

## Orchideen im Projektgebiet Life+ Traisen – Populationsstatus, Umweltfaktoren, Naturschutz

Antonia ETTWEIN, Alexandra PLICKA, Leonid RASRAN & Karl-Georg BERNHARDT

2014 wurde die Populationsstärke und Verteilung der Orchideen, im Wesentlichen der zwei Arten *Orchis militaris* (Helm-Knabenkraut) und *Orchis ustulata* (Brand-Knabenkraut) im Projektgebiet Life+ Traisen (Tullnerfelder Donau-Auen) erfasst. Die Verteilung der Individuen (Teilpopulationen) im Untersuchungsgebiet wurde in Relation zur Bewirtschaftung der Flächen, Vegetationsstruktur, u.a. den Einflüssen der invasiven Hochstaude *Solidago gigantea* (Riesen-Goldrute) und Aktivitäten von Wildschweinen gesetzt. Es wurden klare Unterschiede zwischen den beiden Orchideenarten in ihrer Reaktion auf Beschattung und Konkurrenz seitens der Riesen-Goldrute festgestellt. Die kleinere Art *Orchis ustulata* kam nur auf natürlicherweise lichten und trockenen Standorten (Heißländern) oder regelmäßig gemähten, offengehaltenen Wiesen ohne *Solidago* vor. *O. militaris* besiedelt schwerpunktmäßig ebenfalls gemähte Wiesen, zeigt aber bis zu einem gewissen Grad Toleranz gegenüber *Solidago* und Brachfallen im Allgemeinen. Negative Effekte durch Wildschweinaktivitäten (Verzehr von Orchideenknollen) werden dadurch ausgeglichen, dass die entstandenen Wühlstellen gute Bedingungen für die Verjüngung der Orchideenpopulation bieten.

**ETTWEIN E., PLICKA A., RASRAN L. & BERNHARDT K.-B., 2015: Orchids in the project area Life+ Traisen – population status, environmental factors, nature conservation.** We studied the quantity and distribution of orchids (mainly the two *Orchis* species *O. militaris* and *O. ustulata*) in the protected area Life+ Traisen (Danube floodplain) in 2014. The distribution of plants (subpopulations) in the study area was related to the current management, vegetation structure, especially to the effects of the dominant invasive species *Solidago gigantea*, as well as to the activities of wild boar. We found clear differences between the two orchid species concerning their reaction to light availability and competition with *Solidago gigantea*. The small-growing *Orchis ustulata* occurred only on naturally dry sites with low vegetation (so called “Heißländern”) or regularly mown alluvial meadows without *Solidago*. *Orchis militaris* occurred mainly at managed (mown) grassland sites, but tolerated the occurrence/moderate dominance of *Solidago* and temporary abandonment. Negative effects of wild boar (predation of orchid tubers) were counterbalanced, as their diggings provide gaps for recruitment and establishment of juvenile individuals and the renewal of the orchid population.

**Keywords:** *Orchis militaris*, *Orchis ustulata*, *Solidago gigantea*, litter accumulation, light competition, disturbance, wild boar, *Sus scrofa*.

### Einleitung

Im Untersuchungsgebiet spielen neben Auwäldern verschiedene Grünlandgesellschaften – genutzte und brachgefallene Auwiesen (Glatthaferwiesen; FFH 6510) und Trockenrasen, sog. „Heißländern“ (Trespen-Schwingel-Kalktrockenrasen, FFH 6210) eine wichtige Rolle (BERNHARDT & NAUMER-BERNHARDT 2010). Diese Offenlandstandorte sind Lebensräume für zahlreiche seltene und gefährdete Pflanzenarten, darunter auch die als „Flagschiffarten“ des Naturschutzes besonders markanten Orchideen (DIXON & PHILLIPS 2007).

In der vorliegenden Arbeit haben wir als Hauptziel die Populationen der wichtigsten im Untersuchungsgebiet vorkommenden Orchideenarten erfasst. Dabei wurde die Verteilung der Arten innerhalb des Gebiets, ihre Populationsstruktur, die Vitalität der Pflanzen, aber auch die Umweltfaktoren, die ihre Verteilung bestimmen, ausführlich betrachtet. In geschlossenen Grünlandbeständen spielt insbesondere die (Licht-)Konkurrenz gegenüber do-

minanten, klonal wachsenden Gräsern und Kräutern, sowie die Behinderung durch die von ihnen gebildeten Streuauflagen eine wichtige Rolle für die Etablierung und Reproduktion von Orchideenpopulation (SCHRAUTZER et al. 2011, MC CORMICK & JACQUEMYN 2014). Mechanische Störung, z.B. durch die Bewirtschaftung der Flächen (Mahd, Beweidung), verbunden mit der Entfernung der oberirdischen Biomasse, kann die Konkurrenzverhältnisse zugunsten der subdominanten Arten, zu denen die meisten terrestrischen Orchideen gehören, verschieben (z.B. BAKKER & OLFF 2003, KOTOWSKI & VAN DIGGELEN 2004, MIDDLETON et al. 2006). Daher wird die gegenwärtige Nutzung und Pflege der relevanten Flächen bei den Untersuchungen berücksichtigt. In vielen Bereichen der Donauauen, so auch im Untersuchungsgebiet, sind außerdem nicht die heimischen, sondern invasive, gebietsfremde Arten (*Impatiens glandulifera*, *Bunias orientalis* und, für das Untersuchungsgebiet von besonderer Relevanz – *Solidago gigantea*) bestandsbildend (LAPIN et al. 2015). Die Präsenz und starke Ausbreitung dieser Arten kann sowohl direkt, durch Lichtkonkurrenz, als auch indirekt, durch Bekämpfungsmaßnahmen den Zustand der Orchideenbestände beeinflussen. Zu einem weiteren Faktorenkomplex, relevant für den Zustand der Orchideenpopulationen, gehören die Aktivitäten von Wildtieren, insbesondere Schwarzwild. Die Wildschweine sind als Prädatoren, die Orchideenknollen als Nahrung nutzen und auf diese Weise die Pflanzen schädigen, bekannt (TREIBER 1997, MROTZEK et al. 1999, VALLIUS et al. 2004). Andererseits unterstreichen viele Autoren, dass die Störung, verursacht durch Wühlaktivitäten der Wildschweine für die Etablierung juveniler Orchideenpflanzen und damit für die Verjüngung der Population förderlich ist (TALI et al. 2004, ZHELEZNAJA 2009). Daher finden die Einflüsse von Schwarzwild auf Orchideen in dieser Studie eine besondere Beachtung und eine zusätzliche Frage lautet, wie diese in Bezug auf Populationsstruktur und Gefährdung der im Gebiet besonders zahlreichen Orchideenart *Orchis militaris* zu bewerten sind.

