

Bertel, C., Volz, M., Behringer, C., Bokelaar, J., Dohle, M., Gonzales, D., Girstmair, J., Haag, S., Hardorp, R., Hartlmeyer, L., Heiner, M., Huber, E., Leubner, A., Loheide, R., Paukner, L., Prommersberger, T., Rauchberger, A., Rier, S., Schinnerl, V., Steger, M., Wilke, D. & Erschbamer, B. (2026): Wie veränderte sich eine artenreiche Bergwiese innerhalb der letzten 11 Jahre? Eine vergleichende Fallstudie am Issanger, Naturpark Karwendel, Nordtirol.




inatura – Forschung online, 148: 15 S.

Permalink: www.inatura.at/forschung-online/ForschOn_2026_148_0001-0015.pdf

Wie veränderte sich eine artenreiche Bergwiese innerhalb der letzten 11 Jahre?

Nr. 148 – 2026

Eine vergleichende Fallstudie am Issanger, Naturpark Karwendel, Nordtirol

Clara Bertel^{*1,2} , Marlene Volz^{*1} , Carla Behringer¹, Jens Bokelaar¹, Maria Dohle¹, David Gonzales¹, Jana Girstmair¹, Sonja Haag¹, Rebecka Hardorp¹, Lukas Hartlmeyer¹, Mareike Heiner¹, Elke Huber¹, Amelie Leubner¹, Rebekka Loheide¹, Lisa Paukner¹, Thomas Prommersberger¹, Anna Rauchberger¹, Sabine Rier¹, Viktoria Schinnerl¹, Maria Steger¹, David Wilke¹ & Brigitta Erschbamer¹ 

* shared first author: Clara Bertel, MSc PhD & Marlene Volz, BSc

¹ Universität Innsbruck, Institut für Botanik, Sternwartestraße 15, A-6020 Innsbruck

² Universität für Bodenkultur Wien, Institut für Botanik

Gregor-Mendel-Straße 33, A-1180 Wien

E-Mail: clara.bertel@boku.ac.at

Abstract

With traditionally managed, species-rich meadows becoming increasingly rare in recent decades, long-term vegetation monitoring provides a valuable means to track changes in plant diversity and composition, to infer the effects of land use, climate change, and competitive species expansion, and ultimately to support the conservation of these habitats.

*In 2025, the species composition of 15 permanent plots in the species-rich mountain meadow Issanger in the Halltal, Nature Park Karwendel (Tyrol, Austria), was recorded using the Braun-Blanquet method and compared with data collected in 2014. During the intervening eleven years, a biennial mowing regime was implemented and *Veratrum album*, considered a weed, was selectively cut. Species were classified according to the Red List of Tyrol and indicator values were assigned. Canonical correspondence analysis and linear mixed models were used to assess changes in environmental conditions, threat status, and diversity under this management.*

*Despite regional warming, no major shifts in local environmental conditions were detected: indicator values for light, soil moisture, temperature, and nitrogen remained largely stable. Nevertheless, species composition exhibited a directional shift that was not strictly aligned with the gradients of these environmental factors. While high species richness persisted, a significant increase in the Shannon index was observed. Most species were not threatened according to the Red List in either survey, although several are protected under Tyrolean conservation law. *Veratrum album* did not increase in abundance.*

*Overall, the vegetation remained largely stable. The management conducted by the Nature Park Karwendel – biennial mowing and selective cutting of *Veratrum album* – effectively prevented further shrub encroachment and maintained open grassland. Continuation of this management is recommended, and complete removal of the currently side-deposited mowing material would likely be advantageous. Given the observed trend toward decreasing light indicator values, implementing an annual mowing regime may be beneficial. Long-term monitoring remains essential to disentangle the combined effects of increasing airborne nitrogen deposition, climate change, and the population dynamics of *Veratrum album*.*

*Keywords: Species richness, mountain meadows, climate change, long-term monitoring, management, nitrogen deposition, vegetation analysis, *Veratrum album*, Karrer and Landolt indicator values*

1 Einleitung

Extensive Bergwiesen zählen zu den artenreichsten Lebensräumen Mitteleuropas und sind das Ergebnis jahrhundertelanger Nutzung. Nach Anhang I der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (FFH-RL) 92/43/EWG sind Berg-Mähwiesen (FFH-Lebensraumtyp 6520) europaweit geschützt und unterliegen somit als Gebiete von gemeinschaftlicher Bedeutung der Bewahrung bzw. Erreichung eines günstigen Erhaltungszustandes. Bei diesem FFH-Lebensraumtyp handelt es sich um artenreiche Fett- bis Magerwiesen in vielfältigen Ausprägungen auf bodenfrischen bis (wechsel-)feuchten Standorten der untermontanen bis subalpinen Stufe, mit geringer Düngung, extensiver Mahd (teils mit Nachbeweidung) und relativ gering entwickelter Obergrassschicht (ELLMAUER 2005b; NADLER 2021). Mit der Abnahme traditioneller Bewirtschaftungsformen, insbesondere durch Auffassung der Mahd oder Nutzungsintensivierung, ist ein deutlicher Rückgang dieser Lebensräume zu beobachten. Neben Veränderungen in der Nutzung stellen auch atmosphärische Stickstoffeinträge ein Problem dar (ERISMAN et al. 2013). Schon geringe Stickstoffeinträge können in nährstoffarmen Habitaten zu einer Veränderung der Artenzusammensetzung führen. Dadurch werden stickstoffliebende Arten dominant und die Artenvielfalt wird reduziert (CLELAND & HARPOLE 2010; GOODWILLIE et al. 2020; SCHWAIGER et al. 2022; BURON et al. 2024). Zusätzlich wird durch den Klimawandel infolge steigender Temperaturen und erhöhter Aktivität die biologische Stickstoff-Fixierung durch Mikroorganismen begünstigt (GARCÍA-PALACIOS et al. 2015). Weitere Veränderungen in der Artenzusammensetzung entstehen in den Alpen durch das Verschieben der Areale von Pflanzenarten in größere Höhen aufgrund klimatischer Veränderungen (PAULI et al. 1996). Untersuchungen von LAMPRECHT et al. (2018) belegen eine zunehmende Dominanz wärme-

liebender und stärker trockenheitsangepasster Arten in der alpinen Stufe. Dies geschieht sowohl durch direkte Erwärmungseffekte als auch durch indirekte Veränderungen, z. B. durch Verschiebung von Konkurrenzverhältnissen (CANNONE et al. 2007; LAMPRECHT et al. 2018).

Österreich hat mit den Alpen als ein Areal- und Diversitätszentrum eine besondere Eigenverantwortung für den Erhalt des FFH-Lebensraumtyps 6520 (ELLMAUER 2005b), jedoch wird der allgemeine Erhaltungszustand nach Art. 17 FFH-RL im aktuellen Bericht als »ungünstig-schlecht« bewertet (ELLMAUER et al. 2020). Die Rote Liste gefährdeter Biotoptypen Österreichs (ESSL et al. 2004) stuft den Biotoptyp »Frische basenreiche Magerwiese der Bergstufe« als stark gefährdet, den Biotoptyp »Frische, artenreiche Fettwiese der Bergstufe« als gefährdet ein. Ohne regelmäßige Nutzung droht diesen Biotoptypen kurzfristig das Einwandern von Hochstauden, mittelfristig die Verbuschung und langfristig die Wiederbewaldung. Damit einher geht der Verlust an charakteristischen Arten (DIERSCHKE & BRIEMLE 2002).

Auch in Nordtirol ist das Auflassen der Mahd von artenreichen Bergwiesen seit Jahrzehnten ein Problem für den Naturschutz. Aufgrund des Arbeitsaufwandes wurde die extensive, traditionelle Nutzung von Bergmähdern vielerorts aufgegeben. ÖPUL-Förderungen und Freiwilligenarbeit für die Bewirtschaftung sind meist nur ein »Tropfen auf den heißen Stein« (WAGNER et al. 2022; SONNTAG & HAUSBERGER 2016). Daneben obliegt es vor allem den Naturparks des Landes für die Erhaltung und das Management dieser artenreichen Biotoptypen zu sorgen. Dem Naturpark Karwendel ist unter anderem die Strukturhaltung des Issangers im Halltal ein besonderes Anliegen. Der Issanger stellt eine historisch gewachsene Kulturlandschaft dar, deren heutige Form wesentlich durch frühere land- und forstwirtschaftliche Nutzung geprägt ist. Bereits im 13. Jahrhundert wurde hier

mit dem Salzabbau begonnen. Um den hohen Bedarf für die Stollen zu decken, wurde Holz aus umliegenden Tälern mühsam herbeigeschafft – häufig mit Hilfe von Saum- und Zugtieren. Um deren Futtersversorgung sicherzustellen, entstanden gemeinschaftlich genutzte Flächen zur Heugewinnung, sogenannte Anger – darunter auch der Issanger. Mit dem Ende der Holztransporte verloren die Anger an Bedeutung und wurden teilweise wieder aufgeforstet (SPÖTL & SPÖTL 2002). Der Issanger blieb jedoch erhalten und wurde weiterhin von St. Magdalena aus landwirtschaftlich genutzt. Über die Jahrhunderte entwickelte sich so durch extensive Beweidung und Mahd eine besonders artenreiche Kulturlandschaft. Als die Nutzung 1974 eingestellt wurde, übernahmen die österreichischen Bundesforste die Verwaltung der Fläche – mit Fokus auf Forst- und Jagdwirtschaft.

Um der fortschreitenden Sukzession entgegenzuwirken und die floristische Diversität zu erhalten, wird der Issanger seit 2012 durch den Naturpark Karwendel zweijährlich gepflegt, wobei alternierend jedes Jahr eine Hälfte der Wiese gemäht wird (pers. Mitteilung Marina Hausberger, Naturpark Karwendel). Zusätzlich werden Individuen des Weißen Germers (*Veratrum album*) einzeln abgemäht, um die Ausbreitung dieser Art einzudämmen. Ohne dieses Management würden sich typische Hochstauden wie *Veratrum album*, *Adenostyles alliariae* und *Trollius europaeus* stärker ausbreiten, während konkurrenzschwache Arten verdrängt würden (SCHAFFNER et al. 2001; MAYER & ERSCHBAMER 2014; BOHNER et al. 2020). Dies hätte einen Rückgang der Artenvielfalt zur Folge (NIEDRIST et al. 2008). Im weiteren Verlauf käme es zur Dominanz von Gehölzen wie Grünerle (*Alnus alnobetula*), Latschenkiefer (*Pinus mugo*), verschiedenen Weidenarten (*Salix* spp.), Fichten (*Picea abies*) und Lärchen (*Larix decidua*) (TASSER & TAPPEINER 2002).

Der heutige Status des Issangers ist ein artenreicher Bergwiesen-Komplex

mit deutlichem Feuchtigkeitsgradienten innerhalb der Fläche. Im Jahr 2014 wurde eine Fallstudie im Gebiet durchgeführt, um Dauerflächen anzulegen und Vegetationsveränderungen über längere Zeiträume verfolgen zu können (ALTSTAETTER et al. 2014). Um Veränderungen in Artenzusammensetzung und Struktur erfassen und die Effektivität von Pflegemaßnahmen evaluieren zu können, sind allerdings Langzeituntersuchungen mit wiederholten Vegetationsaufnahmen in denselben Flächen notwendig (z. B. KAUFMANN et al. 2021). Ökologische Zeigerwerte können dabei als aussagekräftige Indikatoren für Standortveränderungen fungieren (LANDOLT et al. 2010; KARRER 2024). Eine Abnahme der Lichtzahl weist auf eine zunehmende Beschattung hin, während eine Erhöhung der Temperaturzahl als möglicher Hinweis auf Auswirkungen des Klimawandels interpretiert werden kann. Eine höhere Stickstoffzahl signalisiert eine gesteigerte Stickstoffverfügbarkeit. Veränderungen der Bodenfeuchte können sich in einer entsprechenden Anpassung der Feuchtezahl widerspiegeln. Besonders relevant ist die Frage, in welchem Ausmaß die Mahd der Verbuchung sowie den Auswirkungen des Stickstoffeintrags entgegenwirken kann. Die Ergebnisse bieten dabei eine wissenschaftlich fundierte Grundlage für zukünftige Pflegestrategien im Naturpark Karwendel und vergleichbaren Lebensräumen.

Ziel der vorliegenden Untersuchung war es, nach einem Zeitraum von elf Jahren folgende Fragen zu klären:

- Haben sich die Artenzusammensetzung und kleinräumige Differenzierung der Aufnahmeflächen seit 2014 verändert? Spiegeln sich diese Veränderungen in den Zeigerwerten (Temperatur, Stickstoff, Bodenfeuchte und Licht) als Indikatoren für geänderte Standortbedingungen wider?
- Wie hoch ist die pflanzliche Diversität und hat sich diese zwischen 2014 und 2025 verändert?

