©Amt der Niederösterreichischen Landesregierung,, download unter www.biologiezentrum.at

Wiss. Mitt. Niederösterr. Landesmuseum	**21**	195-208	St. Pölten 2010

Melica altissima und *Stipa dasyphylla* – Populationsmonitoring für zwei floristische Besonderheiten im Nationalpark Thayatal

Ingrid Schmitzberger, Barbara Thurner, Thomas Wrbka

Zusammenfassung

Der Nationalpark Thayatal beherbergt unter vielen anderen seltenen Pflanzenarten zwei Grasarten (*Melica altissima*, *Stipa dasyphylla*), deren einziger Fundort in Österreich jeweils ein einziger Trockenstandort im Nationalpark Thayatal ist. Starke wildökologische Einflüsse durch Wildschweine führten zur Anlage von je einem Wildausschlusszaun im Jahr 2006. Es wurde ein Monitoringsystem zur Beobachtung der Populationsdynamik unter besonderer Berücksichtigung der wildökologischen Thematik eingerichtet und erstmals erhoben. Im Zentrum stehen dabei sogenannte Leitertransekte. In der Wildausschlusszäunung von *Stipa dasyphylla* befinden sich 2 im Rahmen eines allgemeinen vegetationsökologischen Monitorings 2004 eingerichtete Permanent Plots, die in das Populationsmonitoring integriert wurden. Dadurch war es möglich, erste Effekte des Wildausschlusses auf den Federgras-Trockenrasen zu analysieren: Die Vegetation ist dichter geworden, *Stipa dasyphylla* selbst hat deutlich zugenommen, weitere Gewinner sind Arten die unter Stress Konkurrenzstärke zeigen (CS-Strategen) und CSR-Arten. Die Artenzahl jedoch hat, v.a. auf Kosten kurzlebiger Ruderalstrategen, abgenommen. Weiters wurde eine massive Streuansammlung beobachtet, die auf lange Sicht als problematisch angesehen wird. Die Leitertransekte innerhalb und außerhalb der Zäunung unterscheiden sich in ähnlicher Weise. Die Resonanz von *Melica altissima* auf wildbedingte Störung wurde weniger erhellt. Es konnten noch keine eindeutigen Effekte der Zäunung festgestellt, jedoch Fragen geschärft werden, die das Monitoringsystem in Zukunft beantworten soll.

Abstract

Melica altissima and *Stipa dasyphylla* – population monitoring for two floristic specialities in Thayatal National Park.

Melica altissima, *Stipa dasyphylla* are two grasses whose only location in Austria is in the Thayatal National Park. Both inhabit dry grasslands and are subject to strong disturbance by wild boar. In 2006 a game exclusion was installed in a part of each population. In this study a monitoring system was set up in order to observe their population dynamics. The core elements are transects in the form of a ladder

©Amt der Niederösterreichischen Landesregierung,, download unter www.biologiezentrum.at

("Leitertransekte"). Special emphasis was laid on the effects of game exclusion. In the fenced population of *Stipa dasyphylla* there are 2 permanent plots that are part of a broad vegetation ecological monitoring set up in 2004. Their repetition was included in the population monitoring and enabled first results on the effects of game exclusion: The vegetation had become more dense, the feather grass itself had grown higher. Other winners are competitive species under stress (CS-strategists) and CSR-strategists. Species number decreased, especially at the expense of short lived ruderals. Massive biomass accumulation in the fencing is considered problematic at long sight. The transects showed similar effects as the chronological comparison of the permanent plots for *Stipa dasyphylla*. The response of *Melica altissima* to disturbance by wild boar is still unclear. No definite effects of game exclusion could be detected so far. But the observations permitted to identify the questions the monitoring system should focus on in future.

Keywords: population monitoring, *Melica altissima*, *Stipa dasyphylla*, population dynamics, permanent plot, wild boar, disturbance, game exclusion

Einleitung

Unter der Vielzahl botanischer Besonderheiten im Nationalpark Thayatal ragen zwei in Österreich vom Aussterben bedrohte (NIKLFELD 1999) Grasarten besonders heraus, deren einziger Standort in Österreich jeweils ein einziger Trockenstandort im Nationalpark Thayatal ist: Das Hohe Perlgras (*Melica altissima*, Abb. 1) und das Weichhaarige Federgras (*Stipa dasyphylla*). Beide haben ein pontisch-pannonisch-(sibirisches) Areal (CONERT 1998, WELK et al. 2004). Das nächstgelegene Vorkommen von *Stipa dasyphylla* befindet sich nahe Znaim, sie kommt in Tschechien im Böhmischen Mittelgebirge und in den Trockengebieten der Flusstäler von Iglau und Oslava vor. Die Verbreitung von *Melica altissima* in Süd-Osteuropa reicht von der Slowakei über Ungarn zum Balkan, dann weiter bis Russland, Türkei, Iran (CONERT 1998, TUTIN et al. 1980).

