

Populationsmonitoring besonderer Florenelemente im Nationalpark Thayatal

Ingrid Schmitzberger & Barbara Thurner

Zusammenfassung: Der Nationalpark Thayatal ist Lebensraum einiger sehr seltener Pflanzenarten, darunter sogar einigen, die in Österreich nur hier an einem einzigen Standort vorkommen. Für zwei Grasarten auf Trockenstandorten, das Weichhaarige Federgras *Stipa dasyphylla* und das Hohe Perlgras *Melica altissima*, wurde bereits 2008 ein hierarchisches Populations-Monitoring eingerichtet, das 2020 zum dritten Mal durchgeführt wurde. Erstmals erfasst wurden die Populationen der auf einer trockenen Wiese vorkommenden Wegerich-Grasnelke *Armeria arenaria* und der Wald-Art Dickwurzel-Segge *Carex rhizina*. *Carex rhizina* wurde an den 1993 erstmals publizierten Lokalitäten nachgewiesen und in fünf Teilbereichen von einigen hundert bis 4000 m² verortet. Standort sind lichte Hainbuchenwälder mit grasreichem, dichtem Unterwuchs. Auf dem bekannten Standort der *Armeria arenaria* auf der Unteren Bärenmühlwiese wurden neun Bereiche mit unterschiedlich dichtem Vorkommen abgegrenzt, in denen insgesamt 525 *Armeria*-Gruppen gezählt wurden. In einem Gradienten von trockener zu mesophiler Wiese nahm die Dichte und Vitalität der Pflanzen sukzessive ab. In zwei Dauerflächen aus einem Wiesenmonitoring war die Art bisher (2003, 2010) gering enthalten. 2020 wurde sie an diesen Punkten nicht mehr gefunden, jedoch knapp außerhalb. Verantwortlich dafür sind u. a. Wildschwein-Wühlungen, von denen die Wiese immer wieder stark betroffen ist. Derzeit scheint die Gesamtpopulation von *A. arenaria* davon aber nicht bedroht zu sein. Die Population von *Stipa dasyphylla* ist durch die Wildausschluss-Zäunung eines großen Teils der Hauptpopulation gut gesichert. Dort ist der Bestand in einem sehr guten Zustand. Durch die Trockenheit der vergangenen Jahre erübrigte sich zuletzt eine Pflegemahd, die aber bei wüchsigeren Bedingungen nötig ist. Allerdings sind mittlerweile innerhalb der Zäunung einige Gehölze aufgekommen, sodass eine Entbuschung angezeigt ist. Im nordwestlichen Teil der Population jedoch herrscht ein großer Störungsdruck durch Wildschweine, der dort bei Konstanz der Anzahl der kleinen Teilpopulationen zu einer Halbierung der Anzahl der *Stipa*-Horste seit 2004 führte. Das wird als ernsthafte Gefährdung und als Argument für das Belassen der Zäunung betrachtet. Die Population von *Melica altissima* im NP Thayatal ist derzeit stabil und ungefährdet. Alle 10 Teilpopulationen wurden wiedergefunden, in ihrer Ausdehnung und der Dichte an *Melica* oszillieren sie etwas. In den Beständen werden unterschiedliche, teils gegenläufige Phänomene beobachtet: Weitere Ruderalisierung oder auch Rückgang dieser, geringe Zunahme von Verbuschung und Absterben von Gehölzen. Auch die Hauptpopulation von *M. altissima* wurde zur Sicherung des Bestandes vor Jahren gezäunt und teilweise entbuscht. Die Art entwickelt sich dort gut, die Zäunung erweist sich aber als nicht essentiell für den Erhalt der Art. Innerhalb des Zaunes schreiten allerdings Verbuschungsphänomene ungestörter voran, weshalb die Entfernung der bereits dichten Gebüschbereiche empfohlen wird.

Population monitoring of floristic specialities in the Thayatal National Park

Abstract: The Thayatal National Park is habitat of some very rare plant species, including even some that only occur here at a single site in Austria. For two grass species on dry sites, the soft-haired feather grass *Stipa dasyphylla* and the Siberian melic grass *Melica altissima*, a hierarchical population monitoring was already established in 2008, and was carried out for the third time in 2020. The populations of two additional species were surveyed for the first time, the Jersey Thrift *Armeria arenaria*, occurring in a dry meadow, and the forest sedge *Carex rhizina*. *Carex rhizina* was re-discovered at the localities first published by Grulich (1993) and located in five sections of several hundred to 4000 m² area. The sites are light hornbeam forests with grassy, dense undergrowth. At the known site of *Armeria arenaria*, the "Untere Bärenmühlwiese", the population was delineated in 9 sections, in which a total of 525 *Armeria* groups were counted. The sections strongly vary in density of the species: In a gradient from dry to mesophilic meadow, the density and vitality of the plants successively decreases. In two permanent plots from a meadow monitoring-project, the species was previously (2003, 2010) present in low numbers. In 2020, it was no longer found at these locations, but close by. One reason is wild boar burrowing. However, the overall population of *A. arenaria* does not seem to be threatened at present. The population of *Stipa dasyphylla* as a whole is unthreatened. A large part of the main-population of *Stipa dasyphylla* lies within a game exclusion fencing, where the population is in very good condition. Due to the drought of the past few years, maintenance mowing is currently no longer necessary there, but will be necessary in more vigorous conditions. However, some woody plants have grown up inside the fence, so that bush clearance is

indicated at the moment. In the north-western part of the population exists great disturbance pressure from wild boars. Although the number of small subpopulations there has remained constant, this has led to a halving of the number of *Stipa*-stands since 2004. This is considered as a serious threat and an argument for the continuation of the fencing. The population of *Melica altissima* in the NP Thayatal is currently stable and not endangered. All 10 subpopulations have been rediscovered, slightly oscillating in their extent and the density of *Melica*. Different, partly contradictory phenomena are observed in the individual stands: Further ruderalisation or even decline of these, slight increase in scrub encroachment as well as death of woody plants. The main population of *M. altissima* has been fenced since 2006 to secure the stand. The species is developing well there, but the fencing is not essential for the conservation of the species. Within the fence, however, scrub encroachment phenomena are progressing undisturbed. The removal of the already dense scrub areas is recommended.

Keywords: population monitoring, *Armeria arenaria*, *Carex rhizina*, *Stipa dasyphylla*, *Melica altissima*, wild boar burrowing, population dynamics, National Park Thayatal

Monitoring zvláštních prvků flóry v Národním parku Thayatal

Shrnutí: Národní park Thayatal je životním prostorem několika velmi vzácných druhů rostlin, mezi nimi dokonce i některých, které se v Rakousku vyskytují pouze zde. Pro dva druhy travin na lokalitách suchých trávníků, Kavyl chlupaný *Stipa dasyphylla* a Strdivka vysoká *Melica altissima*, zde byl zřízen již v roce 2008 hierarchický monitoring populace, který byl v roce 2020 proveden již potřetí. Poprvé byly na jedné suché louce zjištěny populace Travníčky – *Armeria arenaria* a Ostrice tlapaté – *Carex rhizina*. *Carex rhizina* byla prokázána na těch v roce 1993 poprvé publikovaných místech a nachází se v pěti podoblastech od několika set do 4000 m². Stanovištěm jsou světlé habrové lesy s travnatým, hustým podrostem. Na známém stanovišti *Armeria arenaria* na Untere Bärenmühlwiese bylo vymezeno 9 oblastí s různě hustým výskytem, na kterých bylo nalezeno celkem 525 skupin Armerií. Na jednom gradientu, ze suché k mezofilní louce, se hustota a vitalita rostlin postupně snižovala. Na dvou trvalých plochách z monitoringu luk byl tento druh doposud (2003, 2010) zastoupen pouze skrovně. V roce 2020 již nebyly nalezeny na těchto místech, ale těsně vedle těchto míst. Může za to kromě jiného rozrytí od divokých prasat. Louka je jimi pravidelně silně dotčena. Momentálně to však nevypadá tak, že by byla celá populace *A. arenaria* ohrožena. Populace *Stipa dasyphylla* je kolem velké části hlavní populace dobře zajištěna plotem proti zvěři. Tam je její porost ve velmi dobrém stavu. Vzhledem k suchu posledních let bylo kultivační kosení, které je nutné při lepších podmínkách k růstu, zbytečné. Avšak v současnosti došlo uvnitř oplocení k výskytu několika dřevin, proto je nutné jejich odstranění. V severozápadní části populace však dochází k silnému rušivému vlivu divokých prasat, který od roku 2004 při konstantnosti počtu malých populací vedl ke snížení počtu křovin Stipy. To je považováno za vážné ohrožení a za argument pro ponechání oplocení. Populace *Melica altissima* je v NP Thayatal nyní stabilní a neohrožená. Všech 10 dílčích populací bylo opět nalezeno, jejich hustota a rozšíření poněkud osciluje. V porostech byly pozorovány různé, zčásti protichůdné jevy: Další ruderalování nebo také úbytek, slabý přírůstek keřů a odumírání dřevin. Také hlavní populace *M. altissima* byla pro zajištění stavu před lety oplocena a zčásti byly odstraněny keře. Tento druh se tam vyvíjí dobře, oplocení se však nejeví pro zachování druhu jako podstatné. Uvnitř oplocení se však nerušeně rozvíjí jev rozšíření křovin, proto je doporučováno odstranění křovin z již hustě zarostlých oblastí.

Einleitung

Der Nationalpark Thayatal zeichnet sich nicht nur durch einen besonders hohen Artenreichtum aus, er beherbergt auch eine Reihe von in Österreich sehr seltenen Pflanzenarten. Einige kommen in Österreich überhaupt nur hier an jeweils einem einzigen Standort vor und werden in der Roten Liste Österreichs (NIKL FELD 1999) als vom Aussterben bedroht geführt. Für diese hat der Nationalpark eine besondere Verantwortung, weshalb bereits 2008 ein Populationsmonitoring für zwei Grasarten der Trockenstandorte implementiert wurde (SCHMITZBERGER & THURNER 2009, SCHMITZBERGER et al. 2010): das Hohe Perlgras (*Melica altissima*) und das Weichhaarige Federgras (*Stipa dasyphylla*).

Beide Populationen sind vulnerabel, da sie klein und jeweils auf einen Trockenstandort begrenzt sind. Beide liegen auf Extremstandorten, auf denen klimatische Schwankungen große Wirkung entfalten könnten. Außerdem sind beide von starker Störung durch die intensive Wühltätigkeit der Wildschwein-Population betroffen. Deshalb wurden Teile der Bestände bereits 2006 mit einer Wildausschlusszäunung versehen. Bei *Stipa dasyphylla* findet in einem Teilbereich der Zäunungsfläche zusätzlich eine Pflegemahd statt. Mit einem hierarchischen Monitoringsystem sollen einerseits die Populationen beobachtet und Veränderungen erkannt werden, andererseits der Einfluss der wildökologischen Störung abgeschätzt und Notwendigkeit und Wirksamkeit der gesetzten Managementmaßnahmen beurteilt werden.

Für diese beiden Arten fand 2020 der dritte Beobachtungszyklus statt und das Populationsmonitoring um zwei Arten erweitert: Die Wegerich-Grasnelke *Armeria arenaria* und die Dickwurzel-Segge *Carex rhizina*.

Ein bemerkenswerter Grasnelken-Bestand auf der Unteren-Bärenmühlwiese war seit längerem bekannt, wurde aber lange als *Armeria elongata* verkannt, bis sie BASSLER & KARRER (2015) als die bisher in Österreich nicht bekannte *Armeria arenaria* identifizierten, deren nächste bekannte Standorte sich in Norditalien (ca. 580 km entfernt) sowie in der Schweiz (650 km) befinden. Mit diesem ersten und einzigen Nachweis der Art für Österreich ergibt sich für den Nationalpark Thayatal eine besondere Verantwortung; daher wurde *A. arenaria* ins Populationsmonitoring floristischer Besonderheiten mit aufgenommen. Sie unterscheidet sich von *A. elongata* v. a. durch ihre etwas breiteren, lanzettlichen, 1-3 nervigen Blätter mit durchscheinendem Laubblatttrand und ihren anderen Blühzeitpunkt: Findet man *Armeria arenaria* im Frühsommer (Mai, Juni) blühend vor, so blüht *A. elongata* im Gebiet erst Anfang August. Angaben zu dieser auf der Wendlwiese wurden ebenfalls überprüft.

