Tuexenia Beiheft 9: 69–84. Osnabrück 2016.

Die Schachten des Nationalparks Bayerischer Wald: Nutzungsgeschichte und aktuelle Entwicklungen von Flora und Vegetation

Tobias Windmaißer

1. Exkursionspunkte in der Übersicht

Ziel der Exkursion zu den Schachten des Nationalparks Bayerischer Wald wird zum einen der **Ruckowitzschachten** sein, der durch seine Größe und Offenheit sowie die Vielfalt unterschiedlicher Vegetationstypen heraussticht und auf welchem mit dem aktuellen Beweidungsprojekt der Beginn eines möglicherweise langfristigen Wegs des Schachtenerhalts betrachtet werden kann. Anschließend dient der **Albrechtschachten** als Beispiel, um die weniger erfolgversprechende Situation anderer Schachten zu beleuchten (Abb. 1).

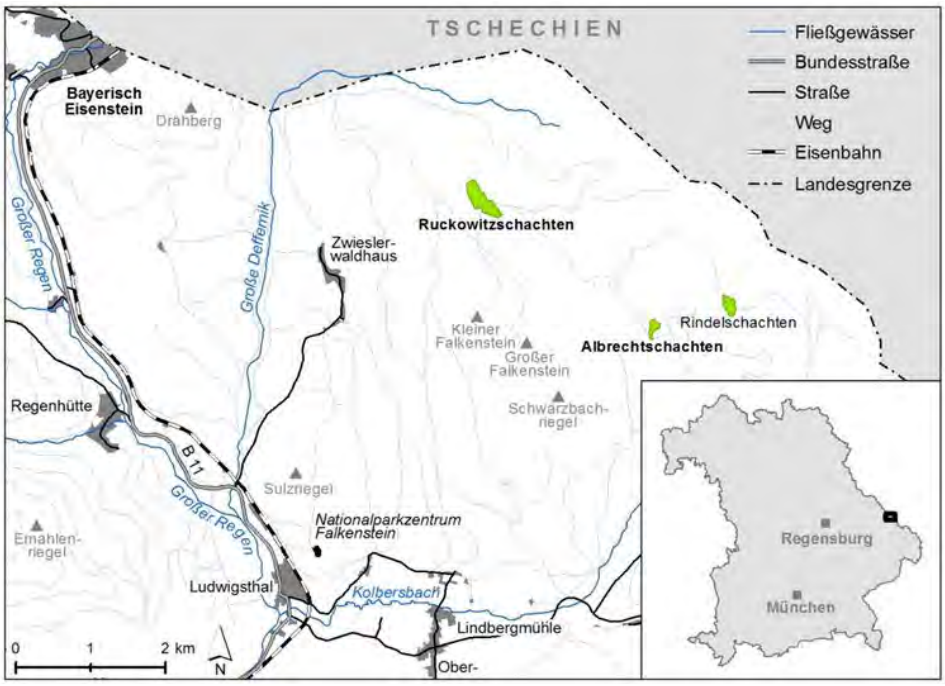


Abb. 1. Lage der beiden Exkursionsgebiete Ruckowitzschachten und Albrechtschachten im Nationalpark Bayerischer Wald (© Karte Sabine Fischer).

2. Einführung

Die Schachten des Bayerischen Waldes sind das Ergebnis einer etwa 350 Jahre langen Beweidung durch Rinder als historische Landnutzung in den Hochlagen dieses Mittelgebirges. Ihren Ursprung fanden solche Waldlichtungen in der Beweidung im Zuge der dort praktizierten Waldweide. Die Nutzung als Mittags- und Nachtruheplätze der Hirten mit ihren sogenannten Waldstierherden führte auf den Schachten durch diese spezielle Form der Triftweide zur Entstehung großflächiger Borstgrasrasen. Unter anderem auch wegen des Widerstands aus der Forstwirtschaft wurde die Bewirtschaftung der Schachten zwischen 1960 und 1963 im heutigen Erweiterungsgebiet des Nationalparks aufgegeben. Seit dem blieben die Borstgrasrasen und die anderen Vegetationstypen dieser Flächen, abgesehen von wenigen Maßnahmen zur Offenhaltung, sich selbst überlassen.

3. Lage und Naturraumausstattung des Exkursionsgebietes

3.1 Lage und Naturraum

Im Folgenden werden unter anderem einige Kenndaten zur potenziell natürlichen Vegetation beispielsweise, oder auch Geologie und Klima aufgeführt, welche – sofern nicht anders angegeben – aus den Daten von GIS-Layern der Nationalparkverwaltung Grafenau ermittelt wurden (Stand Januar 2015).

Die im Rahmen dieser Exkursion besuchten Schachten wie auch das Untersuchungsgebiet der Studie liegen in den Hochlagen des Hinteren Bayerischen Waldes zwischen Falkenstein und Rachel überwiegend im heutigen Erweiterungsgebiet des Nationalparks Bayerischer Wald. Der Nationalpark nimmt große Teile des Hinteren Bayerischen Waldes und insbesondere den Grenzkamm zur tschechischen Seite des Gebirgszuges ein. Zusammen mit dem dort angrenzenden Šumava Nationalpark konnte ein bedeutender Teil des größten Waldgebiets Mitteleuropas unter Schutz gestellt werden. Durch die Erweiterung um große Staatswaldgebiete wuchs der Nationalpark im August 1997 auf 24.222 ha Flächengröße an.

Die Schachten wurden überwiegend an den Verebnungsflächen zwischen oberster Hanglage und den Hochlagen eingerichtet, was der Übergangszone zwischen Buchen-dominierten Wäldern und den hochmontanen Fichtenwäldern entspricht (RUDER 1981). Im Mittel liegen diese daher meist zwischen 1.100 und 1.200 m Höhe (Tab. 1), während Lacka und Rachelwiese mit etwa 1.300 bzw. 1.350 Höhenmetern etwas höher gelegen sind. Um ein schnelleres Ausapern zu erreichen, wählte man für die Rodungsflächen überwiegend Hänge in SW bis SO Exposition aus. Bei etwa zwei Drittel der Schachtenfläche ist ein Reitgras-Fichten-Buchenwald als potentielle natürliche Vegetation anzunehmen und für ein weiteres Viertel der Wollreitgras-Fichtenwald. Lediglich kleine Teile des Gebietes liegen so günstig, dass der Montane Hainsimsen-Buchenwald als potentielle natürliche Vegetation gelten dürfte.

Tabelle 1. Wichtigste Eckdaten der Schachten der Exkursion. Die Angaben der Höhenlage, Flächenentwicklung (in ha), der ersten Nennung des Schachten und das Jahr des Beweidungsendes wurden aus HOFMANN (1985) übernommen. Neben den historischen Flächenangaben findet sich die 2014 kartierte Gesamtfläche.

