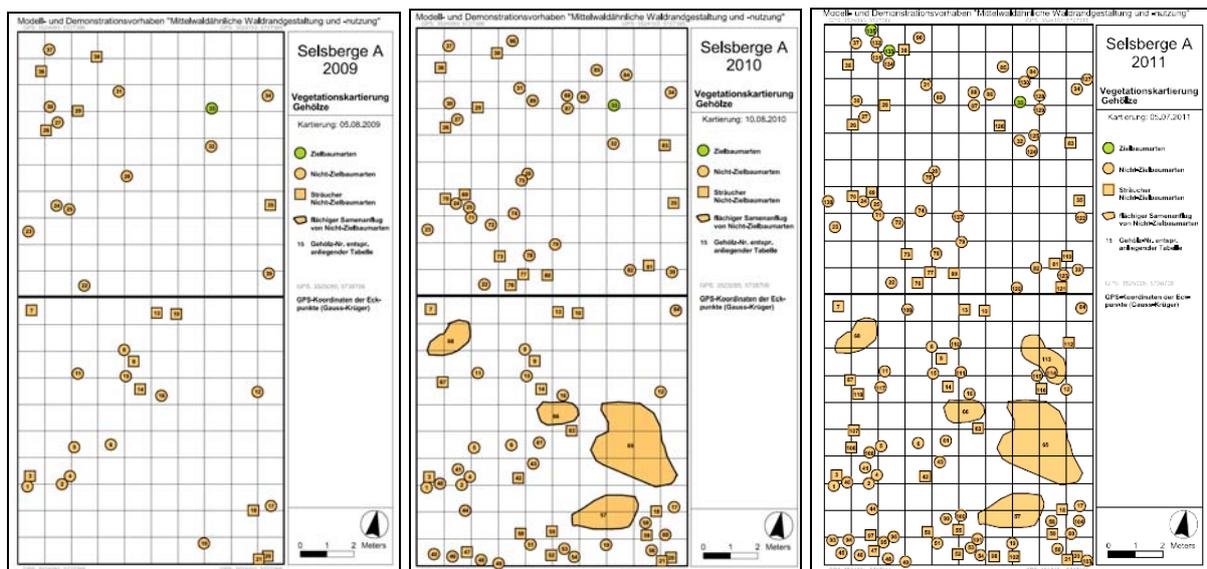


Abb. 31 a,b,c: Gehölzsukzession am Beispiel der Modellfläche Selsberge (2009 – 2011)

Die Vegetationsaufnahme und die Deckungsgrade vom August 2011 werden am Beispiel der Selsberge in der folgenden Tabelle dargestellt. Detaillierte Ergebnisse und Interpretationen finden sich in Kapitel 3.

Durch das Anpflanzen der Zielbaumarten, die zu ca. 80% angegangen sind, wird das Ziel der angestrebten Baumartenzusammensetzung erreicht (vgl. Kap. 3).

Im Hinblick auf die prognostizierte Klimaerwärmung stellen die gepflanzten, wärme-liebenden Baumarten ein zusätzliches Arten- und Geneservoir dar. Sie können späteren Engpässen entgegenwirken und sich durch natürliche Verjüngung auf ihren Standorten ausdehnen.

Die vom Offenland entfernt liegenden Bereiche des Waldrandes eignen sich in besonderer Weise für das Belassen ökologisch hochwertigen Alt- und Totholzes in linearer Ausformung. Der hiermit eingehaltene Abstand zum Gefahrenbereich angrenzender Wege bzw. Straßen ermöglicht eine eingriffsfreie Zerfallsphase des Totholzes (siehe Abb. 34).



Abb. 32: Entwicklung der Modellfläche am Selsberg im 1. Jahr nach der Gestaltung



Abb. 33: Als 1-jährige Sämlinge mit 30-50 cm Höhe gepflanzte Eichen in Tubexröhren nach 3 Jahren



Abb. 34: Idealisierte Darstellung eines mittelwaldähnlichen Waldrandes (nach H. A. GOCKEL; Illustration M. CLAES-SCHÄFER)

Erklärtes forstökologisches Ziel ist es aber auch, Felsvorsprünge, Steinbrüche und sonstige Sonderstandorte zu begünstigen, wie in Abb. 35 dargestellt. Angestrebt wird ein Unterstand, der lückig ist und Lebensraum für eine große Vielfalt von Pflanzen- und Tierarten bietet.



Abb. 35: Freistellen thermophiler Sonderstandorte (bei Dalheim)

2.8 Landschaftspflege und Erholungswert

Wie die in den folgenden Kapiteln 3 und 4 dargestellten floristischen und faunistischen Ergebnisse zeigen, erhöht sich die Artenvielfalt im Vergleich zum Ausgangsbestand insbesondere bei einer zeitlich gestaffelten Vorgehensweise erheblich. Mit der Freistellung landschaftsprägender Elemente als Blickfang steigt der Erholungswert für den Waldbesucher.

Landschaftsästhetisch werden vollkronige Solitäre das Bild prägen. Lichtliebenden Tier- und Pflanzenarten werden ökologische Nischen geboten, was zur Erhöhung der Artenvielfalt im Wald beiträgt. Stabile Einzelbäume garantieren eine hohe Standfestigkeit. Die Einzelbaumnutzung- und Verjüngung garantiert eine dauerhafte Sicherung der Waldrandfunktionen. In der Übergangszone zwischen dem Mittelwaldähnlichen Waldrand und dem anschließenden Dauerwald können Althölzer verkehrssicherungstechnisch problemlos in die Zerfallsphase übergehen. Im Verbund mit den Waldrandstrukturen ergänzen sie in linearer Form den Wunsch nach Erhöhung der Biodiversität im Wald.



Abb. 36: Gehölze als landschaftsprägende Elemente (bei Dalheim)

Fazit

Eine „Mittelwaldähnliche Waldrandgestaltung“ trägt erheblich zur Erhöhung der Artenvielfalt in Wäldern bei. Sie schafft ein Genreservoir wärmeliebender Tier- und Pflanzenarten. Sie erschließt und reaktiviert Lebensräume für viele weitere Tier- und Pflanzenarten und bietet Raum für die Entwicklung von Alt- und Totholz. Auch stellt sie Landschaftselemente heraus und kann den Erholungswert unserer Wälder mehrten. Somit ist eine „Mittelwaldähnliche Waldrandgestaltung“ sowohl aus forstökologischer als auch aus landschaftsästhetischer Sicht sehr zu begrüßen.

2.9 Zusammenfassung

Die Funktionen, die ein Waldrand zu erfüllen hat, sind allgemein bekannt. Die in der Praxis vorzufindenden Bilder hingegen spiegeln eher artenarme, instabile Strukturen wider - Bereiche, die wirtschaftlich nicht genutzt wurden.

Im Modell- und Demonstrationsvorhaben „Mittelwaldähnliche Waldrandgestaltung“ wurde untersucht, ob das Modell der Mittelwaldähnlichen Waldrandgestaltung den Ansprüchen der Nutz-, Schutz- und Erholungsfunktion gerecht werden kann. In der vorliegenden Untersuchung wird modellhaft dargelegt, wie diese Anforderungen erfüllt werden können.

Die Einwände, durch die Nutzung würden dem Waldbesitzer Produktionsflächen entzogen, scheinen auf den ersten Blick einleuchtend. In der Praxis zeigt sich jedoch anhand des enormen Dichtstandes der Bäume, dass die Waldrandbereiche aus Gründen des hohen Kostenaufwandes gar nicht genutzt wurden. Die hiermit verbundene Artenarmut und das Risikopotential, das durch absterbende Äste und ganze Bäume entsteht und hohe Kosten für Verkehrskontroll- und Sicherungsmaßnahmen verursacht, bestätigen den o. g. Lösungsansatz.

Sicher sind diese auf den ersten Blick manchmal starken Veränderungen des Landschaftsbildes nicht gleich für jeden nachvollziehbar. Die multifunktionalen Vorteile der Mittelwaldähnlichen Waldrandgestaltung überzeugen jedoch in allen Punkten. Während aller bisher durchgeführten Maßnahmen haben sich bislang noch keine negativen Aspekte gezeigt.

Die vom Landesbetrieb Wald und Holz NRW favorisierte visuelle Baumkontrolle verursacht hohe Kosten. Sie kommt lediglich einer Symptombekämpfung gleich, die darüber hinaus kontinuierlich durchgeführt werden muss. Die Mittelwaldähnliche Waldrandgestaltung hingegen beginnt mit der Ursachenanalyse und sichert die Funktionen der Waldränder in vielfältiger Hinsicht langfristig. Statt Ausgaben für die Waldrandpflege werden Gewinne mit der „Mittelwaldähnlichen Waldrandgestaltung“ realisiert.

Literatur

BETIN, F. (2010) Durchführung der Verkehrssicherungspflicht im Forstbetriebsbezirk Büren; Ausbildungsbericht Landesbetrieb Wald und Holz NRW.

DREPS J. (2008) „Mobilisierung von Energie- und Industrieholz im Bereich von Waldrändern“; Bachelorarbeit an der HAWK Göttingen im Studiengang Forstwirtschaft

GEIBLER, J. (2003): „Entwicklung eines nachhaltigen Niederwaldbewirtschaftungskonzeptes in der Einflugschneise des Flughafens Paderborn/Lippstadt unter besonderer Berücksichtigung der Hackschnitzelerzeugung für die energetische Nutzung“ Diplomarbeit FH Hildesheim/Holzminde/Göttingen, Studiengang Forstwirtschaft

MENZEL, U. (2012): Erfassung der Dendromasse einer 18-jährigen Mittelwaldfläche im Kreis Paderborn, unveröffentlichte Erhebung, Stadtwald Büren

RUTHE, CH. (2006) „Handlungsanweisung zur Schadbildanalyse und -bewertung an Bäumen, sowie Beurteilung ihres Gefahrenpotentials im Hinblick auf die Verkehrssicherungspflicht im Zuständigkeitsbereich des Forstamtes Bad Driburg“ Diplomarbeit FH Lippe & Höxter, FB Landschaftsarchitektur und Umweltplanung (s. Anlage 1)

Fotos in Kapitel 2 soweit nicht anders gekennzeichnet: H. A. GOCKEL

Kap. 3: Mittelwaldähnliche Waldrandgestaltung aus floristischer und vegetationskundlicher Sicht

Bearbeiter: FRANK GRAWE

unter Mitarbeit von LINDA SPECKEN, ANJA NÜSSE, CHRISTINA LÖDIGE, BRITTA LIEBE, ISABEL FIEBIG UND PIA PRENZEL

Gliederung

3.1	Floristische Erhebungen	2
3.1.1	Methodik der floristischen Erhebungen	3
3.1.2	Ergebnisse	3
3.1.2.1	Entwicklung der Gesamtartenzahlen	3
3.1.2.2	Entwicklung der Zahlen ausgewählter Artengruppen	9
3.1.2.3	Gefährdete und geschützte Pflanzenarten	18
3.2	Vegetationskundliche Untersuchungen	21
3.2.1	Flächendeckende Erfassung der Vegetationsstruktur bzw. -entwicklung	21
3.2.1.1	Methodik	21
3.2.1.2	Ergebnisse	22
3.2.1.2.1	Entwicklung der Vegetation	22
3.2.1.2.2	Diversität der Vegetationseinheiten	23
3.2.2	Anlage und Auswertung von Dauerbeobachtungsflächen	32
3.2.2.1	Methodik	32
3.2.2.2	Ergebnisse	33
3.3	Erhebungen zum Gehölzzuwachs bzw. zur Ausschlagrate der Holzarten	47
3.3.1	Methodik	47
3.3.2	Ergebnisse	48
3.4	Überblick über die Modellflächen aus floristisch-vegetationskundlicher Sicht	54
3.5	Fazit	66
3.6	Literatur	67

3.1 Floristische Erhebungen

Die mittelwaldähnliche Gestaltung von Waldrändern führt zu deutlichen Veränderungen im Bestandesaufbau: Statt eines weitgehend gleichförmig bestockten Bestandes mit nur marginalem Wechsel unterschiedlicher Belichtungssituationen am Waldboden und folglich nur geringer Feuchte- und Temperaturvarianz innerhalb der Schichten - sprich einem typischen ausgleichenden „Bestandsklima“ - zeichnet sich der mittelwaldartig gestaltete Waldrand durch ein kleinräumig wechselndes Mosaik unterschiedlichster Beleuchtungsverhältnisse und der hiervon abhängigen Parameter aus.

Infolge des Bestandesumbaues dürften verschiedene, auch bei natürlichen Verlichtungen (Zerfallsphase), typische Prozesse wie verstärkte Zersetzung und Mineralisierung des organischen Auflagehorizontes und erhöhte Bioturbation einsetzen, an exponierten Standorten möglicherweise aber auch hemmende Prozesse beispielsweise infolge übermäßiger Trocknis. Mit großer Wahrscheinlichkeit sollte all dies zu deutlichen Verschiebungen im Arteninventar, in den Abundanzen zahlreicher Arten sowie in der Zusammensetzung der syntaxonomischen Einheiten führen.

Ein wünschenswertes Ziel der mittelwaldähnlichen Waldrandgestaltung aus naturschutzfachlicher Sicht wäre hierbei die Erhöhung des ökologischen Wertes der in unserer Landschaft zumeist vorzufindenden untypisch, dunklen und strukturarmen Waldränder durch eine größere Zahl unterschiedlicher ökologischer Nischen und die sich hieraus ergebende größere Artenvielfalt. Insbesondere die konkurrenzschwachen und damit oft auch seltenen und gefährdeten lichtliebenden bzw. thermophilen Arten und syntaxonomischen Einheiten dürften von einer mittelwaldähnlichen Waldrandgestaltung deutlich profitieren.

Um die Entwicklung der Flächen nach der Waldrandgestaltung zu dokumentieren und bei Fehlentwicklungen ggf. durch Pflegemaßnahmen oder eine abgeänderte Gestaltung nachregeln zu können, wurden in der Vegetationsperiode vor dem Einschlag sowie in den bis zu vier darauffolgenden Jahren auf den Modellflächen detaillierte Erhebungen zur Flora und zur Vegetation durchgeführt.

Damit ergeben sich in Bezug auf die Entwicklung des Arteninventars wie auch hinsichtlich der Vegetationsentwicklung aussagekräftige Datenreihen.

Die Ergebnisse sollen im Folgenden vorgestellt und diskutiert werden.

3.1.1 Methodik

Während jährlich mehrfach in einem engen Raster erfolgter Begehungen wurden von 2007 bis 2011, getrennt nach den jährlichen Abschnitten des Einschlages, flächendeckend sämtliche aufgefundene Gefäßpflanzenarten erfasst. Hierdurch lässt sich - durchaus auch unabhängig von deren Deckungsanteilen, d.h. lediglich über Präsenz bzw. Absenz - die Entwicklung der Flächen in Bezug auf ihren Artenreichtum als Parameter ihres ökologischen Wertes gut abschätzen.

Durch die konsequent durchgeführte abschnittsweise Erhebung vergrößert sich die Stichprobe, wobei je nach Fragestellung jeweils „gleichalte“ Entwicklungsstände, d.h. die gleiche Anzahl der seit dem Einschlag verstrichenen Vegetationsperioden (z.B. 1. Abschnitt im Jahr 2008 mit 2. Abschnitt im Jahr 2009 bzw. 3. Abschnitt im Jahr 2010) zusammengefasst bzw. gemittelt wurden.

3.1.2 Ergebnisse

3.1.2.1 Entwicklung der Gesamtartenzahlen

Hinsichtlich der floristischen Entwicklung ergeben sich auf allen Flächen mit Ausnahme des Steinberges, bei dem die Reduktion des Bestockungsgrades, von den übrigen Flächen stark abweichend, in kleineren Abschnitten über den Einschlag durch Selbstwerber erfolgte, gleichgerichtete Trends:

So ist in den ersten beiden Jahren nach dem Einschlag ein kontinuierlicher und deutlicher Anstieg der Artenzahlen zu verzeichnen (vgl. Abb. 1 bzw. 3 - 9). Fasst man alle Flächen mit Ausnahme des Steinberges zusammen ($n = 13$), beträgt der Anstieg in diesem Zeitraum im Mittel 42 %, wobei im ersten und im zweiten Jahr ein Zuwachs von jeweils 21 % zu verzeichnen sind (vgl. Abb. 2). Im dritten Jahr geht der Zuwachs auf 5 % zurück ($n = 11$), d.h. die „Kurve“ erfährt bereits eine leichte Abflachung. Im vierten Jahr schließlich gehen die Artenzahlen wieder etwas zurück (im Mittel um 7 % ($n = 5$)).

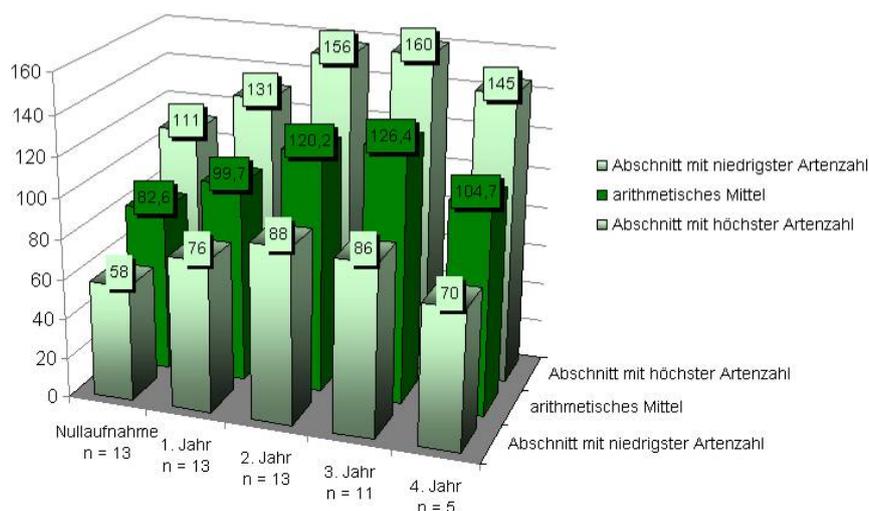


Abb. 1: Entwicklung der Gesamtartenzahlen von 2007 bis 2011

Vermutlich wurde das im Boden befindliche Diasporenmaterial bereits in den ersten beiden Jahren mobilisiert. Gleichzeitig dürften sich die Konkurrenzbedingungen, v.a. für licht- und wärmeliebende Arten, aufgrund der fortschreitenden Nährstoffmineralisierung aus dem Auflagehorizont und dem Oberboden, durch eine zunehmende Beschattung mittels des Gehölzausschlages sowie durch schnellwachsende, konkurrenzkräftige Arten der Krautschicht im Laufe der Sukzession wieder verschlechtern, so dass auf den sich weiter entwickelnden Flächen mittel- und langfristig von einem weiteren Rückgang der Artenzahlen pro Flächeneinheit auszugehen ist. Überproportional hohe Zuwachsraten finden sich mit einer Verdoppelung der Artenzahl im Bereich der Modellfläche Selsberge (3. Abschnitt) (vgl. Abb. 6), mit 93 % am Nierenberg (3. Abschnitt) (vgl. Abb. 8) und mit 84 % auf der Modellfläche Bielenberg-Süd (vgl. Abb. 4).

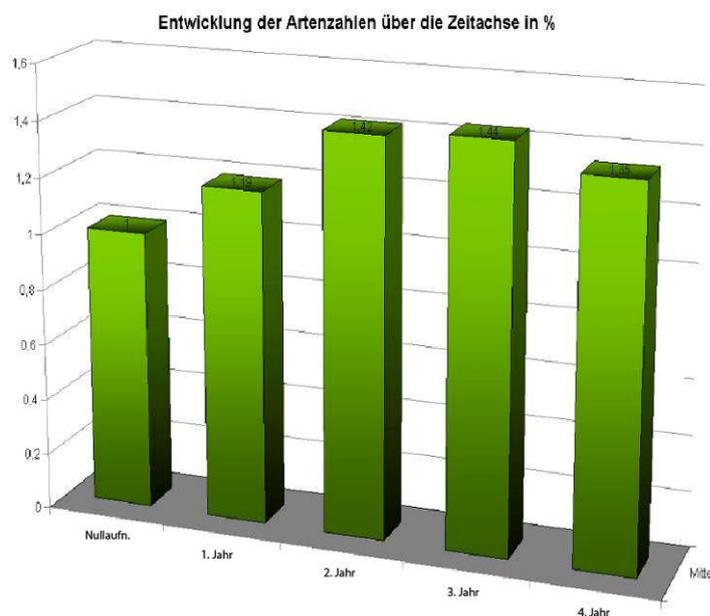


Abb. 2: Relative Entwicklung der Artenzahlen

Vor der Waldrandgestaltung konnten je nach Substrat, Bestockung und Exposition zwischen 58 (Nierenberg, 3. Abschnitt) und 111 Arten (Wandelsberg, 1. Abschnitt) gezählt werden (vgl. Abb. 8 und 7).

Die höchste absolute Artenzahl war im 3. Jahr nach der Waldrandgestaltung im Bereich der Modellfläche Selsberge (1. Abschnitt) zu verzeichnen. Hier konnten 160 Gefäßpflanzenarten nachgewiesen werden (vgl. Abb. 6). Überdurchschnittlich hohe Artenzahlen finden sich auch im Bereich der Fläche Bielenberg Süd (156 Arten), am Ziegenberg (139 bzw. 142 Arten) sowie am Wandelsberg (147 Arten) (vgl. Abb. 4, 5 und 7).

Auf allen genannten Flächen bildet Muschelkalk das Ausgangsgestein. Hier sind die Bedingungen für das schnelle Auflaufen von im Boden befindlichem Diasporenmaterial aufgrund des geringen Auflagehorizontes (Oh = Mullboden) bei gleichzeitig guter Belichtung bzw. Erwärmung äußerst günstig. Durch den klüftigen Muschelkalk

im Untergrund haben zudem die typischerweise artenreichen Bestände der Trespen-Halbtrockenrasen als durch viele Jahrzehnte Nutzung entstandene Ersatzgesellschaften der hier potentiell natürlichen Seggen- und Waldgerste-Buchenwälder günstige Wuchsbedingungen.

Die gegenüber den ersten beiden Abschnitten niedrigen Artenzahlen im 3. Abschnitt der Modellfläche Selsberge ergeben sich aus der vergleichsweise einförmigen Ausgangssituation (Kiefern- und Fichtenbestand mit dicker Nadelstreuauflage) bei nur geringer topographischer und damit edaphischer Varianz.

Im Bereich der Modellfläche Bielenberg-Nordost dürften die Gründe für die für Muschelkalk-Standorte recht niedrigen Artenzahlen darüber hinaus in einem schnellen Kronenschluß der Strauchschicht zu suchen sein, welche - verstärkt durch die Ost- bzw. Nordostexposition und die mächtigeren Bodenprofile - eine bestandsähnlich geringe Belichtung des Waldbodens und damit eine deutlich geringere Erwärmung verursacht (vgl. Abb. 3).

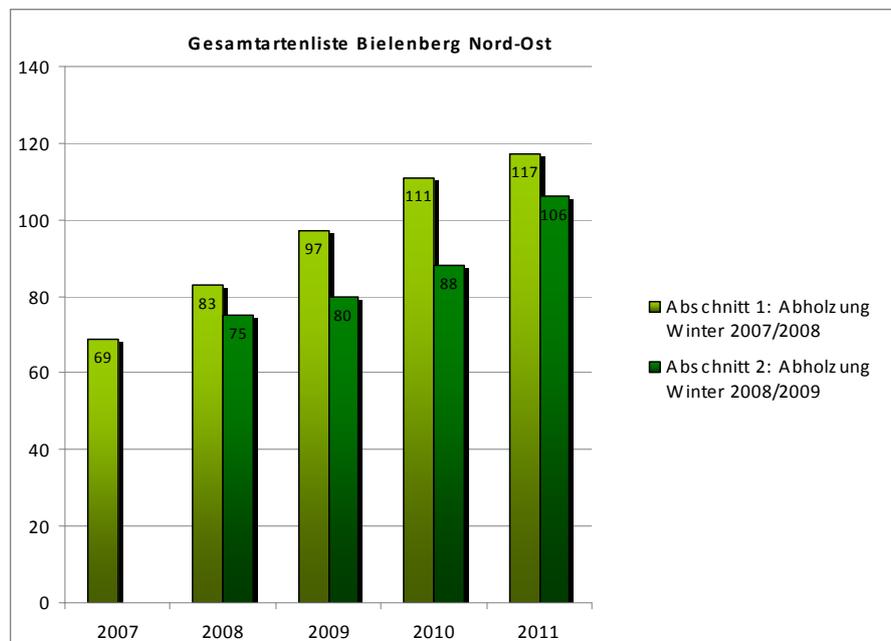


Abb. 3: Gesamtartenzahlen Bielenberg-NO

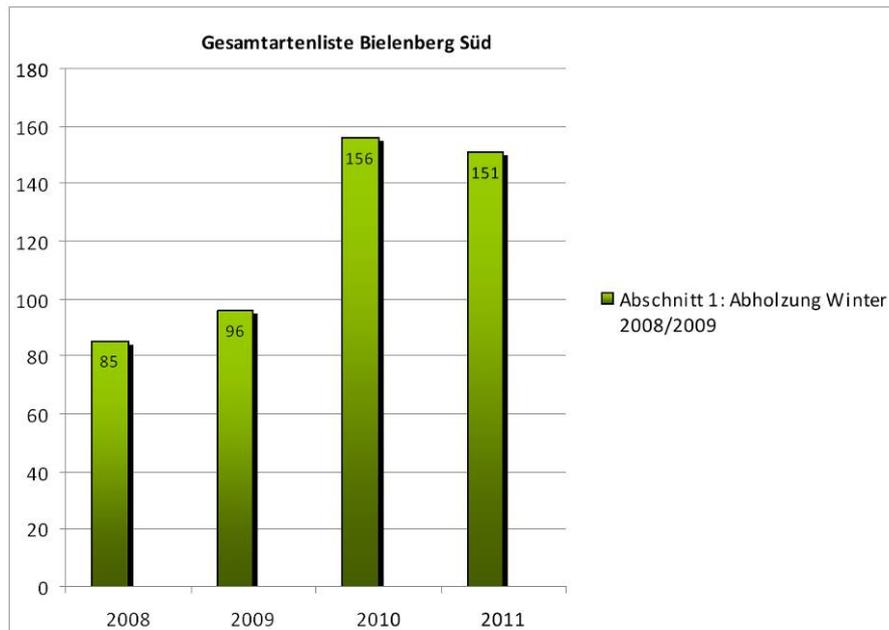


Abb. 4: Gesamtartenzahlen Bielenberg-Süd

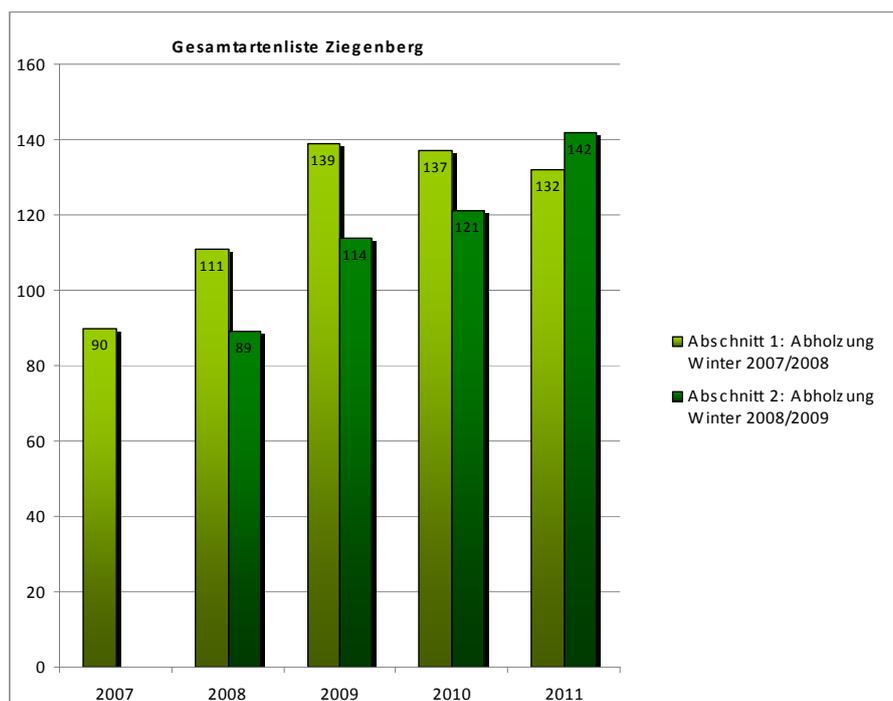


Abb. 5: Gesamtartenzahlen Ziegenberg

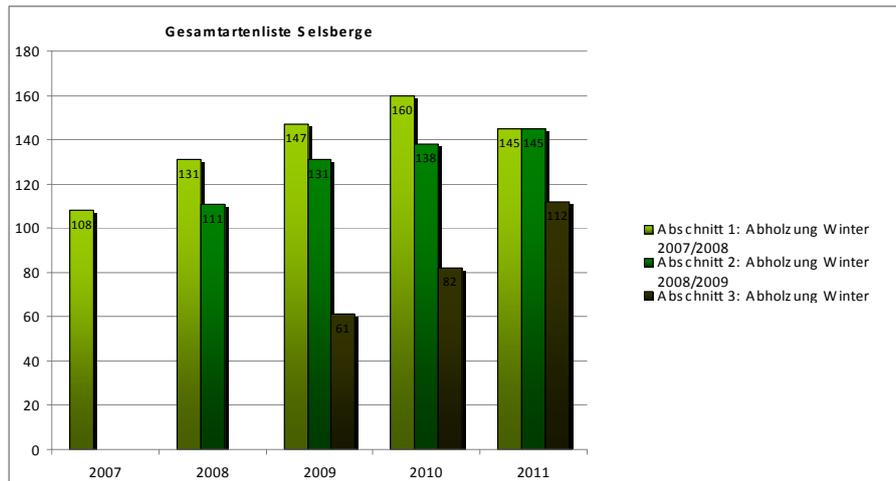


Abb. 6: Gesamtartenzahlen Selsberge

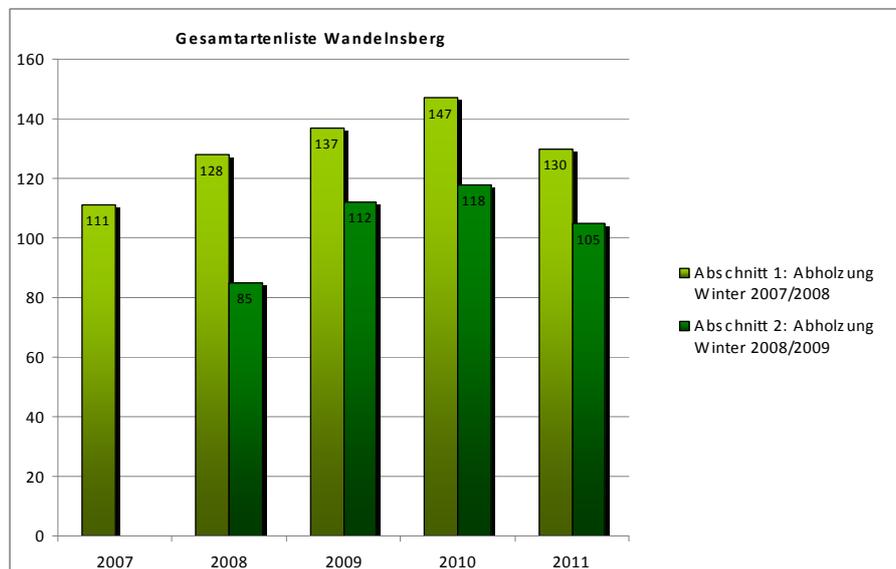


Abb. 7: Gesamtartenzahlen Wandelnsberg

Vergleichsweise niedrige Gesamtartenzahlen (58 - 72 Arten vor und 78 - 112 Arten nach der Waldrandgestaltung) weisen standortgemäß auch die Modellflächen mit basenarmem Ausgangsgestein (Röt), der Steinberg und der Nierenberg auf (vgl. Abb. 9 und 8). Lichtliebende oder magerkeitszeigende Arten sind hier selten und dürften auch im Diasporenvorrat der Flächen zumeist nicht vorhanden sein. Ein deutlicher Anstieg der Artenzahlen ist jedoch auch am Nierenberg zu beobachten.

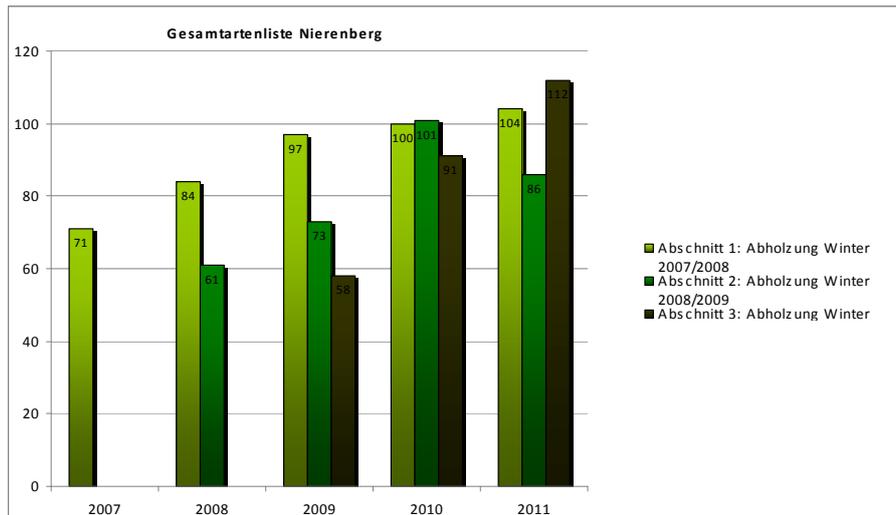


Abb. 8: Gesamtartenzahlen Nierenberg

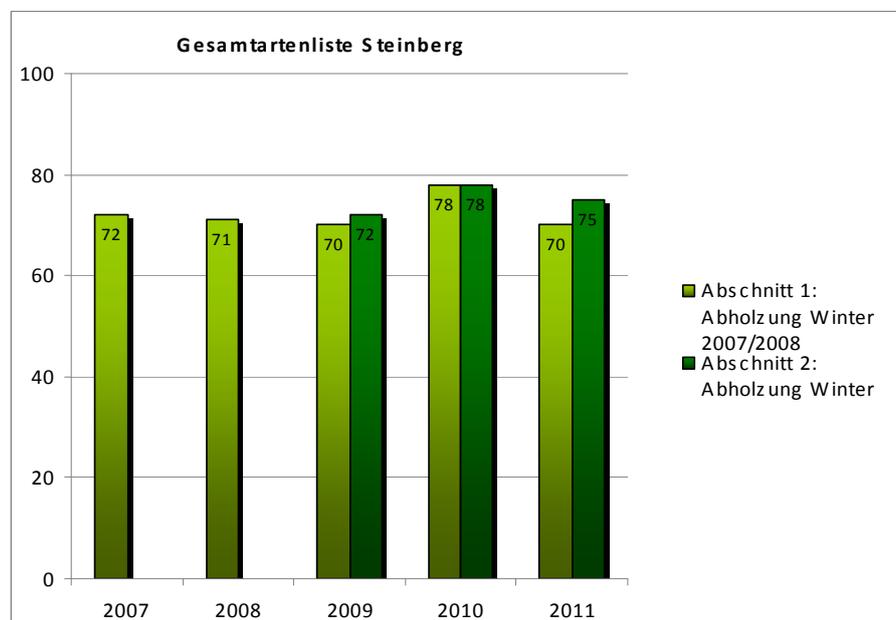


Abb. 9: Gesamtartenzahlen Steinberg

Fazit

Infolge der Waldrandgestaltung erhöhen sich die Gesamtartenzahlen aller Modellflächen im Mittel um fast 50 %. Die höchsten Gesamtartenzahlen finden sich weitgehend unabhängig von Exposition, Geologie und vorhergehender Bestockung - zumeist im dritten Jahr nach der Waldrandgestaltung. Die südexponierten Modellflächen auf basenreichem Muschelkalk weisen dabei die höchsten, die nordexponierten auf basenarmem Röt die niedrigsten Artenzahlen auf.

3.1.2.2 Entwicklung der Zahlen ausgewählter Artengruppen

Nach der Reduktion des Bestockungsgrades ist von einer Reihe von Veränderungen hinsichtlich der standörtlichen Gegebenheiten auszugehen:

So führt die stärkere Besonnung des Waldbodens infolge der fehlenden Beschirmung zu einer deutlichen Bodenerwärmung, welche umso stärker ausfällt, je sonnenexponierter die Fläche und je flachgründiger und trockener der humose Oberboden ist.

Über ausgebrachte sog. Thermobuttons (miniaturisierte ROM-Temperatur-Datenlogger) wurden an ausgewählten Standorten jeweils über mehrere Wochen Temperatur-Tagesgänge °C-genau erfasst.

In den Abbildungen 10, 11 und 12 ist dies für ausgewählte Tagesgänge, die am 31.08.2011, einem strahlungsreichen Spätsommertag (leicht bewölkt, ca. 8 Sonnenstunden, kurze Unterbrechungen durch durchziehende Wolkenfelder) gemessen wurden, beispielhaft graphisch dargestellt:

Im Bereich der nordwestexponierten Modellflächen Bielenberg Nord-Ost und Wandelsberg erkennt man auf den Freiflächen einen wesentlich steileren morgendlichen Temperaturanstieg als bei den bestockten Flächen, wobei schnell hohe absolute Temperaturen erreicht werden. Durchziehende Wolkenfelder bewirken deutliche, ungedämpfte Temperatursprünge. Infolge der ungehinderten nächtlichen Ausstrahlung kühlt sich der Boden hier zum Morgen hin stark ab.

Im geschlossenen Bestand ergibt sich ein anderes Bild: Der morgendliche Anstieg fällt schwächer aus und die absoluten Temperaturen sind niedriger. Die nächtliche Abkühlung ist darüber hinaus geringer. Es herrscht das typische Bestandsklima.

Die Tagesgänge der südwestexponierten Modellfläche Selsberge sind sehr ähnlich. Durch die direkte Einstrahlung werden im Bereich unbestockter Flächen am Boden mit ca. 35 °C gegenüber 22 °C an den nordwestexponierten Hängen deutlich höhere Tageshöchstwerte erreicht.

Eine lichte Laubholzbestockung verhält sich intermediär: Der morgendliche Anstieg ist zwar steil, die absoluten Werte bleiben aber deutlich hinter der Freifläche zurück. Die nächtliche Ausstrahlung entspricht etwa derjenigen der Freifläche. Insgesamt variieren die mikroklimatischen Verhältnisse und damit die standörtliche Vielfalt im Bereich mittelwaldartiger Waldränder je nach Bestockungsgrad also in weiten Zügen.

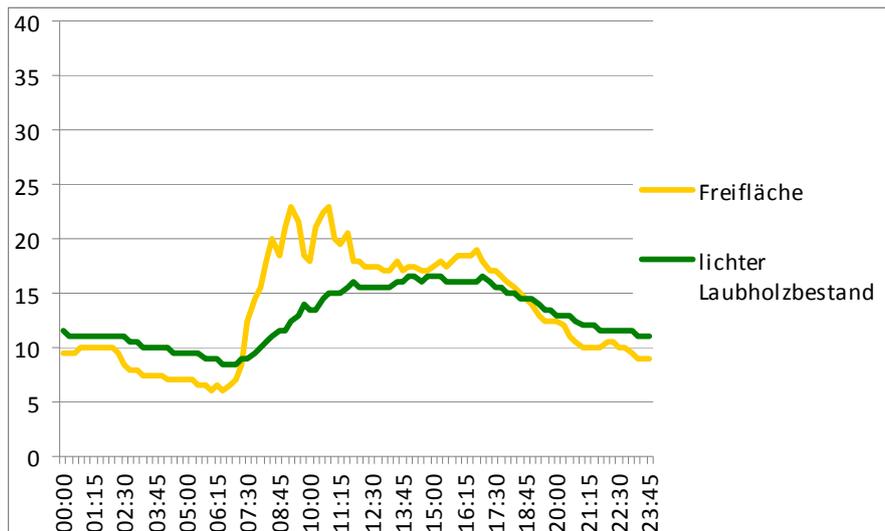


Abb. 10: Temperaturverlauf am Waldboden im Bereich der Modellfläche Bielenberg Nord-Ost am 31.08.2011

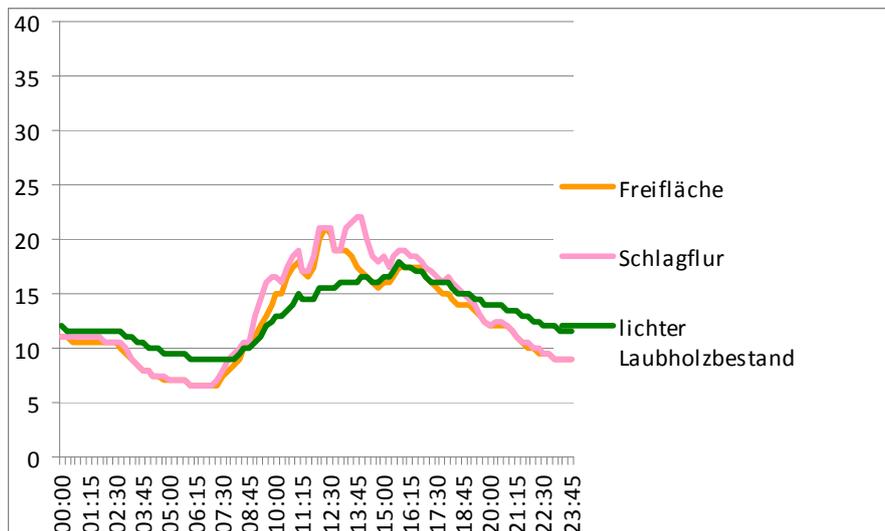


Abb. 11: Temperaturverlauf am Waldboden im Bereich der Modellfläche Wandelsberg am 31.08.2011

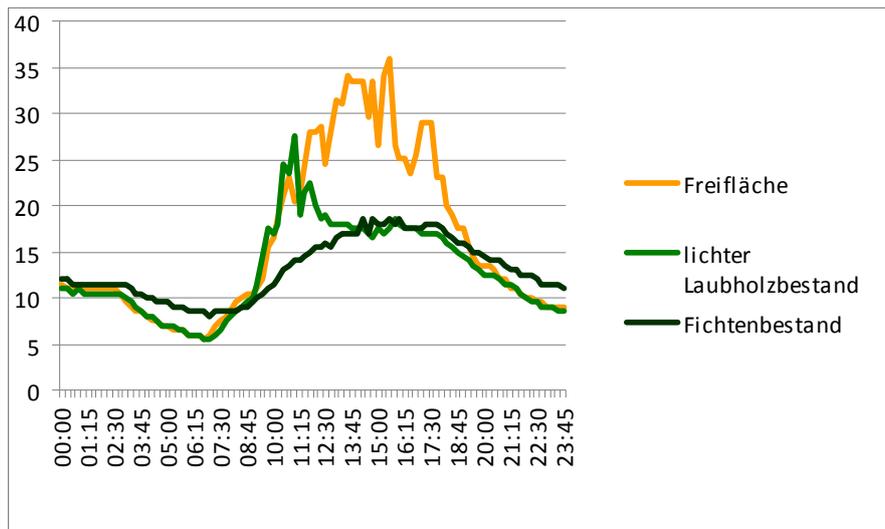


Abb. 12: Temperaturverlauf am Waldboden im Bereich der Modellfläche Selsberge am 31.08.2011

Aus der Erwärmung des Waldbodens resultiert, wie in Kapitel 3.1.2.1 bereits skizziert, eine höhere biotische Aktivität, die zu einer verstärkten Mineralisierung der organischen Substanz und in deren Folge zu einem größeren Stickstoffdargebot führt. Aufgrund dieser veränderten Standortbedingungen tritt eine signifikante Verschiebung innerhalb der floristischen Ausstattung ein, sprich lichtliebende, xerothermophile und stickstoffliebende Arten sollten an Zahl und Deckungsanteil zunehmen.