Carex rhizina ist eine Seggen-Art lichter Laubwälder mit kontinentaler Verbreitung, die im Gebiet ihre südwestliche Verbreitungsgrenze erreicht und im benachbarten Mähren zahlreiche Standorte hat. Erst GRULICH (1993) wies ihr Vorkommen in Österreich nach, nämlich in einem Bereich des Fugnitztals im Nationalpark Thayatal, noch unter dem Namen *Carex pediformis*. Seit damals wurde die Art nicht wieder belegt. Dies ist jedoch nicht weiter verwunderlich, ist die Pflanze doch ziemlich unscheinbar, wenig blühfreudig und der deutlich häufigeren *Carex digitata* nicht unähnlich; außerdem ist der entsprechende Bereich des Nationalparks der Öffentlichkeit nicht zugänglich. Im gegenständlichen Projekt sollte *C. rhizina* wiedergefunden, ihre genauen Wuchsorte verortet und die Größe der Population ermittelt werden.

Stipa dasyphylla unterscheidet sich von den verwandten Federgräsern der *Stipa pennata*-Gruppe durch eine weiche, abstehende Behaarung der Blattspreiten. Sie ist europäisch-kontinental verbreitet, mit relativ naheliegenden Standorten im benachbarten Mähren. Bei einer Klassifikation zahlreicher Aufnahmen mit *Stipa dasyphylla* aus Mittel- und Osteuropa durch W. Willner (SCHMITZBERGER et al. 2013) zeigte sich eine große standörtliche Amplitude der Art, aller-

dings mit einer Präferenz für basenreiche Silikatgesteine; die Bestände des Thayatals gehören nach derzeitigem Stand der Pflanzengesellschaft des Koelerio macranthae-Stipetum joannis (CHYTRY 2007) im Verband Festucion valesiacae an.

Melica altissima ist von Ost-Mitteleuropa über Kleinasien bis Zentral-Asien und Sibirien verbreitet. In Deutschland und Tschechien gilt sie als neophytisch (www.floraweb.de, DANIHELKA et al. 2012). Für Österreich wird ihr Status als unsicher (FISCHER et al. 2008) angegeben, in der Roten Liste Österreichs (NIKL FELD 1999) aber als vom Aussterben bedroht geführt. W. Willners Analyse der Aufnahmen des Thayatals im Rahmen des vorletzten Monitoringdurchgangs (SCHMITZBERGER et al. 2013), die *Melica altissima* gemeinsam mit Aufnahmen aus Mittel- und Osteuropa klassifizierte, zeigte die starke Eigenständigkeit der Bestände des Thayatals, die keiner bisher beschriebenen Assoziation entsprechen: sie gehören am ehesten in den Verband Galio-Alliarion, der trocken-warmen nitrophilen Säume. In Osteuropa ist *Melica altissima* regelmäßiger Bestandteil von Steppen-Eichenwäldern, mit denen die Bestände im Thayatal auch einige Arten gemeinsam haben.

Methodik

Für *Stipa dasyphylla* und *Melica altissima* wurde das 2008 implementierte und 2013 wiederholte Monitoringprogramm (SCHMITZBERGER & THURNER 2009, SCHMITZBERGER et al. 2010) in verkürzter Art wiederholt, für *Armeria arenaria* und *Carex rhizina* in vereinfachter Art neu angelegt. Die Erhebungen fanden für *Carex rhizina* und *Armeria arenaria* Anfang Juni, für *Stipa dasyphylla* und *Melica altissima* Ende Juni 2020 statt.

Erhebung der Teilpopulationen

Die bekannten Teilpopulationen von *Stipa* und *Melica* wurden mit Hilfe von GPS und Karten wieder aufgesucht, ihre Existenz überprüft, gegebenenfalls neu abgegrenzt und wenn nötig Lageskizzen erstellt. Außerdem wurde ihre nähere Umgebung nach weiteren, ev. neu etablierten Teilpopulationen abgesucht.

Die Erhebung einer konkreten Teilpopulation umfasste ihre Beschreibung, wenn nötig Erstellung einer Lageskizze, Abschätzung der Abundanz der Zielart sowie einzelner Standortparameter (Offener Boden, Gehölze, Gestein). Außerdem wurden die fünf charakteristischsten Begleitarten notiert.

Im Fall von *Carex rhizina* ging es zunächst darum, die Art im Gebiet tatsächlich aufzufinden und zu verorten. Ausgehend von einer Analyse der in GRULICH (1993) beschriebenen Fundorte im Fugnitztal wurde das entsprechende Gebiet gezielt nach *C. rhizina* abgesucht und die Teilpopulationen erfasst und verortet.

In der bekannten Population von *Armeria arenaria* auf der Unteren Bärenmühle wurden erstmals Teilpopulationen systematisch abgegrenzt und mittels GPS möglichst genau verortet. Ein Abstand von 3-6 m zwischen einzelnen Exemplaren wurde als Abgrenzungskriterium gewählt, wobei auch die Dichte bzw. der Bestandscharakter berücksichtigt wurden. Es wurden jeweils „Rosettengruppen“ gezählt, da die Unterscheidung von Einzelindividuen nicht praktikabel schien. Zusätzlich wurde die Vitalität als Anzahl Blütentriebe pro Gruppe festgehalten. Außerdem wurde *Armeria elongata*, die 1986 auf der Wendlwiese belegt wurde, nachgesucht.

Aufnahme von Dauerflächen

In den untersuchten Populationen liegen auch Dauerflächen des 2003/2004 eingerichteten Vegetationsmonitorings waldfreier Standorte (SCHMITZBERGER et al. 2005, SCHMITZBERGER & THURNER 2012). Diese wurden mit einer vereinfachten Methodik wiedererhoben. Bei *Stipa dasyphylla* gibt es zwei Dauerflächen, die nunmehr bereits zum fünften Mal aufgenommen wurden, bei *Melica altissima* eine. Zwei Dauerflächen aus dem Wiesenmonitoring enthielten *Armeria arenaria*, weshalb sie ins Populationsmonitoring integriert wurden und 2020 nach 2003 und 2010 zum dritten Mal erhoben wurden.

Diese mit Stahlrohren im Boden vermarkten Dauerflächen (Plots) von 2 x 2 m wurden mit Hilfe eines Metalldetektors gesucht, und die darin vorkommenden Pflanzenarten in Form einer Vegetationsaufnahme mit fein unterteilter Braun-Blanquet-Skala (BOHNER et al. 2014) erhoben. Die noch detaillierter (in Prozent, gesondert auf je 4 x 1 m²) erhobenen feinanalytischen Aufnahmen der früheren Monitoringschritte wurden zum Vergleich auf diese Skala umgerechnet.

Da bei *Stipa* außerhalb der Zäunung keine quadratischen Dauerflächen existieren, jedoch Leitertransekte (SCHMITZBERGER & THURNER 2009), wurden 2 x 2 m große Abschnitte dieser mit Vorkommen von *Stipa dasyphylla* für vergleichende

Vegetationsaufnahmen ausgewählt. Für den Zeitvergleich wurden die in diesen Abschnitten 2008 und 2013 in 21 Probepunkten erfassten Arten hochgerechnet. Diese hochgerechneten Vegetationsaufnahmen sind mit etwas Vorsicht zu interpretieren, da nicht die gesamte Fläche, sondern eine repräsentative Stichprobe erhoben wurde. Ein ähnliches Muster der Gesamtartenzahl wie bei den Dauerflächen legt aber nahe, dass die 21 Probepunkte das Artenspektrum gut abdeckten.

In der *Melica*-Population gibt es neun verortete, herkömmliche Vegetationsaufnahmen nach Braun-Blanquet, die nunmehr zum dritten Mal wiederholt wurden.

Ergebnisse

Carex rhizina

Carex rhizina wurde an fünf Stellen in den von GRULICH (1993) angegebenen Waldbereichen wiedergefunden (Abb. 1). Innerhalb von einigen hundert bis 4000 m² großen Flächen wurden im Abstand von einigen Metern oft hexenringartige Horstgruppen aufgefunden (Abb. 2). Meist sind es kleinere Gruppen von einigen dm Durchmesser, Polykormone von mehr als 20 m, wie von GRULICH (1993) erwähnt, wurden nicht entdeckt. Auch knapp außerhalb der Nationalparkgrenze wurde die Art gefunden, dort aber nicht systematisch gesucht.

Da sie in enger Nachbarschaft gemeinsam mit der ähnlichen Art *Carex digitata* vorkommt, war ein sicheres Unterscheiden der Beiden relevant. Die diagnostischen Unterschiede werden bei GRULICH (1993) vergleichend ausgeführt. Für die Unterscheidung im Gelände waren folgende Punkte relevant: *Carex rhizina* bildet mit ihren etwas längeren Ausläufern oft größere

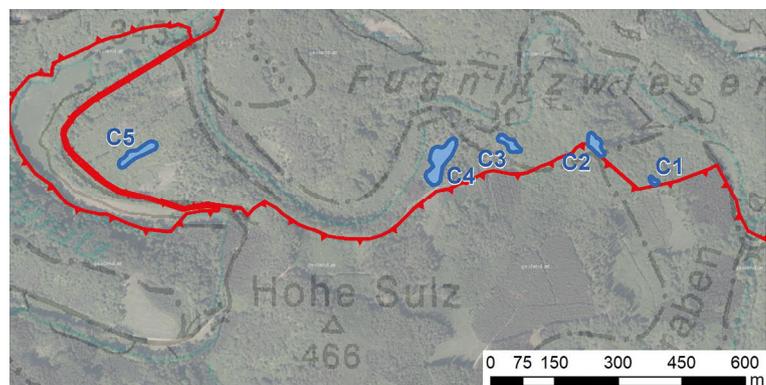


Abb. 1: Vorkommen von *Carex rhizina*, alle südlich der Fugnitz liegend. Kartenbasis NoeGIS, BEV



Abb. 2: Horste von *Carex rhizina* im Bestand; typische Wuchsform mit kurzen Ausläufern und kurzem, zentral entspringendem Blütenstand.

polsterartige Lockerrasen, teils hexenringartig, im Gegensatz zu den kleineren Horsten von *Carex digitata*. Letztere ist wesentlich blühfreudiger, die seitlich aus der Achse von Blättern sprießenden Blühtriebe sind reichlich vorhanden, die Blütenstände die Blätter weit überragend, und ihre Blattscheiden sind meist auch dunkelrot gefärbt, während *Carex rhizina* wenige Blütenstände im Zentrum der Blattrosette ausbildet, die die Blätter nicht oder kaum überragen. Oft konnte in einer größeren Gruppe nur ein einziger Blütentrieb gefunden

Tab. 1: Typische Begleitarten von *Carex rhizina* mit Häufigkeit in den Teilpopulationen sowie ihrer pflanzensoziologische Stellung.

Art	Häufigkeit	Kennart
<i>Carex pilosa</i>	4	V. Carpinion
<i>Anemone nemorosa</i>	2	O. Fagetalia
<i>Carex digitata</i>	2	Kl. Qu.Fag.
<i>Hepatica nobilis</i>	2	Kl. Qu.Fag.
<i>Mercurialis perennis</i>	2	O. Fagetalia
<i>Asarum europaeum</i>	2	Galio-sylvatici-Carpinetum
<i>Cephalanthera damasonium</i>	2	UV. Cephalanthero-Fagenion
<i>Convallaria majalis</i>	1	Kl. Qu.Fag.
<i>Cardamine bulbifera</i>	1	Galio-sylvatici-Carpinetum
<i>Symphytum tuberosum</i>	1	Galio-sylvatici-Carpinetum

werden. Zudem sind die Blätter von *C. rhizina* etwas schmaler als die von *C. digitata* und weisen heller gefärbte Blattscheiden auf. Die auffälligsten Begleitarten der Krautschicht werden in Tabelle 1 vorgestellt. Dabei handelt es sich vielfach um Kennarten des Waldlabkraut-Hainbuchenwaldes (Galio sylvatici-Carpinetum) oder der übergeordneten Einheiten der Edellaubwälder (O. Fagetalia) bzw. um Klassenkennarten der Querco-Fagetea (WILLNER & GRABHERR 2007).