Beide Populationen sind sehr klein und räumlich stark begrenzt. Gemeinsam ist ihnen zudem, dass sie einen Extremstandort besiedeln, an dem auch klimatische Schwankungen zwischen den Vegetationsperioden ihren Einfluss auf die Populationsdynamik ausüben. Gleichzeitig wurden in beiden Bereichen in den letzten Jahren massive wildökologische Einflüsse durch Wildschweine beobachtet. Dem NP Thayatal kommt die Aufgabe zu, diese Populationen in möglichst gutem Zustand zu erhalten und gegebenenfalls rechtzeitig adäquate Managementmaßnahmen zu setzen. Grundvoraussetzung dafür ist eine Beobachtung mit fundierten wissenschaftli-

©Amt der Niederösterreichischen Landesregierung,, download unter www.biologiezentrum.at

chen Methoden. Daher wurde ein Monitoring eingerichtet, das, um Schwankungen interpretieren zu können, neben einer reinen Beobachtung der Populationsgröße auch wichtige abiotische (Substrat), v. a. aber biotische Einflussparameter miteinbezieht. Letztere betreffen das wildökologisches Umfeld (Störung – Ruderalisierung – Nitrifizierung), Gehölze als habitatmodifizierende Komponente, sowie Konkurrenz durch andere hochwüchsige Gräser und Stauden.

Bei beiden Arten existiert seit 2006 eine Wildausschlusszäunung, die einen wesentlichen Anteil der jeweils größten Teilpopulation betrifft. Dies war bei der Flächenauswahl zu berücksichtigen.

Abb. 1: *Melica altissima*

Material und Methoden

Es wurde ein hierarchisches Monitoringsystem (Traxler 1997) mit 3 Ebenen entwickelt und ersterhoben. Thematisch ist es dem Typus eines Zieltypenmonitorings (Traxler 1997) zuzuordnen. In allen 3 Hierarchiestufen wurden neben der jeweiligen Zielart auch Begleitarten und ausgewählte Umweltfaktoren erfasst (Tab. 1).

Feststellen der Populationsgröße

Da das genaue Ausmaß der Populationen beider Arten unsicher war, wurde zunächst die Umgebung der bekannten Standorte abgesucht. Die Fundpunkte von Teilpopulationen (teilweise nur wenige Grashorste) wurden per GPS verortet und auf einem Luftbild eingezeichnet. Neben einer Kurzbeschreibung wurde eine Auswahl

©Amt der Niederösterreichischen Landesregierung,, download unter www.biologiezentrum.at

Tab. 1: Zusammenfassung der methodischen Ansätze des hierarchischen Populationsmonitorings der beiden Zielarten. S … *Stipa dasyphylla*, M … *Melica altissima*, BBQ … Abundanzschätzung nach Braun-Blanquet

<table>
<tr><th>Erhebungsebene</th><th>Zielart</th><th>Begleitarten</th><th>Umweltfaktoren</th></tr>
<tr><td>Gesamtpopulation</td><td colspan="3">selektive Kartierung von Teilpopulationen</td></tr>
<tr><td>S Frauenhaarberg
M Umlaufberg</td><td>Kartierung & Verortung aller Teilpopulationen</td><td>5 wichtigste Begleitarten</td><td>Gehölz-Nachbarschaft, Substrat, Wühlung</td></tr>
<tr><td>Vergesellschaftung</td><td colspan="2">vollständige Artenliste</td><td></td></tr>
<tr><td>S Permanent Plot 1. Wiedererheb.
M Vegetationsaufnahmen</td><td colspan="2">Abundanz in Prozent
Abundanz nach BBQ</td><td>Offenboden,
Tote Biomasse %</td></tr>
<tr><td>Detailuntersuchung</td><td colspan="3">Leitertransekt-Methode:
Linien-Punkt-Taxierung entlang von Mikrotransekten</td></tr>
<tr><td>S Zäunungsfläche - Vergleichsfl. (4 Leitern)
M Zäunungsfläche - Vergleichsfl. (5 Leitern)</td><td>Deckung</td><td>Präsenz</td><td>Deckung:
Gehölze
Substrat
Offenboden
Tote Biomasse</td></tr>
</table>

von Umweltparametern in Kategorien (vgl. Tab. 1), die Größe einer Teilpopulation hingegen in einer logarithmischen Skala geschätzt. Eine Lageskizze, in der die Horste bzw. dicht gedeckten Bereiche im Bezug zu auffälligen Gehölzen, Felsen, etc. eingetragen wurden, soll später beim Wiederfinden und der Beurteilung grober Veränderungen helfen.