Über die Artenzahlen von Kennarten entsprechender syntaxonomischer Einheiten (gemäß ELLENBERG 1992 und OBERDORFER 1994) und deren jeweiliger Unter-einheiten lässt sich die oben postulierte Entwicklungsrichtung im Gelände überprüfen bzw. verifizieren.

Ausgewählt wurden hierfür:

- Arten der Schlagfluren und Vorwaldstadien (*Epilobietea angustifolii* (R. Tx. et Prsg. ex v. Rochow 1951)),
- Arten der stickstoffliebenden Saum- und Verlichtungsgesellschaften (*Artemisietea vulgaris* (Lohmeyer, Preisling et R. Tx. 1947) und *Galio-Urticetea* (Passarge 1969)),
- Arten der Trespenrasen und trockenwarmen Säume (*Festuco-Brometea* (Br.-Bl. et R. Tx. 1943) und *Origanetalia vulgaris* (Th. Müller 1961)).

Bei den Artenzahlen dieser Einheiten kam es nach der Waldrandgestaltung tatsächlich zu deutlichen Veränderungen (vgl. hierzu auch Anhang 2):

So nimmt die Zahl der Charakterarten der *Artemisietea vulgaris* (Lohmeyer, Preisling et R. tx. 1947) und der *Galio-Urticetea* (Passarge 1969) auf sämtlichen Modellflächen und Abschnitten insbesondere in den ersten beiden Jahren nach dem Einschlag

deutlich zu (vgl. Tab. 1 (grün unterlegte Spalten) bzw. Abb. 13 bis 20). Dies gilt für alle Expositionen gleichermaßen - darüber hinaus sowohl für basenarmes (Nierenberg) als auch für basenreiches (übrige Flächen) Ausgangssubstrat. Besonders stark nimmt deren Artenzahl am Bielenberg Süd sowie am Selsberge (Abschnitt 1) zu, wo sich die Zahl der Artemisietea-Arten mit einer Zunahme von 2 auf 16 verachtfacht (vgl. Abb 14) bzw. von 6 auf 22 nahezu vervierfacht (vgl. Abb 16). Deutliche Zunahmen sind vor allem im Bereich ehemaliger Nadelgehölz-Bestände zu beobachten, wo der organische Auflagehorizont (Nadelstreu) nach dem Einschlag mineralisiert wird und durch die vormals starke Beschattung eine Krautschicht kaum entwickelt ist. Die „Startbedingungen“ sind damit für alle Arten bzw. sich potenziell entwickelnden Vegetationsbestände ähnlich, so dass sich in kurzer Zeit ausgedehnte Bestände stickstoffliebender Pflanzenarten etablieren können.

Es erhöht sich, wenn auch in deutlich geringerem Maße, auf fast allen Flächen die Zahl der Charakterarten der *Epilobietea angustifolii* (R. Tx. et Prsg. ex v. Rochow 1951), wenn auch in deutlich geringerem Maße (vgl. Tab. 1, rosa unterlegte Spalten). Die Erhöhung findet hier mit einer mittleren Zunahme der Artenzahl um 64 % vor allem direkt im ersten Jahr nach dem Einschlag statt - eine zu erwartende Entwicklung, da die entsprechenden Arten einen ausgeprägten Pioniercharakter besitzen (POTT 1995). Lediglich auf der Modellfläche Bielenberg-Süd spielen die Schlagflur-Arten - mit Ausnahme des hier und da auflaufenden Indischen Springkrautes (*Impatiens glandulifera*) - mutmaßlich aufgrund der schlechten Wasserversorgung (klüftiger Muschelkalk, Südexposition), kaum eine Rolle.

Laut DIERSCHKE (1988) dürfte dieses Pionierstadium mit Dominanz lichtliebender Kräuter typischerweise etwa 4-5 Jahre andauern, bevor sich innerhalb weiterer 3-4 Jahre kaum durchdringliche *Rubus*-Gestrüppe oder andere Gebüschformationen der *Rhamno-Prunetea* (Rivas-Goday et Borja 1961) etablieren und die *Epilobietea angustifolii*-Arten damit zurückgehen.

In den Vegetationsperioden 2010 und 2011 deuten sich derartige Tendenzen bereits an. Eine gewisse Abflachung der Kurve (Erhöhung der mittleren Artenzahl der nitrophytischen Krautfluren von 2007 nach 2008 um 70 %, von 2008 nach 2009 um 30%, von 2009 nach 2011 nur noch um 11%) ist deutlich erkennbar.

Innerhalb der Gebüsche dürften sich im weiteren Sukzessionsverlauf zahlreiche Bäume ansiedeln, die die Strauchschicht rasch ausdunkeln.

Die Sukzession läuft laut DIERSCHKE (ebenda) typischerweise umso langsamer, je nährstoffärmer und je trockener der Standort ist.

Insbesondere an den in trockenwarmer Südost- bis Südwesthanglage befindlichen Modellflächen Bielenberg-Süd und Selsberge ist daher unter Umständen von einer etwas verzögerten Entwicklung auszugehen, so dass hier die skizzierte Entwicklung erst nach Ende des Förderzeitraumes sichtbar werden dürfte. So lassen sich im Bereich der Modellfläche Selsberge tatsächlich einige der für die anderen

Modellflächen typischen Entwicklungen der Artenzahlen bislang noch nicht beobachten.

Im Bereich der südwestexponierten Modellflächen auf Kalk, namentlich dem Ziegenberg und den Selsbergen, erhöht sich die Zahl der Magerrasenarten und der eng an diese gebundenen Arten der trockenwarmen Säume (vgl. Tab. 1, gelb unterlegte Spalten). So verdreifacht sich die Zahl dieser Arten im Bereich der Modellflächen Ziegenberg (1. Abschnitt) und Wandelsberg (1. Abschnitt) nahezu (2007 = 5 bzw. 7, 2010 = 14 bzw. 19) und erhöhen sich im Bereich der Modellfläche Selsberge (1. Abschnitt) auf das 1,8-fache (2007 = 19, 2011 = 35). Grund hierfür dürfte wiederum die stärkere Belichtung und Erwärmung des Waldbodens und die damit zugunsten der Magerrasenarten verschobenen Standortverhältnisse sein.

Im Bereich der Modellfläche Bielenberg-Süd lässt sich diese Entwicklung nicht beobachten, da die entsprechenden Arten ($n = 25$) durch den grenzlinienreichen Übergang vom vorgelagerten Saum in den bereits vor dem Einschlag sehr lichten Wald bereits auf der Fläche vorhanden waren.

Infolge der zunehmenden Beschattung stagniert die aus allen Abschnitten gemittelte Zahl der licht- und wärmeliebenden Arten bereits im dritten Jahr ($n = 15,8$) um im vierten Jahr leicht abzunehmen ($n = 15,0$).

Auf den basenarmen Modellflächen Steinberg und Nierenberg spielen die Festuco-Brometea-Arten standortgemäß keine Rolle.

Tab. 1: Zahlen von Charakterarten ausgewählter syntaxonomischer Einheiten

Mittelwerte aller Modellflächen außer Steinberg (Referenzfläche)						
		Null- aufnahme	1. Jahr	2. Jahr	3. Jahr	4. Jahr
Arten der Artemisietea vulgaris (*1) und der Galio-Urticetea (*2)	Xmin	1	5	8	7	8
	X	7,52	10,69	15,29	15,71	16,17
	Xmax	9	17	20	22	20
Arten der Festuco-Brometea (*3) und des Trifolion medii (*4)	Xmin	0	0	2	3	2
	X	9,19	11,29	13,79	13,79	12,83
	Xmax	25	26	28	32	35
Arten der Epilobietea angustifolii (*5)	Xmin	1	3	3	3	4
	X	4,26	6,69	8,05	8,36	8,67
	Xmax	7	12	12	12	10

*1): Lohmeyer, Preisung et R. Tüxen ex v. Rochow 1951

*2): Passarge ex Kopecky 1969

*3): Br.-Bl. et R. Tx. 1943

*4): Th. Müller 1961

*5): R.Tx. et Prsg. ex v. Rochow 1951

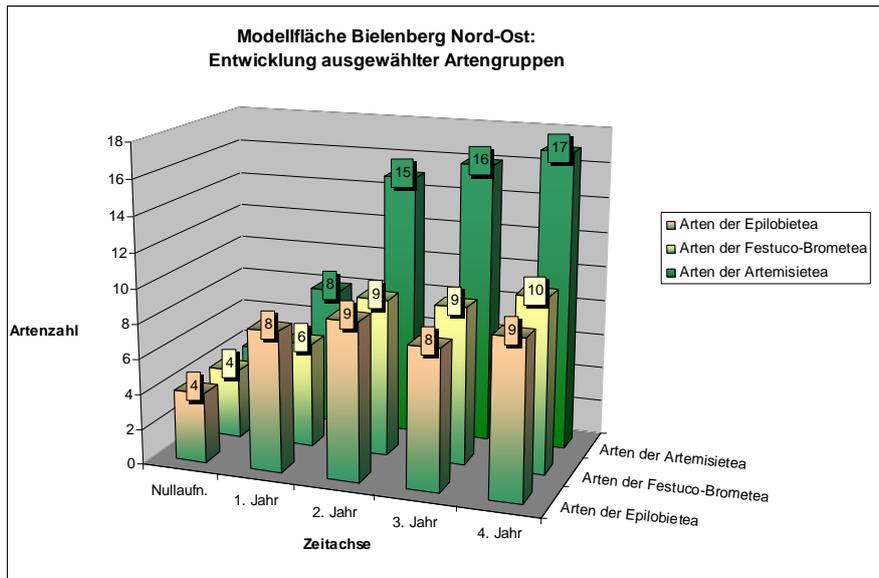


Abb. 13: Anzahl ausgewählte Charakterarten im Bereich der Modellfläche Bielenberg Nord-Ost

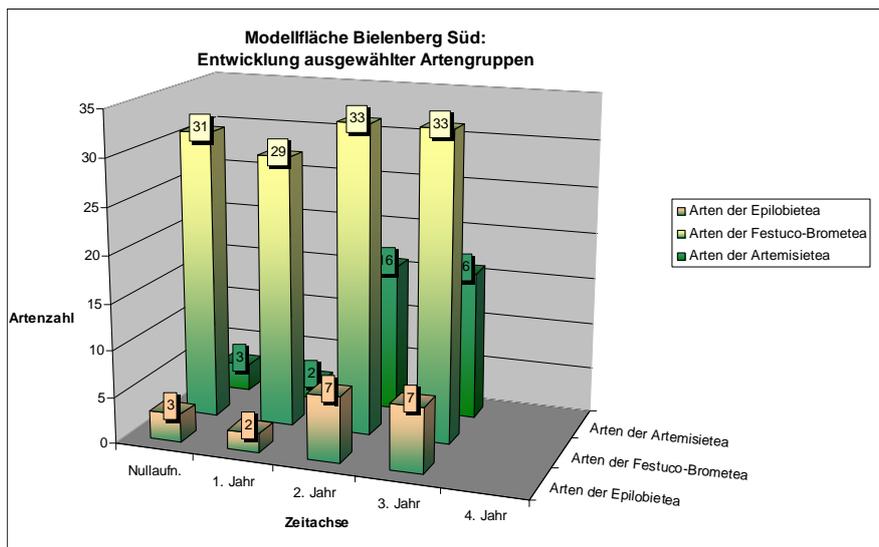


Abb. 14: Anzahl ausgewählte Charakterarten im Bereich der Modellfläche Bielenberg Süd

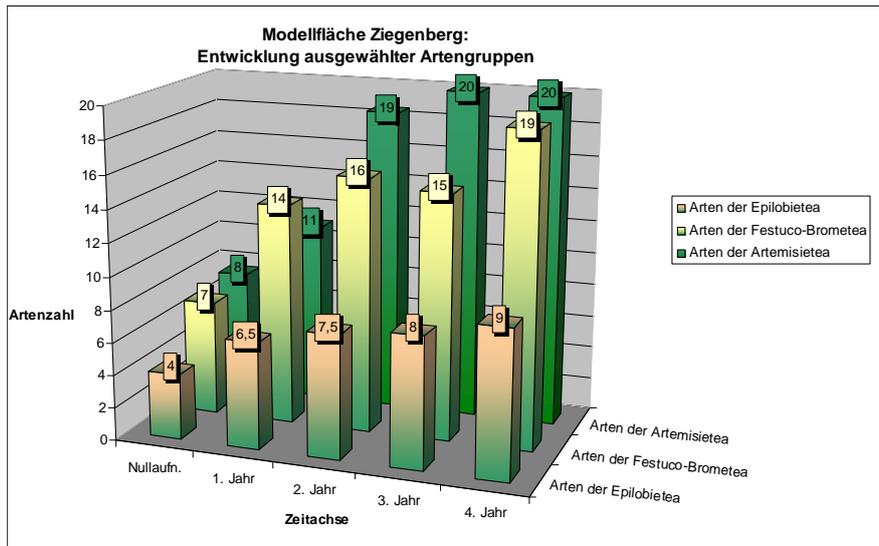


Abb. 15: Anzahl ausgewählte Charakterarten im Bereich der Modellfläche Ziegenberg

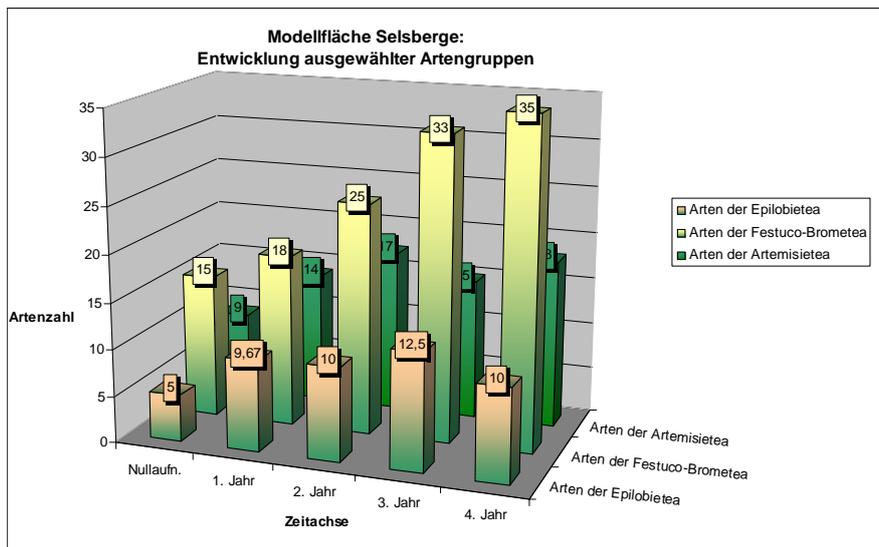


Abb. 16: Anzahl ausgewählte Charakterarten im Bereich der Modellfläche Selsberge

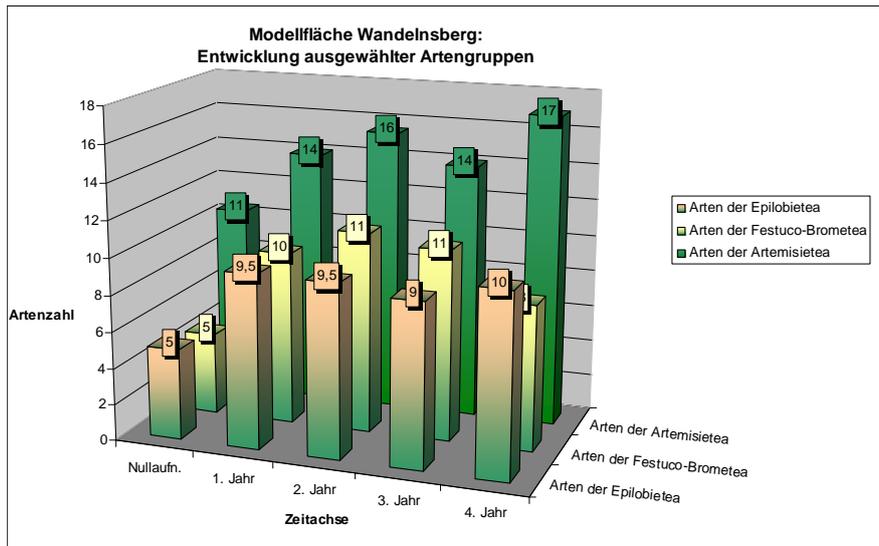


Abb. 17: Anzahl ausgewählte Charakterarten im Bereich der Modellfläche Wandelsberg

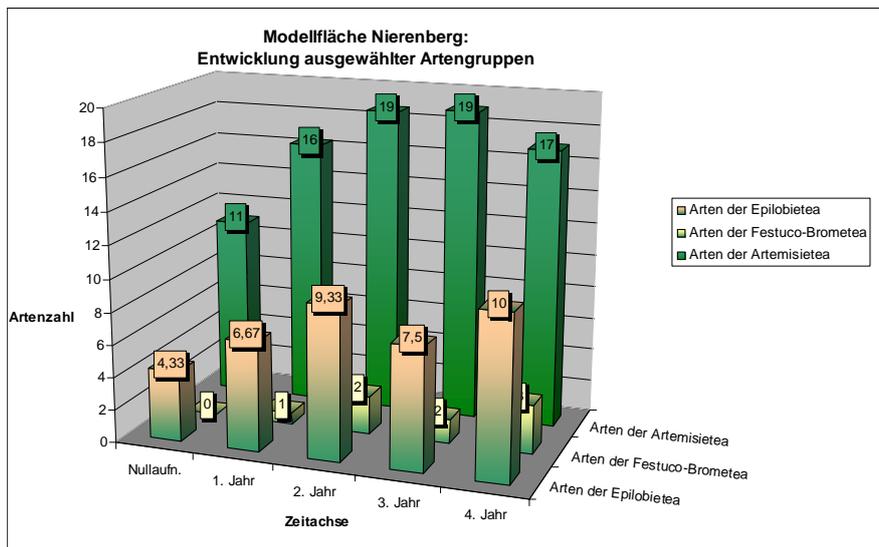


Abb. 18: Anzahl ausgewählte Charakterarten im Bereich der Modellfläche Nierenberg

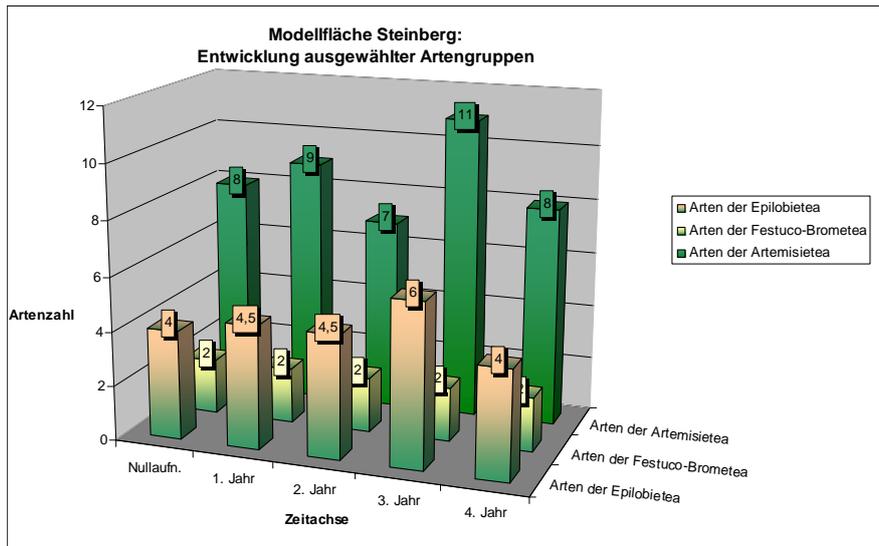


Abb. 19: Anzahl ausgewählte Charakterarten im Bereich der Modellfläche Steinberg

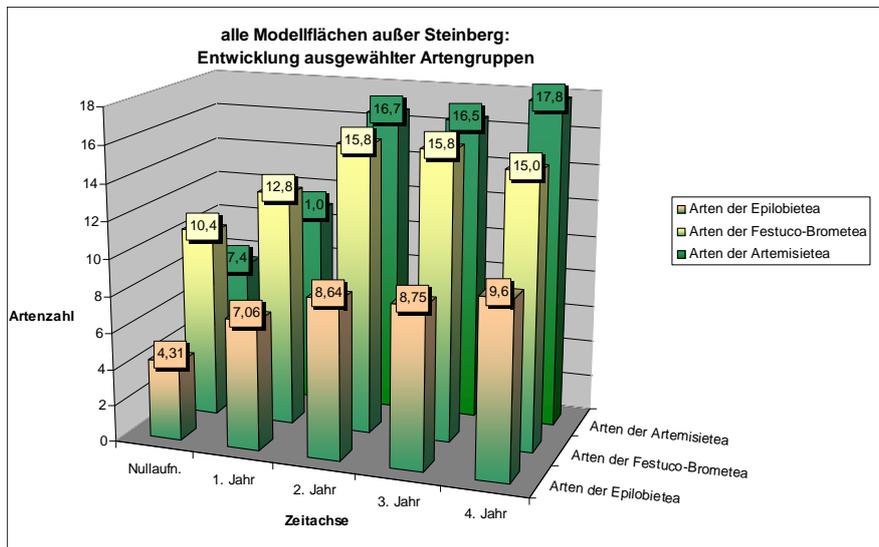


Abb. 20: Mittlere Anzahl ausgewählter Charakterarten im Bereich aller Modellflächen außer Steinberg

Fazit

Die Lichtstellung der Baum- und Krautschicht führt zu einer deutlichen Veränderung der Standortfaktoren. Hierdurch kommt es zu Verschiebungen bei den Artenzahlen verschiedener Artengruppen mit ökologisch unterschiedlichen Ansprüchen:

Die Arten der stickstoffliebenden Krautfluren profitieren deutlich von den geänderten ökologischen Bedingungen und erreichen auf dem überwiegenden Teil der Modellflächen im vierten Jahr nach der Waldrandgestaltung ihre maximale Artenzahl. Gleiches gilt für licht- und wärmeliebende Arten der Magerrasen und wärmeliebenden Säume sowie für die Pionierarten der Schlagfluren. Erstere erreichen etwa im dritten Jahr maximale Artenzahlen, letztere im dritten oder vierten Jahr. Die Artenzahlen der untersuchten Artengruppen sind am Ende des Untersuchungszeitraumes durchweg höher als vor der Waldrandgestaltung.

3.1.2.3 Gefährdete und geschützte Pflanzenarten

Als ein typischer Parameter für den naturschutzfachlichen Wert einer untersuchten Fläche kann das Vorkommen seltener gefährdeter oder geschützter Arten angesehen werden.



Abb. 21: blühender Frauenschuh im zweiten Jahr nach der Waldrandgestaltung

Diese finden sich im Bereich der Modellflächen schwerpunktmäßig auf den südexponierten Flächen mit Muschelkalk als Ausgangsgestein, d.h. im Bereich der Flächen Bielenberg-Süd, Ziegenberg und Selsberge.

Die Anzahl der gefährdeten Arten nimmt innerhalb der ersten drei Jahre auf fast allen Flächen deutlich zu (vgl. Gesamtartenlisten in Anhang 1). Im Mittel aller Flächen erhöht sich die Artenzahl im 3. Jahr nach der Waldrandgestaltung auf das 2,1 fache (vgl. Abb. 23).

Tab. 2: Anzahl gefährdeter Pflanzenarten im Bereich der einzelnen Abschnitte

	Nullaufnahme	1. Jahr	2. Jahr	3. Jahr	4. Jahr
Bielenberg Nordost 1	1	1	1	3	4
Bielenberg Nordost 2	2	4	5	3	
Bielenberg Süd	12	11	13	14	
Ziegenberg 1	7	9	10	11	12
Ziegenberg 2	7	10	7	10	
Steinberg 1	0	0	0	0	0
Steinberg 2	0	0	1		
Selsberge 1	5	7	9	14	10
Selsberge 2	5	6	6	10	
Selsberge 3	1	1	4		
Wandelsberg 1	1	2	3	5	4
Wandelsberg 2	2	4	5	3	
Nierenberg 1	1	1	1	1	1
Nierenberg 2	0	0	1	1	
Nierenberg 3	1	2	1		

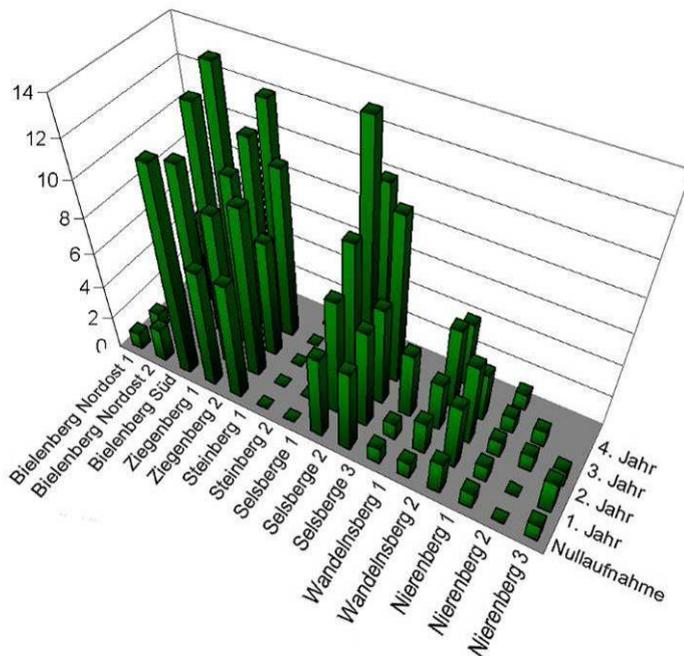


Abb. 22: Anzahl gefährdeter Pflanzenarten im Bereich der einzelnen Abschnitte

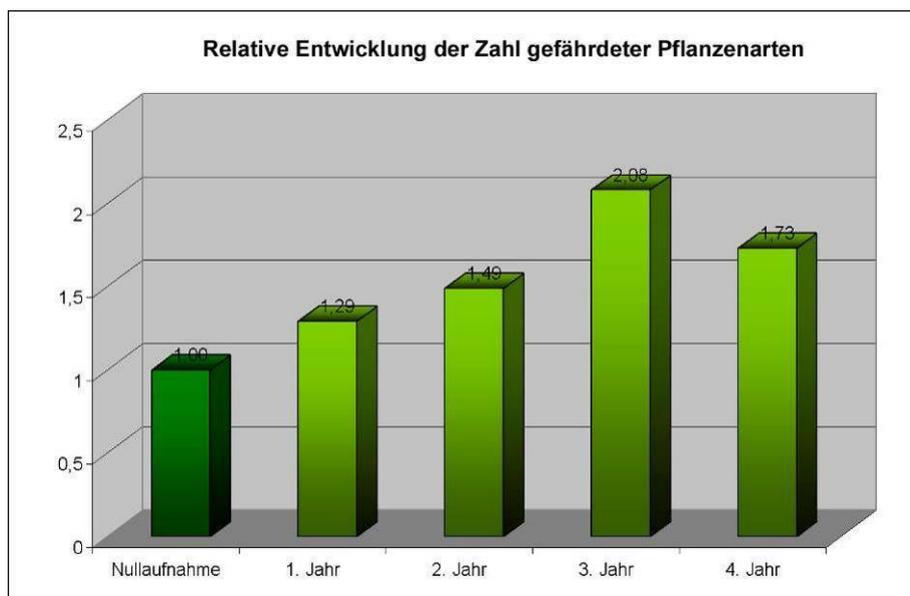


Abb. 23: Relative Zahl gefährdeter Pflanzenarten im Mittel aller Abschnitte

Besonders viele Arten kommen im Bereich der Modellfläche Selsberge, 1. Abschnitt, hinzu: Hier erhöht sich die Zahl der in den Roten Liste NRW bzw. Deutschlands (WOLFF-STRAUB et al. 1999 bzw. BFN 1996) als gefährdet geführten Arten von 5 auf 14!

Im Bereich des Bielenberges sind als besonders bemerkenswerte Arten die Braunrote Stendelwurz (*Epipactis atrorubens*), die Vogel-Nestwurz (*Neottia nidus-avis*) und die Grünliche Waldhyazinthe (*Platanthera chlorantha*) zu nennen, am Ziegenberg das Rote und das Bleiche Waldvöglein (*Cephalanthera rubra* et *C. damasonium*), das Purpur-Knabenkraut (*Orchis purpurea*), der Deutsche Ziest

(*Stachys germanica*) sowie als botanische Rarität der Roßkümmel (*Laser trilobum*), der vor der Waldrandgestaltung nur oberhalb der Modellfläche in guten Beständen vorkam.

Am Selsberge schließlich konnten neben Bleichem Waldvöglein und dem in Nordrhein-Westfalen stark gefährdeten Kreuz-Enzian (*Gentiana cruciata*) der Fransen-Enzian (*Gentianella ciliata*), die Mücken-Händelwurz (*Gymnadenia conopsea*), die Braunrote Stendelwurz (*Epipactis atrorubens*) sowie die Grünliche Waldhyazinthe (*Platanthera chlorantha*) erfasst werden. Die genannten Arten sind Charakterarten oder Begleiter des Seggen-Buchenwaldes (Carici-Fagetum (Moor 1952)) bzw. des Waldgerste-Buchenwaldes (Hordelymo-Fagetum (Kuhn 1937)), welche zweifellos von der Lichtstellung der Bestände profitieren.

Aus floristischer Sicht ein besonders plakativer Erfolg der Waldrandgestaltung ist über die allgemeine Erhöhung der Zahlen gefährdeter Arten hinaus, dass der europaweit gefährdete Frauenschuh (*Cypripedium calceolus*) auf einer der Modellflächen nach vielen Jahren des vegetativen Dahinkümmerns nach der Waldrandgestaltung mit mehreren Exemplaren regelmäßig wieder zur Blüte kommt.

Im vierten Jahr kommt es, mit großer Wahrscheinlichkeit aufgrund der Konkurrenz durch wüchsigeren Arten z.B. der Schlagfluren, auch aber infolge der Beschattung durch Gehölze, allmählich zu einem Umschwung: So gelangten einige gefährdete Arten nicht mehr zur Entwicklung, was sich in einem Rückgang der Artenzahl um 17 % im Mittel aller Flächen widerspiegelt.

Bereits 2009 und 2010 konnte im Bereich der Modellflächen Ziegenberg und Selsberge ein deutlicher Rückgang der Bestände des Bleichen Waldvögels verzeichnet werden. Grund hierfür dürfte, im Gegensatz zur oben skizzierten insgesamt äußerst positiven Entwicklung, die stärkere Belichtung des Waldbodens nach dem Einschlag und die für diese ausgesprochene Schattenpflanze (Lichtzahl nach ELLENBERG = 3!) damit ungünstigen Konkurrenzbedingungen sein.

Fazit

Die Anzahl der gefährdeten Arten nimmt infolge der Waldrandgestaltung deutlich zu. Im dritten Jahr nach dem Einschlag hat sich ihre Zahl mehr als verdoppelt, um danach wieder leicht abzunehmen.

3.2 Vegetationskundliche Untersuchungen

3.2.1 Flächendeckende Erfassung der Vegetationsstruktur bzw. der Vegetationsentwicklung

3.2.1.1 Methodik

Auf allen sieben Modellflächen wurden von 2007 bis 2011 jährlich flächendeckend Vegetationseinheiten abgegrenzt. Für jede Fläche wurden aspektbildende Arten sowie der Ansprache der jeweiligen Vegetationseinheit dienende Arten (Charakterarten syntaxonomischer Einheiten unterschiedlichen Ranges) mit ihren Deckungsgraden getrennt nach Schichten (1. ggf. auch 2. Baumschicht, Strauchschicht, Krautschicht) notiert.

Die kartografische Darstellung der Vegetationseinheiten findet sich in Anhang 2. Den Karten ist eine Auflistung der Einzelflächen mit ihrer syntaxonomischen Ansprache sowie die entsprechenden Artmächtigkeitslisten beigelegt. Für zukünftige Untersuchungen oder statistische Auswertungen steht hierdurch die vollständige erhobene Datenbasis zur Verfügung.

In der Karte farblich unterschieden wurden die folgenden syntaxonomischen Einheiten (gemäß POTT, 1995) bzw. Formationen:

- Bestände aus Arten der *Artemisietea vulgaris* (Lohmeyer, Preising et R. tx. 1947) und *Galio-Urticetea* (Passarge 1969)
- Bestände aus Arten des *Mesobromion* (W. Koch 1926) und der *Origanetalia vulgaris* (Th. Müller 1961)
- grasreiche Bestände aus Arten der anthropo-zoogenen Rasen
- Schlagfluren der *Epilobietea angustifolii* (R. Tx. et Prsg. ex v. Rochow 1951)
- Bestände aus Arten der *Rhamno-Prunetea* (Rivas-Goday et Borja 1961)
- Gehölzaufwuchs vorwiegend aus Zielarten
- Gehölzaufwuchs vorwiegend aus konkurrierenden Arten
- Bestände aus Arten des *Galio odorati-Fagetum* (Sougnéz et Thill 1959)
- Nadelgehölzbestände

Die gewählte Unterteilung der Einheiten ermöglicht es, die Entwicklungsrichtung der Flächen im Laufe der Sukzession bzw. Wiederbewaldung abschätzen zu können. So stehen die Bestände aus Arten der Nitrophilen Saum- und Verlichtungsgesellschaften (*Artemisietea vulgaris* (Lohmeyer, Preising et R. tx. 1947) et *Galio-Urticetea* (Passarge 1969)) - hier v.a. Bestände aus den *Lamio-Chenopodietalia boni-henrici* (Kopecky 1969), darüber hinaus die *Impatiens glandulifera*-Gesellschaft, welche den *Convolvuletalia sepium* (R. Tx. 1950)) zuzurechnen ist - für ein hohes Stickstoffdargebot bzw. eine hohe Nährstoffbereitstellung infolge der stärkeren Belichtung und Erwärmung des ehemals beschatteten Waldbodens.

Die Bestände aus Arten der Trespen-Halbtrockenrasen (*Mesobromion* (W. Koch 1926)) und die eng an diese gebundenen trockenen Saumgesellschaften der *Origanetalia vulgaris* (Th. Müller 1961) zeigen die Entwicklung hin zu Beständen

licht- und wärmeliebender Arten auf Waldgerste- und Seggen-Buchenwald-Standorten an. Dies gilt vor allem für die südexponierten Hänge auf Muschelkalk im Bereich der Modellflächen Bielenberg-Süd, Ziegenberg und Selsberge.

Schlagfluren und Vorwaldstadien der *Epilobietea angustifolii* (R. Tx. et Prsg. ex v. Rochow 1951) sowie Gebüsche der *Rhamno-Prunetea* (Rivas-Goday et Borja 1961) lassen auf einen entsprechend fortgeschrittenen Sukzessionsgrad bei der Wiederbewaldung schließen, während die Unterteilung der sich etablierenden Gehölgemeinschaften in Bestände vorwiegend aus Zielarten oder aber konkurrierenden Arten - letztere unterteilt nach Nadel- und Laubholzbestockung - den Grad an Zielkonformität erkennen lassen.

3.2.1.2 Ergebnisse

3.2.1.2.1 Entwicklung der Vegetation

Insgesamt vollzieht sich auf den Modellflächen im Wesentlichen eine gleichgerichtete Entwicklung (vgl. hierzu die Vegetationskarten in Anhang 3):

Nach dem Auf-den-Stock-Setzen entwickelt sich zunächst eine hohe Diversität verschiedenster Vegetationseinheiten:

In einem kleinräumigen Mosaik wechseln sich Schlagfluren, stickstoffliebende Krautfluren, auf trockenwarmen flachgründigen Standorten auch halbtrockenrasenähnliche Bestände ab.

Mit zunehmender Vegetationsentwicklung erfolgt eine Homogenisierung der Vegetationseinheiten. So erlöschen konkurrenzschwache Pflanzenbestände und es kommt zu einer Zunahme von Vorwaldstadien und Haselgebüschen. Kurze Zeit später entwickeln sich erste mit ausschlagkräftigen Waldbäumen bestockte Bereiche.

Die Modellfläche Steinberg stellt eine „Referenzfläche“ dar:

Aufgrund einer hier erfolgten vergleichsweise behutsamen Auflichtung (mit Ausnahme der südlichen Teilfläche erfolgte der Einschlag nur in kleinen Bereichen durch Selbstwerber) ergeben sich hier nur vergleichsweise geringe Veränderungen von Flora und Vegetation.

Allerdings etablieren sich auch hier in Verlichtungsbereichen kleinflächig Schlagfluren und Brombeergestrüpe.

Die Flächen mit und ohne Schlagabraum weisen auf allen sieben Modellflächen sowohl vom Arteninventar, als auch von den Deckungsgraden der Arten her nur geringe, keinesfalls aber gleichgerichtete signifikante Unterschiede auf. Eindeutig unterscheiden lassen sie sich bereits im ersten Jahr nach der Waldrandgestaltung lediglich über den auf der Fläche verbliebenen oder aber abgeräumten Schlagabraum selbst.

3.2.1.2.2 Diversität der Vegetationseinheiten

Neben einer großen Artenvielfalt stellt auch eine Vielfalt unterschiedlicher Habitate und Strukturen in kleinräumigem Wechsel aus naturschutzfachlicher Sicht ein „Qualitätsmerkmal“ dar. Letztendlich dürfte ein abwechslungsreiches Mosaik unterschiedlicher Lebensraumtypen auch eine große Fülle an Tier- und Pflanzenarten bedingen.

Um die Diversität der Flächen zu einem gegebenen Entwicklungsstand quantifizieren zu können, wurden die auskartierten Flächen pro Abschnitt ausgezählt und über die Zeitachse miteinander in Beziehung gesetzt:

Bei sämtlichen Flächen liegt im ersten oder im zweiten Jahr nach dem Einschlag das abwechslungsreichste Mosaik vor (vgl. Tab. 3). Im Mittel aller Flächen verachtfacht sich die Anzahl unterschiedlicher Vegetationseinheiten im zweiten Jahr gegenüber dem Ausgangszustand (vgl. Abb. 25).

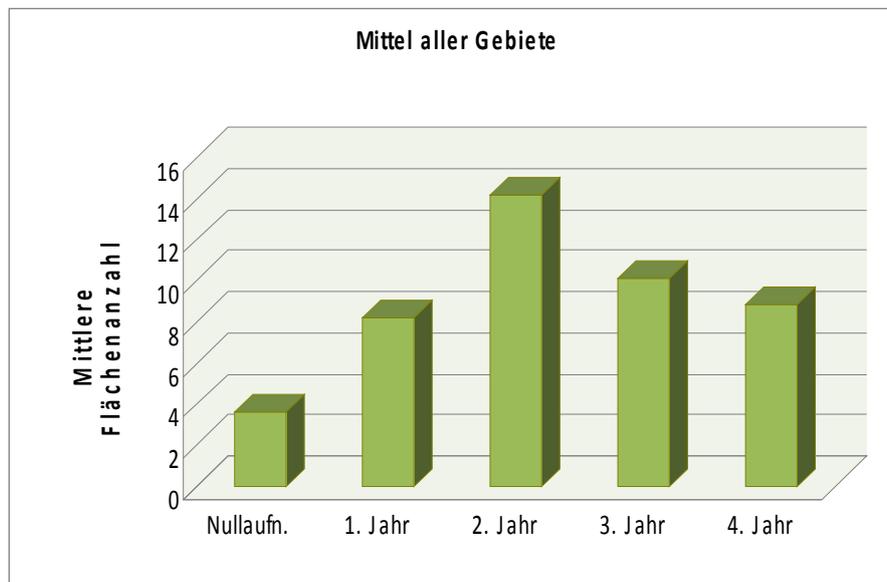
Der Grenzlinienreichtum insgesamt dürfte noch deutlich höher sein, da „gleichförmig heterogene Bestände“ in den ersten Jahren nach der Waldrandgestaltung augenfällig häufiger vorkommen, diese bei der Kartierung aber nur als eine Einheit erfasst worden sind.

Im dritten und vierten Jahr nimmt die durchschnittliche Zahl der Vegetationseinheiten kontinuierlich auf 71 % bzw. nur noch 62 % des Maximalwertes ab. Dennoch beträgt die Zahl der Vegetationseinheiten auch im vierten Jahr immerhin noch das Fünffache des Ausgangswertes.

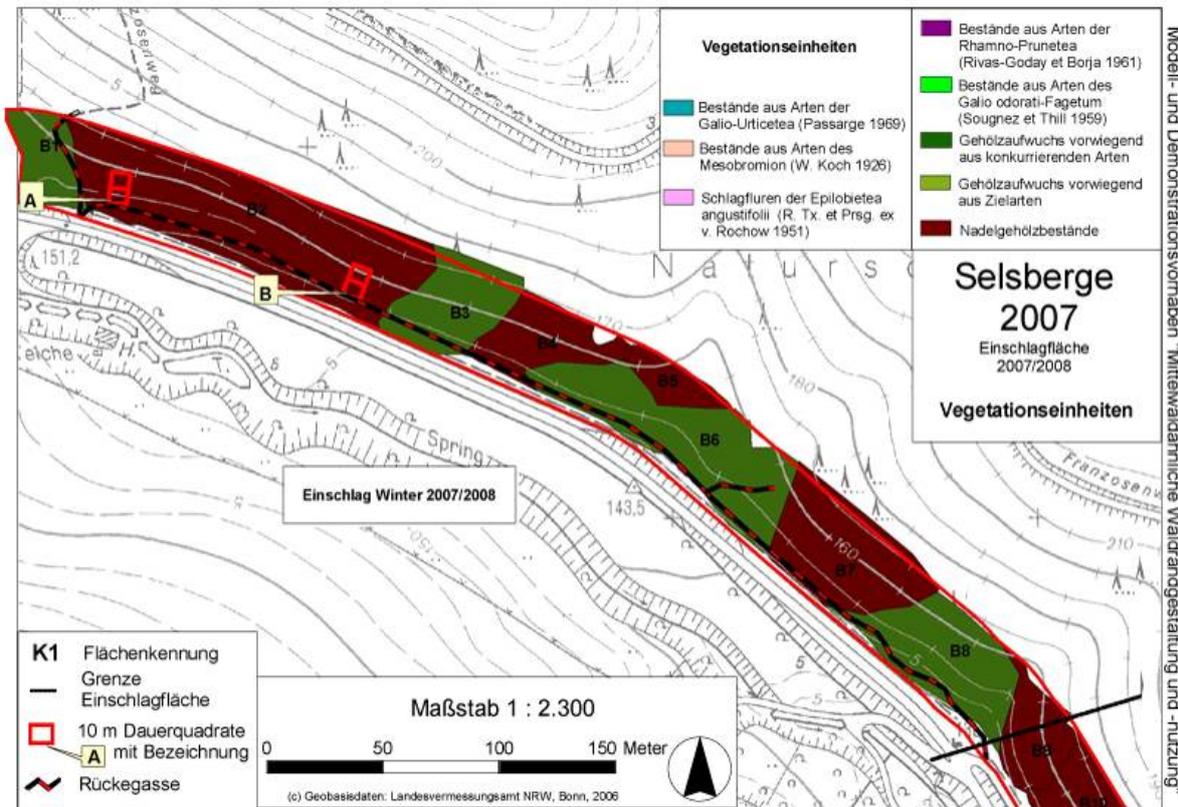
Die absoluten Zahlen der Vegetationseinheiten pro Abschnitt lassen sich mit anderen Abschnitten nur bedingt vergleichen, da ein direkter Vergleich eine einheitliche Flächengröße der Modellflächen voraussetzen würde. Angesichts der generellen Kleinflächigkeit der Abschnitte und der nicht zu vernachlässigen Randeffekte wurde im vorliegenden Bericht auf die Reduktion der Zahlen auf eine normierte Flächengröße verzichtet.