- Wie hoch ist der Anteil der laut neuer Roten Liste Tirols gefährdeten und laut Tiroler Naturschutzverordnung geschützten Arten? Hat sich der Anteil dieser Arten seit 2014 verändert?
- Wie erfolgreich ist das Management durch die Naturparkverwaltung Karwendel? Wie erfolgreich ist die gezielte Bekämpfung von *Veratrum album*? Zeigt sich ein Rückgang oder gar eine Zunahme der Deckung und des Vorkommens der Art in verschiedenen Aufnahmeflächen?

2 Material und Methoden

2.1 Untersuchungsgebiet und Standortbedingungen

Das Untersuchungsgebiet Issanger befindet sich am Ende des Halltals (Gemeinde Absam, Tirol) auf etwa 1600 m Seehöhe und damit am Übergang von der oberen montanen zur subalpinen Höhenstufe. Die Fläche ist Teil des Naturparks Karwendel (HEUFELDER o. J.; ANONYMUS [NATURPARK KARWENDEL] o.J.). Geologisch ist das Halltal Teil der Nördlichen Kalkalpen. Der Untergrund des Untersuchungsgebiets besteht überwiegend aus Gesteinen der Inntal-Decke im Tirolischen Deckensystem mit Haselgebirge – einem Gesteinskomplex aus buntem Tonstein, Sandstein, Steinsalz und Gips – überlagert

von quartärem Hangschutt (MOSER 2008/2024). Klimatisch liegt das Gebiet im Übergangsbereich zwischen dem trockenen, subkontinentalen Innenalpenraum und den kühl-humiden Randalpen, was sich in einem ausgeprägten sommerlichen Niederschlagsmaximum äußert (KILIAN et al. 1994; HERZBERGER et al. 2020). Die Klimaerwärmung der letzten Jahrzehnte spiegelt sich auch im Karwendel in den mittleren Temperaturen der Vegetationsperiode wider (Abb. 1).

2.2 Vegetationsaufnahmen

Fünfzehn Dauerbeobachtungsflächen mit einer Fläche von jeweils 25 m² (5 x 5 m) wurden 2014 am Issanger im Halltal (Tirol, Österreich; Abb. 2) mit Metallnägeln dauerhaft markiert und mit ihren Koordinaten dokumentiert (Tab. S1). Auf diesen Flächen wurden Vegetationsaufnahmen durchgeführt, die vom 16.–18. Juni 2025 methodengleich wiederholt wurden. Die Lokalisierung erfolgte mithilfe von GPS-Gerät und Metalldetektor. Für alle Aufnahmeflächen wurden die Gesamtdeckung des Bestandes [%], dessen mittlere Wuchshöhe [cm] sowie die Deckungsgrade der Moose und des offenen Bodens [%] geschätzt. Die Vegetationsaufnahmen erfolgten nach der Methode von BRAUN-BLANQUET (1964), wobei die Artmächtigkeit anhand der neunteiligen Schätzskala nach REICHEL



Abb. 1: Temperaturveränderung im Karwendel seit 16 Jahren. Dargestellt sind die Mittelwerte der Temperatur während der Vegetationsperiode in den sechs Jahren vor jeder Vegetationserhebung. Die Vegetationsperiode wurde als Zeitraum vom 1. Juni bis zum 30. September definiert. Die Auswertung basiert auf den Daten der Klimastation Seegrube (1921 m ü. A.) (LWD Tirol, ungeprüfte Rohdaten: <https://lawinen.report/weather/archive> [CC BY 4.0]). Für die Jahre 2009, 2011 und 2019 liegen keine Messdaten vor. Die Boxplots zeigen den Median, die Interquartilsabstände (25-75%-Perzentile), die Spannweite der Werte und die Einzelwerte.

& WILMANNIS (1973) geschätzt wurde. Die Gesamtartenliste kann Tab. S2 im Anhang entnommen werden.

2.3 Datenanalyse

2.3.1 Software

Für die statistische Auswertung der Daten wurde das Programm R (R CORE TEAM 2024, Version 4.4.2 »Pile of Leaves«) mit den Paketen »tidyverse« (WICKHAM et al. 2019), »vegan« (OKSANEN et al. 2024), »devtools« (WICKHAM et al. 2022), »dplyr« (WICKHAM et al. 2023), »ggplot2« (WICKHAM 2016) und »lmerTest« (KUZNETSOVA et al. 2017) verwendet. Das Signifikanzniveau lag bei $p < 0,05$.

2.3.2 Datenaufbereitung

Die Artmächtigkeiten wurden in eine prozentuale Skala umgerechnet (Tab. S3). Allen Arten wurde ihre Gefährdungskategorie nach der aktuellen Roten Liste und Checkliste der Farn- und Blütenpflanzen Nord- und Osttirols (PAGITZ et al. 2023) sowie Indikatorwerte nach KARRER (2024) und LANDOLT et al. (2010) zugeordnet. Für jede Aufnahme- fläche wurde eine Matrix mit Deckung der Vegetation (d), mittlerer Vegetationshöhe (h), Artenreichtum (= Artenzahl, ri), Shannon-Index (shan) sowie ungewichteten und gewichteten Mittelwerten der Zeigerwerte für Licht (L), Temperatur (T), Bodenfeuchte (F) und Stickstoff (N) nach KARRER (2024) und LANDOLT et al. (2010) erstellt. Der Shannon-Index wurde nach SHANNON & WEAVER (1949) kalkuliert. Für die Berechnung der Zeigerwerte und der Gefährdungsanalyse wurden nur Arten mit eindeutiger Synonym-Zuordnung bzw. vorhandenen Werten für die Art einbezogen. Fehlende Synonym-Zuordnungen betrafen Taxa, die nur auf Ebene des Aggregats oder der Sectio bestimmt wurden, z. B. *Taraxacum* sect. *Ruderalia* und *Alchemilla vulgaris* agg. Bei den Zeigerwerten wurden nichtnumerische Einträge, wie z. B. »i« für indifferent, ausgeschlossen.

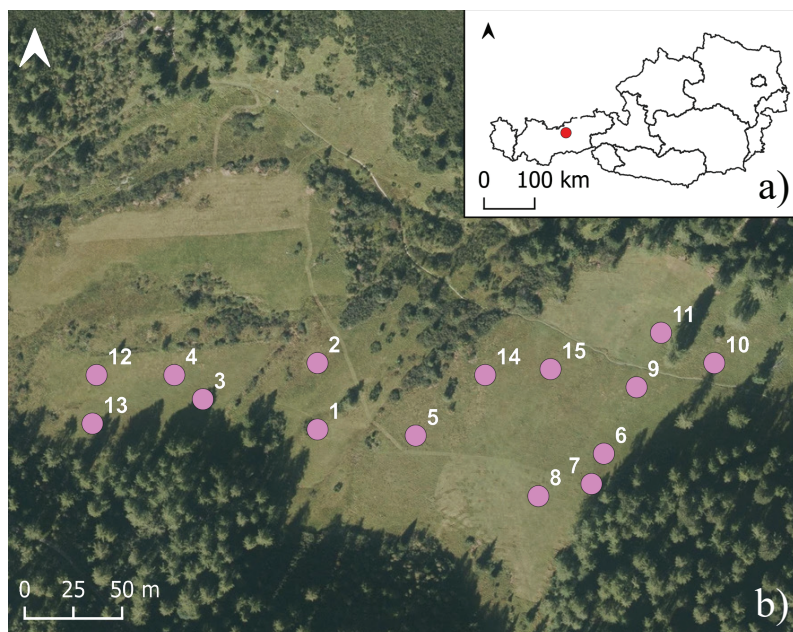


Abb. 2: a) Lage des Untersuchungsgebietes »Issanger« im Naturpark Karwendel in Nordtirol, Österreich. b) Anordnung der Aufnahme- flächen (Nr. 1-15, violett). Dargestellt ist die NO-Koordinate der Untersuchungs- flächen, bei Fläche 9 die NW-Koordinate. Quellen: [Land Tirol](#), Abt. Geoinformation & [GADM](#) (Version 4.1. [2025], [CC BY-SA 2.0](#)).

2.3.3 Ordinationen

Als Ordinationsverfahren für die Vegetationsdaten 2025 wurde eine Canonical Correspondence Analysis (CCA) mithilfe der Funktion »cca« als direktes Ordinationsverfahren durchgeführt. In das Modell gingen ein: Die mittleren ungewichteten Zeigerwerte für L, T, N und F, der Shannon-Index (shan), die Artenzahl (ri), die Wuchshöhe (h) und die Gesamtdeckung (d) der Vegetation. Die Signifikanz des Gesamtmodells wurde mittels Permutationstest mit 999 Wiederholungen überprüft. Des Weiteren wurde eine vergleichende Analyse zur Untersuchung der zeitlichen Veränderungen in der Artenzusammensetzung für die Jahre 2014 und 2025 durchgeführt. Hierfür wurden nach Erstellung einer gemeinsamen Vegetations- und Umweltmatrix beider Jahre ebenfalls eine CCA unter den gleichen Bedingungen wie im vorherigen Abschnitt beschrieben angewendet. Allerdings gingen als erklärende Variablen das Untersuchungs- jahr (kodiert als 0/1), L, T, N, F, der Shannon-Index, die Artenzahl und die Deckung in das Modell ein. Die Signifikanz des Gesamtmodells sowie

der einzelnen Achsen wurde mittels Permutationstests (999 Wiederholungen) überprüft. Die erklärenden Variablen wurden bei allen Ordinationen auf Multikollinearität geprüft, indem Spearman-Rangkorrelationen berechnet wurden.

2.3.4 Gemischte lineare Modelle, ANOVA

In weiterer Folge wurden zeitliche Veränderungen der Standortbedingungen mittels Zeigerwerten (LANDOLT et al. 2010; KARRER 2024) analysiert. Da die Zeigerwerte nach KARRER (2024) erst jüngst erschienen sind, erfolgte ein Vergleich mit den Zeigerwerten nach LANDOLT et al. (2010). Dafür wurden die gewichteten Mittelwerte der einzelnen Zeigerwerte für jede Aufnahme- fläche errechnet und mittels linearer gemischter Modelle (LMMs = linear mixed effect models) verglichen, wobei das Jahr als fixe Variable und die Nummer der Aufnahme- fläche als zufälliger Faktor berücksichtigt wurden. Zusätzlich wurden paarweise Korrelationen zwischen ausgewählten Zeigerwerten (L, T, F, N) anhand des Spearman- Korrelationskoeffizienten kalkuliert.

Zur Auswertung der Rote-Liste- (RL)-Kategorien wurden für jede Fläche und jedes Jahr die prozentualen Anteile der Arten in ihren Einstufungen der Gefährdungskategorien (LC = Ungefährdet, NT = Vorwarnstufe; PAGITZ et al. 2023) berechnet. Ebenfalls wurden die RL-bezogenen Indikatoren A, B und R (PAGITZ et al. 2023) ermittelt. Der Indikator A beschreibt die aktuelle Bestandssituation einer Art und berücksichtigt Häufigkeit, Verbreitung und Populationsgröße; Indikator B bewertet die Bestandsentwicklung der vergangenen Jahre, also ob eine Art tendenziell zu- oder abnahm; der Indikator R gibt das zukünftige Risiko für eine Bestandsverschlechterung an, etwa infolge von Standortveränderungen oder anderen Belastungsfaktoren. Veränderungen der Kennwerte

wurden verglichen, indem die gewichteten Mittelwerte für jede Aufnahme- fläche errechnet und mittels LMMs analysiert wurden, wobei das Jahr als feste Variable und die Aufnahme- fläche als zufälliger Faktor verwendet wurde. Die Diversität der Flächen beider Jahre wurde mittels Artenzahl und Shannon- Index verglichen. Hierfür wurden die gewichteten Mittelwerte für jede Aufnahme- fläche errechnet und zwischen den Jahren mittels gemischter linearer Modelle verglichen, wobei Jahr als feste Variable und Aufnahme- fläche als zufälliger Faktor verwendet wurde. Für die Art *Veratrum album* wurde die mittlere Deckung pro Aufnahme- fläche und Jahr analysiert. Unterschiede zwischen den Jahren wurden mit einer einfaktoriellen ANOVA getestet.

