

## Gefährdungspotential der Halbtrockenrasen im Unteren Traisental (NÖ) – Bodenparameter als entscheidende Faktoren für die Sukzessionsgeschwindigkeit?

Roman Portisch

**Zusammenfassung:** Der Biotoptyp Halbtrockenrasen gilt als einer der gefährdetsten und zugleich artenreichsten Lebensräume in der mitteleuropäischen Kulturlandschaft. Werden Halbtrockenrasen nicht mehr genutzt (Mahd, Beweidung), sind sie der natürlichen Sukzession unterworfen und in den allermeisten Fällen kommt es schließlich zur Wiederbewaldung. Die Zeitspanne und die Art der Sukzession können jedoch auf verschiedenen Standorten sehr unterschiedlich ablaufen. Über einen großen Landschaftsraum betrachtet sind die Faktoren für diese Unterschiede in der Sukzessionsgeschwindigkeit vielfältig und betreffen vor allem das Klima. Auf einer räumlich kleineren Skala betrachtet, kann unter anderem die Gründigkeit des Bodens, die Bodenart oder etwa die Wasserhaltekapazität über die Geschwindigkeit von Sukzessionsprozessen entscheiden. Sechs ungenutzte (Halb-)Trockenrasen-Lebensräume im Unteren Traisental in Niederösterreich wurden untersucht, um den tatsächlichen Einfluss von Bodenparametern herauszufinden. Die zwei geologischen Einheiten „Hollenburg-Karlstettener-Konglomerat“ und „Oncophora-Schichten“ bilden auf jeweils drei Halbtrockenrasen-Lokalitäten das Ausgangsmaterial für die Bodenbildung. Die Vegetation auf den untersuchten Halbtrockenrasen wurde mithilfe der Londo-Skala aufgenommen, die Daten über Bodeneigenschaften (pH-Wert, C/N-Verhältnis, Gründigkeit der Horizonte usw.) wurden sowohl im Feld als auch im Bodenzentrum erhoben. Anhand von Bodenparametern kann zwischen geologischen Einheiten, Lokalitäten und in geringerem Umfang zwischen Sukzessionsstadien unterschieden werden. Zwischen den sechs Halbtrockenrasen konnten beträchtliche Unterschiede aufgrund ihrer Bodeneigenschaften festgestellt werden, vor allem hinsichtlich des Sand-, Stein- und Humusgehaltes, der Gründigkeit und des C/N-Verhältnisses. Innerhalb der Sukzessionsstadien zeigte sich Richtung verbuschender Stadien ein Gradient zu tiefgründigeren Böden. Schwach entwickelte Böden aus Konglomerat weisen einen extrem ungünstigen Wasserhaushalt auf, dies ist offenbar ein wichtiger Faktor für die langsame Sukzession der dort auffindbaren Halbtrockenrasen. Böden aus Oncophora-Schichten können aufgrund des hohen Sandgehaltes und somit der Durchlässigkeit für Wasser ebenfalls sehr trocken sein und so die Sukzession verlangsamen. Dennoch sind die Böden der Oncophora-Trockenrasen tendenziell besser entwickelt und wirken sich daher offensichtlich sukzessionsfördernd aus. Die Beschreibung und Analyse des Bodens eines (ungenutzten) Halbtrockenrasens kann somit wichtige Informationen über dessen Gefährdungssituation hervorbringen und als Grundlage für die Erstellung von Managementplänen im Naturschutz dienen. Dahingehend sollten diese Untersuchungen helfen den optimalen Zeitpunkt für eine naturschutzfachlich sinnvolle Sukzessionslenkung zu ermitteln. Dies würde einerseits Planungen erleichtern, aber sicherlich auch die Habitat-Qualität einzelner Trockenrasen-Biotope fördern.

### **Risk exposure of semi-dry grassland sites at “Unteres Traisental” (Lower Austria) Soil parameters as the key factor of the succession rate?**

**Abstract:** Dry grassland habitats are one of the most endangered but also one of the most species-rich biotopes in our cultural landscape. If dry grasslands aren't managed anymore (mowing and/or grazing), they follow the natural succession and in most of all cases this succession ends up in reforestation of these sites. The period of time and also the way of succession can vary over a huge scale at different investigation sites. Due to a big landscape the factors for those differences are diverse and the climate often plays a key role. However, at a tinier scenic rank, the soil plays an important role, as well to find out how strong the influence of soil parameters really is, six unused dry grassland biotopes at “Unteres Traisental” in Lower Austria were investigated. Two geological units (Hollenburg-Karlstettner Konglomerat and Oncophora) were chosen. Each of them represent the raw material of soil development at three investigation sites. Vegetation was recorded with the Londo-Scale and data about soil properties (pH-value, C/N ratio, base of the top-/subsoil etc) were collected in field and laboratory. On the basis of soil parameters it is possible to differentiate between geological units, investigation sites and on a limited scale even between seral stages. Significant differences were recorded between the six dry grassland biotopes. It was possible to differentiate between them on the basis of their soil properties, especially due to sand-, stone- and humus-content, base of the subsoil and C/N-ratio. Within the succession stages a gradient to profounder soils was found in direction to the overgrown stage. Poor de-

veloped soils out of Konglomerat showed an extremely unfavourable water regime, consequently this is an important factor which professes the slow succession rate at these dry grassland sites. Soils out of Oncophora can be also very dry in case of a high sand-content which leads to a high water-permeability. However, the soils of Oncophora-sites are better developed and therefore more favourable to the succession rate. The description and analysis of the soil of (unused) dry grassland sites can produce important information about their threat and with the results of the investigations it is also possible to create management plans for nature conservation issues. Furthermore, a soil assessment should be enable the determination of the optimal point in time for an intervention to switch the course of the succession. So on the one hand this would facilitate conservation planning, but on the other hand it would also enhance the habitat-quality of individual dry grassland biotopes.

**Keywords:** succession, succession stages, semi-dry grassland, dry grassland, soil parameters, soil science in field, soil analysis, vegetation assessment, plant geography, geological situation

## Einleitung

Halb-/Trockenrasen sind wohl eine der faszinierendsten Lebensräume unserer Landschaft, nicht immer ist ihre Komplexität auf den ersten Blick erkennbar. Die Wissenschaft befasst sich schon lange mit ihnen und dennoch sind einige Fragestellungen bis heute ungeklärt. Vor allem für die Vegetationsökologie und die Sukzessionsforschung stellen sie ein interessantes Forschungsobjekt dar, aber gerade auch ihre Gefährdung durch den Landnutzungswandel der letzten Jahrzehnte macht sie zu einem zentralen Thema im Naturschutz. Denn gerade die Halb-/Trockenrasen sind unersetzliche Lebensräume für viele gefährdete, wenn nicht sogar vom Aussterben bedrohte Arten (POKORNY & STRUDL in HOLZNER et al. 1986).

Leider sind die Halb-/Trockenrasen nicht nur im Allgemeinen vor allem durch Nutzungsaufgabe gefährdet, sondern auch der Zustand der verbliebenen Halb-/Trockenrasen ist naturschutzfachlich oftmals unbefriedigend. Häufig zeigen die Halb-/Trockenrasen-Biotop Unternutzungserscheinungen in Form von Versaumung, Verfilzung oder sogar Verbuschung. Über einen längeren Zeitraum hat dies Einfluss auf das gesamte Rasenbiotop, da sich bei zunehmender Gehölzdeckung und Verfilzung die mikroklimatischen Gegebenheiten dahingehend ändern, dass charakteristischen Trockenrasen-Arten der geeignete Lebensraum im Biotop abhandenkommt. Hat die Artenverarmung des Biotops eine kritische Schwelle überschritten, bzw. ist die Biotopstruktur bereits zu stark verändert (Gehölzdeckung etc.), ist es zu spät für etwaige Pflegemaßnahmen. Es gilt daher den sogenannten „tipping point“ zu erkennen und möglichst genau zu definieren, an dem ein Eingriff in die fortschreitende Sukzession noch den gewünschten Erfolg bringen kann.

Daher bildet das Verständnis für den Lebensraum Halb-/Trockenrasen im Naturschutz die Grundlage um, Fragestellungen zum Thema Erhaltung, Pflege und Management dieses Biotoptyps fachlich richtig behandeln zu können. Die Komplexität der Halb-/Trockenrasen erschwert oft die Entscheidungsfindung in Bezug auf den Umgang mit eben diesem Lebensraumtyp. Geschützte Pflanzen- und Tierarten verlangen nach unterschiedlichen Bewirtschaftungsweisen beziehungsweise Managementplänen. Vor allem darf bei diesem Lebensraum nicht vergessen werden, dass gerade das Mosaik aus Offenflächen, Saumbereichen und Gehölzgruppen diesen Biotoptyp so außerordentlich divers macht. Aus diesem Grund muss im Falle von Pflege- und Erhaltungsmaßnahmen immer darauf geachtet werden, dass die Komplexität und Heterogenität des zu erhaltenden Halb-/Trockenrasen-Biotops bestehen bleibt.

Betrachtet man ungenutzte Trockenrasenbiotope kommt man unweigerlich zum Thema der Sukzession. Da die allermeisten Halb-/Trockenrasen in Österreich in ihrer aktuellen Form erst durch Waldrodung entstanden sind, spricht man beim Prozess der Vegetationsentwicklung (Wiederbewaldung), welcher nach der Nutzungsaufgabe eines Halb-/Trockenrasens abläuft, von einer sekundären Sukzession.

Die Sukzession auf Trockenrasen-Biotopen kann keinesfalls als einheitlicher Ablauf gesehen werden, vielmehr kann sie sehr unterschiedlich ablaufen, was Zeit und Raum betrifft (WRBKA s.a.). Des Weiteren ist es auf Trockenrasen teilweise sogar schwierig festzustellen, ob es sich bei verbuschenden Trockenstandorten um einen gerichteten Vorgang, oder um einen oszillierenden Prozess handelt, der die trockenheitsbedingte Gehölzgrenze beschreibt (WRBKA s.a.). Jedoch ist gerade der Übergangsbereich zwischen gerichteter

Sukzession im Sinne einer fortlaufenden Verbuschung und den primären Trockenrasen (= Substratsteppen in Österreich), die einen längerfristig stabilen Zustand zeigen, äußerst interessant für den Naturschutz.

Unter all den Faktoren einer Sukzession spielt der Boden vor allem auf diesen „Extremstandorten“ eine Rolle, welche in der Literatur zwar oft erwähnt, aber kaum näher betrachtet wurde. Die Geologie bekam bisweilen eine höhere Aufmerksamkeit und wurde vor allem bei der Auftrennung der Trockenrasen und Substratsteppen in ihre einzelnen Verbände und Assoziationen oft miteingebunden, so schrieb SCHRATT-EHRENDORFER (2008: 67) bezugnehmend auf die Trockenvegetation in Niederösterreich: „Die Differenzierung in Hart- (Kalk-, Dolomit-, Silikatfelsen) und Weichsubstrate (mehr oder weniger kalkhaltiger Löss, kalkhaltige Sande des Marchfeldes, kalkarme Sande des Marchtals) ist einer der maßgeblichsten Faktoren für die jeweilige Ausbildung der Trockenvegetation.“ Der Boden hingegen wird oft nur beschrieben als flachgründig, mager oder karg, eine genauere Ansprache der Bodenverhältnisse geschweige denn laboranalytische Daten fehlen in den allermeisten Fällen. Erste Ansätze in Richtung Verknüpfung der zwei Komponenten Trockenrasenvegetation und Boden lieferten WILLNER et al. (2004), in dem zu den beschriebenen Pflanzen-Assoziationen jeweils eine Analyse der Korngrößenverteilung des Bodens durchgeführt wurde.

In Anbetracht der bisherigen, kaum vorhandenen wissenschaftlichen Arbeiten über den Boden als Einflussfaktor auf die Vegetation von Halb-/Trockenrasen, wird in dieser Arbeit erörtert inwieweit der Faktorenkomplex Boden in Zukunft näher verfolgt werden muss und welcher Stellenwert ihm bei wissenschaftlichen Untersuchungen und Fragestellungen eingeräumt werden sollte.

Dafür wurde ein eng abgegrenztes Gebiet gewählt, um möglichst die großklimatischen Faktoren außer Acht lassen zu können. Da der Boden schon für sich alleine ein komplexes Themenfeld darstellt, ermöglicht die Konzentration auf diesen einen Faktor einen tiefen Einblick in das Wechselspiel zwischen Boden und Vegetation.

Die Flora im Traisental in Niederösterreich wurde zwar in der Vergangenheit in Teilbereichen untersucht (BECK VON MANNAGETTA 1893, JUST 1928, DORN 1930, HAGEL 1968/69, HOLZNER et al. 1986), dennoch ist zur jetzigen Situation der Vegetation beziehungs-

weise der Qualität der Lebensräume kaum etwas bekannt. Die letzten größeren floristischen Arbeiten von DENK (2000, 2005) beschäftigten sich mit der xerothermen Flora im Unteren Traisental. Somit sind die Trockenrasen-Lebensräume im Unteren Traisental zwar besser untersucht als viele andere Lebensräume in diesem Gebiet, jedoch fehlt es auch hier an aktuellen Daten und Kenntnissen zu deren Zustand. Schließlich wurden auf vielen Halb-/Trockenrasen die letzten Vegetationsaufnahmen und -beschreibungen von DENK (2000, 2005) in den Jahren 1998 und 1999 erarbeitet.

Aufgrund der speziellen klimatischen Lage des Traisentals – Übergangsbereich zwischen kontinentalen und subozeanischen Klima – ist es für verschiedene Forschungsfelder der Botanik und des Naturschutzes besonders interessant. Machen sich doch gerade hier Klimaveränderungen und Neophytenvorkommen vergleichsweise schnell bemerkbar. Umso wichtiger ist es, eine gute und aktuelle Datengrundlage dieses Gebietes zu haben, um Veränderungen in einzelnen Pflanzengesellschaften über einen größeren räumlichen und zeitlichen Kontext verfolgen zu können.

## Untersuchungsgebiet

### Natur- und kulturräumliche Grundlagen

Die untersuchten Halbtrockenrasen befinden sich allesamt im Unteren Traisental in der Nähe der Landeshauptstadt St. Pölten. Die einzelnen Biotope wurden nicht zufällig ausgewählt, sondern beruhen darauf, dass diese bereits in den Jahren 1997/98 und 1999/00 von DENK (2000, 2005) in seinen Arbeiten „Flora und Vegetation der Trockenrasen des tertiären Hügellandes nördlich von St. Pölten aus arealkundlicher sowie naturschutzfachlicher Sicht“ und „Flora und Xerothermvegetation der Schotterterrassen im Unteren Traisental“ floristisch untersucht worden sind und somit die unerlässliche Grundlage für diese Arbeit bilden. Ein Großteil der untersuchten Halbtrockenrasen-Biotope wurde von DENK (2000, 2005) erstmals ausführlich behandelt.

Im Traisental herrscht randpannonisches Klima vor (Abb. 1). Traisental und Dunkelsteinerwald sind die Westgrenze des pannonischen Raumes, einzig die Wachau bildet noch eine kleine Verlängerung nach Westen. Von St. Pölten aus nehmen die Jahresniederschläge nach Süden und Westen zu, und gegen Süden



Abb. 1: Abgrenzung des pannonischen Raumes (NIKL FELD 1964)

Richtung Alpen nehmen auch die Jahresmitteltemperaturen innerhalb weniger dutzend Kilometer rasant ab (DENK 2000). Der pannonische Raum und sein Klima sind vor allem durch die SO-Winde geprägt, welche im Sommer heiße und im Winter kalte kontinentale Luft in den pannonischen Raum bringen. Er erstreckt sich in Österreich vom Burgenland nach Westen bis zur Abdachung der Nord-Ost-Alpen und reicht nördlich von Wien über das Marchfeld und das Tullnerfeld bis an die Ausläufer der Böhmisches Masse. Die kontinentalen Luftmassen sind oftmals trocken und somit sind die Niederschlagssummen im Pannonikum die niedrigsten in ganz Österreich.

Da sich aber die Morphologie der Landschaft im Großraum St. Pölten als recht heterogen darstellt und mit der Wachau und den Ausläufern der Böhmisches Masse (Dunkelsteiner Wald) im Nordwesten und der Flyschzone im Süden und Südosten vielgestaltige Einheiten besitzt, welche ebenfalls die Niederschlagssummen beeinflussen beziehungsweise große Unterschiede in der Windexponiertheit aufweisen, muss man in diesen Zonen mit vielen, relativ kleinräumig schwankenden Klimaverhältnissen und Übergängen rechnen.