Tab. 3: Anzahl der auskartierten Vegetationseinheiten pro Abschnitt

	vor Einschlag	1. Jahr nach Einschlag	2. Jahr nach Einschlag	3. Jahr nach Einschlag	4. Jahr nach Einschlag
Bielenberg NO, Einschlag 2007/2008	6	6	10	6	6
Bielenberg NO, Einschlag 2008/2009	1	16	1	2	x
Bielenberg Süd, Einschlag 2007/2008	4	4	15	12	5
Ziegenberg, Einschlag 2007/2008	2	x	23	15	5
Ziegenberg, Einschlag 2008/2009	1	15	9	7	x
Selsberge, Einschlag 2007/2008	9	10	37	14	13
Selsberge, Einschlag 2008/2009	3	8	8	8	x
Selsberge, Einschlag 2009/2010	2	6	8	x	x
Wandelnsberg, Einschlag 2007/2008	2	x	20	24	17
Wandelnsberg, Einschlag 2008/2009	2	10	9	9	x
Nierenberg, Einschlag 2007/2008	2	x	26	6	7
Nierenberg, Einschlag 2008/2009	1	1	13	8	x
Nierenberg, Einschlag 2009/2010	1	6	6	x	x
Gesamtzahl der Flächen	17	82	185	111	53
Mittelwert der Flächen pro Abschnitt	1,7	8,2	14,23	10,099	8,83

**Abb. 25:** mittlere Anzahl der Vegetationseinheiten pro Abschnitt

Am Beispiel ausgewählter Abschnitte der Modellflächen Wandelnsberg, Selsberge und Nierenberg sollen im Folgenden typische Entwicklungen vorgestellt werden (die jährlich erstellten Vegetationskarten aller sieben Modellflächen finden sich in Anhang 3).

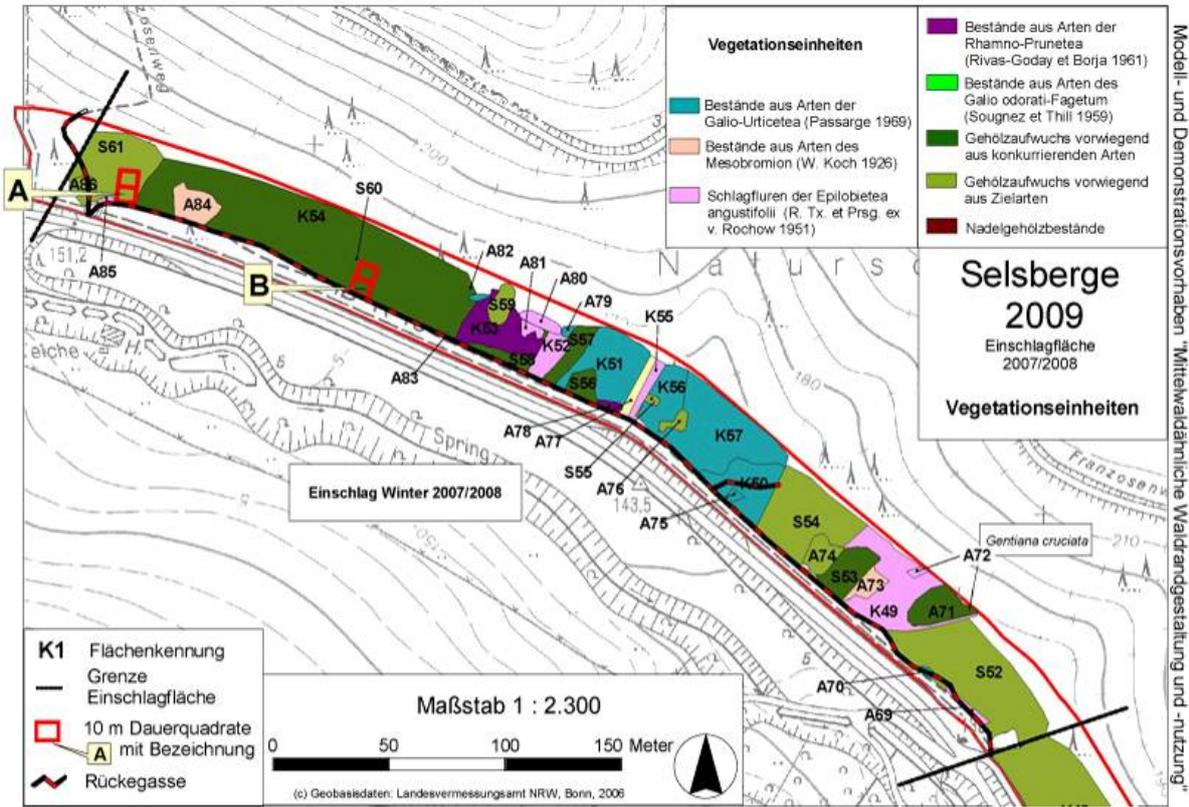


Karte 1: Vegetationseinheiten im Bereich der Modellfläche Selsberge vor der Waldrandgestaltung

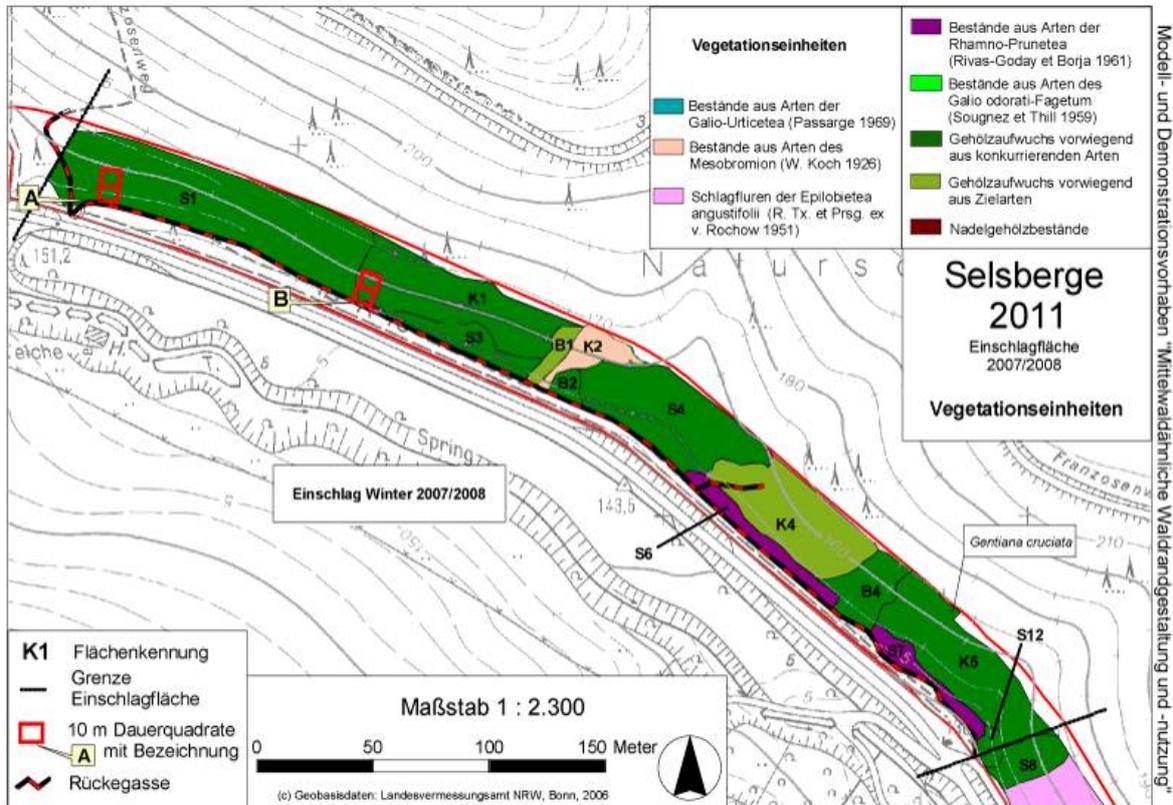
Im Bereich des ersten Abschnittes der südexponierten Modellfläche Selsberge (vgl. Karten 1 bis 3) stockt vor der Waldrandgestaltung ein großflächiges aus insgesamt neun Kartiereinheiten bestehendes Mosaik relativ monotoner Fichten- Kiefern- und Eschenbestände jeweils einer Altersklasse. Die laubholzbestockten Flächen finden sich dabei eher im Bereich der tiefgründigeren Rinnenlagen, die Nadelgehölze im Bereich der konvexen Hangbereiche.

Bereits im zweiten Jahr nach dem Einschlag hat sich auf der Fläche ein deutlich lebhafteres Mosaik unterschiedlicher Vegetationseinheiten gebildet: Aus Stockausschlägen hervorgegangene gehölzdominierte Flächen wechseln sich mit strauchigen Gehölzbeständen sowie in Rinnenlage auch mit stickstoffliebenden Krautfluren ab. Die Anzahl der abgegrenzten Vegetationseinheiten beträgt 37, was einer Vervielfachung gegenüber dem Ausgangszustand entspricht.

Wiederum zwei Jahre später präsentiert sich die Fläche mit nurmehr 13 Vegetationseinheiten wieder deutlich homogener, wobei vor allem Eschen-, Bergahorn- und Haselbestände aspektbildend sind. Hauptsächlich aus Zielarten aufgebaute Bestände finden sich dabei eher im Bereich trockener Kuppenlagen. Hier haben sich kleinflächig auch gehölzarme oder -freie Bestände aus Arten der Magerrasen und der mageren Säume halten können.



Karte 2: Vegetationseinheiten im Bereich der Modellfläche Selsberge zwei Jahre nach der Waldrandgestaltung

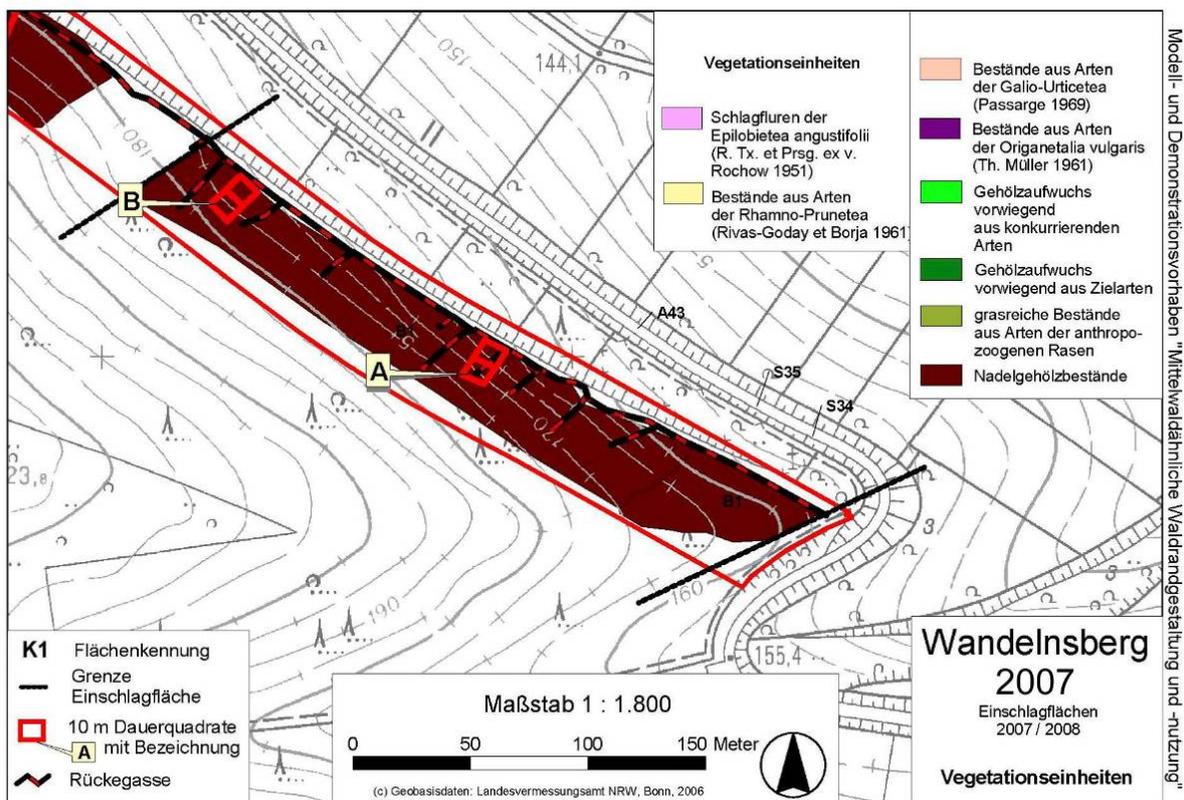


Karte 3: Vegetationseinheiten im Bereich der Modellfläche Selsberge vier Jahre nach der Waldrandgestaltung

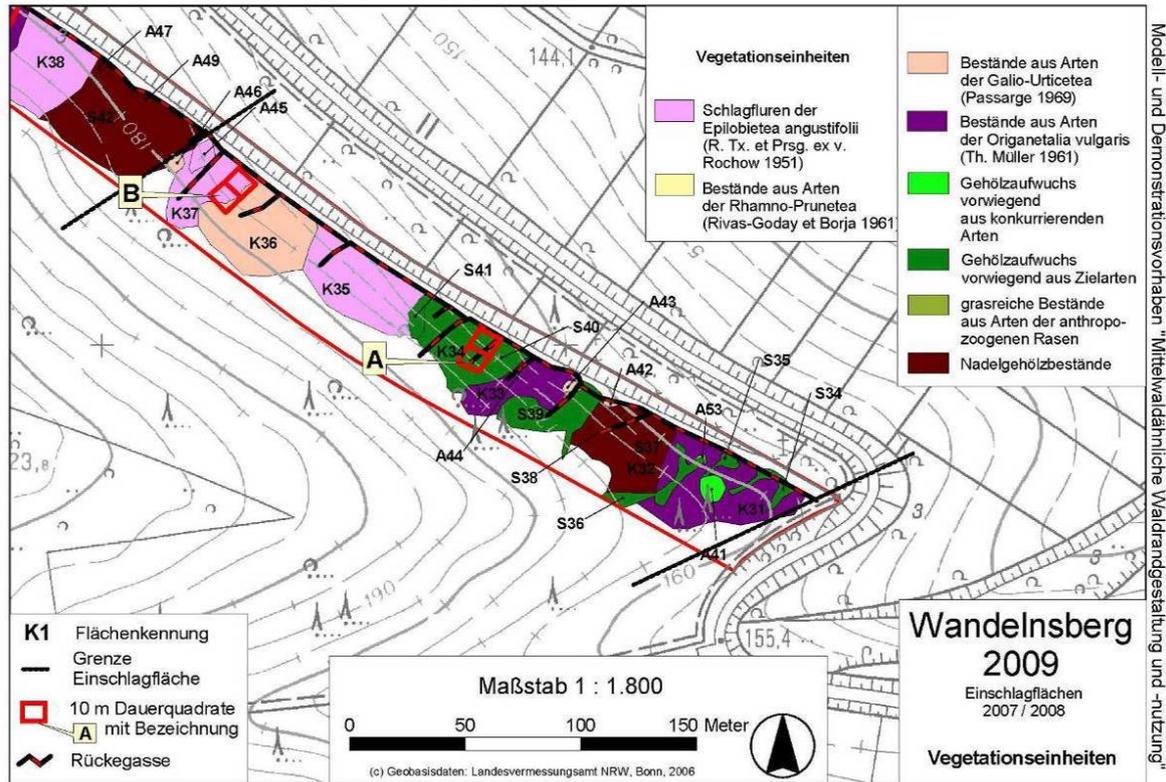
Im Bereich der nordostexponierten Modellfläche Wandelnsberg (vgl. Karten 4 bis 6) stockt vor der Waldrandgestaltung ein strukturarmer nahezu reiner Fichtenbestand mit weitgehend fehlender Krautschicht. Abgegrenzt werden konnten hier lediglich zwei Vegetationseinheiten (reiner Fichtenbestand und Fichte mit kleinflächig eingestreuten Laubgehölzen, jeweils mit nahezu fehlender Krautschicht).

Zwei Jahre nach dem Einschlag findet sich auf der Fläche ein äußerst lebhaftes Mosaik aus Schlagfluren, stickstoffliebenden Krautfluren, trockenen Staudengesellschaften und aus Stockausschlägen hervorgegangenen gehölzdominierten Beständen. Die Anzahl der Vegetationseinheiten liegt bei 20.

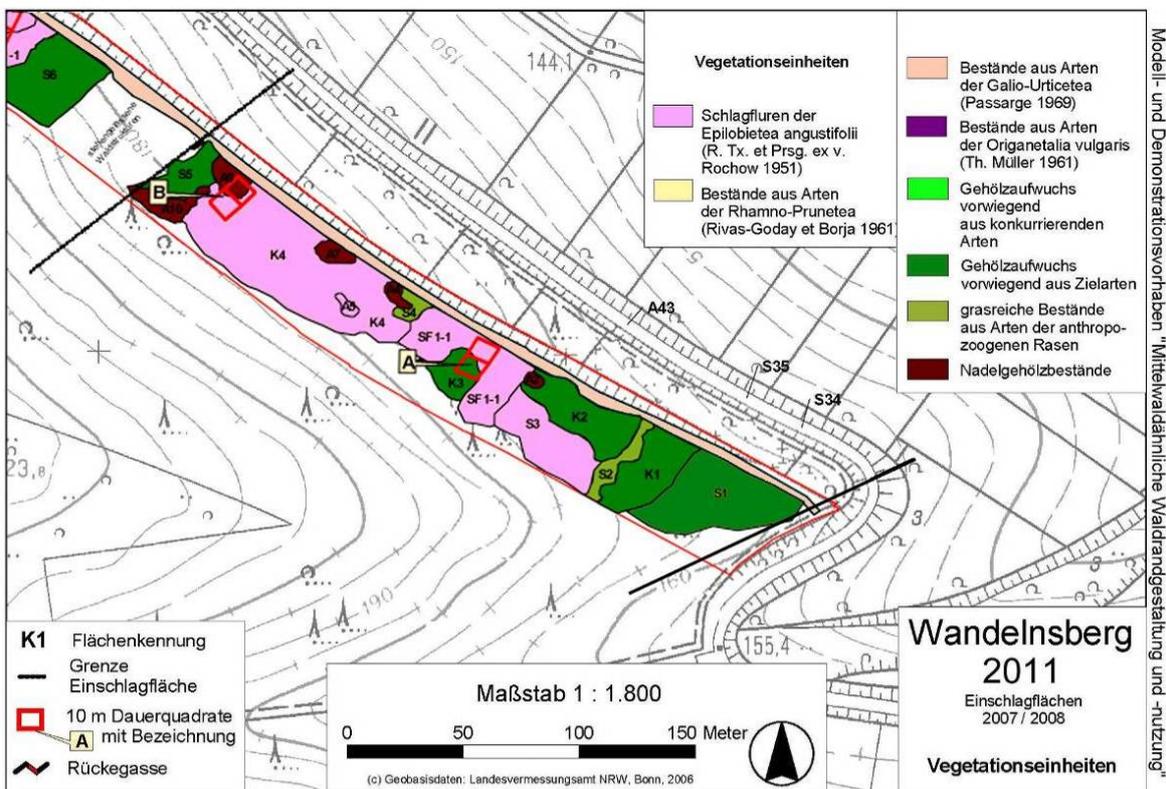
Zwei Jahre später nimmt die Anzahl der Vegetationseinheiten leicht auf nur noch 17 größere Bestände ab, wobei sich auf den ehemals reinen Fichten-Beständen vornehmlich Schlagfluren etabliert haben, welche sich mit hauptsächlich aus Stockausschlägen hervorgegangenen Gehölzbeständen abwechseln.



Karte 4: Vegetationseinheiten im Bereich der Modellfläche Wandelnsberg vor der Waldrandgestaltung



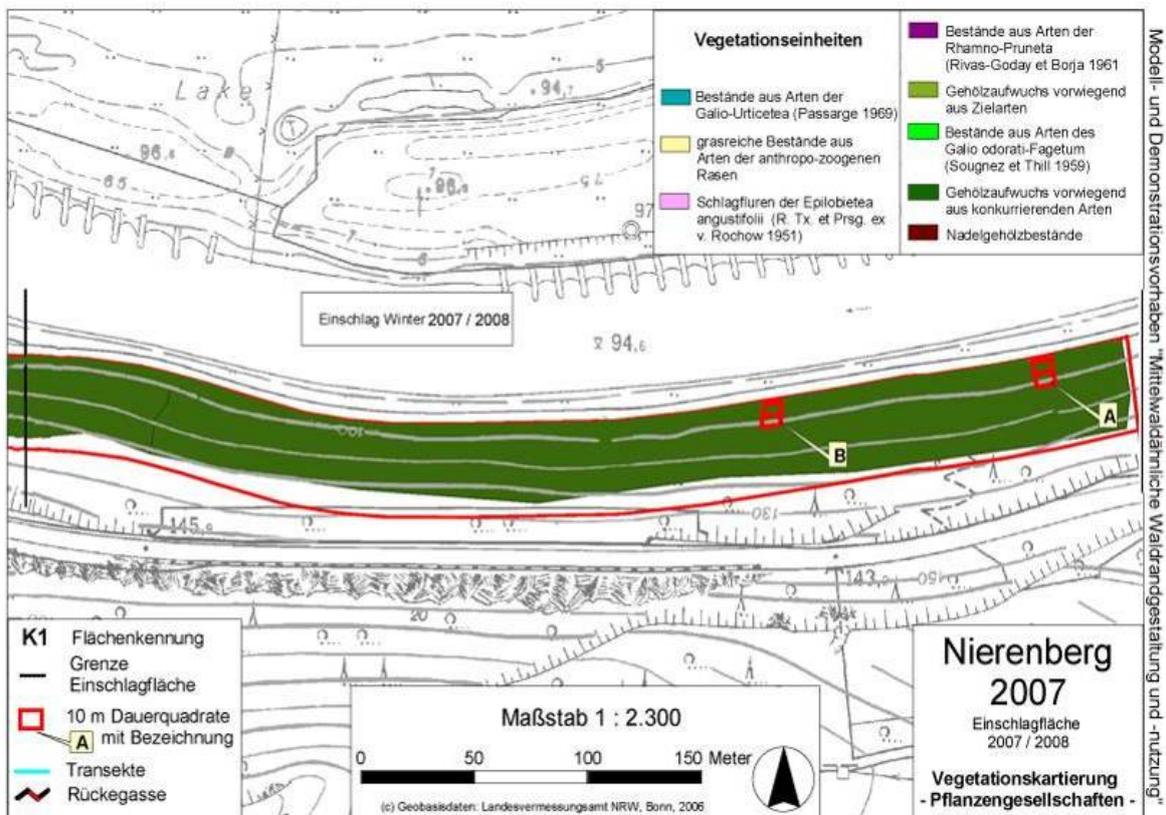
Karte 5: Vegetationseinheiten im Bereich der Modellfläche Wandelsberg zwei Jahre nach der Waldrandgestaltung



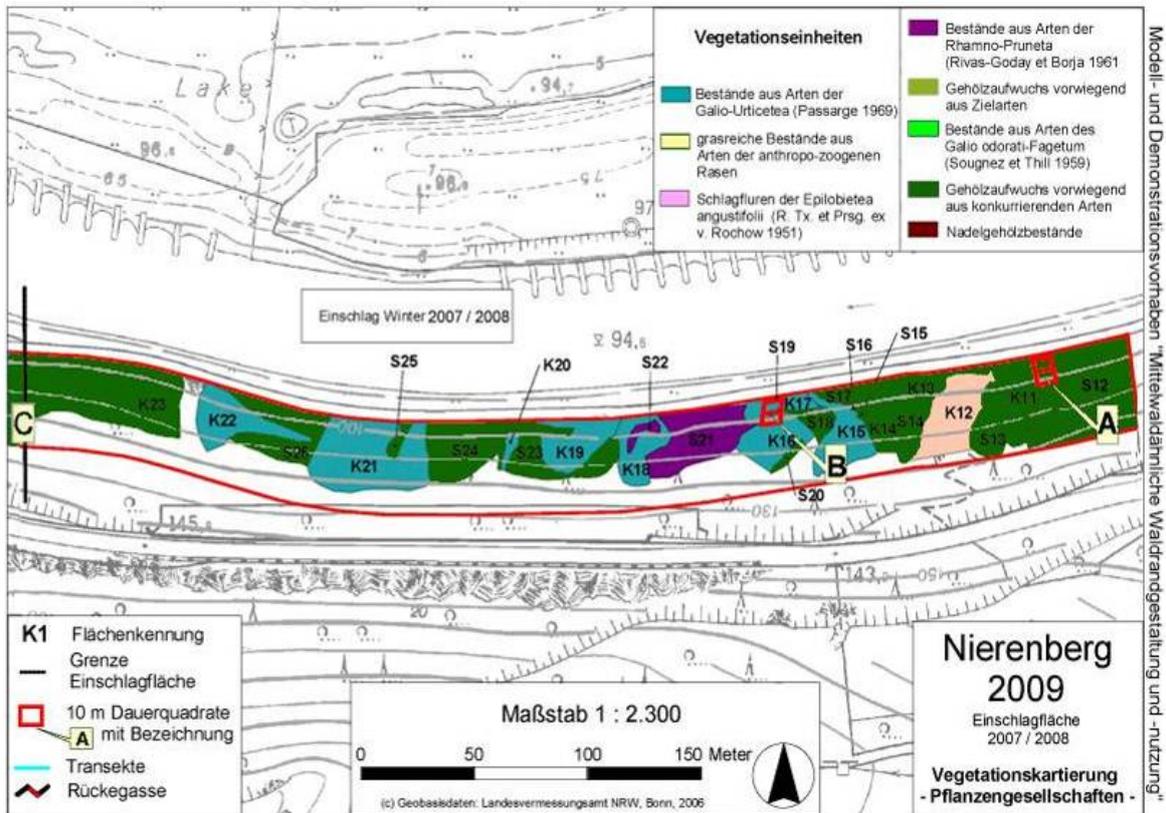
Karte 6: Vegetationseinheiten im Bereich der Modellfläche Wandelsberg vier Jahre nach der Waldrandgestaltung

Ein ähnliches Bild vermittelt die Modellfläche Nierenberg (vgl. Karten 7 bis 9): Hier stockten vor der Waldrandgestaltung zwei Bestände vorwiegend aus Laubgehölzen unterschiedlicher Artenzusammensetzung.

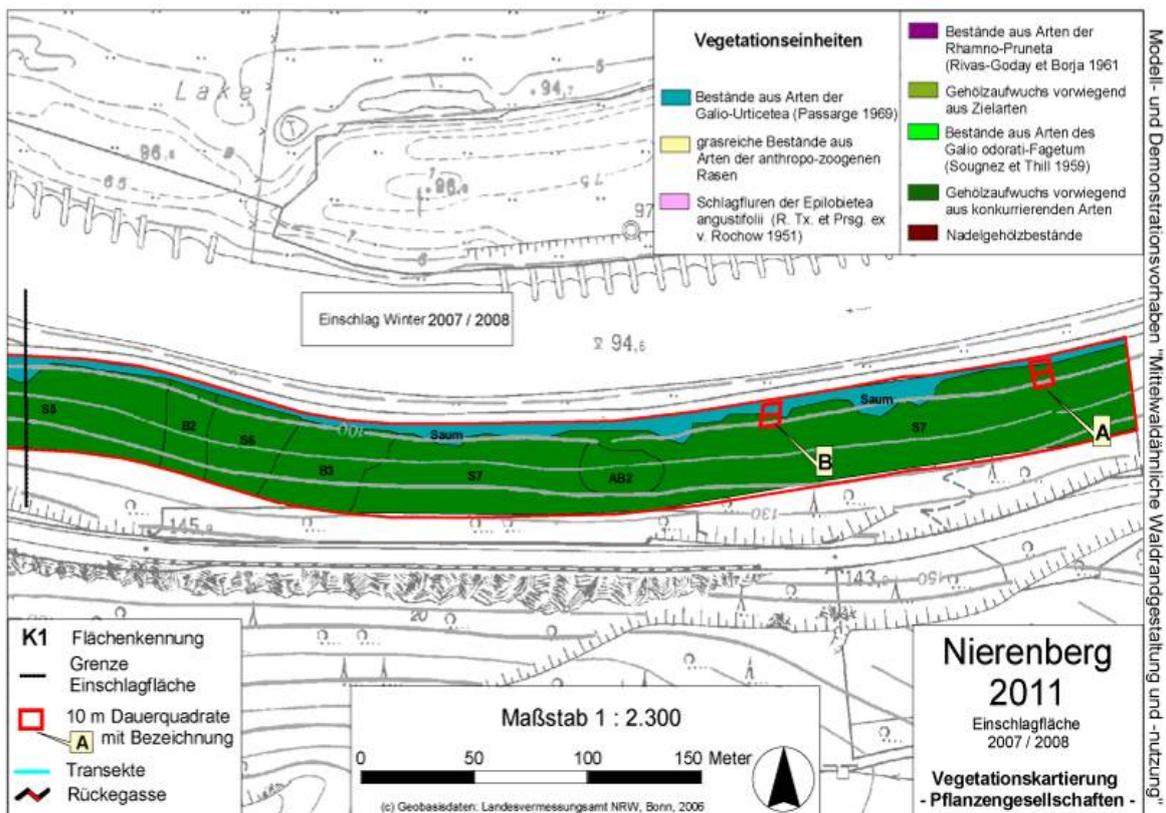
Zwei Jahre nach dem Einschlag hatte sich auf der Fläche ein Mosaik aus insgesamt 26 Vegetationseinheiten entwickelt. Stickstoffliebende Krautfluren wechseln sich mit überwiegend aus Stockausschlägen hervorgegangenem Eschen- und Bergahorn-Jungwuchs ab. Wiederum zwei Jahre später konnten auf der Modellfläche nurmehr sieben Gehölzbestände, ergänzt durch einen vorgelagerten Saum aus stickstoffliebenden Arten erfasst werden.



Karte 7: Vegetationseinheiten im Bereich der Modellfläche Nierenberg vor der Waldrandgestaltung



Karte 8: Vegetationseinheiten im Bereich der Modellfläche Nierenberg zwei Jahre nach der Waldrandgestaltung



Karte 9: Vegetationseinheiten im Bereich der Modellfläche Nierenberg vier Jahre nach der Waldrandgestaltung

Auch für die hier nicht dargestellten Flächen ergibt sich, wie Abb. 25 zeigt, eine ähnliche Entwicklung, welche weitgehend unabhängig von Vorbestockung, Exposition und Geologie ist.

Fazit

Der Strukturreichtum der gestalteten Waldränder ist insbesondere in den ersten beiden Jahren nach dem Einschlag deutlich höher als vorher. Die Anzahl der Vegetationseinheiten im jeweiligen Abschnitt als ein Parameter für die Diversität an Habitaten, erhöht sich im zweiten Jahr auf das achtfache um im dritten und vierten Jahr wieder abzunehmen.

3.2.2 Anlage und Auswertung von Dauerbeobachtungsflächen

3.2.2.1 Methodik

Auf den Modellflächen sind vor dem Einschlag jeweils zwei mit Hartholzpflöcken und Permanentmagneten dauerhaft vermarkte und mittels GPS eingemessene Dauerbeobachtungsflächen mit einer Flächengröße von 20 x 10 m angelegt worden (je Einschlagperiode eine Fläche mit und eine Fläche ohne Schlagabraum). Diese wurden als Nullaufnahme erstmals 2007, danach jährlich wiederholend getrennt nach Baum-, Strauch- und Krautschicht entsprechend der von LONDO (1975) eingeführten, differenzierten Schätzskala aufgenommen. Der LONDO'schen Methode wurde gegenüber dem klassischen Verfahren nach BRAUN-BLANQUET (1964) der Vorzug gegeben, da sie subtile Veränderungen in der Deckung differenzierter wiedergibt als die lediglich fünfstufige - seinerzeit zunächst vornehmlich für die Erfassung von Grünlandbeständen aufgestellte - BRAUN-BLANQUET-Skala.

2009 sind die Dauerbeobachtungsflächen in jeweils zwei 10 x 10 m große Teilflächen unterteilt worden, um die Stichprobe für statistische Auswertungen zu erhöhen. 2010 und 2011 wurde dieses Verfahren beibehalten.

Insgesamt wurden 58 Dauerbeobachtungsflächen angelegt und untersucht.

Zum Zeitpunkt der Aufnahme wurde jede Dauerbeobachtungsfläche quer zum Hang fotografisch dokumentiert (vgl. Anhang 6 auf beiliegender CD).



Abb. 26: Dauerbeobachtungsfläche im Bereich der Modellfläche Wandelnsberg während der Aufnahme

3.2.2.2 Ergebnisse

(Die Tabelle der Vegetationsaufnahmen findet sich in Anhang 4, die Lage der Dauerbeobachtungsflächen ist in den Vegetationskarten (Anhang 3) verzeichnet)

Die Entwicklung der Gesamtdeckung der Krautschicht steht in einer engen Abhängigkeit zur Deckung von Strauch- und Baumschicht: So nimmt erstere nach der Reduktion des Bestockungsgrades sprunghaft zu, um im Zuge der sich wieder entwickelnden Baum- und Strauchschicht im dritten und vierten Jahr wieder abzunehmen (vgl. Abb. 27).

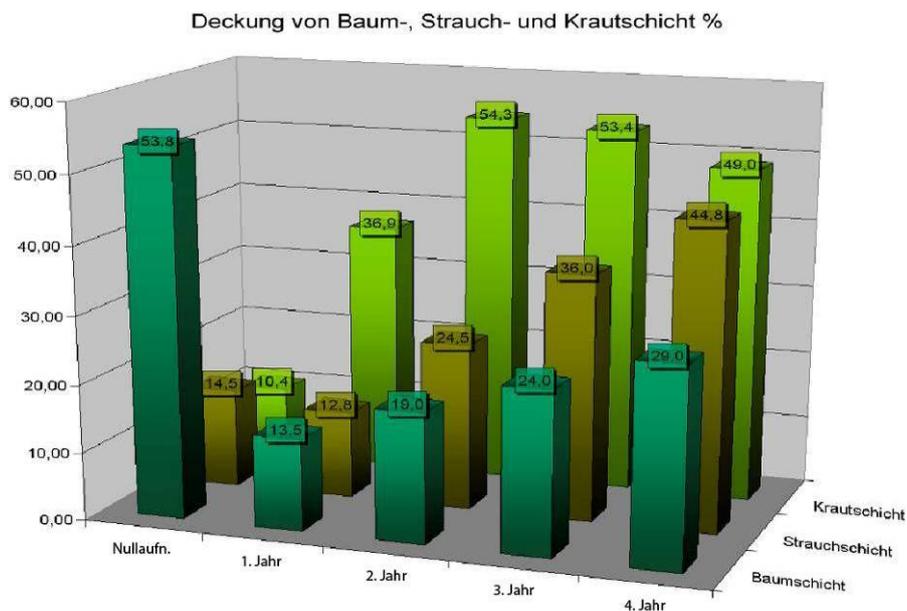


Abb. 27: Mittlere Deckung von Kraut-, Strauch- und Baumschicht

Auf fast allen Flächen lässt sich zudem eine typische und im Wesentlichen gleichgerichtete Entwicklung hinsichtlich der Deckungsanteile von Arten diagnostisch wichtiger syntaxonomischer Einheiten erkennen (vgl. Abb. 28 - 35):

Nach dem Einschlag nehmen die Deckungen der Arten der Schlagfluren, der Magerrasen und der wärmeliebenden Säume sowie der stickstoffliebenden Krautfluren zunächst zu. Im zweiten Jahr erfolgt bei den Schlagflurarten bereits ein leichter Rückgang, im dritten Jahr auch bei den Magerrasenarten und den Artemisietea-Arten.

Typische Waldarten der Querco-Fagetea (Br.-Bl. et Vlieger 1937) nehmen anteilmäßig nach einem im ersten Jahr nach der Bestandesreduktion zu beobachtenden „Knick“ im Graphen zu, um im dritten Jahr in ihrer Deckung zu stagnieren und im vierten Jahr leicht abzunehmen.

Der Einbruch bei den Deckungsanteilen im ersten Jahr liegt auch hier in der plötzlich stärkeren Besonnung des Waldbodens und den sich hierdurch für die Waldarten verschlechternden ökologischen Bedingungen begründet. Die Abnahme im dritten

und vierten Jahr resultiert daraus, dass die Gesamtdeckung der Krautschicht infolge der zunehmenden Beschattung zurückgeht. Da dieser Rückgang jedoch stärker ist, als der der Waldarten, erhöht sich insgesamt allmählich der prozentuale Anteil der Waldarten in der Krautschicht.

Im Bereich der Modellfläche Wandelsberg erlangen die Waldarten innerhalb des Untersuchungszeitraumes nur relativ geringe Deckungsanteile (vgl. Abb. 32). Dies liegt in der Tatsache begründet, dass sich die stickstoffliebenden Krautfluren bei guter Bodenfeuchte (Nordosthang) und hohem Stickstoffangebot (Auflagehorizont nach Fichtenbestand) hervorragend entwickeln und recht lange stabil bleiben, wodurch die Entwicklung der Waldarten deutlich verzögert wird.

Am Nierenberg ist insbesondere im zweiten Jahr nach dem Einschlag eine ähnliche Entwicklung zu beobachten, wobei es hier die Schlagfluren sind, die die Entwicklung der Waldarten augenfällig hemmen (vgl. Abb. 33).

Die Modellfläche Steinberg verhält sich hinsichtlich der Deckungsanteile diagnostisch wichtiger syntaxonomischer Einheiten ähnlich wie die übrigen Flächen (vgl. Abb. 34). Dies ist nicht verwunderlich, da die Dauerbeobachtungsflächen in Bereiche gelegt wurden, in denen, wenn auch nur femelartig, der Bestockungsgrad ebenfalls deutlich abgesenkt wurde. Zur besseren Vergleichbarkeit mit anderen Parametern blieben die Daten bei der Mittelung aller Modellflächen jedoch wiederum unberücksichtigt.

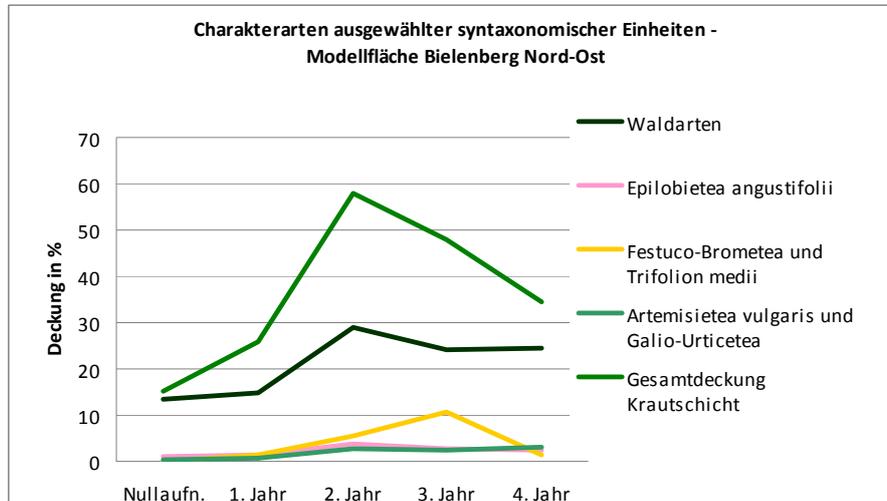


Abb. 28: Mittlere Deckung von Charakterarten ausgewählter syntaxonomischer Einheiten im Bereich der Modellfläche Bielenberg Nord-Ost

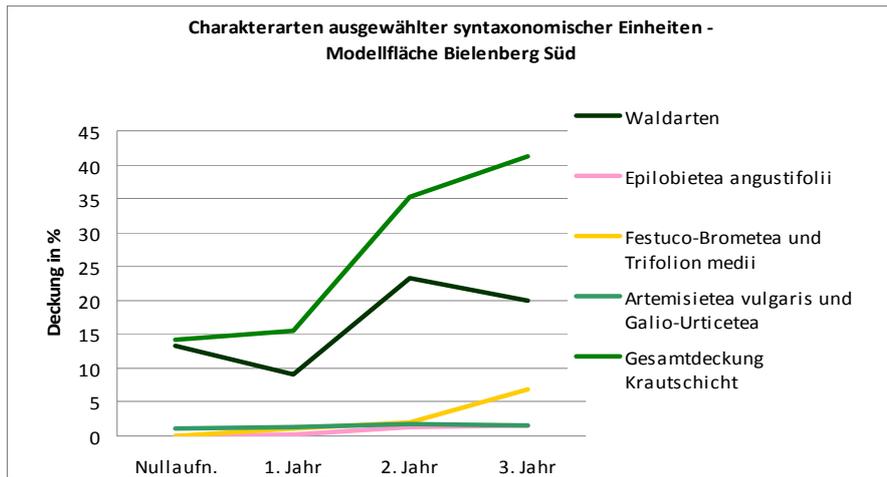


Abb. 29: Mittlere Deckung von Charakterarten ausgewählter syntaxonomischer Einheiten im Bereich der Modellfläche Bielenberg Süd

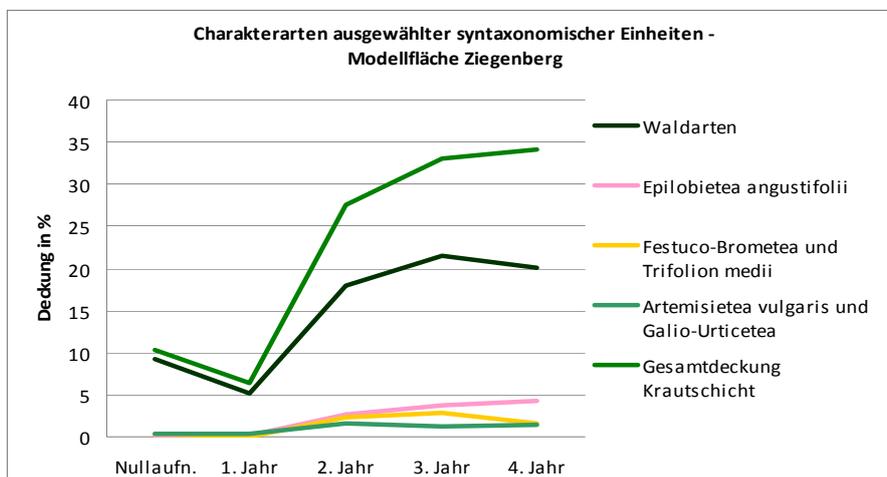


Abb. 30: Mittlere Deckung von Charakterarten ausgewählter syntaxonomischer Einheiten im Bereich der Modellfläche Ziegenberg

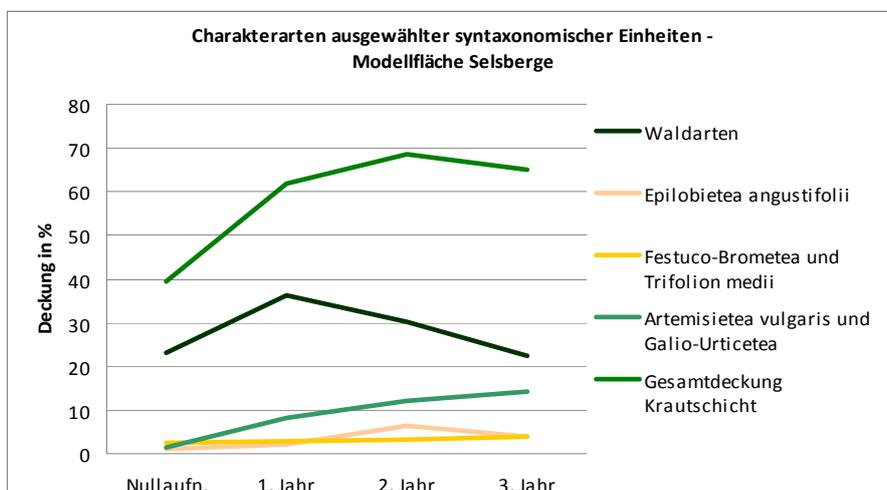


Abb. 31: Mittlere Deckung von Charakterarten ausgewählter syntaxonomischer Einheiten im Bereich der Modellfläche Selsberge

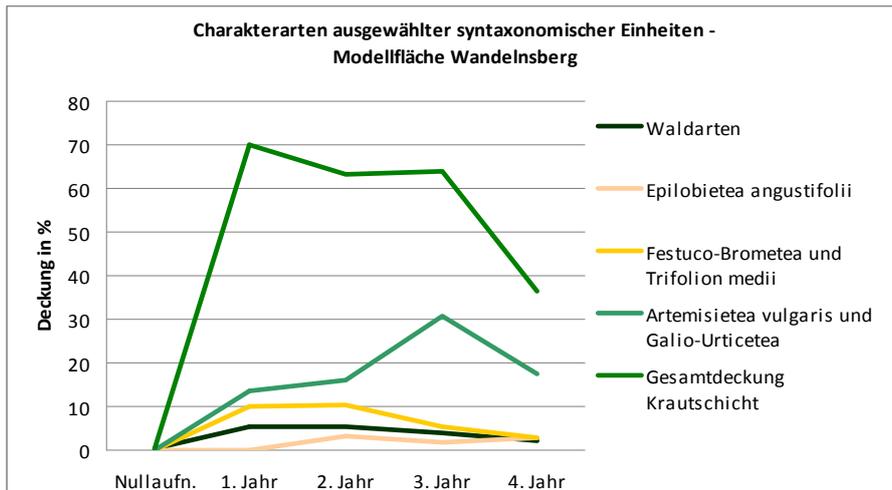


Abb. 32: Mittlere Deckung von Charakterarten ausgewählter syntaxonomischer Einheiten im Bereich der Modellfläche Wandelsberg

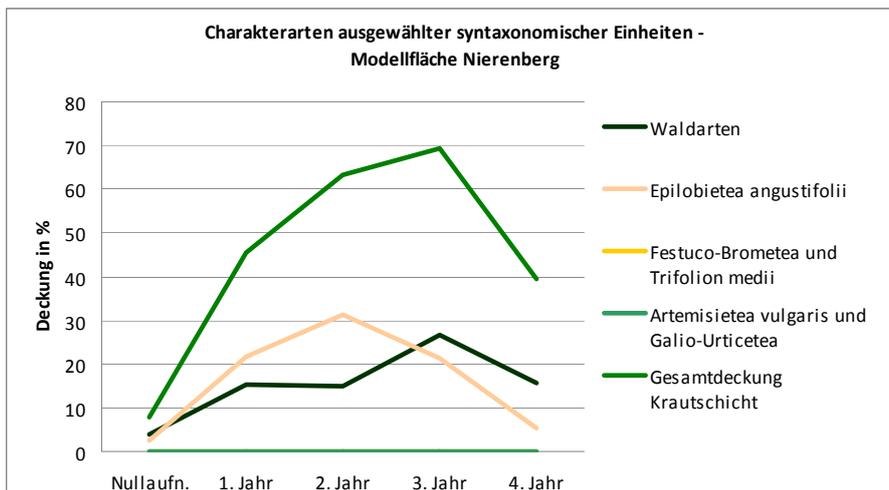


Abb. 33: mittlere Deckung von Charakterarten ausgewählter syntaxonomischer Einheiten im Bereich der Modellfläche Nierenberg

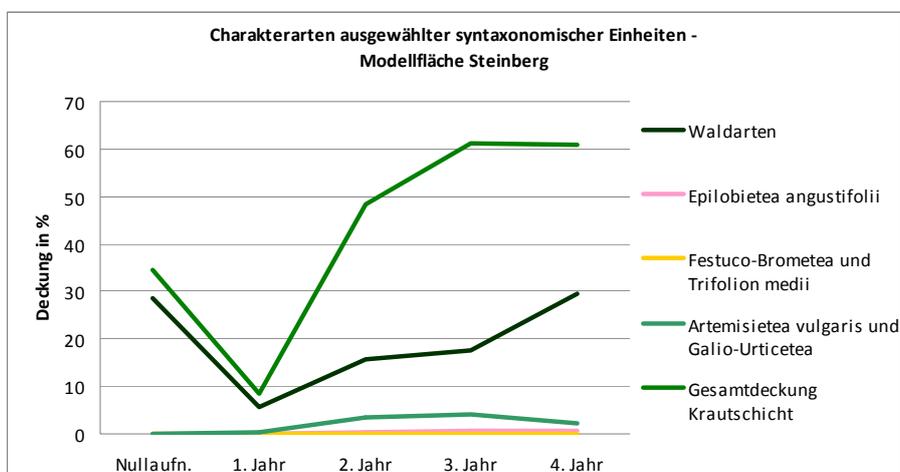


Abb. 34: Mittlere Deckung von Charakterarten ausgewählter syntaxonomischer Einheiten im Bereich der Modellfläche Steinberg

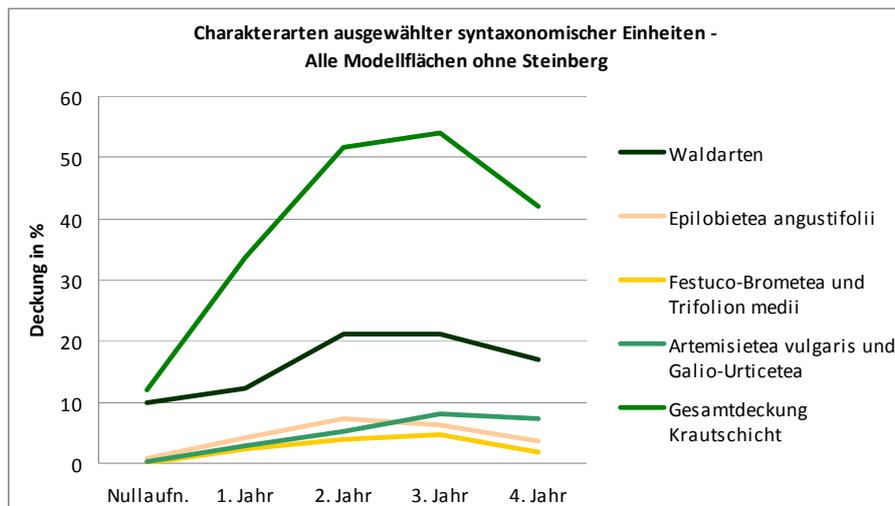


Abb. 35: Mittlere Deckung von Charakterarten ausgewählter syntaxonomischer Einheiten im Mittel aller Modellflächen außer Steinberg

Die meisten hier gezeigten Graphen deuten an, dass die maximale Diversität der Arten bzw. der Strukturen im dritten oder vierten Jahr nach der Waldrandgestaltung erreicht ist, um dann wieder abzunehmen.