3 Ergebnisse

3.1 Differenzierung der Vegetation

Zwischen den erklärenden Variablen bestanden keine hohen Korrelationen, alle Spearman-Rangkorrelationskoeffizienten lagen unter 0,75. Die CCA (Abb. 3) verdeutlicht die Heterogenität zwischen den Aufnahme- flächen. Die Differenzierung folgt hauptsächlich den Vektoren für Bodenfeuchte, Temperatur, Licht und Nährstoffe (Abb. 3, längste Pfeile). Die Aufnahmen 1, 2, 4, 12 (im Westteil des Issangers gelegen, Abb. 2) verdeutlichen die gut durchfeuchteten (bis nassen) Standorte, während hohe Stickstoffzahlen die Aufnahmen 3, 6, 7 und 15 charakterisieren. Die nordwestlichen, waldfernerer Aufnahme- flächen (2, 12, 14, 15) weisen eine hohe Lichtzahl auf. Die Abnahme der Feuchtezahl geht mit einer Abnahme der Temperaturzahl einher. Der Rest der Aufnahmen zeichnet sich durch einen leicht höheren Artenreichtum aus. Gesamtdeckung und Wuchshöhe spielen eine untergeordnete Rolle für die Differenzierung der Aufnahmen. Der Shannon-Index ist in den feuchten Flächen höher als im Rest der Aufnahmen.

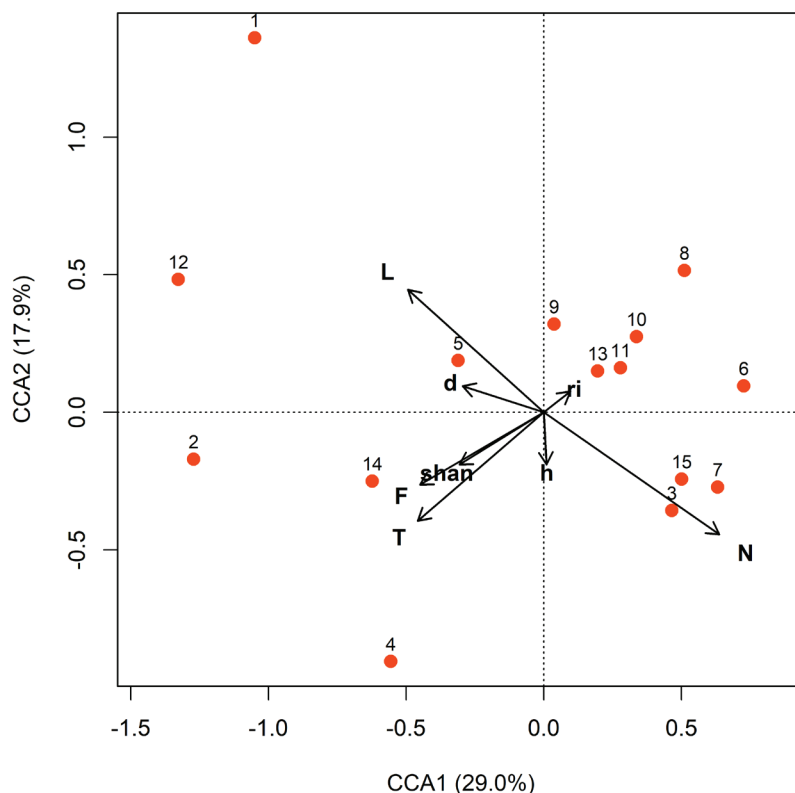
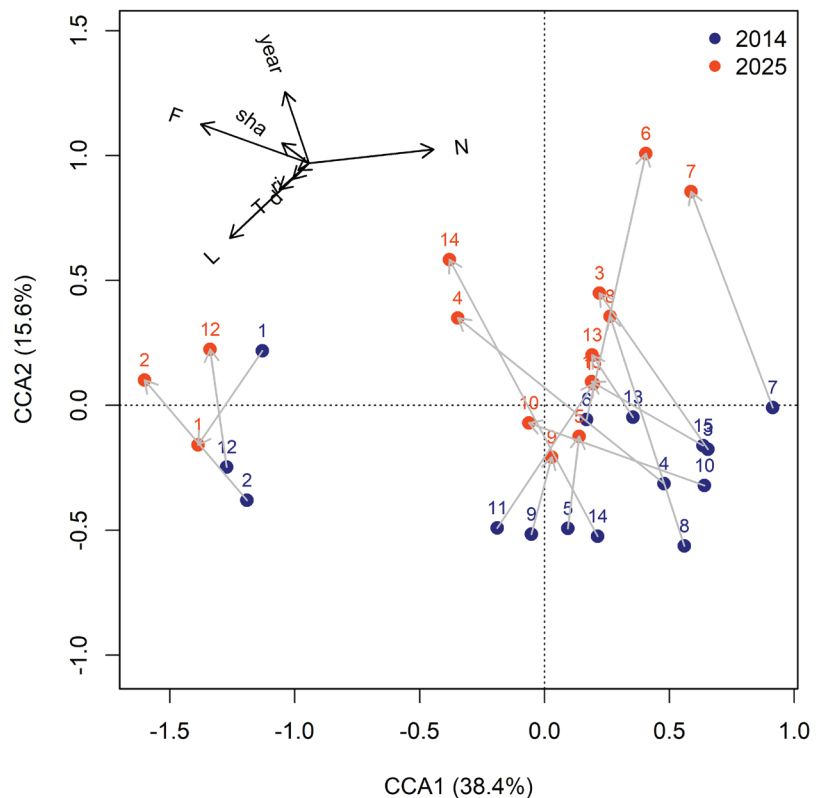


Abb. 3: Differenzierung der Aufnahme- flächen (orangerot) und erklärende Variablen: Wuchshöhe (h), Deckung der Vegetation (d), Shannon-Index (shan), Artenreichtum (ri) sowie die Zeigerwerte nach KARRER (2024) für Temperatur (T), Bodenfeuchte (F), Licht (L) und Stickstoff (N). CCA: 67,1 % der Gesamtvarianz erklärt (constrained Inertia: 1,40); erste Achse 29,0 %, zweite Achse 17,9 % der durch Umweltvariablen erklärten Varianz. Permutationstest: $F = 1,53$; $p = 0,001$.

3.2 Zeitliche Veränderung der Vegetation zwischen 2014 und 2025

Die gemeinsame Darstellung der Datensätze beider Jahre in der Ordination verdeutlicht, dass die Aufnahme- flächen über den Untersuchungszeitraum hinweg eine überwiegend gleichgerichtete Veränderung der Vegetation zeigen (Abb. 4). Mittels CCA kann analysiert werden, welche Umweltvariablen die Verschiebung der Artenzusammensetzung der Aufnahme- flächen beeinflussen (Abb. 4). Die Umweltvariablen erklären 35,6 % der Gesamtvarianz. Die Variablen sind nicht korreliert, da alle Spearman-Rang-Korrelationen kleiner als 0,3 waren. Auffällig ist der weitgehend

Abb. 4: Vergleich der Aufnahmeflächen von 2014 und 2025 mittels CCA. Die Gesamtvarianz in den Vegetationsdaten betrug 2,93 (total inertia), die Umweltvariablen erklären 35,6 % der Gesamtvarianz in den Artendaten (constrained inertia = 1,044) und die verbleibenden 64,4 % wurden durch nicht erklärte (unconstrained inertia = 1,887) Varianz beschrieben. Die erste Achse erklärt 38,4 % und die zweite Achse 15,6 % der durch die Umweltvariablen erklärten Varianz. Der Permutationstest bestätigte die Signifikanz des Gesamtmodells ($F_{8,21} = 1,45; p = 0,001$).



unabhängige Einfluss der mittleren Zeigerwerte für N, F und L, welche in deutlich unterschiedliche Richtungen zeigen. Eine Abnahme der Indikatorzahl L geht mit einer leichten Verringerung von T einher. Mit Ausnahme der Aufnahmefläche 1 zeigt sich eine tendenzielle Verschiebung in Richtung höherer Werte für den Shannon-Index und die Indikatorzahl F (Abb. 5, Abb. 7). Die Unterschiede entlang der ersten Achse spiegeln vor allem standörtliche Unterschiede zwischen den Aufnahmeflächen wider, während die Veränderungen zwischen den Jahren (year, Abb. 4) überwiegend entlang der zweiten Achse auftreten.

3.3 Ökologische Zeigerwerte

Die Analysen der gewichteten mittleren Zeigerwerte nach KARRER (2024) ergaben für L, T und N keine signifikanten Unterschiede zwischen den Jahren 2014 und 2025 (Abb. 5): L nahm tendenziell, aber nicht signifikant ab ($F_{1,14} = 4,27; p = 0,06$), F ($F_{1,14} = 6,09; p = 0,39$), T ($F_{1,14} = 0,84; p = 0,37$) und N ($F_{1,14} = 0,10; p = 0,76$) blieben gleich. Die Analysen der gewichteten Mittelwerte nach LANDOLT et al. (2010) stimmen weitgehend überein. Sie zeigten zwischen 2014 und 2025 ebenfalls keine signifikanten Veränderungen und

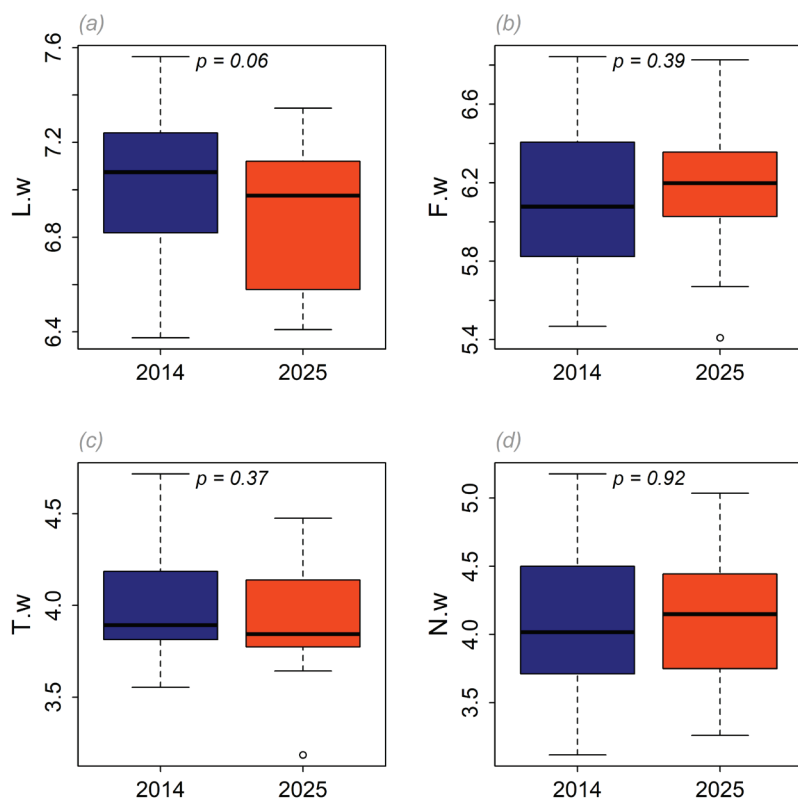


Abb. 5: Vergleich der mittleren, gewichteten Zeigerwerte L, F, T und N nach KARRER (2024) zwischen den Jahren 2014 (blau) und 2025 (orange). Die Boxplots zeigen den Median sowie das 25. und 75. Perzentil und die Spannweite der Werte.

die Trends waren ident mit den Zeigerwerten nach KARRER (2024): In der Tendenz nahm L leicht ab ($F_{1,14} = 2,97$; $p = 0,11$) und F leicht zu ($F_{1,14} = 4,04$; $p = 0,06$). T ($F_{1,14} = 0,09$; $p = 0,76$) und N ($F_{1,14} = 2,94$; $p = 0,11$) blieben gleich.

3.4 Anteile der nach der neuen Roten Liste Tirols gefährdeten Arten

Der Großteil der vorkommenden Arten beider Jahre fällt in die Kategorie LC, d. h. sie werden als ungefährdet eingestuft (2014: 96,9 %, 2025: 97,0 %). Nur ein geringer Teil fällt in die Kategorie NT, d. h. Vorwarnstufe (2025: 2,9 %, 2014: 2,8 %), während höhere Gefährdungsklassen nicht vorkommen. Die fehlenden Anteile auf 100 % werden durch Taxa, denen keine Kategorie zugeordnet werden konnte, erklärt. Dies spiegelt sich auch in den gewichteten Mittelwerten der aktuellen Bestandssituation (Indikator A, 2025: $4,8 \pm 0,2$), der Bestandentwicklung (Indikator B, 2025: $-0,5 \pm 0,1$) und des Risikos für eine Bestandsverschlechterung (Indikator R, 2025: $-0,2 \pm 0,1$) wider. Vergleicht man die Jahre 2014 und 2025 (Abb. 6), kann für Indikator B eine signifikante Abnahme festgestellt werden ($F_{1,14} = 20,23$; $p < 0,001$), die Effektstärke war allerdings gering ($-0,14 \pm 0,03$), während sich die Indikatoren A ($F_{1,14} = 1,79$; $p = 0,20$) und R ($F_{1,14} = 2,9$; $p = 0,11$) nicht signifikant verändert haben.

