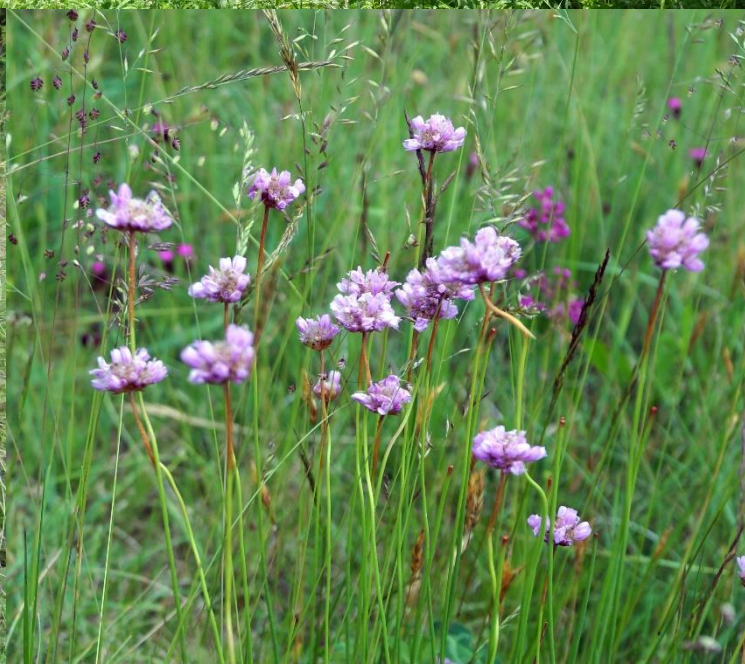
Populationsmonitoring besonderer Florenelemente im Nationalpark Thayatal

Endbericht



Im Auftrag der Nationalparkverwaltung

Krems an der Donau, 26.Jänner 2020

Nationalpark Thayatal

Mit Unterstützung von Bund und Europäischer Union

Bundesministerium Klimaschutz, Umwelt, Energie, Mobilität, Innovation und Technologie

LE 14-20

Europäischer Landwirtschaftsfonds für die Entwicklung des ländlichen Raums: Hier investiert Europa in die ländlichen Gebiete.

coopNATURA
BÜRO FÜR ÖKOLOGIE & NATURSCHUTZ

Auftraggeber:

Nationalpark Thayatal GmbH

Nationalparkhaus
A-2082 Hardegg

Ansprechpartner:

Mag. Christoph Milek

Auftragnehmer:

coopNATURA - Büro für Ökologie & Naturschutz, Pollheimer & Partner OG

Geschäftsstelle Krems: Kremstalstraße 77, 3500 Krems

office@coopnatura.at

www.coopnatura.at

Bearbeitung:

Mag. Ingrid Schmitzberger

Mag. Barbara Thurner

Krems, 26. Jänner 2021

Inhaltsverzeichnis

Kurzfassung 5

Summary 6

Der Auftrag 7

1. Einleitung 7

2. Methoden 9

2.1. Erhebung der Teilpopulationen 10

2.1.1. Anpassungen des Monitorings bei den neuen Arten 10

2.2. Aufnahme von Dauerflächen 11

2.2.1. Wiederauffinden 11

2.3. Vegetationsaufnahmen 11

2.4. Fotodokumentation 11

2.5. Datenverwaltung und Auswertung 12

3. Ergebnisse und Diskussion 13

3.1. Carex rhizina 13

3.1.1. Teilpopulationen 13

3.1.2. Merkmale und Unterscheidung 14

3.1.3. Begleitarten und Einnischung 15

3.1.4. Ausblick und Handlungbedarf 15

3.2. Armeria arenaria 16

3.2.1. Teilpopulationen 16

3.2.2. Vegetationsentwicklung in den Dauerflächen mit Armeria 18

3.2.3. Zusammenfassende Betrachtung 21

3.2.4. Florenstatus 22

3.2.5. Management 22

3.2.6. Vorschlag für weiteres Monitoring 23

3.2.7. Exkurs Armeria elongata 24

3.3. Stipa dasyphylla 25

3.3.1. Teilpopulationen 25

3.3.2. Vegetationsentwicklung in den Dauerflächen mit Stipa 29

3.3.3. Zusammenfassung 33

3.3.4. Management-Empfehlung für *Stipa* 34

3.4. Melica altissima 35

3.4.1. Teilpopulationen 35
3.4.2. Vegetationsentwicklung in den Aufnahmeflächen 40
3.4.3. Vegetationsentwicklung in der Dauerfäche P11 43
3.4.4. Zusammenfassung 44
3.4.5. Management-Empfehlungen für Melica 46
4. Literatur 47
Anhangband.....48
Anhang A Artenlisten 48
Anhang B Listen 48
Anhang C Skizzen von Teilpopulationen und Aufnahmen 48
Anhang D Fotodokumentation der Dauerflächen 48

Häufig verwendete Abkürzungen

BBQ	(Artmächtigkeit nach) Braun-Blanquet
Cx	Carex
LF	Lebensform (nach Raunkiaer)
rud.	ruderalisiert
ST	Stipa dasyphylla
Strat	Ökologischer Strategietyp
TP	Teilpopulation
TR	Trockenrasen
WS	Wildschwein
ZA	Zielart

Kurzfassung

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 von GRULICH (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 9 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 dasphylla*** 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 sehr wohl nötig ist. Allerdings sind mittlerweile innerhalb der Zäunung einige Gehölze aufgekommen, sodass eine Entbuschung angezeigt ist. Im nicht gezäunten, 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.

Summary

The Thayatal National Park is habitat of some very rare plant species, including even some that only occur here at this 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 detected at the localities first published by GRULICH (1993) and located in five sub-areas of several hundred to 4000 m². The sites are light hornbeam forests with grassy, dense undergrowth.

At the known site of ***Armeria arenaria***, the "Unteren Bärenmühlwiese", the population was delineated in 9 sections, in which a total of 525 *Armeri*a 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 outside. This is partly because the meadow is repeatedly affected by heavy wild boar burrowing. At present, however, the overall population of *A. arenaria* does not seem to be threatened by this.

The population of ***Stipa dasphylla*** as a whole is unthreatened. A large part of the main-population of *Stipa dasphylla* 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 it, slight increase in scrub encroachment as well as death of woody plants. The main population of *M. altissima* was also fenced to secure the stand. It 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.

Der Auftrag

Am 10. Juli 2019 wurde coop*NATURA* von der Nationalpark Thayatal GmbH aufgrund des Angebots vom 17. Juni mit der Umsetzung des Projekts **„Populationsmonitoring besonderer Florenelemente im Nationalpark Thayatal“** im Rahmen des Projekts „Naturraum Nationalpark Thayatal 2020+. Neue Impulse für Forschung, Monitoring und Management“ beauftragt.

Für folgende vier besondere Pflanzenarten wurde gemäß Ausschreibung vom 5. Juni 2019 und Angebot vom 17. Juni 2019 ein Populationsmonitoring umgesetzt, bei dem neben der Beobachtung der allgemeinen Entwicklung der Bestände auch die Auswirkungen der bisher getroffenen Pflegemaßnahmen beurteilt wurden, sowie Vorschläge für deren Anpassung ausgearbeitet wurden.

Für die beiden erstgenannten Arten ist dies der dritte Monitoring-Zyklus, zwei weitere Arten wurden erstmals im Sinne eines Populationsmonitorings behandelt:

Das Hohe Perlgras (*Melica altissima*)

Das Weichhaarige Federgras (*Stipa dasyphylla*)

Die Dickwurzel-Segge (*Carex rhizina vls. pediformis*)

Die Wegerich-Grasnelke (*Armeria arenaria*)

1. 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 (NIKLFELD 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): 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 können. 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.

Ein hierarchisches Monitoringsystem wurde 2008 konstruiert, um einerseits die Populationen zu beobachten und Veränderungen zu erkennen, andererseits den Einfluss der wildökologischen Störung abzuschätzen und Notwendigkeit und Wirksamkeit der gesetzten Managementmaßnahmen zu beurteilen. Gegebenenfalls werden Empfehlungen zu deren Anpassung formuliert.

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

Armeria arenaria

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 Laubblattrand 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 dem einzigen bekannten Standort im Nationalpark, der Wendlwiese, wurden ebenfalls überprüft.

Carex rhizina

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 1993 wies GRULICH 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

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, allerdings 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

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 (NIKLFELD 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.

2. Methoden

Für *Stipa dasyphylla* und *Melica altissima* wurde das 2008 implementierte und 2013 wiederholte Monitoringprogramm (SCHMITZBERGER & THURNER 2009) in verkürzter Art wiederholt, für *Armeria arenaria* und *Carex rhizina* in gleicher Art neu angelegt. Die Erhebungen fanden für *Carex rhinzina* und *Armeria arenaria* am 8. und 9. Juni, für *Stipa dasyphylla* und *Melica altissma* am 22. und 23. Juni 2020 statt.

Bei der Einrichtung des Populationsmonitorings 2008 wurde ein Monitoringsystem auf 3 Ebenen im Sinne eines hierarchischen Monitorings (TRAXLER, 1997) entwickelt. Es ist in Tabelle 2-1 überblicksmäßig zusammengefasst, unter Angabe der Jahre, in denen die einzelnen Aspekte bisher erfasst wurden. In allen Hierarchiestufen wurde die Zielart erfasst, daneben auch Begleitarten und ausgewählte Umweltfaktoren.
In der gegenständlichen zweiten Wiedererhebung wurden die Aufnahmen der obersten beiden Ebenen (Population, Vergesellschaftung) mit methodischen Anpassungen wiederholt.

Tabelle 2-1: Zusammenfassung der methodischen Ansätze des hierarchischen Populationsmonitorings. S… Stipa dasyphylla, M… Melica altissima, A… Armeria arenaria. C… Carex rhizina; BBQ…Artmächtigkeits- bzw. Deckungsskala nach BRAUN-BLAUNQUET.

<table>
<tr><th></th><th>Erhebungsebene</th><th>Zielart</th><th>Begleitarten</th><th>Standort faktoren</th></tr>
<tr><td rowspan="2">2008, 2013, 2020</td><td>Gesamtpopulation</td><td colspan="3">selektive Kartierung Teilpopulationen</td></tr>
<tr><td>S Frauenhaarberg
M Umlaufberg - Kuppenbereich</td><td rowspan="2">Kartierung & Verortung aller Teilpopulationen</td><td rowspan="2">5 wichtigste Begleitarten</td><td rowspan="2">Gehölz-Nachbarschaft , Substrat, Wühlung, Dichte (BBQ) und Verteilung</td></tr>
<tr><td>2020</td><td>A Untere Bärenmühle</td></tr>
<tr><td>2020</td><td>C Fugnitztal</td><td></td><td></td></tr>
<tr><td rowspan="2">2008, 2013, 2020</td><td>Vergesellschaftung</td><td colspan="2" rowspan="3">vollständige Artenliste

Abundanz nach BBQ (fein)</td><td rowspan="3">Offenboden
Tote Biomasse
(%)</td></tr>
<tr><td>S 2 Permanent Plots, 5. Wiedererhebung
2 Plotaufnahmen auf Transekt-Abschnitten 3. „Wiedererhebung“</td></tr>
<tr><td>2008, 2013, 2020</td><td>M 9 Vegetationsaufnahmen BBQ 2. Wiedererhebung /
1 Permanent Plot, 4. Wiedererhebung</td></tr>
<tr><td>2020</td><td>A 2 Permanent Plots, 3. Wiedererhebung</td><td colspan="3"></td></tr>
<tr><td>2008, 2013</td><td>Detailuntersuchung 2020 nicht durchgeführt</td><td colspan="3">Linien-Punkt-Taxierung entlang von Mikrotransekten (Probepunkte an Leitertransekten)</td></tr>
</table>

2.1. 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.

Als Fläche einer Teilpopulation wurden die Bestände von *Melica* bzw. *Stipa* inkl. eines Umkreises von 0,5m definiert. Auf diese Fläche beziehen sich alle Angaben im Formblatt. Als Mindestabstand zwischen 2 Teilpopulationen gilt ein Abstand von 3m.

Die Erhebung einer Teilpopulation umfasste ihre Beschreibung, wenn nötig Erstellung einer Lageskizze, Abschätzung der Abundanz der Zielart sowie einzelner Standortsparameter. Außerdem wurden die fünf - subjektiv eingeschätzt - wichtigsten Begleitarten notiert. Dabei kann es sich entweder um die häufigsten, um sehr auffallende, oder um zartere, aber regelmäßig im Bestand dieser Teilpopulation auftretende Arten handeln. Die Fotodokumentation mit einem oder mehreren Bildern rundet die beschreibende Erfassung ab.

Die Größe der Teilpopulation wurde in einer logarithmischen Skala (<1m², 1-10m², 11-100m², >100m²") erfasst und, besonders bei sehr kleinen Teilpopulationen, auch in Quadratmeter geschätzt.

Die Abundanz der Zielart selbst, sowie einige ökologische Zusatzparameter wurden in Braun-Blanquet-Klassen (7-teilig) angegeben, sowie ihre räumliche Verteilung in der Teilpopulation angegeben (zstr: regelmäßig zerstreut, d: dicht, l: lokal, e: vereinzelt, r: randlich).

Die Größe der Teilpopulation wurde in einer logarithmischen Skala (<1m², 1-10m², 11-100m², >100m²") erfasst und, besonders bei sehr kleinen Teilpopulationen, auch in Quadratmeter geschätzt.

Tabelle 2-2: Kriterien der Artmächtigkeitsschätzung nach BRAUN-BLANQUET (1964).

	ABUNDANZ	bei **DECKUNG** (%)
r	rar; 1 oder wenige Individuen oder Triebe	
+	spärlich; 2-5 Individuen oder Triebe	< 1
1	reichlich; 6-50 Individuen oder Triebe	1-< 5
2	sehr reichlich, >50 Individuen oder Triebe	5-25
3		25-50
4		50-75
5		75-100

Ökologische Zusatzparameter waren:

- Offener Boden
- Gehölze (in der Teilpopulations-Fläche/randlich/überschirmend)
- Gestein (anstehender Fels/bewegtes Gestein)

2.1.1. Anpassungen des Monitorings bei den neuen Arten

Im Fall von *Carex rhizina* ging es zunächst darum, die Art im Gebiet tatsächlich aufzufinden. Ausgehend von einer Analyse der in GRULICH (2013) beschriebenen Fundorte im Fugnitztal wurde das entsprechende Gebiet gezielt abgesucht und dabei versucht, die erwähnten Standorte wiederzufinden.

In der an sich bekannten Population von *Armeria arenaria* auf der Unteren Bärenmühle wurden erstmals Teilbereiche systematisch abgegrenzt und mit Hilfe eines GPS möglichst genau verortet. Ein Abstand von 3-6m zwischen einzelnen Exemplaren wurde als Abgrenzungskriterium gewählt, wobei auch die Dichte bzw. der Bestandescharakter berücksichtigt wurden.