Schachten	Höhe ü. NN	1831 (ha)	1974 (ha)	2014 (ha)	Erste Nennung	Ende der Beweidung
Ruckowitzschachten	1030 / 1180	30,0	16,9	12,9	1613	1962
Albrechtschachten	1088 / 1145	13,3	7,4	8,1	1766	1962

3.2 Geologischer Untergrund und Böden

In der Literatur werden die edaphischen Verhältnisse im Gebiet meist als 30 bis 60 cm mächtiger, sandig-grusiger Lehm beschrieben, der sich über verfestigtem Schutt aus Gneis- und Granitgestein herausgebildet hat (SEYFERT 1975). EIBERWEISER (1995) gibt speziell für die Verebnungsflächen der Hochlagen podsolige bzw. Podsol-Braunerden an, welche zum Teil auch hydromorph oder nur als gering entwickelte Ranker vorliegen können. Nach den Daten der Nationalparkverwaltung bildet „Mittelgründiger Lehm über verfestigtem Schutt" auf gut drei Viertel der Schachtenfläche den Untergrund. Daneben liegt dieser auf den Schachten zu kleinen Teilen auch als gebleichter Lehm oder „Lehm über Sand" vor. Mineralische Nassböden und Niedermoore sind eher die Seltenheit.

3.3 Klima

Die Jahresdurchschnittstemperatur liegt je nach Höhenstufe zwischen 3,0 und 5,0 °C. Entsprechend höher oder niedriger ist mit 150 bis 190 Tagen die Anzahl der Tage mit über 5 °C Lufttemperatur. Dies wird ausgeglichen durch eine Globalstrahlung im Juli von 5,0 bis 5,2 kWh/m² Tagessumme, welche sich vergleichbar mit dem Vorderen Bayerischen Wald in etwa im bayerischen Mittel befindet und aber deutlich höher ist als in nordbayerischen Gebirgen oder den Alpen. Dennoch liegen in der Vegetationsperiode die Tagesmitteltemperaturen der Luft bei nur 10 bis 11 °C, selten bis 11,5 °C. Die Feuchtigkeitsbedingungen werden am besten durch die Tatsache ausgedrückt, dass die jährliche potenzielle Verdunstung von Gras deutlich unter 500 mm liegt, wohingegen der jährliche Niederschlag 1.300 bis 1.500 mm beträgt, jedoch auch bis zu 1.800 mm erreichen kann (PETERMANN & SEIBERT 1979).

3.4 Entstehung und Geschichte der Schachten

Mit dem Schachten, auf welchem die aktuelle Erprobung eines Pflege- und Managementsystems für die Schachten ihren Anfang nahm, hat wohl auch die gesamte Schachtengeschichte begonnen. Auf der mehr oder weniger natürlichen „Ruckawies"-Lichtung weidete einst böhmisches Vieh, bis der Bauer Lorenz Ayden dieses Grenzvergehen meldete und im Jahre 1613 zum ersten Mal mit seinem und weiterem Vieh zur Rückenwiese zog. Heute heißt dieser Schachten aufgrund eines sprachlichen Verständnisfehlers Ruckowitzschachten. In den Folgejahren wurden weitere Schachtenflächen gerodet und so entstand über Jahrzehnte und Jahrhunderte ein System aus kleineren und größeren, mehr oder weniger offenen Waldlichtungen, welche die Hirten mit Waldstierherden zur Mittags- und Nachtruhe aufsuchten (SEYFERT 1975). Den Tag verbrachten die Tiere allerdings ausschließlich im Wald und grasten die mehr oder weniger üppige und schmackhafte Bodenvegetation ab. Über die Vegetation der Schachten zu Zeiten der Beweidung ist insgesamt sehr wenig bekannt.

Die Anzahl der in die Wälder getriebenen sogenannten „Waldstiere", also Ochsen und Jungtiere, schwankte dabei sehr stark und war oft von der Form und Höhe der Gebühren abhängig (RUDER 1981). Letztlich beeinflussten aber auch historischen Entwicklungen, speziell Kriege, das Ausmaß der Weidetätigkeit (SEYFERT 1975, RUDER 1981). Dabei erfuhren viele Schachten neben der Veränderung der Fläche vielfach auch Nutzungsänderungen.



Abb. 2. Weidende Rotviehherde am Ruckowitzschachten. Im Hintergrund eine mächtige Buche als alter Schachtenbaum, im Vordergrund ausgedehnte Borstgrasrasen sowie einige Heidelbeerbestände (Foto: T. Windmaißer, 2014).

An vielen Aspekten zeigt sich die jahrhundertelange Bedeutung der Waldweide für die umliegenden landwirtschaftlichen Betriebe und die Glashüttengüter. Die Gewichtszunahme der Tiere, welche während der viermonatigen Sömmerung bei 50 bis 150 kg lag, war dabei von untergeordnetem Interesse gegenüber der Tatsache, dass die Tiere aus dem Futter waren, was die Heugewinnung im Tal auf den „frei gewordenen“ Flächen ermöglichte (RUDER 1981). Zudem zeichneten sich die Waldstiere wegen der rauen Witterung und dem anspruchsvollen Gelände durch Gesundheit und Robustheit aus und wurden vor allem als eigene Zugochsen verwendet oder in Ackerbaugebiete wie den Gäuboden verkauft (RUDER 1981). Das zunehmende forstwirtschaftliche Interesse und die damit verbundenen Auflagen, Verbote und Gebühren führten spätestens ab dem 19. Jahrhundert zur Abnahme der Stückzahlen und letztlich auch der Schachtenfläche. Das Beibehalten der Wirtschaftsform trotz aller Schwierigkeiten bis Anfang der 60er Jahre des 20. Jahrhunderts hinein aber belegen die langanhaltende Bedeutung, welche erst durch den Wandel der Landwirtschaft in dieser Zeit drastisch und endgültig verringert wurde. Das Ende der Beweidung erfolgte auf den Schachten im Erweiterungsgebiet zu jeweils unterschiedlichen Zeitpunkten zwischen 1960 und 1963, der meist durch die Ablösung der Waldweiderechte für das Gebiet bestimmt war. Dennoch wird Waldweide und Schachtennutzung noch heute im Arbergebiet durch den Rechtlerverein Bodenmais e.V. aufrechterhalten (STEIDL & RINGLER 1996). Im Jahre 2014, also 401 Jahre nach dem wohl die ersten bayerischen Rinder den Ruckowitzschachten betreten haben, startete auf diesem ein Pilotprojekt des Nationalparks zur Beweidung eines Schachtens mit Rindern (Abb. 2).

4. Kurzüberblick über den floristischen Zustand der Schachten

4.1 Vegetation von Ruckowitz- und Albrechtschachten

Die Zusammensetzung aus den verschiedenen Gesellschaftseinheiten war zwischen den Schachten höchst unterschiedlich. Bei der flächigen Kartierung waren auf dem Ruckowitzschachten immerhin etwa 46 % der Fläche als Rasengesellschaften anzusprechen, während nur ein Viertel der kartierten Fläche als Dominanzbestände von Heidelbeere, Seegrassegge, Reitgras oder Waldhainsimse erfasst wurde. Bei etwa 7 % der Fläche handelte es sich um Feuchtflächen. Auf dem Albrechtschachten fehlten letztere und Rasengesellschaften nahmen mit weniger als zehn Prozent deutlich weniger Fläche ein als Dominanzbestände, welche deutlich über die Hälfte der Fläche ausmachten. Gehölzsukzession war auf diesem Schachten besonders stark vertreten.