Zur Vegetation des Landschaftsraumes um St. Pölten und weiter nach Osten schrieb HOLZNER (1973: 27) „Die Übergangszone (Das Randpannonische Gebiet) ist meist nur recht schmal, da das pannonische Becken meist mit einer Steilstufe gegen die Randlagen abgegrenzt ist. Dementsprechend sind auch die Vegetationsstufen recht scharf und die Übergänge zwischen den Gesellschaften plötzlich. Eine Ausnahme bildet hier das Alpenvorland, wo vom Tullner Becken bis zum Raum westlich St. Pölten eine breite Übergangszone besteht.“ Infolgedessen finden sich in so einem Gebiet viele Übergänge in der Vegetation, auch Pflanzengesellschaften an sich bilden hier häufig interessante Varianten aus, indem sie je nach Situation zum Beispiel de-alpine oder vikariierende Arten beherbergen.

Von diesem Standpunkt aus gesehen, ist es wissenschaftlich äußerst wertvoll, die hier vorhandenen Trockenlebensräume genau zu kennen und zu erfassen. Erschwerend kommt hinzu, dass es in den Übergangszonen nicht selten zu Hybridisierungen von Arten kommt, welche die Ansprache bei gewissen Artengruppen besonders heikel macht (DENK 2005).

Die untersuchten Halbtrockenrasen bilden letzte Reste eines früher viel ausgedehnten Elements in der Kulturlandschaft dieser Region. In der Vergangenheit wurden die meisten Böschungen, Anhöhen und auch Überschwemmungswiesen entlang der Traisen als Hutweiden oder Wiesen genutzt und waren somit zu einem Großteil waldfrei. Heute sieht die Situation nicht nur im Traisental anders aus, die steilen Böschungen, exponierte Flächen und Anhöhen sind verwaldet, aufgeforstet oder wenn möglich intensiviert worden. Da es auf den allermeisten Flächen zu einer natürlichen Wiederbewaldung kommt, kann man davon ausgehen, dass es auch ursprünglich auf diesen Flächen Wald gegeben hat. „Die meisten Trockenrasen Mitteleuropas sind unter dem Einfluss des Menschen aus Trockenwäldern entstanden.“ (HÜBL in HOLZNER et al. 1986: 10). In diesem Zusammenhang machen vor allem die Halb-/Trockenrasen im Unteren Traisental keine Ausnahme, sind die Niederschläge mit Werten zwischen 650 und knapp 700 mm (Klimadaten von St. Pölten, ZAMG s.a.a) im Jahr doch deutlich zu hoch, um primäre Trockenrasen in größeren Ausmaßen zu beherbergen. Allerdings finden sich an einigen, kleinen Stellen edaphisch bedingte primäre Trockenrasenreste (DENK 2005).

Die hier untersuchten Biotope gehören tatsächlich zu den letzten „größeren“ Beständen dieses Lebensraumtyps im Unteren Traisental und es besteht dringender Handlungsbedarf, will man diese verbliebenen Reste erhalten, denn auch um diese Trockenlebensräume ist es im Traisental momentan eher schlecht bestellt. Die Klimaänderungen der letzten Jahre dürften hinsichtlich der Trockenlebensräume im Unteren Traisental ebenfalls nicht nur Gutes verheißen, zeigen doch die Klimadaten bezogen auf St. Pölten zwar einen Temperaturanstieg des jährlichen Mittels von 9,2 °C (1971-2000) auf 9,5 °C (1981-2010), aber auch einen Anstieg der Niederschlagssummen im jährlichen Mittel von 659 mm auf 696 mm (Daten von ZAMG s.a.b). Es kann davon ausgegangen werden, dass sich, je nach zeitlicher Verteilung der Niederschlagsereignisse, erhöhte Niederschlagssummen gerade in der Vegetationszeit eutrophierend auf den Halbtrockenrasenstandort auswirken.

### **Definitionen und Eigenschaften von *Oncophora* und Konglomerat**

Der Großraum um St. Pölten und weiter nach Nordost, Richtung Tullnerfeld wird zur sogenannten Molassezone gezählt. Aufgrund der alpidischen Gebirgsbildung ist der südlichste Teil der Böhmisches Masse in die Tiefe gesunken und es entstand am Nordrand der Alpen das sogenannte Molassebecken (JANOSCHEK 1963). Diese Einbruchsbecken wurden im Laufe der Zeit mit Ausräumungsmaterial der Alpenflüsse wieder teilweise verfüllt. Vielmehr jedoch entstanden somit die tiefsten Gebiete, die in weiterer Folge der Erdgeschichte abermals durch Meeresspiegelschwankungen erfasst wurden und im Palaögen und Neogen (veraltet auch Tertiär genannt) einen Teil der Paratethys (Ur-Meer) bildeten. Die Gebiete waren im Laufe des Tertiärs starken Meeresspiegelschwankungen ausgesetzt, die Folge war die Bildung von seichten, weitläufigen „Küstenbereichen“, in denen sich unterschiedliche Sedimente in heterogener Reihenfolge über einen längeren Zeitraum ablagerten.

„Die Vielfalt der Sedimente, ihr oft rascher Wechsel in Raum und Zeit... deuten auf Flachwasserablagerungen hin, die in rein marinen, in brackischen oder limnischen Faziesbereichen sedimentiert wurden und wiederum Unterschiede zwischen küstennahen Konglomeraten, Schottern und Sanden sowie küstenfernen Schlier und Tonmergeln erkennen lassen“ (THENIUS 1974: 41).

An den Mündungen der Alpenflüsse in das „Ur-Meer“ entstanden Deltan, in denen zeitweise brackisches Milieu herrschte. Als sich die Tethys zurückzog, verlandeten die seichtgründigsten Küsten- und Meeresgebiete. „Sandige Ablagerungen aus diesem verlandenden Meer sind im Raum von St. Pölten weit verbreitet und werden nach der kleinen Muschel *Rzehakia*, früherer Name *Oncophora*, als *Oncophora*-Schichten bezeichnet“ (HARZHAUSER & RÖGL 2005: 35).

Im Allgemeinen werden die *Oncophora*-Schichten als glimmerreich und heterogen beschrieben. Neben locker gelagerten Sanden kommen sowohl sandsteinartig verhärtete als auch schluffreiche Zwischenlagen vor. In bestimmten Schichten können bis zu mehrere Meter große Konkretionen aus der Bodenlösung ausfallen und kleinräumig treten verhärtete (konglomeratisierte) Kieslagen auf.

In Zeiten starken Materialtransportes aus den Alpen durch ihre Flüsse wurden mächtige Schottermassen bis zu deren Mündung verfrachtet, so auch im Falle der Vorläufer der heutigen Traisen, welche eine mächtige Geröllplatte bildeten. Die Überreste dieser Schottermassen finden sich heute in verfestigter Form als sogenannter Konglomerathöhenzug westlich der Traisen von Karlstetten bis Hollenburg an der Donau. Die beiden genannten Orte sind auch namensgebend für das hier vorkommende Hollenburg-Karlstettener Konglomerat, auch als Hollenburg-Karlstetten Formation bezeichnet, die verwendete Abkürzung dafür lautet HKF-Konglomerat (SCHNABEL 2002). „Dieses hauptsächlich aus kalkalpinen Komponenten bestehende Konglomerat entspricht nach H. HASSINGER einem submarinen Schotterkegel eines Traisenvorläufers.“ (THENIUS 1974: 50). Die höchsten Erhebungen im tertiären Hügelland westlich des Unterlaufs der Traisen tragen diese Sedimente, es handelt sich bei diesem Konglomerat um Grobmaterial (Kiesel), der durch kalkhaltiges Feinmaterial verkittet wurde. Das hier auffindbare Konglomerat zeigt eine Wechsellagerung mit Mergel- und Sand-Schichten, als auch einen Wechsel zwischen mergeligem und sandigem Feinmaterial in der Verkittung (FUCHS 1980). Wie die *Oncophora*-Schichten wird auch das Hollenburg-Karlstettener Konglomerat erdgeschichtlich ins Miozän eingeordnet.

Das heutige Landschaftsbild im Unteren Traisental entstand schließlich durch das Einschneiden der Traisen in die unterschiedlichen Sedimente bis zu ihrer jetzigen Talsohle.

## Bodengenese

Von all diesen erdgeschichtlichen Vorgängen blieb die Bodengenese als wichtiges Indiz für das Alter einer Landschaft nicht verschont. Nicht zuletzt aufgrund der letzten Eiszeiten konnte sich eine fortschreitende Bodenentwicklung an vielen Stellen im Unteren Traisental erst in der jüngsten Erdgeschichte wieder einstellen. Ist ein Landschaftsraum von derart vielen unterschiedlichen, geologischen Gegebenheiten und Klimaübergängen geprägt, so ist auch damit zu rechnen, dass eine Vielzahl an Bodentypen und Übergangsformen zu finden sind. Aufgrund der Entstehungsgeschichte des Unteren Traisentales und der klimatischen Situation in diesem Gebiet entstanden zahlreiche Bodentypen auf engstem Raum (vgl. HELLMANN 1980). Da aber in der vorliegenden Arbeit nur Trockenrasen untersucht wurden, schränkt sich die Zahl der dort auffindbaren Bodentypen stark ein und konzentriert sich auf eher schwach entwickelte Böden.

## Konzepte und Methodik

### Naturschutzfachliche Bewertung

Bevor noch die Vegetationsaufnahmen und Bodenanalysen stattfanden, wurden die sechs Untersuchungsgebiete vor Ort begutachtet (Tab. 1, Abb. 2, 3). Dabei entstand eine Beschreibung der Gebiete, welche eine Lagebeschreibung, die aktuellen Vegetations-Verhältnisse, besondere Schutzgüter (unter Schutz stehende Arten), Vorkommen von Störungszeiger bzw. Neophyten, Umgebungsanalyse und falls vorhanden, Informationen zur Nutzungsgeschichte enthält. Vor der Begutachtung vor Ort wurden die Eigentümer der Flächen kontaktiert und ihr Einverständnis über das Betreten der Grundstücke und die Untersuchungen eingeholt.

Neben der Zuordnung zum passenden Lebensraumtyp gemäß der FFH-RL und der Bestimmung des Erhaltungszustandes (nach ELLMAUER 2005), wurde in gewissen Fällen auch eine Tendenz angegeben, um

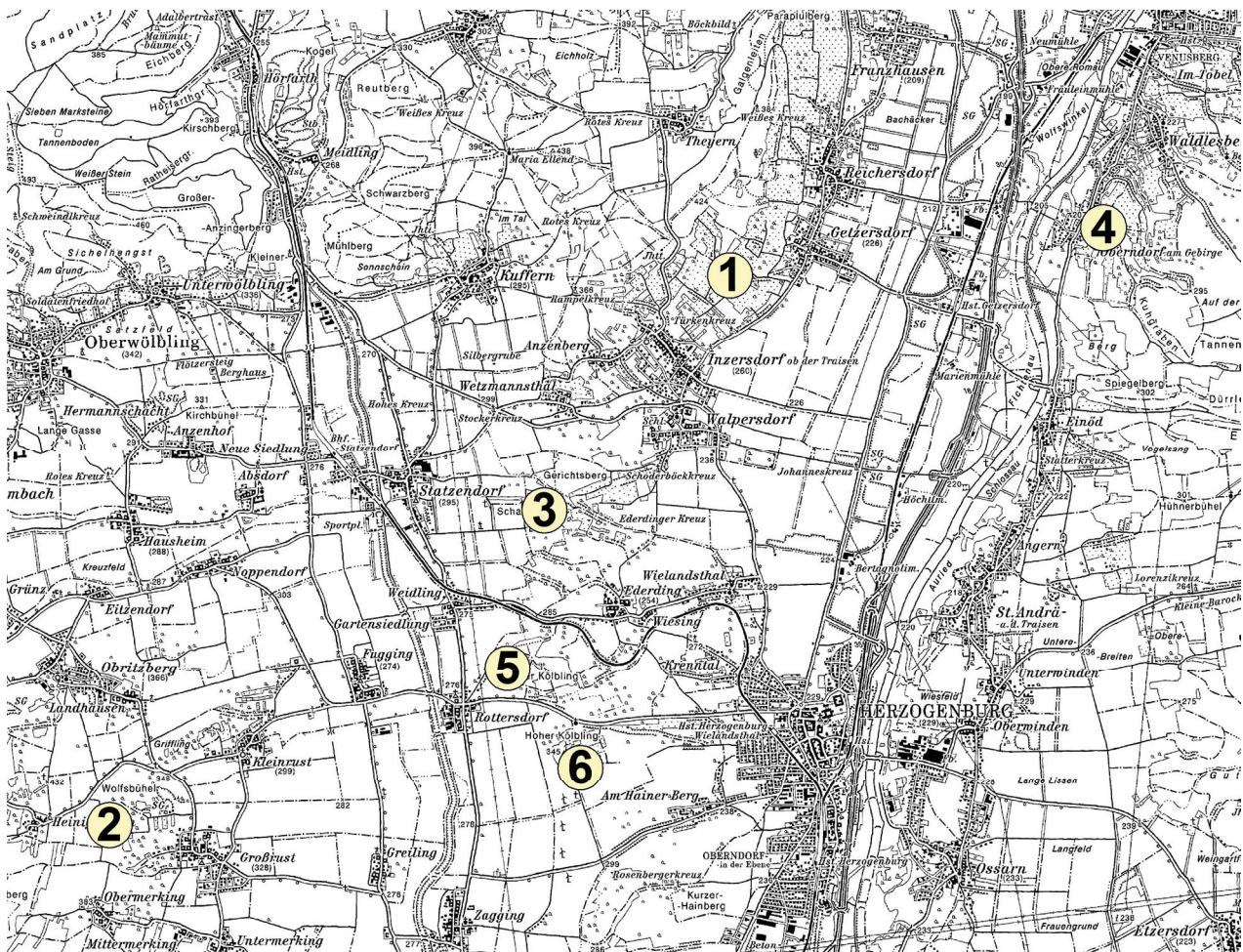


Abb. 2: Lage der Untersuchungsgebiete im Unteren Traisental, Kartenwerk ©BEV

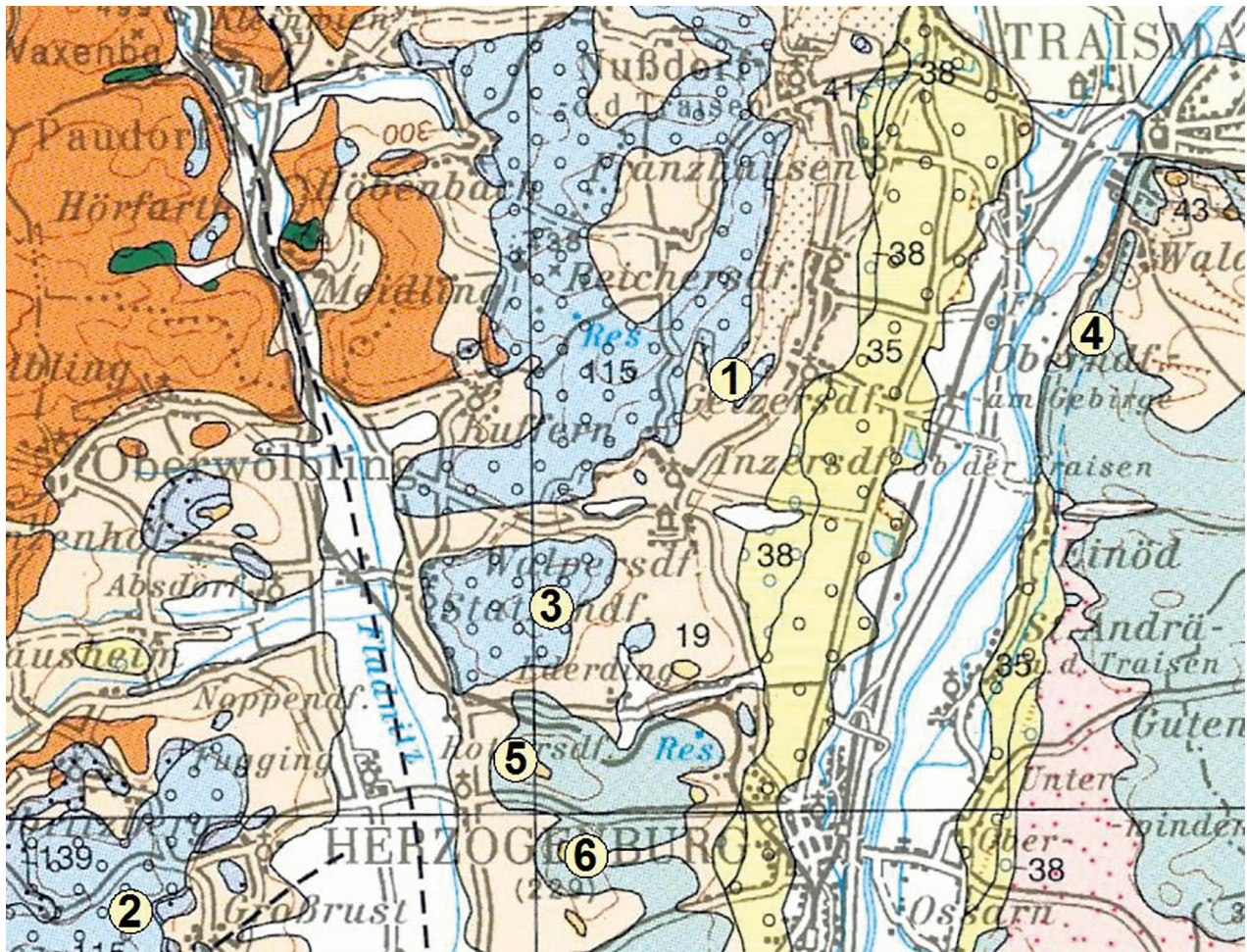
hinzuweisen, dass die Vergabe des Erhaltungszustandes nicht unbedingt eindeutig war, sondern der Halb-/Trockenrasen sehr wohl Tendenzen zu einem (meist schlechteren) Erhaltungszustand aufweist. Dies wurde z. B. als **B** → C ausgeführt. Gerade auf sehr kleinen Trockenrasen ist es für den Naturschutz von hoher Relevanz zu beschreiben und schnell kenntlich zu machen, ob im aktuellen Zustand bereits Gefährdungstendenzen (z. B. stärker versaumte Bereiche oder sich ausbreitende Gebüsch-/Gehölzgruppen) vorhanden sind.