Es wurden jeweils „Rosettengruppen" gezählt, da die Unterscheidung von Einzelindividuen nicht praktikabel schien, und die Vitalität als Anzahl Blütentriebe pro Gruppe festgehalten.

Außerdem wurde *Armeria elongata*, die 1986 auf der Wendlwiese belegt wurde, nachgesucht.

2.2. 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* gibt es zwei Dauerflächen, die nunmehr bereits zum 5. Mal aufgenommen wurden, bei *Melica* eine. Zwei Dauerflächen aus dem Wiesenmonitoring enthalten *Armeria arenaria*, daher konnten sie ins Populationsmonitoring integriert werden. Nach 2003 und 2010 ist die Erhebung im Rahmen dieser Studie der dritte Zyklus.

Diese mit Stahlrohren im Boden vermarkten Dauerflächen (Plots) von 2x2 m wurden mit Hilfe eines Metallsuchgeräts gesucht und die darin vorkommenden Pflanzenarten durch eine 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 Montioringschritte wurden zum Vergleich auf diese Skala umgerechnet.

Da bei *Stipa* außerhalb der Zäunung keine Dauerflächen existieren, jedoch Leitertransekte (SCHMITZBERGER & THURNER 2009), wurden in diesen 2 x 2 m große Abschnitte mit *Stipa dasyphylla* ausgewählt und dort analoge Vegetationsaufnahmen erstellt (**Aufnahmenummern PT8, PT9**). Für den Zeitvergleich wurden die in diesen Bereichen 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 (vgl. Tabelle 3-11) legt aber nahe, dass die 21 Probepunkte das Artenspektrum gut abdeckten.

2.2.1. Wiederauffinden

Eine grobe Annäherung bieten die GPS-Koordinaten. Sofern vorhanden, sind Lageskizzen mit Einmessungen von prominenten Punkten hilfreich. Zum konkreten Auffinden der Eckpunkte wurde ein **Metallsuchgerät,** ein Magnetometer (sebaKMT VM-880) verwendet. Dieses schlägt bei einer Annäherung auf ca. 0,5m zum Stahlrohr an.

2.3. Vegetationsaufnahmen

In der *Melica*-Population gibt es 9 verortete, herkömmliche Vegetationsaufnahmen nach BRAUN-BLANQUET, die nunmehr zum 3. Mal wiederholt wurden.

2.4. Fotodokumentation

Alle **Teilpopulationen** wurden durch mehrere Fotos auch bildlich dokumentiert. Ebenso wurden die **Vegetationsaufnahmen** von *Melica* meist durch mehrere Fotos dokumentiert. Die Fotos werden sprechend benannt und digital zu Verfügung gestellt.

Die **Dauerflächen** wurden systematisch in vergleichbarer Weise wie bei früheren Monitoringdurchgängen fotografiert: eine Gesamtaufnahme (sofern möglich von unten), sowie gesondert die einzelnen Viertel (früher: Subplots). Die beiden oberen (= SP 1 und SP2) von oben, die beiden unteren Viertel (= SP3 und SP 4) von unten.

Diese Fotos sind im Anhang zum Bericht im Fotovergleich mit den entsprechenden Fotos der früheren Monitoringdurchgängen abgebildet.

2.5. Datenverwaltung und Auswertung

Sämtliche Daten wurden in **Access-Datenbanken** abgelegt. Die Informationen zu den Teilpopulationen sowie die Vegetationsaufnahmen bei *Melica* finden sich in **Artenmonitoring_2020.mdb.**

Da die Dauerflächen ursprünglich im Rahmen des Vegetationsmonitorings angelegt wurden, werden diese auch weiterhin in der entsprechenden Datenbank **DATATHAYA2020.mdb** eingegeben und verwaltet.

Die Abgrenzungen der Teilpopulationen wurden im **GIS** (ArcMap10.2) digitalisiert bzw. wenn nötig die vorhandenen Abgrenzungen verändert. Sie liegen als shapefile vor.

In den Bereichen, wo bereits mehrere Monitoringzyklen stattgefunden haben, lag ein großes Gewicht bei der Auswertung im **Jahresvergleich** der einzelnen Teilpopulation sowie der einzelnen Dauerfläche. Natürlich wurden auch Vergleiche zwischen den einzelnen Teilpopulationen bzw. Dauerflächen angestellt. Folgende Datenquellen standen für diese Vergleiche zur Verfügung:

Ebene der Teilpopulation: Beschreibung, Vegetationskomplex-Kartierung mit Ansprache der Vegetationstypen bzw. Schätzung von deren Anteilen in %.

Ebene der Dauerflächen: Beschreibung, Vegetationsaufnahmen, Vegetationsstruktur, Foto-Vergleich.

Bei der Auswertung der Vegetationsaufnahmen bzw. Dauerflächen wurden insbesondere die Veränderung der Abundanzen bestandesbildender Arten, von Arten mit besonders starken Veränderungen, verschwundener und neu hinzugekommener Arten, sowie von Rote Liste-Arten beachtet.

3. Ergebnisse und Diskussion

3.1. Carex rhizina

3.1.1. Teilpopulationen

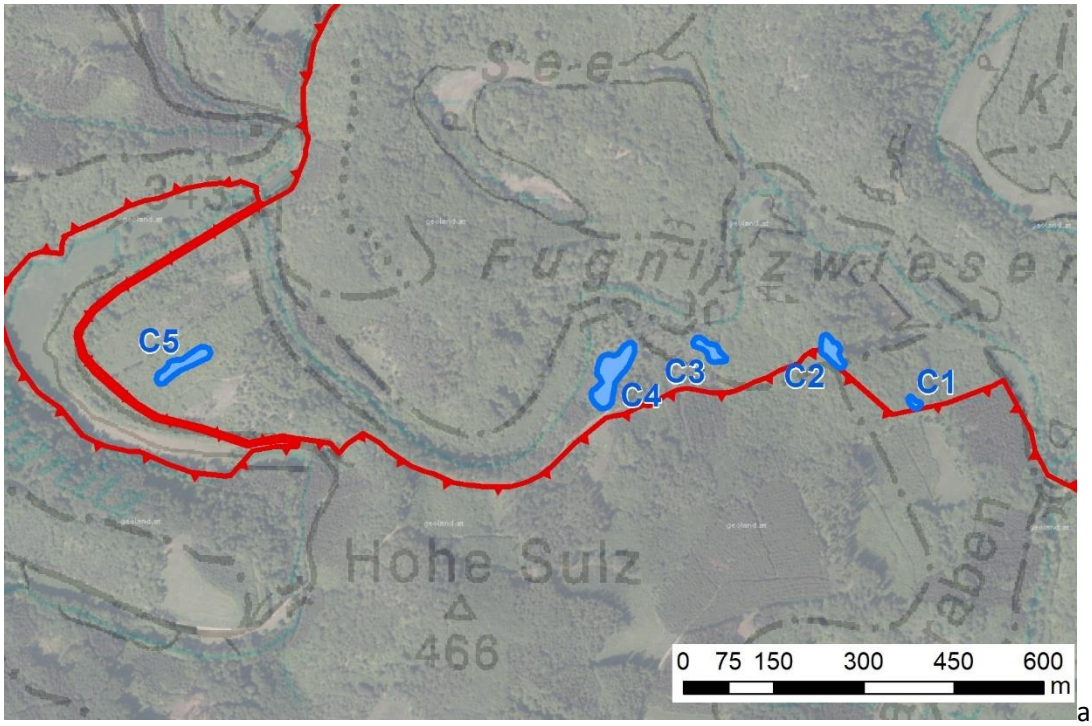


Abbildung 3-1: Vorkommen von *Carex rhizina* südlich der Fugnitz.

Carex rhizina wurde an fünf Stellen in den von GRULICH (1993) angegebenen Waldbereichen wiedergefunden. Innerhalb von einigen hundert bis 4000 m² großen Flächen wurden im Abstand von einigen Metern oft hexenringartige Horstgruppen aufgefunden. 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.

4 der 5 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 2 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).

Tabelle 3-1: Beschreibung der Teilpopulationen von *Carex rhizina*.

TP	Größe m²	Beschreibung
C1	250	kleine Teilpopulation in Kuppenlage aus 4 Horsten innerhalb eines Bereichs von ca. 250 m²
C2	1200	Bereich in Kuppenlage nahe der NP-Grenze mit zerstreutem Vorkommen von C. rhizina, ca. 20 Horst-Gruppen innerhalb ca. 1000m². Auch C. digitata kommt in dem Bereich vor. Hainbuchenwald, laut apnV-Karte Galio odorati-Fageum (ehem. Carici pilosae-Fagetum)
C3	1050	Ca. 25 Horst-Gruppen im Abstand von 1 bis wenigen Metern in einem Bereich von ca. 1000m² auf ca. 350m Seehöhe; unter Buchen und Hainbuchen, sowie Kornellkirschen in relativ dichter Krautschicht mit typischen Edellaubwald-Arten. Es kommt auch Cx digitata vor. Der Bereich liegt laut Karte der pot. nat. Vegetation überwiegend im Melampyri-nemorosi Carpinetum (nunmehr Galio sylvatici-Carpinetum); Geologie: Marmor
C4	3700	Ca. 25 Horst-Gruppen in einem Bereich von ca. 3-4000m² auf ca. 350m Seehöhe; eher lichterer Wald mit Buchen und Hainbuchen mit relativ dichter, grasreicher Krautschicht mit typischen Edellaubwald-Arten. Es kommt auch Cx digitata vor. Der Bereich liegt laut Karte der pot. nat. Vegetation Übergang von (nunmehr) Galio sylvatici-Carpinetum zu Galio-odorati-Fagetum.
C5	1900	Einige kleinere Carex rhinzina-Horste (7) in mäßig altem, eher lichten Hainbuchenwald auf sehr sanft geneigtem Rücken innerhalb der Rosenthal-Fugnitzschlinge in einem Bereich von etwa 2000m². Die Krautschicht ist sehr dicht, von Carex pilosa dominiert (darin können weiter zarte C. rhinzina-Horste leicht übersehen werden). Einer der Horste etwas im NO abgesetzt; pnV: Galio-sylvatici-Carpinetum, Geologie: Bittescher Gneis)

3.1.2. Merkmale und Unterscheidung

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 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 werden. Zudem sind die Blätter von *C. rhizina* etwas schmäler als die von *C. digitata* und weisen heller gefärbte Blattscheiden auf.

Abbildung 3-2: Horste von Carex rhinzina im Bestand; typische Wuchsform mit kurzen Ausläufern und kurzem, zentral entspringendem Blütenstand.

3.1.3. Begleitarten und Einnischung

Als Nische von *Carex rhizina* im NP Thayatal können lichte Hainbuchenwälder mit grasreichem, dichtem Unterwuchs identifiziert werden. Sie kommt in 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-Fagetea bzw. Fagetalia besonders stark vertreten (vgl. Tabelle 3-2), einige (*Asarum europaeum, Carex pilosa)* gelten als Kennarten des Galio-sylvatici-Carpinetums, bzw. des Carpinion, während Charakterarten der Buchenwälder nicht notiert wurden.

Die auffälligsten Begleitarten der Krautschicht werden in Tabelle 3-2 vorgestellt.

Tabelle 3-2: Häufige Begleitarten von *Carex rhizina* in den Teilpopulationen mit ihrer pflanzensozioloische Stellung.

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

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 *Gali-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. rhinzina* aber nicht gefunden.

3.1.4. Ausblick und Handlungbedarf

Bei dieser Arbeit konzentrierten wir uns darauf, *Carex rhinzina* primär in den von GRULICH (1993) erwähnten Bereichen zu bestätigen und zu verorten. Der Projektplan sah vor, dafür einen Tag einzusetzen. Noch offen ist, ob darüber hinaus weitere Vorkommen vorhanden sind. Dies wäre ein relativ aufwändiges Unterfangen, das das engmaschige Abgehen weitläufiger, teils steiler Waldhänge beinhalten würde. Dies müsste unbedingt ungefähr zu ihrer Blütezeit von Mai bis ca. Mitte Juni geschehen, um die sichere Unterscheidung von der häufigen *Carex digitata* zu gewährleisten.

Für ihren 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.

3.2. Armeria arenaria

3.2.1. Teilpopulationen

Weitere Zielart- und Standortsparameter für die Teilpopulationen sind dem **Anhang B1** zu entnehmen.

Tabelle 3-3: Beschreibung der Teilpopulationen.

TP_NR	Beschreibung	Größe	Anzahl Gruppen
A1	Ca. 3 m breite Zone entlang der Parzellengrenze auf der wenig höher liegenden östlichen Parzelle mit ca. 40 Armeria-Gruppen mit je zw. wenigen bis ca. 20 Blühtrieben in Abständen von <1 bis max. 5m, im Zentrum schöne Schwingel-Trespenwiese, randlich in Flaumhaferwiese übergehend; es schließen teils massive Wildschwein-Störungen an (nur 1 Armeria-Gruppe noch im gestörten Bereich).	150 m²	40
A2	An der Parzellengrenze auf einem ehemaligen Wiesenwegs (auf der tiefer liegenden Seite) kommt Armeria in größerer Dichte vor, die einzelnen Gruppen mit wenigen bis 25(+) Blühtrieben sind oft nur 1- wenige dm voneinander entfernt, sodass der Eindruck eines "Armeria-Meeres" entsteht; schmächtigere Gruppen bis Einzelrosetten reichen teils noch 3, 4m in die angrenzende Wiese hinein.	200 m²	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 enthalten, in größerer Dichte liegen solche in der Wiese daneben, wo keine Armeria mehr vorkommt; Flaumhafer-Schwingel-Trespenwiese.	200 m²	40
A4	Ca. 10 m nördlich A3, 17 sehr locker in d. Trespen-Flaumhaferwiese eingestreute eher kleine Gruppen mit meist je unter 10 Blühtrieben.	200 m²	17
A5	3 kleine Einzelgruppen im Abstand von 2-7 m in etwas höher wüchsigen Wiese besteht, Einzelgruppen mit 9, 8 und 2 Blühtrieben.	25 m²	3
A6	1 einzelne kleine Armeria-Gruppe aus 5 Rosetten, 7 Blühtrieben; kleinere Offenstellen in der Umgebung, gleich daneben Richtung Terrassenkante (O) wird Wiesenbestand mesophiler; Bestand: Flaumhaferwiese mit etwas Trespe.	1 m²	1
A7	Sehr locker eingestreute, kleine Grüppchen in eher wüchsigen Wiese (13 Gruppen mit zwischen 1 und 15 Blühtrieben.	120 m²	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.	1100 m²	300
A9	3 kleine Rosettengruppen mit 2-5 Blühtrieben in ca. 6 m Abstand.	50 m²	3

Im zentralen Bereich der Unteren Bärenmühle konnten innerhalb einer Gesamtfläche von ca. 6000 m² insgesamt 9 Bereiche mit unterschiedlich dichtem Vorkommen von *Armeria arenaria* abgegrenzt werden, in denen insgesamt 525 *Armeria*-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).