4.2 Synsystematische Übersicht

K. *Molinio-Arrhenatheretea* Tx. 1937
  O. *Molinietalia caeruleae* W. Koch 1926
    V. *Calthion palustris* Tx. 1937
  O. *Arrhenatheretalia* Tx. 1931
    V. *Polygono-Trisetion* Br.-Bl. & Tx. Ex Marschall 1947
      A. *Geranio sylvatici-Trisetetum* R. Knapp ex Oberd. 1957
K. *Scheuchzerio-Caricetea nigrae* Tx. 1937
  O. *Caricetalia nigrae* W. Koch 1926
    V. *Caricion nigrae* W. Koch 1926
      A. *Caricetum nigrae* Braun 1915
K. *Calluno-Ulicetea* Br.-Bl. & Tx. ex Klika & Hadač 1944
  O. *Nardetalia strictae* Preising 1950
    V. *Violion caninae* Schwickerath 1944
      A. *Galium saxatile-Nardus stricta*-Gesellschaft

Calthion-Nasswiesen, Zwischenmoore und Braunseggenbestände

Die Nasswiesen des Calthionverbands kamen wie auch das *Caricetum nigrae* großflächig nur auf dem Ruckowitzschachten vor. Bei dem Kleinseggenried handelte es sich nach der Gliederung von HUTTER et al. (1997) um ein mesotroph- schwach saures Moor, welches nur die feuchtesten Bereiche – mit Torfbildung und entsprechender Artenausstattung – in den ohnehin schon kleinflächigen Nasswiesen darstellte.

Bergmähwiesen und Borstgrasrasen

Bergmähwiesen kamen aktuell nur am Schachtenhaus und auf einem Teil des Ruckowitzschachtens vor. Aufgrund der zu den Borstgrasrasen ausgesprochen verschiedenen Artvorkommen hatten sie einen hohen Beitrag zur Artenausstattung der Schachten. Das Arteninventar der Borstgrasrasen war, unter anderem bedingt durch Bodenreaktion und Basenversorgung, deutlich reduziert und da *Veronica officinalis* als einzige Charakterart des *Violenion* mit mehr oder weniger hoher Stetigkeit vorkam, wurden die Bestände der *Galium saxatile-Nardus stricta* Gesellschaft innerhalb des *Violion* zugeordnet.

Dominanzbestände

Auf den Schachten waren vor allem Dominanzbestände der Heidelbeere, des Wolligen Reitgrases, der Seegrassegge und der Waldhainsimse zu finden. Diese hatten auf großen Flächen die Borstgrasrasen fast völlig verdrängt. Am bedeutendsten unter den Dominanzbeständen waren die der Heidelbeere sowie der Seegrassegge.

4.3 Vegetationsentwicklung

Die Auswertungen und multivariaten Analysen der aktuell erhobenen und der aus dem Untersuchungsgebiet verfügbaren Vegetationsaufnahmen von HOFMANN (1985) und MOHR (2002) ließ kaum grundlegende oder tiefgreifende floristische Verschiebungen der Vegetationseinheiten über den Zeitraum zwischen 1983 und 2014 erkennen. Aktuelle Aufnahmen kamen in Ordinationen nahezu überhaupt nicht außerhalb der Bereiche der historischen Aufnahmen zu liegen. Die gegenwärtigen Borstgrasrasen nahmen in etwa dieselbe Spanne ein, welche das Aufnahmematerial der beiden vorherigen Bearbeiter bildete.

Quantitativ hatte Hofmann jedoch noch ein deutlich günstigeres Verhältnis von Rasen zu Dominanzbeständen vorgefunden als dies aktuell der Fall war. Auch wenn das Vorgehen bei der Kartierung zwischen den Untersuchungen etwas unterschiedlich war, blieb dennoch festzuhalten, dass Hofmann nur etwa ein Viertel der kartierten Fläche als von Dominanzgesellschaften und eine mehr als doppelt so große Fläche als von Rasenbeständen eingenommen ansah. Dagegen fand sich in der aktuellen Untersuchung bereits mehr Fläche von Dominanzgesellschaften besiedelt als von Rasen. Der Anteil der Borstgrasrasen an der Gesamtfläche fiel demnach von über 45 % auf etwa 30 % ab. Hingegen konnten mit Ausnahme von nur fünf Arten alle Arten der beiden Vorstudien aktuell wieder gefunden und gegenüber damals zahlreiche weitere Arten aufgezeichnet werden, was überwiegend auf die aktuelle Methodik (Vegetationsaufnahmen und Artensurvey) zurück zu führen ist und weniger auf Einwanderung der Arten.

4.4 Artvorkommen

Insgesamt wurden 215 Arten nachgewiesen, davon 160 auf krautige Blütenpflanzen. Da die Roten Listen Deutschlands, Bayerns und Niederbayerns in ihren Arten nicht deckungsgleich sind und sicherlich der ein oder andere Frühjahrsblüher nicht mit aufgezeichnet werden konnte, kann von mindestens 50 auf irgendeiner Ebene und in irgendeiner Form gefährdeten Arten ausgegangen werden, was gut 30 % der Gefäßpflanzenflora der Schachten entspricht.

Der Ruckowitzschachten stellte sich als der Schachten mit den meisten Rote Liste-Arten heraus, von denen hier 23 vorkamen, einschließlich der Art mit dem höchsten Gefährdungsgrad, nämlich *Botrychium matricariifolium*. Zu den gefährdetsten oder bedeutendsten gehörten auf den Exkursionszielen:

– ***Botrychium matricariifolium***. Die *Hypericum maculatum*-Fazies der Bergmähwiese, in der das Vorkommen lag, war zum Zeitpunkt der Vegetationsaufnahme sehr dicht. Trotzdem wurden auf einer Fläche von wenigen Quadratmetern sieben Individuen gefunden. Die gefundenen Exemplare waren von relativ gedrungenem Bau, der unter anderem durch einzelne Sporangien auf dem eigentlichen Trophophyll zum Teil nicht sonderlich typisch war und als Effekt der dichten Vegetation angesehen werden könnte. BENNERT (1999) gibt für die Ästige Mondraute für Bayern den Status „vom Aussterben bedroht“ an.

- ***Arnica montana***. Sie ist eine Art des Anhangs V der FFH-Richtlinie und eine der Verantwortungsarten Deutschlands, welche im Rahmen des Genbankprojekts WIPs erhalten werden soll (BOT. GARTEN UNI. OSNABRÜCK 2015). Für den Schutz der Art gilt es zum einen die notwendigen ökologischen Prozesse, wie Beweidung oder extensive Mahdnutzung, wieder zu etablieren.
- ***Gentiana pannonica*** war abgesehen von Sulzschachten und Vorderer Sulz auf allen Schachten vertreten, wenn auch oft nur mit einem einzigen Individuum. In einigen speziell höher gelegenen Flächen zeigte die Art deutliche Verjüngung oder Ausbreitungstendenzen, am stärksten auf der Lacka, wo der Ungarische Enzian auch in den angrenzenden Totholzflächen vorkam.