In Zusammenhang mit der Bewertung des Erhaltungszustandes gilt es folgendes zu berücksichtigen: Die Einwertung konzentrierte sich hier auf die sechs Untersuchungsgebiete und es wurde versucht, die Unterschiede im Erhaltungszustand möglichst trennscharf darzustellen. Vergleiche mit räumlich größer angelegten Untersuchungen oder Kartierungen können daher nur bedingt gezogen werden. Die Einwertung dient hauptsächlich dem besseren Verständnis über die aktuelle Situation der Vegetation und deren Vergleichbarkeit.

### Sampling Design und Untersuchungsebenen

Um den Zielsetzungen gerecht zu werden, wurden nicht nur die verschiedenen Halb-/Trockenrasen untersucht, sondern diese wurden auch nach einer Voruntersuchung aufgrund der unterschiedlichen, geologischen Einheiten aufgetrennt behandelt. Um im Rahmen der Möglichkeiten zu bleiben, wurden nur zwei geologische Einheiten untersucht, zum einen Biotope über Hollenburg-Karlstettener-Konglomerat, zum anderen Biotope über den Oncophora-Schichten.

Basierend auf DENK (2000, 2005) wurden 6 Biotope ausgesucht, welche sich in Bezug auf deren Vegetationssituation zur Untersuchung eigneten. Kriterien hierfür waren vor allem die „Ungestörtheit“ des Standorts (z. B. auch durch Müllablagerungen, Abbau von Gestein oder Sand usw.) und das Fehlen von Management (Mähen, Beweidung etc.). Die ausgewählten Biotope wurden im nächsten Schritt auf ihre geologischen Gegebenheiten hin überprüft. Da sich nach



**Abb. 3:** Lage der Untersuchungsstandorte auf geologischer Karte, Kartenwerk ©gba\_esri. Die Untersuchungsstandorte entsprechen folgenden Gebietscodes (siehe Tab. 1): 1 = K1, 2 = K2, 3 = K3, 4 = O1, 5 = O2, 6 = O3

der Voruntersuchung die zwei geologischen Einheiten klar voneinander trennen ließen, erhielt somit jede der zwei geologischen Einheiten drei Untersuchungsstandorte. Somit können nicht nur die einzelnen Biotope untereinander verglichen werden, sondern es kann auch eine fundierte Aussage über die Unterschiede zwischen Trockenrasen-Biotopen auf verschiedenartigem Ausgangsmaterial getroffen werden.

In jedem der sechs Biotope wurden dann vier unterschiedliche Sukzessionsstadien nach vegetationskundlichen Kriterien ausgesucht und mit GPS verortet. Auf Orthofotos wurde die Lage der Aufnahmeflächen der unterschiedlichen Sukzessionsstadien eines Untersuchungsstandortes in Form verschiedenfarbiger Punkte aus den GPS-Daten heraus digitalisiert. Die Farbgebung der Punkte folgt dabei einer Art Ampelsystem aus naturschutzfachlicher Sicht. Demnach stellt eine Aufnahmefläche mit besonders vielen typischen Trockenrasen-Arten und guter Struktur den bestmöglichen Zustand dar und erhielt die Farbe Grün. Aufnahmeflächen mit etwas dichter Struktur und stärkerer Wüchsigkeit, aber mit gutem Artenset erhielten die Farbe Blau, noch wüchsiger, dichtere Flächen erhielten die Farbe Gelb. Der schlechteste Zustand (Farbe Rot) wurde den Flächen zugesprochen, welche bereits

von Verbuschung betroffen sind und im Allgemeinen auch sonst wertmindernde Eigenschaften, wie fortgeschrittene Verfilzung und Artenverarmung bzw. Ausfällen von trockenrasen-typischen Arten aufweisen.

Die vier Sukzessionsstadien:

- Stadium 1 „O“ – offene Vegetation (grüner Punkt): Wird von kleinwüchsigen Gräsern und Kräutern und/oder Zwergsträuchern dominiert, charakteristisch ist der erhöhte Offenboden-Anteil und die oft (sehr) lückige Struktur.
- Stadium 2 „N“ – niederwüchsige Vegetation (blauer Punkt): Der Bestand setzt sich überwiegend aus niederwüchsigen Gräsern und Kräutern in unterschiedlichen Dominanzen zusammen. Im Gegensatz zum Stadium 1 ist bei diesem Stadium bereits in den meisten Fällen weniger Offenboden vorhanden, der Grad der Verfilzung gering und das Artenset trockenrasen-typisch.
- Stadium 3 „H“ – hochwüchsige Vegetation (gelber Punkt): Es dominieren überwiegend hochwüchsige Gräser. Wüchsiger Krautige können genauso im Bestand vorkommen wie einzelne Gehölzschösslinge, Offenboden ist nur in Ausnahmen vorhanden (z.B. falls der gesamte Trockenrasen in Richtung Fels-

**Tab. 1:** Untersuchungsgebiete, Gebiets- und Aufnahmeflächencodes

Untersuchungsgebiet	Geologische Einheit	Gebietscode	Sukzessionsstadium	Kürzel des Stadiums	Code d. Aufnahmefläche
Getzersdorf	Konglomerat / K	K1	offen	O	K1O
			nieder	N	K1N
			hochwüchsig	V	K1H
			verbuschend	H	K1V
Groß-Rust	Konglomerat / K	K2	offen	O	K2O
			nieder	N	K2N
			hochwüchsig	V	K2H
			verbuschend	H	K2V
Schauerberg	Konglomerat / K	K3	offen	O	K3O
			nieder	N	K3N
			hochwüchsig	V	K3H
			verbuschend	H	K3V
Oberndorf/Gebirge	Oncophora / O	O1	offen	O	O1O
			nieder	N	O1N
			hochwüchsig	V	O1H
			verbuschend	H	O1V
Großer Kölbling	Oncophora / O	O2	offen	O	O2O
			nieder	N	O2N
			hochwüchsig	V	O2H
			verbuschend	H	O2V
Hoher Kölbling	Oncophora / O	O3	offen	O	O3O
			nieder	N	O3N
			hochwüchsig	V	O3H
			verbuschend	H	O3V



steppe tendiert), die Verfilzung ist stärker ausgeprägt als in den beiden ersten Stadien, das Artenset zeigt bereits Tendenzen in Richtung mesophilerer Arten.

- Stadium 4 „V“- verbuschte Vegetation (roter Punkt): Es dominieren im Allgemeinen Gräser und Krautige, die für einen versaumenden Trockenrasen typisch sind. Maximal 10-15% der Aufnahmeffläche ist für die Deckung der Strauchschicht zulässig, die Verfilzung ist hier am stärksten ausgeprägt und Offenboden ist kaum bis keiner vorhanden. Bei diesem Stadium sind nur mehr wenige Trockenrasen-Arten vorhanden, da die Vegetation bereits sehr wüchsig ist.

Um eine gute Unterscheidbarkeit der Biotope und Ergebnisse zu gewährleisten, wurde jedem Biotop ein eindeutiges Kürzel (= Code) zugewiesen, welches sich aus zwei Buchstaben und einer Ziffer zusammensetzt (Tab. 1). Den geologischen Einheiten entsprechend wurde den Konglomerat-Trockenrasen ein „K“ und den Oncophora-Trockenrasen ein „O“ zugewiesen. Somit ergeben sich die Kürzel K1-K2-K3 und O1-O2-O3 plus dem jeweiligen Kürzel des Sukzessionsstadiums, so heißt zum Beispiel am Biotop K1 die Vegetationsaufnahme der offenen Vegetation K1O, die der verbuschten Vegetation hingegen K1V.

Aus dieser Systematik heraus ergeben sich für die sechs Biotope insgesamt 24 Vegetationsaufnahmen (Anhang 1), ebenso viele sind es für die Bodenprobenahme. Somit erhält man auch für jedes Sukzessionsstadium im Gesamten sechs Datensätze und jeweils drei für eine geologische Einheit.

Diesem Sampling Design folgend lassen sich daher folgende Untersuchungsebenen ableiten:

- Ebene 1 – Geologische Einheiten: Zu jeder Einheit gehören drei Biotope, daraus ergibt sich die Möglichkeit festzustellen, ob sich die beiden geologischen Einheiten boden- und vegetationskundlich voneinander unterscheiden lassen
- Ebene 2 – Biotope/Untersuchungsgebiete: Jeweils vier Aufnahmen- und Probestellen pro Untersuchungsgebiet/Biotop ergeben die Grundlage, um die Biotope untereinander vergleichen zu können und mögliche Unterschiede herauszuarbeiten, auch innerhalb einer geologischen Einheit
- Ebene 3 – Sukzessionsstadien: Aus einer Aufnahmeffläche pro Sukzessionsstadium und Untersuchungsgebiet/Biotop ergeben sich insgesamt sechs

Aufnahmefflächen für jeweils ein Sukzessionsstadium, mit diesen Daten kann man bei vergleichenden Analysen mögliche Unterschiede zwischen den einzelnen Stadien sowohl im vegetations- als auch bodenkundlichen Sinne identifizieren.

### Bodenkundliche Konzepte und Begriffe

Im Untersuchungsgebiet trifft man an steilen Hängen und Kuppenlagen aufgrund der geologischen Gegebenheiten (Konglomerat, Löss, Oncophora usw.) überwiegend auf den Bodentyp Pararendzina. So wird in der Österreichischen Bodenkartierung KB 65 – Herzogenburg (HELLMANN 1980: 84) die Bodenform 21 als „Pararendzina aus aufgemürbtem Hollenburg-Karlstettener Konglomerat“ beschrieben. „Im WRB-System ist die Pararendzina ein Calcaric Regosol, z. T. auch ein Phaeozem“ (BLUME et al. 2010: 319).

Dieser Bodentyp zählt zu der Gruppe der A-C Böden, also jenen Böden ohne deutlich verbraunten, differenzierbaren Horizont (= B-Horizont) und kann je nach Humusform als Moder- oder Mull-Pararendzina beschrieben werden. „Die Pararendzina entwickelt sich aus Löss, Geschiebemergel, carbonathaltigen Schottern, Sanden und Sandstein, ... durch Humusakkumulation, Bildung koprogener Aggregate und mäßige Carbonatverarmung“ (BLUME et al. 2010: 319). Bei einer fortschreitenden Bodenentwicklung kommt es zu einer geringen Verbraunung, überschreitet diese Verbraunung die definierten Grenzen nicht, spricht man von einer Verbraunten Moder- bzw. Mull-Pararendzina. Bei einer weiterschreitenden Bodengenese entsteht schließlich aus einer Pararendzina eine Braunerde.

### Bodenhorizont

„Als Bodenhorizont wird ein Teilbereich eines Bodenprofils bezeichnet, der durch bodenbildende Vorgänge (A-, B-Horizonte u. a.) entstanden ist, innerhalb seiner Grenzen – unter anderem in Bezug auf Farbe, Bodenart und Bodengefüge – annähernd gleiche Eigenschaften aufweist und sich von benachbarten Bereichen unterscheidet“ (NESTROY et al. (2011: 15).

A-Horizont: beschreibt einen mineralischen Oberbodenhorizont, welcher eine erkennbare Akkumulation von organischer Substanz aufweist.

B-Horizont: Verwitterungs- und/oder Anreicherungs-bereich eines Bodenaufbaus, welcher durch Eisenoxid oder Eisenoxidhydrat gefärbt ist.

C-Horizont: beschreibt jenen Teil des Bodens, welcher hauptsächlich aus aufgewittertem Ausgangsmaterial der Bodenbildung besteht; bzw. das feste Ausgangsmaterial selbst.

Eine nähere Beschreibung der Horizonte wird durch die Kennzeichnung mit Kleinbuchstaben, welche als Zusatzsymbole (Suffixe) fungieren, erreicht. Einige Suffixe sind an Horizonte gebunden, andere nicht.

Verwendete Suffixe:

- a wird verwendet, um einen erkennbaren Humusanteil in unterliegenden (unter den A-Horizonten) Horizonten zu beschreiben
- b Horizonte mit einer leichten Verbraunung
- hb biogene Akkumulation organischer Substanzen im A-Horizont
- n weitgehend unverwittertes (Ausgangs-)Material
- v verändertes, angewittertes Material

### **Feldbodenkundliche Erhebung der Bodenparameter**

Aus naturschutzfachlichen Gründen wurde auf die Grabung von vollwertigen Bodenprofilen verzichtet und stattdessen mit einem Pürckhauer-Bohrer jeweils neben den Vegetationsaufnahmen Boden-Proben gewonnen und bestimmt. Die Vorteile dieser Methode liegen in der minimalen Zerstörung der Trockenrasenfläche und dem Erhalt einer Probe, welche den in seiner Lagerung ungestörten Bodenaufbau zeigt.

Mit dem gewonnenen Inhalt des Bohrstockes wurden folgende pedologische Merkmale beschrieben:

- Horizonte und ihre Mächtigkeit
- Gründigkeit
- Textur
- Wasserverhältnisse
- Ausgangsmaterial
- Bodentyp

Die Textur wurde allerdings auch mit einer Korngrößenanalyse im Labor bestimmt, da eine absolute Ansprache der einzelnen Fraktionen im Feld nicht möglich ist. Als Basis für die Eingliederung in einen Bodentyp diente die „Österreichische Bodensystematik 2000 in der revidierten Fassung von 2011“ (NESTROY et al. 2011) und der „Schlüssel zur Bestimmung der Böden Österreichs“ (KILIAN 2015).

### **Laboranalytische Bodenparameter**

Für die Laboruntersuchungen wurde eine kleine Grube (ca. 30 x 30 cm) ausgehoben, aus der von jeder Tiefenstufe eine Menge von circa 500 g Bodenmaterial entnommen wurde. Die Tiefenstufen gliedern sich in: 0-5 cm, 5-10 cm und 10-20 cm, welche auch schon von MUTSCH (s.a.) für eine Waldbodenprobenahme verwendet wurden. Dies ist eine gängige Methode in der Mineralbodenuntersuchung und lässt daher auch eine gute Verwertbarkeit in der Statistik zu.

Im Labor wurden die Bodenproben durch ein genormtes Sieb gerüttelt und somit in Feinboden (<2 mm) und Skelett (>2 mm; entspricht Steinen, Kies etc.) aufgetrennt. Der Skelettanteil, in dem auch größere Wurzelstücke enthalten sind, wurde verworfen und der Feinboden wurde mit einer fortlaufenden Nummer versehen und in Schachteln abgepackt.

Im Zuge der Probenahme im Feld wurde mit Hilfe der Probenahme-Gruben der Grobstoffanteil (Steingehalt) des Bodens bestimmt. Dazu wurde vor der Werbung des Bodenmaterials die Grubenwand gerade abgestochen, von Pflanzen- und Wurzelresten gesäubert und anschließend der Steingehalt des jeweiligen Horizonts geschätzt.