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.

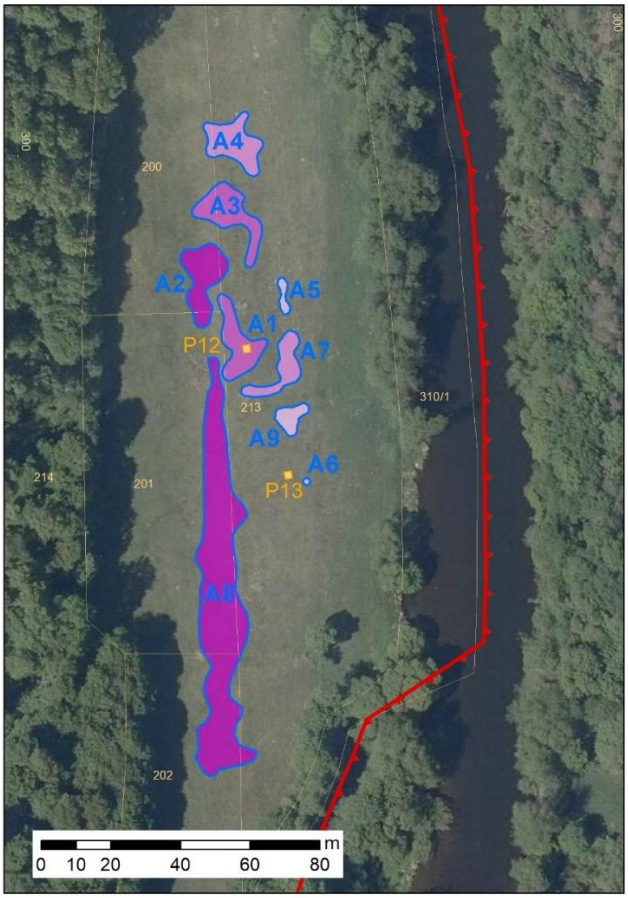


Abbildung 3-3: Vorkommen von *Armeria arenaria* auf der Unteren Bärenmühle. Teilpopulationen blau, Menge *Armeria* in Lilatönen (je dünkler desto dichter), Dauerflächen orange, Parzellen gelb, NP-Grenze rot.

Abbildung 3-4: Bestand mit dichtem Vorkommen von *Armeria arenaria* auf der Unteren Bärenmühle, Teilpopulation A2.

Die häufigsten Begleitarten sind typische Arten der trockenen Wiesen bzw. der Halbtrockenrasen (Tabelle 3-4).

Tabelle 3-4: Typische Begleitarten in den Armeria-Teilpopulationen mit ihrer Häufigkeit.

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

3.2.2. Vegetationsentwicklung in den Dauerflächen mit Armeria

Die gesamte Artenliste mit den Abundanzen der Arten im Jahresvergleich kann in **Anhang A1** eingesehen werden. Tabelle 3-5 bringt einen Auszug der aussagekräftigsten Arten.

Tabelle 3-5: Beschreibung der Dauerflächen mit Armeria über die Monitoring-Jahre.

Plot	Jahr	Datum	Beschreibung
P12	2003	11-Jun-03	Rotstraußgrasreiche Trespenwiese mit diversen Schwingelarten und Armeria; Violion-Arten
P12	2010	17-Jun-10	Schwingelreiche Trespenwiese mit wenig Armeria; Violion-Arten; eher üppig mit viel toter Biomasse
P12	2020	08-Jun-20	Schwingelreiche Trespenwiese, stark gestört, offen, viel Echium, nur NW-Viertel ist nicht gestört, dafür mit etwas Biomasseansammlung. Blütenarm, Armeria fehlt, aber direkt anschließend (W) schöner Bestand in schwingelreicher Trespenwiese mit viel Karthäusernelke, Salbei
P13	2003	11-Jun-03	Rotstraußgrasreiche Trespenwiese; viel Schwingel; artenreicher Bestand mit Wildschweinstörung
P13	2010	17-Jun-10	Trespenwiese; ehem. Wildschweinstörung nicht mehr kenntlich (dafür Maulwurfshügel); SP1 und 2 mit Biomasseauflage (Fünftelbrache 2009 - Skizze dazu auf Feldbogen), wenige Lichtzeiger; andere Hälfte eher niedrig und kräuterreicher
P13	2020	08-Jun-20	Trespenwiese, ehem. Wildschweinstörung nicht mehr kenntlich, wenige Lichtzeiger; einige hochwertige Arten, darunter Armeria, nicht mehr zu finden, etwas Biomasseauflage (mehr in Nordhälfte), ev. tlw. nur gemulcht?

Zielartvorkommen

Armeria arenaria wurde 2003 in beiden Dauerflächen in 2 Vierteln in geringen Deckungen gefunden, in P12 bereits 2010 nur noch in einem Viertel, dabei betrug die Deckung jeweils zwischen 3 und 5 %. In P13 bleib sie in 2 Vierteln mit Deckungen bis 1 % in beiden Jahren stabil. 2020 allerdings wurde sie in beiden Dauerflächen nicht mehr gefunden; P12 war nun stark von Wildschweinstörungen betroffen. *Armeria arenaria* war allerdings direkt anschließend im ungestörten Bestand gut vertreten.

Artenzahl

Die beiden Dauerflächen in der Trespenwiese mit *Armeria* nahmen zwischen 2003 und 2010 eine positive Entwicklung mit Steigerung sowohl der Gesamtartenzahl, als auch der Anzahl Rote-Liste Arten, diese Entwicklung wurde bis 2020 wieder zurückgenommen (Tabelle 3-6). Auf Ebene der Rote Liste Arten waren fast alle, die 2020 nicht mehr gefunden werden konnten vorher nur geringstmächtig vertreten gewesen, mit Ausnahme von *Carlina acaulis* in P12 und *Prunella grandiflora* in P13 (Deckung 1a).

Etwas relativiert wird der Artenverlust bei genauerer Betrachtung, sind doch 5 (P12) bzw. 4 (P13) Gehölzarten im Keimlingsstadium darunter, die nicht typischer Teil eines Wiesenbestandes sind.

Auch bei anderen Dauerflächen auf Wiesen wurden solche Muster festgestellt (SCHMITZBERGER et al 2012). Eine Erklärung liegt in den unterschiedlichen Witterungsbedingungen der Erhebungsjahre: Der erste Durchgang fand 2003 in einem trockenen Jahr statt, der zweite im sehr feuchten Jahr 2010 nach einem außergewöhnlich schneereichen Winter. Als Folge konnten 2010 signifikant höhere Artenzahlen festgestellt werden (SCHMITZBERGER et al 2012), zahlreiche zarte Arten, v.a. Einjährige konnten sich unter diesen Bedingungen gut entwickeln. Die Artenzahlen im Jahr 2020 nach einem sehr trockenen Frühjahr liegen wieder auf dem Niveau des trockenen Jahrs 2003, wo diese Arten sich entweder gar nicht entwickeln konnten oder zum Erhebungszeitpunkt bereits wieder vertrocknet waren.

Tabelle 3-6: Artenzahl und Anzahl Rote-Liste Arten im Vergleich. RL Ö… Arten der Roten Liste Österreichs RL 1-3… Arten der Roten Liste Österreichs ohne regional gefährdete (Stufe 1-3).

Plot	Jahr	n Arten	n RL Ö	n RL 1-3
P12V	2003	38	10	4
P12V	2010	47	13	4
P12V	2020	36	11	3
P13V	2003	48	13	4
P13V	2010	54	18	7
P13V	2020	45	12	3

Veränderungen in der Artenzusammensetzung

In Plot 12, 2020 stark von Wühl-Störung betroffen, zeigt sich die dadurch hervorgerufene Ruderalisierung einzig im massiven Auftreten von *Echium vulgare* (3a); Therophyten treten nicht verstärkt auf.

Während zwischen 2003 und 2010 Arten der trocken-mageren Wiesen, etwa *Bromus erectus*, zugenommen haben bzw. hinzugetreten sind (*Rhinanthus minor*, *Pimpinella saxifraga*), hat in den letzten 10 Jahren mit dem Hinzutreten von *Avenula pubescens*, *Holcus lanatus* oder *Trifolium pratense* eine Entwicklung Richtung eines mesophileren Wiesentyps stattgefunden, allerdings ist mit *Trifolium montanum* auch wieder eine Art der Halbtrockenrasen hinzugekommen. Der zwischenzeitlich als Unternutzungszeiger aufgetretene Mittelklee *Trifolium medium* ist wieder zurückgegangen. Insgesamt ist aber ein großer Anteil des Artensets in beiden Dauerflächen stabil.

Plot 13, der ursprünglich Störung durch Wildschweinaktivität abgebildet hat, war bereits 2010 verheilt und nahm bis 2020 die Entwicklung einer gewissen Versaumung, im Artenset im Auftreten von *Brachypodium pinnatum* und strukturell in einer größeren Menge an Altstreu sichtbar. Ansonsten halten sich bei den beobachteten Artenverschiebungen gegenläufige Entwicklungen die Waage (Zunahme von Wiesenarten wie *Avenula pubescens*, *Holcus lanatus* oder *Plantago lanceolata*

einerseits und Trocken-Magerkeitszeiger, vertreten durch *Galium verum, Seseli annuum, Lychnis viscaria* andererseits).

Tabelle 3-7: Entwicklung der Bestände der Dauerflächen P12 und P13 mit *Armeria arenaria* (bedeutsamste 35 von 81 Arten ausgewählt). Arten mit ihrer Abundanz (BBQ, verfeinert).

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

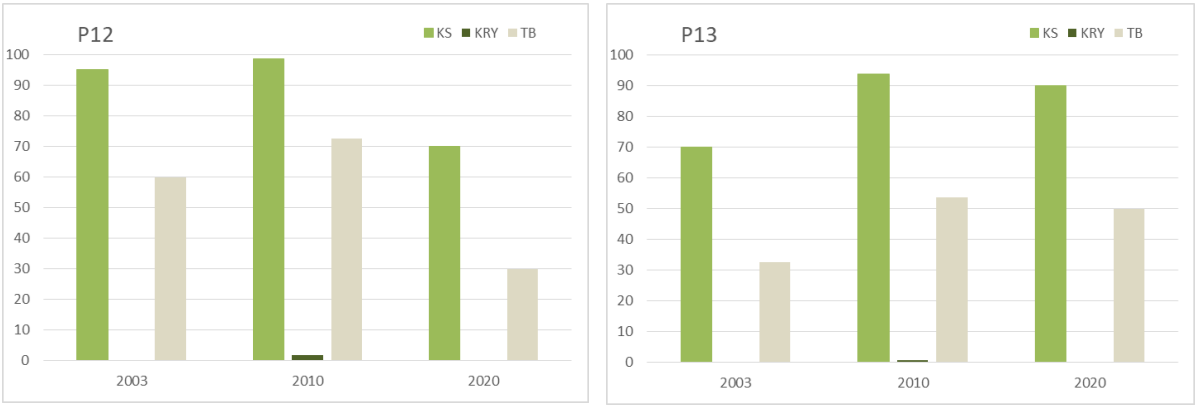


Abbildung 3-5: Vegetationsstruktur der Dauerflächen P12 und P13 im Jahresvergleich. KS Krautschicht, KRY Kryptogamenschicht, TB Tote Biomasse.

In der Vegetationsstruktur zeigt sich die Bestandesöffnung durch die Wildschweinstörung jetzt in P12, während in P13, der ursprünglich als Störungsfläche ausgewählt wurde, nunmehr eine typische Wiesenkrautschicht etabliert ist. Die erhöhte Biomasseauflage war bereits 2010 zu beobachten. 2020 ist in beiden Flächen eine vergleichsweise niedrige Krautschichthöhe festzustellen.

3.2.3. Zusammenfassende Betrachtung

In beiden Dauerflächen ist ein gutes Artenset der trockenen Wiesen mehr oder weniger stabil (Tabelle 3-7). 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)*.

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 2 Vierteln). 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 10 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.

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 Tresepenwiese, Flaumhafer-Trespenwiese oder rotstraußgrasreiche Trespenwiese bezeichnet

werden. BASSLER & KARRER (2015) charakterisieren sie treffend als Übergangsbestände zwischen basenarmen und basenreichen Halbtrockenrasen und einer trocken-mageren, artenreichen, Glatthaferwiese. Die beobachteten Veränderungen im Artenset der Dauerflächen können als Fluktuationen in diesem Spannungsfeld gewertet werden.

Laut BASSLER & KARRER (2015) liegt die Population im Übergangsbereich zwischen zwei Bodentypen: lehmigem Schluff im Osten und lehmigem Sand im Westen.

3.2.4. Florenstatus

Auffällig ist das besonders dichte Vorkommen entlang der Parzellengrenze, noch dazu entlang einer ehemals als Weg genutzten Struktur. Ergab die Befahrung (etwa durch größere Offenheit) begünstigende Standortsbedingungen, 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 sich herausstellte, dass es sich um ein vor Langem 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.

3.2.5. Management

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 muss aufgrund der durch sie verstärkten Versaumung und Nährstoffanreicherung im Bestand, wie bereits in früheren Studien (SCHMITZBERGER et al. 2005, 2012) ausgeführt, aufgegeben werden.

Auffällig ist, dass in der östlichen Parzelle, die von zwei verschiedenen Bewirtschaftern gemäht wird (N/S), im Südteil *Armeria* nur (noch?) vereinzelt vorkommt. Da aber derselbe Bewirtschafter neben dem (*Armeria*-armen) Südteil auch die gesamte trockenere westliche Parzelle (mit reichem *Armeria*-Bestand) erfolgreich bewirtschaftet, könnte es sich vielleicht um ein historisches Bewirtschaftungs-Erbe handeln.

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.

3.2.6. Vorschlag für weiteres Monitoring

Populationsdynamik

Die Dynamik innerhalb der Population ist unklar: Wie langlebig sind die Rosetten auf diesem Standort im NP Thayatal tatsächlich? Wie häufig kommt es zu Neuetablierungen?

Dazu wird die Einrichtung eigener Dauerflächen (**Dynamik-Plots**) vorgeschlagen, in denen zunächst in sehr kurzen Intervallen die Konstanz der einzelnen Rosettengruppen beobachtet wird. Dazu eignet sich neben dem Schätzen ihrer Deckung (nach der fein unterteilten BBQ-Skala oder in Prozent) das Erstellen genauer **Skizzen**, in denen die einzelnen Rosetten lage- und größengenau eingezeichnet werden. Sie sollen in dichten und mäßig dichten Bereichen angelegt werden, sowie an Randbereichen von Störzonen.

Als Beobachtungsintervall wird zunächst im Idealfall ein Abstand von 2 oder 3 Jahren vorgeschlagen. Ausgehend von den Ergebnissen des ersten Intervalls kann der zeitliche Abstand angepasst werden (für den Fall, dass sehr hohe Rosettenkonstanz festgestellt wird).