In den nächsten Jahren wäre zu untersuchen, inwieweit sich die bislang zu beobachtende leichte Abnahme der Artenzahlen womöglich verstärkt bzw. wann sich die Artenausstattung der Ausgangssituation annähert. Hieraus ergibt sich der ideale Termin für den Wiederholungseinschlag, sofern man eine Etablierung von vorgelagerten Saumstrukturen unberücksichtigt lässt.

Zur eingehenderen Untersuchung der ökologischen Verhältnisse auf den Modellflächen wurden die auf den Dauerbeobachtungsflächen erhobenen Daten unter Zuhilfenahme der ökologischen Zeigerwerte nach ELLENBERG untersucht.

Bei der Auswertung wurde, wie schon bei der Auswertung der Artenzahlen aus aussagekräftigen syntaxonomischen Einheiten (Kap. 3.1.2.2), auf eine Wichtung der Daten über die Deckung verzichtet. Die Einbeziehung der anteiligen Deckung in Prozent als Korrekturfaktor würde beispielsweise bei schnell große Deckungsanteile einnehmenden polykormonenbildenden Arten zu unzulässigen Verzerrungen führen. Die Präsenz der Arten an sich spiegelt die ökologischen Verhältnisse hier weitaus besser wider.

Zur Mittelwertbildung an sich ist zu sagen, dass diese lediglich eine Hilfsgröße, (ähnlich z.B. einem Notendurchschnitt im Schulzeugnis) darstellt. Da die ELLENBERG'schen Zahlen - ähnlich den Schulnoten - nahezu ordinal, bestenfalls aber „quasikardinal“ (DURWEN, 1982)) skaliert sind, ist eine Mittelung strenggenommen nicht zulässig, zumal die Zeigerwerte die unterschiedlichen ökologischen Amplituden der Arten nicht berücksichtigen, sprich der unterschiedlichen Stenökologie bzw. Euryökologie der Sippen nicht Rechnung tragen. Dennoch geben die über die

Dauerbeobachtungsflächen gemittelten Zeigerwerte und ihre zeitliche Entwicklung wertvolle Hinweise über die Entwicklungsrichtung der ökologischen Bedingungen auf den Flächen.

Betrachtet man die Mittelwerte der Lichtzahlen der Arten aller Flächen (vgl. Abb. 36) erkennt man einen deutlichen Anstieg im ersten und zweiten Jahr von Halbschattenpflanzen hin zu Halblichtpflanzen. Aufgrund des stark reduzierten Bestockungsgrades werden die Standortverhältnisse deutlich zu Gunsten der lichtliebenden Arten verschoben, was sich in der Vegetation merklich widerspiegelt. Eigene überschlagsmäßige Messungen mit einem Handbelichtungsmesser (Lichtmessung mit Kalotte, diffuse Beleuchtung durch Nebel) haben diesbezüglich im Bereich der Modellflächen Ziegenberg und Selsberge einen mittleren Beleuchtungsstärkenunterschied am Waldboden um den Faktor 512! zwischen voll laubholzbestocktem Bestand und Freifläche ergeben.

Bereits im dritten Jahr sind, aufgrund der stärkeren Beschirmung durch die sich erneut etablierende Strauchschicht, wieder vermehrt schattenertagende Pflanzen vertreten.

Vergleicht man die nord- und die südexponierten Modellflächen, erkennt man erwartungsgemäß eine über die gesamte Zeitreihe hinweg höhere mittlere Lichtzahl an den stärker belichteten Südhängen (vgl. Abb. 37). Ähnlich verhalten sich die Graphen der ehemals nadel- und der laubholzbestockten Flächen (vgl. Abb. 38): Ursache hierfür ist bei näherer Betrachtung der auflaufenden Arten allerdings weniger die durch die Vorbestockung induzierte Belichtungssituation sondern eher die Tatsache, dass die meisten ehemals nadelgehölzbestandenen Flächen südexponiert sind (Bielenberg-Süd, Selsberge) und die auflaufenden lichtliebenden Arten in nur gering bestockten Teilbereichen im Umfeld dieser Flächen bereits vorher vorkamen.

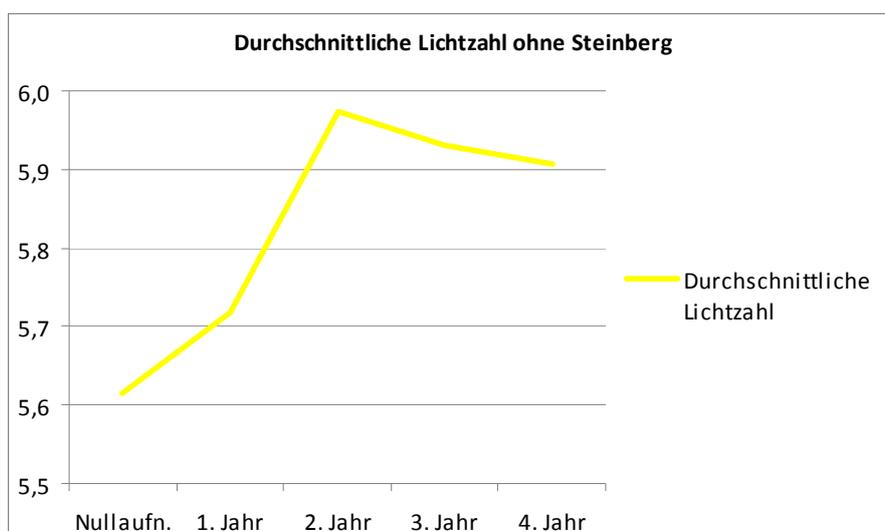


Abb. 36: Durchschnittliche Lichtzahlen aller Modellflächen außer der Referenzfläche Steinberg

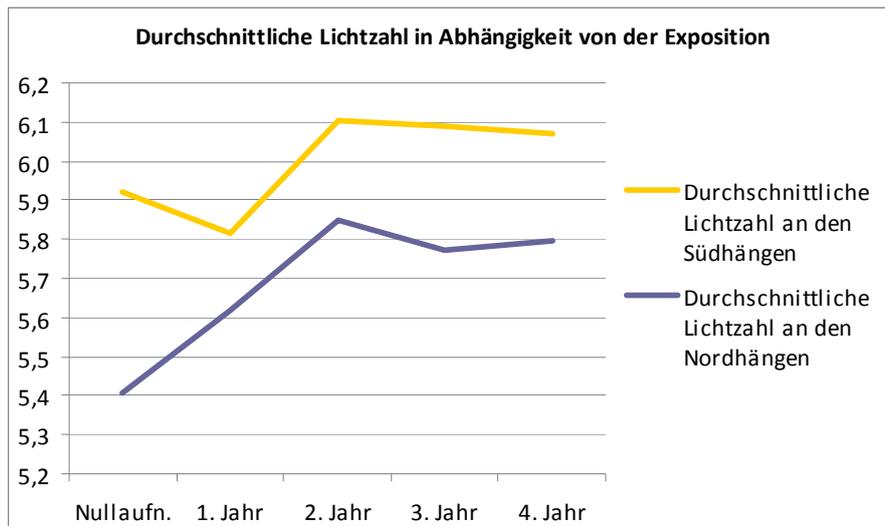


Abb. 37: Durchschnittliche Lichtzahlen aller Modellflächen in Abhängigkeit von der Exposition

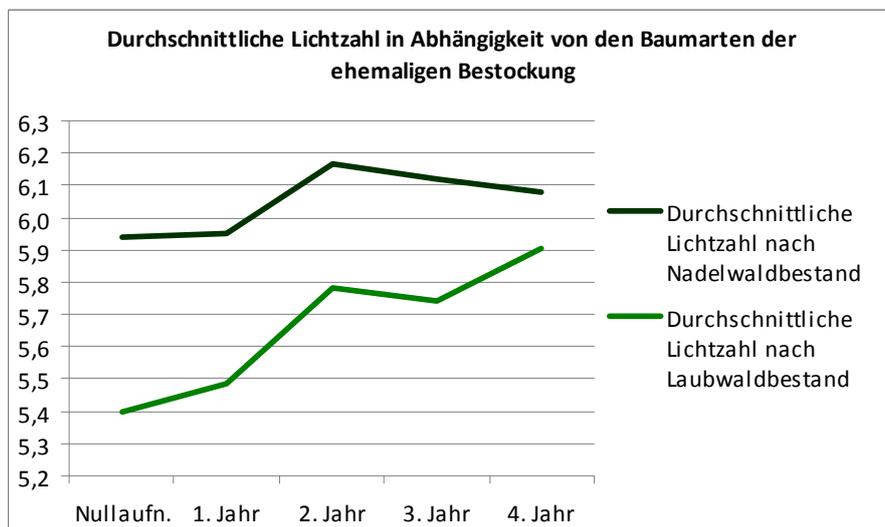


Abb. 38: Durchschnittliche Lichtzahlen aller Modellflächen in Abhängigkeit von der ehemaligen Bestockung

Vergleicht man die Entwicklung der mittleren Temperaturzahl ergibt sich ein ähnliches Bild wie bei den Lichtzahlen:

Im ersten Jahr nach der Waldrandgestaltung erfolgt ein deutlicher Anstieg, ausgehend von eher Kühlezeigern hin zu Wärmezeigern.

Auch hier erkennt man Unterschiede zwischen den insgesamt kühleren Nordhängen und den thermisch begünstigten Südhängen. Beim Vergleich der unterschiedlichen Vorbestockungen erfolgt auf den vormals nadelholzbestockten Flächen ein deutlicher Anstieg der Temperaturzahl, während sich auf den ehemals laubholzbestockten Flächen kaum Veränderungen ergeben.

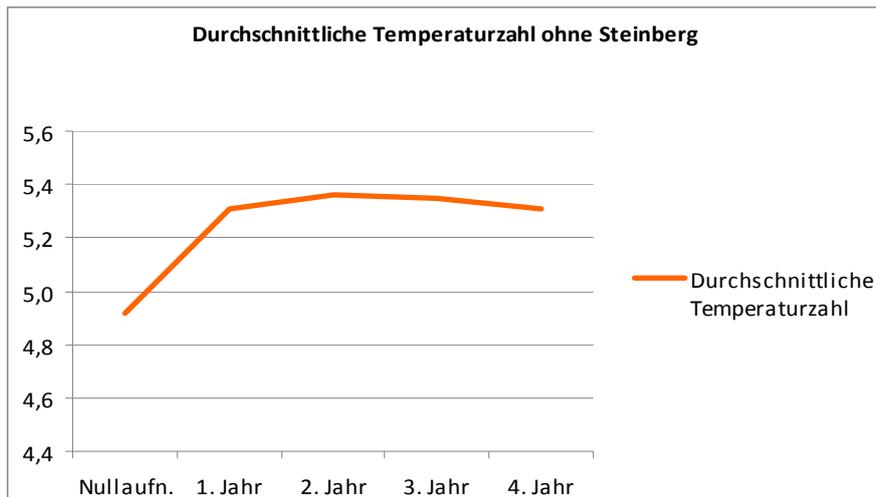


Abb. 39: Durchschnittliche Temperaturzahlen aller Modellflächen außer der Referenzfläche Steinberg

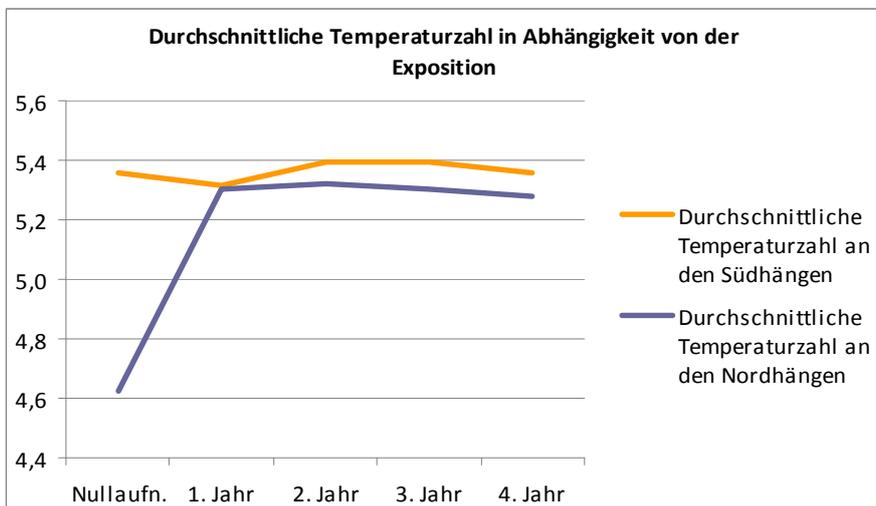


Abb. 40: Durchschnittliche Temperaturzahlen aller Modellflächen in Abhängigkeit von der Exposition

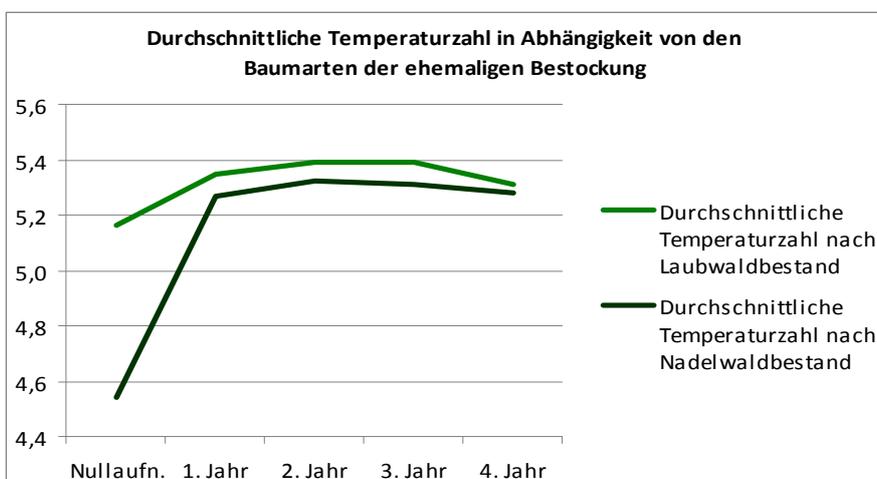


Abb. 41: Durchschnittliche Temperaturzahlen aller Modellflächen in Abhängigkeit von der ehemaligen Bestockung

Die gemittelte Feuchtezahl der auf den Dauerbeobachtungsflächen erhobenen Arten verhält sich etwa gegenläufig zu den Temperaturzahlen (vgl. Abb. 39):

Nach der Waldrandgestaltung verschiebt sich der Mittelwert deutlich von „frisch bis feucht“ in Richtung „frisch“.

Im Bereich der Südhänge ist die gesamte Kurve in Richtung „mäßig trocken“ verschoben, wobei der Einschlag selbst hier zu keiner Verschiebung führte (vgl. Abb. 40).

Die Arten der vormals nadelgehölzbestockten Flächen zeigen wiederum deutlich trockenere Verhältnisse an (vgl. Abb. 41), wobei die Ursache ähnlich wie bei den Lichtzahlen in der Tatsache begründet sein dürfte, dass die ehemaligen nadelgehölzbestandenen Flächen zumeist südexponiert sind.

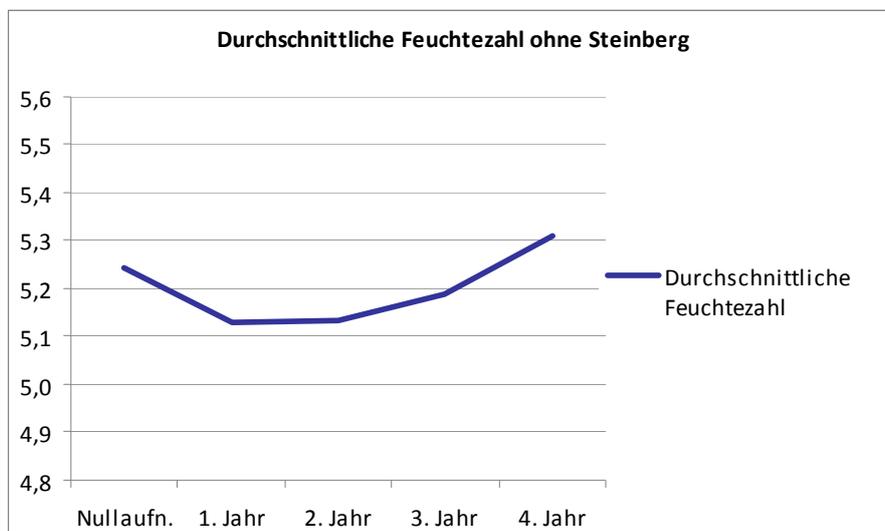


Abb. 42: Durchschnittliche Feuchtezahlen aller Modellflächen außer der Referenzfläche Steinberg

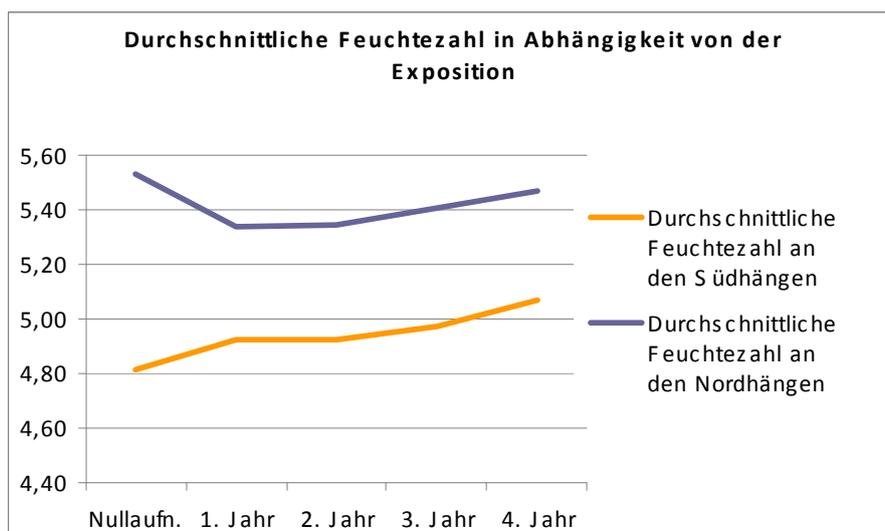


Abb. 43: Durchschnittliche Feuchtezahlen aller Modellflächen in Abhängigkeit von der Exposition

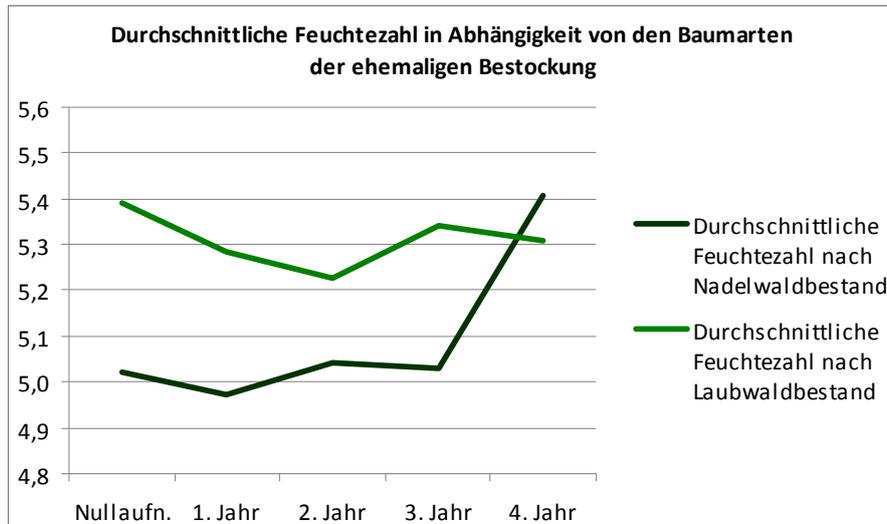


Abb. 44: Durchschnittliche Feuchtezahlen aller Modellflächen in Abhängigkeit von der ehemaligen Bestockung

Die Zahl von Basenzeigern nimmt insgesamt, vor allem aber im Bereich der Nordhänge sowie im Bereich ehemals nadelwaldbestockter Flächen zu (vgl. Abb. 45 - 47). Dies dürfte vermutlich weniger an einem sich ändernden pH-Wert des Bodens liegen, sondern vielmehr an der Tatsache, dass die im Umfeld der Modellflächen wachsenden Basenzeiger als Kalkmagerrasenarten zumeist gleichzeitig xerothermophil und lichtliebend sind und damit durch die Lichtstellung der Bestände in die Flächen einwandern oder aus der Diasporenbank auflaufen. Zumindest bei den ehemals nadelgehölzbestockten Flächen wäre allerdings auch ein Abbau huminsäurehaltiger Auflagehorizonte denkbar, wodurch sich tatsächlich basischere Bodenverhältnisse ergäben. Untersucht wurde dies - beispielsweise über die Messung des Boden-pH-Wertes - im Rahmen des Modellvorhabens allerdings nicht.

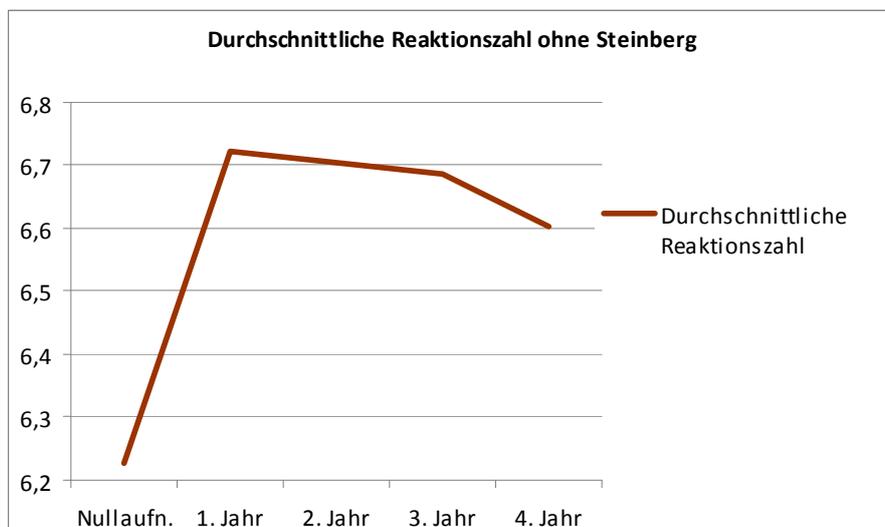


Abb. 45: Durchschnittliche Reaktionszahlen aller **Modellflächen** außer der Referenzfläche Steinberg

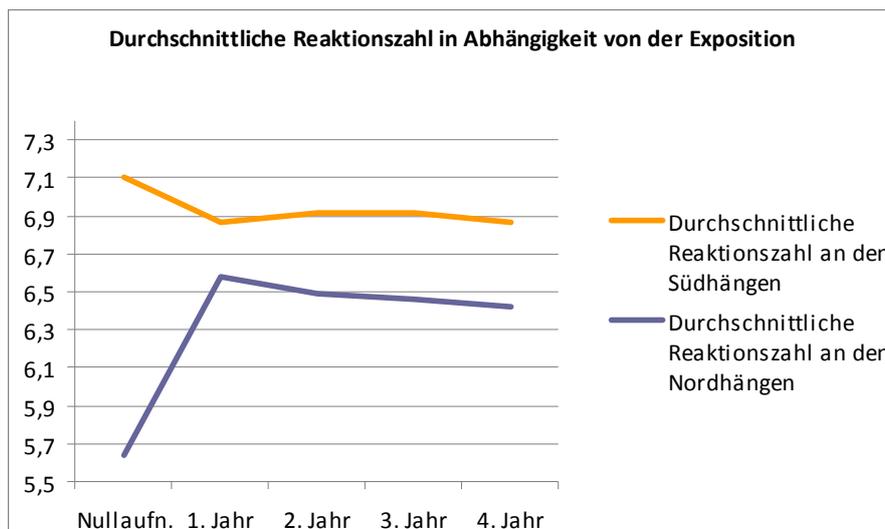


Abb. 46: Durchschnittliche Reaktionszahlen aller Modellflächen in Abhängigkeit von der Exposition

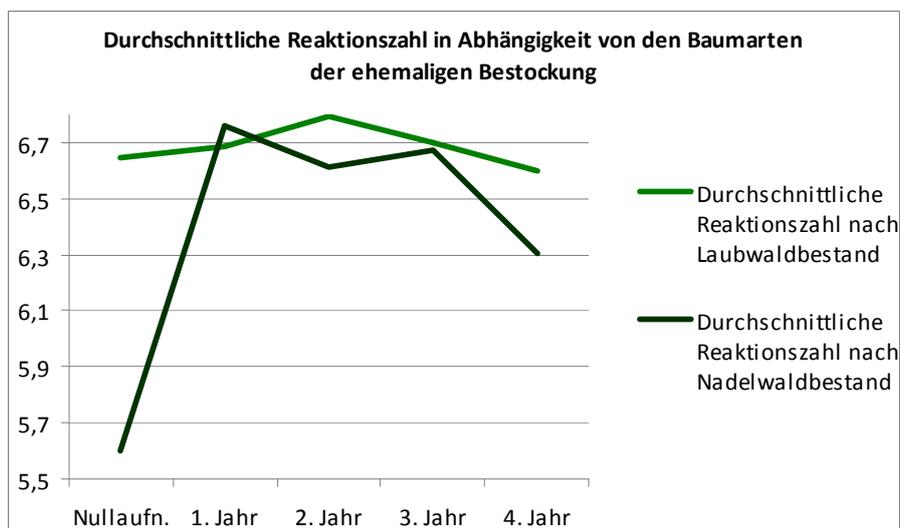


Abb. 47: Durchschnittliche Reaktionszahlen aller Modellflächen in Abhängigkeit von der ehemaligen Bestockung

Ein wesentlicher Parameter für die sich ausbildende Vegetation stellt die Mineralstoffversorgung des jeweiligen Standortes dar. Deren Entwicklung lässt sich durch die mittlere Stickstoffzahl gut verdeutlichen:

Im Jahr nach der Waldrandgestaltung steigt das Mittel der Stickstoffzahlen aller Flächen gegenüber der Situation vor der Waldrandgestaltung deutlich an. Dies gilt sowohl für die Nordhänge, als auch für die Südhänge. Mutmaßlich aufgrund des dickeren Auflagehorizontes, evtl. unterstützt durch für eine Nährstoffmobilisierung günstigere Bodenfeuchtebedingungen, ist das Niveau der Stickstoffversorgung im Bereich der Nordhänge allerdings insgesamt höher.

Ab dem dritten Jahr flacht die Kurve deutlich ab und wird zum Ende des Untersuchungszeitraumes oft gar rückläufig.

Eine besonders deutliche Zunahme der Stickstoffzahl ist im Bereich der ehemals mit Nadelgehölzen bestockten Flächen zu verzeichnen, was bei den vormals laubholzbestockten Flächen nicht zu beobachten ist. Grund hierfür dürfte ebenfalls der vergleichsweise dickere organische Auflagehorizont unter Nadelwald sein, welcher nach der Lichtstellung mineralisiert wird.

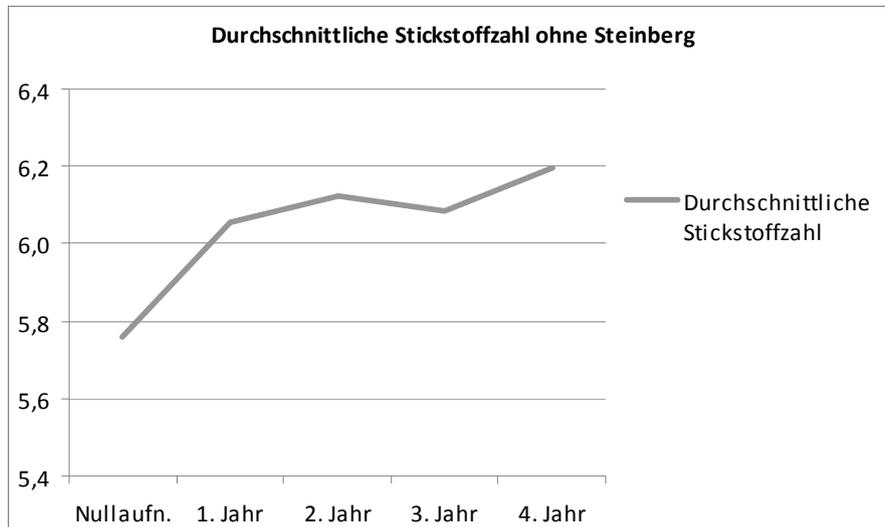


Abb. 48: Durchschnittliche Stickstoffzahlen aller Modellflächen außer der Referenzfläche Steinberg

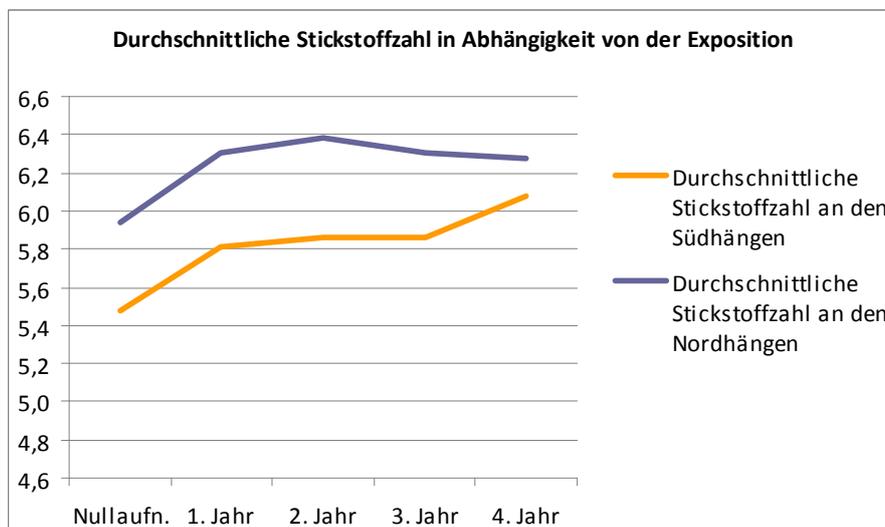


Abb. 49: Durchschnittliche Stickstoffzahlen aller Modellflächen in Abhängigkeit von der Exposition

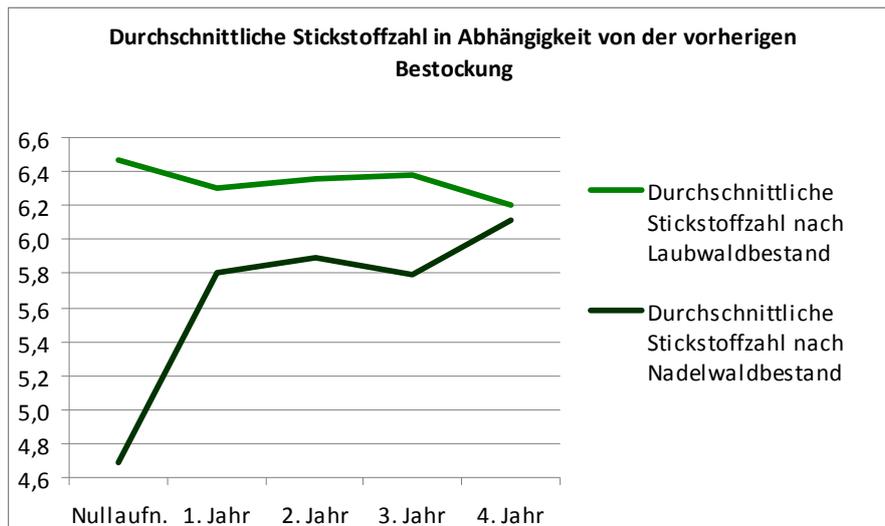


Abb. 50: Durchschnittliche Stickstoffzahlen aller Modellflächen in Abhängigkeit von der ehemaligen Bestockung

Im Bereich der Referenzfläche Steinberg lassen sich derart gerichtete Entwicklungen nur für die Stickstoffzahl und die Reaktionszahl beobachten. Die Graphen der Parameter Stickstoffzahl, Feuchtezahl und Temperaturzahl spiegeln die auf den übrigen Flächen zu beobachtende Trends nicht wider.

Die Gründe hierfür dürften in der deutlich geringeren Reduktion des Bestockungsgrades infolge der nur behutsamen Entnahme der Gehölze durch Selbstwerber liegen.

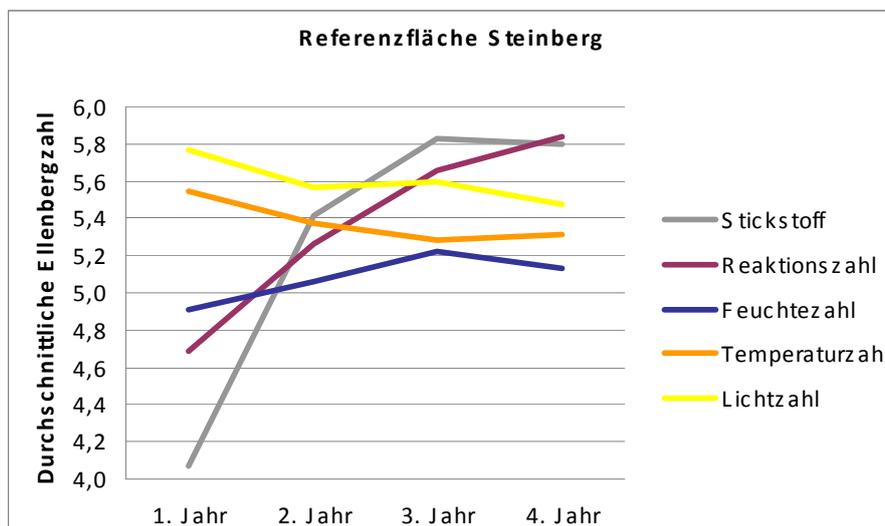


Abb. 51: Entwicklung der ELLENBERG'schen Zeigerwerte auf der Referenzfläche Steinberg

Fazit

Infolge der Waldrandgestaltung kommt es zu deutlichen Veränderungen in der Vegetation. Mit Abnahme der Deckung in der Baum- und Strauchschicht erfolgt im Gegenzug eine Zunahme in der Deckung der Krautschicht. Hier sind es vor allem lichtliebende, wärmeliebende, trockenheitsertragende und stickstoffliebende Arten, die von der stärkeren Belichtung des Waldbodens profitieren, während die Waldarten in ihren Beständen deutlich abnehmen.

Im Zuge der Wiederbewaldung nehmen die Waldarten ab dem dritten oder vierten Jahr auf Kosten der oben genannten Artengruppen allmählich wieder zu.

3.3 Erhebungen zum Gehölzzuwachs bzw. zur Ausschlagrate der Holzarten

3.3.1 Methodik

Erhebungen zum Gehölzzuwachs sowie zum Ausschlagverhalten sowohl von Zielbaumarten als auch von Nicht-Zielbaumarten erfolgten innerhalb der Dauerbeobachtungsflächen an sämtlichen Gehölzen.

Zu diesem Zweck wurden dort alle Stockausschläge und Kernwüchse gezählt und nach Umfang und Höhe vermessen. Bei den nachgepflanzten Gehölzen erfolgte zudem eine Erfassung der Vitalität gemäß der Vitalitätsskala nach ROLOFF (1989).

Um eine solide Kartengrundlage für nachfolgende Untersuchungen zu schaffen, wurden die Wuchsorte der Gehölze bzw. die Wuchsflächen von Samenanflug und Wurzelausschlag innerhalb der jeweiligen Dauerbeobachtungsfläche eingemessen und kartografisch dokumentiert (vgl. beispielhaft Abb. 52, die Karten aller Dauerbeobachtungsflächen finden sich in Anhang 5).

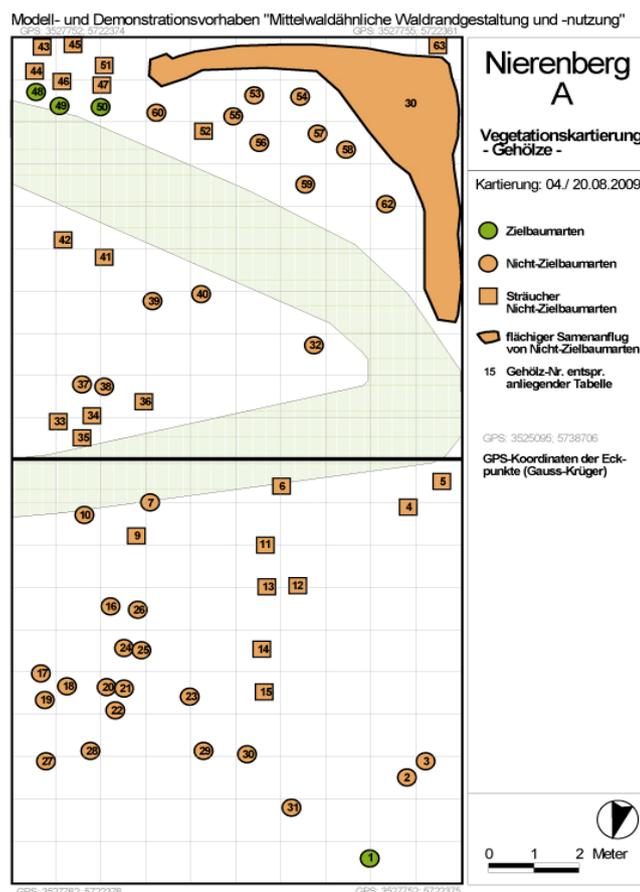


Abb. 52: Dauerbeobachtungsfläche am Nierenberg mit eingemessenen Gehölzen

Über diese Erhebungen hinaus wurden im Zuge der Vegetationsaufnahmen - getrennt nach Schichten - die Deckungsanteile der einzelnen Baum- und Straucharten in Prozent geschätzt. Die Entwicklung der Ziel-Baumarten (Stiel-Eiche,

Trauben-Eiche, Hainbuche, Sommer-Linde, Berg-Ulme, Berberitze, Wacholder, Eibe) und konkurrierenden Baumarten sollen im Folgenden unabhängig von den Zuwachsleistungen, deren Auswertung in Kapitel 2 erfolgte, kurz skizziert werden.

3.3.2 Ergebnisse

Die Individuen der Zielbaumarten schlagen bereits im ersten Jahr nach der Waldrandgestaltung überwiegend gut aus (vgl. Abb. 53), wobei Stockausschläge gegenüber den Kernwüchsen erwartungsgemäß einen höheren Zuwachs haben.