Entwicklung einer Dauerbeobachtungsmethode: der Leitertransekt

Die Herausforderung war die Entwicklung einer Dauerbeobachtungsmethode, die den grundsätzlichen Anforderungen an ein Monitoring (v. a. Wiederholbarkeit, statistische Auswertbarkeit) mit spezifischen Anforderungen, die sich aus den konkreten Wuchsorten und logistischen Überlegungen ergaben, gerecht wird:

-) Die insgesamt relativ kleine Standortsfläche, sowie die Verteilung der Population in eine größere zusammenhängende und mehrere kleinere Teilpopulationen
-) Möglichst effiziente Verteilung der Stichproben über ein großes Spektrum von Kleinstandorten innerhalb des Habitats: Durch die Lage auf kleinen Freiflächen am teilweise felsdurchsetzten Hang sind auf engstem Raum kleinstandörtliche Unterschiede im Bezug auf Besonnung/Beschattung, Bodenbeschaffenheit zu erwarten
-) Möglichstes Kleinhalten der Störung beim Erhebungsvorgang
-) Ermöglichung einer effizienten Verortung, ebenfalls bei Geringhaltung der dadurch verursachten Störung.
-) Überschaubarer Erfassungsaufwand

©Amt der Niederösterreichischen Landesregierung,, download unter www.biologiezentrum.at

Es wurde daher eine Abwandlung einer Linien-Punkt-Taxierung (TRAXLER 1997) – die Leitertransekt-Methode – enwickelt. Das Erhebungs-design hat dabei die Form einer Leiter mit Sprossen von 2 m Länge in einem Abstand von 1 m. Diese Leitern werden mit Maßbändern und Stäben möglichst eingriffsarm in den Bestand gelegt und ihre Eckpunkte zum exakten Wiederauffinden mit Vermessungsrohren bodeneben vermarkt (vgl. Abb. 2).

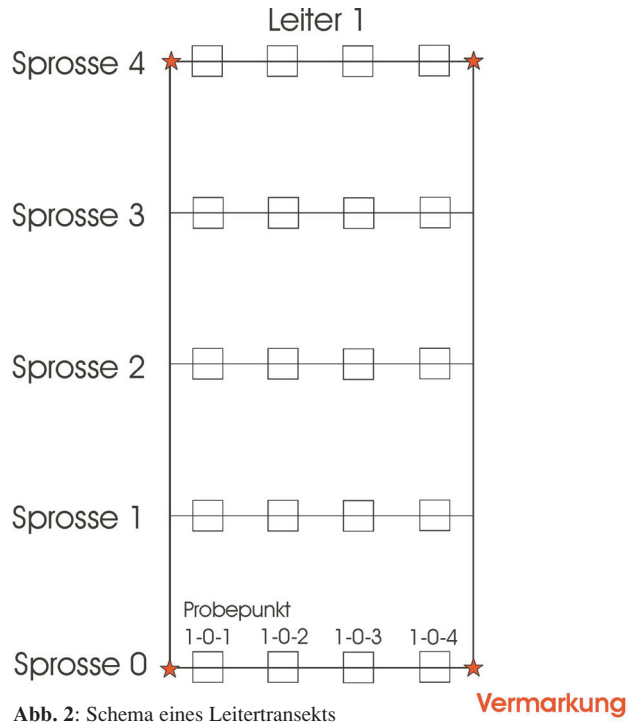

Abb. 2: Schema eines Leitertransekts

Beprobt werden so genannte „erweiterte Probepunke“ (in der Folge als Probepunkte bezeichnet), die in regelmäßigen Abständen an den Sprossen angeordnet sind. Die Größe und folglich der Abstand dieser „erweiterten Probepunke“ ist von der Bestandesstruktur abhängig und wurde bei *Stipa* mit 10 x 10 cm, bei *Melica* mit 20 x 20 cm festgelegt, da an einem echten Punkt eine zu geringe Datendichte zu erwarten wäre. In Abb. 3 sind 2 „erweiterte Probepunkte“ entlang einer Leitersprosse im Bestand von *Melica altissima* zu sehen. Erhoben wurden die Deckung der Zielart, ausgewählte Standortsparameter sowie die Begleitarten (Präsenz) (vgl. Tab. 1).

Die Auswahl der Lage der Leitertransekte, ebenso wie ihre Länge konnte aufgrund der räumlichen Gegebenheiten keinem vorher festgelegten, zufälligen oder stratifizierten Schema folgen. Es wurde daher versucht, Leitertransekte über die Teilpopulationen so zu verteilen, dass die standörtliche Bandbreite abgedeckt wurde – gezäunte und ungezäunte Bereiche sind dabei in ähnlichem Ausmaß repräsentiert.

In der *Melica*-Population wurden 5 Leitern (à 4-15 Sprossen) mit insgesamt 160 Probepunkten, (davon 88 in der Zäunung), in der *Stipa*-Population 4 Leitern (à 5-10 Sprossen) mit insgesamt 203 Probepunkten (98 in der Zäunung) eingerichtet, verortet und erhoben.

Sie stellen die Vergleichsgrundlage für spätere Monitoringdurchgänge dar und

©Amt der Niederösterreichischen Landesregierung,, download unter www.biologiezentrum.at

erlauben verschiedene statistische Auswertungen zum Zusammenhang von Zielart, Standortsparametern und Begleitarten. Aus den Begleitarten wurden ökologische Summenwerte wie mittlere Ellenbergwerte (ELLENBERG et al. 1992) und Verteilung Ökologischer Strategietypen nach Grime (GRIME 1974, 1979, GRIME et al. 1988; KLOTZ & KÜHN 2002) abgeleitet. Der Deckungswert einer solchen Artengruppe berechnet sich aus der Summe der Deckungswerte der zugeordneten Arten.