Im Labor wurden folgende Bodenparameter anhand der dafür vorgesehenen Ö-Normen bestimmt:

- Wasserhaltekapazität (Methodik an FORSTREUTER (1999) angelehnt)
- Korngrößenverteilung/Fraktionen (nach ÖNORM L 1061-2)
- Karbonatgehalt (nach ÖNORM L 1084)
- pH-Wert (nach ÖNORM L 1083)
- Organischer Kohlenstoff und Gesamt-Kohlenstoff (nach ÖNORM L 1080)
- Gesamt-Stickstoff (nach ÖNORM L 1095)
- C/N Verhältnis (nach ÖNORM L 1095)
- Humusgehalt (ÖNORM L 1080)
- Gehalt an wasserlöslichen Anionen, insbesondere Phosphaten (angelehnt an ÖNORM L 1092)

### **Vegetationserhebungen**

#### **Aufnahmeflächen & Begehungen**

Die Größe der Aufnahmeflächen wurde mit je 2 x 2 m festgelegt. Sie wurde auf so kleinem Niveau gehalten, um genaue Aufnahmen eines Sukzessionsstadiums selbst auf einem sehr heterogenen Halb-/Trockenrasen

erzielen zu können. An den diagonalen Eckpunkten der ausgesuchten Aufnahme­flächen wurden jeweils zwei rot eingefärbten Eisen­stäbe eingeschlagen. Die Stäbe dienten nicht nur der leichteren Wiederfindung der Flächen, sondern auch als An­legepunkte für einen Holzrahmen, welcher die 4 m<sup>2</sup> Fläche darstellte.

Insgesamt wurden die einzelnen Lokalitäten/Biotope dreimal begangen, um im Laufe einer Vegetationsperiode das gesamte Pflanzenspektrum auffinden zu können. Im Frühjahr fanden die Begehungen Mitte bis Ende März statt, im Zeitraum Mai bis Juni erfolgte die Hauptaufnahme und gegen Ende Juli/Anfang August folgte ein dritter Begang, um eventuelle Spätblüher auszumachen und die geschätzten Deckungswerte kontrollieren zu können.

Im Zuge dieser Begehungen und Aufnahmen wurden nicht nur die Arten und deren Deckung aufgenommen, sondern auch weitere Variablen „side parameters“: die Gesamtdeckung der jeweiligen Aufnahme­flächen, deren Gegenpart (die verbliebenen Prozente vom Offenboden) und die Verfilzung, sie wurde ebenfalls absolut geschätzt und in Prozent angegeben. Mit den Aufnahmen an sich nichts zu tun hatte die Messung der Inklination einer Fläche (Messung in Grad), um überprüfen zu können, ob dieser Faktor etwas mit der Inhomogenität (Veränderungen in der Vegetation) zwischen den einzelnen Sukzessionsstadien zu tun hat.

### Deckungsskala

Die Aufnahmen folgen in leicht abgeänderter Form der Skala von Londo nach GLAVAC (1996). Die Änderung im Vergleich zur Original-Skala beinhaltet nur die Streichung zweier Stufen im mittleren Bereich der Skala, die ohnehin eine Überschneidung eines Wertebereiches darstellten. Die Londo-Skala wurde vor allem aufgrund der wesentlich feineren Aufgliederung im unteren Bereich (kleine Prozentbereiche = geringe Deckungen) gewählt. In diesem Punkt unterscheidet sich die Londo-Skala doch markant von Braun-Blanquet und eignet sich daher wesentlich besser für sehr exakte Abschätzungen auf kleinen Aufnahmeplots.

### Datenauswertung und -analyse

#### Transformation der Vegetationsdaten

Für die statistischen Auswertungen wurde die verwendete Skala transformiert. Verwendet wurden schließlich nur die Zahlen, welche in Tabelle 2 als „Transformier-

te Werte“ zu finden sind. Im unteren Drittel der Skala (niedrige Deckungsgrade) werden somit bessere Ergebnisse erzielt. Die Verwendung von Absolutwerten ist gängige Praxis in der Analyse von Vegetationsdaten.

**Tab. 2:** Skalentransformation für Statistik

Skalenwert	Deckung in %	Transformierte Werte der Deckung
0,1	< 1	1
0,2	1-3	2
0,4	3-5	4
1	5-10	8
2	10-15	13
3	15-25	18
4	25-35	30
5	35-45	40
6	45-55	50
7	55-65	60
8	65-75	70
9	75-85	80
10	85-95	90
11	95-100	98

Die so entstandene Datenmatrix aus allen Vegetationsaufnahmen und deren Arten sollte aber auch dazu dienen, herauszufinden, inwiefern Arten auf gewissen Aufnahme­flächen bzw. Sukzessionsstadien oder auch Biotopen vorhanden sind. Daher wurde eine zweite Matrix angefertigt, in der die Abundanzen in Präsenz/Absenz Werte (0 oder 1) transformiert wurden.

### Statistische Methoden

Für sämtliche statistische Auswertungen der aus den Vegetationsaufnahmen und Bodenanalysen hervorgegangen Daten wurde das Statistik-Programm PAST 3 verwendet. Die Daten wurden vor den statistischen Tests auf Normalverteilung überprüft. Dies geschah mit Histogrammen und dem Shapiro-Wilk Test. Wurde eine Normalverteilung festgestellt, folgte eine ANOVA bei Überprüfung eines univariaten Ansatzes. Stellte sich der Levene's Test, zur Überprüfung der Varianzhomogenität als negativ heraus, wurde in den Fällen mit mehr als zwei unabhängigen Datenreihen (Biotope und Sukzessionsstadien) fallweise noch ein post-hoc Test durchgeführt, um herauszufinden, bei welchen Paaren sich eine Signifikanz ergeben hat. Berechnete der Levene's Test allerdings einen signifikanten p-Wert und deutet somit auf eine inhomogene Varianzverteilung innerhalb der Daten hin, so wurde die ANOVA verworfen und auf den Kruskal-Wallis Test zurückgegriffen, welcher als Rang-Test robust gegen

nicht-parametrische Daten und Varianz-Unterschiede ist. Waren die Daten von vornherein nicht normalverteilt und konnten auch durch eine Transformation nicht normalisiert werden, wurde ebenfalls der Kruskal-Wallis Test verwendet. Bei praktisch allen Tests wurden auch Boxplots erstellt, die einen visuell guten Einblick über die Signifikanzen und Spannweiten der Daten liefern. Die Sichtung dieser Plots dient auch zur Kontrolle der errechneten Tests.

Bei den Korrelationen war ebenfalls die Normalverteilung der Daten entscheidend darüber, welche Methode angewandt wurde. Des Weiteren gab aber auch die Betrachtung der Datenwolke (elliptisch oder nicht) Aufschluss über die weitere Vorgehensweise. Je nachdem wurde dann eine Korrelation nach Pearson oder Spearman durchgeführt. Weiterführend wurde auch noch  $r^2$  als Bestimmtheitsmaß berechnet, der angibt wieviel Prozent der beobachteten Varianz durch die Korrelation erklärt werden kann.

Die Bodenparameter wurden vor der Verwendung in den Ordinationen einer PCA (Principal Component Analysis) unterzogen, um die einzelnen Variablen auf ihre Unabhängigkeit voneinander zu überprüfen. Sämtliche Variablen mussten dazu logarithmiert und standardisiert (= z-transformiert) werden.

Für die Analyse der Vegetationsdaten und nachfolgend auch für die Verschneidung von Vegetations- und Bodendaten wurden multivariate Verfahren in Form von Ordinationen eingesetzt. Die Daten aus den Vegetationsaufnahmen, welche den Abundanzen der Arten entsprechen, wurden dafür genauso verwendet wie auch die in Präsenz-Absenz-Daten (1 – 0) transformierte Matrix.

Mit NMDS-Ordinationen (nonmetric multidimensional scaling) wurden die Daten der Vegetation auf ihre Unterschiede hin untersucht, als Gruppierungsvariable dienten jeweils die Kennnummern der drei Untersuchungsebenen (z. B. K und O für die geologischen Einheiten). Als Ähnlichkeitsindizes (similarity index) wurde der Bray Curtis-Index für die Abundanzdaten verwendet und der Sörensen-Index (Dice-Index) bei den Präsenz-Absenz Daten.

Die wichtigsten Ordinationen befassten sich mit der Verschneidung von ausgesuchten Bodenparametern und den Vegetationsdaten. Mit CCA (canonical correspondence analysis) wurde ausgetestet, welche Parameter eine Rolle spielen und wie groß ihr Einfluss auf die Vegetation ist, beziehungsweise welche Vege-

tationsaufnahmen sich bei welchen Vektoren (Parametern) clustern und wie aussagekräftig der jeweilige Vektor ist. Die Bodenparameter mussten dazu einheitlich auf die dieselbe Anzahl gebracht werden, als es Untersuchungsflächen gab. Infolgedessen war teilweise eine Mittelung der Werte (= Mittelwert aus den drei Werten der drei Tiefenstufen) nötig.

Eine durchaus mögliche räumliche Autokorrelation, in diesem Fall wäre es die Annahme, dass die Ähnlichkeit der Vegetation auf der räumlichen Verteilung der Flächen beruht und nicht auf den lokalen Standortbedingungen, wurde mithilfe eines Mantel-Tests untersucht. Als Ähnlichkeitsindizes dienten wieder der Bray-Curtis-Index und für die Distanz-Matrix der Euclidean-Index. Um den tatsächlichen Einfluss durch die räumlichen Komponente festzustellen, wurde danach noch ein partieller Mantel-Test durchgeführt, in dem neben der Vegetations- (Bray-Curtis Index) und Bodenparameter-Matrix (Euclidean-Index) die Distanz-Matrix (Euclidean-Index) als dritte Komponente fungiert. Dieser Test berücksichtigt bei der Korrelation zwischen Vegetation und Boden somit auch die Ähnlichkeiten der räumlichen Komponente.

## Ergebnisse

### Beschreibung der sechs Untersuchungsgebiete/ Schutzgüter

Im folgenden werden die sechs Untersuchungsgebiete vorgestellt und ihr naturschutzfachlicher Wert wird im Sinne eines „rapid assessment“ dargelegt.

Die farbigen Punkte in den Orthofotos (Abb.4-9) zeigen die Lage der einzelnen Vegetationsaufnahmen in den jeweiligen Untersuchungsgebieten: grün = Stadium 1 „O“ – offene Vegetation, blau = Stadium 2 „N“ – niederwüchsige Vegetation, gelb = Stadium 3 „H“ – hochwüchsige Vegetation, rot = Stadium 4 „V“ – verbuschte Vegetation

Das jeweils rote Polygon grenzt den Trockenrasen von seiner Umgebung ab, diese Linie stellt in keinerlei Hinsicht Parzellen oder sonstige rechtlich verbindliche Grenzen dar, sondern dient ausschließlich der visuellen Kenntlichmachung der vegetationsökologisch definierten Ausdehnung des jeweiligen Halbtrockenrasens.

## Standorte auf Konglomerat (Anhang 2)

### Halbtrockenrasen-Böschung bei Getzersdorf (K1)

Inmitten der Weinberge liegt zwischen den Ortschaften Inzersdorf und Getzersdorf parallel zu einem Güterweg eine teils sehr steile Halbtrockenrasenböschung (Abb. 4). Mit der Lage bei Getzersdorf ist dieses Biotop gemeinsam mit dem Trockenrasenkomplex in Oberndorf am Gebirge eine der zwei Lokalitäten, welche direkt im Tal der Traisen liegen. Er besitzt eine Größe von circa 1.500m<sup>2</sup> inklusive den mit Trockengebüsch bewachsenen Teilen. Im Norden und Nordwesten wird das Biotop von einem Schotterweg begrenzt, der zu einer Holzhütte oberhalb des Halbtrockenrasens führt. Westlich nach dem Schotterweg schließt ein Rotföhrenwald an. Es ist davon auszugehen, dass auch die Fläche des Halbtrockenrasens in der Vergangenheit zumindest mit geringem Bestockungsgrad bewaldet war, da sich klare Tendenzen in Richtung Verbuschung und schließlich Wiederbewaldung zeigen. Am unteren Ende des Halbtrockenrasens sind großflächig Anrisse des Bodens zu sehen und auch auf der restlichen Fläche ist der Einfluss der Erosion deutlich sichtbar. Verstärkt wird dieser Effekt sicherlich durch den starken Wildbetritt, der auf der Fläche herrscht und durch die vielen Wildpfade auch sichtbar ist. Eine einzelne Rotföhre stockt inmitten der Fläche, ansonsten ist der Standort momentan frei von Bäumen.



Abb. 4: Untersuchungsflächen am Standort Getzersdorf (Orthofoto © BEV)

### Naturschutzfachliche Einwertung:

Der Halbtrockenrasen in Getzersdorf wird überwiegend durch Erosion, vor allem aufgrund des starken Wildverbisses und -betrittes (welcher ebenfalls die

Erosion fördert) in Teilbereichen stärker offengehalten als alle anderen untersuchten Halbtrockenrasen.

Stellenweise findet sich noch ein gutes Arteninventar mit *Pulsatilla grandis*, *Seseli hippomarathrum*, *Teucrium chamaedrys*, *Bromus erectus*, *Potentilla incana*, *Inula ensifolia* und anderen typischen Vertretern eines intakten Trockenrasens. Größere Teile der Fläche sind aber in Verbuschung begriffen oder schon verbuscht. Aufkommende Sträucher sind hauptsächlich *Cornus sanguinea*, *Ligustrum vulgare*, *Viburnum lantana*, *Rosa canina* agg., *Berberis vulgaris* und *Prunus spinosa*. Vor allem *Ligustrum vulgare* und *Cornus sanguinea* sind maßgebend an der Verbuschung in die Offenflächen hinein beteiligt. Gebüschgruppen, von denen ebenfalls die Verbuschung ausgeht sind mosaikartig in die Fläche eingestreut.

Es dürfte sich um einen degradierten ehemaligen Waldstandort handeln, wie es schon DENK (2000) anmerkte. Die Wiederbewaldung ist offensichtlich durch die Erosionsereignisse in höherem Ausmaß gehemmt, auf der Fläche sind zumindest keine Sämlinge vom angrenzenden Föhrenwald oder von sonstigen Baumarten zu finden.

Als Versaumungszeiger bei den Gräsern ist *Brachypodium pinnatum* in mäßigem Ausmaß zu finden. Auffallend ist die hohe Dominanz von *Bromus erectus*, die sich bereits negativ auf die Struktur des Rasens auswirkt, indem er sich als zu dichtwüchsig darstellt. Ein interessanter naturschutzfachlicher Aspekt ist die starke Nutzung der Fläche durch das Wild. Ohne den Wildbetritt und -verbiss wäre das Biotop sicherlich dichter bewachsen und mit weniger Offenboden ausgestattet. Der Halbtrockenrasen hat insgesamt noch gutes Potential und würde aufgrund der Erosions- und Bodenverhältnisse eher wenig Pflegeaufwand benötigen, um ihn zu erhalten.

### Pflanzengesellschaften:

DENK (2000) schied für diesen Halbtrockenrasen noch zwei verschiedene Pflanzengesellschaften aus, einerseits das Fumano-Stipetum eriocaulis, welches nicht mehr bestätigt werden konnte, und das Polygalo majoris-Brachypodietum pinnati. Die zweitgenannte Gesellschaft bildete auch bei den aktuellen Untersuchungen die dominierende Gesellschaft. Arten, die zu den Fels-Trockenrasen überleiten, sind nur mehr fragmentarisch vorhanden (*Jurinea mollis*, *Linum tenuifolium* und *Potentilla incana*). In den hochwüchsigen Bereichen des Rasens muss teilweise schon von einem

Peucedanetum cervariae gesprochen werden. Diese Staudensaum-Gesellschaft markiert die in ihrer sekundären Sukzession bereits weiter fortgeschrittenen Bereiche des Rasens. Die mosaikartig eingestreuten Gebüschgruppen können der Assoziation Pruno-Ligustretum zugeordnet werden.

#### Bewertung nach Ellmayer:

Der Halbtrockenrasen ist als LRT 6210 (Naturnahe Kalktrockenrasen und ihre Verbuschungsstadien) zu beschreiben und gehört zum Subtyp 6212 (Submediterrane Halbtrockenrasen – Brometalia erecti).

Zustand des Halbtrockenrasens: **B** → Tendenzen Richtung **C**

### **Halbtrockenrasen-Kuppe bei Groß-Rust (K2)**

Westlich der Ortschaft Groß-Rust befindet sich in der Nähe der Landesstraße Richtung Heinigstetten am SW-Hang einer Konglomerat-Kuppe dieser Halbtrockenrasen, welcher eine Größe von circa 1.500 m<sup>2</sup> aufweist (Abb. 5). Früher gab es in unmittelbarer Nachbarschaft einen großen Trockenrasen-Komplex, der jedoch durch Materialabbau mittlerweile fast vollständig verschwunden ist (DENK 2000). Westlich schließt nach einer kurzen Pufferzone (artenärmere, trockene Wiese) ein Acker an, die Wiesenkuppe nördlich des Halbtrockenrasens wird intensiver genutzt. Hangabwärts stockt ein lichter Robinien-, Föhrenwald mit einigen Trockenrasen-Arten im Unterwuchs. Südlich grenzt eine größere xerophytisch getönte Gebüschfläche mit wenigen Rotföhren an. Vermutlich wurde der Halbtrockenrasen in eher unregelmäßigen Abständen beweidet, da teils noch Zäune vorhanden sind.