Die Ziel-Baumarten, insbesondere die Eichen, bleiben jedoch gegenüber den konkurrierenden Arten Hasel, Berg-Ahorn und insbesondere Esche sowohl in ihrer Wuchshöhe als auch im Dickenzuwachs deutlich zurück. Vor allem die Esche erweist sich, insbesondere auf den Modellflächen Selsberge und Nierenberg, als äußerst ausschlagfreudig und dominiert, zusammen mit der Hasel, nach kurzer Zeit die sich neu entwickelnde Strauchschicht.



Abb. 53: Stockausschlag im Bereich der Modellfläche Nierenberg 2008



Abb. 54: Dauerbeobachtungsfläche am Nierenberg 2010 mit zahlreichen Stockausschlägen

Die in den Verbißschutz-, sog. „Tubex“-röhren, angepflanzten Gehölze entwickeln sich unabhängig von Exposition und geologischer bzw. edaphischer Situation zumeist hervorragend. Der Anwuchserfolg liegt selbst bei den in Bezug auf Trocknisschäden kritischen Südhängen von Bielenberg-Süd und Selsberge bei über 80 %.

Auch bei ohne Tubex-Röhren angepflanzten Gehölzen, hier vor allem die Hainbuche, sind Ausfälle mit etwas mehr als 20 % relativ selten.

Die Einbußen der gepflanzten Gehölze durch die großen Kleinsäuger- (aus wirtschaftlichem Blickwinkel: „Schadnager“-)populationen des Winters 2009 / 2010 sind gering. Hier weichen insbesondere die geräumten Flächen nicht signifikant von den ungeräumten ab (vgl. hierzu Kap. 4.1).

Der 2009 in Teilbereichen (Bielenberg-Süd, Wandelsberg) recht starke Wildverbiß ist 2010 und 2011, v.a. wohl aufgrund des immer größer werdenden Angebotes an verbissfähigem Jungwuchs, als eher unproblematisch zu werten.

Die Hainbuche läuft dort, wo Samenbäume vorhanden sind, teilweise aspektbildend auf. Das gleiche gilt für die Berberitze im Bereich der Modellfläche Bielenberg Süd, die hier - zum Teil aus dem Stock, z.T. aus dem Samenvorrat im Boden austreibend - die Gehölzvegetation der Strauchschicht dominiert.

Problematischer hinsichtlich der zielkonformen Entwicklung der Gehölze erweisen sich hingegen Teilbereiche der Modellfläche Bielenberg-Nordost: Zitterpappel-Austrieb durch Wurzelbrut ist hier teilweise nahezu bestandsbildend (vgl. Abb. 55 und Abb. 56) und erreicht im Jahr 2011 Höhen von bis über vier Metern. Die als Zielarten definierten Gehölze können sich dort bis zum Ende des Untersuchungszeitraumes nicht durchsetzen. Hier werden zur Förderung der Zielbaumarten steuernde Pflegemaßnahmen notwendig.



Abb. 55: Nahezu flächendeckender Zitterpappel-Jungwuchs im Bereich der Modellfläche Bielenberg Nord-Ost

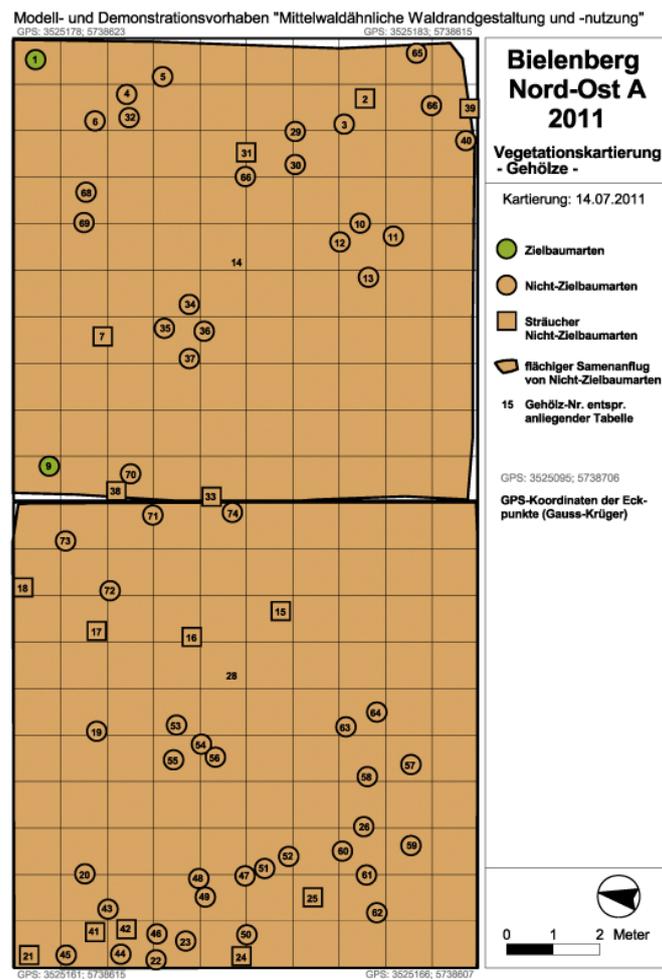


Abb. 56: Dauerbeobachtungsfläche im Bereich der Modellfläche Bielenberg Nord-Ost mit nahezu flächendeckendem Zitterpappel-Jungwuchs

Ebenfalls als problematisch erweist sich die Robinie (*Robinia pseudoacacia*), die im Bereich des 2. Abschnittes der Modellfläche Selsberge üppige Bestände gebildet hat (vgl. Abb. 57). Durch ihre große Konkurrenzkraft v.a. aufgrund der Eigenschaft, bereits nach wenigen Jahren zu fruchten und sich zudem ausgeprägt über Wurzeläusläufer zu vermehren, steht hier zu vermuten, dass ihre Bestände ohne steuernde Eingriffe auf Kosten der Zielbaumarten langfristig stabil bleiben dürften.



Abb. 57: Robinien-Jungwuchs im Bereich der Modellfläche Selsberge 2011

Über das Verhältnis der Deckungsanteile von Zielbaumarten und konkurrierende Baumarten lassen sich ebenfalls Aussagen treffen, inwieweit sich die Modellflächen zielkonform entwickeln:

Im Mittel aller Modellflächen erfolgt infolge des Einschlages eine Verringerung des Deckungsanteiles der konkurrierenden Gehölze der Baumschicht von gut 40 % auf nur noch 15 % (vgl. Abb. 58). Die Zielbaumarten bleiben, von vereinzelt Rückeschäden abgesehen, von der Waldrandgestaltung weitgehend unbehelligt und können ihren Deckungsanteil bereits im ersten Jahr erhöhen bzw. wachsen die verbliebenen Individuen der Zielbaumarten in der Strauchschicht in die Baumschicht hinein und erhöhen damit deren Deckungsanteil. In den Folgejahren bis 2011 nehmen die Deckungsanteile sowohl der Zielbaumarten, als auch die der konkurrierenden Baumarten auf 23 % bzw. 22 % zu.

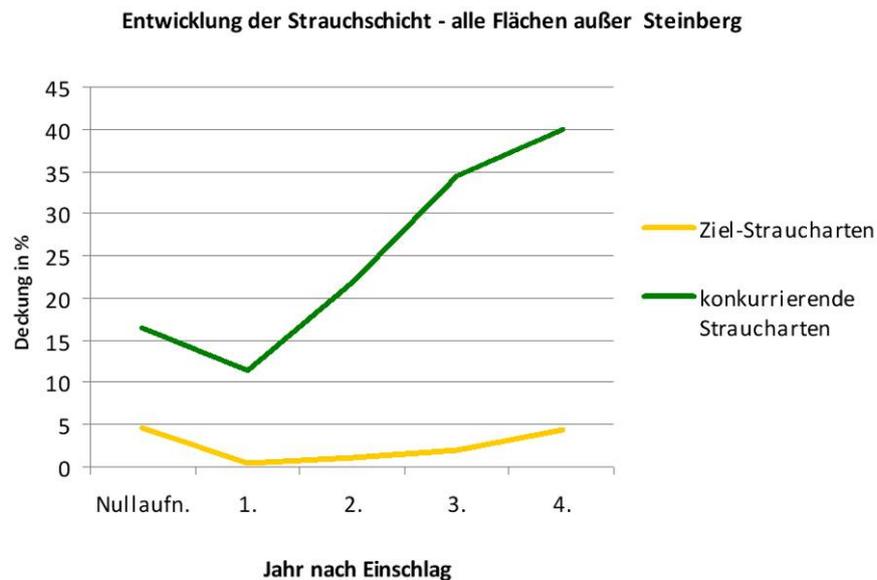


Abb. 58: Entwicklung der Deckungsanteile von Zielbaumarten und konkurrierenden Baumarten in der Baumschicht - Mittel aller Modellflächen außer Referenzfläche Steinberg

Auch in der Strauchschicht verlieren sowohl Zielbaumarten, als auch konkurrierende Baumarten infolge der Waldrandgestaltung an Deckung (vgl. Abb. 59). Die Zielbaumarten nehmen dabei von 5 % auf ca. 1 % ab, die konkurrierenden von 17 % auf 11 %. In den beiden Folgejahren erfolgt bei den konkurrierenden Baumarten, vor allem durch die hohe Stockausschlagfähigkeit von Esche und Berg-Ahorn, ein deutlich stärkerer, nahezu linearer Zuwachs, der sich erst im vierten Jahr etwas abschwächt. Auf den vierjährigen Flächen wird dabei ein mittlerer Deckungsanteil von 40 % erreicht. Deutlich langsamer entwickeln sich die Zielbaum- bzw. Straucharten: Deren Deckung erreicht hier im Mittel knapp 5 %, wobei im vierten Jahr, gegenläufig zum Graphen der konkurrierenden Arten, ein leichter Anstieg des Zugewinnes zu erkennen ist.

Von der unterschiedlichen Ausgangsbasis (11 %, 1 %) aus betrachtet, vergrößern sich die Deckungsanteile beider Artengruppen auf etwa das Vierfache.

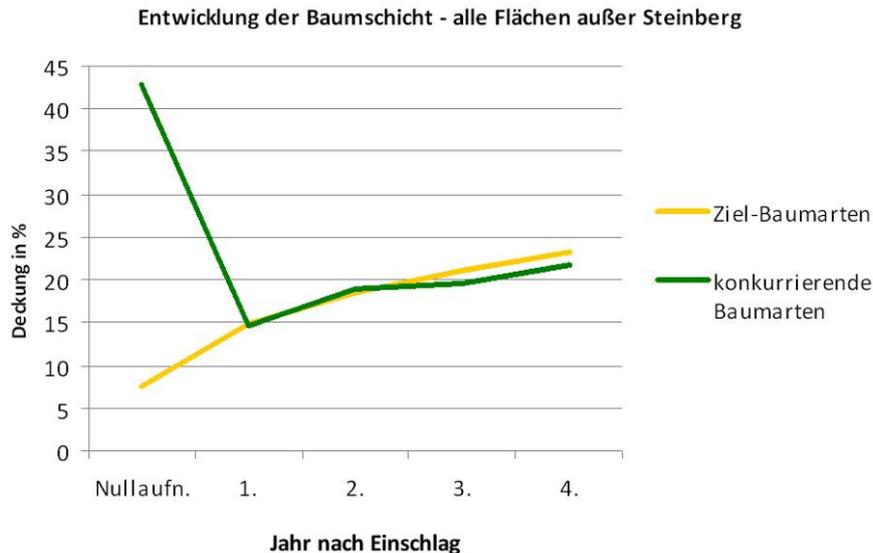


Abb. 59: Entwicklung der Deckungsanteile von Zielbaumarten und konkurrierenden Baumarten in der Strauchschicht - Mittel aller Modellflächen außer Referenzfläche Steinberg

Wie sich die Deckungsanteile von Baum- und Strauchschicht in den kommenden Jahren entwickeln, bleibt abzuwarten, es ist jedoch wahrscheinlich, dass zum Erreichen der wunschgemäßen Baum- und Strauchartenzusammensetzung, sprich zur Förderung der lichtliebenden Baumarten ein steuernder Eingriff in Form einer selektiven Entnahme von Individuen der konkurrierenden Gehölze nötig sein wird.

Fazit

Durch die selektive Gehölzentnahme bei der Waldrandgestaltung reduziert sich in der Baumschicht die Deckung v.a. der konkurrierenden Baumarten erheblich. In der Strauchschicht gilt dies für Zielbaumarten und konkurrierende Baumarten gleichermaßen.

In den Folgejahren nimmt die Deckung der Gehölze, vor allem durch Stockausschlag, wieder zu, wobei die konkurrierenden Arten den deutlich höheren Zuwachs haben und die Bestände häufig dominieren.

3.4 Überblick über die Modellflächen aus floristisch-vegetationskundlicher Sicht

Abschließend soll die Entwicklung der sieben Modellflächen aus floristisch-vegetationskundlicher Sicht in den vier Jahren nach der Waldrandgestaltung kurz zusammenfassend dargestellt werden:

Im Bereich der Modellfläche **Bielenberg-Nordost** stockte vor dem Ersteinschlag auf dem überwiegenden Teil der Flächen ein durchgewachsener Hasel-Niederwald mit eingestreuten Zitter-Pappeln, Sal-Weiden, Lärchen, Eschen, Stiel-Eichen und Feld-Ahornen.



Abb. 60: Modellfläche Bielenberg-Nordost 2008 nach dem Einschlag

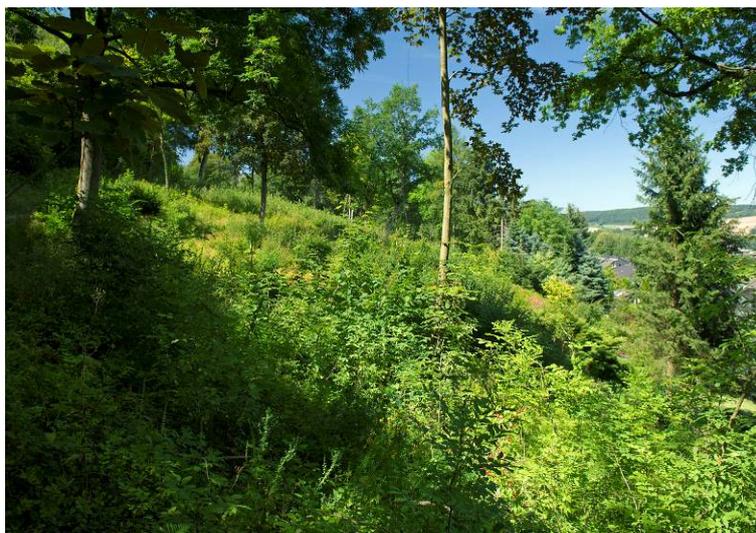


Abb. 61: Modellfläche Bielenberg-Nordost 2009 mit Stockausschlägen, vorwiegend Hasel



Abb. 62: Modellfläche Bielenberg-Nordost 2011 mit entwickelter Strauchschicht

Nach der Waldrandgestaltung konnte sich zunächst die ausschlagkräftige Esche, etwas später auch die Hasel ausbreiten (vgl. Abb. 61 und 62).

Im nördlichen Teil der Modellfläche hat seit 2009 die Zitter-Pappel große Deckungsanteile erobert (vgl. Abb. 63). Die bis 2009 kleinflächig überall vorhandenen Zaun-Giersch- (*Aegopodium podagraria*)-Bestände sind inzwischen (2011) von Hasel-, Pappel- und Eschenaustrieb überwuchert.



Abb. 63: Zitterpappel-Jungwuchs im Bereich der Modellfläche Bielenberg-Nordost 2010

Im westlichen Teil der Modellfläche **Bielenberg-Süd** stockte vor der Waldrandgestaltung ein relativ lichter Schwarzkiefer-Waldkiefer-Bestand mit Hasel, Vogel-Kirsche, Berberitze und Wacholder im Unterwuchs. In lichten Bereichen fanden sich in der Krautschicht zahlreiche licht- und wärmeliebenden Arten der Magerrasen und mageren Säume (Festuco-Brometea (Br.-Bl. et R. Tx. 1943) und

Origanetalia vulgaris (Th. Müller 1961)). Am Ostrand der Fläche stockte ein recht artenreicher-Waldmeister-Buchenwald (*Galio odorati*-Fagetum (R. Tx. 1955)) mit einzelnen eingestreuten Eichen und Feld-Ahornen.



Abb. 64: Modellfläche Bielenberg-Süd 2008 nach dem Einschlag



Abb. 65: Modellfläche Bielenberg-Süd 2009 mit sich langsam entwickelnder Strauchschicht



Abb. 66: Modellfläche Bielenberg-Süd 2011 mit entwickelter Strauchschicht

Nach dem Ersteinschlag (vgl. Abb. 64) hat sich auf dem überwiegenden Teil der Fläche Eschen- und Hasel-Jungwuchs, kleinflächig auch Hartriegel ausgebreitet (Abb. 65 u. 66). In der Krautschicht finden sich mit schnell ansteigender Deckung Arten der Festuco-Brometea (Br.-Bl. et R. Tx. 1943). Auffällig ist das üppige Auflaufen der Berberitze (*Berberis vulgaris*).

Im überwiegenden Teil der Modellfläche **Ziegenberg** befand sich vor der Waldrandgestaltung ein Waldmeister-Buchenwald (Galio odorati-Fagetum (R. Tx. 1955) mit Übergängen zum Waldgerste-Buchenwald (Hordelymo-Fagetum (Kuhn 1937). Der Buche beigemischt sind Feld-Ahorn und Eichen, in der Strauchschicht nimmt die Hasel größere Deckungsanteile ein. Im südwestlichen Teil stockte ein Schwarzkiefer-Bestand.



Abb. 67: Modellfläche Ziegenberg nach dem Einschlag 2008



Abb. 68: Modellfläche Ziegenberg 2010 mit Stockausschlägen



Abb. 69: Modellfläche Ziegenberg 2011 mit Hasel-Stockausschlägen (im Vordergrund) und Eschen- und Buchen-Jungwuchs (im Hintergrund)

Nach der Waldrandgestaltung entwickelten sich kleinflächig Schlagfluren, während der überwiegende Teil der Fläche schnell von Hasel-Stockausschlägen bedeckt wurde. 2010 und insbesondere 2011 sind diese häufig bereits von Eschen- und Buchenjungwuchs überprägt (vgl. Abb. 68 u. 69). In der Krautschicht laufen zunehmend Arten des Waldgerste-Buchenwaldes sowie des Seggen-Buchenwaldes auf, unter ihnen mehrere Orchideen-Arten (vgl. Kap. 3.1.2.3). Kleinflächig haben sich bis heute vegetationsarme oder -freie Flächen erhalten.

Im Bereich der Modellfläche **Steinberg** stocken Bestände des Hainsimsen-Buchenwaldes (*Luzulo luzuloides*-Fagetum *typicum* Meusel 1937), in die kleinflächig Bereiche mit Waldmeister-Buchenwald eingestreut sind. Seit Generationen wurden im Bestand die Eichen (*Quercus petraea* et *Q. robur*) gefördert, so dass vor allem im

nördlichen Teil der Fläche z.T. sehr alte Eichen und auch Hainbuchen größere Anteile einnehmen.



Abb. 70: Überbestockter Waldrand im Bereich der Modellfläche Steinberg vor dem Einschlag 2007



Abb. 71: Gestalteter Waldrand im Bereich der Modellfläche Steinberg 2009

Durch femelschlagartige Entnahme von Gehölzen v.a. durch Selbstwerber finden sich, vor allem im nördlichen Teil der Modellfläche, eingestreute Inseln mit Buchen- und Hainbuchen-Jungwuchs. Die Krautschicht der insgesamt recht lichten Bestände ist vergleichsweise üppig, v.a. Gräser wie Draht-Schmieie (*Deschampsia flexuosa*) auf Röt und Einblütiges Perlgras (*Melica uniflora*) auf Lößlinsen erreichen größere Deckungsanteile. Hier und da finden sich darüber hinaus kleinflächig dichte Efeu (*Hedera helix*)-Teppiche und Himbeer- bzw. Brombeer- (*Rubus idaeus/ Rubus fruticosus* agg./ *R. corylifolius* agg.)-Gestrüppe.



Abb. 72: Modellfläche Steinberg 2010 mit lichtem, unterwuchsreichem Buchenwald

Nach der Waldrandgestaltung, bei der 2007 im Südteil der Fläche in etwas größerem Maße (vgl. Abb. 71), 2009 im Nordteil, wie bereits skizziert, lediglich kleinflächig durch Selbstwerber ein Teil der Buchen entnommen wurde, breiteten sich in den nunmehr stärker belichteten Bereichen unter Buche, Eichen und Hainbuche üppige und kaum durchdringliche Himbeer- und Brombeer-Schlagfluren aus (vgl. Abb. 72). In den nach wie vor bestockten Bereichen blieb der grasreiche Charakter erhalten. Durch den insbesondere im nördlichen Teil der Modellfläche nur behutsamen Eingriff kam es gegenüber den übrigen Modellflächen zu deutlich schwächeren Veränderungen in der Krautschicht.

Im Bereich der Modellfläche **Selsberge** stockten auf einem potentiellen Waldgerste-, in etwas besser wasserversorgten Rinnen auch Waldmeister-Buchenwald-Standort, heimische Laubhölzer, insbesondere Esche und Zitter-Pappel sowie von Fichte durchsetzte Kiefernauforstungen. In Teilbereichen fanden sich ferner dichte Fichtenforste. In der Krautschicht der erstgenannten Flächen kamen zahlreiche Arten des Waldgerste-Buchenwaldes sowie auf Verlichtungsstellen und in Saumbereichen auch Arten der Trespen-Rasen (Festuco-Brometea (Br.-Bl. et R. Tx. 1943)) vor. In den Fichtenbeständen fehlt die Krautschicht fast völlig.



Abb. 73: Modellfläche Selsberge nach dem Einschlag 2008



Abb. 74: Modellfläche Selsberge 2010 mit üppigen Stockausschlägen



Abb. 75: Modellfläche Selsberge 2011 mit üppig entwickelter Strauchschicht

Nach der Waldrandgestaltung haben sich auf den bloßliegenden Flächen, vor allem im Bereich der tiefgründigeren und besser wasserversorgten Unterhänge, üppige Bestände stickstoffliebender Krautfluren (*Artemisietea vulgaris* (Lohmeyer, Preisling et R. Tx. 1947)) sowie Tollkirschen-Schlagfluren (*Atropetum belladonnae* (Br.-Bl. 1930)) eingestellt. In diese Bestände eingebettet kommen zahlreiche wärme- und trockenisertragende Arten der Trespen-Rasen vor.

Bereits 2009, in zunehmendem Maße aber 2010 und 2011 werden die Schlagfluren der Unterhänge durch Hasel- und Eschen-Ausschlag überwuchert (vgl. Abb 74 u. 75). Auch hier sind jedoch größere Bereiche bis heute vegetationsfrei geblieben.

Im Bereich der Modellfläche **Wandelsberg** stockte auf nahezu der gesamten Fläche ein dichter Fichtenforst. Die Krautschicht fehlte nahezu völlig, nur hier und da gelangten einzelne Individuen von Arten des Waldmeister-Buchenwaldes zur Entwicklung. Nach dem Einschlag, bei dem mangels auf der Fläche vorkommender Individuen der Zielarten mit Ausnahme einiger ausgewählter Solitäre nahezu die gesamte Baumschicht entnommen wurde, etablierten sich bereits im ersten Jahr üppige Schlagfluren (vgl. Abb. 77).



Abb. 76: Modellfläche Wandelsberg 2008 nach dem Einschlag



Abb. 77: Modellfläche Wandelsberg 2010 mit dichten Schlagfluren



Abb. 78: Modellfläche Wandelsberg 2011 mit entwickelter Strauchschicht

Laut ELLENBERG (1996) können Schlagfluren - dort, wo sie dicht geschlossen sind - das Aufkommen von Bäumen langfristig hemmen. Dies ist jedoch fast ausschließlich auf ausgedehnten Schlägen der Fall, da im Bereich kleiner Lichtungen kaum entsprechende Deckungsgrade erreicht werden. Im Bereich der eher linearen Waldränder der Modellflächen dürften stabile Schlagfluren daher kaum zu befürchten sein. Dicht schließende, großflächige Bestände aus Arten der Epilobietea angustifolii (R. Tx. et Prsg. ex v. Rochow 1951) konnten bislang auch auf keiner der sieben Modellflächen beobachtet werden. Ein steuerndes Eingreifen scheint hier unnötig. Im Bereich der im Winter 2007/2008 eingeschlagenen Fläche überwuchern die Stockausschläge von Hasel und Esche bereits 2009, in zunehmendem Maße dann 2010 und 2011 die Schlagfluren.

Im Bereich der Modellfläche **Nierenberg** stockten vor der Waldrandgestaltung auf der gesamten Fläche Bestände aus verschiedenen Laubgehölzen wie Buche, Esche, Berg-Ahorn, Stiel-Eiche und Vogel-Kirsche durchmischt mit Nadelgehölzen, v.a. der Fichte.



Abb. 79: Modellfläche Nierenberg 2008 nach dem Einschlag



Abb. 80: Modellfläche Nierenberg 2010 mit entwickelter Strauchschicht

Nach dem Einschlag hat sich auf großen Teilflächen die Esche durch Stockausschlag als dominierende Art etablieren können (vgl. Abb. 80). 2011 werden die Bestände auf den 2007/2008 eingeschlagenen Flächen in zunehmendem Maße durch den ebenfalls ausschlagkräftigen Berg-Ahorn ergänzt.

Weitere Teilbereiche der Modellfläche weisen in den Jahren 2009 und 2010 dichte Bestände des neophytischen Indischen Springkrautes (*Impatiens glandulifera*) auf, das, vom Weserufer aus kommend, die offenen Böden der Modellfläche schnell und

erfolgreich besiedelt hat (vgl. Abb 81). 2011 brachen diese Bestände, unterstützt durch die starke Frühjahrs- und Frühsommertrocknis bereits zusammen und wurden durch Gehölzausschlag ersetzt.



Abb. 81: *Impatiens glandulifera*-Dominanzbestand am Nierenberg 2010

3.5 Fazit

Die maximale Diversität sowohl aus floristischer wie auch aus vegetationskundlicher Sicht besteht bei allen untersuchten Parametern etwa 3 - 4 Jahre nach dem Ersteinschlag.

Bei einem Einschlag etwa alle 20 Jahre sollte die Gesamtfläche daher in etwa 5 Abschnitte aufgeteilt werden, die im Abstand von ca. 4 Jahren auf den Stock gesetzt werden

Zur optimalen Förderung der Zielbaumarten scheint nach dem ersten Auf-den-Stock-Setzen darüber hinaus - zumindest nach jetzigem Stand, sprich vier Jahre nach der Waldrandgestaltung - eine selektive Pflege des Bestandes zwingend geboten.



3.6 Literatur

- BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (BFN) (1996): Rote Liste gefährdeter Pflanzen Deutschlands. Schriftenreihe für Vegetationskunde 28. Münster-Hiltrup
- DIERSCHKE, H. (1988): Pflanzensoziologische und ökologische Untersuchungen in Wäldern Süd-Niedersachsens. IV. Vegetationsentwicklung auf langfristigen Dauerflächen von Buchenwald-Kahlschlägen. Tuexenia 8 307-326. Göttingen
- DURWEN, K.J. (1982): Zur Nutzung von Zeigerwerten und artspezifischen Merkmalen der Gefäßpflanzen Mitteleuropas für Zwecke der Landschaftsökologie und -planung mit Hilfe der EDV. Arbeitsber. Lehrst. Landschaftsökolog. 5. Münster
- ELLENBERG, H. (1992): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. Göttingen
- ELLENBERG, H. (1996): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. Stuttgart
- LONDO, G. (1975): Dezimalskala für Vegetationskundliche Aufnahmen von Dauerquadraten. In: W. Schmidt (Hg.): Sukzessionsforschung - Ber. Int. Symp. Int. Ver. Vegetationskunde 31 - 38
- OBERDORFER, E. (1994): Pflanzensoziologische Exkursionsflora. Stuttgart
- POTT, R. (1995): Die Pflanzengesellschaften Deutschlands. Stuttgart
- ROLOFF, A. (1989): Kronenentwicklung und Vitalitätsbeurteilung ausgewählter Baumarten der gemäßigten Breiten. Frankfurt a.M.
- WOLFF-STRAUB, R., I. BANK-SIGNON et al. (1999): Rote Liste der in Nordrhein-Westfalen gefährdeten Pflanzen und Tiere. Schriftenreihe der Landesanstalt für Ökologie, Landschaftsentwicklung und Forstplanung Nordrhein-Westfalen Bd. 4. Recklinghausen

alle Fotos in Kapitel 3: FRANK GRAWE

Kap. 4: Mittelwaldähnliche Waldrandgestaltung aus faunistischer Sicht

Bearbeiter: Dr. B. BEINLICH und L. SPECKEN

Gliederung

4.1	Kleinsäuger	2
4.1.1	Methodik.....	2
4.1.2	Ergebnisse	3
4.1.2.1	Nager als Forstschädlinge.....	6
4.1.2.2	Flächen räumen – ja oder nein?.....	9
4.1.3	Schlussfolgerungen.....	11
4.2	Brutvögel.....	12
4.2.1	Methodik.....	12
4.2.2	Ergebnisse	13
4.2.2.1	Entwicklung der Artenzahlen	13
4.2.2.2	Entwicklung der Abundanzen	14
4.2.2.3	Ursachen für die Bestandsveränderungen	17
4.2.2.4	Auswertung in Bezug auf die Rote Listen NRW/D.....	18
4.2.2.5	Auswirkungen auf die ökologischen Gilden	18
4.2.2.6	Entwicklung der Dominanzverhältnisse	21
4.2.3	Schlussfolgerungen.....	22
4.3	Tagfalter, Dickkopffalter und Widderchen	23
4.3.1	Methodik.....	23
4.3.2	Ergebnisse	23
4.3.2.1	Auswertung in Bezug auf die Roten Listen NRW/D.....	27
4.3.2.2	Auswirkungen auf die verschiedenen ökol. Gilden	28
4.3.2.3	Vergleich unterschiedlicher Expositionen	34
4.3.3	Schlussfolgerungen.....	38
4.4	Reptilien	39
4.5	Sonstige wertbestimmende Arten	39
	Literatur	40

In den Jahren 2008 bis 2011 wurde im Rahmen von standardisierten Erhebungen die Entwicklung der Zönosen ausgewählter Taxa (Kleinsäuger, Vögel, tagfliegende Schmetterlinge, Reptilien) auf den Modell- und Referenzflächen dokumentiert. Die Daten aus vier Jahren erlauben hinsichtlich der Kleinsäuger und Brutvögel eine detailliertere Interpretation der Entwicklungen auf den Modellflächen. Bei den Tagfaltern ist die Aussagekraft der Daten bezüglich der Auswirkungen der Umgestaltung der Waldränder weniger belastbar, da die Entwicklung der Falterpopulationen stark vom Witterungsverlauf im jeweiligen Jahr beeinflusst wird. Nichts desto trotz können auch bei dieser Tiergruppe grundlegende Trends festgestellt werden.

Die Reptilienfauna wurde lediglich in den Jahren 2010 und 2011 intensiver untersucht. Zusammen mit den Nachweisen aus den ersten beiden Projektjahren können somit Aussagen zu den Entwicklungstrends auf den Modellflächen getroffen werden.

Im Folgenden werden die für das Modell- und Demonstrationsprojekt relevanten Ergebnisse vorgestellt:

4.1 Kleinsäuger

4.1.1 Methodik

Die Erfassung der Kleinsäugerfauna erfolgte mittels Lebendfallen entlang von Transekten, die jeweils auf den Flächen angelegt wurden, die im ersten Jahr (im Falle des Bielenberg-Süd im 2. Jahr) nach den Vorgaben des Projektes umgestaltet wurden (je 5 Fallen/Transekt bei 8 bis 10 [teilw. 12] Transekten pro Modellfläche – um eine Vergleichbarkeit der erhobenen Daten zu gewährleisten, wurden die Ergebnisse jeweils auf 10 Fallen umgerechnet). Als Köder dienten Haselnüsse und Rosinen. Die Transekte wurden so gelegt, dass zum einen geräumte, zum anderen ungeräumte Teilflächen in die Untersuchungen einbezogen wurden. Dieser Anordnung wurde auch in der Auswertung der Daten für die Jahre 2008 und 2009 Rechnung getragen. Ab 2010 wurde diese Differenzierung aufgegeben, da die aufwachsende Vegetation die strukturellen Unterschiede völlig verwischte. Darüber hinaus wurden im ersten Untersuchungsjahr (2008) in angrenzenden, noch nicht umgestalteten Waldbeständen ebenfalls Fallen ausgebracht um entsprechende Referenzdaten zu erhalten. In den Folgejahren (ab 2009) wurden in den Gebieten, in denen erhaltene Waldbestände an die Modellfläche angrenzten, jeweils 2 Fallen pro Transekt im Wald platziert.

Die Anordnung der Fallen erfolgte in zuvor festgelegten Abständen, so dass die verschiedenen Strukturen zufallsmäßig Berücksichtigung fanden. Für jeden Fallenstandort wurde vermerkt, wie die direkte Umgebung (Radius ein Meter) der Falle beschaffen war.

Das Monitoring der Kleinsäugerpopulationen diene antragsgemäß vor allem der Fragestellung, welchen Einfluss sie (und unter ihnen vor allem die als Forstschädlinge besonders gefürchteten Kurzschwanzmäuse) auf die Entwicklung der Gehölze auf den Modellflächen nehmen. Im Rahmen der folgenden Auswertungen wird der Steinberg, der als Modell für eine sukzessive Umgestaltung des Waldrandes dient, jeweils separat betrachtet, da sich dort die tierökologisch relevanten Strukturen stark abweichend von den anderen Modellflächen darstellten.

4.1.2 Ergebnisse

In Abb. 1 sind die Gesamtfänge auf allen Modellflächen (ohne Steinberg) für die jeweiligen Untersuchungsjahre dargestellt (vgl. auch Tab. 1.1 – 1.7 im Anhang). Insgesamt wurden 7 Nagetierarten nachgewiesen. Dominante Arten sind Rötel- und Gelbhalsmaus (*Myodes glareolus* und *Apodemus flavicollis*), im Jahr 2009 auch Brand- und Waldmaus (*Apodemus agrarius* und *Apodemus sylvaticus*).

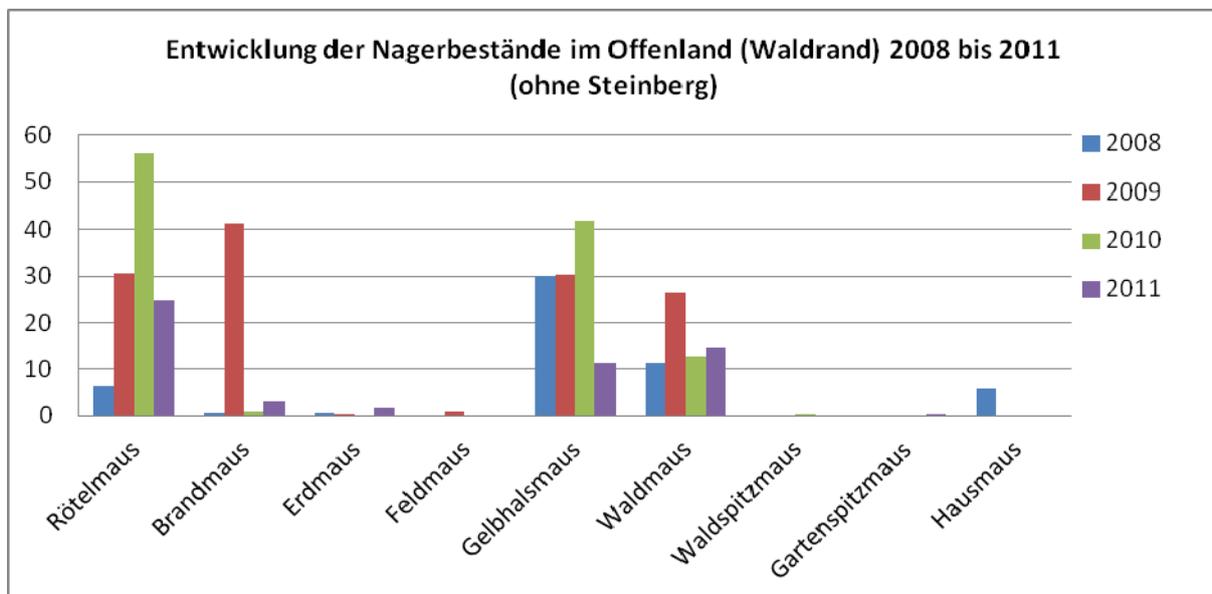


Abb. 1: Entwicklung der Kleinsäugerbestände (Nager und Spitzmäuse) im jährlichen Vergleich – zusammengefaßt für alle Modellflächen (außer dem Steinberg). Die Fangzahlen (Abundanzen) wurden jeweils auf 10 Fallen normiert.

Auf der Modellfläche Steinberg konnten vier Nagerarten nachgewiesen werden (Abb. 2). Dort dominiert die Rötelmaus in den Jahren 2009 bis 2011. Im Jahr 2010 erreichen dort Gelbhalsmaus und Waldmaus größere Abundanzen.

Die Artenzusammensetzung und Abundanzen auf den Referenzflächen „Wald“ sind in Abb. 3 dargestellt. Dort sind die Waldmaus, im Jahr 2010 auch Gelbhalsmaus und Rötelmaus, die dominierenden Arten.

Sowohl für die Modell- als auch für die Referenzflächen ist festzuhalten, dass Rötel- und Gelbhalsmaus im Jahr 2010 ausgesprochen hohe Populationsdichten aufbauten, die dann im Folgejahr zusammenbrachen. Diese Entwicklung wurde nicht nur auf

den Maßnahmenflächen festgestellt, sondern war in der gesamten Region zu beobachten (F. WOLFF, Regionalforstamt Hochstift, mdl.).

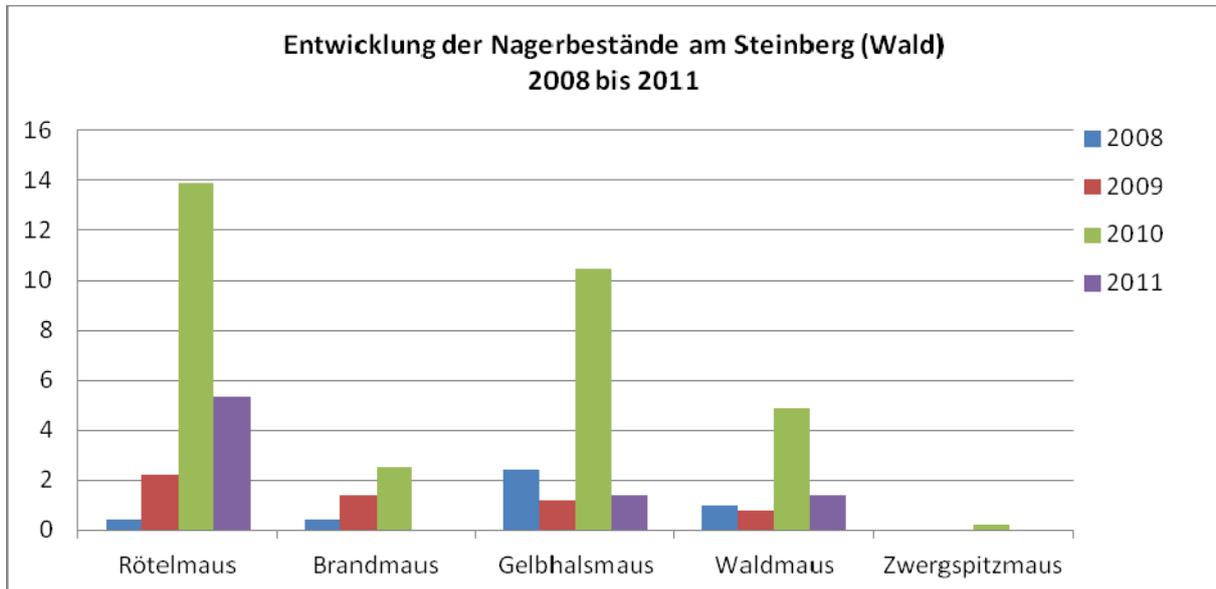


Abb. 2: Entwicklung der Kleinsäugerbestände (Nager und Spitzmäuse) auf der Modellfläche Steinberg. Die Fangzahlen (Abundanzen) wurden jeweils auf 10 Fallen normiert.

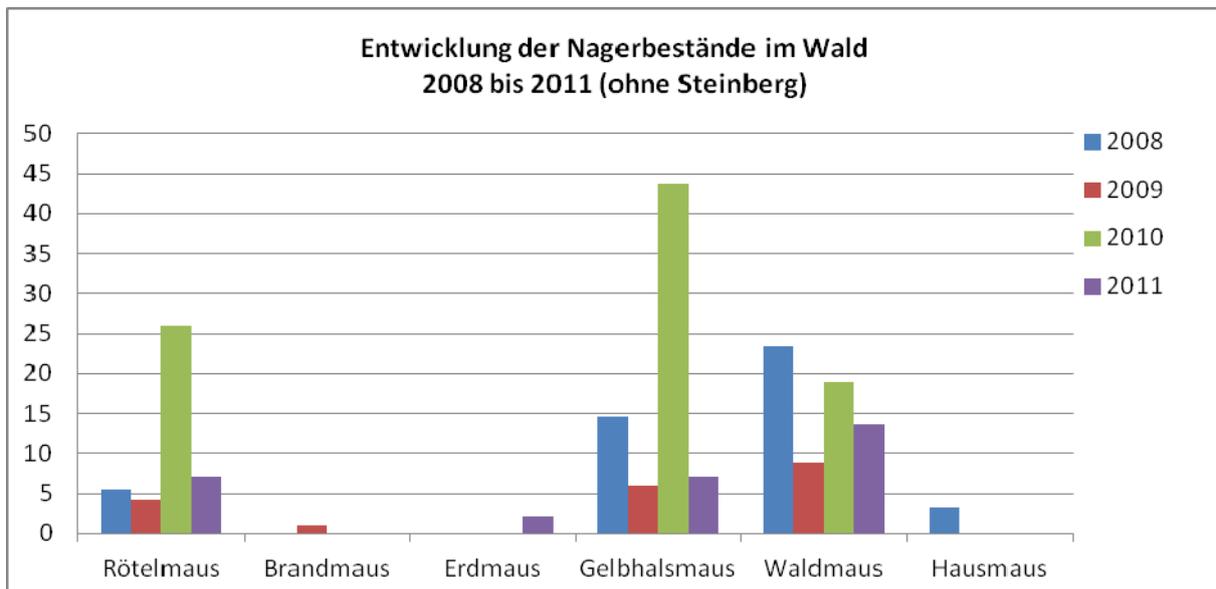


Abb. 3: Entwicklung der Kleinsäugerbestände (Nager und Spitzmäuse) auf den Referenzflächen „Wald“. Die Fangzahlen (Abundanzen) wurden jeweils auf 10 Fallen normiert.

Eine ähnliche Entwicklung zeigten Brand- und Waldmaus, allerdings zeitlich versetzt, bereits im Vorjahr 2009 (Abb. 1). Im Gegensatz zur beobachteten Gradation bei Rötel- und Gelbhalsmaus blieb die Abundanzzunahme auf die umgestalteten Waldränder beschränkt und ist weder am Steinberg (Abb. 2) noch auf den Referenzen im Wald (Abb. 3) nachvollziehbar.

Für die Mäusegradation im Jahr 2010 ist vor allem der Witterungsverlauf (in Verbindung mit einem guten Samenansatz bei den Waldbäumen), insbesondere der gute Sommer 2009 und der schneereiche Winter 2009/2010, verantwortlich zu machen. Während sich der eher feucht-kühle, schneearme Winter 2008/2009 erwartungsgemäß negativ auf die Bestandsentwicklung der Nagerpopulationen ausgewirkt hat (vgl. Herbstbestand 2008 mit Frühjahrsbestand 2009 in Abb. 4), entwickelten sich die Bestände im Sommer 2009 sehr positiv, wie der hohe Herbststand 2009 zeigt (Abb. 4). Das Winterhalbjahr 2009/2010 konnten insbesondere Rötel- und Gelbhalsmaus ohne (oder so gut wie ohne) Verluste gut geschützt unter der hohen Schneedecke überstehen (vgl. den hohen Frühjahrsbestand 2010, Abb. 1-4). Im Sommer 2010 haben sich die beiden genannten Arten weiter vermehren können, so dass sie individuenstark in den Winter 2010/2011 gehen konnten. Auch der Winter 2010/2011 war sehr schneereich (und kalt), so dass die Nagern erneut unter dem Schutz der Schneedecke den Winter hätten überstehen können. Dies war jedoch nicht der Fall: Im Gegensatz zum Vorjahr ist der Nagerbestand weitgehend zusammen gebrochen, so dass die Tiere in ähnlicher Kopfstärke wie im Jahr 2008 ins Jahr 2011 starteten (vgl. Abb. 4).