Armeria arenaria

Teilpopulationen *Armeria*

Im zentralen Bereich der Unteren Bärenmühle konnten innerhalb einer Gesamtfläche von ca. 6 000 m² insgesamt neun Bereiche mit unterschiedlich dichtem Vorkommen von *Armeria arenaria* abgegrenzt werden (Tab. 2, Abb. 3, 4), in denen insgesamt 525 *Armeria-*

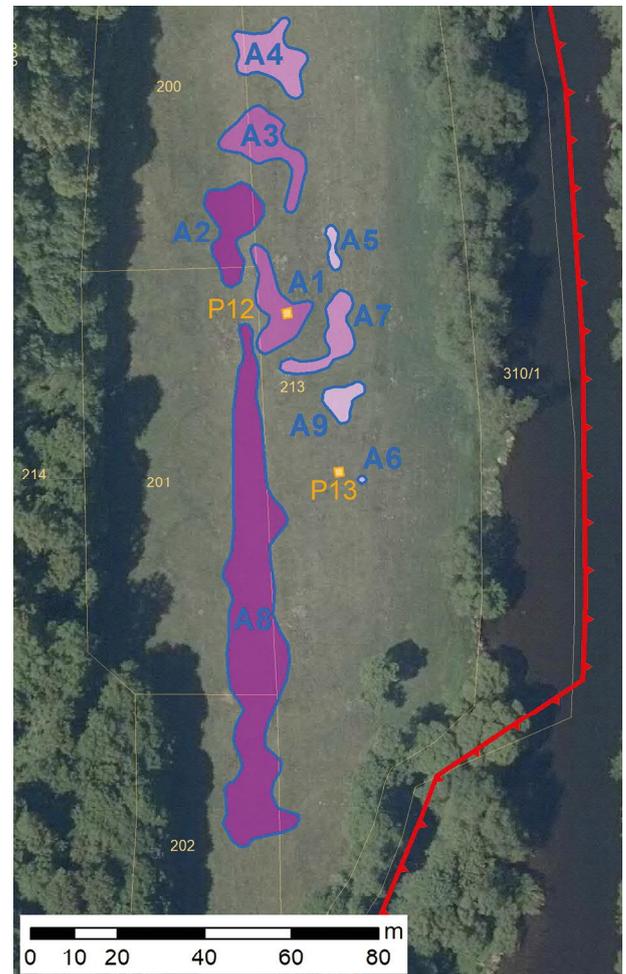


Abb. 3: Vorkommen von *Armeria arenaria* auf der Unteren Bärenmühle. Teilpopulationen blau umrandet, Menge *Armeria* in Lilatönen (je dunkler desto dichter), Dauerflächen orange, Parzellen gelb, NP-Grenze rot dargestellt. Kartenbasis NoeGIS

Tab. 2: Beschreibung der Teilpopulationen von *Armeria arenaria*

TP	Beschreibung	Größe	Anzahl Gruppen
A1	Ca. 3 m breite Zone entlang der Parzellengrenze auf der wenig höher liegenden östlichen Parzelle, ca. 40 <i>Armeria</i> -Gruppen mit wenigen bis ca. 20 Blühtrieben in Abständen von <1 bis max. 5 m, im Zentrum schöne Schwingel-Trespenwiese, randlich in Flaumhaferwiese übergehend; es schließen teils massive Wildschwein-Störungen an (nur 1 <i>Armeria</i> -Gruppe noch im gestörten Bereich).	150 m ²	40
A2	An der Parzellengrenze auf einem ehemaligen Wiesenweg kommt <i>Armeria</i> in größerer Dichte vor, die einzelnen Gruppen mit wenigen bis 25 Blühtrieben sind oft nur 1- wenige dm voneinander entfernt, sodass der Eindruck eines „ <i>Armeria</i> -Meeres“ entsteht; schwächere Gruppen bis Einzelrosetten reichen teils noch 3-4 m in die angrenzende Wiese hinein.	200 m ²	100
A3	35-40 eher kleinere Gruppen in großen Abständen von oft 3-5 m, meist mit (1) 3-4 Blühtrieben, wenige mit > 10, auf dem leicht erhöhten Niveau der östlichen Parzelle; kleinere Störstellen mit Natternkopf, in größerer Dichte liegen solche in der Wiese daneben, wo keine <i>Armeria</i> mehr vorkommt; Flaumhafer-Schwingel-Trespenwiese.	200 m ²	40
A4	17 sehr locker in d. Trespen-Flaumhaferwiese eingestreute eher kleine Gruppen mit meist je unter 10 Blühtrieben.	200 m ²	17
A5	3 kleine Einzelgruppen im Abstand von 2-7 m in etwas höherwüchsiger Wiese, Einzelgruppen mit 9, 8 und 2 Blühtrieben.	25 m ²	3
A6	1 einzelne kleine <i>Armeria</i> -Gruppe aus 5 Rosetten mit 7 Blühtrieben; kleinere Offenstellen in der Umgebung, gleich daneben Richtung Terrassenkante (O) wird Wiesenbestand mesophiler; Bestand: Flaumhaferwiese mit etwas Trespe.	1 m ²	1
A7	Sehr locker eingestreute, kleine Grüppchen in eher wüchsiger Wiese (13 Gruppen mit zwischen 1 und 15 Blühtrieben).	120 m ²	13
A8	Knapp 300 kleine Grüppchen, oft mit nur einem oder wenigen Blühtrieben, selten mit 10 oder mehr, rel. dicht entlang der Wegstruktur an der Parzellengrenze, selten einzelne auch auf der höheren Parzelle (O), Vorkommen auch in kleineren Störstellen.	1 100 m ²	300
A9	3 kleine Rosettengruppen mit 2-5 Blühtrieben in ca. 6 m Abstand.	50 m ²	3

**Abb. 4:** Bestand mit dichtem Vorkommen von *Armeria arenaria* auf der Untere Bärenmühle, Teilpopulation A2.

Gruppen gezählt wurden. Auffällig ist das besonders dichte und vitale Vorkommen entlang einer ehemaligen Wegstruktur an der Parzellengrenze (A2, A8), die mit einer wenigen dm hohen Geländekante im Osten einhergeht. Hier treten Exemplare mit über 20 Blütentrieben auf. Östlich davon, soweit die trockeneren, mittelwüchsigen Trespenwiesen-Bestände reichen, ist die Art noch regelmäßig vertreten, die Exemplare sind jedoch hier etwas weniger blütenreich. In den nach Osten zu höherwüchsiger werdenden Wiesenbeständen ist sie zunehmend nur noch vereinzelt eingestreut und auch weniger vital, in kleineren Gruppen mit weniger Blühtrieben (A5, A6, A7, A9).

Die häufigsten Begleitarten sind typische Arten der trockenen Wiesen bzw. der Halbtrockenrasen (Tab. 3). Die Bestände in diesem Teil der Wiese wurden bei der Grundlagenstudie (WRBKA et al. 2001a) dem *Onobrychido viciifoliae*-Brometum angeschlossen, physiognomisch können sie als schwingelreiche Trespenwiese, Flaumhafer-Trespenwiese oder rotstraußgrasreiche Trespenwiese bezeichnet werden. BASSLER & KARRER (2015) charakterisieren sie treffend als Übergangsbestände zwischen basenarmen und basenreichen Halbtrockenrasen und einer trockenmageren, artenreichen Glatthaferwiese.

Tab. 3: Typische Begleitarten in den *Armeria*-Teilpopulationen mit ihrer Häufigkeit (Anzahl Nennungen).

Art	Häufigkeit
<i>Avenula pubescens</i>	4
<i>Centaurea jacea</i>	3
<i>Holcus lanatus</i>	3
<i>Festuca rupicola</i>	3
<i>Dianthus carthusianorum</i>	3
<i>Plantago lanceolata</i>	3
<i>Salvia pratensis</i>	3
<i>Trifolium montanum</i>	3
<i>Briza media</i>	3
<i>Knautia arvensis</i>	2
<i>Festuca rubra</i> agg.	2
<i>Bromus erectus</i>	2
<i>Lychnis viscaria</i>	2

Entwicklung in den Dauerflächen im *Armeria*-Wiesenbestand

In beiden Dauerflächen ist ein gutes Artenset der trockenen Wiesen mehr oder weniger stabil (Tab.4). Die bedeutsamste Änderung ist das Fehlen der Zielart *Armeria arenaria* selbst in beiden Flächen im Jahr 2020. In P12 ist das vermutlich durch die Störung in Form von Wildschwein-Wühlungen bedingt, die sich ansonsten in der verringerten Krautschicht-Deckung von 70% und einem massiven Auftreten von *Echium vulgare* (Abundanz 3a) niederschlägt. Einjährige Störungszeiger (Therophyten) treten nicht verstärkt auf. In Dauerfläche P13, die am derzeitigen Rand der

Armeria-Population liegt, war *Armeria* immer nur in geringsten Deckungen aufgetreten.

Ansonsten ist in beiden Beständen eine gewisse Zunahme von Arten der mesophilen Wiesen (*Avenula pubescens*, *Holcus lanatus* oder *Plantago lanceolata*) zu beobachten, im Gegenzug nahmen aber auch einzelne Trockenrasenarten zu (*Trifolium montanum* in beiden Flächen, in P13 weiters *Galium verum*, *Seseli annuum*, *Lychnis viscaria*). Die beobachteten Veränderungen im Artenset können als Fluktuationen im Spannungsfeld zwischen trocken-magerer Glatthaferwiese und Halbtrockenrasen gewertet werden.

Tab. 4: Entwicklung der Bestände der Dauerflächen P12 und P13 mit *Armeria arenaria* (bedeutsamste 35 von 81 Arten ausgewählt). Arten mit ihrer Abundanz (BBQ, verfeinert).

Art	Plot 12			Plot 13				
	Trend	2003	2010	2020	Trend	2003	2010	2020
<i>Agrostis capillaris</i>	☹	2	2a	2	☹	2	+	+
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	☹	1b	2	2a	☹	1	1b	2a
<i>Arrhenatherum elatius</i>	†	+	+		=	+	+	+
<i>Avenula pubescens</i>	+			1b	+	+		1
<i>Brachypodium pinnatum</i>					+			1a
<i>Briza media</i>	☹	2a	1	+	☹	1	1	1b
<i>Bromus erectus</i>	☹	2a	2	2	☹	2a	3a	3a
<i>Danthonia decumbens</i>	☹	1	2a	+	+		+	1a
<i>Elymus hispidus</i>	☹	1a	1	+	☹	2a	2	2a
<i>Festuca rubra</i> agg.	☹	1	2	2a	☹	1b		1
<i>Festuca rupicola</i>	☹	2a	2	1b	☹	1	2	1
<i>Festuca valesiaca</i>	☹	1		r	☹	+	1a	1a
<i>Holcus lanatus</i>	+			1b	+	+		1a
<i>Luzula campestris</i>	☹	1b	+	1	☹	1a	+	+
<i>Armeria arenaria</i>	†	1	+		†	+	+	
<i>Achillea millefolium</i> agg.	☹	1a	1b	1b	☹	1	2a	1
<i>Botrychium lunaria</i>					+			r
<i>Carlina acaulis</i>	†	1a	1a		†	+	+	
<i>Centaurea jacea</i>	=	1b	1b	1b	☹	2a	2	2
<i>Cerastium arvense</i>	=	+	+	+	☹	1	+	r
<i>Echium vulgare</i>	☹	+	r	3a				
<i>Galium verum</i>					☹	1	1b	2a
<i>Knautia arvensis</i>	☹	+	1a	1	☹	2a	1	2a
<i>Leontodon hispidus</i>	☹	2a	2	+				
<i>Lotus corniculatus</i>	†	r	1		†	1	1a	
<i>Lychnis viscaria</i>					☹	+	1a	2
<i>Plantago lanceolata</i>	☹	2	2a	2b	☹	1b	1	2b
<i>Potentilla neummanniana</i>	☹	1	1	+	☹	1a	1a	+
<i>Ranunculus bulbosus</i>	☹	+	1a	1a	☹	1a	+	+
<i>Seseli annuum</i>					+		1	1a
<i>Thymus pulegioides</i>	†	2a	1		☹	1b	2a	2a
<i>Tragopogon orientalis</i>	☹	1a	1a	r	☹		r	
<i>Trifolium medium</i>	+		2a	1a				
<i>Trifolium montanum</i>	+			1a	☹	1	1	2b
<i>Trifolium pratense</i>	+			1a	☹	1a	1	+

Armeria auf der Wendlwiese

Angaben zu *Armeria* sp. gab es auch von der Wendlwiese im Osten den Nationalparks Thayatal. *Armeria elongata* (Rote Liste Österreich: stark gefährdet) war bereits 1986 durch Pokorny-Strudl mit einem Herbarbeleg nachgewiesen (BASSLER & KARRER 2015) und auch bei der Grundlagenstudie zu den Wiesen der Nationalparks (WRBKA et al. 2001b) dokumentiert worden. Später wurde sie jedoch, z.B. bei Erhebungen des Wiesen-Monitorings (SCHMITZBERGER et al. 2005, SCHMITZBERGER & THURNER 2012) nicht wiedergefunden. Dies gelang schließlich im August 2019, als *Armeria elongata* in vier kleinen Teilpopulationen mit 1-8 kleinen Horsten nachgewiesen werden konnte. Durch ihren im Vergleich zu *Armeria arenaria* wesentlich späteren Blühzeitpunkt blieb sie bei den Erhebungen des Wiesen-Monitorings im Frühsommer unentdeckt.