4.5 Ökologische Differenzierung der Vegetation

Den für die Differenzierung der Vegetation bedeutsamsten Faktor stellte die stark saure Bodenreaktion dar, welche sich in einer verschlechterten Nährstoffverfügbarkeit niederschlägt (ABEDI et al. 2012, KLAUDISOVÁ et al. 2009, PEPPLER-LISBACH & PETERSEN 2001, RUNGE & RODE 1991). Erst auf zweiter Ebene wirkte die Bodenfeuchte und Flachgründigkeit differenzierend auf die Borstgrasrasen. Neben der geringeren Nährstoffverfügbarkeit dürften aber auch die klimatischen Bedingungen auf den Schachten zu den bedeutendsten Parametern für die Ausbildung der *Galium saxatile-Nardus stricta*-Gesellschaft gehören, welche gegenüber dem *Polygalo-Nardetum* ein stark reduziertes Artenspektrum aufwies.

Bergmähwiesen haben sich an den Stellen herausgebildet, an denen zumindest gelegentliche Düngung und regelmäßige Mahdnutzung stattgefunden hatte. Da diese Wiesen auch nach Wegfall der Schachtenbeweidung noch mehr oder weniger regelmäßig gemäht oder gepflegt wurden und die Nährstoffversorgung und der pH-Wert etwas günstiger waren, haben sich hier mehrere typische Arten des *Geranio-Trisetetum* und teilweise sogar einige Arten der Borstgrasrasen gehalten. Auch wenn ein natürlicherweise erhöhter Basengehalt einiger Schachtenteile nicht ausgeschlossen werden kann, so war Düngung sicherlich von entscheidender Bedeutung für das Vorkommen bestimmter Arten, welche ohne diese wohl nie zur Flora der Schachten gehört hätten. Die Mahd alleine dürfte aufgrund der ansonsten recht ausgeprägten Basenarmut für viele Arten nicht ausgereicht haben (vgl. PEPPLER 1992, PEPPLER-LISBACH & PETERSEN 2001).

4.6 Gefährdung der Vegetation

Auf den Schachten waren nur der prioritäre Lebensraumtyp „Artenreiche Borstgrasrasen“ (LRT Code 6230) und der Lebensraumtyp „Berg-Mähwiesen“ (LRT Code 6520) als FFH-Lebensräume kartiert worden (GIS-Layer der Nationalparkverwaltung). Die Borstgrasrasen waren aber aufgrund des durch Basenarmut und Höhenlage eingeschränkten floristischen Artinventars und besonders durch die Jahrzehnte lange Brache nicht so artenreich und strukturiert, wie es naturschutzfachlich wünschenswert wäre. In der Tat erfüllten gerade manche Drahtschmielen-reicheren Bestände, solche mit ausgesprochen hoher Deckung von Borstgras, aber auch viele typische Borstgrasrasen oder Hochlagen-Borstgrasrasen die Anforderungskriterien kaum oder gar nicht. Die Ausweisung als Lebensraumtyp ist dennoch gerechtfertigt, da die lebensraumtypischen Arten insgesamt gesehen vorhanden und die meisten Borstgrasrasenflächen durch ein gezieltes Management regenerierbar waren. Borstgrasrasen sind zudem allgemein nach §30 BNatSchG und entsprechend nach Art.23 BayNatSchG als gesetzlich geschützte Biotope anzusehen. Die *Galium saxatile-Nardus stricta-*

Gesellschaft wird als gefährdet eingestuft, wohingegen die *Diphasiastrum alpinum-Nardus stricta*-Gesellschaft, also die Gesellschaft der Hochlagen-Borstgrasrasen, als vom Aussterben bedroht gilt.

Die Bergmähwiesen – aktuell am Ruckowitzschachten gut ein halber Hektar – gelten generell als sehr gefährdet und sind in dem auf den Schachten vorgelegenen mageren Zustand auch nach §30 BNatSchG bzw. Art.23 BayNatSchG geschützt. Kleinflächig kamen noch Zwischenmoorstandorte des *Caricetum nigrae* vor, welche als gefährdet gelten und nach §30 BNatSchG bzw. Art.23 BayNatSchG geschützt sind.

Unteranderem aufgrund der Brachesituation wurde derzeit bei den Borstgrasrasen das potenzielle Artenspektrum nicht vollständig realisiert. Die Arten waren jedoch in der übrigen Vegetation vorhanden. Durch eine Wiederaufnahme der Nutzung bzw. Pflege der Borstgrasrasen dürfte sich deren floristischer Wert durch Wiederbesiedelung aus den weiteren vorgefundenen Biotoptypen wieder erhöhen.

4.7 Naturschutzfachliche Gesamtbetrachtung

Die Gesamtartenzahl und Anzahl gefährdeter Arten war bei den Borstgrasrasen und auf den Schachten allgemein verglichen mit anderen Vegetationstypen eher gering (MERTZ 2000). Insgesamt zeigte sich aber deutlich, dass die wichtigsten, im Rahmen der stark bis sehr stark sauren Verhältnissen und den rauen klimatischen Bedingungen, für die Gesellschaft zu erwartenden Arten weitestgehend vorhanden gewesen sein dürften.

Die floristischen Veränderungen gegenüber der Vegetation welche von Hofmann gut 20 Jahre nach Beweidungsende erfasst wurde, waren nach weiteren 30 Jahren vergleichsweise gering. Es konnten alle Gesellschaften und nahezu alle Ausprägungen vorgefunden werden, welche damals aufgezeichnet wurden sowie zahlreiche Arten wieder oder erstmals nachgewiesen werden, wobei nur ausgesprochen wenige Arten der ehemaligen Artenliste in der aktuellen Erhebung nicht zum Vorschein kamen. Trotz der langen Brachephase von überwiegend mehr als 50 Jahren, war das floristische Potenzial demnach noch relativ gut erhalten, auch wenn gerade bei den wertgebenden Arten einige nur sehr geringe Bestände aufwiesen. Etwa ein Viertel der Arten war in irgendeiner Form in den Roten Listen als gefährdet eingestuft und es fanden sich darunter mehrere Arten mit Verantwortung Deutschlands für deren Erhalt.

Wie aufgezeigt wurde, steht die naturschutzfachliche und rechtliche Notwendigkeit des Schachtenerhalts wohl außer Frage und aus kulturhistorischer Sicht wurden und werden sie ohnehin versucht offen zu halten. Durch eine angepasste Pflegenutzung könnten die Schachten in den Hochlagen des Nationalparks über eine bloße Offenhaltung hinaus eine Arche Noah des Arten- und Biotopschutzes in Bayern darstellen.