Auch diese Dauerflächen sollen wie die bestehenden 2 x 2 m umfassen und mit Stahlrohren vermarkt werden. Somit wird die Option eröffnet, sie eventuell ins Vegetationsmonitoring integrieren zu können. Für die Klärung der Populationsdynamik kann – sofern es aus Effizienzgründen angebracht erscheint - die Erfassung von Begleitarten unterbleiben.

Gesamtes Monitoringprogramm

Als problematisch erwies sich, dass in den ursprünglich aus dem Wiesenmonitoring stammenden Dauerflächen (P12, P13) 2020 keine *Armeria* mehr enthalten war. Eine unveränderte Wiederholung des Monitoringsprogramms wie 2020 erscheint daher nicht sinnvoll.

Dieses sollte - neben den oben erwähnten Dynamik-Plots - ergänzt werden durch die Neueinrichtung einer oder zwei neuer Dauerflächen in dichtem bzw. mäßig dichtem *Armeria*-Bestand. Dazu eignen sich die oben erwähnten Dynamik-Plots hervorragend. (Im Idealfall werden 2 davon doch bereits bei ihrer Anlage als Dynamik-Plots auch mit einer vollständigen Vegetationsaufnahme erhoben, sodass möglichst früh ein erster Datensatz des Artenbestandes vorliegt – noch ohne diesen auszuwerten).

Um die Konstanz des Monitorings zu gewährleisten, wird vorgeschlagen, die bestehenden Dauerflächen trotz Abwesenheit von *Armeria* im Jahr 2020 weiterhin zu erheben. Dabei werden standardmäßig auch die Begleitarten erfasst und der Bestand kann im Lichte der Witterung im Erhebungsjahr beurteilt werden.

Wichtiger erscheint allerdings die Ausweitung des Monitorings auf Flächen mit nennenswertem Vorkommen der Zielart. Sollten die Ressourcen nicht ausreichend sein, könnte auf die beiden Dauerflächen aus dem Wiesenmonitoring im Rahmen des Artenmonitorings entweder ganz verzichtet werden, oder nur in dem Fall, dass sie weiterhin keine *Armeria* enthalten[1].

Vorschlag:

- Anlegen von 2-4 Dauerflächen für Populationsdynamik (Dynamik-Plots) und Wiederholung nach 2-3 Jahren (z.B. Einrichtung 2022, Wiederholung 2025)
- Wiederholung des gesamten Monitoringprogramms nach 5 Jahren in erweiterter bzw. abgewandelter Form (2025)

[1] Dazu müssten diese Plots jedoch auch gesucht und eingerichtet werden, was mit ca. 20-30 min bereits ca. 1/3 des Zeitaufwandes ausmacht.

3.2.7. Exkurs Armeria elongata

Auf der Wendlwiese konnte *Armeria elongata* im August 2019 wiedergefunden werden. Diese war durch POKORNY-STRUDL 1986 belegt und auch in bei der Grundlagenstudie (WRBKA et al. 2001b) dokumentiert worden. Später wurde sie jedoch nicht wiedergefunden: Durch ihren wesentlich späteren Blühzeitpunkt (im Vergleich mit *Armeria arenaria*) blieb sie bei den Erhebungen des Wiesen-Monitorings im Frühsommer unentdeckt.

Dies gelang schließlich im August 2019, als *Armeria elongata* in **4 kleinen Teilpopulationen mit 1-8 kleinen Horsten** nachgewiesen werden konnte.

Abbildung 3-6: *Armeria elongata* auf der Wendlwiese, August 2019.

3.3. Stipa dasyphylla

3.3.1. Teilpopulationen

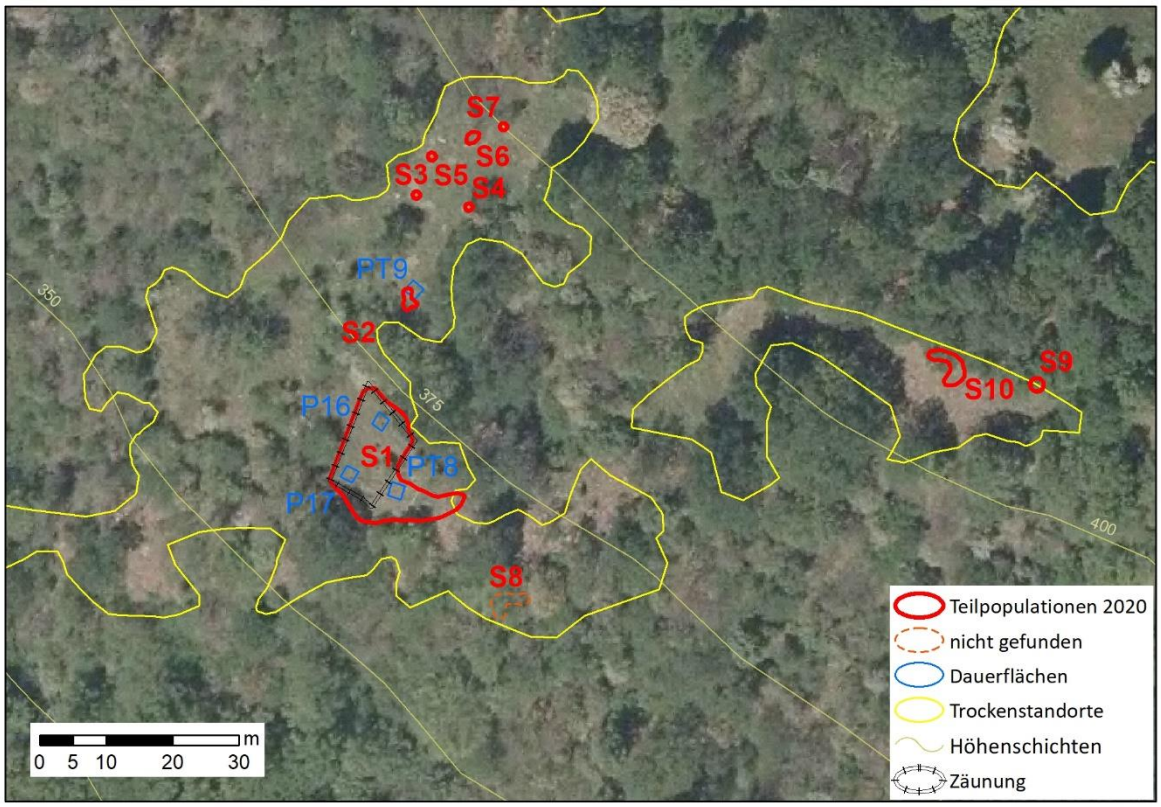


Abbildung 3-7: Lage und Verteilung der Teilpopulationen von Stipa dasyphylla am Frauenhaarberg.

Die Population von *Stipa dasphylla* am Frauenhaarberg besteht aus einer großen Hauptpopulation (ca. 200 m²), die zu etwa zwei Drittel innerhalb der 2006 errichteten Wildausschlusszäunung liegt, sowie 9 überwiegend sehr kleinen Teilpopulationen. Die Hauptpopulation S1 sowie die zweitgrößte S10 sind in einem sehr guten Zustand, S1 hat im Osten eine kleine Erweiterung erfahren, in S10 wurden innerhalb ähnlicher Ausdehnung 19 (statt 2013 15) Horste gefunden. Wie 2013 wurden 9 der insgesamt 10 Teilpopulationen wiedergefunden. Die südöstlich etwas abseitig gelegene S8 mit zuletzt 3 Horsten konnte nicht wiedergefunden 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. In der Menge der Zielart jedoch mit abnehmender Tendenz: In fünf Fällen enthielten sie 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 sind es nur noch 8 Horste. In S2, die 2013 auf 5 Horste zugenommen hatte, waren noch 3 Horste erhalten. Aus dem Vergleich der Skizzen kann entnommen werden, dass schon einzelne Neuetablierungen gelingen, doch insgesamt überwiegt, v.a. im Westen der Population, der Rückgang. Unter den erfassten Standortsparametern ist v.a. die deutliche Zunahme von offenem Boden in den Teilpopulationen S4-S6 auffallend.

In Tabelle 3-8 sind neben Werten zur Zielartmenge die erfassten Standortsparameter der Teilpopulationen über die Jahre aufgelistet. Diese charakterisieren im Wesentlichen die einzelnen Standorte, nennenswerte Veränderungen über die Jahre sind etwa dort abgebildet, wo sich auch die Ausdehnung einer Teilpopulation deutlich verändert hat. So in S4, die bereits 2013 stark reduziert, nur am Rand der Freifläche erhalten blieb und daher eine stärkere randliche Überschirmung aufweist. In S4-S6 ist eine verstärkte (zoogen bedingte) Bodenöffnung deutlich, dabei gelangen auch Steine in die Flächen (S6). In S2 war dies bereits 2013 der Fall.

Tabelle 3-8: Veränderungen der Zielart- und wichtigsten Standortsparameter der Teilpopulationen von *Stipa dasyphylla* im Verlauf der Monitoring-Jahre (Gesamtliste im Anhang B-2).

TP	*Jahr*	*Größe*	*Zielart*		*Offenboden*
			Anzahl	*Abundanz*	*Deckung*
	2008	*290 m²*	viele	2	1
	2013	200 m²	viele	2	1
S1	2020	200 m²	viele	2b	2
	2008	4 m²	2	1	
	2013	4 m²	5	2	**3**
S2	2020	4 m²	3	1	**2b**
	2008	2 m²	3	2	2
	2013	1m²	2	2	1
S3	2020	1m²	1	1b	
	2008	11 m²	8	2	1
	2013	1m²	1	2	1
S4	2020	1m²	1	1	**3**
	2008	1m²	1	2	1
	2013	1m²	1	3	
S5	2020	1m²	1	2b	**3**
	2008	2	2	2	2
	2013	1m²	2	2	1
S6	2020	1m²	1	1b	**4a**
	2008	1m²	1	2	2
	2013	0	0		
S7	2020	1m²	1	3a	2
	2008	5	3	2	3
	2013	12	3	2a	3
S8	2020	0	0		
	2008	3 m²	2	3	3
	2013	3 m²	2	2	4
S9	2020	3 m²	2	3	3
	2013	13	15	2b	2
S10	2020	15	19	2b	2b

Tabelle 3-9: Beschreibung der Teilpopulationen von *Stipa dasyphylla* im Jahresvergleich.

Jahr	TP	Größe	Beschreibung
2008	**S1**	290 m²	Stipa Hauptfläche: Freifläche oberhalb alter Eiche auf Felsen, Stipa-Bestand reicht bis unter Krone, etwa 2/3 des Bestandes eingezäunt, Stipa-Bestand sehr zerstreut, im Zaum auffallend mehr Blühaspekt als außen, ehem. verbissenen Gehölze leicht angetrieben, kl. Büsche außerhalb stark verbissen, manche treiben aber durch. 25 - 30 °, S-Exp
2013	**S1**	200 m²	Stipa-Hauptpopulaton, großteils (ca.2/3) eingezäunt, davon wird 1/3 pflegegemäht: dort sehr kleine Stipenhörstchen, wenig tote Biomasse; im Rest viel tote Biomasse, teils größere Horste, Gehölzaufkommen; außen tw. stark gestört (Wühlungen) und ruderalisiert; die Population ist an den Rändern zurückgegangen, kl. Gehölze außerhalb stark verbissen
2020	**S1**	200 m²	Hauptfläche der S.dasyphylla-Population, großteils (ca. 2/3) eingezäunt; Teilpop. im Ausmaß in etwa gleich, nur kleine Abweichungen: W der Zäunung ist sie außerhalb des Zauns nicht mehr zu finden (nur St. joannis); guter Zustand in der Zäunung, im Trockenrasenbestand wenig Unterschied zw. gepflegtem und ungepfl. Teil zu erkennen (bei Pflege2017 in Zäunung keine Mahd), aber Gehölze dort bereits 2,5m hoch (Birne, Liguster, Eiche, Weißdorn; gr. Rose an Zaun im N); auch östl. der Zäunung guter Bestand, aber auffällig offen
2008	**S2**	4 m²	sehr kleine Teilpopulation auf größerer Freifläche, mit kleinem verbissenem Weißdorn, TP-Fläche umrandet nur die beiden Horste, lückiger blütenreicher Bestand, Trockenrasen
2013	**S2**	4 m²	kleine Teilpopulation im Norden oben, unterhalb S4, nicht mehr im Kronschatten der Eiche, bestehend aus 4 mittelgroßen und 1 kl. Horst (ist um 3 Horste nach oben hin vergrößert), bunter, recht aufgetretener bzw. leicht gewühlter Trockenrasen mit etwas Steinen, sehr lockere Verteilung von Federgras; Hundszunge als auffälliger Ruderalisierungszeiger; 1 entbuschter od. verbissener, 10 cm niedriger Weißdorn ist in, ein weiterer gleich neben der TP.
2020	**S2**	4 m²	kleine TP an unterem Ende des Leitertransekts 9 am unteren Ostrand der oberen Freifl, gerade nicht mehr Kronenschatten der Eichen, nur mehr 3 (1 gr., 2 mittlere unten) Horste, Bestand sehr offen, verbissener Weißdorn östl. der oberen gr. Horste wird größer, offener staudenreicher Trockenrasen mit Melicen und Elymus his. (Versaumung)
2008	**S3**	2	sehr kleine Teilpopulation mit 1gr., 1 mittl. und einem sehr kleinen Horst,Trockenrasen, blütenreich, rundum nur andere Stipen, WS-Störungen nur sehr klein -- etwas Offenboden, nicht ruderalisiert,
2013	**S3**	1m²	TP mit einem großen und 1 mittleren Horst ca. 2m nördlich des Weißdorns in der Mitte der oberen Freifläche im bunten, etwas heterogenen Trockenrasen, Bestand leicht ruderalisiert (viel Hundszunge und Feldklee)
2020	**S3**	1m²	einzelner langblättriger Horst in hochwüchsigem versaumendem Gras-Staudensaum Bestand, etwas oberhalb stark gestört, noch einer von ehemals 3 später 2 Horsten
2008	**S4**	11 m²	TP mit sehr aufgelockerter Struktur: 2 größere, 6 tw. sehr kleine Horste in buntem Trockenrasen, stw. mit viel Quecke; auffallend: Stipa geht weit unter Kronschatten der Eiche; wenige Schlehen über 0,5 m; insgesamt lückiger etwas steiniger Bestand; daneben gleich Dachs- oder Fuchsbau (s. Skizze), auch andere Stipa-Art beigemischt; keine auffallende Ruderalisierung; Schätzuung: 20 m²
2013	**S4**	1m²	sehr kleine Teilpopulation (von ehem. 8 wurde nur noch 1 einzelner Horst gefunden), ca. 1,5, m von Rose (im 0) entfernt und randl. unter Kronschatten einer alten Eiche; junge Schlehe kommt auf, aber offener Trockenrasencharakter, von Wildschweinen aufgetreten, aber wenig Wühlungen in unmittelbarer Umgebung
2020	**S4**	1m²	noch 1 kl. Horst nahe an Gehölzrand neben Rose, an dieser Stelle versaumender Trr. mit viel Grau-Quecke, auch die verbissenen niedrigen Schlehen sind noch wie beschrieben da, noch näher an Gehölzrand noch 2 Horste Stipa joannis
2008	**S5**	1m²	Einzelner größerer Stipa-Horst etwa 2,5 - 3 m oberhalb von S3, in lückigen und bunten Trockenrasen eingebettet; etwas gewühlt an anstehendem Fels, sonst ungestört und ohne Rud., oberhalb noch weitere TP.
2013	**S5**	1m²	TP mit nur einem großen Horst 3m oberhalb S3 in buntem, geschlossenem Trockenrasen oberhalb von kleiner Felsstufe, unterhalb starke Wühlungen, aber nicht in unmittelbarer Nähe des Horstes
2020	**S5**	1m²	der einzelne große Horst ist noch erhalten, allerdings nicht über einer Felsstufe sondern über einem offenen Erdstreifen mit intensiver Wühltätigkeit (Fels weggewühlt?), oberhalb bunter staudenreicher Trockenrasen mit viel Phleum phleoides.
2008	**S6**	2	TP mit 2 eher kleineren Horsten etwa 0,5 m auseinander, Steinblöcke und Felsen, wenige m oberhalb von S5; lückiger, nicht rud. TR ohne größere Wühlungen, rundum nur andere Stipen, 1 sehr kleine Schlehe
2013	**S6**	1m²	kleine Teilpopulation mit einem mittleren und einem kleinen Horst unterhalb der N gelegenen Felsen in wenig betretenem geschlossenen, kaum ruderalisiertem Trockenrasen (wenig Hundszunge); in der Umgebung einige größere Stipa joannis-Horste
2020	**S6**	1m²	kleiner *S.dasyphylla*-Horst an der Oberkante eines Erdabrutsches (durch Wühlung?), unterhalb stark offen und gestört, direkt oberhalb schöner staudenreicher Trr., geringe Verbuschungsinitialen (Schlehe)