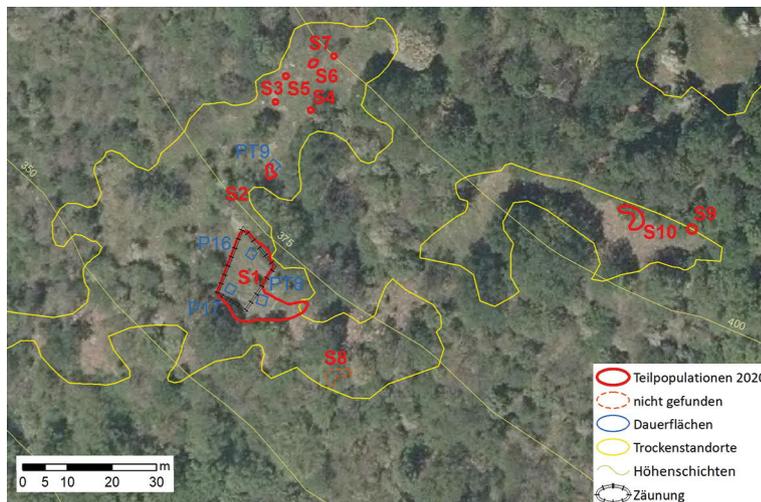
Stipa dasyphylla

Teilpopulationen *Stipa*

Die Population von *Stipa dasyphylla* am Frauenhaarberg besteht aus einer großen Hauptpopulation (ca. 200m²), die zu etwa zwei Drittel innerhalb der 2006 errichteten Wildausschlusszäunung liegt, sowie neun überwiegend sehr kleinen Teilpopulationen (Tab. 5, Abb. 5). Die Hauptpopulation S1 sowie die zweitgrößte S10 sind in einem sehr guten Zustand, S1 hat im

Tab. 5: Beschreibung der Teilpopulationen 2020 von *Stipa dasyphylla*.

TP	Beschreibung	Größe	Anzahl Horste
S1	Hauptfläche der <i>S. dasyphylla</i> -Population, großteils eingezäunt; im Ausmaß in etwa gleich; guter Zustand in der Zäunung, aber Gehölze dort bereits 2,5 m hoch, auch östl. der Zäunung guter, aber deutlich offener Bestand.	200 m ²	viele
S2	kleine Teilpopulation am SO-Rand der oberen Freifläche, gerade nicht mehr im Kronschatten der Eichen. sehr offen, nur mehr drei Horste; ein verbissener Weißdorn östl. des oberen gr. Horstes wird größer, offener staudenreicher Trockenrasen.	4 m ²	3
S3	einzelner langblättriger Horst in hochwüchsigem, versaumendem Gras-Staudensaum, etwas oberhalb stark gestört, noch einer von ehemals drei, später zwei Horsten.	1 m ²	1
S4	noch ein kl. Horst nahe Gehölzrand neben Rose, an dieser Stelle versaumender Trockenrasen; die verbissenen niedrigen Schlehen sind noch wie 2012 beschrieben vorhanden.	1 m ²	1
S5	der einzelne große Horst ist noch erhalten, allerdings nicht über einer Felsstufe sondern über einem offenen Erdstreifen mit intensiver Wühltätigkeit (Fels weggehöhlt).	1 m ²	1
S6	kleiner <i>S. dasyphylla</i> -Horst an der Oberkante eines Erdabrutsches, unterhalb stark offen und gestört, direkt oberhalb schöner staudenreicher Trockenrasen, geringe Verbuschungsinitalen (Schlehe).	1 m ²	1
S7	großer Horst östl. eines größeren Felsblocks am Rand der Freifläche, Teil eines Federgrasrasens mit ansonsten <i>S. joannis</i> , westl. Richtung des Felsens etwas ruderalisierter.	1 m ²	1
S8	nicht gefunden	0	0
S9	ein großer und ein mittlerer Horst in unmittelbarer Nähe voneinander am NO-Rand der Freifläche am oberen Ende eines Federgrasrasens, südlich und östlich davon zunächst zerstreut, dann dicht <i>S. joannis</i> , etwas unterhalb verläuft ein Wildwechsel, aber kein Störungseinfluss deutlich, nach Skizze ist südl. Horst von 2013 verschwunden	3 m ²	2
S10	mittelgroße TP mittig in der oberen Hälfte des Komplexes, mäßig offener Federgrasrasen mit 19 mittelgroßen Horsten (neben vier Horsten <i>S. joannis</i>)	15 m ²	19

**Abb. 5:** Lage und Verteilung der Teilpopulationen S1-S10 von *Stipa dasyphylla* am Frauenhaarberg. Kartenbasis NoeGIS

Osten eine kleine Erweiterung erfahren, in S10 wurden innerhalb ähnlicher Ausdehnung 19 (statt 2013 15) Horste gefunden. Wie schon 2013 wurden nur neun der insgesamt zehn Teilpopulationen wiedergefunden. 2020 konnte die südöstlich etwas abseitig gelegene S8 mit zuletzt drei Horsten nicht bestätigt werden.

Im nordwestlich oberhalb der Hauptpopulation gelegenen Bereich konnten zwar alle sechs der dort verstreut liegenden, sehr kleinen Teilpopulationen wiedergefunden werden, mit S7 sogar eine, die 2013 nicht gefunden wurde. Doch die Menge der Zielart *Stipa dasyphylla* zeigt eine abnehmende Tendenz (Tab. 6): In fünf Fällen enthielten die Teilpopulationen nur noch

einen einzigen Horst! Waren es 2008 in diesem Bereich insgesamt 17 Horste, so ging die Zahl bereits 2013 (v. a. wegen der Reduktion von S4) auf 11 zurück, 2020 waren es nur noch acht Horste. In S2, die 2013 auf fünf Horste zugenommen hatte, waren noch drei Horste erhalten. Beim Vergleich der Teilpopulations-Skizzen zeigt sich, dass durchaus einzelne Neuetablierungen gelingen, doch insgesamt überwiegt, besonders im Westen der Population, der Rückgang. Unter den erfassten Standortparametern ist die deutliche Zunahme von offenem Boden in den Teilpopulationen S4-S6 auffallend.

Entwicklung in den Dauerschichten mit *Stipa dasyphylla*

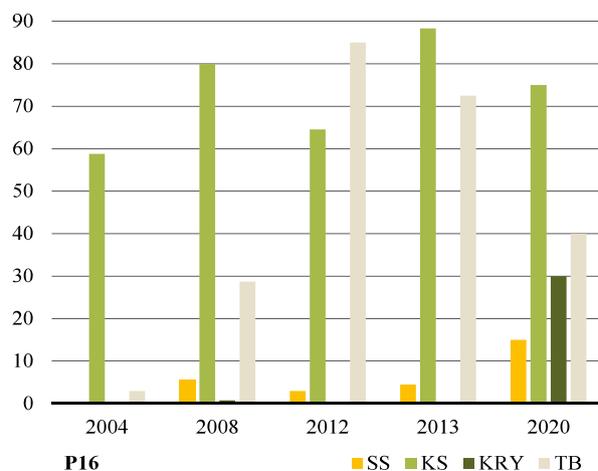
Auf dem gesamten Standort fanden bisher 2006, 2009, 2012 u. 2017 Pflegemaßnahmen statt, die Entbuschung und eine Pflegemahd in Teilbereichen umfassten (Tab. 7). Die Zäunung sollte zur Hälfte Pflegemahd erhalten, diese unterblieb aber 2017 in der Zäunung gänzlich.

Aus dem Vergleich der Vegetationsstruktur über die Jahre (Abb. 6) ist zunächst der Vegetationsschluss nach erfolgter Zäunung im Jahr 2006 ersichtlich, deutlicher in P16, danach die Zunahme der Biomasseauflage bis 2012. In diesem Jahr wurde die untere Hälfte

Tab. 6: Veränderungen von Größe, Zielart und Offenboden der Teilpopulationen S1-S10 von *Stipa dasyphylla* im Verlauf der Monitoring-Jahre.

TP	Jahr	Größe	Zielart		Offenboden
			Anzahl	Abundanz	Abundanz
S1	2008	290 m ²	viele	2	1
	2013	200 m ²	viele	2	1
	2020	200 m ²	viele	2b	2
S2	2008	4 m ²	2	1	
	2013	4 m ²	5	2	3
	2020	4 m ²	3	1	2b
S3	2008	2 m ²	3	2	2
	2013	1 m ²	2	2	1
	2020	1 m ²	1	1b	
S4	2008	11 m ²	8	2	1
	2013	1 m ²	1	2	1
	2020	1 m ²	1	1	3
S5	2008	1 m ²	1	2	1
	2013	1 m ²	1	3	
	2020	1 m ²	1	2b	3
S6	2008	2 m ²	2	2	2
	2013	1 m ²	2	2	1
	2020	1 m ²	1	1b	4a
S7	2008	1 m ²	1	2	2
	2013	0 m ²	0		
	2020	1 m ²	1	3a	2
S8	2008	5 m ²	3	2	3
	2013	12 m ²	3	2a	3
	2020	0 m ²	0		
S9	2008	3 m ²	2	3	3
	2013	3 m ²	2	2	4
	2020	3 m ²	2	3	3
S10	2013	13 m ²	15	2b	2
	2020	15 m ²	19	2b	2b

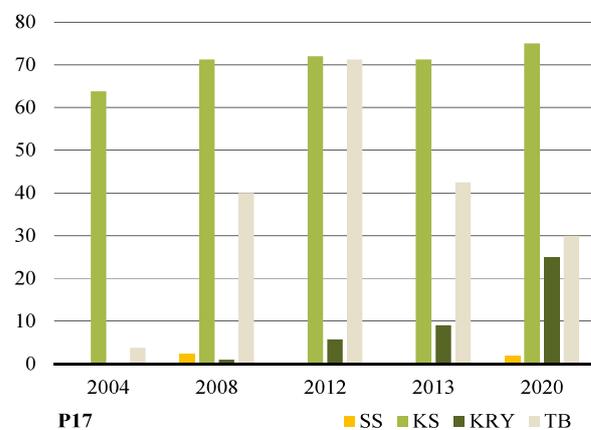
der Zäunung mit P17 einer Pflegemahd unterzogen. Obwohl 2017 in der Zäunung keine Pflegemahd stattfand war die Biomasseauflage 2020 niedriger als zuvor. Es liegt nahe, dafür die sehr trocken-heißen Jahre 2017-2019 verantwortlich zu machen. Die Zunahme

**Abb. 6:** Vegetationsstruktur der Dauerflächen P16 (Verbuschungsplot) und P17 (Entbuschungsplot) im Jahresvergleich. SS Strauchschicht, KS Krautschicht, KRY Kryptogamenschicht, TB Tote Biomasse.**Tab. 7:** Beschreibung der Dauerflächen mit *Stipa dasyphylla* 2020.

Plot	TP	Beschreibung
P16	S1	„Verbuschungsplot“ in Wildausschlusszäunung (seit 2006): aufgewachsene Rosenverbuschung oben, tote Biomasse ist vorhanden, aber nicht sehr auffallend, viel vitale <i>Stipa dasyphylla</i>
P17	S1	„Entbuschungspot“ in Wildausschlusszäunung (seit 2006): sehr zarte Federgrashorste, Rosenaustrieb gut 1 m hoch (1 Trieb), tote Biomasse ist vorhanden, bunter und blütenreicher als P16.
PT8	S1	Aufnahme auf Teil von Leitertransekt T8, offener Bestand, <i>Stipa dasyphylla</i> mäßig deckend aber vital (frühere Zeitschritte für Jahresvergleich von Leitertransekt hochgerechnet).
PT9	S2	Aufnahme auf Teil von Leitertransekt T9, offener Trockenrasen mit einem Horst <i>Stipa dasyphylla</i> , offene Stellen, kaum tote Biomasse (frühere Zeitschritte für Jahresvergleich von Leitertransekt hochgerechnet).

der Kryptogamenschicht 2020 kann am ehesten durch die geringere Verdämmung und den so verfügbaren Raum erklärt werden. In der Strauchschicht zeigt sich die Verbuschung des nicht gepflegten Plots P16 nach einem teilweisen Zurücksterben der Rose zwischen 2008 und 2012 nun deutlich.