Abb. 3: „erweiterte Probepunkte" im Bestand von *Melica altissima*

Wiedererhebung Permanent Plots

Im Hauptbestand von *Stipa dasyphylla* existieren zwei Permanent Plots, die im Rahmen eines Vegetationsmonitorings waldfreier Standorte (SCHMITZBERGER & WRBKA 2005) 2004 angelegt wurden. Ihre Wiedererhebung im Rahmen des gegenständlichen Projekts bot somit, zumindest bei einer der beiden Arten, die Möglichkeit eines ersten Zeitvergleichs und bringt den Aspekt der Vergesellschaftung der Arten im Vegetationsbestand ein. Beide Plots liegen nunmehr in der Zäunung, mit dem Vergleich der beiden Zeitschritte werden also Effekte des Wildausschlusses analysiert.

Jede Dauerfläche (Permanent Plot) umfasst 4 m² und wird weiter unterteilt in 4 Subplots von je 1 m². Ihre Eckpunkte wurden dauerhaft mit Vermessungsrohren aus Stahl vermarkt. Für jeden dieser Subplots wurde eine vollständige Artenliste erstellt und die Deckung jeder Art in Prozentschritten genau geschätzt, außerdem die Gesamtdeckung der einzelnen Vegetationsschichten und der Toten Biomasse, sowie die mediane Vegetationshöhe. Um die Schätzungenauigkeit zu minimieren, wird im 2 Personen-Team gearbeitet.

©Amt der Niederösterreichischen Landesregierung,, download unter www.biologiezentrum.at

Ergebnisse

Teilpopulationen

Es wurden insgesamt 9 Teilpopulationen von *Melica altissima* gefunden. Die größte mit ca. 200 m² ist dabei die altbekannte, in der 2006 die Wildschweinausschluss-Zäunung angelegt wurde. 4 Teilpopulationen sind sehr klein (unter 10 m²), nur eine erreicht eine Größe nahe 100 m².

Auch bei *Stipa dasyphylla* wurden neun verschiedene Teilpopulationen gefunden. Die größte und dichteste ist dabei die von den Vorstudien bekannte, während die übrigen sehr klein waren und zum Teil nur aus einem oder wenigen Horsten bestehen.

Zusammenhänge mit Standortsfaktoren

Bei beiden Arten konnte ein Zusammenhang zwischen dem Zielartvorkommen und dem Standortsfaktor Offenboden (*Melica altissima*: Spearman-Rho-r = –0,171; p = 0,031*; *Stipa dasyphylla*: Spearman-Rho-r = –0,169, p = 0,016*) festgestellt werden. *Stipa dasyphylla* zeigt zudem eine Korrelation mit Toter Biomasse (Spearman-Rho-r = +0,152, p = 0,031*), d.h höhere Deckungswerte von *Stipa* finden sich etwas bevorzugt bei geringem Offenboden und sind häufiger mit größeren Mengen Toter Biomasse assoziiert.

Wildausschluss

Obwohl primär für den Zeitvergleich konzipiert, wurde versucht die Leitertransekte innerhalb und außerhalb der Wildausschlusszäunung bereits im Simultanvergleich auszuwerten. Für *Melica altissima* konnten dabei keine signifikanten Unterschiede in den Standortsfaktoren sowie den aus den Begleitarten errechneten ökologischen Summenparametern erkannt werden, da sich die Unterschiede zwischen den Teilpopulationen als größer erwiesen.

Bei den Leitertransekten in der *Stipa dasyphylla*-Population dagegen zeigen sich bereits jetzt viele signifikante Unterschiede zwischen den Probepunkten innerhalb (n=98) und außerhalb (n=105) der Wildschweinausschluss-Zäunung (vgl. Tab. 2). Besonders auffällig ist, dass in der Zäunungsfläche viel weniger Offenboden zu finden ist als außerhalb, während die Tote-Biomasse-Deckung viel höher (geworden) ist. Weiters erwiesen sich die Probepunkte innerhalb der Zäunung als artenreicher (höhere mittlere Artenzahl). Auch hinsichtlich der mittleren Ellenbergwerte zeigen sich hochsignifikante Unterschiede. So ist die Vegetation innen etwas wärmeliebender, aber auch eine Spur weniger trockniszeigend. Der Bestand ist zwar insgesamt

©Amt der Niederösterreichischen Landesregierung,, download unter www.biologiezentrum.at

sehr mager (unter 3 – Magerkeitszeiger), doch außerhalb der Zäunung signifikant weniger mager als innen. Darin könnte sich der Nährstoffeintrag durch die Wildschweine widerspiegeln.