## Material und Methoden

Untersucht wurde das ca. 10 km<sup>2</sup> große Auengebiet am südlichen Donauufer zwischen den Ortschaften Traismauer und Zwentendorf, das den Mündungsbereich der Traisen umfasst und an das Gelände vom Wasserkraftwerk Altenwörth grenzt. Auf Grundlage aktueller Luftbilder (Verbund AG, 2010) der Untersuchungsflächen wurde eine Vorauswahl der Offenlandbereiche (Flächen) getroffen, die als potentielle Orchideenhabitate in Frage kommen. Im Frühjahr und Frühsommer 2014, zum Zeitpunkt der Orchideenblüte, wurden die ausgewählten Flächen begangen und nach generativen Exemplaren der Orchideenarten abgesucht. Dabei wurden die Besonderheiten der Flächen (Zustand, gegenwärtige Nutzung/Management, Vegetationsstruktur, Dominanz von *Solidago* etc.) aufgenommen. Auf den Flächen mit Orchideen wurde jeweils der Gesamtbestand der generativen Individuen nach Arten getrennt geschätzt. Zusätzlich wurden für die jeweilige Fläche repräsentative 1 m<sup>2</sup>-Plots mit und ohne Orchideen ausgewählt (2–22 Plots pro Grünlandparzelle je nach Flächengröße und Populationsstärke der Orchideenarten). In diesen Aufnahmeplots wurden alle generativen Orchideenpflanzen mit ihren Fitnessparametern (Gesamthöhe, Größe der Infloreszenz), sowie die Umweltfaktoren wie Vegetationshöhe, dominante Arten der Vegetation und Mächtigkeit der Streuauflage aufgezeichnet. Die Streuauflage wurde gemessen, indem auf jeweils 0,25 m<sup>2</sup> (1/4 des jeweiligen Plots) abgestorbenes Pflanzenmaterial aufgesammelt, im Trockenschrank bis zum konstanten Gewicht getrocknet und gewogen wurde.

Um die Populationsstruktur der im Untersuchungsgebiet besonders zahlreichen Orchideenart *Orchis militaris* zu charakterisieren, wurden auf einer Fläche mit besonders vielen generativen Individuen dieser Art 100 weitere 1m<sup>2</sup>-Plots gewählt, in denen sämtliche oberirdisch wahrnehmbare Individuen, inklusive juvenile und ausgewachsene, aber im laufenden Jahr nicht blühende Pflanzen, erfasst und deren Zustand/Fitness (Anzahl und Länge der Blätter, Gesamthöhe, Größe der Infloreszenz und Verhältnis Infloreszenzgröße zu Gesamthöhe als Ausdruck für den reproduktiven Output) charakterisiert. Die Hälfte (n=50) dieser Plots enthielten Spuren der Wühltätigkeit von Wildschweinen. In diesen Plots wurde neben der Größe der Wühlstellen und deren Aushub außerdem die räumliche Verteilung der Orchideenpflanzen gegenüber der Störstelle aufgezeichnet.

Lichtverfügbarkeit in der Vegetation wurde an insgesamt 70 Plots innerhalb von fünf Orchideenflächen (inklusive Fläche mit Detailuntersuchungen und Wildschwein-Wühlstellen) untersucht. Mit Hilfe eines Lichtmessgerätes (SunScan Devise, \*Delta-T) wurden für die genannten repräsentativen Plots Prozentanteile vom einfallenden Licht in der Vegetation (auf 15 cm Höhe über dem Boden) gegenüber voller Sonnenbestrahlung gemessen. Diese Höhe wurde als besonders aussagekräftig in Bezug auf mögliche Lichtkonkurrenz zwischen den Orchideen und den dominanten Kräutern/Gräsern wie *Solidago gigantea* oder *Calamagrostis epigejos* gewählt. Zusätzliche Informationen zum Vorkommen von *Solidago gigantea* im gesamten Untersuchungsgebiet entstammen LAPIN & BERNHARDT (2014).

Zur Ermittlung der Unterschiede in der Populationsstruktur von Orchideen auf unbeeinflussten bzw. von Wildschweinen aufgewühlten Flächen wurden t-Tests durchgeführt. Die Normalverteilung der Daten wurde mittels Shapiro-Wilk-Tests, die Varianzhomogenität mittels Levene-Tests geprüft. Die statistische Auswertung erfolgte mit Hilfe des Statistikprogramms R 3.1.1 (R CORE TEAM 2013).