Insgesamt kann in beiden Dauerflächen in der Zäunungsfläche von stabilen Trockenrasenbeständen mit gutem Artenbestand gesprochen werden, in denen auch das Gräserset stabil ist (Tab.8). Besonders positiv ist die leichte Zunahme der Abundanz von *Stipa dasyphylla* selbst zu werten. 2020 kann man eine geringe Zunahme der Trockenrasen-Gräser *Koeleria macrantha* (P16, P17), *Melica transsilvanica* (P16) und *Festuca valesiaca* (P17) ausmachen, in P16 allerdings auch eine gegenläufige Entwicklung mit dem Verlust von *Phleum phleoides*. *Stipa joannis* spielt in beiden Federgrasrasen eine gleichbleibend untergeordnete Rolle. Der Edel-Gamander *Teucrium chamaedrys* sowie die



Tab. 8: Entwicklung der Bestände der Dauerflächen mit *Stipa dasyphylla* (bedeutsamste 50 von 112 Arten ausgewählt) Arten mit ihrer Abundanz (BBQ, verfeinert).

Schicht	Art	P16_04	P16_08	P16_12	P16_13	P16_20	P17_04	P17_08	P17_12	P17_13	P17_20	PT8_08	PT8_13	PT8_20	PT9_08	PT9_13	PT9_20
KS	<i>Agrostis vinealis</i>	+	+	1a	+	+	+	+	1b	1	1a	2	2b	2	1a	+	
KS	<i>Brachypodium pinnatum</i>			r		+		+	1a	1		1a	2		1	1	
KS	<i>Carex michelii</i>	1a	+	1b	2a	1	1b	1	2a	1b	2a	3a	3a	2a	1b	2	1b
KS	<i>Elymus hispidus</i>	1a	+	1a	1b	1b									2a	2a	2
KS	<i>Festuca valesiaca</i>	1a	1	2a	2a	2	1	1	1	1	2	1a	2	2	1a	1a	2a
KS	<i>Koeleria macrantha</i>	+	+		r	1a	1a	+	+	+	1	1a	+	1			1
KS	<i>Melica transsilvanica</i>			r	+	1a											+
KS	<i>Phleum phleoides</i>	1a	+	1a	1a		1a	1a	1a	1	1				+		
KS	<i>Poa angustifolia</i>			+	+		+	+	1a	1a							
KS	<i>Poa compressa</i>	1a	+	1	1		+	+	+			2	2b	2a	1a	1a	+
KS	<i>Stipa dasyphylla</i>	2a	2b	2a	2	3a	2a	2a	2a	2a	2	3a	3a	2	1a	1b	1b
KS	<i>Stipa joannis</i>	+		+	+	+	+	+	+		1			1a	1		
KS	<i>Achillea millefolium</i> agg.	+	+	+	1	+	+	+	1a	1a	2b				+		+
KS	<i>Achillea nobilis</i>	+	1	+	+	+			r		r	3a	2	+	1a		1b
KS	<i>Acinos arvensis</i>	1a	+		r		+	+		+	1	1a	+	+	1a	1a	1a
KS	<i>Ajuga genevensis</i>	r	1a	+	1	1	+	+	+	+	r	1a	+		1	2	
KS	<i>Allium flavum</i>	r	+		r	1a		r		r				r			+
KS	<i>Anthericum ramosum</i>	1a	1a	2a	1b	2	1a	1	1b	1	2b			+	1	1a	1b
KS	<i>Arenaria leptoclados</i>	1a	+		+	+	1	+	+	1		1	+	r	+		
KS	<i>Artemisia absinthium</i>																1
KS	<i>Asperula cynanchica</i>	1a	1	1	1	+	1a	2	2a	2a	1	2a	2	2a			
KS	<i>Centaurea stoebe</i>	+	1	1a	+		+	1a	1	1	1	1	1a	1			+
KS	<i>Cerastium pumilum</i>	1a	+		r		1a	+		+		r	1a				
KS	<i>Cynoglossum hungaricum</i>												1a		2b	3a	
KS	<i>Dianthus carthusianorum</i>	+	+	+	1a	1	+	+	1a	1a	2			1a			1
KS	<i>Euphorbia cyparissias</i>	2a	1	1a	1	+	1	1a	1	1a		3	2	+	2a	2b	2a
KS	<i>Euphorbia polychroma</i>	+	+	+	1a											+	1b
KS	<i>Fragaria viridis</i>	+	+	1	1b	2	1	1	2a	2a	2	1a	2		1	2a	2a
KS	<i>Galium glaucum</i>	1b	1b	2a	2	1b	+	+	+	1a							
KS	<i>Hypericum perforatum</i>	+	1a		+	+	+	+	+	+	+	+			1	2a	+
KS	<i>Inula hirta</i>	+	1a	1b	2a	2a	1	1b	2a	2a	3b				+	1a	
KS	<i>Inula oculus-christi</i>	1b	1	1	1b	2	2a	2	2a	1	2				+		
KS	<i>Odontites vernus</i>	+	+		r		r			r							
KS	<i>Origanum vulgare</i>	1a	1	1	2a	+	+	1a	1a	1a					1a		
KS	<i>Potentilla argentea</i>								+	+		1a	1a	+	+		1
KS	<i>Potentilla neumanniana</i>	1a	+	1a	1	1	1	r	1	2a	2a	1	1a	1	1	2a	
KS	<i>Potentilla recta</i>		+	+	1	1a	+	1a	1a	1	1a				+	r	1b
KS	<i>Scabiosa ochroleuca</i>	+	1a	1a	1	+	1a	1	1a	1	+	1b	1a	r			
KS	<i>Securigera varia</i>	r	1a	+	1	+											
KS	<i>Sedum sexangulare</i>	1b	2	+	+		+	2a	1	+	1	+	2a	1			+
KS	<i>Teucrium chamaedrys</i>	2a	2b	2a	3a	3b	1b	2	1	1b	2	3a	3a	2b	2a	2a	3b
KS	<i>Thymus praecox</i>	1a	1a	+	+		1b	1	1	1	2a	2a	2b	2		1a	
KS	<i>Trifolium alpestre</i>	+	+	+	1a		+	+	1a	1	1b	1a	+	1		+	+
KS	<i>Trifolium campestre</i>	1a	1		1	+	1a	1	1	+	1	1a	r	3a	2a	+	
KS	<i>Verbascum chaixii</i>	2a	2a	1b	2a	2	1b	2a	1b	2a	2	1a	1	1a	1		2
KS	<i>Acer campestre</i>												1a				
KS	<i>Carpinus betulus</i>									r			+			1	
KS	<i>Crataegus monogyna</i>														1a	1a	2
KS	<i>Prunus spinosa</i>															+	1b
KS/SS	<i>Rosa canina</i> agg.	2a	2a	1	1b	2	1	1	1a	1a	1a						



Abb. 7: *Stipa dasyphylla*, fruchtend, im dichten Bestand in S1.

beiden Alant-Arten *Inula oculus-christi* und *Inula hirta* profitierten leicht. Während die beiden ersten den verstärkten Trockenrasencharakter anzeigen, verdichtete sich mit *Inula hirta* v. a. in P17 eine Saumart. Dort hatte in den mittleren Jahren *Brachypodium pinnatum* leicht zugenommen, was als geringe Versaumung gewertet werden könnte, 2020 war es wieder verschwunden.

Außerhalb der Zäunung (Abb. 7) ist *Stipa dasyphylla* in PT9 auf sehr niedrigem Niveau stabil, in PT8 auf höherem Niveau leicht (von 3a auf 2) rückläufig – bei aller Vorsicht den hochgerechneten Deckungswerten der früheren Jahre gegenüber.

In PT8 ist im Vergleich zu den gezäunten Aufnahmeflächen eine etwas stärkere Verbindung zu den Siliikat-Trockenrasen gegeben, v. a. durch *Agrostis vinealis* auf konstant hohem Niveau, sowie mit *Potentilla*

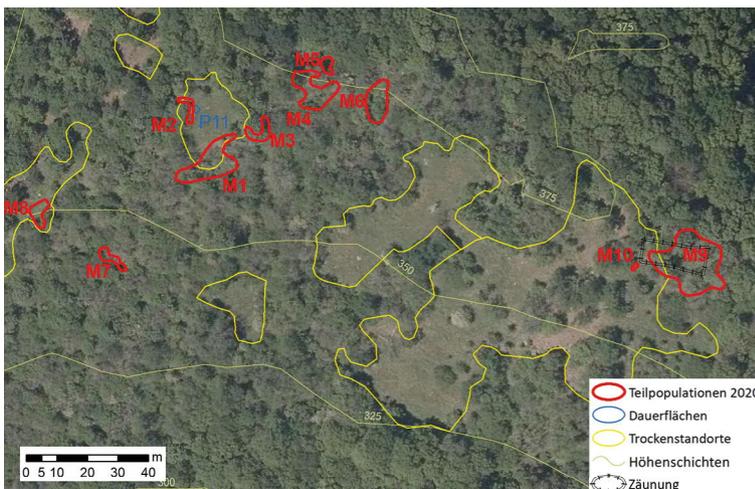


Abb. 8: Lage und Verteilung der Teilpopulationen M1-M10 von *Melica altissima* am Umlaufberg. P11: Dauerfläche. Kartenbasis NoeGIS

argentea. *Achillea nobilis*, ebenfalls ein Zeiger dieser Gruppe, ist in PT8 allerdings stark zurückgegangen.

Die offenbar störungsempfindlichen Alante, v. a. *Inula hirta*, die in der Zäunung zugenommen haben, fehlen in den Flächen außen nun ganz, in PT9 waren sie in den früheren Zyklen noch vorhanden. Der Edel-Gamander *Teucrium chamaedrys* konnte sich wie in der Zäunung auch außerhalb reichlich halten (PT8) bzw. deutlich zunehmen (PT9).

In PT9 erhöhte sich zusätzlich zum Störungseinfluss auch die Verbuschung leicht, aber stetig (*Crataegus monogyna*, *Prunus spinosa*). Die Saumart *Euphorbia polychroma* findet in der jungen Strauchschicht Raum.

Melica altissima

Teilpopulationen *Melica*

Alle 10 Teilpopulationen (Tab. 9, Abb. 8, 9) in Größen zwischen wenigen bis 300 m² konnten wiedergefunden werden, im Flächenausmaß gibt es kleinere Oszillationen: In dreien wurde ein Rückgang der besiedelten Fläche festgestellt, in drei weiteren eine Ausweitung der Vorkommensfläche. Die größeren Teilpopulationen sind in etwa gleichgeblieben. Die großteils eingezäunte Hauptpopulation M9 breitete sich außerhalb der Zäunung Richtung Osten in lockerer Struktur etwas aus, während sie im Nordwesten etwas zurückging. Nachdem 2013 die Dichte von *Melica altissima* extrem hoch geschätzt wurde, hat diese im Schnitt wieder etwas abgenommen, was einerseits auf die Lockerheit im Osten, aber auch auf die zunehmende Verbuschung im Zentrum der Zäunung zurückgeführt werden kann.

Bei der geschätzten Zielart-Deckung (Tab. 10) sind sowohl Zu- als auch Abnahmen dokumentiert. In der mittelgroßen M1 nahm *Melica altissima* zu, ebenso in M4, die außerdem in der Ausdehnung zugenommen hat. Dagegen sind in zwei kleineren Teilpopulationen deutliche Abnahmen von Ausdehnung und Dichte zu verzeichnen: In M2, wo sie im Saum entlang einer Schlehenverbuschung eingenischt ist, führte die Reduktion der Schlehen durch Schwendung offenbar auch zu einer Einengung des Standraums von *M. altissima*.

Eine Sukzessionsdynamik kann in der kleinen Teilpopulation M5 beobachtet werden, die 2000 in einer Waldlücke auf-

Tab. 9: Beschreibung der Teilpopulationen von *Melica altissima* 2020.