**Abb. 5:** Untersuchungsflächen am Standort Groß-Rust (Orthofoto © BEV)

#### Naturschutzfachliche Einwertung:

Der Halbtrockenrasen ist in einem mäßig guten Zustand mit Tendenzen zur Versaumung, obwohl er scheinbar unregelmäßig mit Schafen beweidet wurde, ist eine Verfilzung der Bodenoberfläche allgegenwärtig und auch Verbuschungszeiger wie *Crataegus monogyna* und *Rosa canina* agg. sind zu finden. Dennoch ist momentan noch eine größere Population von *Pulsatilla grandis* auf der Fläche vorhanden und neben dieser Charakterart zeigt sich eine starke Dominanz von *Bromus erectus* am Großteil des Standortes. Das Trockengebüsch im Süden besteht aus einheimischen, trockenheitsliebenden Arten wie *Crataegus monogyna*, *Berberis vulgaris*, *Ligustrum vulgare*, *Viburnum lantana* und *Rosa canina* agg.. Rund um die Fläche stocken einzelne Rotföhren, die aber keine Ausbreitungstendenz zeigen. An der oberen Kante im Nordwesten gelegen, stockt eine Robinie, welche aber abgestorben ist. Der Halbtrockenrasen macht insgesamt einen unternutzten Eindruck, besitzt aber noch eine weitgehend intakte Artengarnitur und mit zumindest einem Exemplar von *Juniperus communis* auch ein wichtiges Relikt der Nutzungsgeschichte.

Der Halbtrockenrasen bei Groß-Rust ist der am westlichsten und dem Dunkelsteinerwald nächstgelegene Standort und somit der tendenziell am schwächsten pannonisch geprägte Trockenrasen-Standort. Mit *Pulsatilla grandis*, *Cyanus triumfettii*, *Eryngium campestre*, *Rosa corymbifera* agg., *Onobrychis viciifolia* und *Muscari neglectum* ist er aber dennoch auffallend pannonisch und somit als absolute randpannonische Einheit äußerst erhaltenswert und vor allem auch wissenschaftlich von hoher Wertigkeit.

#### Pflanzengesellschaften:

Die von DENK (2000) ausgewiesene Gesellschaft des Polygalo majoris-Brachypodietum pinnati kann für den Halbtrockenrasen an sich bestätigt werden, in manchen Teilbereichen findet aber eine Überleitung zum, ebenfalls von DENK (2000) erwähnten, Onobrychido arenariae-Brachypodietum pinnati statt.

#### Bewertung nach Ellmayer:

Der Halbtrockenrasen ist als LRT 6210 (Naturnahe Kalktrockenrasen und ihre Verbuschungsstadien) zu beschreiben und gehört zum Subtyp 6212 (Submediterrane Halbtrockenrasen – Brometalia erecti).

Zustand des Halbtrockenrasens: **B**

### Trockenrasen-Komplex am Schauerberg (K3)

Östlich der Ortschaft Statzendorf befindet sich der Schauerberg, er ist Teil des Konglomerat-Höhenzuges von Karlstetten nach Hollenburg. Der Schauerberg beherbergt eine alte Kulturlandschaft mit Wiesen, Böschungen, Weingärten, Äcker und Weiden. Kuppennah befindet sich der untersuchte Trockenrasen-Komplex (Abb. 6), welcher laut der 3. Landesaufnahme schon vor 150 Jahren als Weidefläche diente (mündl. Mitt. T. WRBKA 2015). Dazwischen mit Schwarzföhren licht bestockt, zeigt er sich heute bis auf wenige Eichen, Vogelkirschen und Schwarzföhren baumfrei und insgesamt sehr heterogen. Lesesteinwälle lassen eine ehemalige Nutzung als Weingarten vermuten, genauso wie die vielen kleinen Kesseln und Mulden auf einen kleinflächigen Materialabbau schließen lassen.

Die direkte Umgebung des Trockenrasen-Komplexes ist vielfältig und reicht vom Weingarten über eine Ackerbrache, einen kleinen Robinienwald, eine Wiese bis hin zu Äckern. Mit circa 10.500 m<sup>2</sup> ist er gemeinsam mit dem Trockenrasen-Komplex in Oberndorf am Gebirge der flächenmäßig größte untersuchte Standort.



Abb. 6: Untersuchungsflächen am Standort Schauerberg (Orthofoto © BEV)

#### Naturschutzfachliche Einwertung:

Aufgrund der vielfältigen Vergangenheit dieses Standortes ist der Trockenrasen-Komplex in seiner bestehenden Form sehr heterogen ausgebildet und besitzt ein Mosaik aus Offenflächen, verbuschten Abschnitten, kleinen Felsköpfen, Lesesteinwällen und kleinen, eutrophen Mulden bzw. Kesseln. Viele Wildpfade führen durch das Biotop und offensichtlich wird auch manchmal Weidevieh zumindest durch die Fläche getrieben.

Der momentane Zustand des Biotops ist im Gesamten aufgrund der sehr heterogenen Bestandsstruktur daher eher schwer zu bewerten. In kleinen Teilbereichen ist er in einem sehr guten Zustand (Pulsatillen, Chamaephyten-Reichtum) und äußerst niederwüchsig und kann daher in diesen Bereichen auch als primärer Trockenrasen(-Kern) angesprochen werden. Daneben gibt es wiederum Teilbereiche, die als Halbtrockenrasen zu bezeichnen sind, und wiederum in anderen Bereichen ist das Biotop bereits völlig verbuscht, eutrophiert und somit nicht mehr als Trockenrasen zu bezeichnen. Als aufkommende Strauchförmige sind vor allem *Crataegus monogyna*, *Ligustrum vulgare* und *Rosa canina* agg. zu nennen, in den „fetteren“ Mulden und Kesseln wachsen aber auch schon *Clematis vitalba*, *Rubus fruticosus* und *Brachypodium pinnatum*. Ebenso heterogen gestalten sich der Grad der Verfilzung und das Vorhandensein einer Knickschicht. Im Gesamten verfügt das Biotop über ein sehr breites Artenset mit vielen xerothermen und einigen dealpinen Arten (z. B. *Sesleria caerulea* und *Teucrium montanum*), besitzt somit ein hohes Potential bei Wiederaufnahme der Nutzung diese Artenvielfalt zu erhalten und ein wertvolles Halbtrockenrasen-Biotop darzustellen.

#### Pflanzengesellschaften:

Die Ausweisung von bestimmten Gesellschaften ist auf solch heterogenen Trockenrasen-Komplexen äußerst schwierig. Am bestens werden die noch offenen Bereiche (ohne den kleinflächigen Felsköpfen) durch das Polygalo majoris-Brachypodietum pinnati beschrieben, in wüchsigen Bereichen kann jedoch teilweise schon von einem Ranunculo bulbosi-Arrhenatheretum gesprochen werden. Das in vielen Teilbereichen des Komplexes bereits überwiegende Trockengebüsch kann nicht eindeutig zugeordnet werden, am besten lässt es sich als Berberidion mit sehr hoher *Crataegus monogyna*-Dominanz beschreiben.

#### Bewertung nach Ellmayer:

Der Trockenrasen-Komplex ist als LRT 6210 (Naturahe Kalktrockenrasen und ihre Verbuschungsstadien) zu beschreiben und gehört zum Subtyp 6212 (Submediterrane Halbtrockenrasen – Brometalia erecti).

Zustand des Trockenrasen-Komplexes: **B** → Tendenzen Richtung **C**

## Standorte auf *Oncophora* (Anhang 3)

### Trockenrasen-Komplex am Kogelberg in Oberndorf am Gebirge (O1)

Direkt in der Ortschaft Oberndorf am Gebirge, nahe Traismauer, befinden sich auf einem langgezogenen Hang, der im Volksmund Kogelberg genannt wird, in S-SW-Exposition ein Trockenrasen-Komplex und trockene Wälder (Abb. 7). Weiter NW befindet sich nochmals ein offener Komplex, welcher von jenem untersuchten Teil durch ein von Neophyten beeinflusstes Waldstück räumlich abgetrennt ist.

Der hier beschriebene und untersuchte Bereich des Kogelbergs ist circa 10.000 m<sup>2</sup> groß, wobei etwa die Hälfte davon mit Trockengebüsch, strauchförmigen Flaumeichen und einzelnen, mächtigen Rotföhren bewachsen ist. Am unteren Rand sind zugewachsene, extrem steile Terrassierungen zu finden, oberhalb des Hanges sind großflächig Weingärten angelegt. Mit seiner Lage am östlichen Wagram ist das Biotop am stärksten pannonisch geprägt. „... der Hang war laut alten Aufzeichnungen (3. Landesaufnahme) völlig waldfrei“ (mündl. Mitt. T. WRBKA 2016) und „... wurde als Wiese genutzt, die per Hand gemäht wurde“ (mündl. Mitt. E. WINKLER 2016).

Momentan unterliegt der Hang keiner Nutzung und ist der sekundären Sukzession überlassen. Vereinzelt sind aber alte, kleine Baumstümpfe zu finden (vermutlich von *Quercus pubescens*), möglicherweise ein Relikt, so dass die Fläche nach ihrer Nutzungsaufgabe noch teilweise durch Holzentnahme offengehalten wurde. Der Hang ist aus *Oncophora*-Schichten aufgebaut, vereinzelt sind auch konglomeratisierte Bän-



Abb. 7: Untersuchungsflächen am Standort in Oberndorf am Gebirge (Orthofoto © BEV)

ke zu erkennen. Die umgebenden Weingärten und die nordwestlichste Kante des Hanges sind von Lößablagerungen überdeckt.

#### Naturschutzfachliche Einwertung:

Dieser Trockenrasen-Komplex wird aus einem Vegetationsmosaik aus Offenflächen, Gebüschgruppen (mit *Quercus pubescens*) und einzelnen, mächtigen Rotföhren gebildet. Auf den offensten Stellen ist eine felssteppenartige Vegetation mit *Stipa eriocalis* und *Botriochloa ischaemum* ausgebildet, welche man als verarmte Ausbildung der Gesellschaft „Niederösterreichische Federgrasflur“ (Fumano-Stipetum eriocalis) ansprechen kann (DENK 20005). Wiederum in Teilbereichen kann dieser Rasentyp durchaus als Felssteppe bezeichnet werden. Daneben bilden Rasensteppen Übergangszonen zu wüchsigeren Bereichen mit hoher *Bromus*-Dominanz. Zerstreut im Komplex kommt *Pulsatilla grandis* und *P. pratensis* ssp. *nigricans* vor.

Der Trockenrasen-Komplex beherbergt sowohl besonders schützenswerte und im Traisental äußerst seltene Arten wie die beiden *Pulsatilla*-Arten als auch *Allium flavum*, *Stipa eriocalis*, *Inula ensifolia*, *Campanula moravica* und *Botriochloa ischaemum*, aber auch als besonderen, holzigen Vertreter im Traisental *Quercus pubescens*. Bemerkenswert ist neben der Flaumeiche auch der Artenreichtum an Sträuchern im Komplex. Neben den typischen Vertretern wie *Berberis vulgaris*, *Crataegus monogyna* und *Prunus spinosa*, kommt hier auch *Cornus mas* und *Prunus fruticosa* vor. Als weiteres, interessantes Element des Biotops und Zeuge ehemaliger Nutzung finden sich ein paar Exemplare von *Juniperus communis*, vor allem bei den Terrassierungen im Unterhangbereich.

Mit seinen Felssteppen-Elementen, den vielen thermophilen Arten und dem insgesamt äußerst trockenen Charakter sollte der Trockenrasen-Komplex Erhaltungsmaßnahmen als Offenland erhalten werden. Bleiben Pflegemaßnahmen aus, droht aber auch auf diesem Standort vorschreitende Verbuschung und vor allem die gänzliche Veränderung des Biotops durch invasive Neophyten wie Götterbaum und Robinie, die vor allem vom unteren Rand her in die Fläche einwandern. Insgesamt besitzt der Trockenrasen-Komplex eine hohe naturschutzfachliche Wertigkeit und versaumende oder verbuschende Bereiche haben bei fachgerechtem Pflegemanagement ein hohes Potential, wieder zu einem hochwertigen Trockenrasen-Bio-



top zu werden. Gemeinsam mit dem Schauerberg ist der Trockenrasen-Komplex in Oberndorf am Gebirge alleine aufgrund der Größe das naturschutzfachlich wertvollste Biotop der untersuchten Gebiete.

#### Pflanzengesellschaften:

Das bereits erwähnte Fumano-Stipetum eriocaulis dürfte bei den Aufnahmen von DENK (2005) noch wesentlich weitläufiger im Trockenrasen-Komplex vertreten gewesen sein. Bei den aktuellen Untersuchungen wurde es nur mehr auf den offensten Stellen festgestellt, hingegen gibt es einige Übergangsbereiche, die zum Polygalo majoris-Brachypodium pinnati überleiten. Diese Gesellschaft bildet nunmehr den Großteil des Halb-/Trockenrasenbestandes.

#### Bewertung nach Ellmayer:

Der Trockenrasen-Komplex ist als LRT 6210 (Naturnahe Kalktrockenrasen und ihre Verbuschungsstadien) zu beschreiben und gehört größtenteils zum Subtyp 6212 (Submediterrane Halbtrockenrasen – Brometalia erecti), allerdings lassen sich kleine Teilbereiche des Komplexes (Fumano-Stipetum eriocaulis) dem Subtyp 6240 (Subpannonische Steppen-Trockenrasen) zuordnen.

Zustand des Trockenrasen-Komplexes: insgesamt **B**, in kleinen Bereichen **A**

#### **Halbtrockenrasen-Rest am Großen Kölbling (O2)**

Nordöstlich der Ortschaft Rottersdorf befindet sich der Große Kölbling, nicht nur ein Überbleibsel aus dem Tertiär, sondern auch ein Relikt aus dem Quartär (auf der Kuppe liegt Schotter der Rosenfeld-Terrasse = älteste Traisen-Terrasse). Der Grundstock des Großen Kölblings besteht aus Oncophora-Sedimenten, so auch der Untergrund des Halbtrockenrasens (Abb. 8). Dieser zeigt nach SW und befindet sich am unteren Ende des Waldes. Er besitzt eine flächenmäßige Ausdehnung von circa 1.200 m<sup>2</sup>. Der gesamte Rest der Kuppe des Großen Kölblings wird ansonsten von Wald bedeckt. Hangabwärts grenzt direkt ein Feldweg an und danach folgen Äcker. Kleinflächig dürfte auf der Fläche Oncophora-Sand abgebaut worden sein, weshalb sich das Relief teilweise unnatürlich unruhig darstellt. Heute wird die Fläche nicht mehr genutzt, allerdings befinden sich am NW-Rand der Fläche ein paar Futterstellen für Wild, in diesem Bereich dürfte der Rasen unregelmäßig gemäht werden oder worden sein. Hier wächst eine interessante Saumvegetation mit *Anemone sylvestris*.



Abb. 8: Untersuchungsflächen am Standort „Großer Kölbling“ (Orthofoto © BEV)

#### Naturschutzfachliche Einwertung:

Das Biotop weist durch sein heterogenes Relief verschiedene ökologische Gradienten auf, die sich in unterschiedlicher Artenzusammensetzung kenntlich machen. Obwohl vegetationsökologisch recht interessant und abwechslungsreich ausgestaltet, ist der momentane Zustand des Halbtrockenrasens als eher schlecht zu beurteilen. Zwar kommt zum Beispiel *Pulsatilla grandis* noch vor, aber nur sehr vereinzelt. Die unteren Bereiche sind bereits von *Calamagrostis epigejos* dominiert und faktisch im gesamten Biotop kommen Sträucher, vor allem *Ligustrum vulgare*, auf. Zumindest an drei Seiten ist ein Übergangsbereich zum Wald hin vorhanden, welcher aus standortstypischen Straucharten und niederen Eichen gebildet wird. Neophyten sind auf der Fläche keine vorhanden, ca. 200 m nach Norden wurde eine Schlagfläche mit Robinien aufgeforstet.

Fast am gesamten Halbtrockenrasen ist starke Verfilzung sichtbar. Das Biotop wurde bereits im Trockenrasenkatalog (HOLZNER et al. 1986) als stark verbuscht beschrieben und befindet sich auch dort im schlechtesten Zustand von allen untersuchten Halb-/Trockenrasen. Trotz des bereits verarmten Artensets besitzt der Halbtrockenrasen nicht zuletzt wegen seiner Bodenverhältnisse noch gutes Potential, sollte es zu einer Wiederaufnahme der Wiesennutzung kommen.

#### Pflanzengesellschaften:

Auf den offensten Stellen kann noch von einem Polygalo majoris-Brachypodium pinnati gesprochen werden, allerdings fehlen charakteristische Arten wie

*Polygala major*. In den von *Calamagrostis epigejos* dominierten Bereichen muss bereits von einer *Calamagrostis epigejos*-*Galium verum*-Gesellschaft gesprochen werden.