2008	**S7**	1m²	TP mit einem größeren Horst inmitten von mehreren Stipa joannis-Horsten in oberem Teil von T005; bunter, lockerer, nicht rud. TR; oberhalb in ca. 1 m Entfernung ein Neuaustriebe eines abgeschn. Weißdorns
2013	**S7**	0	nicht gefunden (2020: vermutlich wegen falschen Wegpunkt)
2020	**S7**	1m²	großer Horst östl. eines größeren Felsblocks am Rand der Freifl., Teil eines Federgrasrasens mit ansonsten Stipa joannis., westl. Richtung des Felsens etwas ruderalisierter
2008	**S8**	5 m²	kleine Teilpopulation mit nur 3 mittelgroßen Horsten, ohne Blühhinweis (schon weg?) im östlichen Teil einer kleineren, felsdurchsetzten Freifläche, außer den beiden mittelgroßen Horsten am Foto noch einer ca. 2 m östlich davon unter kleiner Minifelswand; Schätzung: 4m²
2013	**S8**	12 m²	kleine Teilpopulation mit 3 mittelgroßen Horsten, ohne Blühhinweis, im östlichen Teil einer kleineren, felsdurchsetzten Freifläche, unverändert 2 mittelgroßen Horsten zentral, einer ca. 2 m östlich davon unter kleiner Minifelswand; Schätzung: 4m² rel. gestörter, offener Bestand mit vielen Ruderalisierungszeigern (Hundszunge, Flügelknöterich)
2020	**S8**	0	erloschen
2008	**S9**	3 m²	2 Horste (1 gr.) am oberen Ende eines Federgrasrasens mit Stipa joannis, etwas abgesetzt von den Stipa joannis-Horsten; oberhalb noch eine Stipa joannis.
2013	**S9**	3 m²	2 mittlere Horste am NO-Rand der Freifläche am oberen Ende eines Federgrasrasens, etwas nach oben abgesetzt von den Stipa joannis-Horsten (oberhalb noch ein Ex.). Die unmittelbare Umgebung der TP ist offen und gestört, während der restliche Federgrasrasen etwas saumig ist.
2020	**S9**	3 m²	ein gr. 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 *S. joannis*, etwas unterhalb verläuft ein Wildwechsel, aber kein Störungseinfluss deutlich, nach Skizze ist südl. Horst von 2013 verschwunden
2013	**S10**	13 m²	mittelgroße TP in der oberen Hälfte des Komplexes mittig, westl. neben einer Zone mit vielen größeren flach anstehenden Felsen, mäßig offener Federgrasrasen mit 15 mittelgroßen Horsten, nur vereinzelt kommt auch Stipa joannis vor; die dichtesten Bereiche im Kronschatten der Eichen, bumerangförmig ca. 5x5 m; westl. Horst 4m von 2-stämmiger Eiche (2013 neu entdeckt)
2020	**S10**	15 m²	mittelgroßer TP mittig in der oberen Hälfte des Komplexes, westl. neben einer Zone mit vielen größeren flach anstehenden Felsen, mäßig offener Federgrasrasen mit 19 mittelgroßen Horsten (+ 4 Horste *S. joannis*), der größte, dichteste Teil im Kronenschatten der Eichen oben

Abbildung 3-8: Stipa dasyphylla, fruchtend, im dichten Bestand in S1.

3.3.2. Vegetationsentwicklung in den Dauerflächen mit Stipa

Die gesamte Artenliste mit den Abundanzen der Arten im Jahresvergleich kann in **Anhang A2** eingesehen werden. Tabelle 3-12 enthält einen Auszug der aussagekräftigsten Arten.

Tabelle 3-10: Beschreibung der Aufnahmeflächen mit Stipa dasyphylla 2020 (Erhebung am 22.6.2020).

Plot	Beschreibung
P16	"Verbuschungsplot" in Wildausschlusszäunung (seit 2006); die Rosenverbuschung oben ist gewachsen hat aber auch abgestorbene Äste; die Fläche ist locker bewachsen, tote BM vorhanden, aber nicht sehr auffallend (vergangene trockene Jahre?), sehr viel und sehr vitale Stipa dasyphylla, Stipa joannis dagegen kaum zu finden, offene Stellen mit Moosschicht, viel Edelgamander, rel. viel Quecke, sonstige Gräser außer Stipa und Festuca wenig; obwohl viele Arten nicht wieder zu finden sind, ist der Bestand in einem guten Zustand
P17	Federgrasrasen mit Stipa dasyphylla; Wildausschluss seit 2006 - "Entbuschungplot" sehr zarte Federgrashorste, reich an Alant; lockere Struktur (ähnlich P16), ebenfalls offene Stellen, viel Moos, weniger Arten, viel Alant, 3 Jahre nach Pflegemahd Rosenaustrieb gut 1m hoch (1 Trieb), auch tote Biomasse, ist bunter und blütenreicher aber weniger reich an Federgras als P16, Zustand aber gut
PT8	Aufnahme auf Teil von Leitertransekt T8, offener Bestand, mit anstehenden und aufliegenden Steinen, wenig Moos, Stipa dasyphylla mäßig deckend aber vital, häufigste Begleiter Thymian und Edelgamander, viel Sandstraußgras, Platthalmrispengras, keine Einjährigen
PT9	Aufnahme auf Teil von Leitertransekt T9, offener Trockenrasen mit einem Horst Stipa dasyphylla., arm an Gräsern, wenig Schwingel, viel Quecke, Carex michelii, kleine Steine, offene Stellen, kaum tote Biomasse
Management 2006, 2009, 2012, 2017 Entbuschung und Pflegemahd teilweise; 2017 nicht in Zäunung	

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

Vegetationsstruktur

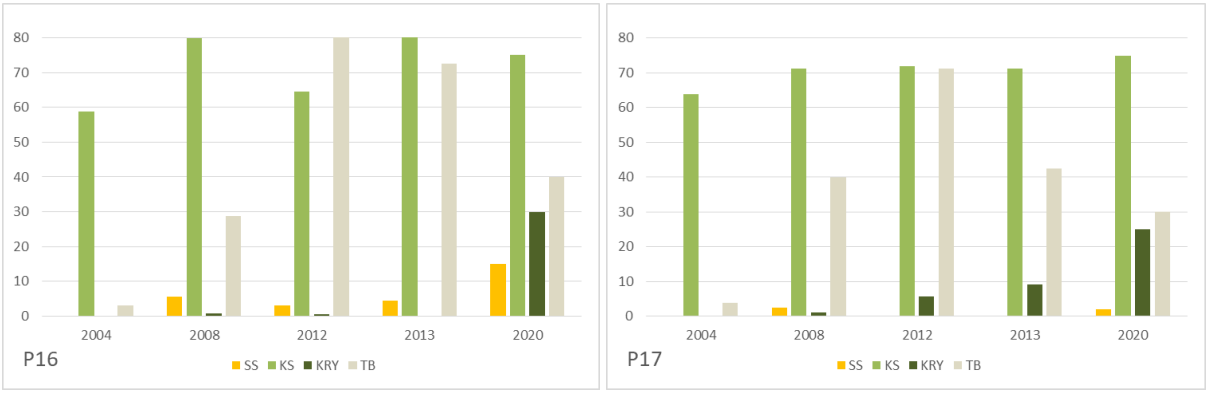


Abbildung 3-9: Vegetationsstruktur der Dauerflächen P16 und P17 im Jahresvergleich. SS Strauchschicht, KS Krautschicht, KRY Kryptogamenschicht, TB Tote Biomasse.

Aus dem Vergleich der Vegetationsstruktur über die Jahre 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 der Zäunung mit P17 einer Pflegemahd unterzogen. 2020 war nach der Pflegemahd (2017) schon wieder drei Jahre vergangen, die Biomasseauflage ist in beiden Flächen deutlich niedriger als zuvor, in P17 etwas weniger als in P16. Vermutlich sind dafür eher die trockenen Jahre 2017-2019 verantwortlich. Die Zunahme 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; auch in P17 erreicht der Neuaustrieb der Rose bereit wieder die Strauchschicht.

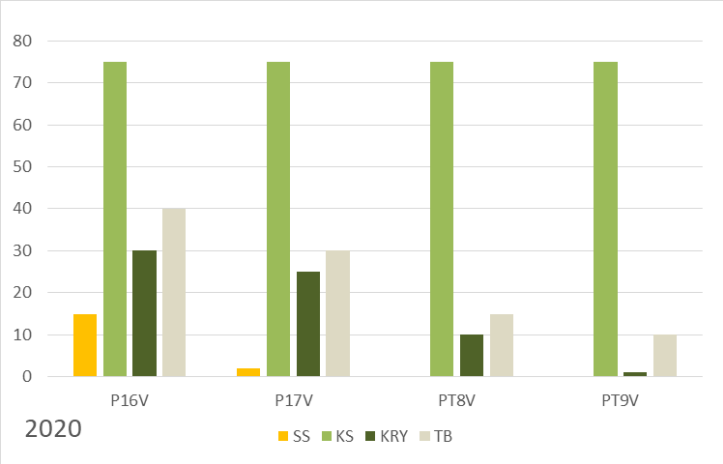


Abbildung 3-10: Vegetationsstruktur der 4 Aufnahmeflächen 2020 im Vergleich (P16, P17 in Zäunung, PT8, PT9 außerhalb).

Der Vergleich der Struktur der 4 Aufnahmeflächen im Jahr 2020 zeigt bei gleicher Krautschichtdeckung einerseits die Verbuschung im nicht gepflegten Zäunungsplot P16 und die vergleichsweise hohe Ansammlung von Altstreu dort. In den Flächen außerhalb sammelt sich wegen der wildökologischen Einflüsse weniger Material an, aus dem gleichen Grund können sich die Kryptogamen nicht so gut entwickeln. Leider wurde der Prozentsatz offenen Bodens nicht systematisch erhoben, aus den Beschreibungen geht aber klar hervor, dass die Flächen außerhalb der Zäunung PT8 und PT9 mehr offenen Boden aufweisen.

Artenzahlen und Rote Liste-Arten

Tabelle 3-11: Artenzahl und Anzahl Rote-Liste Arten im Vergleich. RL Ö… Arten der Roten Liste Österreichs RL 1-3… Arten der Roten Liste Österreichs ohne regional gefährdete (Stufe 1-3).

Plot	Jahr	n Arten	n RL Ö	n RL 1-3
P16V	2004	58	23	16
P16V	2008	51	20	13
P16V	2012	37	16	10
P16V	2013	52	22	13
P16V	2020	36	16	9
P17V	2004	56	24	14
P17V	2008	48	18	11
P17V	2012	41	18	10
P17V	2013	53	21	12
P17V	2020	36	14	8
PT8V	2008	32	12	8
PT8V	2013	37	12	8
PT8V	2020	28	12	6
PT9V	2008	46	15	11
PT9V	2013	34	13	7
PT9V	2020	38	10	5

Der Vergleich der Artenzahlen über die Jahre zeigt zunächst eine starke Schwankung von über +- 20 Arten in P16 und 17, die auch 2012 schon beobachtet wurde. Damals wurde der Artenrückgang auf das Ausfallen von Einjährigen durch das besonders trockene Jahr zurückgeführt. Auch 2020 herrschte im Osten Österreichs ein sehr trockener Frühling bis etwa Mitte Juni. Zum Erhebungszeitpunkt am 22.6. war zwar der physiognomische Zustand des Bestandes nicht mehr von Trockenheit gekennzeichnet, das Fehlen von (Frühlings-)Therophyten wird aber als Trockenheitseffekt gedeutet, es konnte in diesem Jahr nicht mehr ausgeglichen werden. Außerdem „fehlen" Gehölzkeimlinge, die vermutlich ebenso trockenheitsbedingt nicht keimen konnten (P16). Auch einige Gräserarten (z.B. *Poa compressa*), die bisher geringmächtig vorhanden waren, wurden 2020 nicht wiedergefunden.

Einziger Verlust einer Art mit ehemals höheren Deckungen ist *Sedum sexangulare* in Plot 16, die als lichtliebender „Verheilungszeiger" zu Beginn des Wildschweinausschlusses von den damaligen Bestandeslücken profitierte, und nun durch den stärkeren Bestandesschluss, v.a. aber wegen der Altstreuauflage keinen Platz mehr findet. Im (teils pflegegemähten) P17 konnte sie sich noch etwas halten.