## Ergebnisse

Von den insgesamt 80 anhand der Luftbilder identifizierten Offenlandflächen existierten zum Zeitpunkt der Feldaufnahmen 70 als Grünland. Bei den restlichen handelte es sich um verlandete Altarme und Tümpel, oder diese wurden zwischenzeitig so verändert (aufgeforstet, als Ackerflächen genutzt oder sind zur Baustelle im Zuge der Traisen-Renaturierung geworden), dass sie nicht mehr als potentieller Lebensraum der Orchideen betrachtet werden können. Auf über der Hälfte der als Grünland bestätigten Flächen wurden keine Orchideen gefunden. Auf den restlichen Flächen im Untersuchungsgebiet wurden insgesamt ca. 15 000 blühende Individuen von *Orchis militaris* und ca. 300 blühende Individuen von *Orchis ustulata* gezählt. Außerdem wurden auf einer Fläche wenige Individuen von *Dactylorhiza majalis* und entlang der Wege vereinzelt Individuen von *Cephalanthera damasonium* registriert, die jedoch im Weiteren nicht mehr beachtet wurden.

Die Verteilung der beiden *Orchis*-Arten im Gebiet war unregelmäßig. *Orchis ustulata* kam auf fünf Grünlandflächen, darunter den beiden größeren Heißländern in der Mitte des Gebietes nördlich und südlich der alten Traisen vor (Abb. 1). *Orchis militaris* wurde auf 27 Grünlandflächen entdeckt, auf 11 von ihnen aber nur in geringer Individuenzahl (<10 blühende Pflanzen pro Schlag). Der Schwerpunkt der Population lag im östlichen Teil des Gebietes auf Mähwiesen rund um das Gelände des Kraftwerkes Altenwörth. Auf den Heißländern und Grünlandflächen im westlichen Teil des Gebietes kam die Art nur sporadisch und mit geringerer Dichte vor (Abb. 1).

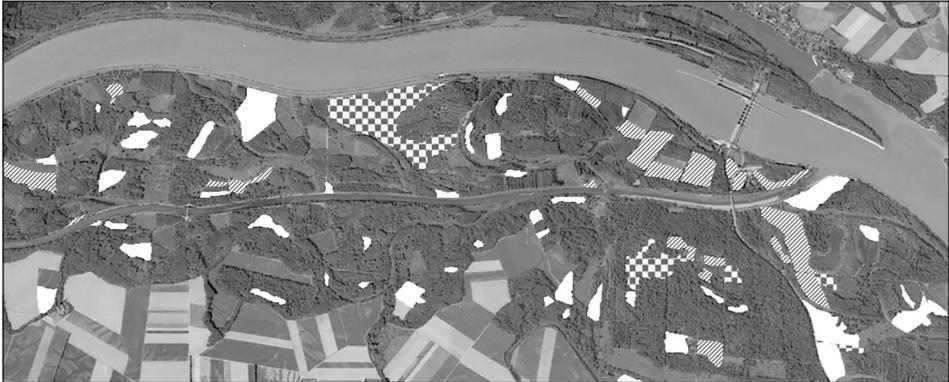


Abb. 1: Verteilung der Orchideen im Untersuchungsgebiet. Weiß: Grünlandflächen ohne Orchideen; Schraffiert: Grünlandflächen mit *Orchis militaris*; Kariert: Grünlandflächen mit *Orchis militaris* und *Orchis ustulata*. – Fig. 1: Distribution of orchids in the study area. White: grassland patches without orchids; Lines: grassland patches with *Orchis militaris*; Squares: grassland patches with *Orchis militaris* and *Orchis ustulata*.

Die Reaktion der Orchideen auf die in weiten Teilen des Untersuchungsgebiets das Grünland dominierende Pflanzenart *Solidago gigantea* lässt sich wie folgt beschreiben:

*Orchis ustulata* kam ausschließlich auf Flächen vor, die nicht von *Solidago* dominiert waren. *Orchis militaris* kam sowohl auf Flächen mit *Solidago* (17) als auch ohne *Solidago* (10)