Bewertung nach Ellmayer:

Der Halbtrockenrasen ist noch als LRT 6210 (Naturnahe Kalktrockenrasen und ihre Verbuschungsstadien) zu beschreiben und gehört zum Subtyp 6212 (Submediterrane Halbtrockenrasen – *Brometalia erecti*).

Zustand des Halbtrockenrasens: C

**Terrasse mit Halbtrockenrasen am Hohen Kölbling (O3)**

Nördlich der Verbindungsstraße zwischen Zagging und Herzogenburg liegt der Hohe Kölbling, er weist dieselbe Entstehungsgeschichte wie der Große Kölbling auf, ist also ein aus *Oncophora*-Schichten gebildeter Hügel, welcher an der Kuppe Schotter der Rosenfeld-Terrasse aufliegen hat. Die östliche Seite des Hohen Kölblings ist terrassiert und weist heute unterschiedliche Nutzungen auf. Der Halbtrockenrasen (Abb. 9) befindet sich auf einer der mittleren Terrassen und ist im Vergleich zu den anderen Terrassen relativ schmal ausgebildet. Laut dem Besitzer wurde die Terrasse vor circa 25 Jahren noch als Ackerstreifen genutzt. Seit der Nutzungsaufgabe findet auf der Fläche die natürliche Sukzession statt. Die Verlängerung der Terrasse gegen Norden ist mit einem Zitterpappel-Vorwald bewachsen, der sich nach Süden ausbreitet. Am südlichen Ende der Terrasse wurden vor langer Zeit Birken und ein paar Ziergehölze gepflanzt. Neophyten wurden keine festgestellt.



Abb. 9: Untersuchungsflächen am Standort „Hoher Kölbling“ (Orthofoto © BEV)

Naturschutzfachliche Einwertung:

Als ehemalige Ackerterrasse weist der Halbtrockenrasen ein terrassentypisches Relief auf. Im zentralen Bereich ist der Rasen noch am hochwertigsten. Die darüber liegende Böschung weist einen Eutrophierungsgradienten Richtung des darüber befindlichen Wildackers auf und fungiert somit als Pufferzone. Durch die schmale Ausbildung des Halbtrockenrasens ist dieser tendenziell stärker von Randeffekten betroffen als größere Standorte. Die Verfilzung ist auf der gesamten Fläche mäßig fortgeschritten und an einigen Stellen kommen erste Sträucher auf. Die Verbuschung findet vor allem auf der Geländekante zur unteren Böschung und von der oberen Böschung herab statt. Auffällig ist unter den Straucharten die Dominanz von *Crataegus monogyna* und an den meisten Stellen des Biotops die vorherrschende, für die Verbuschung zuständige Art. An versauften Stellen finden sich recht häufig *Geranium sanguinea*, *Seseli libanotis* und *Brachypodium pinnatum*.

Aufgrund der starken Verfilzung und des Flächenanteils welcher die versauften Bereiche einnimmt, besteht bereits dringender Handlungsbedarf, damit das erstaunlich hochwertige Artenset dieses Halbtrockenrasens aus Arten wie *Pulsatilla grandis*, *Gentiana crutiana*, *Polygala major*, *Neotinea tridentata*, *Knautia drymeia* ssp. *intermedia*, *Seseli libanotis* und *Thesium linophyllum* bestehen bleibt. Aufgrund dieses Artensets besteht ein hohes Potential für diesen Halbtrockenrasen, bei regelmäßiger Wiesennutzung seinen Artenreichtum zu erhalten und die strukturellen Gegebenheiten wieder zu verbessern.

Pflanzengesellschaften:

Im zentralen Teil der Terrasse kann der nördliche Teil des Halbtrockenrasens als *Polygala majoris*-*Brachypodium pinnati* angesprochen werden, hingegen der bereits wesentlich stärker versauften und besonders dicht- und hochwüchsige Südteil des Biotops mit einer hohen Dichte von *Seseli libanotis* zu einer interessanten Saumgesellschaft überleiten, die nicht exakt angesprochen werden kann, aber sicherlich dem Verband des *Geranium sanguinei* zuzuordnen ist.

Bewertung nach Ellmayer:

Der Halbtrockenrasen ist als LRT 6210 (Naturnahe Kalktrockenrasen und ihre Verbuschungsstadien) zu beschreiben und gehört zum Subtyp 6212 (Submediterrane Halbtrockenrasen – *Brometalia erecti*).

Zustand des Halbtrockenrasens: B → C

### Naturschutzfachliches „rapid assessment“

Da die Halb-/Trockenrasen in den Untersuchungsgebieten allesamt bereits seit einem längeren Zeitraum nicht mehr genutzt werden, ist im naturschutzfachlichen Sinne kein guter Zustand zu erwarten. Dennoch sind auf fast allen Biotopflächen noch etliche charakteristische Arten erhalten. Allerdings ist auch ausnahmslos auf allen Biotopen die fortschreitende Sukzession in Form der drei V (Versaumung, Verbuschung und Verarmung) sichtbar, wobei die Versaumung zumindest auf den untersuchten Halbtrockenrasen keine so große Rolle spielt wie die Verbuschung. Der Erhaltungszustand aller Biotope ist in Tabelle 3 zusammengefasst.

**Tab. 3:** Erhaltungszustand der ausgewiesenen LRT in den Untersuchungsgebieten und falls vorhanden, einer Tendenz Richtung eines anderen Erhaltungszustandes

Untersuchungsgebiet	Gebietscode	Lebensraumtyp (LRT)	Erhaltungszustand
Getzersdorf	K1	6212	B → C
Groß-Rust	K2	6212	B
Schauerberg	K3	6212	B → C
Oberndorf/Gebirge	O1	6212, 6240 <sup>1</sup>	B / A <sup>1</sup>
Großer Kölbling	O2	6212	C
Hoher Kölbling	O3	6212	B → C

<sup>1</sup> in Teilbereichen

Der Trockenrasen-Komplex in Oberndorf am Gebirge beherbergt zumindest in Teilflächen die lückigste Bestandsstruktur (*Stipa eriocaulis*, *Botriochloa ischaemum*, *Allium flavum*) und wurde somit, wenn auch nur in diesen kleinen Bereichen, als einzige Fläche mit dem Erhaltungszustand A bewertet. Insgesamt erhielt dieser Trockenrasen-Komplex dennoch den Zustand B, aufgrund des doch schon stärker ausgeprägten Vorkommens der Schlehe in den restlichen (weitaus größeren Teilbereichen des Biotops und vor allem wegen der bereits eingewanderten Neophyten in den Trockengebüschen innerhalb des Trockenrasen-Komplexes. Sehr große Gefahr geht von eben diesen Neophyten aus (*Ailanthus* und *Robinia*), welche bereits eine hohe Vorkommensdichte am restlichen Hang in Oberndorf am Gebirge aufweisen.

Bemerkenswert ist auch die Artengarnitur des Halbtrockenrasens am Hohen Kölbling. Trotz seiner eher geringen Größe (Terrassenform) und O-Exponiertheit beherbergt er die einzige noch größere Orchideenpopulation (*Neotinea tridentata*), auch das Vorkommen

von *Gentiana crutiana* ist hervorzuheben. Allerdings spielt in diesem Biotop die Versaumung eine größere Rolle als auf den anderen Halb-/Trockenrasen-Biotopen, die Vegetation ist durchaus hochwüchsig und im Rasen kommt *Crataegus monogyna* auf. Als Gesamtwert wurde aufgrund des Artensets und der dennoch akzeptablen Größe (1.200 m<sup>2</sup>) ein B vergeben, jedoch mit Tendenzen Richtung C.

Des Weiteren wurden alle Untersuchungsgebiete/Biotope auf Konglomerat (Getzersdorf, Großrust und Schauerberg) mit dem Erhaltungszustand B beurteilt. Wobei der Trockenrasen-Komplex am Schauerberg tendenziell noch am „schönsten“ ist und mit seiner Größe von knapp über 10.000 m<sup>2</sup> von den anderen beiden heraussticht. Dennoch wurde dieses Biotop aufgrund der teils schon flächendeckenden Verbuschung und Vorkommen von Störungszeigern mit einem B beurteilt und die negativen Aussichten in Form einer Tendenz zu Zustand C angemerkt.

Beim Halbtrockenrasen in Groß-Rust wirkt die Vegetationsstruktur am homogensten, eine starke Dominanz von *Bromus erectus* ist zuerkennen und der Bestand ist an sich doch recht hoch- und dichtwüchsig, jedoch noch großflächig offen und ohne merkliche Verbuschunginseln. Auch das Artenset ist noch gut ausgeprägt mit Arten wie *Cyanus triumfettii*, *Pulsatilla grandis*, *Eryngium campestre* und *Muscari neglectum* und vor allem mit der westlichsten Lage und Nähe zum Dunkelsteiner Wald (äußerstes Randpannonikum) naturschutzfachlich als hochwertig zu bezeichnen. Insgesamt erhielt dieser Halbtrockenrasen den Erhaltungszustand B.

Das Untersuchungsgebiet/Biotop in Getzersdorf besitzt zwar mit z. B. *Jurinea mollis*, *Inula ensifolia* und *Teucrium montanum* ein etwas anderes Artenset und der Halbtrockenrasen wirkt bei weitem nicht so homogen, jedoch ist er weitaus stärker verbuscht und teilweise bereits auch versäumt. Daher erhielt er den Erhaltungszustand B mit Tendenzen zu C.

Den schlechtesten Zustand besitzt das Halbtrockenrasen-Biotop am Großen Kölbling. Das Artenset ist zwar mit *Pulsatilla grandis* und *Botriochloa ischaemum* u. a. teilweise noch hochwertig, dennoch ist der Gesamtzustand bereits als schlecht zu bewerten, da es kaum noch offene und niederwüchsige Bereiche gibt, auf der ganzen Fläche wachsen Gebüschgruppen und die Versaumung ist bereits in einem fortgeschrittenen Stadium, welches sich am durchaus starken Aufkom-

men von *Calamagrostis epigejos* zeigt. Eine Beeinträchtigung (vor allem mit *Calamagrostis epigejos*) in diesem Ausmaß wurde in keinem anderen Biotop festgestellt und ist mit ein Grund für die einzige Vergabe des Erhaltungszustandes C.

### Deskriptive Vegetationsdaten

Auf den insgesamt 24 Aufnahmeflächen wurden 121 verschiedene Pflanzenarten gefunden (Anhang 1). Dabei ist die Aufnahmefläche K30 (Schauerberg) mit 35 Arten am diversesten und die Aufnahmefläche O1V (Oberndorf am Gebirge) mit 14 Arten am artenärmsten (Abb. 10). Am Beispiel des Trockenrasen-Komplexes in Oberndorf am Gebirge wird das unterschiedliche Aussehen der vier Sukzessionsstadien gezeigt (Abbildungen 11-14).

Hinsichtlich der **Gesamtdeckung** gab es keine signifikanten Unterschiede zwischen den Aufnahmeflächen der Konglomerat- und der Oncophora-Biotope und auch die Biotope untereinander sind nicht unterscheidbar. Auf der Untersuchungsebene der Sukzessionsstadien zeigte sich allerdings ein Gradient in der Gesamtdeckung der Vegetation. Das Sukzessionsstadium „offen“ weist demnach die geringste Deckung auf und ist zum Stadium „verbuschend“ eindeutig unterscheidbar. Im Mittel weisen die „offenen“ Aufnahmeflächen eine Deckung von 96,8% auf, hingegen

erreichen die „verbuschenden“ Flächen einen Gesamtdeckungsgrad von 99,7%.

Tests zur **Verfilzung** der Aufnahmeflächen brachten zwischen den Sukzessionsstadien keine signifikanten Unterschiede ( $p=0,25$ ). Ein klareres Bild zu diesem negativen Testergebnis erhält man, wenn man sich die Ergebnisse zur Untersuchungsebene der Biotope ansieht ( $p=0,01$ ). Der Boxplot zeigt die deutlich stärkere Verfilzung bei den Biotopen O2 und O3 und auch, dass das Biotop O1 innerhalb der Oncophora-Trockenrasen abtrennbar ist (Abb. 15).

Wegen der starken Abweichung bei zwei von drei Oncophora-Trockenrasen, errechnete der Kruskal-Wallis Test ( $p=0,01$ ) auch für die geologischen Einheiten ein signifikantes Ergebnis. Obwohl O1 den Konglomerat-Trockenrasen hinsichtlich der Verfilzung praktisch ident ist (geringe Verfilzung), wurde aufgrund von O2 und O3 eine offenbar stärkere Verfilzung von Oncophora-Trockenrasen sichtbar.

Der im Zuge der Vegetationsaufnahmen erhobene Grad der Steilheit = **Inklination** zeigte keine messbaren Unterschiede ( $p=0,4$ , Levene's Test:  $p=0,76$ ) zwischen den Sukzessionsstadien. Verbuschende Stadien eines Halb-/Trockenrasens sind folglich nicht unbedingt flacher geneigt als offene, niederwüchsige oder hochwüchsige Stadien. Standortsunterschiede lassen sich jedoch mit diesem Parameter sehr gut wiedergeben.

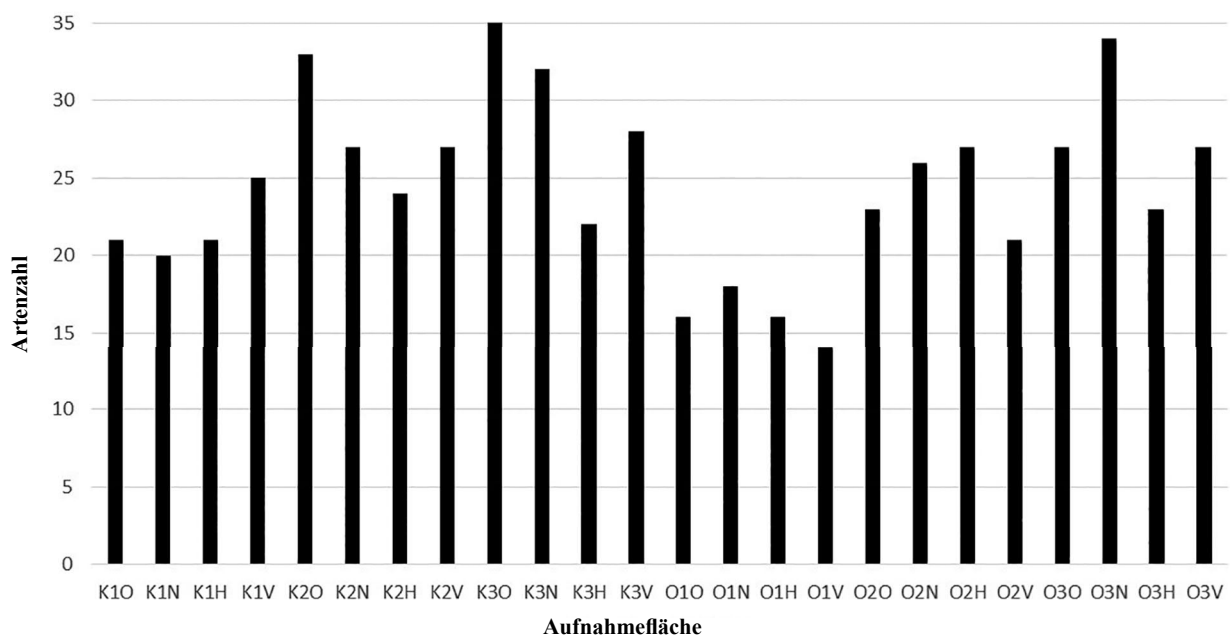


Abb. 10: Artenzahl der Aufnahmeflächen

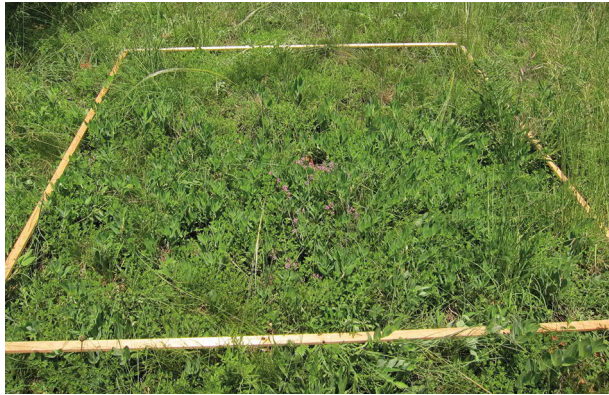


Abb. 11: Sukzessionsstadium „offen“ (O1O)



Abb. 12: Sukzessionsstadium „niederwüchsig“ (O1N)



Abb. 13: Sukzessionsstadium „hochwüchsig“ (O1H)