Die Zahlen der Roten-Liste Arten folgen in etwa den Schwankungen der Gesamtartenzahl. Alle 2020 noch vertretenen Rote Liste Arten kamen auch bereits in früheren Zeitschritten vor. Unter den gefährdeten Arten (3), die 2020 nicht mehr gefunden wurden, sind einzelne, die in allen bisherigen Zeitschritten in geringen Abundanzen gefunden wurden *(Phleum phleoides* und *Euphorbia polychroma* in P16*, Arenaria leptoclados* und *Galium glaucum* in P17), ansonsten gilt, dass es sich um geringmächtige, oft seltenere Therophyten handelt, die nur in einzelnen Zeitschritten gefunden wurden. Dasselbe gilt für die regional gefährdeten Arten, die 2020 fehlen.

An stärker gefährdeten Arten war *Odontites vernus* in P16 in 3, in P17 in 2 der insg. 5 Zeitschritte geringmächtig vertreten gewesen.

Veränderungen in der Artenzusammensetzung

Insgesamt kann in beiden Dauerflächen in der Zäunungsfläche von konstanten Trockenrasen-beständen mit gutem Artenbestand gesprochen werden, in denen auch das Gräserset stabil ist. 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 beiden Alant-Arten *Inula oculus-christi* und *Inula hirta* profitierten leicht. Während die beiden ersten den verstärkten Trockenrasencharaker 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 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 Silikat-Trockenrasen gegeben, v.a. durch *Agrostis vinealis* auf konstant hohem Niveau, sowie mit *Potentilla argentea*. *Achillea nobilis*, ebenfalls ein Zeiger dieser Gruppe, ist in PT8 allerdings stark zurückgegangen.

Tabelle 3-12: 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	Agrostis vinealis	+	+	1a	+	+	+	+	1b	1	1a	**2**	**2b**	**2**	1a	+	
KS	**Brachypodium pinnatum**			**r**		**+**		**+**	**1a**	**1**		**1a**	**2**		**1**	**1**	
KS	Carex michelii	1a	+	1b	2a	1	1b	1	2a	1b	2a	3a	3a	2a	1b	2	1b
KS	Elymus hispidus	1a	+	1a	1b	1b									2a	2a	2
KS	**Festuca valesiaca**	**1a**	**1**	**2a**	**2a**	**2**	**1**	**1**	**1**	**1**	**2**	**1a**	**2**	**2**	**1a**	**1a**	**2a**
KS	**Koeleria macrantha**	**+**	**+**		**r**	**1a**	**1a**	**+**	**+**	**+**	**1**	**1a**	**+**	**1**			**1**
KS	**Melica transsilvanica**			**r**	**+**	**1a**											**+**
KS	**Phleum phleoides**	**1a**	**+**	**1a**	**1a**		**1a**	**1a**	**1a**	**1**	**1**				**+**		
KS	Poa angustifolia			+	+		+	+	1a	1a							
KS	**Poa compressa**	**1a**	**+**	**1**	**1**			**+**	**+**	**+**		**2**	**2b**	**2a**	**1a**	**1a**	**+**
KS	**Stipa dasyphylla**	**2a**	**2b**	**2a**	**2**	**3a**	**2a**	**2a**	**2a**	**2a**	**2**	**3a**	**3a**	**2**	**1a**	**1b**	**1b**
KS	Stipa joannis	+		+	+	+	+	+	+		1			1a	1		
KS	Achillea millefolium agg.	+	+	+	1	+	+	+	1a	1a	2b				+		+
KS	**Achillea nobilis**	+	1	+	+	+			r		r	**3a**	**2**	**+**	**1a**		**1b**
KS	Acinos arvensis	1a	+		r		+	+		+	1	1a	+	+	1a	1a	1a
KS	Ajuga genevensis	r	1a	+	1	1	+	+	+	+	r	1a	+		1	2	
KS	Allium flavum	r	+		r	1a		r		r				r			+
KS	Anthericum ramosum	1a	1a	2a	1b	2	1a	1	1b	1	2b			+	1	1a	1b
KS	Arenaria leptoclados	1a	+		+	+	1	+	+	1		1	+	r	+		
KS	**Artemisia absinthium**																**1**
KS	Asperula cynanchica	1a	1	1	1	+	1a	2	2a	2a	1	2a	2	2a			
KS	Centaurea stoebe	+	1	1a	+		+	1a	1	1	1	1	1a	1			+
KS	Cerastium pumilum	1a	+		r		1a	+		+		r	1a				
KS	**Cynoglossum hungaricum**												**1a**		**2b**	**3a**	
KS	**Dianthus carthusianorum**	+	+	+	1a	1	+	+	1a	1a	2			**1a**			**1**
KS	Euphorbia cyparissias	2a	1	1a	1	**+**	1	1a	1	1a		3	2	**+**	2a	2b	2a
KS	**Euphorbia polychroma**	**+**	**+**	**+**	**1a**											**+**	**1b**
KS	Fragaria viridis	+	+	1	1b	2	1	1	2a	2a	2	1a	2		1	2a	2a
KS	Galium glaucum	1b	1b	2a	2	1b	+	+	+	1a							
KS	Hypericum perforatum	+	1a		+	+	+	+	+	+	+	+			1	2a	+
KS	**Inula hirta**	**+**	**1a**	**1b**	**2a**	**2a**	**1**	**1b**	**2a**	**2a**	**3b**				**+**	**1a**	
KS	**Inula oculus-christi**	**1b**	**1**	**1**	**1b**	**2**	**2a**	**2**	**2a**	**1**	**2**				**+**		
KS	Odontites vernus	+	+		r		r			r							
KS	Origanum vulgare	1a	1	1	2a	+	+	1a	1a	1a					1a		
KS	**Potentilla argentea**								**+**	**+**		**1a**	**1a**	**+**	**+**		**1**
KS	Potentilla neumanniana	1a	+	1a	1	1	1	r	1	2a	2a	1	1a	1	1	2a	
KS	Potentilla recta		+	+	1	1a	+	1a	1a	1	1a				+	r	1b
KS	Scabiosa ochroleuca	+	1a	1a	1	+	1a	1	1a	1	+	1b	1a	r			
KS	Securigera varia	r	1a	+	1	+											
KS	Sedum sexangulare	1b	2	+	+		+	2a	1	+	1	+	2a	1			+
KS	**Teucrium chamaedrys**	**2a**	**2b**	**2a**	**3a**	**3b**	**1b**	**2**	**1**	**1b**	**2**	**3a**	**3a**	**2b**	**2a**	**2a**	**3b**
KS	Thymus praecox	1a	1a	+	+		1b	1	1	1	2a	2a	2b	2		1a	
KS	Trifolium alpestre	+	+	+	1a		+	+	1a	1	1b	1a	+	1		+	+
KS	Trifolium campestre	1a	1		1	+	1a	1		1	+	1	1a	r	3a	2a	+
KS	Verbascum chaixii	2a	2a	1b	2a	2	1b	2a	1b	2a	2	1a	1	1a	1		2
KS	Acer campestre												1a				
KS	Carpinus betulus									r			+			1	
KS	Crataegus monogyna														**1a**	**1a**	**2**
KS	Prunus spinosa															**+**	**1b**
KS/*SS*	Rosa canina agg.	2a	2a	*1*	1b	*2*	1	1	1a	1a	*1a*						

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.

Unter den Arten, die 2020 neu in den Artenlisten der ungezäunten Flächen auftauchen, sind überwiegend typische Trockenrasenarten wie *Dianthus carthusianorum, Allium flavum* (beide Flächen), *Anthericum ramosum* in PT8, zahlreicher noch in PT9 mit *Koeleria macrantha, Centaurea stoebe* u.a., überwiegend aber recht geringmächtig. Bei allen Vorbehalten den hochgerechneten „Aufnahmen" aus den früheren Monitoringzyklen gegenüber könnte das ein Hinweis sein für eine gute Entwicklung vom gestörten in Richtung typischerer Trockenrasen. In dieselbe Kerbe schlägt das Verschwinden des Störungszeigers *Cynoglossum hungaricum*, 2013 v.a. im offeneren PT9 stark vertreten. Im Gegenzug wurde dort aber 2020 mit *Artemisia absinthium* eine andere Art, die von den Wildschweinwühlungen profitiert, dokumentiert.

3.3.3. Zusammenfassung

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 Gebüschen 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 Mittteilung 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 im Federgrasrasen 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 et al, 2012, 2013), nicht jedoch wegen auffälliger Änderungen in der Artenzusammensetzung. 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 Altstreuansammlung, sowie zum Schaffen einer gewissen Offenheit für seltene Einjährige (*z.B. Odontites vernus*) empfohlen.

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

3.3.4. Management-Empfehlung für *Stipa*

- Entbuschung der gesamten Zäunung,
- Pflegemahd innerhalb der Zäunung je nach Trockenheit alle 5-10 Jahre, wesentlich ist dabei die Entfernung der Altstreu / Beachtung des Pflegemahdausschlusses in der NW-Ecke,
- Engmaschigere Beobachtung des nicht gezäunten NW-Teils (Kontrolle der Stipa-TP S2-S7 hinsichtlich Anzahl Horste) in 2-3 jährigem Rhythmus,
- Gegebenenfalls Etablierungs-Unterstützung im NW-Teilbereich durch gezieltes Einbringen reifer Früchte aus der Hauptpopulation.

3.4. Melica altissima

3.4.1. Teilpopulationen

Tabelle 3-13: Beschreibung der Teilpopulationen von *Melica altissima* im Jahresvergleich.

Jahr	TP	Größe	Beschreibung
2008	**M1**	*80 m²*	Teilpopulation am Unterende von TI02: Stark ruderalisierte, gebüschreiche TP mit vielen alten Schlehen und Rosen, sehr hochwüchsig, nährstoffreicher Standort, schwer begehbar, kaum noch Trockenrasenarten nitro. therm. Ruderalia; WS Pfade; Gehölze: Schlehe, Rose, Holler, Ribisel
2013	**M1**	*160 m²*	große Melica-TP entlang und unterhalb schräger Felskante im Süden der Freifläche in ruderalem, verbuschendem Staudensaum mit vielen Wildschwein-Pfaden; die Population ist locker: verstreute Horste, dazwischen Brennessel; Gehölze (v.a. Schlehe, Holler, Rose, …) ein ruderaler Streifen zwischen der Teilpopulation und dem Buschwald ist dzt. nur ganz im Osten auszumachen; (Die Fläche war früher vermutlich zu klein eingezeichnet, es bleibt unklar ob sie sich auch tatsächlich vergrößert hat)
2020	**M1**	150 m²	große Melica-TP entlang und unterhalb schräger Felskante im Süden der Freifläche in ruderalem, verbuschendem Staudensaum; die Population ist locker: verstreute Horste, dazwischen Brennessel; Gehölze (v.a. Schlehe, Holler, Rose, …), dichter im SW-Eck, reicht in den Buschwald locker hinein, Wildschweinweg quert (ca. Aufn M1-5), schwer begehbar
2008	**M2**	20 m²	Kleine, kompakte Melica- TP an Rand einer größeren Freifläche mit Säumen. Melica dicht am Rand der rel. dichten Schlehenverbuschungszone, geht auch noch in das ca. 3 m hohe Gebüsch (Schlehen, Rosen), noch 3 kleinere Horste mit wenig Blütenständen weiter im NO in etwas weniger verbuschtem Saum
2013	**M2**	25 m²	mittelgroße, Melica-TP , die "von den Schlehen vor sich hergetrieben" wird (Rand der alten Schlehen künstlich durch randliche Mahd oder leichte Schwendung, Neuaustrieb rapide), sehr dicht mitten im Neuaustrieb der Schlehen; Ausbreitung der Melica Richtung NW; Standort des Tordylium maximum
2020	**M2**	16 m²	nur mehr sehr schmaler Streifen von locker stehenden Einzelhorsten am Rand der mäßig hohen Schlehen (bis ca. 2m), dahinter dichte und hohe Schlehenzone (4m), dort keine Melica mehr, Schlehen zurückdrängen, in dem mit Schlehen verbuschtem Queckensaum (Schlehe gelegentlich zurückgeschnitten) ist sie nicht mehr vertreten, am dichtesten noch am Nordrand
2008	**M3**	20 m²	Meherere kleine Einzelhorste mit wenigen Blühtrieben in Brennesselstauden unterhalb eines viel begangenen WS-Weges unterhalb Felsen, daneben ein 1,8 m hoher, schmaler Rosenbusch (in TP); der dichteste (westlichste) gleich unterhalb eines kleinen Felsens mit ein paar mehr Arten.
2013	**M3**	1 m²	kleiner Rest von M3: nur noch 1 größerer Horst unterhalb eines kleinen Felsens, von Brennessel-Taubnessel-Flur umgeben, daneben Wildschweinpfad, vermutl. wurde die Fläche stark von Wildschweinen gestört (jetzt Lamium-"Verheilung")
2020	**M3**	30 m²	3 kleine niedrig wüchsige Horste unterhalb eines ca. 2m hohen Felsens mit Feldahorn und ein 4. Horst oberhalb dieses Felsens direkt an Stamm eines zweistämmigen Feldahorns, die östlich anschließende Freifläche mit ruderalem Queckensaum enthält keine, Schätzung 20m2
2008	**M4**	45 m²	kleine Freifläche in Buschwald mit Überhältern mit Urtica-dominiertem Ruderalflur, felsdurchsetzt, keine Trockenrasen-Arten, Melica spärlich, wenig verbissenen Schlehen und Rosen in Freifläche, nur WS-Pfade
2013	**M4**	65 m²	mittelgroße Teilpopulation mit 2 kleinen Felskanten; oberhalb Fels waldartig, sehr schattig mit wenig Melica und viel Taubnessel; der Hauptteil der TP ist im Süden unterhalb des Felsens in Brennesselflur eingebettet, verbuschend mit Schlehe und Spindelstrauch. Vermutlich gleich geblieben oder etwas in Richtung N (M5) vergrößert
2020	**M4**	105 m²	mittelgroße Teilpopulation mit 2 kleinen Felskanten; oberhalb Fels waldartig, sehr schattig, der Feldahorn, der den oberen und unteren Teil trennte, ist abgestorben; um den toten Feldahornstamm und im oberen Teil ist Melica vermutlich dichter geworden, unten Brennnesselflur mit nur einzelnen Melica-Stängeln (ehem. als Hauptteil der TP bezeichnet), an der Oberkante des unteren Felsen wieder dichter, die TP reicht in Osten weiter bis an drei Felsen, die Freifläche von M6 trennen, Zunahme im Norden (fast mit M5 zusammen gewachsen) und Osten.
2008	**M5**	18 m²	Kleine, gut zugängliche Freifläche nahe des üblichen Aufstiegs zum Gipfel: unterh. Buschwald, oberhalb hoher Wald, Melicabestand klein aber dicht und eher kompakt, va. Ruderalarten, aber auch wenige Trockenrasen-Arten, Freifläche durch Absterben eines Baumes entstanden: dzt. alter, schon lange toter, stehender und liegender Baumstamm;