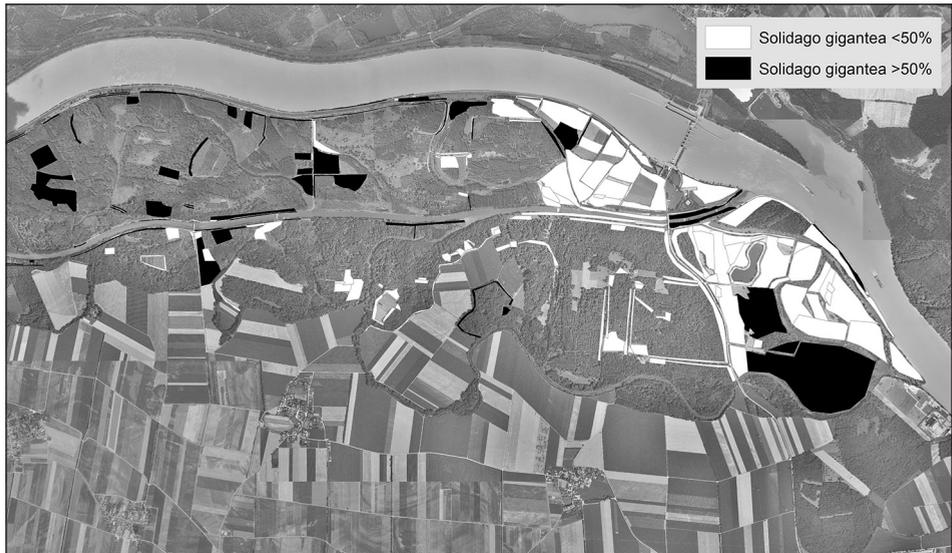


Abb. 2: Verbreitung der invasiven Riesen-Goldrute (*Solidago gigantea*) im Untersuchungsgebiet. Weiß: Grünlandflächen mit Präsenz/Codominanz von Goldrute (<50% Deckungsanteil); Schwarz: Grünlandflächen mit starker Dominanz von Goldrute (>50% Deckungsanteil; Quelle: LAPIN et al. (2015). – Fig. 2: Distribution of invasive giant goldenrod (*Solidago gigantea*) in the study area. White: grassland patches with moderate presence/co-dominance of giant goldenrod (<50 % cover); Black: grassland patches with strong presence/dominance of giant goldenrod (>50 % cover); source: LAPIN et al. (2015).

vor. Gerade die Flächen mit den höchsten Orchideendichten werden durch die Präsenz der Goldrute charakterisiert. Es scheint jedoch eine kritische Grenze (über 50% Deckungsanteil) zu geben, nach deren Überschreitung auch für *Orchis militaris* die Flächen nicht mehr geeignet sind (Abb. 2).

18 Flächen mit Vorkommen von *Orchis militaris* wurden in jüngerer Zeit zumindest teilweise gemäht (inkl. Pflegemahd als Bekämpfungsmaßnahme gegen invasive Neophyten). Diese Orchideenart kommt außerdem auf neun nicht gemähten Grünlandflächen vor. Dem gegenüber stehen weitere 23 brach gefallene Flächen ohne Orchideen, während von den regelmäßig gemähten 17 orchideenfrei blieben. *Orchis ustulata* kommt auf drei der gemähten und zwei der ungemähten Flächen vor, wobei die letztgenannten die bodentrockenen Heißländer mit niedriger Vegetation, hohem Wildverbiss und geringer oberirdischen Biomasse/Streuakkumulation waren.

Die Vegetationsdichte und die daraus resultierende Lichtverfügbarkeit für die Pflanzen spielt eine wichtige Rolle bei der Verteilung der Arten zwischen den Flächen. *Orchis ustulata*, eine kleinere Pflanze mit Infloreszenz-Höhen zwischen 20 und 30 cm, kommt nur in lichter Vegetation, in der über 2/3 des einfallenden Lichtes bis 15 cm Höhe über dem Boden ankommt (Abb. 3), vor. *Orchis militaris* kommt auf Standorten unterschiedlicher Vegetationsdichte, schwerpunktmäßig in mittleren Beschattungsstufen von 30–50% vollen Tageslichts in 15 cm Höhe vor, welche geschlossenen, aber zumindest gelegentlich gemähten Wiesen entsprechen. Einzelne Pflanzen sind jedoch bis in die verhältnismäßig dichten Grünlandbrache-Stadien (Lichtverfügbarkeit in 15 cm Höhe <10%) anzutreffen. Mit zunehmender Vegetationsdichte erhöhte sich tendenziell auch die Höhe der einzelnen Pflanzen (Abb. 3).

Die Einflüsse der Streuauflage auf die Wuchsort-Präferenz der beiden betrachteten Arten zeigten ähnliche Tendenzen. *Orchis ustulata* kam nur auf Flächen mit weniger als 100 g Streu/m<sup>2</sup> (in der Regel sogar weniger als 60 g Trockengewicht/m<sup>2</sup>) vor. Die meisten blühenden *Orchis militaris*-Pflanzen gedeihen zwar ebenfalls auf Flächen mit eher geringer Streu-

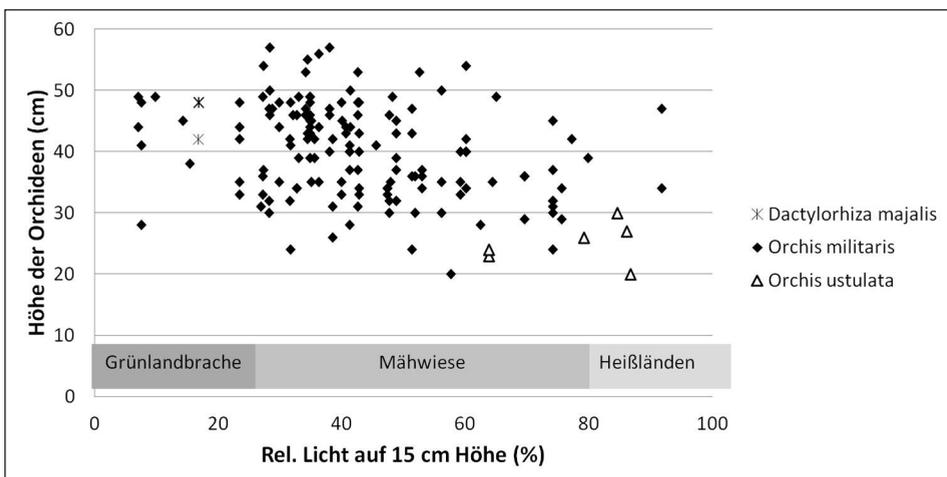


Abb. 3: Vorkommen und Größe der Orchideen in Abhängigkeit von der Lichtverfügbarkeit. – Fig. 3: Occurrence and stem height of orchids as a function of light availability.