Tab. 2: Ergebnisse des Mittelwertvergleichs (T-Test) zwischen den Probepunkten innerhalb und außerhalb der Zäunungsfläche bei *Stipa*. Werte: Deckungs% (außer Artenzahl)

Parameter	T-Test für die Mittelwertgleichheit			Mittelwert	
	T	Signifikanz		innerhalb	außerhalb
Gehölze	0,019	0,985	n.s.		
Tote Biomasse	-8,648	0,000	***	3,15	1,90
Offenboden	8,296	0,000	***	0,57	2,60
Bodenskelett	-1,563	0,120	n.s.		
Artenzahl	-7,256	0,000	***	9,52	7,11
mittlere Lichtzahl	1,808	0,072	n.s.		
mittlere Temperaturzahl	-3,333	0,001	**	6,10	5,93
mittlere Feuchtezahl	-2,959	0,003	**	3,17	3,03
mittlere Stickstoffzahl	5,149	0,000	***	2,30	2,70

Zeitvergleich der Permanent Plots

Bereits der subjektive Vergleich der Fotodokumentation der beiden Permanent Plots (in Abb. 4, 5 exemplarisch präsentiert für Plot 16) von 2004 (vor der Wildausschlusszäunung) und 2008 (2 Jahre nach dieser) zeigt eine dichter und üppiger gewordene Vegetation, die sich etwa in einer starken Erhöhung der Krautschichtdeckung in 7 der 8 Subplots abbildet. In Tab. 3 ist die über die je 4 Suplots gemittelte Krautschichtdeckung und ihre Veränderung von 2004 bis 2008 dargestellt. Wesentlich extremer ist die Zunahme von Toter Biomasse, die 2004 im Wildeinflussregime beinahe nicht vorhanden war, nach nur 2 Jahren Wildausschluss allerdings bereits weit mehr als ein Viertel bis fast die Hälfte der Fläche abdeckt.

Die Artenzahlen haben auf hohem Niveau abgenommen. Schaut man etwas genauer, so treten Unterschiede hinsichtlich der Ökologischen Strategietypen zu Tage (Tab. 4): Relativ unverändert blieben die Gruppen der Konkurrenz-Stress-Strategen (CS), zu denen Arten von Trockenstandorten typischerweise zählen, und der intermediären Konkurrenz-Stress-Ruderalstrategen (CSR). Verluste gab es dagegen v.a. bei den Ruderal- (R) und Stress-Ruderalstrategen (SR). Dabei handelt es sich um zarte, einjährige Arten, die von der Störung durch die Wildschweine profitiert hatten (vgl. Tab. 6).

Bezieht man die Deckungswerte in die Betrachtung mit ein, so wird das Bild leicht variiert (Tab. 5): Die insgesamt am häufigsten vertretenen Gruppen der CSR- und CS-Strategen, deren Artenzahl recht konstant geblieben war, haben in den

©Amt der Niederösterreichischen Landesregierung,, download unter www.biologiezentrum.at

Deckungswerten die größten Zuwächse. Stress-Ruderalstrategen (SR) haben in der Menge (wie in der Artenzahl) signifikant abgenommen, bei den Ruderalstrategen ist

Abb. 4: Plot 16 im Jahr 2004

Abb. 5: Plot 16 im Jahr 2008

©Amt der Niederösterreichischen Landesregierung,, download unter www.biologiezentrum.at

Tab. 3: Verschiedene Parameter im Zeitvergleich: Mittlere Krautschichtdeckung (%); Mittlere Deckung von Toter Biomasse (%); Artenzahlen

	Plot	2004	2008	Differenz
Krautschichtdeckung	P16	58,75	80,00	21,25
	P17	63,75	71,25	7,50
Tote-Biomassedeckung	P16	3,00	28,75	25,75
	P17	3,75	40,00	36,25
Artenzahlen	P16	58	51	-7
	P17	56	48	-8

die Abnahme von 4,8 auf 4,1 % im Mittel jedoch nicht signifikant. Neu hingegen ist die massive Zunahme auch der Stresstoleranten (S), die, wie sich zeigt (Tab. 6), einzig auf die massive Zunahme von *Sedum sexangulare* zurückzuführen ist.

Wendet man nun den Blick auf die einzelnen Arten mit ausgeprägten Deckungsänderungen (vgl. Tab. 6), so ist zuallererst die starke Zunahme der Zielart *Stipa dasyphylla* selbst hervorzustreichen. Mit ihr waren ein weiteres Horst-Gras (*Festuca valesiaca*) und Rosettenpflanzen (*Inula hirta*, *Inula oculus-christi*, *Achillea nobilis*) aus der Gruppe der CS-Strategen, unter den CSR Strategen Chamaephyten wie *Teucrium chamaedrys* und *Origanum vulgare* die Hauptgewinner.