3.5 Artenreichtum und Diversität

Im Jahr 2025 wurden in jeder der 15 Untersuchungsflächen mindestens 30 Pflanzenarten erfasst (Maximum: 50 Arten in Aufnahmefläche 13; Abb. 2). Es konnte kein signifikanter Unterschied im Artenreichtum der Aufnahmen von 2014 und 2025 festgestellt werden ($F_{1,14} = 2,17$; $p = 0,151$), der Shannon-Index war 2025 jedoch signifikant höher ($F_{1,14} = 18,97$; $p < 0,001$; Abb. 7). Die Mittelwerte betragen 2,8 im Jahr 2014 und 3,1 im Jahr 2025.

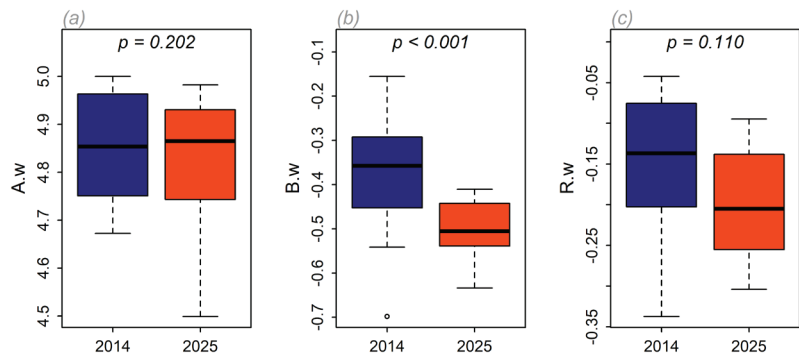


Abb. 6: Veränderung der mittleren (gewichteten) Indikatoren:

a) Indikator A beschreibt die aktuelle Bestandessituation und berücksichtigt aktuelle Häufigkeit, Verbreitung und Populationsgröße.

b) Indikator B bewertet die Bestandesentwicklung der vergangenen Jahre, also ob eine Art tendenziell zu- oder abnahm.

c) Indikator R gibt das zukünftige Risiko für eine Bestandsverschlechterung an, etwa infolge von Standortveränderungen oder anderen Belastungsfaktoren.

Niedrigere bzw. negative Werte der Indikatoren A, B und R bedeuten eine Verschlechterung der Bestandessituation (A), der Bestandesentwicklung (B) oder ein höheres Risiko (R). Die Indikatoren wurden in der Rote Listen und Checkliste der Farn- und Blütenpflanzen Nord- und Osttirols vergeben (PAGITZ et al. 2023).

3.6 Entwicklung von *Veratrum album*

Die Analyse der Deckung von *Veratrum album* über die Jahre 2014 und 2025 zeigte keine signifikante Veränderung ($F_{1,8} = 0,735$; $p = 0,416$). Der Median der Deckung von betrug 2014 0,5 und 2025 2,5. Die Art wurde 2014 in sieben und 2025 in neun Aufnahmeflächen gefunden.

4 Diskussion

4.1 Räumliche Differenzierung der aktuellen Vegetation

Die Vegetationsaufnahmen von 2025 zeigen die Heterogenität der Vegetation, die vorwiegend auf unterschiedliche Licht- Bodenfeuchte- und Stickstoffverhältnisse zurückzuführen ist. Generell zeichnen sich die Aufnahmeflächen vor allem im Westteil (1, 2, 4, 12; Abb. 2) gemäß ihrer Zeigerwerte durch eine höhere Lichtzahl, einen

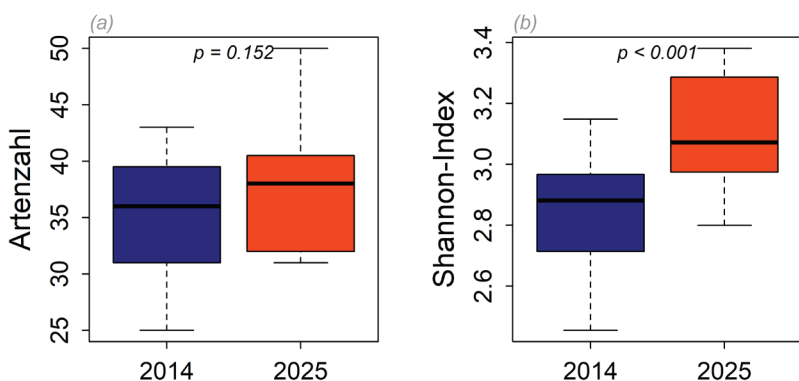


Abb. 7: Veränderung der Pflanzendiversität zwischen 2014 (blau) und 2025 (orange);

a) Artenzahl und b) Shannon-Index für die beiden Jahre. Die Boxplots zeigen den Median sowie das 25. und 75. Perzentil und die Spannweite der Werte.

höheren Shannon-Index und eine höhere Bodenfeuchtezahl aus. In den restlichen Flächen treten dagegen Arten auf, die – im Durchschnitt – höhere Ansprüche an die Stickstoffversorgung stellen. Hier zeigt sich vermutlich immer noch die Auswirkung der Düngung als Bestandteil der früheren Nutzungsgeschichte. Aus der Literatur ist bekannt, dass eine Aushagerung nach Auflassung der Düngung oft über viele Jahrzehnte hinweg nicht erfolgt (ELLENBERG & LEUSCHNER 2010). Speziell dürfte dies am Issanger für die östlich gelegenen Flächen 3, 7 und 15 gelten. Am Issanger zeigte sich, dass die Aufnahmeflächen mit Arten, die weniger stickstoffversorgte Bedingungen bevorzugen, einen höheren Shannon-Index aufweisen (Abb. 4) in Übereinstimmung mit Untersuchungen, die höhere Artenzahlen an nährstoffärmeren Standorten finden (PETER et al. 2008; MARINI et al. 2008; LÜTH et al. 2011). Die Aufnahmeflächen mit feuchteliebenderen Arten weisen relativ höhere Zeigerwerte für Temperatur auf. Gemäß den unterschiedlichen Standortbedingungen ist die Vegetation am Issanger als Trollblumenreiche Sterndolden-Goldhaferwiese (*Astrantio-Trisetetum trollietosum*) mit drei ausgegliederten Varianten beschrieben (ALTSTAETTER et al. 2014): eine Variante mit Niedermoorcharakter und zwei hochstaudenreiche Varianten (die Einstufung wurde 2014 vorgenommen). Insgesamt können die Flächen mit durchschnittlich 37 Arten pro 25 m² im Jahr 2025 (Minimum 30, Maximum 50 Arten) als sehr artenreich eingestuft werden. Kleinräumige Unterschiede im Relief könnten für die hohe Pflanzenvielfalt verantwortlich sein. Studien haben gezeigt, dass topografische Unterschiede über Faktoren wie Sonneneinstrahlung, Exposition und Bodenfeuchte die lokalen Umweltbedingungen und damit die Artenzusammensetzung maßgeblich steuern. Insbesondere scheint dies für die Hydrologie zu gelten (MOESLUND et al. 2013).

4.2 Zeitliche Veränderung der Vegetation und der Standortbedingungen

Insgesamt blieb die Vegetation am Issanger über 11 Jahre hinweg relativ stabil. In der CCA (Abb. 4) wird deutlich, dass Unterschiede zwischen den Aufnahmeflächen größer sind als die Unterschiede zwischen den Jahren. Der zuvor beschriebene, deutlich ausgeprägte Gradient innerhalb der Flächen könnte jedoch dazu führen, dass zeitliche Veränderungen schwerer erkennbar sind. Auffällig ist, dass diese Veränderungen entlang der zweiten Achse weitgehend parallel verlaufen (Abb. 4), was auf einen einheitlich wirkenden Einflussfaktor, wie etwa die Mahd hindeutet.

Insgesamt konnte keine starke Veränderung der Artengarnitur am Issanger festgestellt werden. Ein Vergleich der Artenlisten (Tab. S2; ALTSTAETTER et al. 2014) zeigt, dass in beiden Jahren ähnliche Arten zu finden sind und die Artenzahlen stabil blieben. Allerdings nahm der Shannon-Index zu, was auf eine Homogenisierung der Abundanzen der Arten hindeutet, da der Index neben der Artenzahl auch die Abundanzen der Arten berücksichtigt. Die extensive Mahd im Untersuchungszeitraum könnte sowohl den höheren Shannon-Index, als auch den Erhalt der Diversität und Homogenität der Aufnahmen begünstigen. Langzeitstudien in subalpinen Wiesen der Schweiz (VITTOZ et al. 2009) belegten ebenfalls nur geringe Veränderungen, und die Autor:innen führten die stabilen Verhältnisse auf das anthropogene Management zurück. Auch im Apennin konnten in einem subalpinen *Sesleria juncifolia*-Grasland nur geringe Veränderungen über einen Zeitraum von 59 Jahren festgestellt werden (FRATE et al. 2018).

Die beobachtete Stabilität betrifft vor allem die mikroklimatischen Bedingungen, da sich die Zeigerwerte für T und auch F, N und L nicht unterscheiden – weder jene nach KARRER (2024) noch jene nach LANDOLT et al. (2010). Der Trend

der Abnahme von L war jedoch nur knapp nicht signifikant ($p = 0,056$) und könnte auf die Einwanderung bzw. Zunahme konkurrenzstärkerer Arten aus der Hochstaudenflora hinweisen, die zugleich oft etwas weniger thermophil, dafür aber bodenfeuchte- und nährstoffaffin sind (MUCINA et al. 1993). Womöglich erklärt dies auch, warum sich die Artenzusammensetzung der Flächen im Durchschnitt nicht in Richtung wärmeliebender Arten verschoben hat, wie dies etwa infolge der Klimaveränderung zu erwarten wäre. In der Region kann jedenfalls ein deutlicher Anstieg der Temperatur für den Untersuchungszeitraum beobachtet werden (Abb. 1). Verschiedene Studien zeigen, dass Bergwiesen (MATTEODO et al. 2016; HAIDER et al. 2024) sowie alpine Pflanzengesellschaften (HOLZINGER et al. 2007; STEINBAUER et al. 2018) einen Anstieg des Artenreichtums erfahren, der höchstwahrscheinlich auf die Einwanderung wärmeliebender Arten mit Verbreitungsschwerpunkt in tieferen Lagen zurückzuführen ist («Thermophilisierung»). Da der mittlere Temperaturzeigerwert aller Pflanzen des Untersuchungsgebiets jedoch zwischen 2014 und 2025 keine Zunahme zeigt, scheint dieser Effekt am Issanger noch keine Rolle zu spielen oder er wurde durch die gleichzeitige Einwanderung der Hochstauden nivelliert.

Die bislang beobachtete Stabilität über den Untersuchungszeitraum hinweg könnte auch im Kontext einer Pufferwirkung der Vegetation verstanden werden, da Ökosysteme mit hoher Artenvielfalt und hoher Deckung robuster gegenüber den Auswirkungen des Klimawandels sind (VITTOZ et al. 2009; HARRISON et al. 2014; ISBELL et al. 2015; FRATE et al. 2018; HUTCHISON et al. 2018; SCHNABEL et al. 2021). Ähnlich wie im Hochgebirge zeigt sich vermutlich auch in den Wiesen der obermontanen Stufe im Halltal eine zeitverzögerte Reaktion der Bestände auf den Klimawandel («time lag» und «extinction debt», DULLINGER et al. 2012), sodass der vergleichsweise kurze Untersuchungszeitraum von elf Jahren mögliche Ver-

änderungen, etwa infolge steigender Temperaturen, noch nicht erfasst, weil diese erst zu einem späteren Zeitpunkt eintreten. Das Erkennen signifikanter Trends wird zudem durch die topographische Heterogenität und die geringe Anzahl an Aufnahmeflächen erschwert. Die Ergebnisse sind daher nur als vorläufig zu interpretieren und können nicht im Sinne einer generellen, langfristigen ökologischen Stabilität gelten.

Generell stellt der Erhalt von Ökosystemen mit hoher biologischer Vielfalt eine wichtige Maßnahme in der Klimawandelanpassung dar (IPCC CORE WRITING TEAM 2023). Dabei ist der Erhalt der Pflanzenarten besonders wichtig, da sie die Grundlage für die Vielfalt von Tieren und anderen Organismen bilden, die Struktur von Lebensräumen wesentlich mitbestimmen und relevant für viele Ökosystemfunktionen sind (VELLEND et al. 2017; RAVEN & WACKERNAGEL 2020).