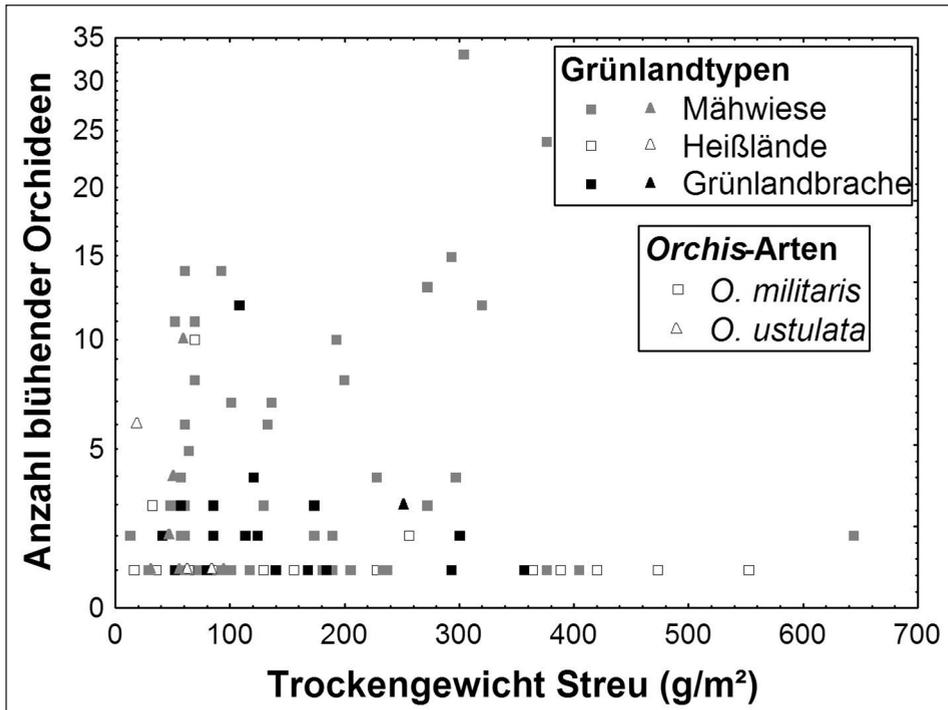


Abb. 4: Vorkommen und Dichte (Anzahl pro 1 m<sup>2</sup>-Plot) der Orchideen in Abhängigkeit von der Mächtigkeit der Streuauflage (g Trockengewicht/m<sup>2</sup>). – Fig. 4: Occurrence and density (number of flowering plants per 1 m<sup>2</sup> plot) of orchids as a function of the thickness of litter layer (g dry weight per m<sup>2</sup>).

aufflage, jedoch lagen die mittleren Werte bei 100–200 g TG Streu/m<sup>2</sup>. Einzelne Pflanzen kamen bei weit höheren Werten – bis 650 g TG Streu/m<sup>2</sup> vor (Abb. 4).

In den Flächen am Kraftwerk Altenwörth mit den größten untersuchten Beständen von *Orchis militaris* erreichte die Population dieser Art Dichten von 15 Individuen pro m<sup>2</sup>. Fast die Hälfte (49%) fiel dabei auf blühende Pflanzen. Voll ausgewachsene, aber vegetative Rosetten machten ca. 8%, kleinere (immature) Rosetten ca. 11% und juvenile Pflanzen ca. 32% aus. Noch kleinere Stadien (Protokorme) wurden nicht berücksichtigt. Bei vergleichbarer absoluter Individuenzahl hatte die Anwesenheit von Störstellen, verursacht durch Wildschweine, einen starken Einfluss auf die Altersstruktur der Bestände. Im Bereich in und unmittelbar um die Wühlstellen war das Verhältnis deutlich zugunsten der juvenilen Individuen verschoben, deren Anteile auf 70–80% stiegen. Dies geschah hauptsächlich auf Kosten der blühenden Pflanzen, die dann nur mit ca. 10% zu Buche schlugen. Mit steigender Entfernung zur Wühlstelle glich sich die Populationsstruktur derjenigen der uneinrätigten Referenzplots an (Abb. 5).

Am deutlichsten korrelierten die Wühlaktivitäten des Schwarzwilds mit der Orchideenblüte vom Vorjahr. In 46 von 50 Plots mit ausgedehnten Wühlstellen fand man Reste der Blütenstände aus der vorangegangenen Vegetationsperiode, während solche Reste nur in 16 von 50 Referenzplots auf derselben Fläche entdeckt wurden. Die Anzahl der Wühlstellen korre-

lierte signifikant mit der Zahl der Blütenstandreste ( $p < 0.001$ ). Der Einfluss der Nähe einer Wühlstelle auf die Größe der einzelnen Individuen war weniger klar – bei ausgewachsenen und immaturen/unausgereiften (aber nicht bei juvenilen) Pflanzen bestand zumindest eine signifikante ( $p < 0.01$ ) Tendenz zur Blattlängenzunahme mit wachsender Entfernung zur Wühlstelle. Der reproduktive Output wurde von der Nähe zu Wühlstellen nicht beeinflusst.