2013	**M5**	15 m²	rel. kleine Melica-TP um zusammengebrochenen Altbaum (jetzt mehrere große liegende Tothölzer - Stamm, gr. Äste), deutlich ruderalisiert, dominiert von Brennnesseln, Melica eher zerstreut, vermutl. neuer Horst auf Fels neben Verbuschung mit Feldahorn, Holler und Rose, 1 gr. Stachelbeerbusch, randl. 2 gr. Weißdorne (Atlbüsche, 1 baumförmiges Expemplar überschattend) die TP ist 5m lang - gegenüber alter TP-Darstellung in Karte stark verkleinert (`? War die alte zu groß eingezeichnet)
2020	**M5**	15 m²	deutlich veränderte, verkleinerte TP: das Totholz ist stark vermodert, die Fläche von Brennessel dominiert, in SO kommt Melica in den Brennesseln und auch noch weiter im Süden bis zu einem kleinen Fels nahe des Stamms des großen Weißdorn vor, dicht nur außerhalb des Leitertransekts; einzelne kleine Horste verbinden mit M4
2008	**M6**	80 m²	kleine Freifläche von Fels aus gut einzusehen, an alter Eiche, diese überschirmt, stark ruderal aber einzelne Trockenrasen-Arten, kaum Urtica, nur WS-Pfade, Melica Bestand schütter
2013	**M6**	80 m²	mittelgroße Melica-TP unterhalb eines großen Felsens, von einer gr. Eiche überschirmt, randl. gr. Corni, unterhalb Schlehen; Melica kommt auf fast der ganzen Freifläche vor, nicht überall gleich dicht: im westl. Zentral teils nur schütter, im S-Zipfel fehlend, vermutl. nach W im Kronschatten der gr. Gehölze ausgebreitet, von Süden her wandern Schlehen ein; Hauptbegleiter ist die Schwarznessel
2020	**M6**	80 m²	mittelgroße Melica-TP unterhalb eines großen Felsens; die ehemals überschirmende Eiche mittlerweile abgestorben, gesamte Freifl. mit Melica, noch weit unter die randl. überschirmenden Kronen reichend, im Osten fast ausfallend: Brennessel- Reinbestand; die Schlehen im Süden sind jetzt 2-2,5m hoch, direkt unter der abgestorbenen Eiche eher weniger, dort besonders ruderalisiert
2008	**M7**	10 m²	kleine, schwer zu findende Freifläche, ein stehender toter Baum im Westen des Bestands, stark von Eiche überschirmt, stark ruderal ohne Trockenrasen-Arten in Gebüsch eingebettet; Freifläche enthält auch Teile ohne Melica
2013	**M7**	25 m²	kleine Melica TP (ca. 30m²) in stark ruderalisierter Freifläche mit Wildschwein-Einstand und stark begangenem Wildschweinpfad, westl. diesem neben totem Baum mit waldartiger Begleitvegetation niedrigwüchsiger Melicabestand, stark beschattet, in Zukunft verstärkt durche eine junge Esche; ein extra Horst etwas weiter unten öst. in einer Rose ist vermutlich neu.
2020	**M7**	25 m²	der östliche tote Baum ist nunmehr liegendes Totholz, Melica neben kl. Rosenbusch und im NW der Freifläche weit unter Kronen eines Feldahorns locker zwischen Brennesseln reichend, östl. einer jungen Esche am Rand der Freifl. dichter, vermultich in etwa in ähnliches Ausmaß; WS-Pfad offenbar weniger intensiv begangen
2008	**M8**	25 m²	relativ dichte TP im Schatten eines Birnbaums an unterem Ende einer 200 Quadratmeter gr. Freifläche mit etwas ruderalem Grauqueckensaum
2013	**M8**	31 m²	rel. kleine, dichte, recht vitale Melica-TP am unterern Ende einer Freifläche mit Elymus-hispidus-Saum, leicht ruderalisiert, Melica hat möglicherweise nach unten zu zugenommen (Erstreckung O-W und oben-unten je ca. 6m)
2020	**M8**	33 m²	rel. kleine,mäßig dichte, recht vitale Melica-TP am unterern Ende einer Freifläche mit Elymus-hispidus-Saum, leicht ruderalisiert, rel. ähnliche Ausmaße, reicht im Osten hinter den Birnenstamm;
2008	**M9**	200 m²	Größte Melica-Teilpopulation mit Wildschweinzäunung, Melica reicht aber auf allen Seiten noch +/- weit hinaus. M. teilweise sehr dicht, im Westteil der Zaunungsfläche nur vereinzelt; einige Büsche und anstehende Steine, eher im Mittelstreifen; oberhalb der Zäunungsfläche einige große Felsen, inkl. Blockburg, dort geht sie bis hin. Bestand insgesamt ruderalisiert (typ. Ruderalsaum) im W-Teil, wo sie nur locker vorkommt, am wenigsten ruderalisiert.
2013	**M9**	290 m²	sehr dichte und vitale Melica-Hauptpopulation, in der Zäunung sehr dicht, verbuscht dort zunehmend mit hpts. Rose, sowie Liguster, Schlehe, Feldahorn, Holler, Spindelstrauch; ein Feldahorn ist schon sehr groß und sollte entfernt werden; außerhalb des Zauns stark beschattet, hier ist Melica eher niedrig bzw. liegend, weniger dicht und vital; die gesamte TP ist in Ausbreitung (z.B. bei Transekt 5 im Westen der Zäunung)
2020	**M9**	320 m²	sehr dichte und vitale Melica-Hauptpopulation, bes. in der Zäunung sehr dicht; verbuscht dort zunehmend mit hpts. Rose, sowie Liguster, Schlehe, Feldahorn, Holler, Spindelstrauch, v.a. am NW-Rand nehmen die Gehölze stark zu und überragen Melica dort, so ist sie auch entlang des NW-Randes oben nicht mehr zu finden. Außerhalb des Zauns stark beschattet, hier ist Melica eher niedrig bzw. liegend, weniger dicht und vital; die TP ist in v.a. im Osten in Ausbreitung;
2013	**M10**	5 m²	kleine, 2013 neu entdecke Teilpopulation sw der Zäunung, mit großen Steinen bzw. kleinen Felsen durchsetzt, ein großer und mehrere kleine Melica-Horste, recht niedrigwüchsig , da beschattet unter einem alten Cornus mas, wo dieser am Rand schütterer ist, wächst Melica höher; Hauptbegleiter Schwarznessel
2020	**M10**	3 m²	kleine, 2013 neu entdecke Teilpopulation sw der Zäunung, mit großen Steinen bzw. kleinen Felsen durchsetzt, ein kleiner Horst über dem flachen Felsblock und ein großer Horst etwas oberhalb; recht niedrigwüchsig , da beschattet unter einem alten Cornus mas, wo dieser am Rand schütterer ist, wächst Melica höher; Hauptbegleiter Schwarznessel, Schätzung 2 m²

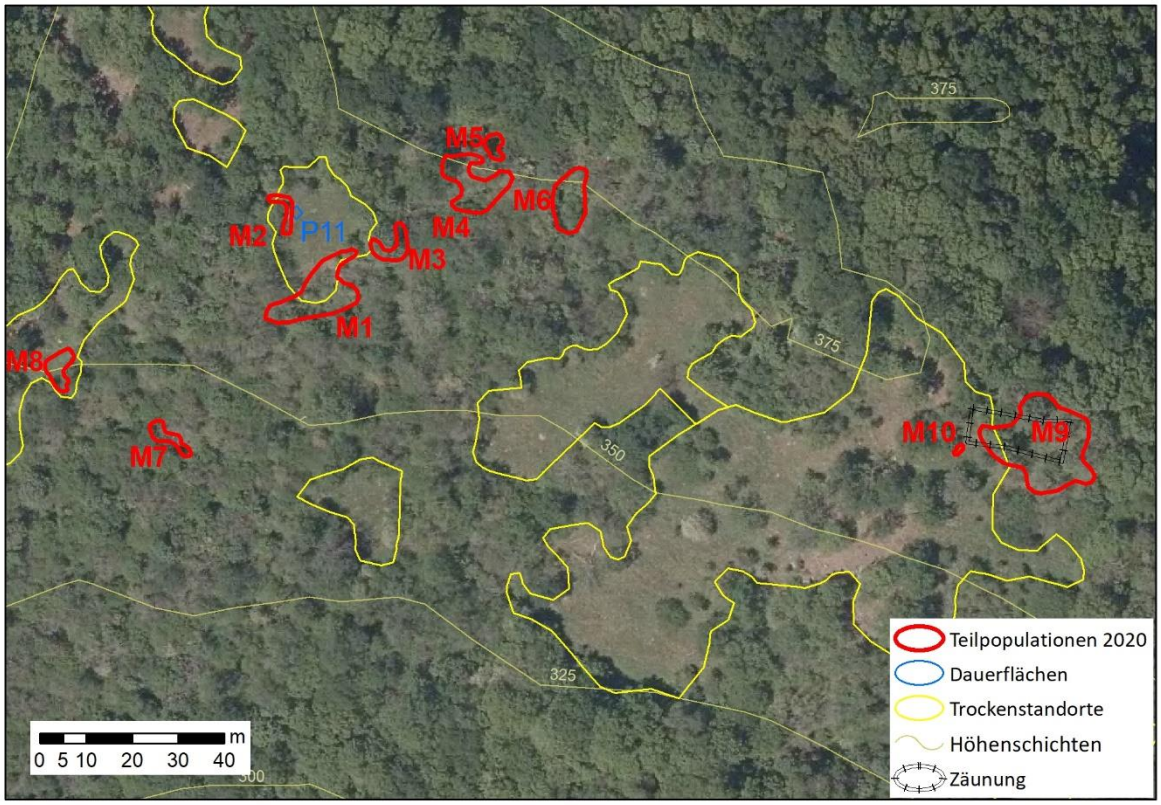


Abbildung 3-11: Lage und Verteilung der Teilpopulationen von *Melica altissima* am Umlaufberg.

Alle 10 Teilpopulationen 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 (vgl. Tabelle 3-14) 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 2 kleineren Teilpopulationen deutliche Abnahmen von Ausdehnung und Dichte zu verzeichnen: In M2, wo sie im Saum entlang einer Schlehenverbuschung eingenischt sind, kam es zu einer Einengung des Standraums von *M. altissima.* Trockenrasen-seitig wurden im Zuge der Trockenrasenpflege die niedrigeren Schlehen entfernt, wodurch sie ihre Stützstrukturen verlor und darunter offenbar stärke litt als erwartet. Außerdem wird gehölzseitig der Streifen der ausreichend lockeren Verbuschung, die von *Melica altissima* bevorzugt besiedelt wird, durch die Zone der sehr hohen und dichten Schlehen bedrängt.

Eine Sukzessionsdynamik kann in der kleinen Teilpopulation M5 beobachtet werden, die 2000 in einer Waldlücke aufgenommen 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 (vgl. Tabelle Anhang A4) wurde sie aber in ähnlicher Dichte wiedergefunden. Sie ist aber deutlich weniger vital mit

nur zarten und wenigen Blütentrieben. Diese Aufnahmefläche ist erstaunlich wenig in der Artenzusammensetzung verändert. Am deutlichsten wird die zunehmende Gehölzsukzession 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.

Tabelle 3-14: Zielart- und Standortsparameter der Teilpopulationen von *Melica altissima* im Verlauf der Monitoring-Jahre

TP	*Jahr*	*Größe*		*Zielart*	*Offen-*	*Gehölze*		
				Menge	*boden*	*innen*	*randll.*	*übersch.*
	2008	*80 m²*		1	2	3	2	1
	2013	*160 m²*		2a	2a	2a	4	2a
M1	2020	150 m²	~	2a	2a	3b		2
	2008	20 m²		2	1	4		
	2013	25 m²		3		3	4	
M2	2020	16 m²	kleiner	1b		3		1
	2008	20 m²		1	1	2		+
	2013	1 m²		3	1			
M3	2020	30 m²	größer	1	2			4
	2008	45 m²		2	1	2		2
	2013	65 m²		2a	1	2a	2	3
M4	2020	105 m²	größer	2b	2a	2b	2b	2b
	2008	18 m²		3		2	1	
	2013	15 m²		2b	1	3	1	2
M5	2020	15 m²	~	3	+	3		2
	2008	80 m²		2	2	1	2	4
	2013	80 m²		3	1	1	2	4
M6	2020	80 m²	~	2b	1	2a		2a
	2008	10 m²		3	2	2	3	4
	2013	25 m²		3	1	1	2	5
M7	2020	25 m²	~	2a		2a	1	3a
	2008	25 m²		3		2	1	3
	2013	31 m²		3			2	2
M8	2020	33 m²	~	2	1	1b	2b	2
	2008	200 m²		3		2	2	1
	2013	290 m²		5		2	1	2
M9	2020	320 m²	größer	4	1	3		2a
	2013	5 m²		2	1			5
M10	2020	3 m²	kleiner	3	2b			5

M1 zwischen Brennnessel und Wermut

M2 Melica am Rand dichter Schlehen

M3 kleiner, nichtblühender Melica-Horst

M4 unterer Teil mit viel Brennnessel

M5 Melica unterständig unter Brennnessel

M6 Melica in Schlehen am unteren Rand

M7 östlichster Horst neben Rose

M8 *mit Hesperis sylvestris*

M9: Hauptpopulation; Zäunung unterer Rand

M10 unter *Cornus mas*

Abbildung 3-12: Fotos der Teilpopulationen von *Melica altissima.*

3.4.2. Vegetationsentwicklung in den Aufnahmeflächen

Vergleichende **Artenlisten** (Tabelle A-4) und **Kopfdaten** der Aufnahmen (Tabelle B-4) finden sich in Anhang.

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 5 leicht und in 2 Aufnahmeflächen stärker abgenommen.

Bei den Rote-Liste Arten 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, obwohl *Geranium divaricatum* auch in 2 Aufnahmen von geringem Niveau aus nicht mehr gefunden wurde. In VM4, die im Übergang zu einem Trockensaum liegt, kommen prinzipiell mehr Rote-Liste Arten vor, die auch seit 2008 noch zugenommen haben, darunter mit *Festuca valesiaca, Melica transsilvanica* und *Phleum phleoides* auch typische Trockenrasenarten.

Tabelle 3-15: Artenzahl und Anzahl Rote-Liste Arten im Vergleich. RL Ö… Arten der Roten Liste Österreichs.

	VM1		VM2		VM3		VM4		VM5		VM6		VM7		VM8		VM9	
Jahr	AZ	RLÖ	AZ	RLÖ	AZ	RLÖ	AZ	RLÖ	AZ	RLÖ	AZ	RLÖ	AZ	RLÖ	AZ	RLÖ	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

Entwicklung in den einzelnen Aufnahmeflächen

Die entsprechende Artentabelle ist im Anhang unter Tabelle A4 einzusehen.

VM1 (in TP M6)

Die Überschirmung hat sukzessive abgenommen, da eine randliche Eiche mittlerweile abgestorben ist. In der Fläche wuchs einerseits die zentrale Schlehenverbuschung höher, auch sind zusätzliche Arten in der Strauchschicht aufgetaucht. Melica selbst hat etwas zugenommen, ebenso das stark gefährdete *Geranium divaricatum. Ballota nigra* ist etwas zurückgegangen, die Brennnessel etwas stärker geworden. Diese Entwicklung steht im Gegensatz zu der in der Hauptpopulation.