4.3 Gefährdung und Schutzstatus der Arten

Stabil blieb auch der Anteil gefährdeter Arten, wobei nahezu alle Arten in beiden Erhebungsjahren als ungefährdet (LC) eingestuft wurden. Entsprechend zeigten auch die Analysen der Indikatoren zur aktuellen Bestandessituation und zum Aussterberisiko keine signifikanten Unterschiede zwischen den Jahren. Allgemein sind am Issanger Arten vertreten, die in Nordtirol eine recht stabile Bestandessituation sowie ein geringes Aussterberisiko aufweisen (Abb. 6). Allerdings lag der Indikator Bestandessentwicklung im Mittel 2025 signifikant niedriger als 2014. Schwach negative Werte der Indikatoren B und R bedeuten eine etwas schlechtere Bestandessentwicklung, bzw. ein schwach erhöhtes Risiko der hier vorkommenden Arten in Nordtirol. Der Issanger könnte jenen Arten, deren Bestände in Tirol generell leicht zurückgehen, einen geeigneten Lebensraum bieten, was die Bedeutung solcher Standorte unterstreicht.

In den letzten Jahren wurde immer deutlicher, dass – im Gegensatz zum relativ gut erkennbaren Aussterben sehr seltener Arten – der deutlich schwerer zu erfassende Rückgang vieler (ehemals) verbreiteter Arten ein zentrales Problem für den Naturschutz darstellt (GASTON & FULLER 2008; RUMPF et al. 2019). Der Vergleich der Einstufung der Arten gemäß der 2023 erschienenen Roten Liste für Tirol (PAGITZ et al. 2023) mit dem Schutzstatus nach der Tiroler Naturschutzverordnung von 2006 (Tab. S2) verdeutlicht das bestehende Ungleichgewicht zwischen Gefährdung und Schutzstatus und spiegelt damit den übergeordneten Gesamttrend für Tirol wider: Der Großteil der gefährdeten Taxa (~80 %) ist nicht geschützt, während nur ein Viertel der geschützten Taxa gefährdet ist. In Nordtirol sind 22,4 % der heimischen/archäophytischen Taxa gefährdet: 131 Arten sind als CR (vom Aussterben bedroht) eingestuft, 143 als EN (stark gefährdet).

Das Untersuchungsgebiet Issanger befindet sich im Naturpark Karwendel, einem Natura-2000-Gebiet. Die rechtliche Grundlage für die Ausweisung der Natura-2000-Gebiete bilden die Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (FFH-RL, 92/43/EWG) und die Vogelschutz-Richtlinie (2009/147/EG). Nahe den Untersuchungsflächen ist der Frauenschuh (*Cypripedium calceolus*) zu finden, welcher in der FFH-RL und somit auch in der Tiroler Naturschutzverordnung (LGBl. 39/2006) besonders geschützt wird. Weitere geschützte Arten auf dem Zustieg zu den Aufnahmeflächen waren *Daphne mezereum*, *Daphne striata* und *Lilium martagon*. Unter den nicht gefährdeten, aber geschützten Pflanzen finden sich Arten der Familie Orchidaceae (*Dactylorhiza fuchsii*, *Neottia ovata*, *Platanthera bifolia* s. orig., *Pseudorchis albida*) und der Gattung *Botrychium* (*Botrychium lunaria*), die »gänzlich geschützt« sind, und Arten der Gattung *Gentiana* (*Gentiana asclepiadea*, *Gentiana clusii*, *Gentiana pannonica*), die »teilweise geschützt« werden. *Primula elatior* und *Primula*

farinosa sind ebenfalls teilweise geschützt, aber nicht gefährdet. *Traunsteinera globosa* ist die einzige Art, die zugleich in der Roten Liste Tirols als NT (Vorwarnstufe) eingestuft als auch gemäß der Tiroler Naturschutzverordnung laut FFH-RL geschützt ist (Tab. S2). Intensivierte Wiesenbewirtschaftung führt andernorts zu Rückgängen, zu erhöhten Risikowerten und der daraus resultierenden Vorwarnstufe (NT) für *Crocus vernus* s. orig. besonders in tieferen Lagen. Jene Art wird (noch) nicht geschützt. *Briza media* (LC) und *Trifolium montanum* (LC) weisen tirolweit einen starken Rückgang des Bestandes (-2) auf, sowie ein leichtes Risiko (-1). Dieser Risikofaktor trifft auch auf die Arten *Anthoxanthum odoratum*, *Agrostis capillaris*, *Carex davalliana*, *Geum rivale*, *Hypericum tetrapterum*, *Linum catharticum*, *Molinia caerulea* s. str., *Succisa pratensis* und *Trifolium montanum* zu (PAGITZ et al. 2023). In der Tiroler Naturschutzverordnung werden letztere Arten nicht speziell auf Artniveau geschützt, aber teilweise deren Lebensräume (§ 3 Schutz von Arten gefährdeter besonderer Pflanzengesellschaften; Anlage 4). Dazu gehören beispielsweise Kalkreiche Niedermoores – ein Lebensraum, der Österreich selten ist und sehr stark zurückgeht (ELLMAUER 2005a, b).

4.4 Die Entwicklung von *Veratrum album*

Die Deckung von *Veratrum album* zeigte einen nicht signifikanten Trend einer Zunahme, zudem konnte sich die Art in zwei zusätzlichen Aufnahmeflächen etablieren. *Veratrum album* gilt als mahdempfindlich (QUINGER 2003). Die regelmäßige Mahd und das zusätzliche, gezielte Abmähen könnten dazu beigetragen haben, die in den Jahren davor beobachtete Ausbreitung der Art (pers. Mitteilung Hermann Sonntag) einzudämmen. Ein Ausstechen der Rhizome war am Standort in der Praxis nicht durchführbar, weshalb sich die Pflegemaßnahmen auf das

Abmähen der Individuen konzentrieren (pers. Mitteilung Marina Hausberger, Naturpark Karwendel). Allerdings sollte eine Intensivierung der selektiven Mahd die Bestände in Zukunft wirkungsvoller zurückdrängen können. Auch die Berücksichtigung des Lebens- und Ausbreitungszyklus von *Veratrum album* kann ausschlaggebend für die Eindämmung der Art sein. Die Art ist wegen ihrer hochregenerativen Rhizome, welche viele Zentimeter dick werden und tief in den Boden reichen, schwer zu bekämpfen (LANDOLT et al. 2010). So sollte die selektive Mahd jedenfalls im Frühjahr/Frühsummer vor der Blütezeit, beim Erscheinen der Triebe aus dem Boden stattfinden, da zu diesem Zeitpunkt die Rhizom-Reserven am geringsten sind (SCHAFFNER et al. 1995, SCHAFFNER et al. 2001). Effekte des wiederholten Abmähens von Individuen könnten auch mit zeitlicher Verzögerung eintreten, da diese möglicherweise noch einige Jahre von ihren im Rhizom gespeicherten Reserven zehren. Zwar spielt die Giftigkeit der Art im Hinblick auf Beweidung und Heuproduktion am Issanger keine Rolle, dennoch kann *Veratrum album* die lokale Biodiversität beeinträchtigen, indem andere Arten verdrängt werden (SCHAFFNER et al. 2001). Der Issanger bietet somit eine geeignete Versuchsfläche, um Strategien zur nachhaltigen Kontrolle der Ausbreitung von *Veratrum album* oder anderen konkurrenzstarken Arten zu testen.

4.5 Schlussfolgerungen und Managementempfehlungen

Die Ergebnisse der vorliegenden Studie zeigen, dass der Issanger ein relativ stabiler Lebensraum für eine artenreiche Flora ist. Arten, die anderenorts einen Rückgang ihrer Populationen erfahren haben, finden hier weiterhin einen geeigneten Lebensraum. Der Issanger stellt auch deshalb einen besonders schützenswerten Lebensraum dar, da Bergwiesen generell selten geworden sind, die Fläche selbst durch heterogene Standortbedingun-

gen gekennzeichnet ist und dadurch eine konstant hohe Artenvielfalt aufweist. Positiv zu werten ist außerdem, dass die Stickstoffzeigerwerte stabil geblieben sind, auch wenn durch die derzeitige randliche Lagerung des Mahdguts der vollständige Austrag von Stickstoff aus dem System noch nicht erfolgt. Eine Entfernung des Mahdguts könnte langfristig zur Reduzierung des Stickstoffgehalts beitragen und somit eine empfehlenswerte Maßnahme darstellen. Aufgrund des beobachteten Trends zur Abnahme der Lichtzahl und zur Eindämmung von Arten wie *Veratrum album* sollte eine häufigere Mahd erwogen werden, etwa durch ein jährliches Mähen anstelle des bisherigen Zweijahresrhythmus.

Langfristige Veränderungen infolge von Klimawandel oder anderen Umweltfaktoren lassen sich nur durch kontinuierliches Monitoring zuverlässig beobachten. Eine Wiederholung der Vegetationsaufnahmen im Abstand von einigen Jahren ist daher zu empfehlen.

5 Dank

Unser besonderer Dank gilt dem Naturpark Karwendel, insbesondere Marina Hausberger sowie dem gesamten Team. Durch die Unterstützung bei den Fahrten zu den Untersuchungsflächen und einen informativen Vortrag erhielten wir wertvolle Einblicke in die Arbeit der Naturparkverwaltung. Besonderer Dank gilt auch Karl Hülber für inhaltliche Diskussionen.

6 Literatur

BOHNER, A., KARRER, J., WALCHER, R., BRANDL, D., MICHEL, K., ARNBERGER, A., FRANK, T. & ZALLER, J.G. (2020): Ecological responses of semi-natural grasslands to abandonment: case studies in three mountain regions in the Eastern Alps. – *Folia Geobotanica*, 54 (2019): 211-225.
[doi: 10.1007/s12224-019-09355-2](https://doi.org/10.1007/s12224-019-09355-2)

BRAUN-BLANQUET, J. (1964): Pflanzensoziologie: Grundzüge der Vegetationskunde. – 3. Aufl.: 865 S.; Wien/New York (Springer).

BURON, M., PORCHER, E., FEDOROFF, E., BERROD, L., VALLET, J., BARDET, O., MARTIN, G. & MACHON, N. (2024): Rapid declines in species diversity and occurrence of common plant species are related to nutrient availability and soil moisture in open habitats. – *Journal of Vegetation Science*, 35(6): e13316.
[doi: 10.1111/jvs.13316](https://doi.org/10.1111/jvs.13316)

CANNONE, N., SGOBATI, S. & GUGLIELMIN, M. (2007): Unexpected impacts of climate change on alpine vegetation. – *Frontiers in Ecology and the Environment*, 5(7): 360-364.
[doi:10.1890/1540-9295\(2007\)5\[360:UJOCOC\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1540-9295(2007)5[360:UJOCOC]2.0.CO;2)

CLELAND, E. E. & HARPOLE, W. S. (2010): Nitrogen enrichment and plant communities. – *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1195(1): 46-61.
[doi: 10.1111/j.1749-6632.2010.05458.x](https://doi.org/10.1111/j.1749-6632.2010.05458.x)

DIERSCHKE, H. (1994): Pflanzensoziologie. Grundlagen und Methoden. – 683 S.; Stuttgart (Ulmer).

DIERSCHKE, H. & BRIEMLE, G. (2002): Kulturgrasland. Wiesen, Weiden und verwandte Staudenfluren. – 239 S.; Stuttgart (Ulmer).

DULLINGER, S., GATTRINGER, A., THULLER, W., MOSER, D., ZIMMERMANN, N. E., GUIGAN, A., WILLNER, W., PLUTZAR, C., LEITNER, M., MANG, T., CACCIANIGA, M., DIRNBÖCK, T., ERTL, S., FISCHER, A., LENOIR, J., SVENNING, J.-C., PSOMAS, A., SCHMATZ, D. R., SILC, U., VITTOZ, P. & HÜLBER, K. (2012): Extinction debt of high-mountain plants under twenty-first-century climate change. – *Nature Climate Change*, 2: 619-622.
[doi: 10.1038/nclimate1514](https://doi.org/10.1038/nclimate1514)

ELLENBERG, H. & LEUSCHNER, C. (2010): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht. – 6. Auflage: 1334 S.; Stuttgart (Ulmer).