Unter den Ellenberg-Zeigerwerten ist eine leichte Erhöhung des mittleren

Tab. 4: Unterschied in den Artenzahlen von Plot 16 und 17 nach Ökologischen Strategietypen. c ... Konkurrenz-, r ... Ruderal-, s ... Stresstoleranzstrategen (nach GRIME 1974, KLOTZ & KÜHN 2002)

Plot	Jahr	c	cr	cs	csr	r	s	sr
P16	2004	10	3	9	22	8	1	4
P16	2008	8	2	9	23	5	1	2
	Differenz	-2	-1	0	1	-3	0	-2
P17	2004	8	1	11	24	7	1	4
P17	2008	5	1	12	23	3	1	3
	Differenz	-3	0	1	-1	-4	0	-1

Tab. 5: Signifikante Unterschiede (T-Test) in den mittleren Deckungswerten in den Artenzahlen von Plot 16 und 17 nach Ökologischen Strategietypen c... Konkurrenz-, r... Ruderal-, s ... Stresstoleranzstrategen (nach GRIME 1974, KLOTZ & KÜHN 2002)

		Sig. (2-seitig)	Mittelwert	
Thema	Parameter	beide Plots	2004	2008
Ökologische Strategietypen	CS	0,022 *	19,36	34,70
	CSR	0,000 ***	32,51	49,83
	S	0,011 *	2,64	11,63
	SR	0,000 ***	2,16	0,64
Ellenberg-Zeigerwerte	Temperatur	0,021 *	5,96	6,07

©Amt der Niederösterreichischen Landesregierung,, download unter www.biologiezentrum.at

Temperaturwerts signifikant (Tab. 5), Licht-, Stickstoff- und Feuchtezeiger zeigen keine signifikanten Veränderungen. Im Vergleich dazu ist im Simultanvergleich der Leitertransekte im gezäunten Bereich auch ein höherer Feuchtewert, sowie ein niedrigerer Stickstoffwert festzustellen (vgl. Tab. 2).

Diskussion

Obwohl das Monitoringsystem primär zur Beobachtung der Populationsdynamik über einen längeren Zeitraum hinweg konzipiert wurde, konnten durch die Erfassung von Standortsfaktoren bereits nach der Ersterhebung statistische Auswertungen zur Einnischung der beiden Zielarten durchgeführt werden. Auswertungen waren auch zum Vergleich der Wildausschlussfläche mit den ungezäunten Bereichen möglich. Vor allem bei *Stipa dasyphylla* sehr ergiebig, belegen sie dieselben Phänomene, die

Tab. 6: Durchschnittliche Änderung der Deckungswerte (Deckungs-%) ausgewählter Arten in den Permanent Plots P16 und P17. Die hinteren Spalten stellen die über die je 4 Subplots gemittelten Deckungswerte in den beiden Erhebungsjahren 2004 und 2008 dar.

				P16		P17	
Art	Strategietyp	Diff. P16	Diff. P17	2004	2008	2004	2008
… mit starker Zunahme							
Teucrium chamaedrys	csr	14,25	11,00	5,50	19,75	4,00	15,00
Sedum sexangulare	s	11,50	6,48	4,75	16,25	0,53	7,00
Stipa dasyphylla	cs	1,01	2,25	7,00	22,00	8,25	10,50
Asperula cynanchica	csr	1,25	14,25	1,00	2,25	1,75	16,00
Festuca valesiaca	cs	2,75	0,50	1,00	3,75	2,00	2,50
Inula oculus-christi	cs	-1,50	4,48	4,25	2,75	7,28	11,75
Origanum vulgare	csr	2,25	0,63	1,25	3,50	0,38	1,00
Inula hirta	cs	0,50	2,25	0,50	1,00	2,25	4,50
Achillea nobilis	cs	2,75		0,50	3,25	0,00	0,00
… Problemarten							
Brachypodium pinnatum	cs		0,25	0,00	0,00	0,00	0,25
Calamagrostis epigejos	c	0,25		0,00	0,25	0,00	0,00
… mit starker Abnahme							
Arenaria leptoclados	r	-1,00	-1,50	1,50	0,50	2,00	0,50
Viola arvensis	r	-1,25	-0,38	1,25	0,00	0,50	0,13
Odontites vernus	r	-0,25	-0,08	0,75	0,50	0,08	0,00
Veronica dillenii	sr	-0,03	-0,25	0,03	0,00	0,28	0,03
Arabis auriculata	csr		-0,15			0,15	0,00
Myosotis ramosissima	sr		-0,13			0,13	0,00
Vicia hirsuta	r	-0,13		0,13	0,00		
Veronica arvensis	r	-0,13		0,13	0,00		
Myosotis arvensis	r	-0,13		0,25	0,13		
Buglossoides arvensis	cr	-0,13		0,13	0,00		

©Amt der Niederösterreichischen Landesregierung,, download unter www.biologiezentrum.at

sich auch im Zeitvergleich der beiden Permanent Plots (vor/nach dem Wildausschluss) manifestierten:

Die zwischen 2004 und 2008 in den beiden Dauerflächen des *Stipa dasyphylla*-Federgrasrasens beobachteten Veränderungen sind vielfach positiv. Die Vegetation ist dichter und vielschichtiger geworden. Die ehemals durch die starke Störung (Betritt durch Wild) offenen Stellen sind vor allem von an den Trockenstress angepassten Spezialisten (S-Strategen: *Sedum sexangulare*), von Arten die unter Stressbedingungen Konkurrenzstärke zeigen (CS-Strategen: *Stipa dasyphylla*, *Inula oculus-christi*) und von Vertretern des intermediären Typ der CSR-Strategen (*Asperula cynanchica*, *Teucrium chamaedrys*) geschlossen worden. Dem Faktor des Trockenstress kommt also jetzt ein höheres Gewicht zu, da der Faktor der Störung durch den Wildausschluss weggefallen ist.