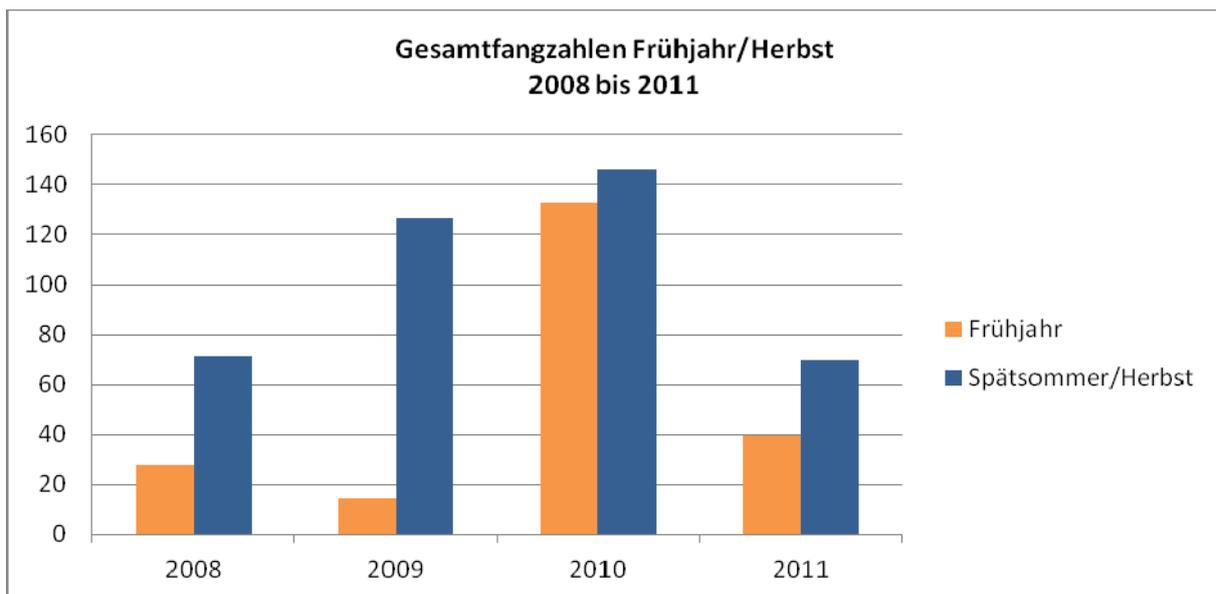


Abb. 4: Entwicklung der Frühjahrs- und Herbst-Abundanzen der Nager (ohne Bilche) in den Jahren 2008 bis 2011. Die Fangzahlen (Abundanzen) wurden jeweils auf 10 Fallen normiert.

Im Gegensatz zu der beobachteten Gradation von Rötel- und Gelbhalsmaus war die starke Bestandszunahme von Brand- und Waldmaus im Jahr 2009 (Abb. 1) ein lokales Ereignis, dass auf die Modellflächen beschränkt blieb und wohl eher als eine Reaktion auf die dort stark veränderten Strukturen zu werten ist. Auf der Modellfläche Steinberg (Abb. 2) und den Referenzen im Wald (Abb. 3) ist ein entsprechend starkes Anwachsen der Populationen nicht nachvollziehbar.

Ein Vergleich der Abundanzen auf den Modellflächen mit den Referenzflächen im Wald macht deutlich, dass die neu geschaffenen Waldränder zumindest in den

ersten Jahren für die verschiedenen Nagetierarten deutlich attraktiver sind. Ihre Populationsdichte war dort in den vier Untersuchungsjahren mehr als doppelt so groß wie im Wald (Abb. 5). Überraschend niedrig war die Populationsdichte dagegen auf der Modellfläche Steinberg. Ob dies zufallsbedingt ist ($N = 1$) oder auf die andere strukturelle Ausstattung der Fläche zurückzuführen ist, bleibt ungeklärt.

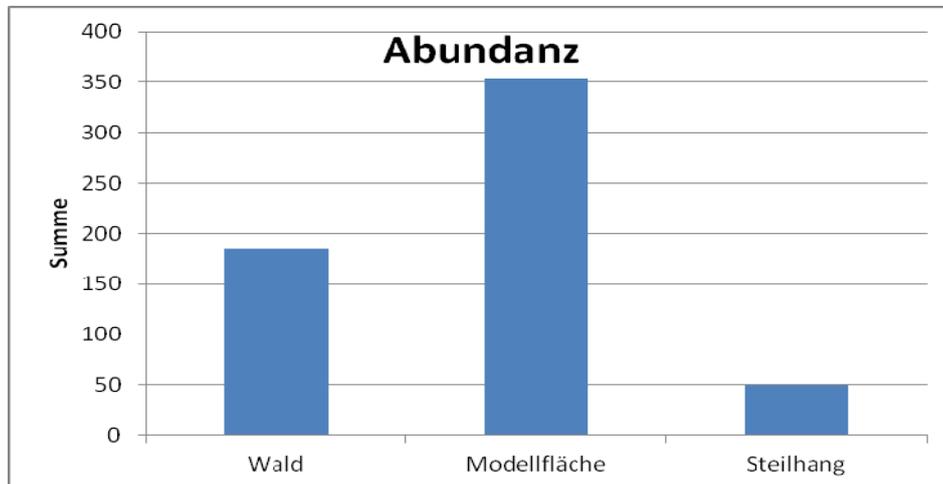


Abb. 5: Abundanzen der Nagetiere auf den Modell- und Referenzflächen. Dargestellt sind die Summe der gefangenen Tiere in Verläufe der 4 Untersuchungsjahre bezogen auf 10 Fallen.

4.1.2.1 Nager als Forstschädlinge

Da die verschiedenen Nagetierarten in unterschiedlichem Maß (siehe Box) als Forstschädlinge auftreten, ist eine nach Arten differenzierte Betrachtung notwendig. Insbesondere die Kurzschwanzmäuse, im aktuellen Fall v.a. die Rötelmaus, sind bei den Forstleuten als große Schädlinge gefürchtet.

Exkurs: Nagetiere als Forstschädlinge

Forstliche Schäden werden fast ausschließlich durch Kurzschwanzmäuse verursacht. Kurzschwanzmäuse gehören zu den Wühlmausarten und können durch ihr massenhaftes Auftreten erhebliche Schäden an Forstkulturen anrichten. Neben Erd- und Feldmaus (Gattung *Microtus*) gehören Rötel- und Schermaus (Gattungen *Myodes* und *Arvicola*) in diese Gruppe.

Folgende Schadbilder treten auf:

Erdmaus (*Microtus agrestis*)

- benagen Rinde und Splint junger Laubbäume v. a. am Stammfuß
- ringeln gewöhnlich den ganzen Stamm (meist Todfraß)
- nagen auch Stämmchen bis 2 cm dicht oberhalb des Bodens am Wurzelhals ab
- Nagespuren sind max. bis 0,7 mm breit, der Splint wird i.d.R. tief verletzt

Feldmaus (*Microtus arvalis*)

- benagt den unteren Stammbereich, aber auch unterirdisch die Wurzeln, durchnagt aber Stämmchen nicht

Rötelmaus (*Myodes glareolus*)

- benagt die Rinde am Stamm, bevorzugt jedoch an dünnen Zweigen (klettert z.T. mehrere Meter)
- sowohl Nadel- als auch Laubbäume sind betroffen, v. a. Lärche
- nagt eher plätzeweise
- nagt gewöhnlich nicht in den Splint (Schaden kann meist gut ausheilen)
- seltener werden ganze Stämmchen, Äste und Zweige abgenagt
- Nagespuren schmal (bis max. 0,7 mm)

Schermaus (*Arvicola terrestris*) - auf den Modellflächen nicht vorhanden

- benagt während der Vegetationsruhe unterirdisch Wurzeln der Waldbäume vom Wurzelende beginnend zum Wurzelstock hin rübenförmig ab
- Nagezahnspuren meist breiter als 2 mm, grobfaserig
- v.a. auf Erstaufforstungsflächen und Jungwüchsen an Laub- und Nadelholz bis Armstärke

Gefährdungsgrad Erd-, Feld-, Rötel- und Schermaus

Stark (auch bei Normaldichte) Rotbuche, Hainbuche, Kirsche, Esche, Ahorn, Weide, Lärche, Wildobst, Elsbeere

Mittel (+/- nur bei Gradation) Douglasie, Fichte, Eiche, Pappel, Robinie

+/- nicht (auch nicht bei Gradation) Kiefer, Tanne, Linde, Birke, Erle, Walnuss, Vogelbeere, Mehlbeere

Quelle: www.aelf-an.bayern.de/forstwirtschaft/28119/index.php

Auf den Modellflächen waren Rötel- und Gelbhalsmaus die dominierenden Nagetierarten, gefolgt von Waldmaus und Brandmaus (Abb. 1 und 2), wobei letztere nicht auf allen Modellflächen auftraten, dort wo sie anzutreffen waren, aber recht hohe Dichten erreichen konnten. Auf den Referenzflächen „Wald“ dominieren dagegen eindeutig Gelbhals- und Waldmaus. Die Rötelmaus trat dort in deutlich geringerer Dichte auf (Abb. 3). So gut wie keine Rolle spielen die restlichen drei Arten, Erdmaus (*Microtus agrestis*), Feldmaus (*Microtus arvalis*) und Hausmaus (*Mus musculus*). Die Schermaus (*Arvicola terrestris*), die wie die Rötelmaus ein gefürchteter Forstschädling ist, konnte nicht nachgewiesen werden. Im Folgenden wird die Bestandsentwicklung der beiden häufigsten Arten vorgestellt:

Die **Rötelmaus (*Myodes glareolus*)** bevorzugt ein eher kühleres Klima in Laub- und Mischwäldern mit einer gut entwickelten Kraut- und Strauchschicht, ist aber auch in lichten Buchenbeständen oder Erlenbrüchern sowie in Niedermooren und Hartholzauen verbreitet. Sie gilt als feuchteliebend und ist dementsprechend in hohen Dichten in Flussauen und feuchten bis nassen Waldtypen anzutreffen (JENRICH et al. 2010). Diese Präferenzen spiegeln sich auf den Modellflächen allerdings nur zum Teil wider (vgl. Abb. 6), da sie auf allen ähnlich häufig anzutreffen war, egal ob südexponiert und damit trocken-warm (z.B. Ziegenberg, Bielenberg-Süd oder Selsberge) oder ost- bzw. nordexponiert (z.B. Nierenberg oder Wandelsberg). Eine Erklärung hierfür ist in ihrem hohem Kolonisierungspotential als Pionierart zu suchen: Sie besiedelt neue Lebensräume wie Windwurfflächen oder Kahlschläge sehr schnell und kommt auch mit weniger geschützten Bereichen wie Waldrändern oder Lichtungen gut zurecht, wenn die Vegetationsdichte (z.B. Him- oder Brombeeren) hoch genug ist (JENRICH et al. 2010).

Trotz der hohen Dichten, die die Rötelmaus erreichte, konnten im Rahmen der vegetationskundlichen Untersuchungen keine Schäden an den Gehölzen festgestellt werden (vgl. Kap. 3.3.2).

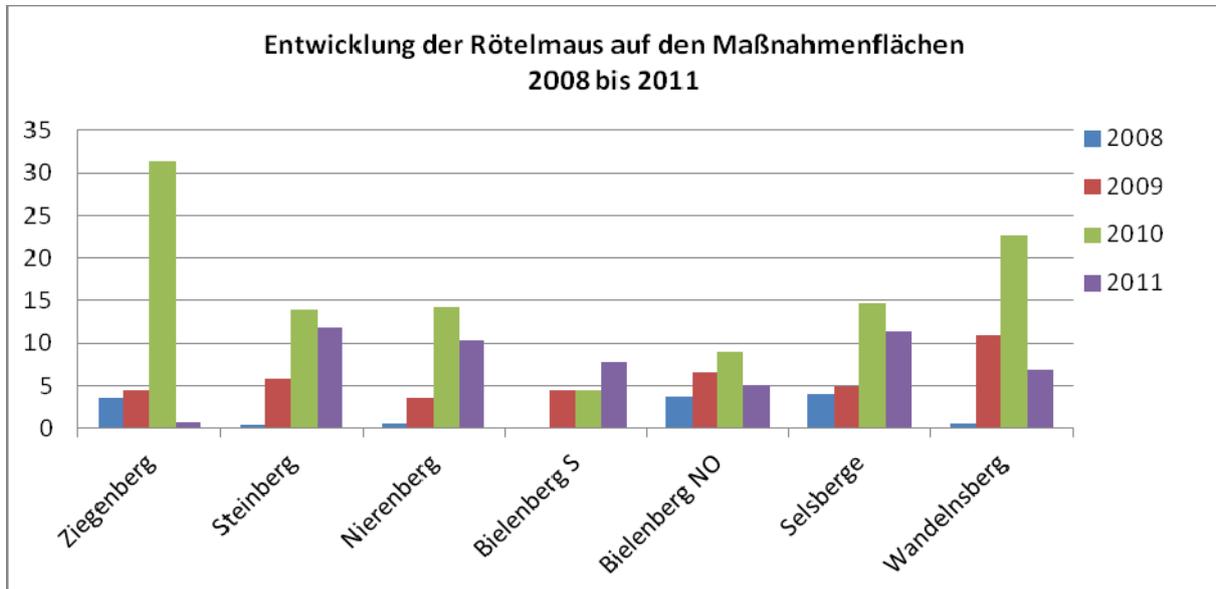


Abb. 6: Entwicklung der Rötelmaus-Bestände (*Myodes glareolus*) auf den verschiedenen Modellflächen. Die Fangzahlen (Abundanzen) wurden jeweils auf 10 Fallen normiert.

Abb. 7 stellt die Bestandsentwicklung der **Gelbhalsmaus** (*Apodemus flavicollis*) dar. Diese Langschwanzmaus weist ihre höchsten Bestandsdichten in Gebieten mit einem ausgeprägten Biotopmosaik auf, die durch einen Wechsel zwischen Wald, Feldgehölzen, Hecken, kleinen Feldern und Wiesen gekennzeichnet sind. Sie ist abhängig von Wäldern mit einem großen Anteil fruchttragender Bäume mit gutem Kronenschluß und einer geringen humusbildenden Schicht bzw. gering entwickelter Krautschicht. Hohe Populationsdichten werden in strukturreichen Hochwäldern mit Buchen, Eichen und Hainbuchen erreicht. Sie meidet feuchte, stark bewachsene Areale. Diese Präferenzen lassen sich an den Häufigkeiten in den Modellgebieten zum Teil nachvollziehen: So erreicht sie am Ziegenberg, wo Buchenhochwälder direkt an die Modellfläche angrenzen, zumindest in zwei der vier Untersuchungsjahre die höchsten nachgewiesenen Abundanzen.

Da die Gelbhalsmaus als Forstschädling kaum in Erscheinung tritt, stellen Gradationen dieser Art aus forstlicher Sicht grundsätzlich kein größeres Problem dar. Auch im Projekt konnten keine negativen Auswirkungen festgestellt werden.

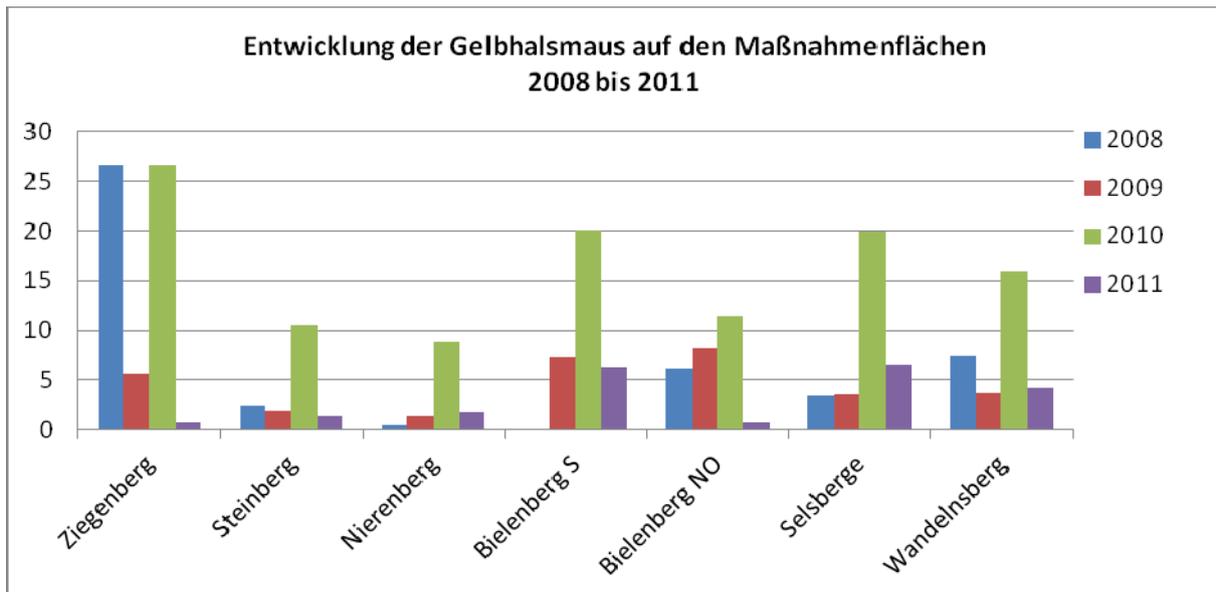


Abb. 7: Entwicklung der Gelbhalsmaus-Bestände (*Apodemus flavicollis*) auf den verschiedenen Modellflächen. Die Fangzahlen (Abundanzen) wurden jeweils auf 10 Fallen normiert.

4.1.2.2 Flächen räumen – ja oder nein?

Eine aus ökonomischer Sicht wichtige Frage des Modell- und Demonstrationsvorhabens war, inwieweit es sinnvoll ist, auf den Modellflächen den Schlagabraum abzuräumen oder aber liegen zulassen, denn es ist zu vermuten, dass auf ungeräumten Flächen Kleinsäuger bessere Versteckmöglichkeiten finden und sich somit besser vermehren können. Dies wiederum könnte zu erhöhten Schäden an den forstlichen Kulturen führen.

Wie den Abb. 8 und 9 zu entnehmen ist, war in den Jahren 2008 und 2009 tatsächlich eine deutliche Präferenz der Nager für die nicht geräumten Bereiche mit entsprechend größerer Deckung feststellbar. Ab 2010 war dieser Unterschied nicht mehr nachweisbar, da durch die zwischenzeitlich aufgewachsene Vegetation die Unterschiede zwischen geräumten und ungeräumten Flächen völlig verwischt waren. Eine getrennte Auswertung ist somit nicht zielführend.

Da ein Vorteil bezüglich potentieller Schadnager zeitlich nur auf zwei Jahre beschränkt ist und zudem keine Schädwirkungen festgestellt werden konnten, ist zumindest aus Sicht der Schädlingsprävention das aufwändige Räumen der Flächen nicht notwendig.

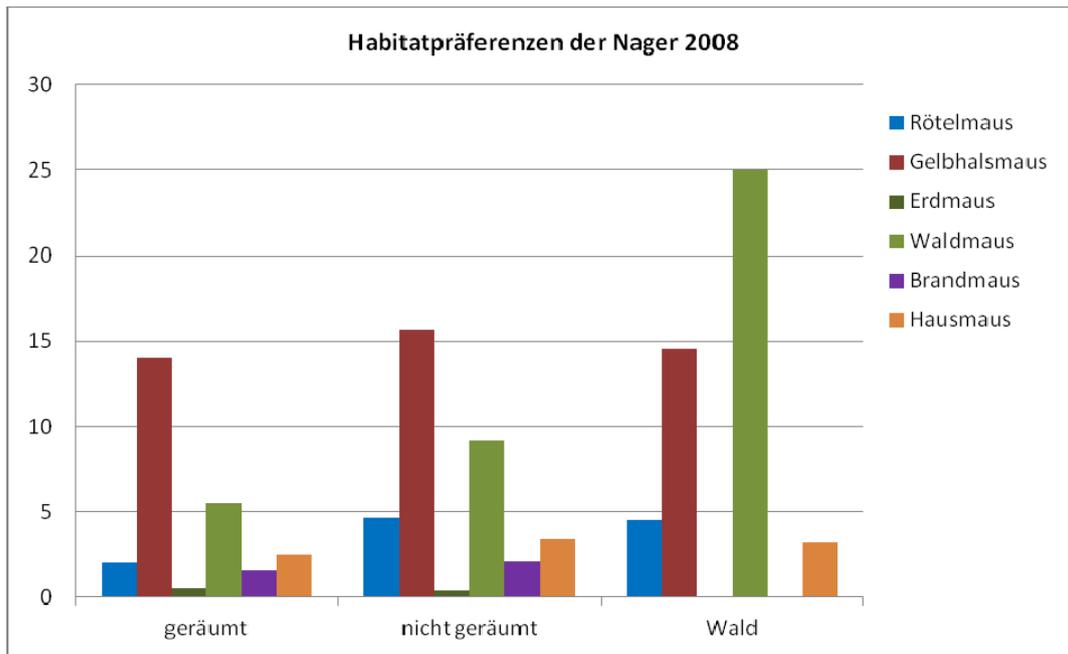


Abb. 8: Nutzung der geräumten bzw. ungeräumten Bereiche auf den Modellflächen durch die verschiedenen Nagerarten im Jahr 2008. Zum Vergleich sind die Ergebnisse auf den Referenzflächen „Wald“ mit angegeben. Die Fangzahlen (Abundanzen) wurden jeweils auf 10 Fallen normiert.

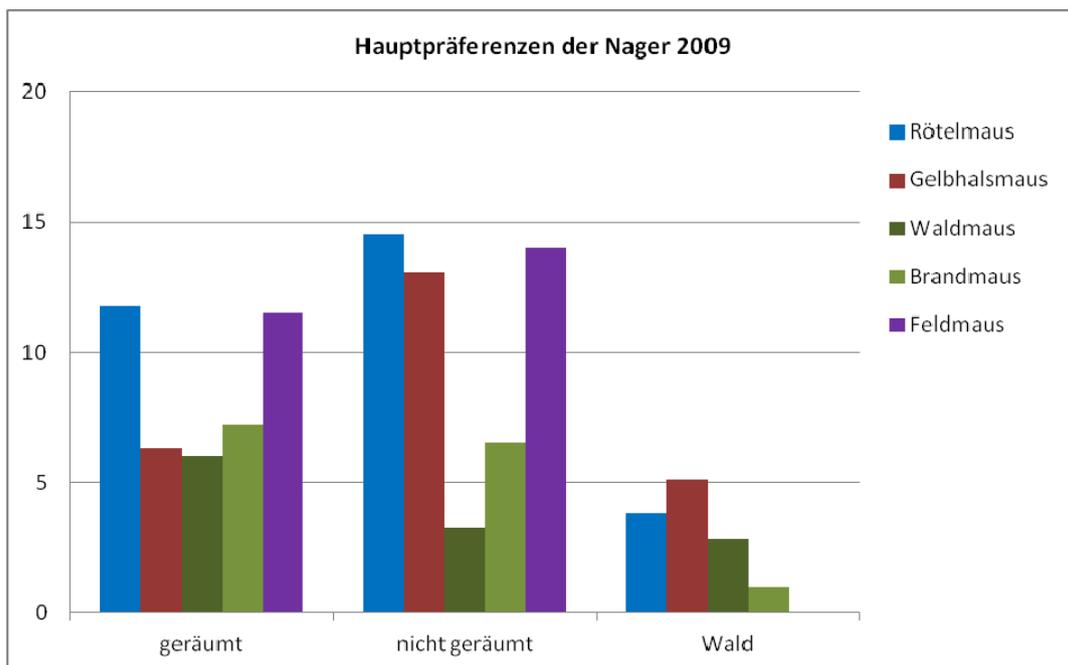


Abb. 9: Nutzung der geräumten bzw. ungeräumten Bereiche auf den Modellflächen durch die verschiedenen Nagerarten im Jahr 2009. Zum Vergleich sind die Ergebnisse auf den Referenzflächen „Wald“ mit angegeben. Die Fangzahlen (Abundanzen) wurden jeweils auf 10 Fallen normiert.

4.1.3 Schlussfolgerungen

Die Untersuchungen zeigen, dass die neu gestalteten Waldränder in den ersten Jahren attraktive Lebensräume für unsere heimischen Nagetiere darstellen. Sie erreichen dort deutlich größere Populationsdichten als in den benachbarten Wäldern. Trotz einer Gradation der als Forstschädling bekannten Rötelmaus im Jahr 2010 konnten keine Schäden an den neugepflanzten Zielbaumarten oder dem aus der Naturverjüngung aufgelaufenen Baumjungwuchs festgestellt werden.

Eine aufwändige Räumung des Schnittguts im Bereich der neu geschaffenen Waldränder bringt nur kurzfristig einen Vorteil in Bezug auf die Entwicklung des Kleinsäugeraufkommens.

4.2 Brutvögel

4.2.1 Methodik

In den Jahren 2008 bis 2011 wurden jeweils von März/April bis Juni die Brutvogelbestände auf den Maßnahmenflächen und in den direkt angrenzenden Waldbeständen erfasst. Hierzu wurden insgesamt jeweils sieben Begehungen pro Fläche durchgeführt. Als Methodik wurde eine flächendeckende Revierkartierung in Anlehnung an BIBBY et al. (1995) angewandt.

Da die Gestaltungsmaßnahmen auf jeder Untersuchungsfläche über einen Zeitraum von drei Jahren in Teilabschnitten durchgeführt wurden, ist es notwendig, alle weiteren auf die Erhebungen folgenden Auswertungen getrennt nach den verschiedenen Abschnitten vorzunehmen. Konkret bedeutet dies, dass nur für jeweils ein Drittel der Fläche an den verschiedenen Standorten Daten zur Entwicklung der Brutvogelgemeinschaften über einen Zeitraum von maximal vier Jahren vorliegen. Für diese Flächen liegen keine Referenzdaten vom Ausgangsbestand vor, da das Modellvorhaben erst im Spätsommer 2007 genehmigt wurde und die ersten Gestaltungsmaßnahmen bereits im Winterhalbjahr 2007/2008 durchgeführt wurden. Entsprechende Referenzdaten sind erst für die Flächen verfügbar, die in den beiden folgenden Winterhalbjahren umgestaltet wurden. Für diese Bereiche fehlen jedoch die Daten zur längerfristigen Entwicklung der Brutvogelbestände (drittes bzw. viertes Jahr) nach Umgestaltung der Fläche.

Es wurde im Rahmen der Auswertungen deshalb folgende Vorgehensweise gewählt:

- Die Anzahl der ermittelten Brutreviere (Abundanz) wurde jeweils auf eine Waldrandlänge von 1.000 m hochgerechnet.
- Berücksichtigt wurden nur die Brutvorkommen direkt auf der Maßnahmenfläche und diejenigen, die sowohl der Maßnahmenfläche als auch dem neuen Waldrand zuzuordnen sind. Letztere gehen in die Abundanzberechnung nur zur Hälfte (0,5 Reviere) ein.
- Es werden bei der Auswertung die Maßnahmenflächen berücksichtigt, für die Daten zur Entwicklung der Bestände aus vier Jahren nach Durchführung der Maßnahme vorliegen (N=6). Hier fehlen aus oben dargelegten Gründen die Nullaufnahmen vom konkreten Standort vor Durchführung der Maßnahme. Als Referenz dienen hier an die Maßnahmenflächen direkt anschließende Waldränder, soweit sie in ihrer Struktur und ihrem Aufbau den Maßnahmenflächen gleichen.
- Um einen direkten Vergleich mit den Ausgangsbeständen (= Nullaufnahme) zu ermöglichen, werden weiterhin die Flächen separat in die Auswertung mit einbezogen, für die 2008 eine Erhebung vor Maßnahmendurchführung erfolgen konnte. Für diese Flächen liegen versuchsbedingt dann allerdings nur Daten zur Entwicklung der Brutvogelgemeinschaften aus drei Folgejahren vor (N=5). In einem Fall (Bielenberg-Ost) wurde für den Vergleich der Abundanzen ein benachbartes Waldstück außerhalb der Maßnahmenfläche mit einbezogen, da

die Strukturen dort im Gegensatz zu allen anderen Flächen direkt vergleichbar zu der Maßnahmenfläche waren.

- Nahrungsgäste werden bei der Auswertung nicht weiter berücksichtigt.

4.2.2 Ergebnisse

Die so aufbereiteten Ergebnisse der Kartierungen aus den Jahren 2008 bis 2011 sind für die verschiedenen Standorte den Tabellen 9 bis 19 im Anhang zu entnehmen.

4.2.2.1 Entwicklung der Artenzahlen

Insgesamt wurden in den vier Untersuchungsjahren 39 Brutvogelarten auf den in die Auswertung einbezogenen Flächen nachgewiesen - 32 Arten auf den Referenzflächen, 36 Arten auf den Maßnahmenflächen.

Abb. 10 zeigt die Entwicklung der Artenzahlen in den Jahren 2008 bis 2011 (= 1. bis 4. Jahr nach Durchführung der Maßnahme). Deutlich wird, dass auf allen Flächen die Zahl der Arten vom 1. zum 4. Jahr hin zunimmt. Allerdings ist das Ausmaß sehr unterschiedlich. Besonders deutlich wird dies beim Vergleich der Maßnahmenfläche Bielenberg-Ost mit dem Steinberg.

Weiterhin kann festgestellt werden, dass im Vergleich zur Referenz (= benachbarte Waldränder, im folgenden als Wald bezeichnet) in vier von sechs Fällen in den ersten Jahren nach Umsetzung der Maßnahme die Artenzahl zurückgeht. Lediglich am Ziegenberg und Wandelsberg ist dieser Trend nicht feststellbar.

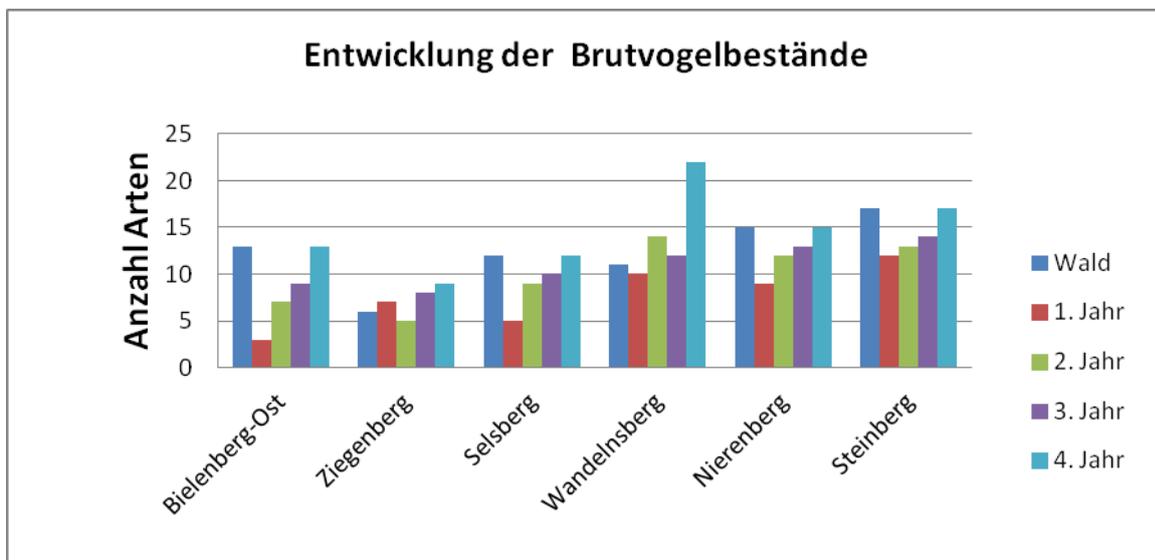


Abb.10: Entwicklung der Zahl der Brutvogelarten (Anzahl der Arten) auf den Probestellen im Laufe der ersten vier Jahre nach Durchführung der Gestaltungsmaßnahmen im Vergleich zu Referenzflächen (angrenzender vergleichbarer Waldrand).

Die Entwicklung der Artenzahlen auf den Teilflächen, die erst ein Jahr später umgestaltet wurden, zeigt ein ähnliches Bild und sichert somit die obigen Ergebnisse ab (vgl. Abb. 11). Hier fällt der Vergleich zur Referenz (= Nullaufnahme vor Umsetzung der Maßnahme) sogar noch positiver aus – lediglich in zwei Fällen der insgesamt fünf Fälle geht die Artenzahl in den ersten Jahren zurück.

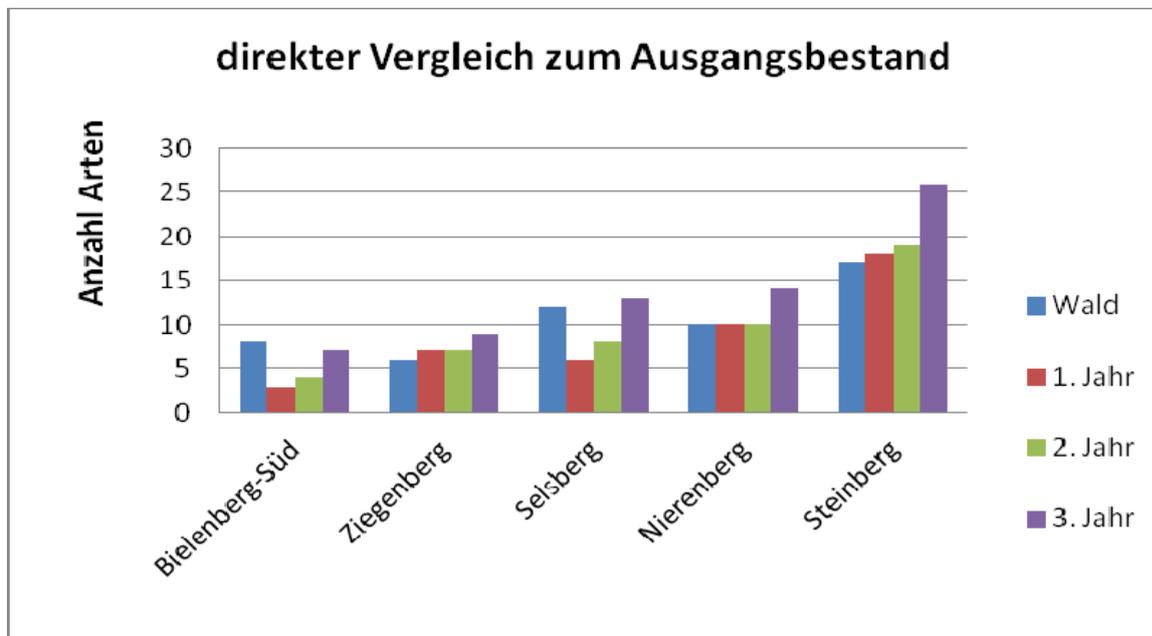


Abb. 11: Entwicklung der Brutvogelbestände (Anzahl der Arten) auf den Probestflächen im Laufe der ersten drei Jahre im Vergleich zum Waldrand im Ausgangszustand (Nullfläche).

Es wird deutlich, dass Einschlag und Umgestaltung der Waldränder, bezogen auf die Artenzahlen, sich nur kurzfristig nachteilig auswirkt. Spätestens im dritten oder vierten Jahr erreichen die Artenzahlen ähnlich hohe oder gar höhere Werte wie auf den Referenzflächen (vgl. Abb. 10, 11).

4.2.2.2 Entwicklung der Abundanzen

Deutlichere Reaktionen auf die Eingriffe zeigen dagegen die zusammengefaßten Abundanzen aller Brutvogelarten in den jeweiligen Gebieten. Ein Vergleich der Anzahl der Brutpaare auf den Referenzflächen (Waldrand vor Durchführung der Maßnahme) mit den Brutvogelbeständen im 1. und 2. Maßnahmenjahr führt vor Augen, wie gravierend sich der Eingriff zunächst auswirken kann: Bestands-einbrüche um 80 % und mehr sind z.B. auf den Modellflächen Bielenberg-Ost und Bielenberg-Süd oder im Bereich der Selsberge zu verzeichnen (vgl. Abb. 12 und Tab. 9, 10 oder 14 im Anhang). Auf den restlichen drei Maßnahmenflächen fällt der Rückgang der Brutvorkommen dagegen deutlich geringer aus – hier betragen die Bestandsrückgänge rund 40 % im 1. und zwischen 30 und 50 % im 2. Jahr (vgl. Abb. 12 und Tab. 12, 17 oder 19 im Anhang).

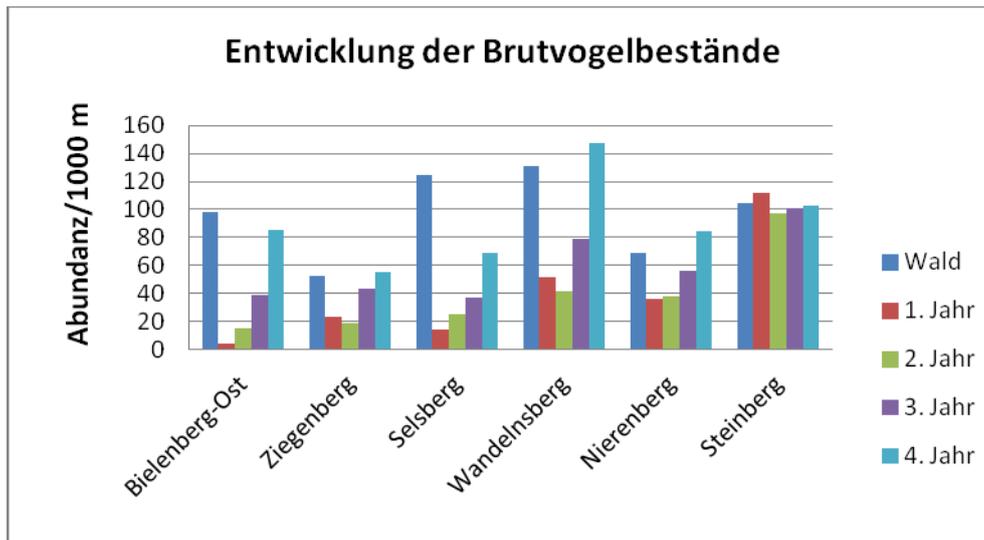


Abb. 12: Entwicklung der Brutvogelbestände (Anzahl der Brutpaare) auf den Probestflächen im Laufe der ersten vier Jahre nach Durchführung der Gestaltungsmaßnahmen im Vergleich zu Referenzflächen (angrenzender vergleichbarer Waldrand).

Im dritten, spätestens aber im vierten Maßnahmenjahr nehmen die Abundanz wieder deutlich zu und erreichen auf den meisten Flächen das Ausgangsniveau (Ziegenberg, Steinberg) oder liegen sogar darüber (Wandelsberg, Nierenberg) (vgl. Abb. 12). Diese Entwicklung wird durch die Erhebungen auf den Teilflächen, die erst ein Jahr später umgewandelt wurden und von denen direkt vergleichbare Nullaufnahmen vorliegen, bestätigt (Abb. 13).

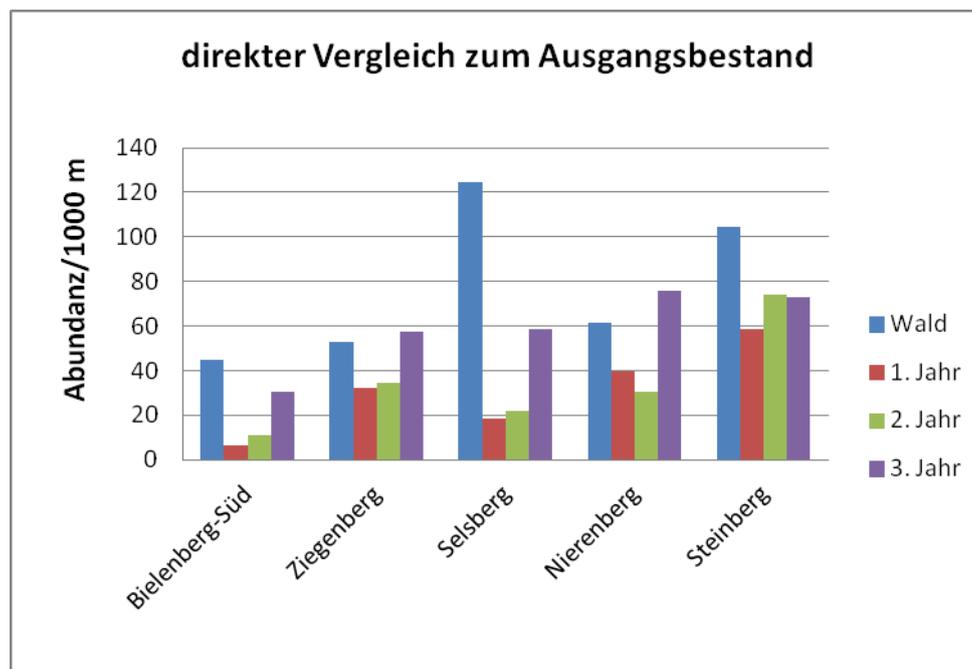


Abb. 13: Entwicklung der Brutvogelbestände (Abundanz) auf den Probestflächen im Laufe der ersten drei Jahre im Vergleich zum Waldrand im Ausgangszustand (Referenzfläche).

Ein gewisse Sonderstellung nimmt der Steinberg ein. Es handelt sich um die Modellfläche, die im Waldrandbereich bereits zahlreiche alte Bäume aufwies, die im Rahmen der Gestaltungsmaßnahmen sukzessive freigestellt wurden. Hier sind kaum Effekte auf die Vogelwelt in Bezug auf Artenzahl oder Abundanz feststellbar. Es ist deshalb sinnvoll, ihn bei der Auswertung gesondert zu betrachten.

Läßt man den Steinberg bei den Auswertungen in Bezug auf Artenzahlen und Abundanzen außen vor, ergibt sich zusammengefaßt für alle Modellflächen das in den Abb. 14 und 15 dargestellte Bild. Auch bei dieser Darstellungsweise wird deutlich, dass spätestens im vierten Jahr der Ausgangswert bezüglich Artenzahl und Abundanzen wieder erreicht bzw. sogar übertroffen wird.

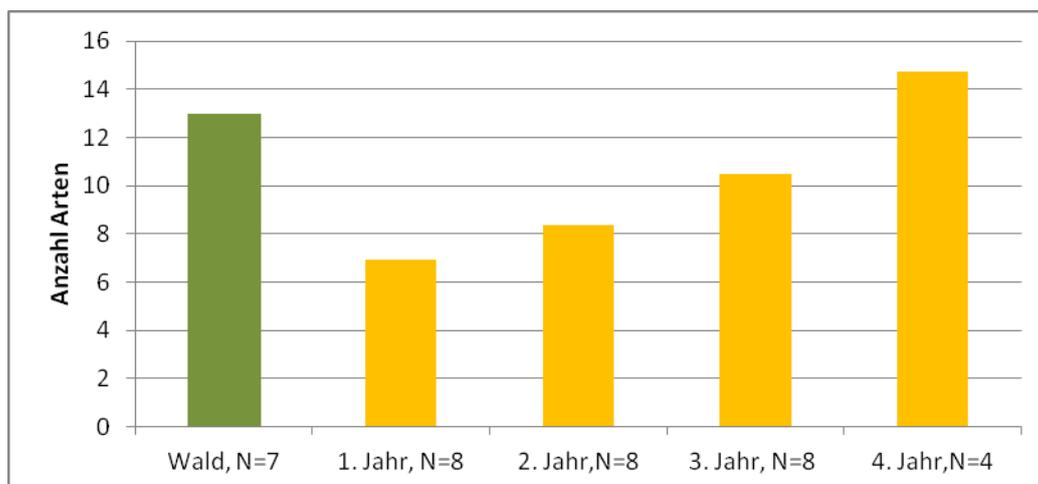


Abb. 14: Entwicklung der durchschnittlichen Artenzahlen der Brutvögel auf den Modellflächen (ohne Steinberg) im Vergleich zum Ausgangszustand (ursprünglichen Waldrand).