ELLMAUER, T. [Hrsg.] (2005a): Entwicklung von Kriterien, Indikatoren und Schwellenwerten zur Beurteilung des Erhaltungszustandes der Natura 2000-Schutzgüter. Band 2: Arten des Anhangs II der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie. – Im Auftrag der neun österreichischen Bundesländer, des Bundesministerium f. Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft und der Umweltbundesamt GmbH: 905 S.; Wien (Umweltbundesamt).
[Permalink \(ZOBODAT\)](https://www.zobodat.at/)

- ELLMAUER, T. [Hrsg.] (2005b): Entwicklung von Kriterien, Indikatoren und Schwellenwerten zur Beurteilung des Erhaltungszustandes der Natura 2000-Schutzgüter. Band 3: Lebensraumtypen des Anhangs I der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie. – Im Auftrag der neun österreichischen Bundesländer, des Bundesministerium f. Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft und der Umweltbundesamt GmbH: 616 S.; Wien (Umweltbundesamt). [Permalink \(ZOBODAT\)](#)
- ELLMAUER, T., IGEL, V., KUDRNOVSKY, H., MOSER, D. & PATERNOSTER, D. (2020): Monitoring von Lebensraumtypen und Arten von gemeinschaftlicher Bedeutung in Österreich 2016–2018 und Grundlagenerstellung für den Bericht gemäß Art. 17 der FFH-Richtlinie im Jahr 2019: Endbericht. Teil 2: Artikel 17-Bericht. – Bericht im Auftrag der österreichischen Bundesländer. Reports, REP-0734: 97 S.; Wien (Umweltbundesamt).
- ERISMAN, J.W., GALLOWAY, J.N., SEITZINGER, S., BLEEKER, A., DISE, N.B., PETRESCU, A.M.R., LEACH, A.M., & DE VRIES, W. (2013): Consequences of human modification of the global nitrogen cycle. – *Philosophical Transactions of the Royal Society, B: Biological Sciences*, 368 (1621): 20130116. [doi: 10.1098/rstb.2013.0116](#)
- ESSL, F., EGGER, G., KARRER, G., THEISS, M. & AIGNER, S. (2004): Rote Liste der gefährdeten Biotop-typen Österreichs: Grünland, Grünland-brachen und Trockenrasen, Hochstauden- und Hochgrasfluren, Schlagfluren und Waldsäume, Gehölze der Offenlandschaft, Gebüsche. – Monographien, M-167: 272 S.; Wien (Umweltbundesamt).
- FRATE, L., CARRANZA, M. L., EVANGELISTA, A., STINCA, A., SCHAMINÉE, J. H. J. & STANISCI, A. (2018): Climate and land use change impacts on Mediterranean high-mountain vegetation in the Apennines since the 1950s. – *Plant Ecology & Diversity*, 11(1): 8-96. [doi: 10.1080/17550874.2018.1473521](#)
- GARCÍA-PALACIOS, P., VANDEGEHUCHTE, M. L., SHAW, E. A., DAM, M., POST, K. H., RAMIREZ, K. S., SYLVAIN, Z. A., DE TOMASEL, C. M. & WALL, D. H. (2015): Are there links between responses of soil microbes and ecosystem functioning to elevated CO₂, N deposition and warming? A global perspective. – *Global Change Biology*, 21(4): 1590-1600. [doi: 10.1111/gcb.12788](#)
- GASTON, K. J. & FULLER, R. A. (2008): Commonness, population depletion and conservation biology. – *Trends in Ecology & Evolution*, 23(1): 14-19. [doi: 10.1016/j.tree.2007.11.001](#)
- GOODWILLIE, C., MCCOY, M.W. & PERALTA, A.L. (2020): Long-term nutrient enrichment, mowing, and ditch drainage interact in the dynamics of a wetland plant community. – *Ecosphere* 11(10): e03252. [doi: 10.1002/ecs2.3252](#)
- HAIDER, S., SCHAUB, C. & LACHMUTH, S. (2024): Taxonomic and functional changes in mountain meadow communities four years after transplantation to a lowland environment. – *Journal of Vegetation Science*, 35(4): e13280. [doi: 10.1111/jvs.13280](#)
- HARRISON, P. A., BERRY, P. M., SIMPSON, G., HASLETT, J. R., Blicharska, M., BUCUR, M., DUNFORD, R., EGOH, B., GARCIA-LLORENTE, M., GEAMĂNĂ, N., GEERTSEMA, W., LOMMELEN, E., MEIRESONNE, L. & TURKELBOOM, F. (2014): Linkages between biodiversity attributes and ecosystem services: A systematic review. – *Ecosystem services*, 9: 191-203. [doi: 10.1016/j.ecoser.2014.05.006](#)
- HOLZINGER, B., HÜLBER, K., CAMENISCH, M. & GRABHERR, G. (2007): Changes in plant species richness over the last century in the eastern Swiss Alps: elevational gradient, bedrock effects and migration rates. – *Plant Ecology*, 195 [2008]: 179-196. [doi: 10.1007/s11258-007-9314-9](#)
- HUTCHISON, C., GRAVEL, D., GUICHARD, F. & POTVIN, C. (2018): Effect of diversity on growth, mortality, and loss of resilience to extreme climate events in a tropical planted forest experiment. – *Scientific reports*, 8(1): 15443. [doi: 10.1038/s41598-018-33670-x](#)
- IPCC CORE WRITING TEAM, LEE, H. & ROMERO, J. [eds.] (2023): *Climate Change 2023: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*: 35-115; Geneva (IPCC). [doi: 10.59327/IPCC/AR6-9789291691647](#)
- ISBELL, F., CRAVEN, D., CONNOLLY, J., LOREAU, M., SCHMID, B., BEIERKUHNEIN, C., BEZEMER, T.M., BONIN, C., BRUELHEIDE, H., DE LUCA, E., EBELING, A., GRIFFIN, J. N., GUO, Q., HAUTIER, Y., HECTOR, A., JENTSCH, A., KREYLING, J., LANTA, V., MANNING, P., MEYER, S. T., MORI, A. S., NAEEM, S., NIKLAUS, P. A., POLLEY, H. W., REICH, P. B., ROSCHER, C., SEABLOOM, E. W., SMITH, M. D., THAKUR, M. P., TILMAN, D., TRACY, B. F., VAN DER PUTTEN, W. H., VAN RUIJVEN, J., WEIGELT, A., WEISSER, W. W., WILSEY, B. & EISENHAUER, N. (2015): Biodiversity increases the resistance of ecosystem productivity to climate extremes. – *Nature*, 526: 574-577. [doi: 10.1038/nature15374](#)
- KARRER, G. (2024): Ökologische Zeigerwerte der Gefäßpflanzen Österreichs. – *Stapfia*, 117: 1-146. [doi: 10.2478/stapfia-2024-0001](#)
- KAUFMANN, R., MAYER, R., SCHALLHART, N. & ERSCHBAMER, B. (2021): Effects of Climate Change vs. Grazing Exclusion on Species Diversity Over 18 Years Along an Elevation Gradient in the European Alps. – *Frontiers in Ecology and Evolution*, 9: 640103. [doi: 10.3389/fevo.2021.640103](#)
- KILIAN, W., MÜLLER, F. & STARLINGER, F. (1994): Die forstlichen Wuchsgebiete Österreichs. Eine Naturraumgliederung nach waldökologischen Gesichtspunkten. – *FBVA-Berichte*, 82 [1993]: 60 S.; Wien (Forstliche Bundesversuchsanstalt). Für Online-Abfragen siehe HERZBERGER et al. (2020)
- KUZNETSOVA, A., BROCKHOFF, P. B. & CHRISTENSEN, R. H. B. (2017): lmerTest Package: Tests in Linear Mixed Effects Models. – *Journal of Statistical Software*, 82(13): 1-26. [doi: 10.18637/jss.v082.i13](#)
- LAMPRECHT, A., SEMENCHUK, P. R., STEINBAUER, K., WINKLER, M. & PAULI, H. (2018): Climate change leads to accelerated transformation of high-elevation vegetation in the central Alps. – *New Phytologist*, 220(2): 447-459. [doi: 10.1111/nph.15290](#)
- LANDOLT, E., BÄUMLER, B., EHRHARDT, A., HEGG, O., KLÖTZLI, F., LÄMMLER, W., NOBIS, M., RUDMANN-MAURER, K., SCHWEINGRUBER, F. H., THEURILLAT, J.-P., URMI, E., VUST, M. & WOHLGEMUTH, T. (2010): *Flora indicativa: Ökologische Zeigerwerte und biologische Kennzeichen zur Flora der Schweiz und der Alpen*. – 2., völlig neu bearb. und erw. Aufl.: 384 S.; Bern (Haupt).
- LÜTH, C., TASSER, E., NIEDRIST, G., DALLA VIA, J., TAPPEINER, U. (2011): Plant communities of mountain grasslands in a broad cross-section of the Eastern Alps. – *Flora – Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants*, 206(5): 433-443. [doi: 10.1016/j.flora.2010.11.007](#)