Besonders erfreulich ist die kräftige Zunahme der Zielart *Stipa dasyphylla* selbst: Es scheint so, als ob die Wegnahme der starken Störung durch den Wildausschluss die punktgenau richtige Maßnahme für diese Zielart gewesen ist. Ob auch die niederschlagsreichen aber warmen Wetterverhältnisse in den relevanten Jahren 2006-2008 eine Rolle gespielt haben, kann nur spekuliert werden.

Die Artenzahlen haben zwar insgesamt abgenommen: Verschwunden sind v.a. einjährige Arten, die 2004 nur in geringsten Mengen, z.T. nur in winzigen Einzelexemplaren, dokumentiert wurden. Darunter waren allerdings nicht nur ruderale Allerweltsarten wie etwa *Viola arvensis* oder *Veronica arvensis*, sondern auch seltenere, als gefährdet eingestufte Einjährige, wie etwa *Veronica dillenii* oder *Odontites vernus*.

Unter starker Störung wird offenbar der Bestandesabfall recht effektiv zertreten und zerkleinert, sodass er entweder abgespült oder rascher zersetzt wird. Nach ihrem Wegfall kam es zu einer sehr raschen und massiven Biomasseakkumulation, die über kurz oder lang, wenn nicht unbedingt das Federgras selbst, so doch den Federgrasrasen negativ beeinflusst: Die Streuschicht wirkt als Isolationsschicht, die die Keimung der Steppenarten hemmt. Als Folgeeffekt der Biomasseakkumulation (durch eine Erhöhung der Bodenfeuchte und dadurch verstärke N-Mineralisierung) ist eine Verschiebung der Artenzusammensetzung zugunsten N-liebender Arten vorstellbar, die derzeit noch nicht zu beobachten ist.

Wenn dann unter den neu gefunden Arten die verbrachungszeigenden Gräser *Calamagrostis epigeios* und *Brachypodium pinnatum* (vgl. Tab. 6) – wenn auch derzeit erst in kleinsten Mengen – auftreten, so könnte das den Beginn einer nicht erwünschten Entwicklung in Richtung Versaumung andeuten, der eingehender Beobachtung bedarf.

Die Rasanz der Entwicklung ist erstaunlich – die beobachteten Veränderungen

©Amt der Niederösterreichischen Landesregierung,, download unter www.biologiezentrum.at

haben ja seit der Zäunung im Sommer 2006 in nur 2 Jahren stattgefunden – und legt nahe, dass die weitere Vegetationsentwicklung in den nächsten Jahren in sehr kurzen Abständen beobachtet werden sollte.

Als Hypothese wird formuliert: Wild-impact auf niedrigem Niveau (nicht nur durch Wildschweine) ist positiv für den Federgrasrasen. Mildes Trampling fördert die Zersetzung des Bestandesabfalls, geringfügige Öffnung des Bodens schafft Platz für wärmeliebende Begleitarten.

Bei *Melica altissima* liefern die Auswertungen der Leitertransekte derzeit nur wenige gesicherte Erkenntnisse zur genauen Einnischung der Zielart, sie dienen aber zum Spezifizieren von Hypothesen, deren Klärung in den Folge-Durchgängen anzustreben ist:

Im Gegensatz zu *Stipa daysphylla* ist die Resonanz von *Melica altissima* auf wildbedingte Störung weiterhin unklar. In der Wildausschlussfläche wächst sie sehr vital und üppig. Der Wildausschluss kann dafür zum derzeitigen Wissenstand aber nicht verantwortlich gemacht werden, da dieser die größte, auch sonst abweichende Teilpopulation weitgehend umfasst.

Direkt an Stellen mit offenem Boden wächst *Melica altissima* nicht besonders gern. Möglicherweise hat diese Art ein sehr ambivalentes Verhältnis zu Störung: Zum Keimen braucht sie offene Stellen, ist die Störung allerdings zu hoch, steigt die Wahrscheinlichkeit, bereits im Jugendstadium wieder zerstört zu werden. Im Konkurrenzverhältnis mit den begleitenden Nitrophyten stellt sich die Frage, ob *Melica* oder diese eher von der durch die Wildschweine verursachten Stickstoffmobilisierung profitieren.