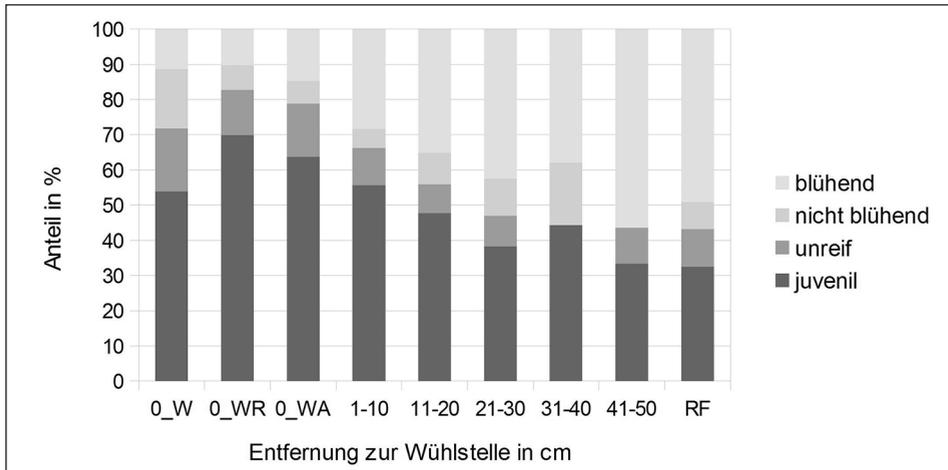


Abb. 5: Altersstruktur der Population (Anteil blühender, nicht-blühender, unreifer und juveniler Individuen in %) von *Orchis militaris* in Abhängigkeit von der Entfernung zur nächsten Wildschweiwühlstelle; W: auf der Wühlstelle; WA: auf dem Erdauswurf; WR: am Wühlstellenrand; RF: Referenzflächen ohne Wühlstellen. – Fig. 5: Population structure (percentage of flowering, non-flowering, immature and juvenile individuals) of *Orchis militaris* as a function of the distance to the next disturbance gap, caused by wild boar. W: within the gap; WA: soil throw-off; WR: gap margin; RF: reference plot without disturbance by wild boar.

## Diskussion

Ein auf Beobachtungen von nur einer Vegetationsperiode basierender Zensus generativer Individuen kann nicht den Anspruch erheben, die Orchideenpopulationen in ihrer Gesamtstärke erfasst zu haben. Für diverse Erdorchideen der gemäßigten Klimazone wurden zwischen den Beobachtungsjahren zum Teil erheblich fluktuierende Zahlen generativer Pflanzen auf demselben Standort festgestellt (u.a. WELLS et al. 1998, GILLMAN & DODD 1998, HRIVNAK et al. 2006, BERNHARDT et al. 2009, KOCH et al. 2011, SCHRAUTZER et al. 2011). Diese Fluktuationen sind in der Regel dadurch bestimmt, dass aufgrund widriger Bedingungen des Vor- bzw. Frühjahres die Pflanzen keine Blütentriebe entwickeln oder gänzlich unterirdisch (dormant) bleiben (vgl. z.B. WAITE & FARELL 1998). Da 2014 aber als ein „gutes“ Orchideenjahr zu bezeichnen war, indirekt bestätigt durch die Beobachtung, dass bei der vollständigen Erfassung der Populationsstruktur in den Untersuchungsplots nahezu die Hälfte der Individuen Blühtriebe besaßen, kann die von uns angewendete Erfassungsmethode verlässliche Daten zur Verteilung von Orchideen im Gebiet und zu den (relativen) Populationsstärken in den einzelnen untersuchten Grünlandflächen liefern.

Die Verteilung von *Orchis ustulata* zeigte eine geringe Toleranz dieser Art gegenüber Beschattung. Die Art kommt ausschließlich in Bereichen niedriger Vegetation – natürlicherweise kurzrasigen bodentrockenen Heißländern oder regelmäßig gemähten Auwiesen, auf



Abb. 6: Typische Schwarzwild-Wühlstelle mit mehreren kleinen (juvenilen) *Orchis militaris*-Pflanzen. Unten rechts: Reste des Blütenstandes aus der vorherigen Vegetationsperiode. Die dazugehörige Knolle wurde höchstwahrscheinlich von Wildschweinen gefressen. – Fig. 6: Typical disturbance gap caused by wild boar with several small (juvenile) plants of *Orchis militaris*. In the lower right part of the picture remnants of an orchid fruiting stem from the previous growing season can be seen. The tuber belonging to this stem was most likely predated by wild boar.

letzteren nur in wenigen Exemplaren, vor. Die Wuchsorte von *O. ustulata* weisen dementsprechend geringe Streuauflagen auf und sind (noch) nicht von hochwüchsigen Stauden wie *Solidago* beeinflusst. Obwohl die ökologische Amplitude der Art von trockenen bis frischen Standorten reicht, scheint die auf der Frischwiese stärker ausgeprägte Lichtkonkurrenz seitens anderer Kräuter limitierend zu sein (vgl. die schnellere Abnahme der ebenfalls kleinwüchsigen Orchideenart *Dactylorhiza sambucina* in Frischwiesen gegenüber Trockenstandorten; TAMM 1972).

*Orchis militaris* ist eine im Vergleich konkurrenzstärkere Orchideenart. Sie ist schwerpunktmäßig an Standorten mit mittleren Streuauflagen und moderater Beschattung anzutreffen.

Es wurden aber auch einzelne Vorkommen bei weit höheren Streumächtigkeiten und in dichter Vegetation festgestellt. Die Pflanze kommt auch auf Flächen mit hohem *Solidago*-Anteil vor. Die Toleranz gegenüber dieser Art kann zum Teil aus der Phänologie abgeleitet werden: *Solidago* entwickelt die meiste Biomasse im Spätsommer (EGLI & SCHMID 2000), während die für das Orchideenwachstum und Reproduktion entscheidende Zeitspanne die Monate Mai und Juni umfasst. Bis sich die Beschattung durch *Solidago* also negativ auf den Stoffwechsel der Orchideen auswirken kann, ist die wichtigste Assimilationsphase ihres Lebenszyklus bereits weitgehend abgeschlossen. Die Streu von *Solidago* als Vertreter der dikotylen Stauden ist leichter zersetzbar, als diese von Grasartigen, wie des ebenfalls auf vielen Flächen häufigen *Calamagrostis epigejos* (vgl. CORNELISSEN 1996), wodurch die Goldrute für Orchideen ein weniger problematischer Nachbar zu sein scheint, als die Hochgräser.