Die Artenzahl ist geringfügig zurückgegangen, neben geringmächtigen Therophyten sind mit *Euphorbia cyparissias* und *Verbascum chaixii* aber auch die einzigen Trockenrasenarten verschwunden, mit *Artemisia absinthium* die am stärksten trocken-affine Ruderalart.

VM2 (in TP M4)

Diese von Eichen überschirmte heterogene Aufnahmefläche zeigt v.a. eine Zunahme der Verbuschung (Hochwachsen von *Euonymus europaea* und *Acer campestre* in die Strauchschicht, *mit Sambucus nigra* eine weitere Gehölzart). Ihre Entwicklung geht etwas in Richtung stärkerer Ruderalisierung (*Urtica dioica*) auf Kosten von Arten der Trockenrasen (Verschwinden von *Iris variegata*). *Melica altissima* ist stabil, *Geranium divaricatum* konstant geringmächtig.

VM3 (in TP M4)

In dieser von jeher stark Brennnessel-dominierten Fläche hat diese etwas abgenommen; es wurden wenige Arten mehr festgestellt, durchwegs Ruderalia, mit *Artemisia absinthium* eine mit höherem Lichtbedürfnis; dies könnte eine Folge des Absterbens eines ehemals überschirmenden Feldahorns sein. Keine Veränderung ist in der Dichte von *Melica altissima* festzustellen. Die geringe Verbuschung ist wieder zurückgegangen.

VM4 (in TP M1)

Diese Aufnahmefläche befindet sich im Übergangsbereich zum oberhalb anschließenden Trockensaum. Sie enthält dementsprechend vergleichsweise viele Trockenrasen-Arten (darunter auch mehr Rote-Liste-Arten), bei diesen sind nur leichte Schwankungen festzustellen, eher zu mehr Trocken-Saumarten (mehr *Elymus hispidus* und *Bromus inermis*, weniger strenge Trockenrasengräser). Die stark gefährdete *Hesperis sylvestris*, ein typischer Melica-Begleiter, tritt in dieser Fläche erstmals 2020 auf, *Melica altissima* selbst mit etwas geringerer Abundanz.

Das Absterben eines im Osten ursprünglich überschirmenden Feldahorns ist in der Reduktion der Baumschicht abgebildet, der Verbuschungsgrad blieb relativ stabil (*Rhamnus cathartica* und *Ribes uva-crispa* nahmen etwas zu, die Rosendichte hingegen ab).

VM5 (in TP M1)

In dieser besonders ruderalen Aufnahmefläche ist der Bestand an *Melica altissima* stabil, die Veränderungen sind v.a. Verschiebungen zwischen verschiedenen Ruderal-Arten, darunter auch *Geranium divaricatum*, (RL 1), das 2020 hier ausfiel. Während *Urtica diocia, Ballota nigra* und *Galium aparine* etwas zurückgingen, nahmen *Sisymbrium strictissimum* und *Artemisia absinthium* zu.

Die deutlichste Veränderung in dieser Fläche aber ist die Zunahme der Verbuschung durch Schlehe und Brombeere.

VM6 (in TP M1)

Relativ stark verändert ist diese Fläche, deren Vermarkung nicht wiedergefunden wurde, doch anhand einer Skizze für gut rekonstruiert gehalten wird. Hier ist Melica aus der Fläche verschwunden, doch etwas weiter unten vorhanden. Auch Brennnessel ist stark zurückgegangen, stattdessen dominieren jetzt *Ballota nigra* und *Elymus hispidus*. *Geranium divaricatum* tritt verstärkt auf.

VM7 (in TP M5)

Diese Aufnahmefläche ist erstaunlich wenig in der Artenzusammensetzung verändert, auch Melica wurde in ähnlicher Dichte wiedergefunden. Am deutlichsten wird die zunehmende Gehölzsukzession durch höhere Deckungen und mit *Sambucus nigra* auch einer zusätzlichen Gehölzart. Allerdings fand in dieser Aufnahme der größte Artenverlust statt: Die seit 2008 vielfach schon bis 2013 ausgefallenen Arten sind sowohl Wald- als auch Ruderalarten.

VM8 (in Hauptpop. M9)

Diese Aufnahme liegt inmitten der Zäunung in der Hauptpopulation. Sie enthielt bereits 2008 eine Verbuschung mit Rose, die 2013 teils abgestorben war (und der hochwüchsigen Krautschicht zugerechnet wurde). 2020 hat die Verbuschung wieder stärker zugenommen. Die Fläche war immer schon artenarm, 2020 noch etwas stärker. Zumeist sind geringmächtige Ruderalarten verschwunden, mit *Artemisia absinthium* bereits 2013 eine vormals höher deckende Art. Auffällig ist auch das Vorkommen von Brennnessel *Urtica dioica* in dieser Fläche: 2008 nicht vertreten, erreichte sie 2013 eine Deckung von 3, um 2020 wieder zu verschwinden; möglicherweise zugunsten der Schwarznessel *Ballota nigra*. Es sind also durchaus Schwankungen in den begleitenden Nitrophyten feststellbar. (Den zu den Teilpopulationen notierten Hauptbegleitern zufolge war 2013 offenbar ein *Urtica*-Jahr, 2008 und 2020 wird *Ballota nigra* häufiger genannt). Eine Schwächung der Brennnessel durch die drei letzten, trockenen Jahre in dieser besonnten Teilpopulation wird angenommen.

VM9 (in Hauptpop. M9)

Die Aufnahme im SO der Zäunung enthält weiterhin keine Verbuschung, sie ist 2020 etwas weniger dicht, Melica selbst wurde um eine Stufe weniger deckend geschätzt. Die Aufnahmefläche ist artenärmer geworden: neben geringmächtigen Therophyten sind so unterschiedliche Arten wie die nitrophytische Ruderalart *Anthriscus cerefolium* und die *Waldart Glechoma hederacea* verschwunden. Wie in VM8 trat *Urtica dioica* nur 2013 auf, sukzessive zugenommen hat die stark gefährdete *Hesperis sylvestris.*

Die Entwicklungen in den einzelnen Aufnahmeflächen sind durchaus unterschiedlich, 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 Brennnessel bereits 2013 dokumentiert. In einigen Flächen nahm die Brennnessel 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 Brennnessel durch die drei letzten, trockenen Jahre angenommen. In VM8 zeigt sich dagegen mehr *Ballota 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 5 der 9 Aufnahmen festzustellen, besonders deutlich in VM8. *Rosa canina agg., Prunus spinosa* und *Euonymus europaea* sind die häufigsten Vertreter, gefolgt von Feldahorn *Acer campestre*, der neben der Trauben-Eiche *Quercus petraea* besonders häufig die Überschirmung bildet. In zwei Flächen spielt Verbuschung keine Rolle, in VM3 hat sie abgenommen.

3.4.3. Vegetationsentwicklung in der Dauerfäche P11

Im Anhang finden sich die vollständige vergleichende **Artentabelle** (Tabelle A-3) und **Kopfdaten** der Dauerfläche (Tabelle B-5), sowie ein Foto-Zeitvergleich der Dauerfläche seit 2004 (D-5).

Tabelle 3-16: Entwicklung des Bestände der Dauerflächen P11 mit *Melica altissima* (bedeutsamste 22 von 46 Arten ausgewählt). Arten mit ihrer Abundanz (BBQ, verfeinert).

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

Die am Rande der mittelgroßen Teilpopulation M2 liegende Dauerfläche P11 zeigt eine unerwartete Entwicklung. 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.

Tabelle 3-17: Artenzahl und Anzahl Rote-Liste Arten im Vergleich. RL Ö… Arten der Roten Liste Österreichs RL 1-3… Arten der Roten Liste Österreichs ohne regional gefährdete (Stufe 1-3).

Plot	Jahr	n Arten	n RL Ö
P11V	2004	36	7
P11V	2012	24	5
P11V	2013	35	9
P11V	2020	17	6

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.

3.4.4. Zusammenfassung

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 et al. 2009) aufgrund der zahlreichen kleinen Teilpopulationen als möglich gesehen wurde, ist aber nicht festzustellen.

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 9 Aufnahmen und der Dauerfläche werden unterschiedliche Phänomene in der Bestandesentwicklung 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 Brennnessel bis hin zum gänzlichen Ausbleiben durch die drei letzten, trockenen Jahre beobachtet. Eine Zunahme der Verbuschung durch höhere Deckungen, aber auch zusätzliche Gehölzarten ist in 5 der 9 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 Trockensaums.

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*.

Effekt der Zäunung

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 eine Erhebung vor Errichtung des Zauns fehlt, und dieser im Zentrum der Hauptpopulation errichtet wurde, kann dies nicht mit Sicherheit auf einen Effekt der Zäunung zurückgeführt werden.

Da die **detaillierte Leitertransekt-Untersuchung** bei diesem Durchgang nicht Teil des schlanker gestalteten Monitoringprogramms war, können auch die Details der *Melica*-Entwicklung in der Hauptpopulation nicht so genau beurteilt werden. Etwa die Entwicklung am Ostrand der Teilpopulation, wo 2013 in Leitertransekt 5 eine Ausbreitung beobachtet worden war. Subjektiv blieb die Ostgrenze in der Zäunung in etwa gleich. In den beiden Vegetationsaufnahmen innerhalb der Zäunung wurden geringfügige Rückgänge der *Melica*-Dichte dokumentiert.

Auch Unterschiede zwischen dem eingezäunten Bereich und Außerhalb sind in den Daten nicht abgebildet. 2013 war eine deutliche Zunahme der Dichte innerhalb des Zauns festgestellt worden, ebenso außerhalb nahe dem Zaun, am Südende aber ein Rückgang der Dichte.

Mit den vorhandenen Daten jedenfalls zu belegen sind die verstärkten **Verbuschungsprozesse**, die in der Zäunung ungestört vonstattengehen können. Da 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.

Einnischung 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 stützten kann. Durch dichte Verbuschung gerät sie in Bedrängnis, ihr Optimum liegt in eher lockeren Gebüschen 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.*

3.4.5. Management-Empfehlungen für Melica

Für den Großteil der Teilpopulationen von *Melica altissima* sind keine Maßnahmen erforderlich.

Teilpopulation M9 (Zäunung)

- Entfernung ausgewählter Gehölze in der ***Melica*-Zäunung**

  im Spätherbst-Winter um *Melica* durch die Arbeiten möglichst wenig zu schädigen

  v.a. der dichten Gehölze in der Mitte nahe dem oberen Zaun (Rose, Liguster, Spindelstrauch, Schlehe, Feldahorn, Holler).

  mit Ausnahme eines schon einige Meter hohen Feldahorns im westlichen Viertel.

Teilpopulation M2

- Schlehenmanagement

  Bei Pflege des Trockensaums in Hinkunft Belassen einer mäßigen, niedrigen Schlehenverbuschung; Weiterbeobachtung; im Falle einer Fortsetzung des negativen Trends in der Teilpopulation mäßige Auflichtung der dichten, hohen Schlehen (2020 4m hoch) im Westen.

- Weitere Beobachtung der Entwicklung

4. Literatur

BASSLER G. & KARRER G. (2015): Armeria arenaria – Erstnachweis für Österreich im Nationalpark Thayatal. Neilreichia 7: 83–94.

BOHNER, A., FRÖHNER S. E., LEINWEBER, P. UND M. SCHINK (2014): Rotschwingel-Straußgraswiesen im Naturpark Sölktäler (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. JR. & KAPLAN Z. (2012): Checklist of vascular plants of the Czech Republic. – Preslia 84: 647–811.

FISCHER, M. A., K. OSWALD & W. ADLER (2008): Exkursionsflora für Österreich, Liechtenstein und Südtirol. 3. Auflage. Biologiezentrum der Oberösterreichischen Landesmuseen [Hrsg.], Linz. 1391 Seiten.

GILLI, G., GUTERMANN, W. BILLENSTEINER, A & H. NIKLFELD (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. Vcrh. Zool.-Bot. Ges. Österreich 130 (1993): 127-133.

NIKLFELD, H., (1999): Hrsg: Rote Listen gefährdeter Pflanzen Österreichs. Grüne Reihe des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie Band 10. austria medien service, Graz.

SCHMITZBERGER, I. & B. THURNER (2009): Populationsmonitoring ausgewählter floristischer Besonderheiten im Nationalpark Thayatal. Studie i.A. der Nationalparkverwaltung Thayatal. 90 Seiten.

SCHMITZBERGER, I.& B. THURNER (2012): Vegetationsökologisches Monitoring von waldfreien Habitaten im Nationalpark Thayatal – Erste Wiedererhebung. Endbericht. i.A. der Nationalparkverwaltung Thayatal. 215 Seiten + 204S Anhang.

SCHMITZBERGER, I., B. THURNER & W. WILLNER (2013): Untersuchungen ausgewählter Arten im Nationalpark Thayatal: Populationsmonitoring Melica altissima und Stipa dasyphylla. Studie i.A. der Nationalparkverwaltung Thayatal. 106 Seiten + Anhang.

SCHMITZBERGER, I., B. THURNER, T. WRBKA (2010): Melica altissima und Stipa dasyphylla – Populationsmonitoring für zwei floristische Besonderheiten im Nationalpark Thayatal. Wissenschaftliche Mitteilungen aus Niederösterreichen Landesmuseum 21: 195-208.

SCHMITZBERGER, I., T. WRBKA , B. THURNER (2005): Vegetationsökologisches Monitoring von waldfreien Habitaten im Nationalpark Thayatal – Endbericht. i.A. der Nationalparkverwaltung Thayatal. 140 Seiten.

WRBKA, T., B. THURNER & I. SCHMITZBERGER (2001a): Vegetationskundliche Untersuchung der Trockenstandorte im Nationalpark Thayatal. i.A. der Nationalparkverwaltung Thayatal. 144 Seiten + Anhang.

WRBKA, T., B. THURNER & I. SCHMITZBERGER (2001b): Vegetationskundliche Untersuchung der Wiesen und Wiesenbrachen im Nationalpark Thayatal. i.A. der Nationalparkverwaltung Thayatal. 156 Seiten+ Anhang.

ZULKA, K.P., GILLI, C., PATERNOSTER, D., BANKO, G., SCHRATT-EHRENDORFER L. & NIKLFELD, H. (2020): Wir schützen Österreichs Naturerbe. Die Bedeutung der österreichischen Nationalparks für den Schutz, die Bewahrung und das Management von gefährdeten, endemischen und subendemischen Arten und Lebensräumen. Umweltbundesamt.

Anhangband

Anhang A Artenlisten

Anhang B Listen

Anhang C Skizzen von Teilpopulationen und Aufnahmen

Anhang D Fotodokumentation der Dauerflächen