- MARINI, L., SCOTTON, M., KLIMEK, S. & PECILE, A. (2008): Patterns of plant species richness in Alpine hay meadows: Local vs. landscape controls. – *Basic and Applied Ecology*, 9(4): 365-372.
[doi: 10.1016/j.baee.2007.06.011](https://doi.org/10.1016/j.baee.2007.06.011)
- MATTEODO, M., AMMANN, K., VERRECCHIA, E. P. & VITTOZ, P. (2016): Snowbeds are more affected than other subalpine–alpine plant communities by climate change in the Swiss Alps. – *Ecology and Evolution*, 6(19): 6969–6982.
[doi: 10.1002/ece3.2354](https://doi.org/10.1002/ece3.2354)
- MAYER, R. & ERSCHBAMER, B. (2014): Ongoing changes at the longterm monitoring sites of Gurgler Kamm Biosphere Reserve, Tyrol, Austria. – *eco.mont*, 6(1): 5-14.
[doi: 10.1553/ecomont-6-1s5](https://doi.org/10.1553/ecomont-6-1s5)
- MOESLUND, J. E., ARGE, L., BØCHER, P. K., DALGAARD, T., ODGAARD, M. V., NYGAARD, B. & SVENNING, J.-C. (2013): Topographically controlled soil moisture is the primary driver of local vegetation patterns across a lowland region. – *Ecosphere*, 4(7):91.
[doi: 10.1890/ES13-00134.1](https://doi.org/10.1890/ES13-00134.1)
- MOSER, M. (2008/2024): 118 Innsbruck. – Geofast 1:50.000. Zusammenstellung ausgewählter Archivunterlagen der Geologischen Bundesanstalt. Stand 2008; Ausgabe: 2024/01.
[doi: 10.24341/tethys.106.2](https://doi.org/10.24341/tethys.106.2)
- MUCINA, L., GRABHERR, G. & ELLMAUER, T. (1993): Die Pflanzengesellschaften Österreichs. Teil I: Anthropogene Vegetation. – 587 S.; Jena (Gustav Fischer).
- NADLER, K. (2021): Beitrag zur Kenntnis des FFH-Lebensraumtyps 6520 – Berg-Mähwiesen. – *Stapfia*, 112: 117-145.
[Permalink \(ZOBODAT\)](https://www.zobodat.at)
- NIEDRIST, G., TASSER, E., LÜTH, C., DALLA VIA, J. & TAPPEINER, U. (2008): Plant diversity declines with recent land use changes in European Alps. – *Plant Ecology*, 202 (2009): 195-210.
[doi: 10.1007/s11258-008-9487-x](https://doi.org/10.1007/s11258-008-9487-x)
- OKSANEN, J., SIMPSON, G. L., BLANCHET, F. G., KINDT, R., LEGENDRE, P., MINCHIN, P. R., O'HARA, R. B., SOLYMOS, P., STEVENS, M. H. H., SZOECZ, E., WAGNER, H., BARBOUR, M., BEDWARD, M., BOLKER, B., BORCARD, D., BORMAN, T., CARVALHO, G., CHIRICO, M., DE CACERES, M., DURAND, S., EVANGELISTA, H. B. A., FITZJOHN, R., FRIENDLY, M., FURNEAUX, B., HANNIGAN, G., HILL, M. O., LAHTI, L., MARTINO, C., MCGLINN, D., OUELLETTE, M.-H., RIBEIRO CUNHA, E., SMITH, T., STIER, A., TER BRAAK, C. J. F. & WEEDON, J. (2022): vegan: Community Ecology Package (R package version 2.6-6.1).
[doi: 10.32614/CRAN.package.vegan](https://doi.org/10.32614/CRAN.package.vegan)
- PAGITZ, K., STÖHR, O., THALINGER, M., ASTER, I., BALDAUF, M., LECHNER PAGITZ, C. NIKLFELD, H. (†), SCHRATT-EHRENDORFER, L. & SCHÖNSWETTER, P. (2023): Rote Liste und Checkliste der Farn und Blütenpflanzen Nord- und Osttirols. – *Naturkundliche Beiträge der Abteilung Umweltschutz*, 16: 1-295; Innsbruck (Amt der Tiroler Landesregierung, Abteilung Umweltschutz).
[Permalink ZOBODAT](https://www.zobodat.at)
- PAULI, H., GOTTFRIED, M. & GRABHERR, G. (1996): Effects of climate change on mountain ecosystems – Upward shifting of alpine plants. – *World resource review*, 8(3): 382-390.
- PETER, M., EDWARDS, P. J., JEANNERET, P., KAMPMANN, D., LÜSCHER, A. (2008): Changes over three decades in the floristic composition of fertile permanent grasslands in the Swiss Alps. – *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 125(1-4): 204-212.
[doi: 10.1016/j.jagee.2008.01.002](https://doi.org/10.1016/j.jagee.2008.01.002)
- QUINGER, B. (2003): Empfehlungen zur Anwendung verschiedener Mahdmanagements zur Pflege der Streuwiesen im bayerischen Alpenvorland unter Berücksichtigung der Resultate der vegetationskundlichen Untersuchungen des vom Bayerischen Landesamt für Umweltschutz betreuten Projektes „Effizienzkontrolle Erschwernisausgleich“ in den Jahren 1997 bis 2002. – *Laufener Seminarbeiträge*, 1/03: 203-222.
[Permalink ZOBODAT](https://www.zobodat.at)
- R CORE TEAM (2024): R: A Language and Environment for Statistical Computing. – <https://www.R-project.org/>; Wien (R Foundation for Statistical Computing).
- RAVEN, P. & WACKERNAGEL, M. (2020): Maintaining biodiversity will define our long-term success. – *Plant Diversity*, 42(4): 211-220.
[doi: 10.1016/j.pld.2020.06.002](https://doi.org/10.1016/j.pld.2020.06.002)
- REICHEL, G. & WILMANN, O. (1973): Vegetationsgeographie. – 210 S.; Braunschweig (Westermann).
- RUMPF, S. B., HÜLBER, K., WESSLEY, J., WILLNER, W., MOSER, D., GATTRINGER, A., KLONNER, G., ZIMMERMANN, N. E. & DULLINGER, S. (2019): Extinction debts and colonization credits of non-forest plants in the European Alps. – *Nature Communications*, 10: 4293.
[doi: 10.1038/s41467-019-12343-x](https://doi.org/10.1038/s41467-019-12343-x)
- SCHAFFNER, U., NENTWIG, W. & BRAENDLE, R. (1995): Effect of mowing, rust infection and seed production on C and N reserves and morphology of the perennial *Veratrum album* (Liliales, Melanthiaceae). – *Botanica Helvetica*, 105: 17-23.
[doi: 10.5169/seals-71751](https://doi.org/10.5169/seals-71751)
- SCHAFFNER, U., KLEIJN, D., BROWN, V. & MÜLLER-SCHÄRER, H. (2001): *Veratrum album* in montane grasslands: a model system for implementing biological control in land management practices for high biodiversity habitats. – *Biocontrol News and Information*, 22(1): 19N-28N.
- SCHNABEL, F., LIU, X., KUNZ, M., BARRY, K. E., BONGERS, F. J., BRUELHEIDE, H., FICHTNER, A., HÄRDLE, W., LI, S., PFAFF, C.-T., SCHMID, B., SCHWARZ, J. A., TANG, Z., YANG, B., BAUHUS, J., VON OHEIMB, G., MA, K. & WIRTH, C. (2021): Species richness stabilizes productivity via asynchrony and drought-tolerance diversity in a large-scale tree biodiversity experiment. – *Science advances*, 7(51): eabk1643.
[doi: 10.1126/sciadv.abk1643](https://doi.org/10.1126/sciadv.abk1643)
- SHANNON, C. E. & WEAVER, W. (1949): The mathematical theory of communication. – 125 pp.; Urbana (University of Illinois Press).
- SCHWAIGER, H., LENZER, B. & ESSL, F. (2022): No species loss, but pronounced species turnover in grasslands in the Northern Alps over 25 years. – *Applied Vegetation Science*, 25(4): e12700.
[doi: 10.1111/avsc.12700](https://doi.org/10.1111/avsc.12700)
- SONNTAG, H. & HAUSBERGER, M. (2016): Das Team Karwendel: Voller Einsatz für die Natur im größten Naturpark Österreichs. – In: LANGER, V. (Red.): Biodiversität durch Freiwilligenengagement in Naturparken. Lebensräume pflegen, biologische Vielfalt erhalten, Bewusstsein schaffen. – 76 S. (14-26); Graz (Verband der Naturparke Österreichs, VNÖ).
- SPÖTL, H. & SPÖTL, C. (2002): Salzberg und Saline Hall in Tirol. Eine historische Wanderung durch das Halltal. – *alpenpark karwendel*, 7: 48 S.; Innsbruck (Amt der Tiroler Landesregierung, Abteilung Umweltschutz, Koordinationsstelle Alpenpark Karwendel).
- STEINBAUER, M. J., GRYNES, J.-A., JURASINSKI, G., KULONEN, A., LENOIR, J., PAULI, H., RIXEN, C., WINKLER, M., BARDY-DURCHHALTER, M., BARNI, E., BJORKMAN, A. D., BREINER, F. T., BURG, S., CZORTEK, P., DAWES, M. A., DELIMAT, A., DULLINGER, S.,

- ERSCHBAMER, B., FELDE, V. A., FERNÁNDEZ-ARBERAS, O., FOSSHEIM, K. F., GÓMEZ-GARCÍA, D., GEORGES, D., GRINDRUD, E. T., HAIDER, S., HAUGUM, S. V., HENRIKSEN, H., HERREROS, M. J., JAROSZEWICZ, B., JAROSZYNSKA, F., KANKA, R., KAPFER, J., KLANDE-RUD, K., KÜHN, I., LAMPRECHT, A., MATTEODO, M., MORRA DI CELLA, U., NORMAND, S., ODLAND, A., OLSEN, S. L., PALACIO, S., PETEY, M., PISCOVÁ, V., SEDLAKOVA, B., STEINBAUER, K., STÖCKLI, V., SVENNING, J.-C., TEPPA, G., THEURILLAT, J.-P., VITTOZ, P., WOODIN, S. J., ZIMMERMANN, N. E. & WIPF, S. (2018): Accelerated increase in plant species richness on mountain summits is linked to warming. – *Nature*, 556(7700): 231-234.
[doi: 10.1038/s41586-018-0005-6](https://doi.org/10.1038/s41586-018-0005-6)
- TASSER, E. & TAPPEINER, U. (2002): Impact of land use changes on mountain vegetation. – *Applied Vegetation Science*, 5(2): 173-184.
[doi: 10.1111/j.1654-109X.2002.tb00547.x](https://doi.org/10.1111/j.1654-109X.2002.tb00547.x)
- VELLEND, M., BAETEN, L., BECKER-SCARPITTA, A., BOUCHER-LALONDE, A., McCUNE, J. L., MESSIER, J., MYERS-SMITH, I. H. & SAX, D. F. (2017): Plant biodiversity change across scales during the Anthropocene. – *Annual review of plant biology*, 68: 563-586.
[doi: 10.1146/annurev-arplant-042916-040949](https://doi.org/10.1146/annurev-arplant-042916-040949)
- VITTOZ, P., DUSSEK, N., WASSEF, J. & GUISAN, A. (2009): Diaspore traits discriminate good from weak colonisers on high-elevation summits. – *Basic and Applied Ecology*, 10(6): 508-515.
[doi: 10.1016/j.baee.2009.02.001](https://doi.org/10.1016/j.baee.2009.02.001)
- WAGNER, D., EBERHARD, B. & JÄGER, M. [Red.] (2022): ÖPUL Förderungen in Tirol ab 2023. Naturschutz und Biodiversität. – 31 S.; Innsbruck (Amt der Tiroler Landesregierung, Abteilung Umweltschutz).
- WICKHAM, H. (2016). ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis. – 260 pp.; Cham (Springer).
[doi: 10.1007/978-3-319-24277-4](https://doi.org/10.1007/978-3-319-24277-4)
- WICKHAM, H., AVERICK, M., BRYAN, J., CHANG, W., D'AGOSTINO MCGOWAN, L., FRANÇOIS, R., GROLEMUND, G., HAYES, A., HENRY, L., HESTER, J., KUHN, M., PEDERSEN, T. L., MILLER, E., BACHE, S. M., MÜLLER, K., OOMS, J., ROBINSON, D., SEIDEL, D.P., SPINU, V., TAKAHASHI, K., VAUGHAN, D., WILKE, C., WOO, K. & YUTANI, H. (2019): Welcome to the Tidyverse. – *Journal of Open Source Software*, 4(43): 1686.
[doi: 10.21105/joss.01686](https://doi.org/10.21105/joss.01686)
- WICKHAM, H., FRANÇOIS, R., HENRY, L., MÜLLER, K. & VAUGHAN, D. (2023): dplyr: A Grammar of Data Manipulation. (R package version 1.1.4).
[doi: 10.32614/CRAN.package.dplyr](https://doi.org/10.32614/CRAN.package.dplyr)
- WICKHAM, H., HESTER, J., CHANG, W. & BRYAN, J. (2022): devtools: Tools to Make Developing R Packages Easier (R package version 2.4.5).
[doi: 10.32614/CRAN.package.devtools](https://doi.org/10.32614/CRAN.package.devtools)
- Unveröffentlichte Vorstudien**
- ALTSTAETTER, S., GRASS, S., HAMACHER, M., KLIMEŠOVA, L., NICKLAS, L., SANSONE, T., SILBERNAGL, L. & ERSCHBAMER, B. (2014): Wird durch die Mahd die Artenvielfalt im Issanger erhalten? – LV 717043, Projektstudie 2014; Innsbruck (Universität Innsbruck, Institut für Botanik).
- BONET PIZARRO, L., BRACH, S., HAIDEGGER, M., KLEINER, S., BAUMGARTNER, D., FINNER, M., MITSCHKE, M., NITZ, E. & STEGNER, M. (2022): Vegetationsanalyse am Issanger, Halltal 2022. – PJ Vegetationsbewertung (LV 717078), Projektstudie; Innsbruck (Universität Innsbruck, Institut für Botanik).
- Ephemere Internetquellen**
- ANONYMUS [NATURPARK KARWENDEL] (o.J.): Issanger. – Publiziert im Internet:
<https://www.karwendel.org/issanger/>
[2025-08-05]
- HERZBERGER, E., STARLINGER, F. & WINTER, F. (2022): Die forstlichen Wuchsgebiete Österreichs. – Wien (Bundesforschungszentrum für Wald. Publiziert im Internet:
<https://www.bfw.gv.at/die-forstlichen-wuchsgebiete-oesterreichs/>
[2025-07-22].
- HEUFELDER, A. [Hrsg. & Red.] (o.J.): Naturpark Karwendel [Offizielle Website]. – <https://www.karwendel.org/>
[2025-12-09].

Anhang

Tabelle S1: Koordinaten der 2014 angelegten Aufnahme­flächen, umgewandelt in Dezimalgrad. Quelle der Höhenangabe: Amt der Tiroler Landesregierung – Abteilung Geoinformation 2025 (<https://www.tirol.gv.at/tiris>).