5. Die Exkursionsziele

5.1 Ruckowitzschachten

Dieser Schachten zeigt eine floristische Sonderstellung unter den Schachten, unter anderem da in dessen zentralem Teil ein mäßig saures Zwischenmoor und Nasswiesen gelegen sind. Dieses Zwischenmoor könnte den historischen Angaben zufolge möglicherweise natürlichen Ursprungs und durch diese natürliche Offenheit der Ausgangspunkt für die Waldweide in diesem Gebiet gewesen sein. Entgegen der üblicherweise gewählten Südexposition der Schachten weist dieser eine Nord- oder Nordwestexposition auf. Mit etwa 30 ha war der

Ruckowitzschachten einst der größte aller Schachten und ist dies trotz der Verringerung auf etwa 13 Hektar immer noch. Mit fast 3.000 m² nimmt das Zwischenmoor nur etwa ein Drittel der Feuchtflächen ein, doch ist es durch das Vorkommen von *Pinguicula vulgaris, Senecio subalpinus* und *Pedicularis sylvatica* von hoher floristischer Bedeutung. Die damit verzahnten Quellflur- oder Nasswiesenbereiche tragen erheblich zur Diversität dieses Schachtens bei. Bergmähwiesen des *Geranio-Trisetetum* machen derzeit am Ruckowitzschachten mit etwas über einem halben Hektar knapp fünf Prozent der Fläche aus und Borstgrasrasen weitere 45 %. Dadurch besitzt der Ruckowitzschachten mit fast sechs Hektar die größte verbliebene Rasenfläche aller Schachten. Es liegen Angaben dazu vor, dass die Rasenbestände auf den Teilflächen der Bergmähwiesen 1964 bzw. 1972 mechanisch gepflegt worden waren (SEYFERT 1975) und auch aus jüngster Zeit gaben Luftbilder Hinweise auf Mahd. Wie eingangs dargelegt, war der Ruckowitzschachten stets zentraler Bestandteil der Waldweidewirtschaft und dürfte dadurch stark mit der näheren oder entfernteren Umgebung in Kontakt gestanden haben. Heute ist dieser Lebensraum für viele gefährdete Pflanzenarten, welche zum Teil auf keinem anderen Schachten zu finden waren.

Beweidungsprojekt

Seit 2014 wird der Ruckowitzschachten im Rahmen des LIFE+Projekts „Moore, Fließgewässer und Schachten im Nationalpark Bayerischer Wald“ mit Rotem Höhenvieh beweidet (Abb. 3). Diese mittelextensive Rasse war früher in den Mittelgebirgen häufig und weist durch ihr mittleres Gewicht von rund 500 bis 700 kg (HAMPEL 2014) und aufgrund ihrer Futteransprüche hervorragende Voraussetzungen für die Beweidung in den Hochlagen auf.

Es wurden rund 4,5 Hektar Weidefläche nördlich der Straße eingezäunt, von denen aktuell etwa 3 Hektar als Rasenfläche anzusprechen waren. Südlich der Straße wurden weitere 1,7 Hektar als Ausweichfläche eingezäunt, welche Bergmähwiesenanteile enthalten. Im ersten Beweidungsjahr – gleichzeitig dem Untersuchungsjahr dieser Arbeit – wurden etwa 5 Großvieheinheiten für etwa 110 Tage von 2. Juli bis 21. Oktober auf der Hauptfläche gehalten. Es zeigte sich eine gute aber nicht übermäßige Abweidung der Fläche und aufgrund der guten Witterung war ein Ausweichen auf die obere Fläche nicht notwendig und es kam erst im Herbst zu einer leichten Überbeweidung. Interessanterweise vernachlässigten die Tieren unter anderem aufgrund des späten Auftriebs die vorjährig gemähte Fläche mit

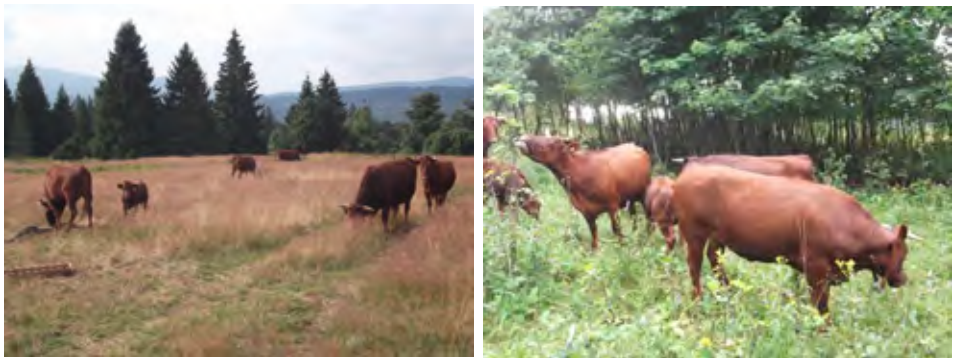


Abb. 3. Rotvieh-Herde am Ruckowitzschachten im Jahre 2014. Links im überständigen Gras eines Borstgrasrasens im oberen Teil der Hauptweide. Rechts in einem feuchteren, stark mit jungen Gehölzen verbuschten unteren Bereich der Hauptweide (Fotos: T. Windmaißer).

überständigem Gras während großen Teilen der Vegetationsperiode fast völlig und bevorzugten dagegen überraschend deutlich Arten mit niedrigem Futterwert, allen voran die Waldhainsimse. Sogar die Seegrassegge wurde durch Abweidung oder Nutzung als Liegeflächen beeinträchtigt. Bei der Heidelbeere waren größere Bestände vor allem durch Tritt und Scheuern in Mitleidenschaft gezogen, während kleinere, in Borstgrasrasen eingebettete Pflanzen passiv mit abgefressen wurden. Im Spätsommer und Herbst jedoch wurden die Heidelbeeren sogar flächig an den Spitzen befressen und es kam zu einem deutlichen Zurückbeißen der Gehölzverjüngung. Die empfindlicheren Feuchtbereiche und deren Arten zeigten erfreulicherweise nur geringfügige Beeinträchtigungen. Daher lässt sich aus den zwei vergangenen Weideperioden vorläufig ein grundsätzlich positives Fazit ziehen.

5.2 Albrechtschachten

Der knapp über acht Hektar große Albrechtschachten liegt mit 1.088 bis 1.145 m Höhe vergleichsweise niedrig. Er war wegen seiner Südexposition und dadurch relativ raschen Ausaperung oft Gegenstand von Auseinandersetzungen und maß zwischenzeitlich 13 Hektar (RUDER 1981). Zudem dürften auch die Bodenverhältnisse etwas besser sein als auf den meisten Schachten, da hier nach den Daten der Nationalparkverwaltung Lehm vorherrscht. Aktuell erwies sich dieser einst so bedeutende Schachten als einer derjenigen mit dem geringsten Rasenanteil. Wohl unter anderem wegen seiner geringen Breite war der Druck des umgebenden Waldes sehr groß, sodass Borstgrasrasen mit etwa einem Zehntel an der Gesamtfläche nur noch in sehr geringem Umfang vorhanden sind. Dominanzbestände von Heidelbeere und Seegrassegge herrschen unter den zahlreichen Schachtenbäumen und der mittlerweile starken Verjüngung vor (Abb. 4).