Eine Biomasseakkumulation wie in der Zäunungsfläche von *Stipa* ist bei *Melica* (noch) nicht nachzuweisen, da auch in den anderen Teilpopulationen Tote Biomasse immer wieder vorkommt.

Eine mehr oder weniger plötzliche Lichtstellung durch die Absterbensdynamik am Rand von (halb)natürlichen Freiflächen scheint normaler Bestandteil ihres Habitats zu sein. In der Haupt-Teilpopulation wurde eine solche durch das Entfernen einer großen Kornellkirsche simuliert. Liebt *Melica* diese Lichtstellungen oder leidet sie darunter? Können andere Arten die Lichtstellung besser nutzen und damit *Melica* in Bedrängnis bringen? So provozieren im freigestellten Bereich wüchsige Rosen im Peitschenstadium die Frage, wie sich diese im Verhältnis zu *Melica altissima* entwickeln werden.

Aus der Tatsache, dass wir doch einige, teilweise recht kleine, Teilpopulationen finden konnten, auf eine Ausbreitungstendenz der Population zu schließen, ist zwar höchst spekulativ, doch sollte das Thema bei zukünftige Monitoringdurchgängen spezielles Augenmerk erhalten.

©Amt der Niederösterreichischen Landesregierung,, download unter www.biologiezentrum.at

Danksagung

Besonderer Dank gilt Christian Übl von der Nationalparkverwaltung für seine kooperative Unterstützung. David Bock sei gedankt für Anmerkungen zum Manuskript.

Literatur

CONERT, H. J. (Hrsg.) (1998): Illustrierte Flora von Mitteleuropa / Gustav Hegi.: Bd. 1, Teil 3. Spermatophyta: Angiospermae: Monocotyledones, 1 (2). Poaceae (echte Gräser oder Süßgräser), 3. Aufl. – Blackwell Wissenschafts-Verlag: Berlin Wien, 898 pp.

ELLENBERG, H., WEBER, H. E., DÜLL, R., WIRTH, V., WERNER, W., PAULISSEN, D. (Hrsg.) (1992): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. (2. Aufl.) – Scripta Geobotanica 18: 1-248

GRIME, J. P. (1974): Vegetation classification by reference to strategies. – Nature 250: 26-31

GRIME, J. P. (1979): Plant strategies and vegetation processes. – Wiley: Chichester, 222 pp.

GRIME, J. P., HODGSON, J.G., HUNT, R. (1988): Comparative plant ecology. – Unwin Hyman: London 742 pp.

KLOTZ, S. & KÜHN, I. (2002): Ökologische Strategietypen. – Schriftenreihe für Vegetationskunde 38: 197-201

NIKLFELD, H. (Hrsg.) (1999): Rote Listen gefährdeter Pflanzen Österreichs. – Grüne Reihe des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie, Wien 10: 1-292

SCHMITZBERGER, I. & WRBKA, T. (2005): Vegetationsökologisches Monitoring von waldfreien Habitaten im Nationalpark Thayatal - Endbericht. – Studie im Auftrag der Nationalparkverwaltung Thayatal, 140 pp.

TRAXLER, A. (1997): Handbuch des vegetationsökologischen Monitorings. Methoden, Praxis, angewandte Projekte. Teil A: Methoden. – Monographien Band 89A, Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie: Wien, 391 pp.

TUTIN, T.G., HEYWOOD, V. H., BURGES, N. A., MOORE, D.M., VALENTINE, D. H., WALTERS, S. M., WEBB, D.A. (Hrsg.) (1980): Flora Europaea. Vol. 5 Alismataceae to Orchidaceae (Monocotyledones). – Cambridge University Press: Cambridge, 452 pp.

WELK, E., SCHUBERT, K., SEIDLER, G., HENSEN, I. (2004): Forschungsprojekts „Prognosen zur Ausbreitung von Neophyten. – http://www2.biologie.uni-halle.de/bot/ag_chorologie/

WRBKA, T., THURNER, B., SCHMITZBERGER, I. (2001): Vegetationskundliche Untersuchung der Trockenstandorte im Nationalpark Thayatal. – Studie im Auftrag der Nationalparkverwaltung Thayatal, 144 pp.

Anschrift der Verfasser:

Ingrid Schmitzberger, coopNATURA, TB für Biologie, Kremstalstraße 77, A 3500 Krems

Barbara Thurner, coopNATURA, TB für Biologie, Kremstalstraße 77, A 3500 Krems

Thomas Wrbka Universität Wien, Department für Naturschutzbiologie, Vegetations- & Landschaftsökologie, Rennweg 14, A 1030 Wien

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: Wissenschaftliche Mitteilungen Niederösterreichisches Landesmuseum

Jahr/Year: 2010

Band/Volume: 21

Autor(en)/Author(s): Schmitzberger Ingrid, Thurner Barbara, Wrbka Thomas

Artikel/Article: Melica altissima und Stipa dasyphylla - Populationsmonitoring für zwei floristische Besonderheiten im Nationalpark Thayatal. 195-208