TP	Beschreibung
M1	große <i>Melica</i> -Teilpopulation entlang Felskante im Süden der Freifläche in ruderalem, verbuschendem Staudensaum; die Population ist locker: verstreute Horste, dazwischen Brennnessel; teils dichte Gehölze, reicht in den Buschwald locker hinein, Wildschweinweg quert (ca. Aufn. M1-5), ungefähr gleich.
M2	nur mehr sehr schmaler Streifen von locker stehenden Einzelhorsten am Rand der mäßig hohen Schlehen (bis ca. 2 m), dahinter dichte und hohe Schlehenzone (4 m), dort keine <i>Melica</i> mehr, in dem mit Schlehen verbuschtem Queckensaum (Schlehe gelegentlich zurückgeschnitten) ist sie nicht mehr vertreten, am dichtesten noch am Nordrand; Rückgang.
M3	3 kleine niedrig wüchsige Horste unterhalb eines ca. 2 m hohen Felsens mit Feldahorn und ein 4. Horst oberhalb dieses Felsens direkt an Stamm eines zweistämmigen Feldahorns; Zunahme nach zuletzt nur einem Horst.
M4	mittelgroße Teilpopulation mit 2 kleinen Felskanten; oberhalb Fels waldartig, schattig; um den Stamm des nun toten Feldahorns und oberhalb ist <i>Melica</i> vermutlich dichter geworden, unten Brennnesselflur mit nur einzelnen <i>Melica</i> -Stängeln (ehem. als Hauptteil der TP bezeichnet), Zunahme im Norden (fast mit M5 zusammen gewachsen) und Osten.
M5	deutlich veränderte, verkleinerte Teilpopulation: das Totholz ist stark vermodert, die Fläche von Brennnessel dominiert, <i>Melica</i> großteils wenig vital, dicht nur kleinflächig; etwas nach SO ausbreitend
M6	mittelgroße <i>Melica</i> -Teilpopulation unterhalb eines großen Felsens; die ehemals überschirmende Eiche mittlerweile abgestorben, <i>Melica</i> -Vorkommen auf der gesamten Freifläche, noch weit unter die randlich überschirmenden Kronen reichend, im Osten fast auffallend, Brennnessel-dominiert; die Schlehen im Süden sind jetzt 2-2,5 m hoch aufgewachsen.
M7	der östliche tote Baum ist nunmehr liegendes Totholz, <i>Melica</i> locker zwischen Brennnesseln neben kl. Rosenbusch und im NW der Freifläche weit unter Kronen eines Feldahorns reichend, östl. einer jungen Esche am Rand der Freifläche dichter; WS-Pfad offenbar weniger intensiv begangen; in etwa ähnliches Ausmaß.
M8	rel. kleine, mäßig dichte, recht vitale <i>Melica</i> -Teilpopulation am unteren Ende einer Freifläche mit Grauquecken-Saum, leicht ruderalisiert, rel. ähnliches Ausmaß.
M9	sehr dichte und vitale <i>Melica</i> -Hauptpopulation, in der Zäunung sehr dicht v. a. am NW-Rand nehmen die Gehölze stark zu und überragen <i>Melica</i> dort, so ist sie auch entlang des NW-Randes der Zäunung oben nicht mehr zu finden. Außerhalb des Zauns stark beschattet, hier ist <i>Melica</i> eher niedrig bzw. liegend, weniger dicht und vital; die TP ist v. a. im Osten in Ausbreitung.
M10	kleine, 2013 neu entdeckte Teilpopulation SW der Zäunung, mit großen Steinen durchsetzt, ein kleiner Horst und ein großer Horst etwas oberhalb; recht niedrigwüchsig, da beschattet unter einem alten Dirndl, nur randlich etwas höher.

**Abb. 9:** *Melica altissima* in lockerem Gebüsch in M1.

genommen wurde. Sie zeigte sich 2020 auf den ersten Blick stark verändert: der 2008 noch stehende tote Baum war 2013 umgefallen, nun ist das mittlerweile stark zersetzte Totholz nur mehr schwer unter einer üppigen Brennnesselflur zu finden. Oberflächlich betrachtet schien *Melica altissima* zurückgegangen zu sein, in der dort befindlichen Aufnahmefläche VM7 wurde sie aber in ähnlicher Dichte wiedergefunden. Sie ist aber deutlich weniger vital mit nur zarten und wenigen Blütriebren. Diese Aufnahmefläche ist erstaunlich wenig in der Artenzusammensetzung verändert. Am deutlichsten wird die zunehmende Ge-

Tab. 10: Größe und Zielart-Abundanz (BBQ) der Teilpopulationen M1-M10 von *Melica altissima* im Verlauf der Monitoring-Jahre.

TP	Jahr	Größe	Zielart
M1	2008	80 m ²	1
M1	2013	160 m ²	2a
M1	2020	150 m ²	2a
M2	2008	20 m ²	2
M2	2013	25 m ²	3
M2	2020	16 m ²	1b
M3	2008	20 m ²	1
M3	2013	1 m ²	3
M3	2020	30 m ²	1
M4	2008	45 m ²	2
M4	2013	65 m ²	2a
M4	2020	105 m ²	2b
M5	2008	18 m ²	3
M5	2013	15 m ²	2b
M5	2020	15 m ²	3
M6	2008	80 m ²	2
M6	2013	80 m ²	3
M6	2020	80 m ²	2b
M7	2008	10 m ²	3
M7	2013	25 m ²	3
M7	2020	25 m ²	2a
M8	2008	25 m ²	3
M8	2013	31 m ²	3
M8	2020	33 m ²	2
M9	2008	200 m ²	3
M9	2013	290 m ²	5
M9	2020	320 m ²	4
M10	2013	5 m ²	2
M10	2020	3 m ²	3

hölzsukzession durch höhere Deckungen, außerdem kam mit *Sambucus nigra* eine zusätzliche Gehölzart hinzu. *M. altissima*, die hier durch das Absterben eines Altbaumes einen geeigneten Standort vorfand, könnte durch die Sukzession auch wieder verloren gehen. Dafür breitet sich die nahe darunter liegende Teilpopulation M4 aus, ein Handlungsbedarf ist nicht gegeben.

Entwicklung in den Vegetationsaufnahmen mit *Melica altissima*

Melica altissima selbst ist in den Aufnahmen ungefähr gleich geblieben, in einer Fläche (VM1) hat sie etwas zugenommen. Die Artenzahlen haben in zwei Aufnahmen (VM2, VM3) zugenommen, in fünf leicht und in zwei Aufnahmeflächen stärker abgenommen.

Bei den Rote-Liste Arten (Tab. 11) handelt es sich zumeist neben *Melica altissima* um die ebenfalls vom Aussterben bedrohte archäophytische Ruderalart *Geranium divaricatum*, sowie die stark gefährdete *Hesperis sylvestris*, beide lokaltypische Begleiter von *Melica* und an denselben Standortstyp gebunden. Diese konnten sich in einigen Aufnahmen stärker etablieren. In VM4, die im Übergang zu einem Trockenraum liegt, kommen prinzipiell mehr Rote-Liste Arten vor, die auch seit 2008 noch zugenommen haben.

Die Entwicklungen in den einzelnen Aufnahmeflächen sind durchaus unterschiedlich (Tab. 12), so zeigt sich in VM4, der Aufnahme mit dem stärksten Konnex zum Trockenstandort, eine leichte Tendenz von Trockenrasen- zu Saumarten. Eine verstärkte Ruderalisierung ist nur in einer Aufnahme, VM2, zu bemerken, durch Etablierung von *Urtica dioica* auf Kosten von Arten der Trockenrasen (Verschwinden von *Iris variegata*). In der nahegelegenen VM7 mit der Totholz-Sukzession ist die Brennessel bereits 2013 dokumentiert. In einigen Flächen nahm die Brennessel stark ab oder verschwand gar, so in den beiden Aufnahmen in der Hauptpopulation (VM8, VM9). Diese ist vergleichsweise stark besonnt, es wird eine Schwächung der Brennessel durch die drei letzten, trockenen Jahre

angenommen. In VM8 zeigt sich dagegen mehr *Ballosa nigra*. Es sind also durchaus Schwankungen in den Beständen der begleitenden Nitrophyten feststellbar.

Eine Zunahme der Verbuschung durch höhere Deckungen, aber auch zusätzliche Gehölzarten ist in fünf der neun Aufnahmen festzustellen, besonders deutlich in VM8. *Rosa canina* agg., *Prunus spinosa* und *Eunonymus europaea* sind die häufigsten Vertreter, gefolgt von Feldahorn *Acer campestre*, der neben der Trauben-Eiche *Quercus petraea* besonders häufig die Überschildung bildet. In zwei Flächen spielt Verbuschung keine Rolle, in VM3 hat sie abgenommen.

Entwicklung in der Dauerfläche mit *Melica altissima*

Die am Rande der mittelgroßen Teilpopulation M2 liegende Dauerfläche P11 zeigt eine unerwartete Entwicklung (Tab. 13). In ihr ist *Melica altissima* 2020 gänzlich verschwunden! Dies geschah offenbar im Gefolge des Zurückdrängens der Schlehenverbuschung. Nachdem die Schlehen sich von 2004 bis 2013 von 7 auf 17% ausgebreitet hatten, erfolgte 2017 eine Pflegemahd. Der Neuaustrieb war 2020 noch niedrig und gering deckend, dementsprechend steht derzeit für das langstielige Gras keine geeignete Stütze zur Verfügung.

Auch in den Artenzahlen gab es hier einen dramatischen Rückgang. Unter den Verlorenen sind fast alle Einjährigen, was sich durch das trockene Frühjahr erklären lässt. Auch 2012 wurde dieser Effekt bereits beobachtet. Nur das gefährdete *Tordylium maximum* wurde noch in geringer Menge gefunden. Die auffälligsten Veränderungen sind eine Zunahme der Trocken-Ruderalart *Artemisia absinthium*, der seltenen Saumart *Hesperis sylvestris*, sowie der halbruderalen Trockenrasenart *Elymus hispidus*. Die wenigen eigentlichen Trockenrasenarten (*Teucrium chamaedrys*, *Fragaria viridis*) waren schon bisher nur geringmächtig und haben tendenziell noch abgenommen.

Tab. 11: Artenzahl und Anzahl Rote-Liste Arten der *Melica*-Aufnahmen im Vergleich. RL Ö... Arten der Roten Liste Österreichs.

Jahr	VM1		VM2		VM3		VM4		VM5		VM6		VM7		VM8		VM9	
	AZ	RLÖ																
2008	25	2	28	4	15	2	28	5	22	2	12	2	32	2	19	2	20	1
2013	26	2	29	3	15	3	33	7	20	2	16	2	28	1	19	2	20	2
2020	21	2	30	3	18	3	27	7	19	1	11	1	22	1	15	1	14	2

Tab. 12: Entwicklung der Bestände der der Aufnahmeflächen mit *Melica altissima* (bedeutsamste 37 von 106 Arten ausgewählt). Arten mit ihrer Abundanz (BBQ).

RL	Ö	Schicht	Art	VM4-2008	VM4-2013	VM4-2020	VM5-2008	VM5-2013	VM5-2020	VM6-2008	VM6-2013	VM6-2020	VM2-2008	VM2-2013	VM2-2020	VM3-2008	VM3-2013	VM3-2020	VM7-2008	VM7-2013	VM7-2020	VM1-2008	VM1-2013	VM1-2020	VM8-2008	VM8-2013	VM8-2020	VM9-2008	VM9-2013	VM9-2020		
1	KS		<i>Melica altissima</i>	2	2b	1b	3	2b	2b	1	2a		2	2b	2b	2	3	2	3	2b	2b	2	2b	3a	3	4	3b	3	5	4		
	KS		<i>Brachypodium pinnatum</i>										+	1	+				1	1		1	1	1	1			2	1	1		
	KS		<i>Bromus inermis</i>	2		2b				1	1	2a	2		2a	1	+	2	2	+												
	KS		<i>Dactylis polygama</i>	2	2b	1	1	1	1b				2	1	2				1	1	1	+	2a	2a								
	KS		<i>Elymus hispidus</i>		2a	3a						2b		+																		
	KS		<i>Elymus repens</i>	2			1		1				2			2									2	2a	2	1		2		
3	KS		<i>Festuca valesiaca</i>		2a	1																										
r:BM	KS		<i>Melica transsilvanica</i>	2	2b	+												+														
3	KS		<i>Phleum phleoides</i>	r	1	+																										
	KS		<i>Poa nemoralis</i>	1	1	+	1	2a	1b				2	1	1b																+	+
	KS		<i>Anthriscus cerefolium</i>							+	+			+				+	2	+	+	+	1		2	+		2	1			
	KS		<i>Artemisia absinthium</i>	2	+	1	2	1	3				1		2a		1	1	1		2	+			3							
	KS		<i>Ballota nigra</i>	1	1		2	2b	1	+	2b	2b	2	3	2b	2	3	2b	1			4	4	3	2	2a	3	3	2b	2b		
	KS		<i>Bromus sterilis</i>				2	1	1	1	1	1b						1													+	
	KS		<i>Buglossoides purpureocaer.</i>										+	+		r	+	2a	2	2b	1b	+	2a	1a	+			+	1	r		
	KS		<i>Chenopodium hybridum</i>	+			+		1			2b						+					1									
	KS		<i>Galium aparine</i>	2	+		2	2a	1	2	1	+	2	1		2	1	+	2	2a	+	2	1	+	2	+	2	2	2b	+		
1r!	KS		<i>Geranium divaricatum</i>				1	+		1	+	1b	+	+	+	1	+	+				+	+	1a	+							
2	KS		<i>Hesperis sylvestris</i>			1b							1																1	2a		
	KS		<i>Impatiens parviflora</i>	+						1			1	2a	+	+		2	+	+	1	2a	+									
3	KS		<i>Iris variegata</i>	+	1	1a							2	+																		
	KS		<i>Lamium maculatum</i>				1	1	+	+	1		1			2	1		2	2a	1b	1			1			1				
	KS		<i>Sisymbrium strictissimum</i>				+	1	2a																2	1		3	2b	2a		
2	KS		<i>Tordylium maximum</i>		+																											
	KS		<i>Urtica dioica</i>				4	4	3	5	4	+			2	5	4	3a	3	3b	2	1	2b	3		3		1				
KS/SS			<i>Acer campestre</i>										1	1	2b				2	1	2		1									
SS			<i>Cornus mas</i>																				2a									
SS			<i>Crataegus monogyna</i>													1			2	1	2a											
KS/SS			<i>Euonymus europaea</i>		1	1							1	1	2b/1	1/1	1		1	1	1	+					1b					
KS/SS			<i>Ligustrum vulgare</i>																						2	1	1b					
KS/SS			<i>Prunus spinosa</i>	2	2b	2b	2	2a	2b	1	+		2	2a	1b	+	+	1				+	2a	2a			1b					
SS			<i>Rhamnus cathartica</i>	1	1	2a																										
KS/SS			<i>Ribes uva-crispa</i>		+	1b													+	2a	2											
KS/SS			<i>Rosa canina</i> agg.	3	2b	1b							1	+	1b		+		1	2a	2b				4	2a	1/2b					
KS/SS			<i>Rubus fruticosus</i> agg.	2	+	2a	2	1	2a													2a										
KS/SS			<i>Sambucus nigra</i>												1					+	2											