*O. militaris* hält sich relativ lange auf verbrachten Grünlandflächen (BERNHARDT et al. 2009), das Aufkommen von Gehölzen in der Au führt jedoch dazu, dass diese für Orchideen nicht mehr geeignet erscheinen.

Im dichten Bestand von *Orchis militaris* ist der Anteil an generativen Individuen vergleichsweise hoch (ca. die Hälfte). HUTCHINGS et al. (1998) geben diesen Anteil für die Art mit  $\frac{1}{4}$  bis ca.  $\frac{1}{3}$  der (oberflächlich sichtbaren) Population an. Vom Verzehr durch Wildschweine sind die größeren, generativen Individuen betroffen, was das Vorhandensein von Blütenstandsresten aus dem Vorjahr in fast jeder Wühlstelle belegt. Vermutlich bevorzugen Wildschweine bei der Nahrungssuche größere Knollen, die in der Regel zu den generativen Individuen gehören. Das Verhältnis in der Population verschiebt sich zugunsten kleinerer, hier als juvenil gedauter Individuen. Diese kleinen Pflanzen mit einem bis zwei kurzen (3–7 cm) Blättern erscheinen unmittelbar in der Wühlstelle oder auf deren Erdauswurf (Abb. 6). Da dies binnen einer kurzen Zeitspanne von weniger als einem Jahr geschieht, nehmen wir an, dass die Entwicklung dieser juvenilen Orchideenpflanzen durch die Störung initiiert wird und dass diese aus zahlreichen unterirdisch vorhandenen Protokormen entstehen (vgl. auch RASMUSSEN 1995). Die Rolle der Wildschweine besteht dabei nicht nur in der Schaffung von geeigneten Mikrohabitaten für die Keimung und Etablierung (TREIBER 1997, MROTZEK et al. 1999, TALİ et al. 2004, ZHELEZNAYA 2009), sondern auch in der Beseitigung der konkurrierenden Mutterpflanze, ohne deren positiven Einfluss auf die Rekrutierung juveniler Pflanzen (als Samenquelle, aber auch durch das Vorhandensein geeigneter Mykorrhiza-Pilze) zu schmälern (vgl. DIEZ 2007, JACQUEMYN et al. 2012). *Orchis militaris* gehört zu den Orchideenarten mit überwiegend generativer Vermehrung (die Zahl der aus Samen rekrutierten Pflanzen übersteigt bei weitem die vegetative Vermehrung mit Tochterknollen; HUTCHINGS et al. 1998). Daher gleicht die Schaffung geeigneter Keimstellen und Förderung juveniler Pflanzen durch Wildschweine die negativen Effekte der direkten Prädation aus und übersteigt diese bisweilen. Ausnahmen könnten die bereits verbrachten oder verbuschten Auwaldwiesen sein, auf denen die Orchideenpopulation auf wenige z.T. überalterte Individuen zusammengeschrumpft ist. Dort könnte die direkte Entnahme durch Schwarzwild die Population zu stark schädigen oder sogar ganz beseitigen. Der Einfluss von Wildschweinen wäre in einem solchen Fall jedoch nur einer von vielen Faktoren, welche die Attraktivität einer Grünlandfläche für Orchideen herabsetzen. Eine Regulierung der Wildschweindichte zum Zwecke des Orchideenschutzes ist demnach nicht zwingend erforderlich. Regelmäßige (Pflege-)Nutzung und Offenhaltung (Zurückdrängung des Gehölzaufwuchses) auf den Auflächen ist in dieser Hinsicht von übergeordneter Relevanz (BERNHARDT et al. 2009, KOCH et al. 2011).

## Dank

Die Autoren danken dem Verbund für das Live+ Traisen-Projekt für die finanzielle Unterstützung und den Grundeigentümern für die Möglichkeit der Erfassung ihrer Flächen.