Aufnahme- Nummer	Meereshöhe in m. ü. A.	Beschreibung	Koordinaten (DMS)		Dezimalgrad (DD)	
			Breite N	Länge E	Breite N	Länge E
1	1595	NO-Eck	47°19'55,8"	11°28'9,7"	47,332167	11,469361
2	1594	NO-Eck	47°19'56,9"	11°28'9,7"	47,332472	11,469361
3	1601	NO-Eck	47°19'56,3"	11°28'6,9"	47,332306	11,468583
4	1603	NO-Eck	47°19'56,7"	11°28'6,2"	47,332417	11,468389
5	1596	NO-Eck	47°19'55,7"	11°28'12,1"	47,332139	11,470028
6	1596	NO-Eck	47°19'55,4"	11°28'16,7"	47,332056	11,471306
7	1602	NO-Eck	47°19'54,9"	11°28'16,4"	47,331917	11,471222
8	1604	NO-Eck	47°19'54,7"	11°28'15,1"	47,331861	11,470861
9	1588	NW-Eck	47°19'56,5"	11°28'17,5"	47,332361	11,471528
10	1581	NO-Eck	47°19'56,9"	11°28'19,4"	47,332472	11,472056
11	1581	NO-Eck	47°19'57,4"	11°28'18,1"	47,332611	11,471694
12	1609	NO-Eck	47°19'56,7"	11°28'4,3"	47,332417	11,467861
13	1612	NO-Eck	47°19'55,9"	11°28'4,2"	47,332194	11,467833
14	1591	NO-Eck	47°19'56,7"	11°28'13,8"	47,332417	11,4705
15	1590	NO-Eck	47°19'56,8"	11°28'15,4"	47,332444	11,470944
1	1595	SW-Eck	47°19'55,8"	11°28'10,1"	47,332167	11,469472
2	1594	SW-Eck	47°19'56,9"	11°28'9,4"	47,332472	11,469278
3	1601	SW-Eck	47°19'56,3"	11°28'6,6"	47,332306	11,4685
4	1603	SW-Eck	47°19'56,7"	11°28'5,9"	47,332417	11,468306
5	1596	SW-Eck	47°19'55,7"	11°28'11,7"	47,332139	11,469917
6	1596	SW-Eck	47°19'55,4"	11°28'16,5"	47,332056	11,47125
7	1602	SW-Eck	47°19'54,5"	11°28'16,0"	47,331806	11,471111
8	1604	SW-Eck	47°19'54,7"	11°28'14,9"	47,331861	11,470806
9	1588	SO-Eck	47°19'56,4"	11°28'17,7"	47,332333	11,471583
10	1581	SW-Eck	47°19'56,9"	11°28'19,1"	47,332472	11,471972
11	1581	SW-Eck	47°19'57,3"	11°28'17,8"	47,332583	11,471611
12	1609	SW-Eck	47°19'56,6"	11°28'4,0"	47,332389	11,467778
13	1612	SW-Eck	47°19'55,7"	11°28'3,9"	47,332139	11,46775
14	1591	SW-Eck	47°19'56,5"	11°28'13,7"	47,332361	11,470472
15	1590	SW-Eck	47°19'56,8"	11°28'15,1"	47,332444	11,470861

Tabelle S2: Gesamtartenliste der Aufnahmen 2014 und 2025 sowie Einstufung der Taxa in der Roten Liste (RL) für Tirol (PAGITZ et al. 2023) und deren Schutzstatus laut Tiroler Naturschutzverordnung 2006 (LGBL). Arten der Aufnahme 2025 sind fett hervorgehoben. Gefährdete Arten sind rot markiert.

LC = Ungefährdet (Least Concern) | NT = Vorwarnstufe (Near Threatened)

NE (e) = Etablierter Neophyt, nicht eingestuft (Not Evaluated)

Taxon	Familie	Aufn. 2014	Aufn. 2025	RL Tirol	LGBL
<i>Acer pseudoplatanus</i>	Sapindaceae		x	LC	
<i>Achillea millefolium</i> agg.	Asteraceae		x		
<i>Adenostyles alliariae</i>	Asteraceae	x	x	LC	
<i>Agrostis capillaris</i>	Poaceae	x	x	LC	
<i>Ajuga reptans</i>	Lamiaceae	x	x	LC	
<i>Alchemilla vulgaris</i> agg.	Rosaceae		x		
<i>Alnus alnobetula</i>	Betulaceae		x	LC	
<i>Anemone nemorosa</i>	Ranunculaceae	x	x	LC	
<i>Angelica sylvestris</i>	Apiaceae	x	x	LC	
<i>Anthoxanthum odoratum</i> s. str.	Poaceae	x	x	LC	
<i>Astrantia major</i>	Apiaceae	x	x	LC	
<i>Avenella flexuosa</i>	Poaceae		x	LC	
<i>Bartsia alpina</i>	Orobanchaceae	x	x	LC	
<i>Bellidiastrum michelii</i>	Asteraceae	x	x	LC	
<i>Botrychium lunaria</i>	Ophioglossaceae		x	LC	Anlage 2
<i>Brachypodium rupestre</i>	Poaceae	x		LC	
<i>Briza media</i>	Poaceae	x	x	LC	
<i>Calamagrostis villosa</i>	Poaceae		x	LC	
<i>Campanula scheuchzeri</i>	Campanulaceae	x	x	LC	
<i>Carex davalliana</i>	Cyperaceae	x	x	LC	
<i>Carex echinata</i>	Cyperaceae	x	x	LC	
<i>Carex ferruginea</i>	Cyperaceae	x	x	LC	
<i>Carex flacca</i> subsp. <i>flacca</i>	Cyperaceae	x	x	LC	
<i>Carex flava</i> agg.	Cyperaceae		x		
<i>Carex hostiana</i>	Cyperaceae	x		LC	
<i>Carex montana</i>	Cyperaceae	x	x	LC	
<i>Carex nigra</i>	Cyperaceae	x	x	LC	
<i>Carex pallescens</i>	Cyperaceae	x	x	LC	
<i>Carex panicea</i>	Cyperaceae	x	x	LC	
<i>Carex sempervirens</i>	Cyperaceae	x	x	LC	
<i>Carlina acaulis</i>	Asteraceae	x	x	LC	
<i>Cerastium holosteoides</i>	Caryophyllaceae	x		LC	
<i>Chaerophyllum hirsutum</i> s. str.	Apiaceae	x	x	LC	
<i>Chaerophyllum villarsii</i>	Apiaceae	x	x	LC	
<i>Cirsium oleraceum</i>	Asteraceae	x	x	LC	
<i>Crepis aurea</i>	Asteraceae	x	x	LC	
<i>Crepis paludosa</i>	Asteraceae	x	x	LC	
<i>Crocus vernus</i> s.orig.	Iridaceae	x	x	NT	
<i>Dactylis glomerata</i> subsp. <i>glomerata</i>	Poaceae	x	x	LC	
<i>Dactylorhiza fuchsii</i>	Orchidaceae	x	x	LC	Anlage 2
<i>Deschampsia cespitosa</i> s. str.	Poaceae	x	x	LC	
<i>Equisetum palustre</i>	Equisetaceae	x	x	LC	
<i>Festuca nigrescens</i>	Poaceae	x	x	LC	
<i>Galium anisophyllum</i>	Rubiaceae	x	x	LC	
<i>Gentiana asclepiadea</i>	Gentianaceae	x	x	LC	Anlage 3
<i>Gentiana clusii</i>	Gentianaceae		x	LC	Anlage 3
<i>Gentiana pannonica</i>	Gentianaceae	x	x	LC	Anlage 3
<i>Geranium sylvaticum</i>	Geraniaceae	x	x	LC	
<i>Geum rivale</i>	Rosaceae	x	x	LC	
<i>Homogyne alpina</i>	Asteraceae	x	x	LC	
<i>Hypericum tetrapterum</i>	Hypericaceae	x	x	LC	
<i>Knautia maxima</i>	Caprifoliaceae	x	x	LC	
<i>Larix decidua</i> subsp. <i>decidua</i>	Pinaceae		x	LC	
<i>Leontodon hispidus</i> subsp. <i>hispidus</i>	Asteraceae	x	x	LC	
<i>Leucanthemum vulgare</i> agg.	Asteraceae		x		
<i>Linum catharticum</i>	Linaceae		x	LC	
<i>Lolium pratense</i> s. str.	Fabaceae	x		LC	
<i>Lotus corniculatus</i> s. str.	Juncaceae	x	x	LC	
<i>Luzula campestris</i> agg.	Juncaceae		x		
<i>Luzula luzulina</i>	Juncaceae		x	LC	
<i>Luzula luzuloides</i>	Juncaceae	x		LC	
<i>Luzula spicata</i> subsp. <i>spicata</i>	Juncaceae		x	LC	
<i>Luzula sylvatica</i> subsp. <i>sylvatica</i>	Juncaceae	x	x	LC	

Tabelle S2: Gesamtartenliste (Fortsetzung)

Taxon	Familie	Aufn. 2014	Aufn. 2025	RL Tirol	LGBL
<i>Malaxis monophyllos</i>	Orchidaceae		x	LC	
<i>Melampyrum pratense</i>	Orobanchaceae	x		LC	
<i>Molinia caerulea</i> s. str.	Poaceae	x	x	LC	
<i>Mutellina adonidifolia</i>	Apiaceae	x	x	LC	
<i>Myosotis palustris</i>	Boraginaceae		x	LC	
<i>Myosotis scorpioides</i>	Boraginaceae		x	LC	
<i>Myosotis sylvatica</i> s. str.	Boraginaceae	x		LC	
<i>Nardus stricta</i>	Poaceae	x	x	LC	
<i>Neottia ovata</i>	Orchidaceae	x	x	LC	Anlage 2
<i>Orobanche gracilis</i>	Orobanchaceae	x		LC	
<i>Persicaria vivipara</i>	Polygonaceae	x	x	LC	
<i>Peucedanum ostruthium</i>	Apiaceae	x	x	LC	
<i>Phleum rhaeticum</i>	Poaceae	x	x	LC	
<i>Phyteuma orbiculare</i>	Campanulaceae	x		LC	
<i>Phyteuma ovatum</i>	Campanulaceae	x	x	LC	
<i>Pimpinella major</i>	Apiaceae	x	x	LC	
<i>Pinguicula vulgaris</i>	Lentibulariaceae	x	x	LC	
<i>Pinus mugo</i> s. str.	Pinaceae		x	LC	
<i>Plantago lanceolata</i>	Plantaginaceae	x	x	LC	
<i>Platanthera bifolia</i> s.orig.	Orchidaceae		x	LC	Anlage 2
<i>Poa compressa</i>	Poaceae	x		LC	
<i>Poa hybrida</i>	Poaceae		x	LC	
<i>Polygala alpestris</i>	Polygalaceae		x	LC	
<i>Polygala vulgaris</i>	Polygalaceae	x		LC	
<i>Potentilla aurea</i>	Rosaceae	x	x	LC	
<i>Potentilla erecta</i>	Rosaceae	x	x	LC	
<i>Primula elatior</i>	Primulaceae	x	x	LC	Anlage 3
<i>Primula farinosa</i>	Primulaceae	x	x	LC	Anlage 3
<i>Prunella grandiflora</i>	Lamiaceae		x	LC	
<i>Prunella vulgaris</i>	Lamiaceae	x	x	LC	
<i>Pseudorchis albida</i>	Orchidaceae	x	x	LC	Anlage 2
<i>Ranunculus acris</i> subsp. <i>acris</i>	Ranunculaceae		x	LC	
<i>Ranunculus montanus</i> s. str.	Ranunculaceae	x	x	LC	
<i>Ranunculus nemorosus</i>	Ranunculaceae	x	x	LC	
<i>Ranunculus platanifolius</i>	Ranunculaceae	x		LC	
<i>Rhinanthus glacialis</i>	Orobanchaceae	x	x	LC	
<i>Rumex acetosa</i>	Polygonaceae	x		LC	
<i>Rumex alpestris</i>	Polygonaceae		x	LC	
<i>Scabiosa lucida</i>	Caprifoliaceae	x	x	LC	
<i>Selaginella selaginoides</i>	Selaginellaceae	x	x	LC	
<i>Senecio ovatus</i>	Asteraceae	x		LC	
<i>Sesleria caerulea</i> s. str.	Poaceae		x	LC	
<i>Silene dioica</i>	Caryophyllaceae	x		LC	
<i>Soldanella alpina</i>	Primulaceae	x	x	LC	
<i>Solidago virgaurea</i>	Asteraceae	x	x	LC	
<i>Stellaria nemorum</i> s. str.	Caryophyllaceae		x	LC	
<i>Succisa pratensis</i>	Caprifoliaceae	x	x	LC	
<i>Taraxacum</i> sect. <i>Ruderalia</i>	Asteraceae	x	x	LC	
<i>Thalictrum aquilegifolium</i>	Ranunculaceae		x	LC	
<i>Tofieldia calyculata</i>	Tofieldiaceae	x	x	LC	
<i>Traunsteinera globosa</i>	Orchidaceae	x	x	NT	Anlage 2
<i>Trichophorum cespitosum</i>	Cyperaceae		x	LC	
<i>Trifolium hybridum</i>	Fabaceae	x	x	NE (e)	
<i>Trifolium montanum</i>	Fabaceae	x	x	LC	
<i>Trifolium pratense</i>	Fabaceae	x	x	LC	
<i>Trifolium repens</i>	Fabaceae		x	LC	
<i>Trollius europaeus</i>	Ranunculaceae	x	x	LC	
<i>Vaccinium myrtillus</i>	Ericaceae	x	x	LC	
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	Ericaceae		x	LC	
<i>Veratrum album</i> subsp. <i>lobelianum</i>	Melanthiaceae	x	x	LC	
<i>Veronica chamaedrys</i> subsp. <i>chamaedrys</i>	Plantaginaceae	x	x	LC	
<i>Viola biflora</i>	Violaceae		x	LC	
<i>Willemetia stipitata</i>	Asteraceae	x	x	LC	

Tabelle S3: Umwandlung der Skala von BRAUN-BLANQUET (1964) in numerische Werte nach DIERSCHKE (1994).

Skala nach Braun-Blanquet	Numerische Prozentangaben
r	0,01
+	0,5
1	2,5
2m	5
2a	10
2b	20
3	37,5
4	62,5
5	87,5