Diskussion

Carex rhizina

Vier der fünf gefundenen Teilpopulationen von *Carex rhizina* entsprechen nur einer einzigen Erwähnung GRULICHS (1993), nämlich „zerstreut am Talabhang nördlich und östlich der Kote Hohe Sulz in Höhen von 340 bis 430 m ü. d. M.“ Die erwähnten Standorte auf „Kanten der kleineren beschatteten Felsen 10 m über dem Talgrund“ in demselben Bereich sowie an zwei weiteren, etwas entfernteren Lokalitäten konnten nicht

verifiziert werden. An den mutmaßlichen Stellen wurde an Felskanten zwar *Carex digitata*, nicht jedoch *C. rhizina* gefunden.

Die fünfte Teilpopulation (C5) wurde neu entdeckt, an einem durch wesentlich geringere Hangneigung und im geologischen Untergrund abweichenden Wuchsort: Während die übrigen Standorte über Marmor stocken, wächst die Teilpopulation 5 auf saurerem Untergrund (Bittescher Gneis).

Als Nische von *Carex rhizina* im NP Thayatal können lichte Hainbuchenwälder mit grasreichem, dichtem Unterwuchs identifiziert werden. Sie kommt in

Tab. 13: Entwicklung der Bestände der Dauerflächen P11 mit *Melica altissima* (be-deutschamste 22 von 46 Arten ausgewählt). Arten mit ihrer Abundanz (BBQ, verfeinert).

RL	Ö	Aufn.	Art	Trend	2004	2012	2013	2020
		P11	<i>Dactylis polygama</i>	▲	1	2a	1b	1
		P11	<i>Elymus hispidus</i>	▲	3	2	2	3a
		1	P11	<i>Melica altissima</i>	†	2a	2	2a
r:BM		P11	<i>Melica transsilvanica</i>	~	1	1	1	+
		P11	<i>Poa angustifolia</i>	~	3	2a	2b	2b
		P11	<i>Allium oleraceum</i>	†	r	+	+	
		P11	<i>Artemisia absinthium</i>	↗	1b	1	1	3
		P11	<i>Ballota nigra</i>	~	3b	3a	3	2b
		P11	<i>Fallopia dumetorum</i>	†	1	r	+	
		P11	<i>Fragaria viridis</i>	†	1	1a	1a	
3		P11	<i>Galium glaucum</i>	↘	2	1	1	1
2		P11	<i>Hesperis sylvestris</i>	↗			+	1b
3		P11	<i>Iris variegata</i>	~	2b	2a	2	1b
		P11	<i>Silene latifolia</i>	▲	+	1b	1	1
		P11	<i>Teucrium chamaedrys</i>	†	+	+	+	
2		P11	<i>Tordylium maximum</i>	↘	1b		1b	+
		P11	<i>Verbascum chaixii</i>	▲	1a	1b	2a	1a
3r!:BM		P11	<i>Veronica teucrium</i>	~	1b	1a	+	1
		P11	<i>Vicia hirsuta</i>	†	1a		1a	
		P11	<i>Vicia tetrasperma</i>	†	+	r		
		P11	<i>Viola tricolor</i>	†	2a	+	1a	
		P11	<i>Prunus spinosa</i>	↘	2a	2a	2	1b

Vergesellschaftung mit *Carex pilosa* vor, fast immer ist auch *Carex digitata* in ihrer Umgebung anzutreffen. Unter den vermerkten Begleitarten sind Klassen- bzw. Ordnungskennarten der Querco-Fageteta bzw. Fagetalia besonders stark vertreten (vgl. Tab. 1), einige (*Asarum europaeum*, *Carex pilosa*) gelten als Kennarten des Galio-sylvatici-Carpinetums, bzw. des Carpinion, während Charakterarten der Buchenwälder nicht notiert wurden.

Nach der aktualisierten Karte der potentiell natürlichen Vegetation (urspr. Chytrý & Vicherek (1995), verändert in: WRBKA & ZMELIK (2006)) gehören die Standorte der *C. rhizina* hauptsächlich entweder dem Galio sylvatici-Carpinetum Oberd. 1957 oder dem Galio-odorati-Fagetum Sougnez&Thill 1959 an. Das von GRULICH (1993) als Standort der Art in den oberen Lagen erwähnte *Tilio cordatae*-Fagetum wird nach WILLNER & GRABHERR (2007) heute dem Galio-odorati-Fagetum zugeschlagen. In den lindenreicheren Beständen des nämlichen Einhangs wurde *C. rhizina* aber nicht gefunden.

Bei dieser Arbeit konzentrierten wir uns darauf, *Carex rhizina* in den von GRULICH (1993) erwähnten Bereichen zu bestätigen und zu verorten. Weitere Begehungen in einem größeren Umkreis wären nötig, um allfällige weitere Vorkommen zu identifizieren. Für

ihrer Fortbestand sind keine speziellen Maßnahmen nötig, ihr Erhalt ist mit der Lage im Nationalpark und der ungestörten Entwicklung der naturnahen Waldgesellschaften bereits in idealer Art gewährleistet.

Armeria arenaria

525 „Rosettengruppen“ stehen den von BASSLER & KARRER (2015) erwähnten 650 Individuen gegenüber. Aus methodischen Gründen ist ein Vergleich nur eingeschränkt möglich. Es muss nicht von einem Rückgang gesprochen werden, zumal es sich um eine ähnliche Größenordnung handelt. Schon bisher wurden witterungsbedingte Schwankungen der Blühintensität zwischen den Jahren beobachtet, mit besonders guter Entwicklung in trockenen Jahren (SCHMITZBERGER & THURNER 2012). Auch der scheinbare Flächenrückgang, nämlich die 2015 erwähnte

Fläche der Population mit 10 000 m² versus der 2020 festgestellten ca. 6 000 m², kann in der genaueren Abgrenzung mittels GPS und GIS begründet liegen.

Das Verschwinden von *Armeria* aus den beiden Dauerflächen muss nicht unbedingt als negative Entwicklung der Population insgesamt gewertet werden, sondern kann durch punktuelle Phänomene erklärt werden. Da nicht primär zum Beobachten dieser Art angelegt, enthielten beide Flächen von Beginn an nur geringe Deckungen (in jeweils nur zwei Viertel). P13 liegt am Rand der Population und *Armeria arenaria* war dort immer nur sehr gering vertreten. Es kann sich also auch um eine natürliche Fluktuation handeln, zumal die Lebensdauer einer einzelnen Pflanze mit bis zu zehn Jahren angegeben wird (BASSLER & KARRER 2015), was der Zeit seit dem letzten Monitoring entspricht. Im zweiten Fall haben die Wildschweine genau im Bereich der Dauerfläche gewühlt, im Süden und Westen der Fläche jedoch schließt ein gut ausgebildeter Trockenwiesenbestand mit reichlich *Armeria* direkt an. Jedenfalls sind mit dieser Studie die Grundlagen geschaffen, derartige Beobachtungen bei zukünftigen Monitoringschritten richtig deuten zu können.

Auffällig ist das besonders dichte Vorkommen entlang der Parzellengrenze, noch dazu entlang einer ehe-

mals als Weg genutzten Struktur. Ergab die Befahrung (etwa durch größere Offenheit) begünstigende Standortbedingungen oder könnte dies ein Hinweis auf den Florenstatus der Art sein? Ihre Autochtonie wird jedenfalls diskutiert: in der aktuellen Liste der Gefäßpflanzen (GILLI et al. 2019) wird sie als lokal eingebürgert geführt. In ihrem westeuropäischen Hauptareal kommt sie auf wesentlich trockeneren Standorten vor. Obwohl derartige Felsrasen im Nationalpark in der Umgebung vorhanden sind, werden sie nicht besiedelt. Als Sekundärstandorte werden in Frankreich auch dem Standort im Thayatal vergleichbare Magerwiesen besiedelt. (BASSLER & KARRER 2015). Für eine endgültige Klärung wären wohl genetische Untersuchungen nötig. Selbst wenn es sich um ein lang eingeschlepptes Vorkommen handelt, stimmen wir mit BASSLER & KARRER (2015) überein, dass es sich wegen der sicher schon lang erfolgten Etablierung an einem derart siedlungsfernen Ort um ein bemerkens- und schützenswertes Vorkommen handelt.

Die Wiese wird einmal im Jahr gemäht und nicht gedüngt. Langjährig war der 1. Juli frühestmöglicher Mahdtermin, in den letzten Jahren war die Mahd bereits eine Woche früher möglich. Um das Aussamen von *Armeria arenaria* sicher zu gewährleisten, sollte wieder auf den 1. Juli zurückgegangen werden, oder vor einer früheren Mahd die Samenreife geprüft werden. Eine ab 2002 bis vor ca. 5 Jahren praktizierte, zoologisch motivierte Teilbrache musste aufgrund der durch sie verstärkten Versaumung und Nährstoffanreicherung im Bestand, wie bereits in früheren Studien (SCHMITZBERGER et al. 2005, SCHMITZBERGER & THURNER 2012) ausgeführt, aufgegeben werden.

Ein relevanter Faktor sind jedenfalls die Wühlaktivitäten der Wildschweine, die zumindest seit den frühen 2000er Jahren auf dieser Wiese beobachtet werden. Bisher scheinen sie die Wiesenbestände und *Armeria arenaria* selbst nicht nachhaltig zu bedrohen. Rosetten konnten vereinzelt auch in Wühlstellen festgestellt werden. Die Entwicklung der Dauerfläche P13 zeigt eine gute Re-Etablierung eines typischen Trockenwiesenbestands (wenn auch derzeit ohne *Armeria*). Jedenfalls gilt es, die Schwarzwild-Population in der Umgebung auf einem niedrigen Niveau zu halten. Das nun eingerichtete Monitoring ermöglicht, allfällige negative Entwicklungen frühzeitig zu erkennen und gegensteuern zu können.

Stipa dasyphylla

Insgesamt ist die *Stipa dasyphylla*-Population im NP Thayatal in einem stabilen Zustand. Für sie ist die Zäunung essentiell, wird in ihr doch ein großer Anteil der Population geschützt, und ihre Entwicklung dort ist positiv. Auch der Zustand des Federgrastrockenrasens als Bestand gibt keinen Anlass zur Sorge. Ein gewisses Oszillieren der Artenzahlen wird v. a. auf Witterungseffekte zurückgeführt.