## Literatur

- BAKKER E.S. & OLFF H., 2003: Impact of different-sized herbivores on recruitment opportunities for subordinate herbs in grasslands. *J. Veg. Sci.* 14, 465–474.
- BERNHARDT K.-G., LAUBHANN D., SOMMERKAMP E., WERNISCH K. & KROPF M., 2009: Populations- und Bestandsmonitoring bei Orchideen: Kritische Anmerkungen. *Sauteria* 18, 223–236.
- CORNELISSEN J.H.C., 1996: An experimental comparison of leaf decomposition rates in a wide range of temperate plant species and types. *J. Ecol.* 84, 573–582.
- DIEZ J. M., 2007: Hierarchical patterns of symbiotic orchid germination linked to adult proximity and environmental gradients. *J. Ecol.* 95, 159–170.
- DIXON K. W. & PHILLIPS R.D., 2007: The orchid conservation challenge. *Lankesteriana* 7, 11–12.
- EGLI P. & SCHMID B., 2000: Seasonal dynamics of biomass and nitrogen in canopies of *Solidago altissima* and effects of a yearly mowing treatment. *Acta Oecol.* 21, 63–77.
- GILLMAN M.P. & DODD M.E., 1998: The variability of orchid population size. *Bot J. Linn. Soc.* 126, 65–74.
- HRIVNAK R., GOMORY D. & CVACHOVA A., 2006: Inter-annual variability of the abundance and morphology of *Dactylorhiza majalis* (Orchidaceae-Orchideae) in two permanent plots of a mire in Slovakia. *Phyton-Horn* 46, 27–44.
- KOCH M. A., SCHERIAU C., SCHUPFNER M. & BERNHARDT K.-G., 2011: Long-term monitoring of the restoration and development of limestone grasslands in north western Germany: Vegetation screening and soil seed bank analysis. *Flora* 206, 52–65.
- LAPIN K. & BERNHARDT K.-G., 2014: Leitfaden zur Bekämpfung invasiver Neophyten. Unveröff. Bericht, Institut für Botanik, Universität für Bodenkultur, Wien.
- LAPIN K., BERNHARDT K.-G., LICHTENWÖHRER P. & ROITHMAYR S., 2015: Welchen Einfluss haben invasive Pflanzenarten auf die Phytodiversität von renaturierten Flusslandschaften? *Gesunde Pflanzen*, 1–8. Springer Verlag, Berlin-Heidelberg.
- JACQUEMYN H., BRYNS R., HONNAY O., ROLDÁN-RUIZ I., LIEVENS B. & WIEGAND T., 2012: Nonrandom spatial structuring of orchids in a hybrid zone of three *Orchis* species. *New Phytol.* 193, 454–464.
- KOTOWSKI W. & VAN DIGGELEN R., 2004: Light as an environmental filter in fen vegetation. *J. Veg. Sci.* 15, 583–594.
- MC CORMICK M.K. & JACQUEMYN H., 2014: What constrains the distribution of orchid populations? *New Phytol.* 202, 392–400.
- MIDDLETON B.A., HOLSTEN B. & DIGGELEN R., 2006: Biodiversity management of fens and fen meadows by grazing, cutting and burning. *Appl. Veg. Sci.* 9, 307–316.
- MROTZEK R., HALDER M. & SCHMIDT W., 1999: Die Bedeutung von Wildschweinen für die Diasporenausbreitung von Phanerogamen. *Verh. Ges. Ökol.* 29, 437–443.
- R CORE TEAM, 2013: R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- RASMUSSEN H.N., 1995: Terrestrial orchids – from seed to mycotrophic plant. Cambridge University Press, Melbourne.

- SCHRAUTZER J., FICHTNER A., HUCKAUF A., RASRAN L. & JENSEN K., 2011: Long-term population dynamics of *Dactylorhiza incarnata* (L.) Soó after abandonment and re-introduction of mowing. *Flora* 206, 622–630.
- TALI K., FOLEY M.J. & KULL T., 2004: *Orchis ustulata* L. *J. Ecol.* 92, 174–184.
- TAMM C.O., 1972: Survival and flowering in some perennial herbs II. The behaviour of some orchids on permanent plots. *Oikos* 23, 23–28.
- TREIBER R., 1997: Vegetationsdynamik unter dem Einfluß des Wildschweins (*Sus scrofa* L.) am Beispiel bodensauerer Trockenrasen der elsässischen Harth. *Z. Ökol. Nat.schutz* 6, 83–95.
- VALLIUS E., SALONEN V. & KULL T., 2004: Factors of divergence in co-occurring varieties of *Dactylorhiza incarnata* (Orchidaceae). *Plant Syst. Evol.* 248, 177–189.
- WAITE S. & FARRELL L., 1998: Population biology of the rare military orchid (*Orchis militaris* L.) at an established site in Suffolk, England. *Bot. J. Linn. Soc.* 126, 109–121.
- WELLS T.C.E., ROTHERY P., COX R. & BAMFORD S., 1998: Flowering dynamics of *Orchis morio* L. and *Herminium monorchis* (L.) R. Br. at two sites in eastern England. *Bot. J. Linn. Soc.* 126, 39–48.
- ZHELEZNAYA E.L., 2009: Changes in the structure of a *Dactylorhiza incarnata* (L.) Soó population during the overgrowing of a meadow-bog community complex in the Moscow region. *Russ. J. Ecol.* 40, 39–43.

**Eingelangt:** 2015 06 02

**Anschriften:**

Antonia ETTWEIN, Alexandra PLICKA, Dipl.-Biol. Dr. Leonid RASRAN (korrespond. Autor) und Univ.-Prof. Dr. Karl-Georg BERNHARDT, Department für Integrative Biologie und Biodiversitätsforschung, Institut für Botanik, Universität für Bodenkultur, Gregor-Mendel-Straße 33, A-1180 Wien. E-Mails: anoe@gmx.at, alexandra.plicka@students.boku.ac.at, leonid.rasran@boku.ac.at (korr. Autor), karl-georg.bernhardt@boku.ac.at



# ZOBODAT - [www.zobodat.at](http://www.zobodat.at)

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Verhandlungen der Zoologisch-Botanischen Gesellschaft in Wien. Frueher: Verh.des Zoologisch-Botanischen Vereins in Wien. seit 2014 "Acta ZooBot Austria"](#)

Jahr/Year: 2015

Band/Volume: [152](#)

Autor(en)/Author(s): Ettwein Antonia, Plicka Alexandra, Rasran Leonid, Bernhardt Karl-Georg

Artikel/Article: [Orchideen im Projektgebiet Life+ Traisen - Populationsstatus, Umweltfaktoren, Naturschutz 31-41](#)