Die Untersuchung zeigte besonders im südlichen Teil drastische Veränderungen. Der zentrale Bereich war 1983 noch relativ großflächig als *Holcus mollis-Agrostis tenuis*-Gesellschaft ausgebildet. Diese fand sich überhaupt nicht mehr und die verbliebene relativ kleine Rasenfläche des Südteils war von basenärmeren, aber auch von basenreicheren Borstgrasrasen eingenommen, wobei hier *Hieracium*-reiche und kurzrasige Bestände eine gewisse Flachgründigkeit andeuteten.



Abb. 4. Vegetation des Albrechtschachtens. Links zeigt sich, dass der Schachtencharakter durch den zu dichten Baumbestand mit Heidelbeerunterwuchs im unteren Teil des Schachten völlig verloren gegangen ist. Im oberen Teil dagegen fanden sich teilweise ausgesprochen gut strukturierte Borstgrasrasen (rechts) (Fotos: T. Windmaißer).

Im Nordteil hatten sich gegenüber den Aufzeichnungen Hofmanns, abgesehen von der Ausbreitung von Seegrassegge und Heidelbeere, weitestgehend die Verhältnisse von damals gehalten. Hier sind derzeit auch feuchtere und trockenere Borstgrasrasen noch vergleichsweise gut erhalten, wenngleich sie sich durch ihren hohen Borstgrasanteil den negativen Einfluss der Brache deutlich aufzeigen.

Dieser Schachten scheint dem Verhältnis zwischen Dominanzbeständen und Rasengesellschaften nach wenig attraktiv für Beweidung und auch die Waldsukzession ist weit fortgeschritten. Allerdings sind das aktuelle Arteninventar und die vorkommenden Gesellschaften bemerkenswert und die Gehölzsukzession stellt einen guten Ausgangspunkt für den Fortbestand der Schachtenbäume dar. Daher weist dieser einst für die Hirten so interessante Schachten ein großes naturschutzfachliches und kulturhistorisches Potenzial auf, wenngleich die Voraussetzungen wegen des großen Heidelbeer- und Seegrasseggen-Aufkommens und nur mehr etwas über einem halben Hektar verbliebener Borstgrasrasenfläche ungemein schwieriger sind als am Ruckowitzschachten. Hier wäre eine anfangs nur zeitweise Beweidung mit begleitender maschineller Pflege aber durchaus möglich und erfolgsversprechend.

6. Artenliste

Tabelle 2. Artenliste der auf den Schachten nachgewiesenen Pflanzenarten. Die zweite Spalte gibt den Pflanzentyp an, wobei Moose (M), Gehölze (G), Farne (F) und Bärlappe (B) von den übrigen Gefäßpflanzen unterschieden werden. Zudem ist der Gefährdungsstatus der Gefäßpflanzen gegeben. Nomenklatur der Gefäßpflanzen nach ROTHMALER (2008) und der Moose nach FRAHM & FREY (1992). RL D = nationale Gefährdung, RL BY = Gefährdung in Bayern (FLORAWEB, www.floraweb.de), RL NDB = Gefährdung in Niederbayern (ZAHLHEIMER 2001), § = besonders geschützt bzw. §§ = streng geschützt nach Bundesartenschutzverordnung (FLORAWEB). Die Gefährdung auf der Ebene Niederbayerns ist teilweise differenzierter und enthält für diese Artenliste die Kategorien RL 1 (vom Aussterben bedroht), 3* (besonders gefährdet), 3 (gefährdet), R*? (potenziell sehr gefährdet, aber fraglich), V* (schwach gefährdet), V (örtlich gefährdet) und (V) (Gefährdung der autochthonen Population durch kreuzungsfähige Kulturpflanzen).

Art	**Typ**	**Ruckowitz-schachten**	**Albrecht-schachten**	**RL D**	**RL BY**	**RL NDB**	**§**
Achillea millefolium		x	x	.	.	.	.
Achillea ptarmica		.	.	.	V	V	.
Aconitum napellus		x	.	.	V	V*	§
Aconitum variegatum		.	.	.	3	.	§
Aegopodium podagraria		x	.	.	.	.	.
Agrostis canina		x	.	.	.	.	.
Agrostis capillaris		x	x	.	.	.	.
Ajuga reptans		x	x	.	.	.	.
Alchemilla sp.		.	.	.	.	.	.
Alchemilla vulgaris agg.		x	x	.	.	.	.
Alopecurus pratensis		.	.	.	.	.	.
Andromeda polifolia		.	.	3	3	3	.
Anemone nemorosa		x	x	.	.	.	.
Anthoxanthum odoratum		x	.	.	.	.	.
Anthriscus sylvestris		x	.	.	.	.	.
Arnica montana		x	.	3	3	3	§
Arrhenatherum elatius		x	.	.	.	.	.
Botrychium lunaria	F	.	.	3	3	3*	§
Botrychium matricariifolium	F	x	.	2	2	1	§§
Brassicaceae		x	.	.	.	.	.
Calamagrostis villosa		.	x	.	.	.	.

Art	Typ	Ruckowitz-schachten	Albrecht-schachten	RL D	RL BY	RL NDB	§
Caltha palustris		x	.	.	.	.	.
Campanula rotundifolia		.	.	.	.	.	.
Carex brizoides		x	x	.	.	.	.
Carex canescens		x	x	.	V	.	.
Carex demissa		x	.	.	V	V*	.
Carex echinata		x	.	.	.	.	.
Carex nigra		x	x	.	.	.	.
Carex ovalis		x	x	.	.	.	.
Carex pallescens		x	x	.	.	.	.
Carex panicea		x	.	.	.	.	.
Carex pilulifera		x	x	.	.	.	.
Carex rostrata		x	.	.	.	.	.
Carex sylvatica		x	.	.	.	.	.
Carlina acaulis		.	.	.	V	3	§
Carum carvi		.	.	.	.	.	.
Chaerophyllum hirsutum		x	.	.	.	.	.
Cicerbita alpina		x	.	.	.	.	.
Cirsium arvense		.	.	.	.	.	.
Cirsium heterophyllum		x	.	.	3	.	.
Cirsium palustre		x	.	.	.	.	.
Cirsium vulgare		.	.	.	.	.	.
Crepis mollis		x	.	3	3	3	.
Crepis paludosa		x	.	.	.	.	.
Cynosurus cristatus		.	.	.	.	.	.
Dactylis glomerata		x	x	.	.	.	.
Dactylorhiza maculata ssp. *fuchsii*		x	.	.	V	V	§
Deschampsia cespitosa		x	x	.	.	.	.
Deschampsia flexuosa		x	x	.	.	.	.
Digitalis purpurea		.	x	.	.	.	.
Epilobium angustifolium		x	.	.	.	.	.
Epilobium ciliatum		x	.	.	.	.	.
Epilobium montanum		.	.	.	.	.	.
Epilobium palustre		x	.	.	.	.	.
Equisetum sylvaticum		x	.	.	.	.	.
Eriophorum angustifolium		x	.	.	V	V*	.
Eriophorum vaginatum		.	.	.	V	V*	.
Festuca rubra		x	X	.	.	(V)	.
Festuca/Elymus sp.		.	.	.	.	.	.
Filipendula ulmaria		x	.	.	.	.	.
Fragaria vesca		x	.	.	V	.	.
Galeopsis tetrahit		x	x	.	.	.	.
Galium palustre		x	.	.	.	.	.
Galium saxatile		x	x	.	.	.	.
Galium uliginosum		x	.	.	.	.	.
Gentiana asclepiadea		.	.	3	.	.	§
Gentiana lutea		.	.	3	.	.	§
Gentiana pannonica		x	x	3	.	V*	§
Geranium sylvaticum		x	.	.	V	.	.
Glechoma hederacea		.	.	.	.	.	.
Glyceria fluitans		x	.	.	.	.	.
Gnaphalium sylvaticum		.	x	.	.	.	.
Heracleum sphondylium		x	.	.	.	.	.
Hieracium aurantiacum		.	.	.	.	.	.
Hieracium floribundum		.	.	G	3	3	.
Hieracium lachenalii		.	x	.	.	.	.