In Teilen der Population außerhalb herrscht jedoch durchaus eine prekäre Situation. Der Rückgang des nordwestlichen Teils der Population um mehr als die Hälfte der dokumentierten Horste über den Beobachtungszeitraum von 12 Jahren ist, trotz Neuetablierung einzelner Horste, besorgniserregend. Es ist nicht ausgeschlossen, dass die Aktivitäten von Wildtieren, allen voran der Wildschweine, den nordwestlichen Teil der Population gänzlich dezimieren könnten. Auch Höhlenausgänge anderer Säugetiere sind dort zu beobachten. Es sollte daher in diesem Bereich des Nationalparks das Schwarzwild besonders kontrolliert werden, ev. auch durch Auflichtung ihrer Einstände in den Gebüschern rund um den Trockenrasenstandort. Die Errichtung einer weiteren Zäunung, um diesen Populationsteil zu sichern, wird derzeit nicht empfohlen. Da die Population insgesamt gut erhalten ist, kann hier bis auf Weiteres die natürliche Entwicklung beobachtet werden. Jedenfalls empfohlen wird eine engmaschigere Beobachtung des *S. dasyphylla*-Vorkommens in diesem Teilbereich alle 2-3 Jahre, sodass bei Fortsetzung der negativen Trends gegengesteuert werden kann.

Nach mündlicher Mitteilung der NP-Verwaltung wurde 2017 in der Zäunung keine Pflegemahd durchgeführt. Dies erklärt den geringen Unterschied zwischen den beiden Dauerflächen dort. Außerdem zeigt es, dass – zumindest bei aufeinanderfolgenden trockenen Jahren mit entsprechend geringerer Biomasseentwicklung – keine Pflegemahd zum Erhalt des Federgrasrasens nötig ist.

Bei den letzten beiden Monitoringzyklen 2012 (nach Pflegemahd 2009) und 2013 (nach Pflegemahd 2012), wurde die Pflegemahd als dem Mahdausschluss überlegen angesehen, v. a. wegen der Ansammlung von Altstreu, aber auch wegen Verbuschungstendenzen in der Mahdausschluss-Fläche (SCHMITZBERGER & THURNER 2012, SCHMITZBERGER et al. 2013), nicht

jedoch wegen auffälliger Änderungen in der Artensammensetzung. Nach den drei sehr trockenen Jahren 2017-2019 war allerdings die Altstreumenge auch ohne Pflegemahd deutlich niedriger.

Eine Pflegemahd in der Zäunung wird daher – je nach Trockenheit der Vegetationsperioden – in einem Intervall von 5-10 Jahren zur Verringerung der Altstreuan Sammlung, sowie zum Schaffen einer gewissen Offenheit für seltene Einjährige (z. B. *Odontites ver-nus*) empfohlen.

Aktuell besteht Handlungsbedarf zur Entbuschung in der Zäunung, die dort im Vergleich zu außerhalb mangels Verbiss doch deutlich rascher voranschreitet.

Melica altissima

Mehr noch als bei *Stipa dasyphylla* kann die kleine Population von *Melica altissima* im NP Thayatal insgesamt als stabil und ungefährdet bezeichnet werden. Eine ausgeprägte Ausbreitungstendenz, wie sie nach der ersten Studie (SCHMITZBERGER & THURNER 2009) aufgrund der zahlreichen kleinen Teilpopulationen als möglich gesehen wurde, ist aber nicht festzustellen.

M. altissima hat nach wie vor in der Zäunung ihr dichtestes Vorkommen. Die Zäunung erweist sich als für den Erhalt der Art nicht maßgeblich, doch auch mit Sicherheit nicht hinderlich. Da in der Zäunung Verbuschungsprozesse ungestört vonstattengehen können und Verdrängungseffekte durch dichter werdende Gehölze evident sind, wird dringend eine Entfernung eines Großteils der aufgekommenen Gehölze innerhalb des Zauns empfohlen, sowie eine weitere Beobachtung der Entwicklung im Abstand einiger Jahre.

In den einzelnen Teilpopulationen sind unterschiedliche Entwicklungen zu beobachten. Nicht notwendigerweise geht eine Ausdehnung der besiedelten Fläche auch mit einer Zunahme der Dichte einher. So etwa in der Hauptpopulation, die sich Richtung Süden und Osten etwas auszubreiten scheint, im Zentrum aber, wie durch die beiden Vegetationsaufnahmen belegt, etwas an Dichte abgenommen hat.

Mit den neun Aufnahmen und der Dauerfläche werden unterschiedliche Phänomene in der Bestandsentwicklung dokumentiert: Nur in einem Fall ist eine verstärkte Ruderalisierung auf Kosten von Arten der Trockenrasen zu beobachten. In stärker besonnten Flächen wird eine Schwächung der Brennessel bis hin zum gänzlichen Ausbleiben durch die drei letzten, tro-

ckenen Jahre beobachtet. Eine Zunahme der Verbuschung durch höhere Deckungen, aber auch zusätzliche Gehölzarten ist in fünf der neun Aufnahmen festzustellen. In einem Fall kann die beginnende Sukzession in einer älteren Kronenlücke beobachtet werden, die sich vorerst noch in keinem nennenswerten Rückgang des Vorkommens, aber der Vitalität von *M. altissima* äußert. In der Dauerfläche, die im Übergangsbereich zu einem Trockensaum liegt, kam es womöglich als Folge der Schlehenentfernung zum lokalen Verschwinden von *M. altissima* und einer leichten Ruderalisierung des Trockensausms.

Die Teilpopulationen repräsentieren also geringfügig unterschiedliche Kleinstandorte, in denen mehr oder weniger stochastisch unterschiedliche Prozesse, die für die den Standortskomplex typisch sind, nebeneinander und auch gegenläufig ablaufen. In dem Spannungsfeld von Ruderalisierung durch verstärkten Wildschweineinfluss, Absterben von randständigen Bäumen und damit einhergehender stärkerer Besonnung und gegenläufig dazu dem Aufkommen neuer Gehölze oszillieren die Bestände von *Melica altissima*.

Nach dem dritten Monitoringzyklus können die Standortsvorlieben von *Melica altissima* noch etwas geschärft dargestellt werden: Sie kommt meist an halbschattigen Gehölzrändern, in der Nähe von Sträuchern vor, zumindest ist sie besonders vital in Bereichen, wo sie ihre langen, wenig stabilen Stängel in den Gehölzen stützen kann. Durch dichte Verbuschung gerät sie in Bedrängnis, ihr Optimum liegt in eher lockeren Gebüschern oder an deren Rand. Am besten entwickelt ist sie im lichten Halbschatten, im Schatten von Bäumen sind vergleichsweise zarte und wenig blühende Exemplare zu finden. Eine Lichtstellung, wie in der Hauptpopulation 2006 geschaffen, oder durch Absterben randlicher Bäume, dürfte in Maßen förderlich sein. Dauerhaft offene, stark besonnte Bereiche besiedelt sie eher nicht, vermutlich auch weil diese zu flachgründig und nährstoffarm sind.

Häufig sind auch Spuren von Wildschweinen in der Nähe zu finden (Wildwechsel, Einstände). *M. altissima* wird fast immer von nitrophytischen Ruderalarten begleitet, darunter das vom Aussterben bedrohte *Geranium divaricatum* das im Gebiet, soweit bekannt, auf derartige Standorte am Umlaufberg beschränkt ist. Eine weitere stark gefährdete Art mit Schwerpunkt in den *Melica*-Säumen ist *Hesperis sylvestris*.

Management

Für die Waldart *Carex rhizina* ist kein Management erforderlich. *Armeria arenaria* ist auf die Weiterführung der extensiven, einschürigen Wiesenmahd angewiesen. Für den Erhalt der Population von *Stipa dasyphylla* ist die Zäunung ein wichtiges Element, eine Entbuschung der dort in Teilbereichen aufgekommenen Gehölze ist nötig. Eine Pflegemahd ist nur sporadisch, je nach Trockenheit alle 5-10 Jahre empfohlen. *Melica altissima* ist auf die Zäunung nicht angewiesen, sie soll aber weiter bestehen bleiben. Jedoch ist dort einmalig die Reduktion der Gehölze darin erforderlich.

Danksagung: Wir danken Vít Grulich und Luise Schrott-Ehrendorfer für Informationen zu *Carex rhizina*, sowie Christian Gilli für Beiträge zur Verbreitung von *Stipa dasyphylla*. Christian Übl und Christoph Milek von der Nationalparkverwaltung sei gedankt für die wie immer hervorragende Zusammenarbeit. Wertvolle Anmerkungen zum Manuskript haben Martin Pollheimer und Christoph Plutzar beigetragen.

Literatur

- BASSLER, G. & KARRER, G. (2015): *Armeria arenaria* - Erstnachweis für Österreich im Nationalpark Thayatal. – *Neireichia* 7: 83-94
- BOHNER, A., FRÖHNER, S.E., LEINWEBER, P., SCHINK, M. (2014): Rotschwingel-Straußgraswiesen im Naturpark Sölktaier (Steiermark, Österreich). – *Acta ZooBot Austria* 150/151: 157-174
- CHYTRÝ, M. (ed.) (2007): *Vegetace České republiky 1. Travinná a keříčková vegetace* (Vegetation of the Czech Republic 1. Grassland and heathland vegetation). – Academia, Praha
- DANIHELKA, J., CHRTEK, J., KAPLAN, Z. (2012): Checklist of vascular plants of the Czech Republic. – *Preslia* 84: 647-811
- FISCHER, M.A., OSWALD, K., ADLER, W. (2008): *Exkursionsflora für Österreich, Liechtenstein und Südtirol*. 3. Auflage. – Biologiezentrum der Oberösterreichischen Landesmuseen: Linz, 1391 pp.
- GILLI, G., GUTERMANN, W., BILLENSTEINER, A., NIKLFELD, H. (2019): Liste der Gefäßpflanzen Österreichs. Version 1.0 (4. Februar 2019). https://plantbiogeography.univie.ac.at/fileadmin/user_upload/p_plantbiogeography/documents/taxaliste_oe_v1.0.pdf
- GRULICH V. (1993): *Carex pediformis* - nun doch in Österreich. – Verhandlungen der zoologisch-botanischen Gesellschaft Österreich 130: 127-133
- NIKLFELD, H. (1999): Hrsg: Rote Listen gefährdeter Pflanzen Österreichs. – Grüne Reihe des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie Band 10, 292 pp.
- SCHMITZBERGER, I. & THURNER, B. (2009): Populationsmonitoring ausgewählter floristischer Besonderheiten im Nationalpark Thayatal. – Studie i.A. der Nationalparkverwaltung Thayatal. 90 pp.
- SCHMITZBERGER, I. & THURNER, B. (2012): Vegetationsökologisches Monitoring von waldfreien Habitaten im Nationalpark Thayatal - Erste Wiedererhebung. – Endbericht i.A. der Nationalparkverwaltung Thayatal. 215 pp. + 204 pp. Anhang.
- SCHMITZBERGER, I., THURNER, B., WILLNER, W. (2013): Untersuchungen ausgewählter Arten im Nationalpark Thayatal: Populationsmonitoring *Melica altissima* und *Stipa dasyphylla*. – Studie i.A. der Nationalparkverwaltung Thayatal. 106 pp. + Anhang
- SCHMITZBERGER, I., THURNER, B., WRBKA, T. (2010): *Melica altissima* und *Stipa dasyphylla* - Populationsmonitoring für zwei floristische Besonderheiten im Nationalpark Thayatal. – Wissenschaftliche Mitteilungen aus dem Niederösterreichischen Landesmuseum 21: 195-208
- SCHMITZBERGER, I., WRBKA, T., THURNER, B. (2005): Vegetationsökologisches Monitoring von waldfreien Habitaten im Nationalpark Thayatal – Endbericht. i.A. der Nationalparkverwaltung Thayatal. 140 pp.
- WILLNER, W. & GRABHERR, G. (2007): *Die Wälder und Gebüsche Österreichs: Ein Bestimmungswerk mit Tabellen* (in zwei Bänden). 1. Auflage. – Spektrum Akademischer Verlag: München, 608 pp.
- WRBKA, T. & ZMELIK, K. (2006): *Biodiversitätsforschung im Nationalpark Thayatal. Teilbereich Waldvegetation*. – CVL-Berichte. Universität Wien; Department für Naturschutzbiologie, Vegetations- und Landschaftsökologie, 132 pp.
- WRBKA, T., THURNER, B., SCHMITZBERGER, I. (2001a): Vegetationskundliche Untersuchung der Trockenstandorte im Nationalpark Thayatal. – i.A. der Nationalparkverwaltung Thayatal, 144 pp. + Anhang
- WRBKA, T., THURNER, B., SCHMITZBERGER, I. (2001b): Vegetationskundliche Untersuchung der Wiesen und Wiesenbrachen im Nationalpark Thayatal. – i.A. der Nationalparkverwaltung Thayatal. 156 pp.+ Anhang

Ingrid Schmitzberger (ingrid.schmitzberger@coopnatura.at),
Barbara Thurner (barbara.thurner@coopnatura.at)
coopNATURA, Kremstalstraße 77, 3500 Krems, Austria