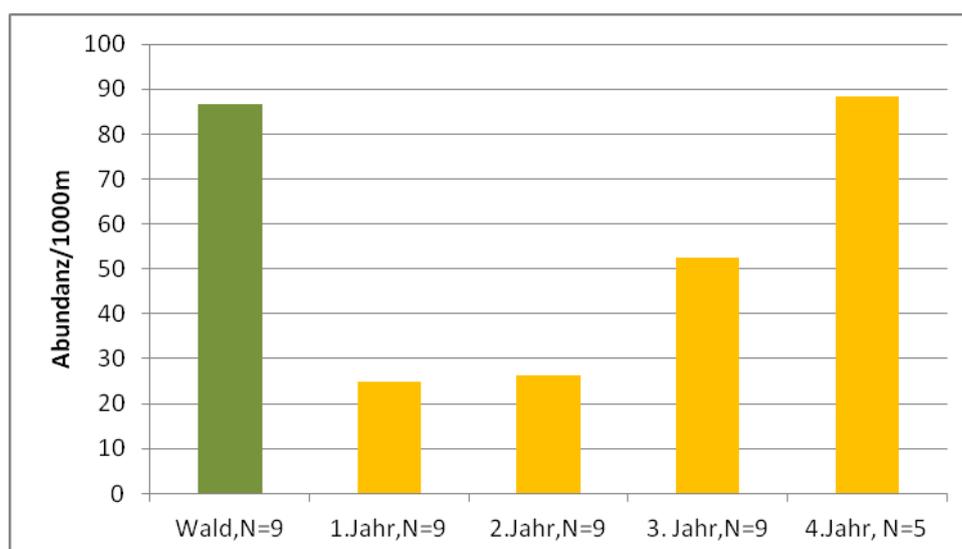


Abb. 15: Entwicklung der durchschnittlichen Abundanzen der Brutvögel (hochgerechnet auf eine Länge von 1000 m) auf den Modellflächen (ohne Steinberg) im Vergleich zum Ausgangszustand (ursprünglicher Waldrand).

4.2.2.3 Ursachen für die Bestandsveränderungen

Die unterschiedliche Entwicklung der Artenzahlen und der Abundanzen lassen sich wie folgt erklären: Mit Umgestaltung der Waldränder reduziert sich für die meisten ehemals vertretenen Vogelarten das Angebot an geeigneten Nistplätzen deutlich, z.T. sogar dramatisch. Dies gilt besonders für das 1. Jahr nach Durchführung der Maßnahme, denn nach dem Einschlag müssen sich die Gehölzbestände durch Stockausschläge bzw. Anpflanzungen erst wieder regenerieren. Im zweiten bzw. spätestens im dritten Jahr haben sich auf allen Flächen wieder hinreichend viele Bruthabitate ausgebildet, so dass die Anzahl der Brutvögel wieder zunimmt.

Dies schlägt sich deutlich bei der Entwicklung der Brutvogelbestände (Abundanzen) nieder.

Das die Reaktionen hinsichtlich der Anzahl der Brutvogelarten weniger markant ausfällt, ist zum einen darauf zurückzuführen, dass aufgrund der mittelwaldähnlichen Gestaltung weiterhin ein recht gutes Strukturangebot (u.a. auch für Baumbrüter) auf den Flächen anzutreffen ist. Weiterhin wurden bei der Auswertung auch die Randbrüter aus den angrenzenden Beständen mit einbezogen.

Zu berücksichtigen ist weiterhin, dass der gezogene Vergleich zu den Referenzflächen zum Teil zugunsten der Modellflächen ausfällt. Die Ursache hierfür sind die z.T. unterschiedlichen Flächengrößen, denn Artenvielfalt ist letztendlich v.a. eine Funktion der Flächengröße (größere Flächen weisen i.d.R. ein größeres Angebot der verfügbaren Nischen auf). Da einige der Referenzflächen (z.B. Bielenberg-Ost) relativ klein sind, ist auch nur eine eingeschränkte Artenzahl zu erwarten.

Trotz der Einschränkungen ist bezüglich der Artenzahlen festzuhalten, dass Artenverluste kaum stattgefunden haben, sofern man vom Feldsperling oder Grauschnäpper absieht, die jeweils auf einer Referenzfläche mit 1-2 Brutpaaren vertreten waren und nach Umsetzung der Maßnahmen nicht mehr angetroffen werden konnten. Andererseits sind auf den Maßnahmenflächen neue Arten hinzugekommen, z.B. Feldschwirl, Baumpieper, Neuntöter, Gelbspötter oder Turteltaube.

Ein Vergleich der verschiedenen Modellflächen untereinander zeigt, dass eine Fläche, der Steinberg, eine deutlich abweichende Entwicklungstendenz sowohl hinsichtlich der Artenzahlen als auch der Abundanzen aufweist. Es fällt auf, dass der Rückgang des Brutvogelbestandes nach Durchführung der Gestaltungsmaßnahmen im Vergleich zu den anderen Flächen recht moderat verlief und dass bereits im dritten Jahr annähernd der Ausgangsbestand wieder erreicht war (siehe Anhang: Tab. 18 – Spalte 2010, Tab. 19, Spalte Wald). Der vorrangige Grund hierfür dürfte sein, dass am Steinberg bereits vor Durchführung der Gestaltungsmaßnahmen ein recht gut strukturierter Waldrand mit einem hohen Anteil an alten Bäumen (Eichen) vorhanden war. Zusammen mit der hier praktizierten Nutzungsvariante (selektiver Einschlag durch Holzwerber bei Belassen alter Überhälter) hat es dort keine

gravierende Änderung des Nischenangebotes wie auf den anderen Modellflächen gegeben.

Insofern eignet sich diese Fläche als Referenz für einen möglichen Endzustand auf den anderen Maßnahmenflächen.

4.2.2.4 Auswertung in Bezug auf Rote Liste NRW/D

Eine Auswertung der nachgewiesenen Brutvögel hinsichtlich ihrer Gefährdung (Status in der Roten Liste NRW bzw. Deutschlands) ergibt folgendes Bild: In den Ausgangsbeständen (=Wald) konnten nur zwei Rote-Liste-Arten festgestellt werden. Bereits im zweiten Jahr nach Umgestaltung der Waldränder wurden vier, im vierten Jahr sogar 7 RL-Arten nachgewiesen (Tab. 2). Besonders hoch war der Anteil der RL-Arten am Steinberg. Hier nutzten insbesondere verschiedene gefährdete Spechtarten den aufgelichteten Waldrand mit seinem hohen Altholzanteil.

Tab. 2: Nachgewiesene gefährdete Brutvogelarten nach den Roten-Listen NRW bzw. Deutschland (incl. V=Arten der Vorwarnliste) auf den Ausgangs-(Wald) und Maßnahmenflächen. Nachweise von Arten, die im entsprechenden Jahr nur am Steinberg vorkamen, sind in [Klammer] gesetzt.

Wald	1. Jahr	2. Jahr	3. Jahr	4. Jahr
Goldammer	Goldammer	Goldammer	Goldammer	Goldammer
Feldsperling	[Grauspecht]	Dorngrasmücke	Dorngrasmücke	Dorngrasmücke
	[Mittelspecht]	Baumpieper	Gelbspötter	Gelbspötter
		Feldschwirl	Neuntöter	Grauspecht
				[Kleinspecht]
				[Schwarzspecht]
				[Turteltaube]

4.2.2.5 Auswirkungen auf die ökologischen Gilden

Zur Darstellung der ökologischen Auswirkungen der umgesetzten Maßnahmen bietet es sich an, die Veränderungen innerhalb der verschiedenen Brutvogel-Gilden zu analysieren. Die gewählte Zuordnung der einzelnen Arten in die verschiedenen Gilden ist der Tab. 20 im Anhang zu entnehmen.

Aufgrund der Sonderstellung des Steinberges wird er im Folgenden jeweils separat betrachtet. Die Ergebnisse der anderen Modellflächen werden dagegen zusammengefasst betrachtet (vgl. auch Tab. 21 und 22 bzw. 23 und 24 – Steinberg - im Anhang).

In Tab. 3 ist die Zusammensetzung der Brutvogelzönosen im Ausgangszustand und die Entwicklung derselben nach Durchführung der Gestaltungsmaßnahmen gemittelt über alle Modellflächen ohne den Steinberg dargestellt (vgl. auch Abb. 1 und 2 im Anhang). Es wird deutlich, dass die unterschiedlichen Gilden verschieden stark auf den Eingriff reagieren und in der Folge unterschiedliche Entwicklungstendenzen

zeigen. Deutlich geringer fallen dagegen die Reaktionen auf der Modellfläche am Steinberg aus (vgl. Tab.4).

Tab. 3: Entwicklung der Vogelbestände unter Berücksichtigung der ökologischen Gilden. Dargestellt sind die Mittelwerte der Abundanzen der verschiedenen Arten auf allen Maßnahmenflächen (außer Steinberg), hochgerechnet auf 1000 m Waldrandlänge.

	Wald	1. Jahr	2. Jahr	3. Jahr	4. Jahr
Gehölzbestände aller Art					
Σ	62,3	20,3	18,7	39,2	54,7
Nadelgehölze					
Σ	5,0	0,5	1,0	0,9	2,5
lichte/alte Wälder					
Σ	10,8	3,1	4,5	11,7	20,0
Gebüsche, Dickichte					
Σ	2,1	0,6	0,7	2,6	5,8
halboffene Landschaft, Ökotone					
Σ	1,3	0,4	1,7	3,1	5,3
Gesamtsumme Reviere/1000 m	81,5	24,9	26,6	57,5	88,3

Negativ betroffen ist insbesondere die Gilde der **Nadelwaldbewohner** (dies gilt auch für den Steinberg, Tab. 4) - eine direkte Folge der gezielten Entnahme der nicht standortheimischen Nadelbäume. Dass die Abundanz im 4. Jahr wieder leicht ansteigt, ist vor allem auf Randbrüter zurückzuführen, die die angrenzenden Nadelholzbestände nutzen.

Die Vogelarten mit Präferenz für **lichte oder alte Wälder** bzw. für dichte **Gebüsche/Dickichte** weisen auf den Maßnahmenflächen in den ersten zwei Jahren zunächst einen Rückgang auf, erreichen aber bereits im dritten Jahr wieder die Abundanzen der Ausgangsbestände, die sie im 4. Jahr dann deutlich übertreffen. Dies ist eine Folge des schnellen Heranwachsens der Stockausschläge und natürlich des Belassens von einzelnen Bäumen als Überhälter im Bestand. Der Steinberg unterscheidet sich wiederum von den anderen Flächen, da dort die Vogelarten der lichten/alten Wälder keine Bestandseinbrüche aufweisen – ebenfalls eine Folge des dort praktizierten selektiven Einschlages unter Herausarbeitung der solitären Bäume. Aus der Gilde der Bewohner lichter/alter Wälder werden einige Arten in den Roten Listen geführt (z.B. Mittelspecht, Kleinspecht oder Grauspecht).

Deutlich positive Auswirkungen hat die modellhafte Waldrandgestaltung für die Arten der **halboffenen Landschaft und Ökotone**. Innerhalb dieser Gilde nehmen auch auf allen Modellflächen (incl. Steinberg) die Abundanzen gegenüber den Ausgangsbeständen erwartungsgemäß zu. Unter diesen Arten finden sich auch mehrere Vogelarten, die auf den Roten Listen geführt werden (z.B. Neuntöter, Baumpieper oder Feldschwirl).

Die eher ubiquitären Arten, die **Gehölzbestände aller Art** als Bruthabitat nutzen, zeigen auf allen Flächen incl. Steinberg Bestandrückgänge im Vergleich zum Ausgangszustand, die auch im vierten Jahr noch nicht vollständig kompensiert worden sind.

Tab. 4: Entwicklung der Vogelbestände unter Berücksichtigung der ökologischen Gilden auf der Maßnahmenfläche Steinberg, hochgerechnet auf 1000 m Waldrandlänge.

	Wald	1. Jahr	2. Jahr	3. Jahr	4. Jahr
Gehölzbestände aller Art					
Σ	75,0	54,2	58,6	51,3	64,9
Nadelgehölze					
Σ	1,5	0,8	0,8	3,3	0,0
lichte/alte Wälder					
Σ	23,3	20,0	20,5	26,4	35,4
Gebüsche, Dickichte					
Σ	3,0	0,0	1,8	3,2	0,0
halboffene Landschaft, Ökotope					
Σ	1,5	2,0	2,4	2,1	4,8
Gesamtsumme Reviere/1000 m	104,3	77,0	84,1	86,3	105,1

In den Tab. 5 und 6 sind die Auswirkungen der Maßnahmen in Bezug auf die verschiedenen Präferenzen der Arten hinsichtlich der Neststandorte dargestellt (vgl. auch Abb. 3 und 4 im Anhang). Auch hier wird der Steinberg separat betrachtet (vgl. Tab. 5).

Tab. 5: Entwicklung der Vogelbestände unter Berücksichtigung der Neststandorte. Dargestellt sind die Mittelwerte der Abundanzen der verschiedenen Arten auf allen Maßnahmenflächen (außer Steinberg), hochgerechnet auf 1000 m Waldrandlänge.

	Wald	1. Jahr	2. Jahr	3. Jahr	4. Jahr
Freibrüter:					
Baumbrüter					
Σ	7,8	0,5	0,2	1,6	4,0
Baum/Gebüschbrüter					
Σ	23,1	6,4	6,9	11,2	16,2
Gebüschbrüter					
Σ	15,4	8,0	9,2	20,1	32,5
Bodenbrüter					
Σ	17,9	7,7	6,1	15,0	22,4
Höhlenbrüter (meist in Bäumen)					
Σ	20,7	2,3	4,1	9,6	13,2
Summe Reviere / 1000 m	84,9	24,9	26,5	57,5	88,3

Tab. 6: Entwicklung der Vogelbestände unter Berücksichtigung der Neststandorte auf der Maßnahmenfläche Steinberg, hochgerechnet auf 1000 m Waldrandlänge.

	Wald	1. Jahr	2. Jahr	3. Jahr	4. Jahr
Freibrüter:					
Baumbrüter					
Σ	4,5	2,5	4,1	5,5	4,4
Baum/Gebüschbrüter					
Σ	21,8	16,7	16,6	20,9	22,4
Gebüschbrüter					
Σ	10,5	12,9	14,2	14,5	14,4
Bodenbrüter					
Σ	22,5	11,2	18,2	18,8	29,2
Höhlenbrüter (meist in Bäumen)					
Σ	45,0	33,7	32,1	26,8	34,7
Summe Reviere / 1000 m	104,3	77,0	85,2	86,5	105,1

Auffällig ist der Rückgang der **Baumbrüter und Höhlenbrüter** – eine direkte Folge der Entnahme eines Großteils der Bäume. Am Steinberg, wo nur geringfügig in den Altbaumbestand eingegriffen wurde, reagieren dagegen die Vertreter dieser Gruppen erwartungsgemäß weniger markant oder gar positiv (Tab. 6).

Die in **Gebüsch**en brütenden **Vogelarten** nehmen dagegen auf allen Flächen spätestens im 3. Jahr nach Durchführung der Gestaltungsmaßnahmen zu – im 4. Jahr ist – abgesehen vom Steinberg (Tab. 6) - eine Verdopplung der Bestände feststellbar.

Reine **Bodenbrüter** zeigen zunächst eine deutliche Abnahme der Abundanzen, erreichen im 4. Jahr aber auf allen Flächen (incl. Steinberg) höhere Dichten als in den Ausgangsbeständen. Letzteres dürfte darauf zurückzuführen sein, dass sich spätestens im 4. Jahr die essentiellen Habitatstrukturen (zumeist eine dichte grasige oder krautige Vegetation) eingestellt haben (vgl. Kapitel 3.2.1).

4.2.2.6 Entwicklung der Dominanzverhältnisse

Im Anhang sind in Tab. 25 bis 28 die **Dominanzstrukturen** der verschiedenen Arten – gruppiert nach den beiden ökologischen Gilden Freibrüter und Höhlenbrüter – dargestellt. Die Arten sind dort nach abnehmender Dominanz sortiert. Deutlich wird, dass sowohl auf den Referenzflächen als auch auf den Maßnahmenflächen die Dominanzverhältnisse relativ ausgeglichen sind – **eudominante Arten** (32-100 %) fehlen z.B. völlig (zur Zuordnung zu den Dominanzklassen vgl. Tab. 29 in Anhang). Unter den **dominanten und subdominanten Arten** finden sich die eher ubiquitären, weit verbreiteten Arten, die im Wesentlichen auch auf den Maßnahmenflächen ihren dominierenden Status innerhalb der Vogelgemeinschaften beibehalten. Größere Veränderungen sind dagegen bei den **rezendent und subrezendent** auftretenden

Arten feststellbar. Hier finden sich v.a. Arten der halboffenen Landschaften und Ökotope (z.B. Garten- oder Dorngrasmücke), die sich auf den Maßnahmenflächen erwartungsgemäß neu etablieren oder im Bestand zunehmen.

4.2.7 Schlußfolgerungen

Als direkte Folge der Waldrandgestaltung geht die Abundanz der Brutvögel im Gegensatz zur Artenzahl zunächst stark zurück. Aber bereits im vierten Jahr nach dem Eingriff erreichen die Brutvogeldichten wieder die Höhe der Ausgangsbestände oder übersteigen sie sogar. Die Auswirkungen des Eingriffs in den Waldrand sind somit zeitlich stark begrenzt.

Wird die Umgestaltung des Waldrandes nur sukzessive durchgeführt und sind bereits hinreichend alte Exemplare der Zielbaumarten im Bestand vorhanden, sind keine negativen Auswirkungen sowohl auf die Artenzahl als auch auf Abundanzen der Brutvögel feststellbar. Dies wird am Beispiel Steinberg deutlich.

Die Umgestaltungsmaßnahmen wirken sich durchaus positiv auf seltene und gefährdete Arten aus. Dies gilt insbesondere für die Bestände, in denen bereits alte Exemplare der Zielbaumarten vertreten sind und die durch die Maßnahmen freigestellt wurden (Beispiel Steinberg). Allerdings treten die gefährdeten Arten nur in wenigen Brutpaaren auf und Zielarten, wie Baumpieper oder Neuntöter, waren jeweils nur in einem Jahr mit je einem Brutvorkommen vertreten.

Eine Betrachtung der ökologischen Gilden zeigt, dass Vogelarten, die Gebüsche und Dickichte präferieren, ab dem dritten Jahr nach Durchführung der Maßnahme deutlich gefördert werden. In den ersten drei Jahren profitieren weiterhin Arten der halboffenen Landschaft und der Ökotope von den Maßnahmen. Negative Auswirkungen sind dagegen für ubiquitäre Arten und v.a. für Arten der Nadelholzbestände gegeben.

4.3 Tagfalter, Dickkopffalter und Widderchen

4.3.1 Methodik

Die Erfassung der Schmetterlinge erfolgte im Rahmen von sechs bis sieben Begehungen im Zeitraum von Mai bis August eines jeden Jahres. Die Falter wurden im Rahmen von Transektbegehungen erfasst. Aufgrund der Tiefe der Waldränder von ca. 30 m konnten auf diese Weise fast alle Falter kartiert werden. Da einige Arten im Rahmen der Transektbegehung nicht eindeutig zu determinieren sind, wurden sie jeweils als Artpaare erfasst (z.B. *Pieris napi/rapae* oder *Thymelicus sylvestris/lineola*).

Die Ergebnisse der Erfassungen sind für die einzelnen Gebiete in den Tab. 30 bis 36 im Anhang dargestellt. Zu berücksichtigen ist, dass in den Tabellen jeweils der Maximalwert für eine Art, der im Rahmen der Kartierungen im jeweiligen Jahr erhoben wurde, angegeben ist. In den Spalten der jeweiligen Jahre ist also immer nur das Ergebnis einer Transekterhebung berücksichtigt – und zwar der Werte an dem Tag, an dem für die jeweilige Art die meisten Individuen festgestellt wurden.

Am Ende jeder Tabelle finden sich die Gesamtzahlen der Arten und die jeweilige Maximalzahl der Individuen aller Arten, die in dem jeweiligen Gebiet in den entsprechenden Jahren nachgewiesen wurden. Weiterhin wurde die Abundanz (Anzahl der Individuen) jeweils auf eine Transektlänge von 100 m umgerechnet, um sie aufgrund der verschiedenen langen Probeflächen vergleichbar zu machen.

Ist in einem Gebiet eine Spalte mit „Wald“ betitelt, handelt es sich um eine Referenzfläche, also einen direkt benachbarten Waldrand, an dem im entsprechenden Jahr ebenfalls eine Transektbegehung durchgeführt wurde, oder aber um eine Fläche im Ausgangszustand bevor die Maßnahme durchgeführt wurde.

Falter sind bekannt dafür, dass sie auf ungünstige Witterungsverläufe empfindlich reagieren. Je nach Witterungsverlauf sind deshalb zum Teil markanten Populationschwankungen zu verzeichnen, die einen Vergleich der Ergebnisse zwischen den Jahren erschweren und die bei der Interpretation derselben zu berücksichtigen sind. Dies gilt insbesondere für das Jahr 2008, indem relativ ungünstige Witterungsbedingungen für die Falter vorgelegen haben. Dasselbe gilt für die recht kühlen und feuchten Sommer in den Jahren 2010 und 2011.

4.3.2 Ergebnisse

Insgesamt lassen sich die Ergebnisse wie folgt zusammenfassen: Die Artenzahlen entwickeln sich auf allen Maßnahmenflächen positiv, wie Abb. 16 entnommen werden kann. Während im ersten Jahr meist nur wenige Arten angetroffen wurden, ist bereits im zweiten Jahr mit der Regeneration der Vegetation (insbesondere der Krautschicht) auch eine deutliche Zunahme der Artenzahlen (19 Arten auf den meisten Flächen) zu verzeichnen. Lediglich die Fläche Bielenberg-Ost und der Steinberg präsentieren sich mit 16 bzw. 15 Arten artenärmer.

Im dritten Jahr (2010) geht die Artenzahl z.T. wieder zurück – vermutlich eine Folge des ungünstigen Witterungsverlaufs während des Sommers. Im Jahr 2011 sind die Artenzahlen wieder höher, erreichen mit einer Ausnahme (Selsberg) die Werte des 2. Jahres aber nicht mehr.

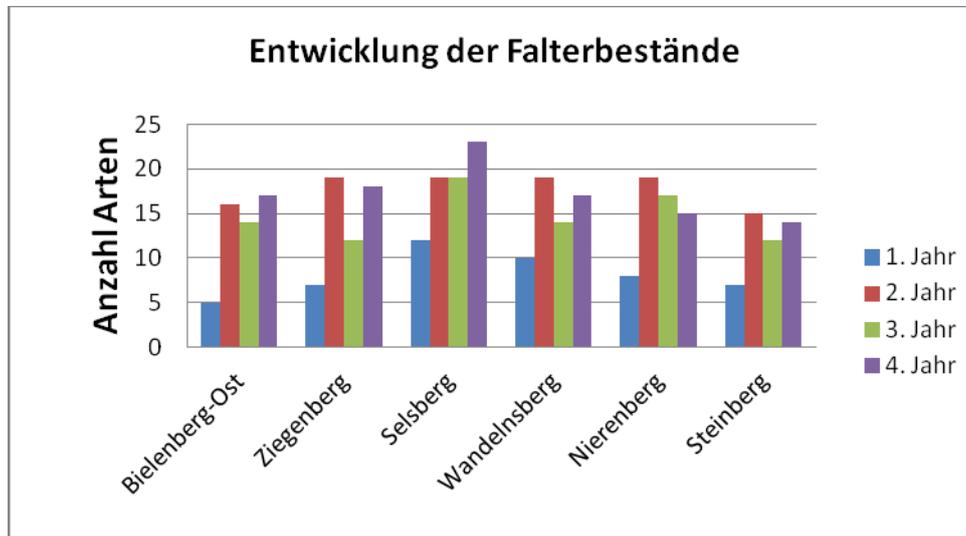


Abb. 16: Entwicklung der Tagfalterbestände (Anzahl der Arten) auf den Maßnahmenflächen im Laufe der ersten vier Jahre nach Durchführung der Gestaltungsmaßnahme

In Abb. 17 ist die Entwicklung der Abundanzen (Gesamtindividuenzahlen) auf den verschiedenen Flächen dargestellt. Auf allen Flächen - mit Ausnahme des Steinbergs - ist im zweiten Jahr eine deutliche Zunahme der Individuendichten feststellbar. Neben dem Witterungsverlauf, der im Jahr 2009 die Entwicklung der Falterpopulationen positiv beeinflusste, ist für diese Entwicklung vor allem die explosionsartige Entwicklung der krautigen Pflanzenarten verantwortlich zu machen. Alle Maßnahmenflächen sind seit dem zweiten Jahr ausgesprochen blütenreich – mit einer Ausnahme, dem Steinberg, der nur ein sehr eingeschränktes Blütenangebot aufgrund des Fehlens eines breiteren Saumes aufweist. Besonders ausgeprägt verlief diese positive Entwicklung im 2. Jahr (2009) auf den südexponierten Flächen am Ziegenberg und Selsberge, aber auch am Wandelsberg wurden hohe Abundanzen festgestellt.

Im dritten und vierten Maßnahmenjahr gehen auf allen Flächen die Individuendichten wieder zurück. Dies ist zum einen die direkte Folge des recht ungünstigen Witterungsverlaufs in den Sommern der Jahre 2010 und 2011. Dass dies tatsächlich der Fall ist, zeigen parallel durchgeführte Faltererhebungen in Schutzgebieten des Kreises (vgl. Abb. 18), wo die Falterpopulationen ebenfalls deutlich negative Reaktionen auf die Witterungsverlauf in den Jahren 2010 und 2011 zeigen. Zum anderen sind die Populationsrückgänge auf die Regeneration der Gehölzbestände zurückzuführen, die im zunehmenden Maß die krautige Vegetation verdrängen und so zu einer Abnahme des Blütenangebotes führen.

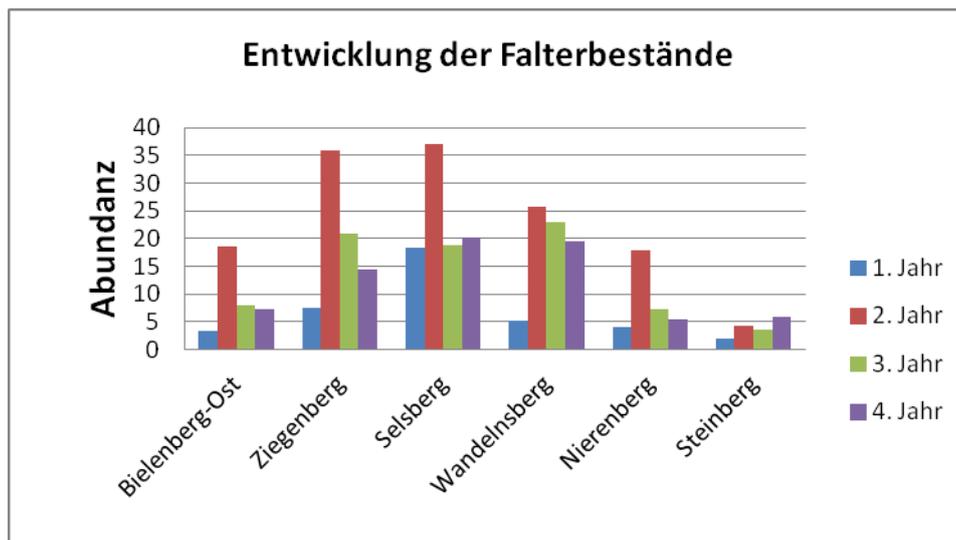


Abb.17 : Entwicklung der Tagfalterbestände (Anzahl der Individuen/100 lfm Transekt) auf den Probeflächen im Laufe der ersten vier Jahre nach Durchführung der Gestaltungsmaßnahme.

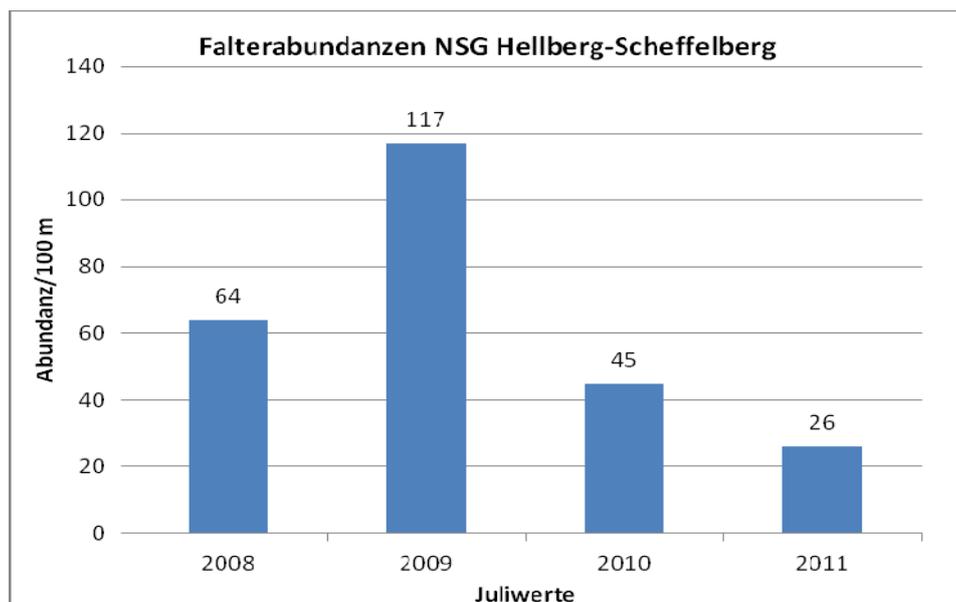


Abb. 18: Entwicklung der Falterabundanzen im NSG Hellberg-Scheffelberg. Dargestellt ist die Anzahl der Individuen/100 lfm Transekt).

Zur Abschätzung der Auswirkungen der Gestaltungsmaßnahmen ist ein Vergleich der Falterbestände mit den Ausgangsbeständen, den ursprünglichen Waldrändern, notwendig. Abb. 19 und 20 zeigen die Entwicklung der Artenbestände und Abundanzen am Bielenberg-Süd und dem östlichen Bereich des Selsbergs im Vergleich zum vormals vorhandenen Waldrand, der dort erst im Winter 2008/09 umgestaltet wurde. Deutlich wird, dass der ursprüngliche Waldrand eine wesentlich arten- und individuenärmere Falterzönose aufweist als die Maßnahmenflächen.

Dabei gilt es wiederum zu berücksichtigen, dass die ausgesprochen günstige Entwicklung der Bestände im Jahr 2009 (= 1. Maßnahmenjahr auf diesen Flächen) zum großen Teil auf den günstigen Witterungsverlauf zurückzuführen ist.

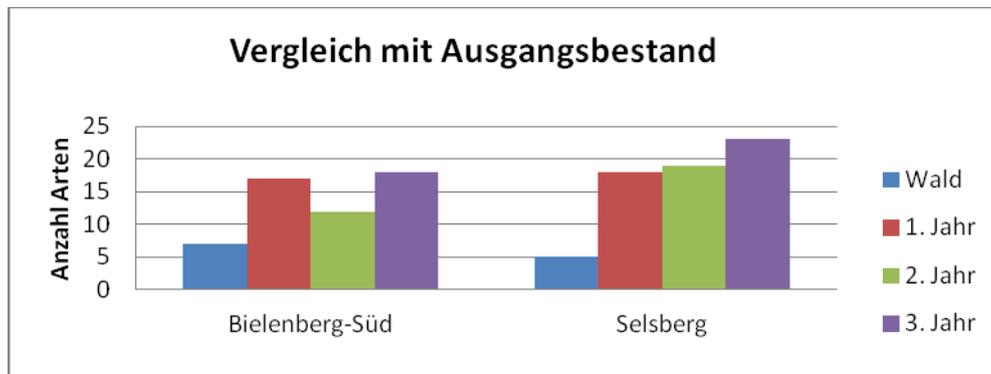


Abb. 19: Entwicklung der Tagfalterbestände (Anzahl der Arten) auf den Probeflächen im Laufe der ersten drei Jahre nach Durchführung der Gestaltungsmaßnahme. Als Referenzwert dienen die Ergebnisse aus dem Jahr 2008. In diesem Jahr befand sich auf der untersuchten Fläche noch der ursprüngliche Wald.

Dass die positiven Entwicklungen auf den Maßnahmenflächen in Bezug auf die Habitatqualitäten witterungsbedingte Einbrüche kompensieren können, zeigt das Beispiel Bielenberg-Süd (Abb. 20): Dort hatte sich im 2. Maßnahmenjahr eine ausgesprochen blütenreiche Krautschicht (insbesondere Wilder Majoran und Wilde Möhre) eingestellt, die zu einer großen Attraktivität für die Falter führen mit der Folge, dass die Abundanzen dort im Jahr 2010 trotz ungünstiger Witterungsbedingungen gegenüber dem Jahr 2009 (1. Jahr) nochmals deutlich zunahm. Im dritten Jahr (das Jahr 2011 in Bezug auf diese Flächen) war das Blütenangebot aufgrund der aufkommenden Gehölze dann bereits deutlich schlechter ausgeprägt. Das führte zusammen mit dem ungünstigen Witterungsverlauf im Sommer zu einem deutlichen Rückgang der Individuendichte. An den Selsbergen sind solche Populationschwankungen dagegen nicht feststellbar. Die dortige Maßnahmenfläche befindet sich ebenfalls in Südhänglage. Aufgrund der ungünstigen Ausgangslage (ehemaliger Fichtenforst) konnte sich dort zwar eine arten-, aber nicht besonders blütenreiche Vegetation etablieren. Die Falter konnten dort deshalb keine hohen Individuendichten aufbauen. Aufgrund der kleinklimatischen Gunstlage wurden sie andererseits von den ungünstigen Witterungsverläufen in den Sommern des zweiten und dritten Jahres weniger stark betroffen (vgl. Abb. 20).

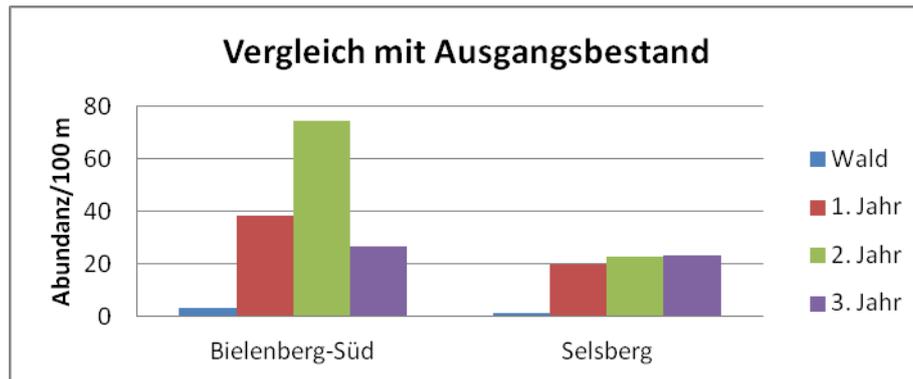


Abb. 20: Entwicklung der Tagfalterbestände (Anzahl der Individuen/100 lfm Transekt) auf den Probeflächen im Laufe der ersten drei Jahre nach Durchführung der Gestaltungsmaßnahme. Als Referenzwert dienen die Ergebnisse aus dem Jahr 2008. In diesem Jahr befand sich auf der untersuchten Fläche noch der ursprüngliche Wald.

4.3.2.1 Auswertung in Bezug auf die Roten Listen NRW/BRD

In Tab. 7 sind die auf den Flächen angetroffenen Rote-Liste-Arten dargestellt. Während in den Ausgangsbeständen (Wald) und auf den Maßnahmenflächen im 1. Jahr nur wenige gefährdete Arten angetroffen wurden, steigt die Zahl in den Folgejahren kontinuierlich an. Im 4. Jahr konnten 8 Arten der Roten Listen festgestellt werden. Hinzu kommen noch drei Nachtfalter (Blutbär, Wegerichbär und Hummelschwärmer), so dass sich die Zahl der RL-Arten auf 11 summiert. Fünf der Arten sind in NRW stark gefährdet (Kleiner Würfel-Dickkopffalter, Kleiner Eisvogel, Wegerichbär, Kleiner Sonnenröschen-Bläuling und Hummelschwärmer). Ein Nachweis der Bodenständigkeit konnte aber nur für die erstgenannten drei Arten geführt werden.

Tab. 7: Nachgewiesene gefährdete Falterarten nach den Roten-Listen NRW bzw. Deutschland (incl. V=Arten der Vorwarnliste) auf den Ausgangs-(Wald) und Maßnahmenflächen.

Wald	1. Jahr	2. Jahr	3. Jahr	4. Jahr
Kaisermantel <i>Argynnis paphia</i>	Kaisermantel <i>Argynnis paphia</i>	Kaisermantel <i>Argynnis paphia</i>	Kaisermantel <i>Argynnis paphia</i>	Kaisermantel <i>Argynnis paphia</i>
Rotklee-Bläuling <i>Cyaniris semiargus</i>		Großer Schillerfalter <i>Apatura iris</i>	Großer Schillerfalter <i>Apatura iris</i>	Großer Schillerfalter <i>Apatura iris</i>
		Gelbwürl. Dickkopffalter <i>Carterocephalus palaemon</i>	Gelbwürl. Dickkopffalter <i>Carterocephalus palaemon</i>	Gelbwürl. Dickkopffalter <i>Carterocephalus palaemon</i>
			Kl. Würfel- Dickkopffalter <i>Pyrgus malvae</i>	Kl. Würfel- Dickkopffalter <i>Pyrgus malvae</i>
			Kl. Sonnenröschen- Bläuling <i>Arcia agestis</i>	Mauerfuchs <i>Lasiommata megera</i>
				Nierenfleck-Zipfelfalter <i>Thecla betulae</i>
				Weißbindiges Wiesenvöglein <i>Coenonympha arcania</i>
				Kleiner Eisvogel <i>Limnitis camilla</i>
				Hummelschwärmer <i>Hemaris fuciformis</i>
				Wegerichbär <i>Parasemia plantaginis</i>
				Blutbär <i>Tyria jacobaeae</i>

4.3.2.2 Auswirkungen auf die verschiedenen ökologischen Gilden

Während die bisherigen Auswertungen mehr oder weniger quantitativ waren, soll im Folgenden noch eine qualitative Auswertung vorgenommen werden. Hierzu werden die verschiedenen Arten unterschiedlichen ökologischen Gilden zugeordnet. Die Einordnung folgt im Wesentlichen BLAB & KUDRNA (1982). Allerdings wurden die Arten entsprechend neueren Kenntnissen und der regionalen Besonderheiten zum Teil anders eingeordnet. Folgenden Gilden wurden die Falter zugeordnet:

- **Ubiquisten** (hierunter wurde auch der überwiegende Teil der „Brennesselfalter“ eingeordnet)
- **mO** - mesophile Offenlandarten
- **mgÜ** - mesophile Arten gehölzreicher Übergangsbereiche
- **hygÜ** - hygrophile Arten gehölzreicher Übergangsbereiche
- **mW** - mesophile Waldarten

Die drei letztgenannten Gilden umfassen die Vertreter aus der Schmetterlingsfauna, die als Leitarten für die mittelwaldrandähnlich gestalteten Waldränder fungieren können.

Der Tab. 8 ist zum einen die Zuordnung der Arten in die jeweiligen Gilden zu entnehmen. Weiterhin sind hier die Veränderungen der Falterzönosen im Verlaufe der Sukzession auf den Flächen im Vergleich zur Referenz dargestellt.

Tab. 8: Entwicklung der Arten (getrennt nach Gilden), zusammengefasst für alle Gebiete.

	Wald	1. Jahr	2. Jahr	3. Jahr	4. Jahr
Ubiquisten	<i>Gr. Kohl-Weißling</i> <i>Kl. Kohl-Weißling</i>	<i>Gr. Kohl-Weißling</i> <i>Kl. Kohl-Weißling</i>	<i>Gr. Kohl-Weißling</i> <i>Kl. Kohl-Weißling</i>	<i>Gr. Kohl-Weißling</i> <i>Kl. Kohl-Weißling</i>	<i>Gr. Kohl-Weißling</i> <i>Kl. Kohl-Weißling</i>
„Brennessel-Falter“	<i>Distelfalter</i>	<i>Admiral</i> <i>Distelfalter</i> <i>Tagpfauenauge</i> <i>Kleiner Fuchs</i>	<i>Admiral</i> <i>Distelfalter</i> <i>Tagpfauenauge</i> <i>Kleiner Fuchs</i>	<i>Admiral</i> <i>Distelfalter</i> <i>Tagpfauenauge</i> <i>Kleiner Fuchs</i>	<i>Admiral</i> - <i>Tagpfauenauge</i> <i>Kleiner Fuchs</i>
mO	<i>Grünader-Weißling</i> <i>Großes Ochsenauge</i> <i>Hauhechel-Bläuling</i>	<i>Grünader-Weißling</i> <i>Großes Ochsenauge</i> <i>Hauhechel-Bläuling</i> <i>Kl. Wiesenvögelchen</i>	<i>Grünader-Weißling</i> <i>Großes Ochsenauge</i> <i>Hauhechel-Bläuling</i> - <i>Schachbrettfalter</i> <i>Schwabenschwanz</i>	<i>Grünader-Weißling</i> <i>Großes Ochsenauge</i> <i>Hauhechel-Bläuling</i> - - <i>Sonnenröschen</i> <i>Bläuling</i>	<i>Grünader-Weißling</i> <i>Großes Ochsenauge</i> <i>Hauhechel-Bläuling</i> <i>Kleines Wiesenvöglein</i> - - - <i>Mauerfuchs</i>
mgÜ	<i>Aurorafalter</i> <i>Schornsteinfeger</i> <i>Rotklee-Bläuling</i>	<i>Aurorafalter</i> <i>Schornsteinfeger</i> -	<i>Aurorafalter</i> <i>Schornsteinfeger</i> - <i>Rostfarbiger Dickkopffalter</i> <i>Braunkolbiger Braun-Dickkopffalter</i>	<i>Aurorafalter</i> <i>Schornsteinfeger</i> - <i>Rostfarbiger Dickkopffalter</i> <i>Braunkolbiger Braun-Dickkopffalter</i> <i>Kleiner Würfel-Dickkopffalter</i>	<i>Aurorafalter</i> <i>Schornsteinfeger</i> - <i>Rostfarbiger Dickkopffalter</i> <i>Braunkolbiger Braun-Dickkopffalter</i> <i>Kleiner Würfel-Dickkopffalter</i> <i>Weißbindiges Wiesenvöglein</i> <i>Gemeines Blutströpfchen</i>
hygÜ			<i>Gelbwüfliger Dickkopffalter</i>	<i>Gelbwüfliger Dickkopffalter</i>	<i>Gelbwüfliger Dickkopffalter</i>
mW	<i>Zitronenfalter</i> <i>C-Falter</i> <i>Landkärtchen</i> <i>Kaisermantel</i>	<i>Zitronenfalter</i> <i>C-Falter</i> <i>Landkärtchen</i> <i>Faulbaum-Bläuling</i> <i>Kaisermantel</i> <i>Waldbrettspiel</i>	<i>Zitronenfalter</i> <i>C-Falter</i> <i>Landkärtchen</i> <i>Faulbaum-Bläuling</i> <i>Kaisermantel</i> <i>Waldbrettspiel</i> <i>Großer Schillerfalter</i>	<i>Zitronenfalter</i> <i>C-Falter</i> <i>Landkärtchen</i> <i>Faulbaum-Bläuling</i> <i>Kaisermantel</i> <i>Waldbrettspiel</i> <i>Großer Schillerfalter</i>	<i>Zitronenfalter</i> <i>C-Falter</i> <i>Landkärtchen</i> <i>Faulbaum-Bläuling</i> <i>Kaisermantel</i> <i>Waldbrettspiel</i> <i>Großer Schillerfalter</i> <i>Nierenfleck-Zipfelfalter</i> <i>Kleiner Eisvogel</i>
Summe	13	18	23	23	27

Einen numerischen Vergleich der Gesamtartenzahlen (und der Artenzahlen in den Gilden) gibt die Tab. 9. Aus beiden Tabellen wird deutlich, dass neben einer generellen Zunahme der Arten auf den Maßnahmenflächen gegenüber den Ausgangsbeständen insbesondere die Leitarten (mgÜ, hygÜ, mW) deutlich zunehmen – ein Indiz dafür, dass die Qualität der neugestalteten Waldränder für Falter deutlich höher ist als die der herkömmlichen Waldränder.