Art	Typ	Ruckowitz-schachten	Albrecht-schachten	RL D	RL BY	RL NDB	§
Hieracium murorum		x	.	.	.	.	.
Hieracium pilosella		.	x	.	.	.	.
Holcus mollis		x	x	.	.	.	.
Homogyne alpina		x	x	.	.	.	.
Hypericum maculatum		x	x	.	.	.	.
Juncus effusus		x	x	.	.	.	.
Juncus filiformis		x	x	.	3	V	.
Juncus tenuis		x	.	.	.	.	.
Lamiastrum galeobdolon		.	x	.	.	.	.
Leontodon autumnalis		.	x	.	.	.	.
Leontodon hispidus		.	.	.	.	.	.
Leucanthemum ircutianum		.	.	.	.	.	.
Ligusticum mutellina		x	.	.	.	3	.
Lilium martagon		x	x	.	.	.	§
Linaria vulgaris		.	.	.	.	.	.
Lotus corniculatus		.	x	.	.	(V)	.
Luzula luzuloides ssp. *rubella*		x	x	.	.	R*?	.
Luzula multiflora		x	x	.	.	.	.
Luzula pilosa		.	x	.	.	.	.
Luzula sylvatica		x	x	.	.	.	.
Lychnis flos-cuculi		x	.	.	.	.	.
Lysimachia nemorum		x	x	.	.	.	.
Maianthemum bifolium		x	x	.	.	.	.
Melampyrum pratense		.	.	.	.	.	.
Mimulus guttatus		x	.	.	.	.	.
Molinia caerulea		.	.	.	.	.	.
Myosotis nemorosa		x	.	.	.	.	.
Nardus stricta		x	x	.	.	.	.
Ophioglossum vulgatum	F	.	.	3	3	3*	.
Oxalis acetosella		x	x	.	.	.	.
Pedicularis sylvatica		x	.	3	.	3	§
Petasites albus		.	.	.	.	.	.
Phleum pratense		x	x	.	.	(V)	.
Phyteuma nigrum		.	.	.	3	V*	.
Pinguicula vulgaris		x	.	3	3	3	§
Plantago lanceolata		.	.	.	.	.	.
Plantago major ssp. *intermedia*		.	x	.	.	.	.
Poa pratensis		x	x	.	.	.	.
Polygonatum verticillatum		.	x	.	V	.	.
Polygonum bistorta		x	x	.	.	.	.
Potentilla erecta		x	x	.	.	.	.
Prenanthes purpurea		.	x	.	.	.	.
Prunella vulgaris		x	.	.	.	.	.
Ranunculus acris		x	x	.	.	.	.
Ranunculus platanifolius		x	x	.	3	.	.
Ranunculus repens		x	x	.	.	.	.
Rhinanthus minor		x	x	.	.	.	.
Rubus fruticosus		.	.	.	.	.	.
Rubus idaeus		x	x	.	.	.	.
Rumex acetosella		x	x	.	.	.	.
Rumex arifolius		x	x	.	.	V*	.
Rumex conglomeratus		.	.	.	.	.	.
Rumex obtusifolius		x	.	.	.	.	.
Scirpus sylvaticus		x	.	.	.	.	.
Scrophularia nodosa		.	.	.	.	.	.

Art	Typ	Ruckowitz-schachten	Albrecht-schachten	RL D	RL BY	RL NDB	§
Senecio nemorensis agg.		x	x	.	.	.	.
Senecio subalpinus		x	.	.	R	.	.
Silene dioica		x	x	.	.	.	.
Silene vulgaris		.	.	.	.	.	.
Solidago virgaurea		.	x	.	.	.	.
Stachys sylvatica		x	.	.	.	.	.
Stellaria alsine		x	.	.	.	.	.
Stellaria graminea		x	x	.	.	.	.
Stellaria nemorum		x	x	.	.	.	.
Tanacetum vulgare		.	.	.	.	.	.
Taraxacum officinale agg.		x	.	.	.	.	.
Tephroseris crispa		x	.	.	3	.	.
Thesium pyrenaicum		.	.	3	3	3*	.
Trientalis europaea		x	x	.	3	.	.
Trifolium pratense		.	.	.	.	(V)	.
Trifolium repens		x	x	.	.	(V)	.
Trisetum flavescens		x	.	.	.	.	.
Urtica dioica		x	x	.	.	.	.
Vaccinium myrtillus		x	x	.	.	.	.
Vaccinium uliginosum		.	.	.	V	V	.
Vaccinium vitis-idaea		x	.	.	.	V	.
Valeriana dioica		x	.	.	.	.	.
Veronica chamaedrys		x	x	.	.	.	.
Veronica officinalis		x	x	.	.	.	.
Veronica scutellata		x	.	.	3	V	.
Veronica serpyllifolia		x	.	.	.	.	.
Vicia sp.		.	.	.	.	.	.
Vicia tenuifolia		.	.	.	.	3	.
Viola palustris		x	x	.	.	.	.
Viola reichenbachiana		x	x	.	.	.	.
Willemetia stipitata		x	.	.	.	.	.
Aulacomnium palustre	M	x	.	.	.	.	.
Barbilophozia floerkei	M	.	.	.	.	.	.
Brachythecium reflexum	M	x	x	.	.	.	.
Brachythecium rivulare	M	x	.	.	.	.	.
Brachythecium rutabulum	M	x	.	.	.	.	.
Brachythecium salebrosum	M	x	x	.	.	.	.
Brachythecium starkei	M	x	x	.	.	.	.
Brachythecium velutinum	M	.	.	.	.	.	.
Calliergonella cuspidata	M	x	.	.	.	.	.
Chiloscyphus polyanthos	M	.	.	.	.	.	.
Dicranella rufescens	M	.	.	.	.	.	.
Dicranum scoparium	M	.	x	.	.	.	.
Drepanocladus aduncus	M	x	.	.	.	.	.
Hypnum cf. *revolutum*	M	.	x	.	.	.	.
Hypnum sp.	M	.	x	.	.	.	.
Lophocolea bidentata	M	x	.	.	.	.	.
Lophocolea heterophylla	M	.	x	.	.	.	.
Orthodicranum montanum	M	.	.	.	.	.	.
Pellia epiphylla	M	x	.	.	.	.	.
Philonotis fontana	M	.	.	.	.	.	.
Plagiomnium affine	M	x	.	.	.	.	.
Plagiothecium sp.	M	.	.	.	.	.	.
Pleurozium schreberi	M	x	x	.	.	.	.
Pohlia nutans	M	.	.	.	.	.	.