Abb. 14: Sukzessionsstadium „verbuschend“ (O1V)

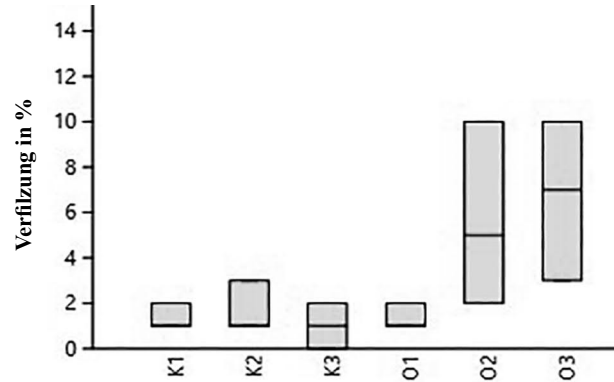


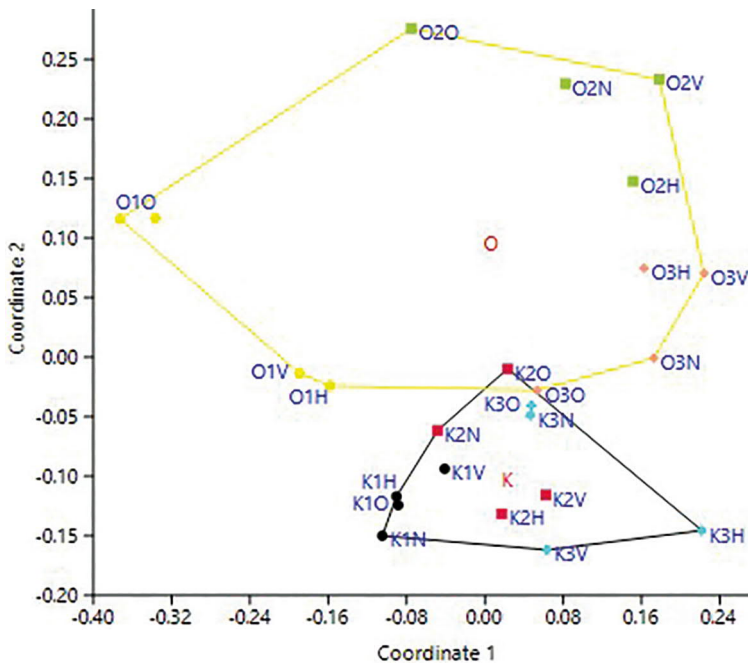
Abb. 15: Boxplot – Verfärbung der Biotope

### Ähnlichkeit der Artenzusammensetzung

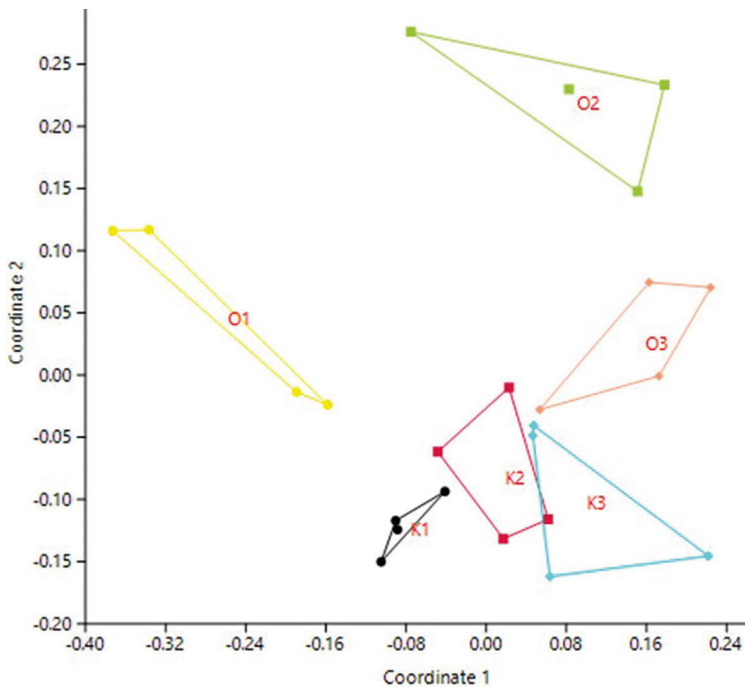
Die Ähnlichkeiten der einzelnen Aufnahmeflächen zueinander in Bezug auf die Artenabundanz wurde mit einer NMDS (Bay-Curtis Index, stress: 0,17) gemessen. Die geologischen Einheiten brachten bei dieser Methode ein klares Ergebnis hervor (Abb. 16). Die one-way PERMANOVA bestätigt den signifikanten Unterschied zwischen den beiden geologischen Einheiten und ihrer Vegetation ( $p < 0,001$ ). Die einzelnen Aufnahmeflächen eines Biotops und somit deren Vegetation sind jeweils geclustert und auf der nächst höheren Ebene gesehen, sind die drei Biotope einer geologischen Einheit ebenfalls gut zu einem Cluster verbunden, wobei die Konglomerat-Trockenrasen um einiges näher beisammen liegen als die der Oncophora-Einheit, dies deutet auf eine höhere Variabilität der Vegetation innerhalb dieser geologischen Einheit hin.

Die Ähnlichkeit der Vegetation der einzelnen Biotope zueinander (NMDS Bay-Curtis Index, stress: 0,17) zeigt eine souveräne Aufspaltung der einzelnen Biotope (Abb. 17). Die deutlichen Unterschiede wurden durch eine one-way PERMANOVA ( $p < 0,001$ ) abgesichert. Die Aufnahmeflächen jedes Biotops liegen mehr oder weniger eng aneinander geclustert und sind als jeweiliges Biotop klar von den anderen Clustern entfernt. Nur K2 und K3 liegen enger beisammen und weisen vor allem auf den Aufnahmeflächen K2V und K3V eine ähnliche Vegetation auf. Besonders weit entfernt und somit abweichend in ihrer Vegetation sind die Biotope O1 und O2, vor allem die Aufnahmeflächen O1O, O1N und O2O sind in ihrer Ausstattung der Pflanzendecke am differentesten zu allen anderen Flächen.

Auf der Ebene der Sukzessionsstadien errechnete die NMDS (Bay-Curtis, stress: 0,17) ein weitaus weniger deutliches Bild (Abb. 18). Die einzelnen Sukzes-



**Abb. 16:** NMDS-Ähnlichkeit der Vegetation bezüglich der geologischen Einheiten (Abundanz-Daten). Die Punkte zeigen die Lage der einzelnen Vegetationsaufnahmen, geclustert wurde nach den geologischen Einheiten. Cluster oben: Oncophora, Cluster unten: Konglomerat



**Abb. 17:** NMDS-Ähnlichkeit der Vegetation im Biotopvergleich (Abundanz-Daten). Die Punkte zeigen die einzelnen Vegetationsaufnahmen, geclustert wurde anhand der Standorte (K1 bis O3)

sionsstadien über alle sechs Biotop zusammengefasst sind in ihrer Gesamtheit betrachtet, kaum voneinander zu unterscheiden. Dies bestätigt auch die one-way PERMANOVA ( $p=0,97$ ).

### Unterschiede in der Präsenz und Abwesenheit von Pflanzenarten

Wie für die Abundanz-Daten wurde auch für die Präsenz-/Abwesenheit Daten eine NMDS (Sørensen Index) durchgeführt und mit der jeweiligen Untersuchungsebene als kategoriale Variable unterlegt. Bei einem Biotopvergleich (stress: 0,18) durch die Präsenz-/Abwesenheit Daten wurde deutlich, wie stark sich die Biotop in ihrem Artenset voneinander unterscheiden (Abb. 19).

Bei Biotopen K2 und K3 wurde auf den vier Aufnahmeflächen beinahe die gleiche Artidentität gemessen. Die übrigen Biotop unterscheiden sich jedoch recht deutlich voneinander, ebenso sind K2 und K3 von den anderen Biotop in der NMDS deutlich distanziert dargestellt. Des Weiteren wird die in der NMDS der geologischen Einheiten beschriebene Ähnlichkeit der Biotop K1 und O1 mit dieser Gruppierungsvariante noch deutlicher. Ebenso zeigt der große Abstand von O1 zu den beiden anderen Oncophora-Biotop einen großen Sprung in der Artidentität. Die Überprüfung der NMDS durch eine PERMANOVA ergibt einen  $p$ -Wert  $<0,001$ .

### Deskriptive bodenkundliche Daten

#### Feldbodenkunde

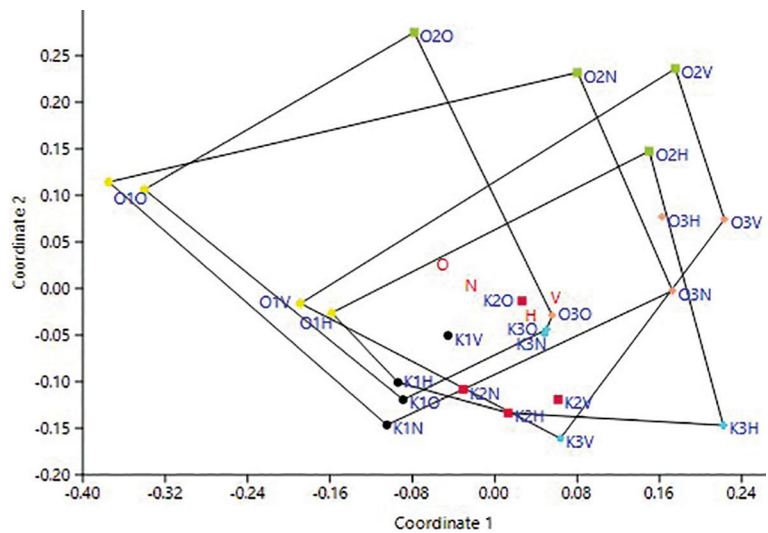
Die Bestimmung des **Bodentyps** ergab ein fast einheitliches Bild. Auf allen untersuchten Flächen der Konglomerat-Trockenrasen und der Oncophora-Trockenrasen in Oberndorf am Gebirge (O1) wurde die Mull-Pararendzina festgestellt. Während sich am Standort O2 bei den Aufnahmeflächen O2O und O2V ebenfalls eine Mull-Pararendzina feststellen ließ, kann man bei den Flächen O2N und O2H bereits von einer Verbraunten Mull-Pararendzina sprechen. Bodentypologisch am weitesten entwickelt zeigte sich der Standort am Hohen Kölbling (O3). Kommt an den Sukzessionsstadien O3O bis O3H noch eine Verbraunte Mull-Pararendzina vor, muss der Boden beim verbuschenden Stadium (O3V) als einziger der 24 Aufnahmeflächen als Carbo-nathaltige Braunerde angesprochen werden.

Die statistische Auswertung zu den **Horizontmächtigkeiten** (Tab. 4) zeigt große Unterschiede bei der Gründigkeit der Böden. Die einzelnen Sukzessionsstadien lassen sich gemessen an der Gründigkeit bis zum **Cn-Horizont**, nicht signifikant voneinander unterscheiden. Besonders in den Biotopen O2 und O3 wurde bei allen Sukzessionsstadien die maximal untersuchbare Gründigkeit von 100 cm festgestellt, daher zeigte der Biotopvergleich ein signifikantes Ergebnis ( $p=0,0027$ , Kruskal-Wallis Test, Abb. 20). Eine sehr gute Unterscheidbarkeit lieferte der Kruskal-Wallis Test auch für die geologischen Einheiten ( $p=0,0007$ ), nach dem dazugehörigen Boxplot sind *Oncophora*-Standorte tiefgründiger als Standorte mit Konglomerat als Ausgangsmaterial für die Bodenbildung.

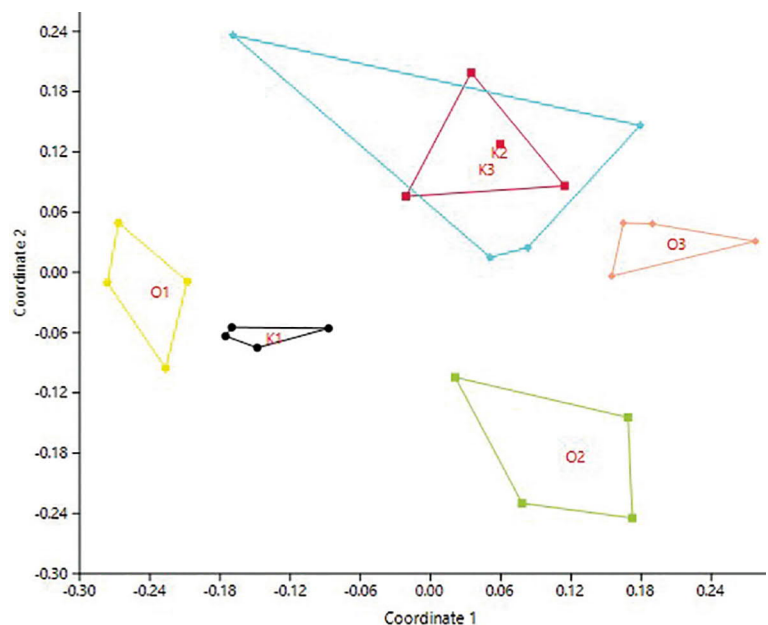
Ein wesentlich anderes Bild zeigt sich bei der Betrachtung der Ergebnisse in Bezug auf die Mächtigkeit des Bodens bis zum **Cv-Horizont**, welcher aber an gewissen Standorten ohne entsprechenden Horizont gleichbedeutend mit dem Anfang des Cn-Horizonts ist, vor allem bei den Konglomerat-Standorten. Anhand der Mächtigkeit bis zum Cv-Horizont kann zwischen den beiden geologischen Einheiten ( $p=1$ , Levene's test:  $p=0,3$ ) nicht unterschieden werden. Ebenso ist eine Unterscheidung der einzelnen Standorte mit diesem Parameter nicht möglich.

Beim Vergleich der Sukzessionsstadien (Abb. 21) erhält man mit der ANOVA ( $p=0,003$ , Levene's test:  $p=0,26$ ) ein signifikantes Ergebnis. Mit dem Tukey's pairwise konnte ein signifikanter Unterschied zwischen den Sukzessionsstadien O und H festgestellt werden ( $p=0,03$ ), zwischen O und V ist das Ergebnis sogar hochsignifikant ( $p=0,002$ ), wird aber aufgrund der geringen „power“ der post hoc tests nicht weiterverfolgt.

Für die weiterführenden statistischen Auswertungen wurden die Werte für A-Horizonte plus eventuell vorhandener AB-Horizonte und die der reinen A-Horizonte getrennt voneinander betrachtet. Zwischen den geologischen Einheiten lässt sich eine schwache



**Abb. 18:** NMDS-Ähnlichkeit der Vegetation – Vergleich der Sukzessionsstadien. Die Punkte zeigen die einzelnen Vegetationsaufnahmen, geclustert wurde anhand der Sukzessionsstadien (O-N-H-V)



**Abb. 19:** NMDS: Ähnlichkeit der Vegetation im Biotopvergleich (Präsenz/Absenz Daten). Die Punkte zeigen die einzelnen Vegetationsaufnahmen, geclustert wurde anhand der Standorte (K1 bis O3)

Signifikanz ( $p=0,043$ , Kruskal-Wallis Test) bei dem Vergleich der **A-/AB-Horizonten** feststellen, ebenso bei dem Ergebnis aus dem Vergleich der Standorte ( $p=0,039$ , Kruskal-Wallis Test), hier spielt vor allem der Standort O3 die entscheidende Rolle für die Signifikanz. Bezeichnende Unterschiede zwischen den Sukzessionsstadien konnten nicht belegt werden.

Bei der Analyse der reinen **A-Horizonte** (ohne evtl. vorhandene AB-Horizonte) wurde eine Signifikanz zwischen den einzelnen Sukzessionsstadien sichtbar

(Abb.22). Bezeichnende Unterschiede zwischen den geologischen Einheiten oder Biotopen können mit diesem Parameter nicht eruiert werden.

Bei den statistischen Auswertungen des **Steingehalts** des Bodens wurde auf die Werte des A-Horizonts verzichtet, da diese mehrheitlich sehr gering waren und eine hohe Varianz verursacht hätten. Der Kruskal-Wallis Test (Daten nicht normal verteilt) war sowohl zwischen den geologischen Einheiten ( $p=0,002$ ) als auch bei der Unterscheidung der einzelnen Standorte ( $p=0,005$ ) signifikant (Abb. 23). Während bei den Konglomerat-Standorten im Mittelwert (Median) 20% Steingehalt im Bodenaufbau (bis Cv/Cn-Horizont) zu finden sind, sind es bei den Oncophora-Standorten nur 5%. Maßgebend für das Oncophora-Ergebnis sind die Standorte O2 und O3, der Oncophora-Standort O1 ist hingegen dem Konglomerat ähnlich.