Tab. 9: Anzahl der Arten (gruppiert nach Gilden) auf den Maßnahmenflächen nach Gestaltung des Waldrandes (N=6 bzw. 7) im Vergleich zum herkömmlichen Waldrandflächen (N=4).

	Ubiquist	mO	mgÜ	hygÜ	mW	gesamt
Waldrand (N=4)	3	3	3		4	13
Jahr 1 (N=7)	6	4	2		6	18
Jahr 2 (N=7)	6	5	4	1	7	23
Jahr 3 (N=7)	6	4	6	1	7	24
Jahr 4 (N=6)	5	5	7	1	9	27

In Tab. 10 sind zur Verdeutlichung der Entwicklungstendenzen die prozentualen Verhältnisse dargestellt. Bei dieser Darstellungsweise wird offensichtlich, dass sich das Verhältnis der Ubiquisten zu den spezialisierten Gilden bei den herkömmlichen Waldrändern besonders ungünstig darstellt (41,3 %), während es sich auf den Maßnahmenflächen von Jahr zu Jahr positiver entwickelt (Abnahme auf 18,5 %).

Tab. 10: Verhältnis der nach Gilden gruppierten Arten (gemittelter prozentualer Anteil der Arten) auf den Maßnahmenflächen nach Gestaltung des Waldrandes (N=6 bzw. 7) im Vergleich zum herkömmlichen Waldrandflächen (N=4).

	Ubiquist	mO	mgÜ	hygÜ	mW
Waldrand (N=4)	41,3 %	24,4 %	13,6 %		20,7 %
Jahr 1 (N=7)	36,2 %	28,9 %	8,5 %		26,4 %
Jahr 2 (N=7)	31,2 %	17,9 %	19 %	0,8 %	31,1 %
Jahr 3 (N=7)	25 %	16,6 %	25 %	4,2 %	29,2 %
Jahr 4 (N=6)	18,5 %	18,5 %	26 %	3,7 %	33,3 %

Tab. 11 zeigt, dass sich nicht nur die reinen Artenzahlen hinsichtlich der Leitarten/Gilden positiv entwickeln, sondern dass auch die Abundanzen der Leitarten/Gilden deutliche positive Entwicklungstrends aufweisen.

Tab.11: Erfasste Gilden (gemittelte prozentuale Abundanz der jeweiligen Arten) auf den Maßnahmenflächen nach Gestaltung des Waldrandes (N=6 bzw. 7) im Vergleich zum herkömmlichen Waldrandflächen (N=4).

	Ubiquist	mO	mgÜ	hygÜ	mW
Waldrand (N=4)	57,6 %	18 %	7,95 %		16,3 %
Jahr 1 (N=7)	54,6 %	27,2 %	5 %		13,2 %
Jahr 2 (N=7)	52,7 %	18,4 %	11,7 %	0,2 %	16,9 %
Jahr 3 (N=7)	30,7 %	32,1 %	19,2 %	0,8 %	17,2 %
Jahr 4 (N=6)	30,3 %	28,3 %	21,4 %	1,2 %	18,8 %

Wie sich die Dominanzstrukturen innerhalb der Faltergemeinschaften auf den verschiedenen Flächen entwickeln, kann den Tab. 38 bis 41 im Anhang entnommen

werden. Die Zuordnung in die einzelnen Dominanzklassen ist in Tab. 42 im Anhang dargestellt.

Im Folgenden wird exemplarisch auf die Verhältnisse auf den Maßnahmenflächen Bielenberg-Süd, Nierenberg und Selsberge eingegangen. In den Tab. 12 bis 14 wurden die Arten innerhalb der verschiedenen Gilden abnehmend nach ihrer Dominanz sortiert.

Zunächst ist festzuhalten, dass die ursprünglich recht ausgeglichenen Dominanzverhältnisse in den Ausgangsbeständen nach Durchführung der Maßnahmen zunächst deutlich unausgewogener werden (vgl. Tab. 37 im Anhang mit z.B. Tab. 12 bis 14 unten).

Auffallend ist insbesondere das (eu-)dominante Auftreten der Weißlinge, von denen Großer und Kleiner Weißling (*Pieris rapae* et *P. brassicae*) die Flächen aufgrund des weitgehenden Fehlens geeigneter Raupenfutterpflanzen weniger zur Reproduktion nutzen, sondern dort lediglich ihren Nektarbedarf decken. Dominant oder subdominant treten zumeist auch die „Brennessel“-Falter auf, die auf allen Maßnahmenflächen ihre Raupenfutterpflanze vorfinden. Dominant tritt ansonsten nur noch das Landkärtchen (*Araschnia levana* - Nierenberg) in Erscheinung – alle anderen Arten sind maximal subdominant auf den Flächen vertreten.

Tab. 12: Entwicklung der Dominanzen der verschiedenen Arten auf der Maßnahmenfläche Bielenberg-Süd

	Bielenberg Süd			
	Wald	1. Jahr	2. Jahr	3. Jahr
Ubiquisten				
<i>Pieris napi/rapae</i>	30	37,4	68,2	30
<i>Pieris brassicae</i>	30	10,4	7,6	10
<i>Vanessa cardui</i>		4,3		
<i>Inachis io</i>		1,7	2,2	
<i>Aglais urticae</i>		0,9	0,5	2,5
<i>Vanessa atalanta</i>		0,9		1,25
mO				
<i>Coenonympha pamphilus</i>		7,8		
<i>Maniola jurtina</i>		6,1	7,6	7,5
<i>Polyommatus icarus</i>		2,6	0,5	
<i>Melanargia galathea</i>				1,25
<i>Zygaena filipendulae</i>				1,25
mgÜ				
<i>Anthocharis cardamine</i>	10			
<i>Aphantopus hyperantus</i>		7,8	2,2	6,25
<i>Thymelicus lineola/sylvestris</i>			0,9	
<i>Ocholdes sylvanus</i>				1,25
hygÜ				
<i>Carterocephalus palaemon</i>				1,25
mW				
<i>Gonepteryx rhamni</i>	10	5,2	2,2	7,5
<i>Araschnia levana</i>	10	4,3	0,9	2,5
<i>Nymphalis c-album</i>	10			2,5
<i>Argynnis paphia</i>		2,6	7,2	10
<i>Pararge aegeria</i>		2,6		10
<i>Celastrina argiolus</i>		0,9		3,75
<i>Apatura iris</i>				1,25

Tab. 13: Entwicklung der Abundanzen der verschiedenen Arten auf der Maßnahmenfläche Nierenberg

	Nierenberg				
	Wald	1. Jahr	2. Jahr	3. Jahr	4. Jahr
Ubiquisten					
<i>Pieris napi/rapae</i>	22,7	48	27,8	43,5	38,5
<i>Pieris brassicae</i>	22,7	24	31,4	16,5	18,5
<i>Vanessa cardui</i>	13,6		3		
<i>Vanessa atalanta</i>		8		2,4	1,5
<i>Aglais urticae</i>			1,2	4,8	7,7
<i>Ilnachis io</i>			2,4	2,4	1,5
mO					
<i>Maniola jurtina</i>	4,5		8,3	4,8	9,2
<i>Polyommatus icarus</i>	4,5			1,2	
<i>Papilio machaon</i>			0,6		
mgÜ					
<i>Anthocharis cardamine</i>	4,5	8	1,8	4,8	7,7
<i>Aphantopus hyperanthus</i>			1,8	3,6	3
<i>Polyommatus semiargus</i>	4,5				
<i>Ochlodes sylvanus</i>			0,6	1,2	1,5
<i>Thymelicus lineola/sylvestris</i>			1,2		
mW					
<i>Araschina levana</i>	18,2	4	13	3,6	3
<i>Nymphalis c-album</i>	4,5		1,8	2,4	1,5
<i>Pararge aegeria</i>		4	1,8	2,4	
<i>Gonepteryx rhamni</i>		4	0,6	2,4	
<i>Argynnis paphia</i>			1,8	3,6	3
<i>Apatura iris</i>			0,6	1,2	1,5
<i>Celastrina argiolus</i>			0,6		3

Tab. 14: Entwicklung der Abundanzen der verschiedenen Arten auf der Maßnahmenfläche Selsberg

	Selsberg			
	1. Jahr	2. Jahr	3. Jahr	4. Jahr
Ubiquisten				
<i>Pieris napi/rapae</i>	38,2	27,8	34,1	18,2
<i>Pieris brassicae</i>	35,5	31,5	4,6	7,6
<i>Vanessa cardui</i>		6,2		
<i>Inachis io</i>	0,9	1,9	1,8	4,7
<i>Vanessa atalanta</i>		0,3	0,9	1,3
<i>Aglais urticae</i>		0,3	0,45	1,3
mO				
<i>Maniola jurtina</i>	10	9,7	20,9	10,2
<i>Polyommatus icarus</i>	0,9		0,45	
<i>Aricia agestis</i>	1,8			
<i>Melanargia galathea</i>		0,3		
<i>Coenonympha arcania</i>				0,4
<i>Lasiommata megera</i>				0,4
mgÜ				
<i>Aphantopus hyperantus</i>	1,8	6,2	21,8	17,4
<i>Anthocharis cardamine</i>	3,6	1,4	0,9	1,3
<i>Ocholdes sylvanus</i>		1,4	0,45	6,8
<i>Thymelicus lineola/sylvestris</i>		1,1	0,45	4,2
<i>Pyrgus malvae</i>			2,7	1,3
hygW				
<i>Carterocephalus palaemon</i>		1,4	2,7	3,2
mW				
<i>Araschnia levana</i>	2,7	6	1,4	1,3
<i>Gonepteryx rhamni</i>	2,7	3,5	4,6	7,2
<i>Nymphalis c-album</i>	1,8	0,3	0,45	3,4
<i>Argynnis paphia</i>		1,1	0,9	5,5
<i>Pararge aegeria</i>		0,3	0,45	2,1
<i>Celastrina argiolus</i>				0,4
<i>Limenitis camilla</i>				0,4

4.3.2.3 Vergleich unterschiedlicher Expositionen

Die Modellflächen weisen unterschiedliche Expositionen auf. Drei Flächen waren süd-, drei weitere ost- oder nordexponiert. Der Waldrand am Steinberg ist dagegen westexponiert.

Da tagfliegende Schmetterlinge in der Regel trocken- oder feuchtwarme Lebensräume bevorzugen, sind auf den süd- und westexponierten Flächen deutlich mehr Arten und Individuen zu erwarten. Dass dies insbesondere hinsichtlich der Abundanzen für die südexponierten Flächen tatsächlich zutrifft, zeigt die Abb. 21 im Vergleich zu Abb. 23. In Abb. 23 sind die Abundanzen auf den nord- und ostexponierten Flächen dargestellt. Der Einbruch der Abundanzen auf den südexponierten Flächen im vierten Jahr ist auf den schlechten Sommer zurückzuführen, der die sonst individuenreich auftretenden Sommerarten stark beeinträchtigt hat. Das sich dies bei den Abundanzen auf den nord- und

ostexponierten Flächen nicht bemerkbar macht, ist darauf zurückzuführen, dass dort die schon früh im Jahr fliegenden Weißlinge (sie sind den Ubiquisten bzw. den Arten der mesophilen Übergangsbereichen zuzuordnen) wesentlich zum Individuenreichtum beitragen.

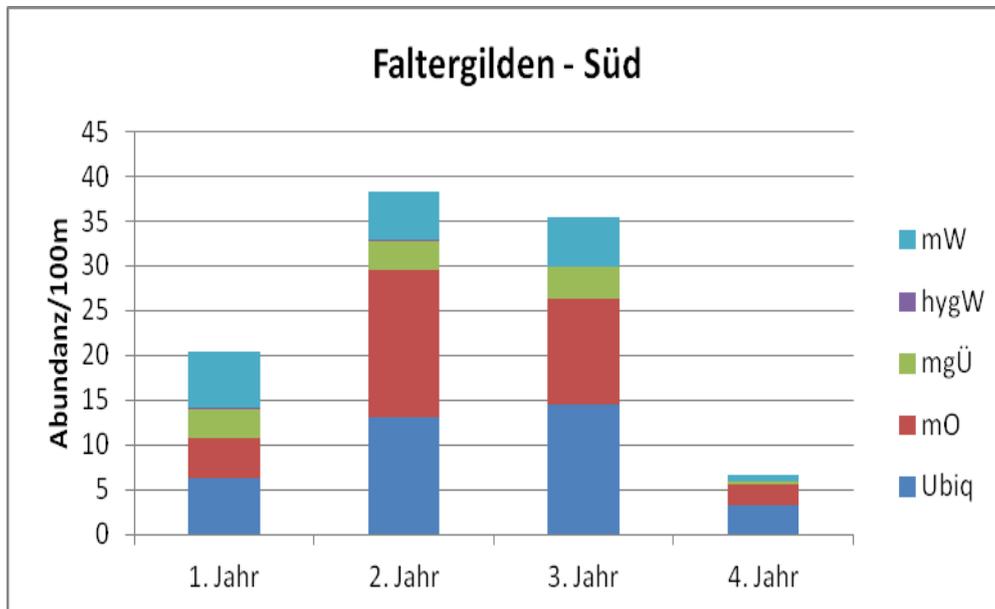


Abb. 21: Entwicklung der Falterabundanz (100 m Transekt) unter Berücksichtigung der verschiedenen Gilden auf den südexponierten Modellflächen (Bielenberg-Süd, Ziegenberg, Selsberge) im Verlauf der ersten vier Jahre.

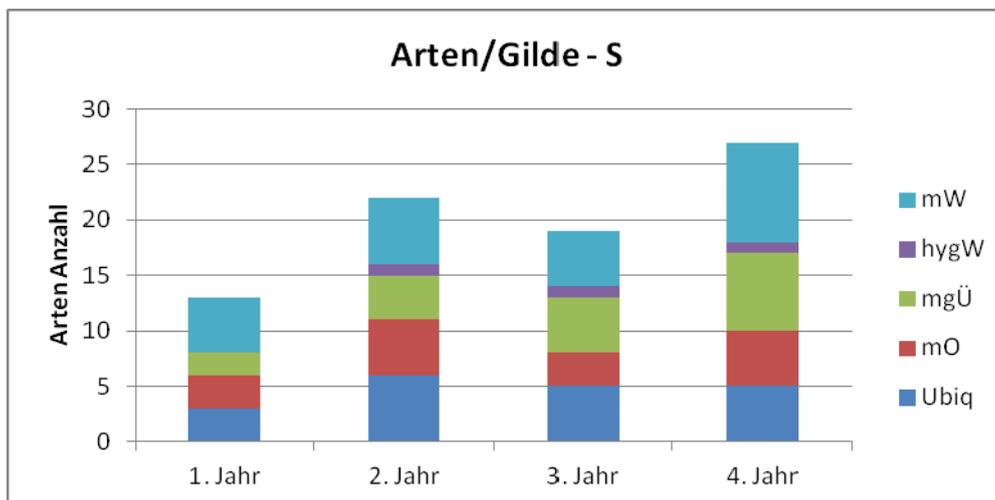


Abb. 22: Entwicklung der Artenzahlen unter Berücksichtigung der verschiedenen Gilden auf den südexponierten Modellflächen (Bielenberg-Süd, Ziegenberg, Selsberge) im Verlauf der ersten vier Jahre.

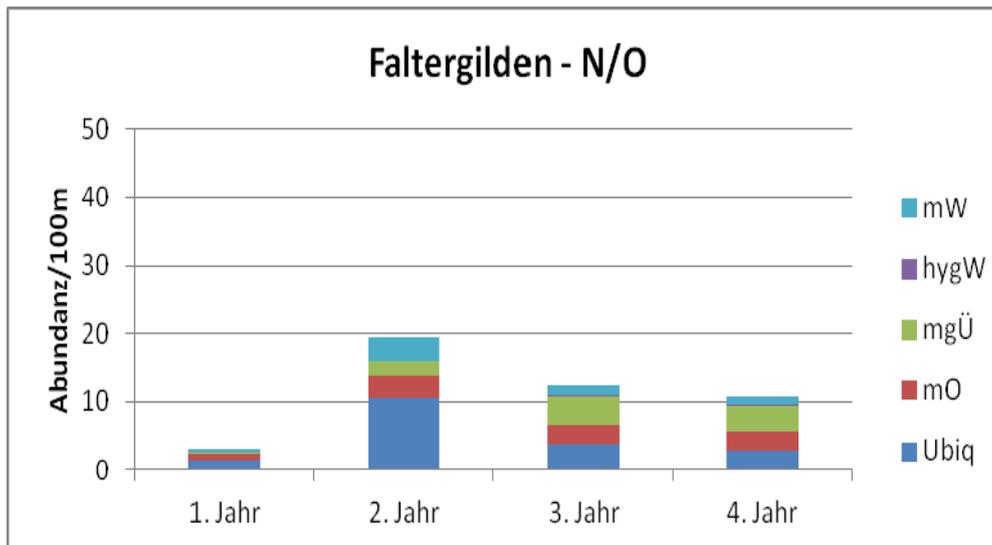


Abb. 23: Entwicklung der Falterabundanzen (100 m Transekt) unter Berücksichtigung der verschiedenen Gilden auf den nord- bzw. ostexponierten Modellflächen (Bielenberg-Ost, Wandelsberg, Nierenberg) im Verlauf der ersten vier Jahre.

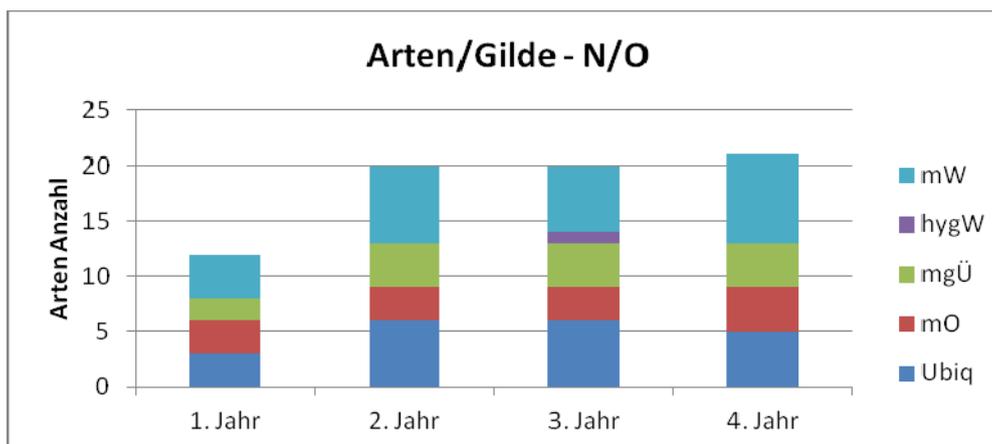


Abb. 24: Entwicklung der Artenzahlen unter Berücksichtigung der verschiedenen Gilden auf den nord- bzw. ostexponierten Modellflächen (Bielenberg-Ost, Wandelsberg, Nierenberg) im Verlauf der ersten vier Jahre.

Dass der westexponierte – und somit eigentlich begünstigte - Steinberg sowohl in Bezug auf den Arten- als auch Individuenreichtum deutlich abfällt (Abb. 25, 26), ist auf die unterschiedliche Nutzung zurückzuführen. Dort wurde der Waldrand nur sukzessive durch Entnahme einzelner Bäume aufgelichtet, so dass dort der Waldcharakter bestehen blieb und eine krautige Vegetation kaum entwickelt war.

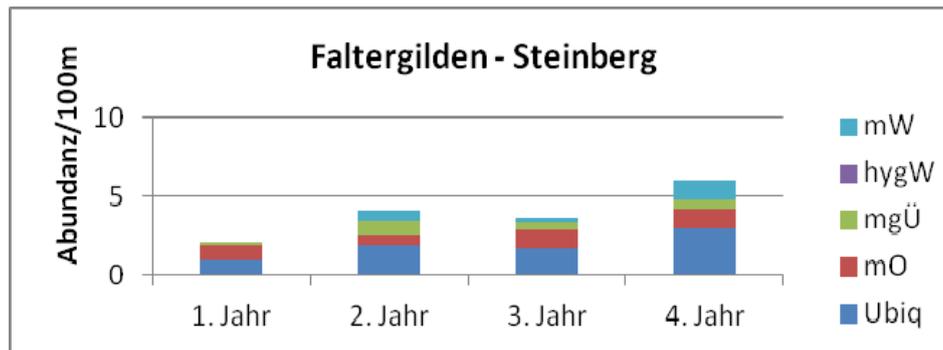


Abb. 25: Entwicklung der Falterabundanzen (100 m Transekt) unter Berücksichtigung der verschiedenen Gilden auf der Modellfläche Steinberg im Verlauf der ersten vier Jahre.

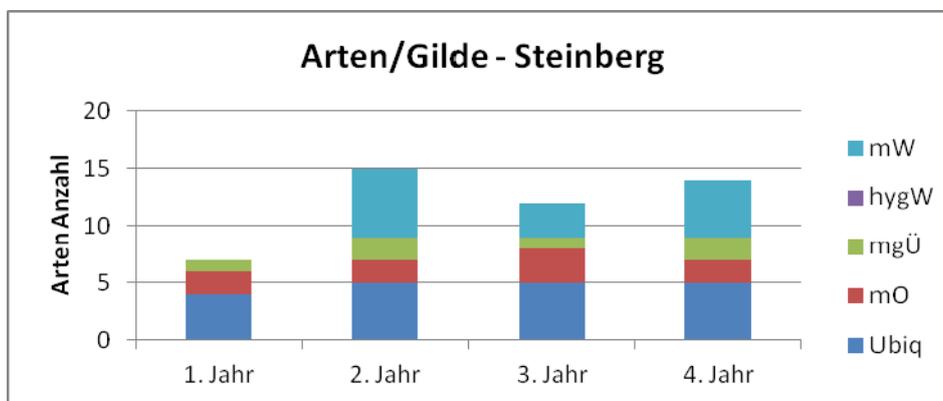


Abb. 26: Entwicklung der Artenzahlen unter Berücksichtigung der verschiedenen Gilden auf der Modellfläche **Steinberg** im Verlauf der ersten vier Jahre.

Wie stark die Abundanzen im Vergleich der verschiedenen Flächen untereinander in den jeweiligen Jahren schwanken können und wie sich die Entwicklung über die verschiedenen Jahre dargestellt, kann den Abb. 5 und 6 im Anhang entnommen werden.

4.3.3 Schlussfolgerungen

Die umgestalteten Waldränder stellen insbesondere in Südexposition attraktive Lebensräume für tagfliegende Schmetterlinge dar. Sowohl die Diversität als auch die Abundanzen liegen auf den Maßnahmenflächen um ein Mehrfaches über den Werten der unbehandelten Waldränder (Referenzflächen).

Die höchsten Abundanzen wurden im 2. Jahr nach Umgestaltung der Flächen erreicht, die höchsten Artenzahlen dagegen erst im 4. Jahr. Dies spiegelt auch die Entwicklung der Roten-Liste-Arten wider: Im 4. Jahr wurden 11 RL-Arten festgestellt – im Vergleich zu 2 Arten im Bereich der Referenzflächen.

Während in den ersten Jahren vor allem eher ubiquitäre Arten und Arten des mesophilen Grünlandes profitierten, waren es im dritten und vierten Jahr v.a in Südexposition eher die Arten der gehölzbetonten Übergangsbereiche und der Waldränder – also die Arten, die auch in den nächsten Jahren am deutlichsten profitieren sollten (= Zielarten).

4.4 Reptilien

In den ersten Jahren (2008/2009) wurden die Reptilien antragsgemäß nur über Zufallsbeobachtungen miterfaßt. Erst in den Jahren 2010 und 2011 erfolgte eine systematische Erfassung. Hierzu wurden potentielle Ruhe- und Sonnplätze regelmäßig auf die Anwesenheit von Reptilien hin überprüft. Auf den drei südexponierten Flächen (Bielenberg-Süd, Ziegenberg, Selsberge) wurden zusätzlich Schlangenbretter ausgelegt, da dort potenziell mit der sehr heimlichen und schwer nachweisbaren Schlingnatter zu rechnen ist.

Die Ergebnisse sind in Tab. 13 zusammenfassend dargestellt.

Tab. 13: Bisher auf den Modellflächen nachgewiesene Reptilien. Legende: W = Weibchen, M = Männchen, a = ausgewachsenes Tier, Geschlecht unbestimmt, J = Jungtier

Modellfläche	Art	RL NRW/D	2008	2009	2010	2011
Nierenberg	Ringelnatter	2	1 W	1 W, 1 J	1 W, 1 M	2 J
	Blindschleiche					1 a, 2 J
Wandelnsberg	Waldeidechse			1 M	2 M	1 a
	Blindschleiche				1 a	3 a, 2 J
Selsberge	Waldeidechse		2 a		1 a	2 a
	Blindschleiche				1 a, 2 J	2 a, 1 J
Steinberg	Zauneidechse	2			2 M	1 M, 1 W
Ziegenberg	Waldeidechse				1 W	2 a
	Zauneidechse	2			1 W, 1 M	2 M, 1 W 2 J
Bielenberg-Süd	Zauneidechse	2			2 M	3 M, 2 W
	Blindschleiche				2 a, 2 J	3 a, 4 j
Bielenberg-Ost	Blindschleiche					1 a

Auf allen Maßnahmenflächen wurden Reptilien nachgewiesen. Als häufigstes Reptil trat die Blindschleiche auf, gefolgt von der Zaun- und Waldeidechse. Die wasserliebende Ringelnatter ist nur auf einer Fläche vertreten, dem Nierenberg, der direkt an der Weser liegt.

Entsprechend den ökologischen Präferenzen ist die Zauneidechse nur auf den süd- und westexponierten Flächen anzutreffen. Die hinsichtlich der Wärmeansprüche eher weniger anspruchsvollen Waldeidechsen und Blindschleichen können dagegen auf allen Flächen auftreten.

Mittelfristig ist davon auszugehen, dass die Zauneidechse durch die aufwachsenden Gehölze wieder verdrängt wird. Alle anderen Arten dürften dagegen die Flächen dauerhaft besiedeln können.

4.5 Sonstige wertbestimmende Arten

Auf den Maßnahmenflächen am Nierenberg und Ziegenberg konnten 2010 und 2011 Hirschkäfer (*Lucanus cervus*, FFH-Richtlinie, Anhang II) nachgewiesen werden. Ob sie aus den benachbarten Waldbeständen zugeflogen sind oder sich im Altholz auf den Maßnahmenfläche entwickelt haben, ist nicht bekannt.

Literatur:

- BAUER, H.G. & P. BERTHOLD (1997): Die Brutvögel Mitteleuropas. – Aula Verlag, Wiesbaden
- BAUER, H.G., E. BEZZEL & W. FIEDLER (2005): Das Kompendium der Vögel Mitteleuropas – Passeriformes. – Aula-Verlag, Wiebelsheim
- BAUER, H.G., E. BEZZEL & W. FIEDLER (2005): Das Kompendium der Vögel Mitteleuropas – Nonpasseriformes. – Aula-Verlag, Wiebelsheim
- BLAB, J. & O. KUDRNA (1982): Hilfsprogramm für Schmetterlinge. – Naturschutz aktuell Nr. 6
- BIBBY, C.J., N. D. BURGESS & D.A. HILL (1995): Methoden der Feldornithologie.- Neumann-Verlag, Radebeul
- BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (BfN)(Hrsg.)(2009): Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands, Bd. 1: Wirbeltiere – Naturschutz und Biologische Vielfalt **70(1)**
- FLADE, M. (1994): Die Brutvogelgemeinschaften Mittel- und Norddeutschlands. – IHW Verlag, Eching
- JENRICH, J., P.-W. LÖHR & F. MÜLLER (2010): Kleinsäuger. Körper- und Schädelmerkmale – Ökologie. – Beiträge zur Naturkunde in Osthessen, Band 47 Supplement 1 (Fulda)
- LANDESANSTALT FÜR ÖKOLOGIE, BODENORDNUNG UND FORSTEN (LÖBF)(Hrsg.)(1999): Rote Liste der gefährdeten Pflanzen und Tiere in Nordrhein-Westfalen – Schriftenreihe der Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten **17**
- MÜHLENBERG, M. (1993): Freilandökologie. – UTB 595, Quelle & Meyer, Heidelberg - Wiesbaden

Kapitel 5: Zusammenfassung und Ausblick

(H. GOCKEL, F. GRAWE & B. BEINLICH)

5.1 Zielsetzung des Modell- und Demonstrationsvorhabens

Vorrangiges Ziel des Vorhabens ist die Förderung der in den heimischen Wäldern im Rückgang befindlichen lichtliebenden Nutzholzarten Trauben-Eiche, Stiel-Eiche, Hainbuche und Feld-Ahorn sowie weiterer seltener Arten wie Elsbeere, Wacholder, Eibe oder Berberitze.

Dies soll in Form einer an die historische Nutzungsform Mittelwald angelehnten Waldrandgestaltung geschehen.

Entsprechend der formulierten Arbeitshypothesen waren hierbei ökonomisch tragfähige Ergebnisse sowie eine ökologische Aufwertung unserer Waldränder zu erwarten.

5.2 Versuchsdesign

Auf sieben ausgewählten Modellflächen mit unterschiedlicher Vorbestockung, Exposition und geologischer Ausgangssituation wurden über einen Zeitraum von vier Jahren die Auswirkungen einer mittelwaldähnlichen Waldrandgestaltung aus forstökonomischer und -ökologischer, floristisch-vegetationskundlicher und tier-ökologischer Sicht untersucht.



Abb. 1: Mittelwaldähnliche Waldrandgestaltung nach H.A.GOCKEL
Zeichnung: Manfred Claes-Schaefers

Aus forstlicher Sicht galt es schwerpunktmäßig zu untersuchen, in welcher Weise die Modellflächen hinsichtlich der Baumartenzusammensetzung und des Bestockungsgrades in Bezug auf die Förderung der Zielbaumarten zu gestalten sind und ob die ökologischen Erwartungen mit dem entwickelten Konzept der mittelwaldähnlichen

Waldrandgestaltung erfüllt werden. Des Weiteren galt es geeignete Ernteverfahren sowie optimale Vermarktungswege zu entwickeln.

Im Rahmen begleitender floristisch-vegetationskundlicher Untersuchungen fanden die Gefäßpflanzen unter besonderer Berücksichtigung der Gehölzflora Berücksichtigung.

Die tierökologischen Untersuchungen beschränkten sich auf repräsentative Tiergruppen wie Brutvögel, tagfliegende Schmetterlinge und Reptilien. Des Weiteren wurden Kleinsäuger unter besonderen Berücksichtigung der Nagetiere („Schadnager“) in die Untersuchungen einbezogen.

5.3 Wesentliche Ergebnisse

Grundsätzlich gilt, dass bei der Überführung in die mittelwaldähnliche Waldrandgestaltung positive Betriebsergebnisse erzielt werden.

Voraussetzungen hierfür sind:

- Bei der Vermarktung des eingeschlagenen Holzes müssen die anfallenden Sortimente nach höchster Wertschöpfung ausgehalten werden. Die Vermarktung schwächerer Sortimente als Stücbrennholz oder Industrieholz ist wesentlich lukrativer als die Hackschnitzelproduktion.
- Auch die im Abstand von ca. 20 Jahren regelmäßig erfolgende Nutzung des Stockausschlages wird insbesondere unter den zukünftig zu erwartenden Rahmenbedingungen nachhaltig ökonomische Gewinne abwerfen.
- Besonders nachhaltig ist die Kaskadennutzung. Dabei hat die stoffliche Verwertung Vorrang vor der energetischen Nutzung, welche erst an letzter Stelle der Nutzungskette steht. Dies gilt insbesondere im Hinblick auf die CO₂- Bilanz.
- Durch die mittelwaldähnliche Waldrandgestaltung werden die Probleme der Verkehrssicherung auf ein Minimum zurückgefahren.
- Die ökonomische Bilanz verbessert sich unter Berücksichtigung der hohen Anforderungen an die Verkehrssicherheit und den damit verbundenen finanziellen Aufwendungen nochmals deutlich.

Im Idealfall befinden sich Individuen der Zielbaumarten im Bestand und können im Rahmen der Maßnahme freigestellt werden. Ihnen wird somit ein Konkurrenzvorteil verschafft, so dass sie sich optimal entwickeln können.

Werden die Zielbaumarten in vormals von Nadelgehölzen dominierten Beständen eingebracht, können sie sich aufgrund der dort fehlenden Konkurrenz auch weitgehend ohne Pflege entwickeln.

Häufig fehlen die Zielbaumarten, während ausschlagkräftige konkurrierende Gehölze, namentlich Esche und Berg-Ahorn, in größerer Zahl auf der Fläche vorhanden sind. Die zu pflanzenden Zielbaumarten unterliegen hier einer starken Konkurrenz. Zur Förderung der Zielbaumarten ist hier zumindest nach dem ersten Einschlag eine selektive Pflege des Bestandes zwingend geboten.

Die gepflanzten Individuen der Zielbaumarten entwickeln sich durchweg gut, die Ausfälle sind gering. Auch die Gradation der Rötelmaus im Jahr 2010 führte hier zu keinen nennenswerten Einbußen.

Aus naturschutzfachlicher bzw. ökologischer Sicht ist folgendes festzuhalten:

Die mittelwaldähnliche Waldrandgestaltung führt in den ersten Jahren zu einer deutlichen Veränderung der Standortfaktoren. Hierdurch kommt es zu Verschiebungen bei den Artenzahlen diverser Artengruppen mit ökologisch unterschiedlichen Ansprüchen:

Sowohl die Arten der stickstoffliebenden Krautfluren, wie auch die licht- und wärmeliebenden Arten der Magerrasen und die Pionierarten der Schlagfluren erreichen zwei bis vier Jahre nach dem Holzeinschlag ihre maximale Entwicklung.

Eine ähnliche Entwicklung ergibt sich für die tagfliegenden Schmetterlinge. Besonders ausgeprägt ist dies im Bereich der süd- bis westexponierten Modellflächen. Gegenläufig ist zunächst die Entwicklung der Brutvogelbestände. Aber bereits im vierten Jahr werden die anfänglichen Abnahmen der zu beobachtenden Vogelarten und deren Abundanzen kompensiert, z.T. sogar überkompensiert.

Die Anzahl der gefährdeten Arten nimmt - ebenso wie die Gesamtartenzahl - nach der Waldrandgestaltung in den ersten zwei bis drei Jahren zu, um danach teilweise wieder leicht abzunehmen (vgl. Abb. 2).

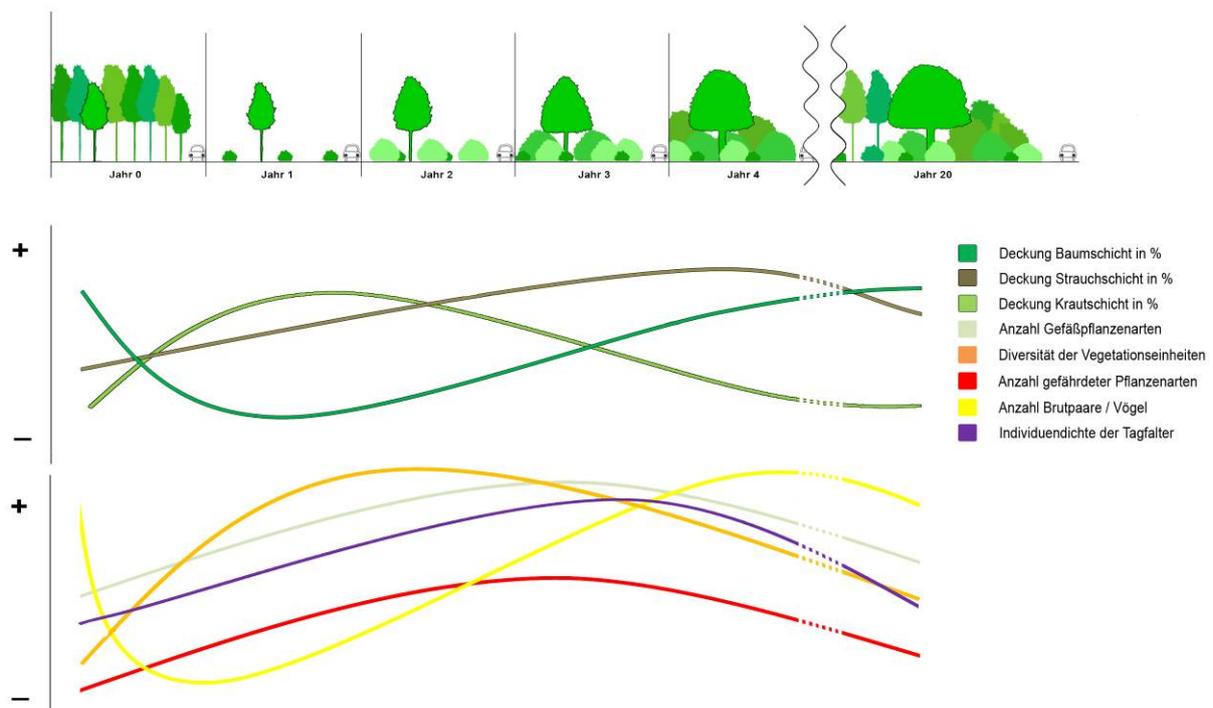


Abb. 2: Schematisierte Entwicklung ausgewählter Indikatoren im zeitlichen Verlauf eines Nutzungszyklus im Zuge der Mittelwaldähnlichen Waldrandnutzung, beginnend vom Ausgangszustand.

Auch der Strukturreichtum der gestalteten Waldränder und damit die Anzahl an besiedelbaren Nischen ist insbesondere in den ersten Jahren nach dem Einschlag deutlich höher als im Ausgangsbestand.

Im Verlauf der Folgejahre werden sich Strauch- und Baumschicht auf Kosten der Krautschicht entwickeln. Anders als im Ausgangszustand wird sich aber ein reich strukturierter und vielfältiger Waldrand etablieren, dem optimalerweise noch ein artenreicher Saum vorgelagert ist.

Infolge der regelmäßig erfolgenden Wiederholungseinschläge werden sich langfristig die Zielbaumarten gegenüber der Konkurrenz durchsetzen können.

5.4 Validität der Ergebnisse

Die Ergebnisse des Modellvorhabens sind sowohl aus floristisch-vegetationskundlicher als auch aus tierökologischer Sicht recht konsistent. Trotz des aufgrund starker standörtlicher Divergenzen zwangsläufig geringen Stichprobenumfangs zeigt sich auf allen Modellflächen (Ausnahme: Steinberg) eine in wesentlichen Zügen gleichgerichtete Entwicklung. Das gleiche gilt für die Ergebnisse in Bezug auf die Ökonomie. Der geringe Stichprobenumfang wird dort durch die Einbeziehung von Referenzdaten verifiziert.

Ein gewisses Problem bei der ökologischen Bewertung des auf eine Umtriebszeit von ca. 20 Jahren ausgelegten Gesamtsystems bleibt die Tatsache, dass seit dem Ersteinschlag zum jetzigen Zeitpunkt erst vier Vegetationsperioden verstrichen sind. Wirklich belastbare Prognosen sind aufgrund der weiterhin hohen Dynamik des Systems strenggenommen aber erst in einigen Jahren möglich. Unter Zugrundelegung der bekannten Entwicklung anderer, ähnlich ausgestatteter Standorte in einem fortgeschrittenen Sukzessionsstadium kann die zukünftige Entwicklung der Modellflächen jedoch mit einer recht hohen Sicherheit extrapoliert werden.

5.5 Ausblick und Empfehlungen

Die maximale Diversität wird bei der überwiegenden Zahl der relevanten Parameter etwa 3 - 4 Jahre nach dem Ersteinschlag erreicht. Bei einem etwa alle 20 Jahre erfolgenden Einschlag, sollte der zu entwickelnde Waldrand in etwa 5 Abschnitte aufgeteilt werden, die im Abstand von ca. 4 Jahren auf den Stock gesetzt werden. Eine mittelwaldähnliche Waldrandgestaltung erweist sich sowohl aus ökonomischer als auch aus ökologischer Sicht als optimaler Bewirtschaftungsvariante.

Letztendlich führt ein optimierter Waldrand auch zu einer deutlichen Bereicherung des Landschaftsbildes und dient damit direkt dem erholungssuchenden Menschen.

Praktische Hinweise für die Durchführung der mittelwaldähnlichen Waldrandgestaltung:

Arbeitstechnische Verbesserungen ergeben sich aus einem kombinierten Verfahren der Holzernte. Größtenteils wird dabei maschinell aufgearbeitet, während nicht erreichbare Bäume manuell zugefällt bzw. dem Harvester zur Aufarbeitung per Seil vorgeliefert werden.

Die Ausschreibung der Maßnahmen inklusive aller Begleitarbeiten und Sicherungsarbeiten im Straßenbereich ist in jedem Fall anzuraten. Wichtig ist, dass die Vergabe an einen einzigen Unternehmer erfolgt, um ihn in der Gesamtverantwortung zu haben. Die Ausschreibung sollte nicht nach dem „Auf-dem-Stock-Verfahren“ sondern nach Sortimenten erfolgen.

Auf keinen Fall sollten die Maßnahmen den Eindruck eines Kahlschlages hinterlassen. Sind auf den zu gestaltenden Flächen die Zielbaumarten vorhanden, sollten die Zwischenflächen, wenn nicht anders begründet, der natürlichen Sukzession überlassen werden. Ist dies nicht der Fall, sind die Zielbaumarten im lockeren Verband einzubringen. Um einen guten Anwuchs zu gewährleisten, sollten sie in Tubextröhren gesetzt werden. Dies ermöglicht das Pflanzen von einjährigen Sämlingen. Die Tubextröhren bieten Schutz vor Wildverbiss sowie witterungsbedingten Unbilden und fördern das Wachstum der Jungpflanzen.

Danksagung

An erster Stelle danken die Autoren dem Forstbetriebsbeamten Mathias Wolff, der wesentlich an der Optimierung der Erntetechnik und Verwendungsmöglichkeit des anfallenden Holzes mitgewirkt hat, und den Forstbetriebsbeamten Johannes Happe und Lars Grote, die sich engagiert an der Umsetzung des Vorhabens beteiligt haben. Dank gebührt auch Norbert Hofnagel und Karl Meinberg vom Biomassehof in Borlinghausen, die sich um die technische Aufbereitung der Hackschnitzel und deren Vermarktungsmöglichkeiten verdient gemacht haben.

Ohne die Unterstützung durch zahlreiche Hilfskräfte wären die aufwändigen Freilandarbeiten in der praktizierten Form nicht machbar gewesen. Dank gebührt deshalb Eva-Maria Altena, Martin Biedermann, Kristina Brast, Lena Dienstbier, Isabel Fiebig, Dennis Franke, Benjamin Gereke, Vera Glanert, Katharina Kallnik, Alica Kleinschmidt, Martin Leipold, Alexander Lenz, Britta Liebe, Ralf Liebelt, Christina Lödige, Marie-Luise Meißner, Ferial Michels, Toni Möller, Anja Nüsse, Raphael Prell, Jan-Eric Reidt, Dörte Scheffler, Linda Specken, Aline Thamm und Michael Tilly für den überdurchschnittlich großen Einsatz, den sie bei gutem und schlechtem Wetter gezeigt haben.

Letztendlich gebührt der Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung Dank dafür, dass sie durch die finanzielle Unterstützung das Projekt überhaupt erst ermöglicht hat. Für die intensive Unterstützung in fachlichen wie verwaltungstechnischen Fragen danken wir ganz besonders Herrn Dr. Norbert Kowarsch.

Borgentreich / Bad Driburg, im Dezember 2012