Art	Typ	Ruckowitz-schachten	Albrecht-schachten	RL D	RL BY	RL NDB	§
Polytrichum commune	M	.	x	.	.	.	.
Polytrichum commune var. *perigoniale*	M	.	.	.	.	.	.
Polytrichum formosum	M	.	.	.	.	.	.
Ptilidium ciliare	M	.	.	.	.	.	.
Rhytidiadelphus squarrosus	M	x	x	.	.	.	.
Rhytidiadelphus triquetrus	M	x	.	.	.	.	.
Sanionia uncinata	M	.	x	.	.	.	.
Scapania paludosa	M	x	.	.	.	.	.
Sphagnum cf. *rubellum*	M	x	.	.	.	.	.
Sphagnum cf. *capillifolium*	M	.	.	.	.	.	.
Sphagnum magellanicum	M	.	.	.	.	.	.
Sphagnum squarrosum	M	.	.	.	.	.	.
Sphagnum palustre	M	x	.	.	.	.	.
Sphagnum subsecundum	M	x	.	.	.	.	.
Lycopodium annotinum	B	.	x	.	.	.	§
Lycopodium clavatum	B	.	.	3	3	V*	§
Athyrium distentifolium	F	x	x	.	.	.	.
Athyrium filix-femina	F	.	.	.	.	.	.
Dryopteris carthusiana	F	x	.	.	.	.	.
Lastrea limbosperma	F	.	x	.	.	.	.
Acer pseudoplatanus	G	x	x	.	.	.	.
Betula pendula	G	.	.	.	.	.	.
Fagus sylvatica	G	.	x	.	.	.	.
Picea abies	G	.	x	.	.	.	.
Salix sp.	G	x	.	.	.	.	.
Sambucus sp.	G	.	.	.	.	.	.
Sorbus aucuparia	G	x	x	.	.	.	.

Literatur

ABEDI, M., BARTELHEIMER, M. & POSCHLOD, P. (2012): Aluminium toxic effects on seedling root survival affect plant composition along soil reaction gradients - a case study in dry sandy gasslands. – J. Veg. Sci. 24: 1074–1085.

BENNERT, H.W. (1999): Die seltenen und gefährdeten Farnpflanzen Deutschlands. – Bundesamt für Naturschutz, Bonn-Godesberg: 382 pp.

BOTANISCHER GARTEN UNIVERSITÄT OSNABRÜCK (2015): WIPs DE. [Online] http://www.wildpflanzenschutz.de/ [Zugriff am 06.05.2015].

EIBERWEISER, M. (1995): Untersuchung zur Schwermetall-Tiefenverteilung in Böden und periglazialen Deckschichten des ostbayerischen Kristallins und seiner Randgebiete. – Diss., Univ. Regensburg.

FRAHM, J.-P. & FREY, W. (1992): Moosflora. – 3. Aufl., Ulmer, Stuttgart: 528 pp.

HAMPEL, G. (2014): Fleischrinderzucht und Mutterkuhhaltung. – 5. Aufl., Ulmer, Stuttgart: 320 pp.

HOFMANN, A. (1985): Magerrasen im Hinteren Bayerischen Wald. – Hoppea 44: 85–178.

HUTTER, C.-P., KAPFER, A., & POSCHLOD, P. (1997): Sümpfe und Moore: Biotope erkennen, bestimmen, schützen. – Weitbrecht Verlag, Stuttgart: 136 pp.

KLAUDISOVÁ, M., HEJCMAN, M. & PAVLŮ, V. (2009): Long-term residual effect of short-term fertilizer application on Ca, N and P concentrations in grasses *Nardus stricta* L. and *Avenella flexuosa* L.. – Nutr. Cycl. Agroecosyst. 85: 187–193.

MERTZ, P. (2000): Pflanzengesellschaften Mitteleuropas und der Alpen. – Ecomed-Storck, Landsberg a. Lech: 511 pp.

MOHR, G. (2002): "Filze und Hochschachten" im Nationalpark Bayerischer Wald. – Hoppea 63: 363–476.

PEPPLER, C. (1992): Die Borstgrasrasen (*Nardetalia*) Westdeutschlands. – Diss. Bot. 193: 1–402.

PEPPLER-LISBACH, C. & PETERSEN, J. (2001): *Calluno-Ulicetea* (G3). Teil 1: *Nardetalia strictae*, Borsgrasrasen. – Synopsis Pflanzenges. Dtschl. 8: 1–116.
PETERMANN, R. & SEIBERT, P. (1979): Die Pflanzengesellschaften des Nationalparks Bayerischer Wald mit einer farbigen Vegetationskarte. Nationalpark Bayerischer Wald Heft 4. – Bayerisches Staatministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, München.
ROTHMALER, W. (2008): Exkursionsflora von Deutschland. Gefäßpflanzen: Grundband. – 19. Aufl., Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg.
RUDER, J. (1981): Agrargeographische Untersuchung der Schachten im Bayerischen Wald. – Staatsexamensarbeit Univ. Regensburg.
RUNGE, M. & RODE, M.W. (1991): Effects of soil acidity on plant associations. – In: ULRICH, B. & SUMNER, M.E. (Eds.) Soil acidity: 183–202. – Springer, Berlin.
SEYFERT, I. (1975): Die Schachten des Bayerischen Waldes. – Morsak, Grafenau.
STEIDL, I. & RINGLER, A. (1996): Lebensraumtyp Bodensaure Magerrasen. – Landschaftspflegekonzept Bayern, Band II.3. München: s.n.
ZAHLHEIMER, W.A. (2001): Die Farn- und Blütenpflanzen Niederbayerns, ihre Gefährdung und Schutzbedürftigkeit. – Hoppea 62: 5–347.

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: Tuexenia - Mitteilungen der Floristisch-soziologischen Arbeitsgemeinschaft

Jahr/Year: 2016

Band/Volume: BH_9_2016

Autor(en)/Author(s): Windmaißer Tobias

Artikel/Article: Tüxenia Beiheft 09: 69-84 69-84