**Laboranalytische Daten** (Tab. 4)

Die **Wasserhaltekapazität** lieferte keine signifikanten Unterschiede ( $n=18$ ). Auf Oncophora-Standorten liegen die Werte zwischen 0,40 und 0,67 gH<sub>2</sub>O/g Trockensubstanz, auf Konglomerat-Standorten 0,51-0,75.

Die Auswertungen zum **pH-Wert** der Böden brachten auf allen drei Untersuchungsebenen Signifikanzen hervor. Der Median von Konglomerat liegt bei einem pH-Wert von 7,63 und jener der Oncophora bei 7,57. Alle sechs Standorte liegen im basischen Bereich, die Spanne aller Proben beträgt 7,4 bis 7,8.

Auf Oncophora ist der **CO<sub>3</sub>-Gehalt** signifikant geringer als auf Konglomerat. Eindeutige Unterschiede zwischen den Sukzessionsstadien aufgrund des CO<sub>3</sub>-Gehalts sind nicht erkennbar.

Die trockene Verbrennung brachte Daten über den **Gesamtstickstoff- und Kohlenstoffgehalt**. In beiden Fällen weisen Konglomerat-Standorte einen signifikant höheren Gehalt auf, während der Sukzessionsstadien-Vergleich keinerlei Unterschiede ergab.

Bei der Betrachtung der **Korngrößenverteilung** (Sand, Schluff, Ton) zeigen sich signifikante Unterschiede zwischen den Standorten, aber keine hinsichtlich Sukzessionsstadien. Oncophora-Böden haben einen signifikant höheren Sandgehalt und signifikant weniger Schluff. Der Ton-Gehalt zeigt auf dieser Untersuchungsebene keinen Unterschied, demnach variieren selbst die einzelnen Standorte innerhalb einer geologischen Einheit relativ stark.

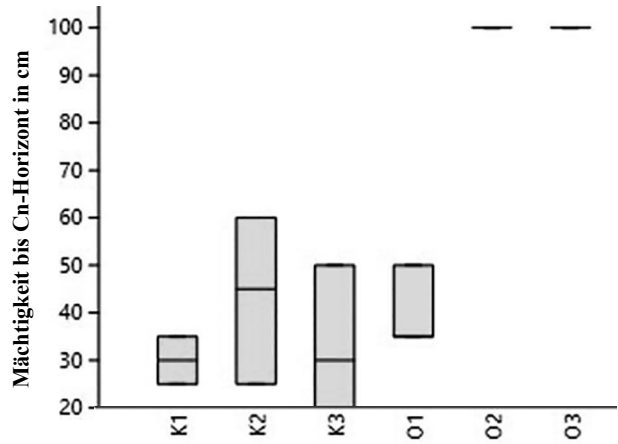


Abb. 20: Boxplot Bodenmächtigkeit bis Cn-Horizont (Standorte)

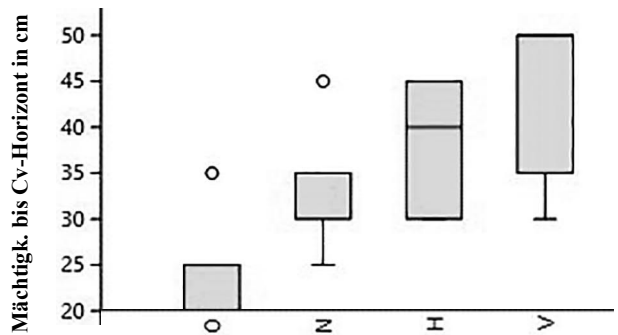


Abb. 21: Boxplot Mächtigkeit bis Cv-Horizont (Sukzessionsstadien)

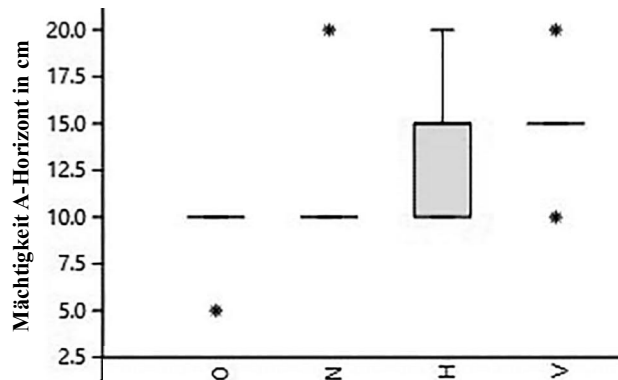


Abb. 22: Boxplot Mächtigkeit des A-Horizonts (Sukzessionsstadien)

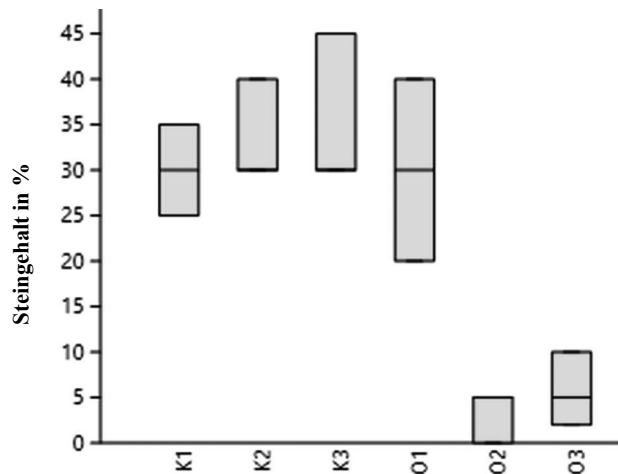


Abb. 23: Boxplot Steingehalt der Böden (Standorte)



**Tab. 4:** Statistische Testergebnisse der Bodenparameter. Abkürzungen: A = one-way ANOVA; KW = Kruskal-Wallis Test; kA = keine Analyse; p-Werte: n.s. = nicht signifikant; < 0,05 = signifikant; < 0,01 = hoch signifikant

	Einheit	Analyse-Ebenen					
		geologische Einheiten		Standorte		Sukzessionsstadien	
		p-Wert	Test	p-Wert	Test	p-Wert	Test
Wasserhaltekapazität (WHK)	g H <sub>2</sub> O/g TS	n.s.	A	n.s.	A	kA	
pH-Wert		< 0,05	KW	< 0,01	A	< 0,05	A
CO <sub>3</sub> -Gehalt	mg/g TS	< 0,01	KW	< 0,01	KW	n.s.	KW
Humusgehalt	%	< 0,01	A	< 0,01	A	n.s.	A
C/N Verhältnis		n.s.	KW	< 0,01	KW	n.s.	KW
Gesamtstickstoff-Gehalt	mg/g TS	< 0,01	A	< 0,01	A	n.s.	A
Gesamtkohlenstoff-Gehalt	mg/g TS	< 0,01	KW	< 0,01	KW	n.s.	KW
Phosphat-Gehalt	mg/l	n.s.	A	n.s.	A	n.s.	
<b>Korngrößen:</b>							
Sand	%	< 0,01	KW	< 0,01	KW	n.s.	KW
Schluff	%	< 0,01	A	< 0,01	A	n.s.	A
Ton	%	n.s.	KW	< 0,05	KW	n.s.	KW
<b>Feldbodenkundliche Parameter:</b>							
Mächtigkeit A-Horizonte	cm	< 0,05	KW	< 0,05	KW	n.s.	KW
Mächtigkeit A-Horizont	cm	n.s.	KW	n.s.	KW	< 0,05	KW
Gründigkeit bis Cv-Horizont	cm	n.s.	A	n.s.	A	< 0,01	A
Gründigkeit bis Cn-Horizont	cm	< 0,01	KW	< 0,01	KW	n.s.	KW
Steingehalt	%	< 0,01	KW	< 0,01	KW	kA	

### Ordinationen: Bodenparameter–Vegetationsdaten

Die Interpretation der CCA's sind das Ergebnis grafischer Darstellungen (s. PORTISCH 2016). In Tabelle 5 sind die einzelnen CCA-Ergebnisse aufbereitet und so leichter verständlich. Die jeweiligen Interpretationen beschreiben, von welchen Faktoren (Bodenparameter, Steilheit) die einzelnen Standorte am stärksten beeinflusst werden. Die Angaben in den Klammern der Interpretationen dienen einem klareren Bild, sind aber keineswegs als Maßstab für den Vergleich mit anderen Lebensräumen oder etwaigen Analyseergebnissen zu verwenden. Hierfür müssten die tatsächlich gemessenen Werte herangezogen werden.

### Räumliche Autokorrelation

Die Artenzusammensetzung der Vegetation war umso ähnlicher, je näher die Biotope beieinanderlagen ( $r_{\text{Mantel}}=0.57$ ,  $p < 0.0001$ ). Eine partielle Korrelation = Partial Mantel-Test (räumliche Distanz als Kovariable) der floristischen Ähnlichkeit mit den ökologischen Standortfaktoren ergab einen ebenfalls signifikanten, wenn auch schwächeren Zusammenhang ( $r_{\text{Mantel}}=0.43$ ,  $p < 0,0001$ ). Daraus kann abgeleitet werden, dass die lokalen Standortfaktoren und nicht alleine die räumliche Nähe für die Artenzusammensetzung der Vegetation verantwortlich sind.

**Tab. 5:** Übersichtstabelle zur Interpretation der CCA's (canonical correspondence analysis)

Untersuchungsgebiet	Beschreibung
Getzersdorf K1	wird maßgeblich vom C/N-Verhältnis („weit“), Schluffgehalt (hoch), Steingehalt (hoch) und der Inklination (steil) gesteuert
Groß-Rust K2	wird stark vom C/N-Verhältnis (eng), Humusgehalt (hoch), Tongehalt (hoch) und der Mächtigkeit bis zum Cv-Horizont (tiefgründiger) gesteuert
Schauerberg K3	sehr diffuse Aufteilung in den CCA's, kaum Tendenzen sichtbar da Aufnahmeflächen untereinander indifferent sind => Heterogenität der Bodenverhältnisse
Oberndorf O1	wird besonders vom C/N-Verhältnis („weit“), Schluff- (hoch), Stickstoff- (hoch), Stein- (hoch) und Humusgehalt (hoch) und der Inklination (steil) gesteuert
Großer Kölbling O2	wird stark vom Phosphat- (hoch) und Sandgehalt (sehr hoch), von der Gründigkeit bis zum Cn-Horizont (tiefgründig) und dem Stickstoffgehalt („niedrig“) gesteuert
Hoher Kölbling O3	ausschlaggebend ist hier vor allem der Sandgehalt (hoch) und die Gründigkeit bis zum Cv-Horizont (tiefgründiger) als auch bis zum Cn-Horizont (tiefgründig) aber auch der Phosphatgehalt (hoch)

## Diskussion

### Unterscheidbarkeit der Halb-/Trockenrasen

#### Geologische Einheiten

Die größte vegetationsökologische Einteilung von Halb-/Trockenrasen, nämlich anhand geologischer Formationen (Stichwort Substratsteppen), lässt sich bestätigen. Geologische Verhältnisse spielen neben den klimatischen Gegebenheiten die größte Rolle in der räumlichen Verteilung der Vegetation und bedingen somit auch viele unterschiedliche Pflanzengesellschaften (vgl. SCHRATT-EHRENDORFER 2008). Die beiden behandelten geologischen Einheiten, Konglomerat und Oncophora, weisen hinsichtlich ihrer Eigenschaften bis auf sehr wenige Parameter (z.B. C/N-Verhältnis) signifikante Unterschiede auf.

Die größten Differenzen zeigen sich im Stein- und Humusgehalt sowie beim Sand- und dem Gesamtkohlenstoffgehalt. Neben all jenen Faktoren ist jedoch am wesentlichsten, dass Konglomeratstandorte heterogenere und insgesamt auch schwächer entwickelte Bodenverhältnisse aufweisen als Oncophora-Standorte. Konglomerat als Ausgangsmaterial für die Bodenbildung verhält sich ähnlich wie festes Gestein, während die „typischen“ Oncophora-Schichten überwiegend aus verfestigtem Feinmaterial (hauptsächlich Schluff) und Sanden bestehen und somit wesentlich leichter und schneller verwittern. Anzumerken sei hier, dass die Oncophora-Schichten über einen größeren räumlichen Kontext vielgestaltig sind (GEBHARDT et al. 2013) und somit nicht wie bei Konglomerat von einer „einheitlichen“ Verwitterung ausgegangen werden kann. Das Trockenrasen-Biotop in Oberndorf am Gebirge zeigte dies mit seinen konglomeratisierten Bänken und Schichten sehr eindrucksvoll.

Was das generelle Relief der Trockenrasen betrifft, sind die Konglomerat-Trockenrasen als wesentlich heterogener zu bezeichnen. Sie zeigen in der Regel Tendenzen Richtung kleiner, offener Felsköpfe und Grobstoff (Kiesel) an der Oberfläche, dies bedingt eine gewisse Lückigkeit der Rasen und ermöglicht Raum für Lückenkeimer und besonders xerophytische Pflanzenarten. Hingegen können die Oncophora-Trockenrasen als homogener bezeichnet werden, daraus resultieren tendenziell weniger Offenboden und im weiteren Sinne auch ein homogenerer Aufbau der Vegetationsdecke. Der hohe Sandanteil und die tiefgrei-

fende Aufmürbung des Ausgangsmaterials bedingt ein vermehrtes Auftreten von Arten mit pontisch-pannonischem Schwerpunkt, festzustellen z. B. an den Abundanz von *Festuca rupicola* (vgl. SCHRATT-EHRENDORFER 2008).

Die Betrachtung der Heterogenität einer geologischen Formation spielt somit eine essenzielle Rolle, um einen ersten Einblick in die mögliche Heterogenität von Halb-/Trockenrasen in einem Landschaftsraum zu bekommen.

#### Untersuchungsgebiete

Der Standortvergleich der sechs Trockenrasen brachte die weitreichendsten Erkenntnisse und erwies sich am trennschärfsten. In diesem Kontext können selbst einzelne Trockenrasenstandorte derselben geologischen Einheit unterschieden werden. Mit bestimmten Bodenparametern können einzelne Trockenrasen charakterisiert und sozusagen als eigene Typen innerhalb der jeweiligen geologischen Einheit abgegrenzt werden.

Während die Böden der Trockenrasen am Hohen und am Großen Kölbling über den sehr hohen Sand- und Phosphatgehalt des Bodens sowie die tiefe Aufmürbung des Ausgangsmaterials (Cv-Horizont bis 100 cm Tiefe erreicht) charakterisiert und gegen die anderen Trockenrasen abgetrennt werden können, ist der Boden aus Oncophora-Schichten am Kogelberg in Oberndorf am Gebirge vor allem durch den hohen Schluff- und Stein-Gehalt (konglomeratisierte Bänke) gekennzeichnet, aber auch durch ein weiteres C/N-Verhältnis und einen hohen Gesamtstickstoff-Gehalt. Ähnlich zu typisieren ist auch der Boden des Halbtrockenrasens bei Getzersdorf, wobei an beiden Trockenrasen-Standorten die Inklinationsvariable ebenfalls eine wichtige Rolle spielen dürfte. Der Boden des Konglomerat-Halbtrockenrasens bei Groß-Rust charakterisiert sich wiederum durch einen hohen Ton- und Humusgehalt, wie auch durch ein engeres C/N-Verhältnis. Schlussendlich ist der Boden des Trockenrasenkomplexes am Schauerberg als „äußerst heterogen in sich selbst“ zu bezeichnen, was sich primär in einem kleinflächigen Wechsel im Ton- und Humusgehalt wie auch in der Mächtigkeit des Bodenaufbaus widerspiegelt.

Die beträchtlichen Unterschiede zwischen den Böden der Halbtrockenrasen können durch die Heterogenität der jeweiligen geologischen Formation und somit des Ausgangsmaterials für die Bodenbildung erklärt werden. Auch wenn es rein bodentypologisch nur zu

wenigen Unterscheidungen kommt, so sind auch innerhalb eines Bodentyps, wie z. B. der Pararendzina, große Variabilitäten möglich. Generell sind tertiäre Ablagerungen, wie Konglomerat und Oncophora, oftmals vielgestaltig und heterogen in ihrer Schichtabfolge (THENIUS 1974). So kann es durchaus bei Vergleichen verschiedener, räumlich unabhängiger Halb-/Trockenrasen derselben geologischen Einheit zu erheblichen Unterschieden in Bezug auf das Ausgangsmaterial kommen. Da es für einen Halb-/Trockenrasen von großer Bedeutung ist, welche Eigenschaften der Boden besitzt, ist es notwendig jeden räumlich abgetrennten Trockenrasen-Standort hinsichtlich seiner Bodenverhältnisse separat zu untersuchen. Denn anhand der vorliegenden Ergebnisse kann nicht davon ausgegangen werden, dass Halb-/Trockenrasen derselben geologischen Einheit auch immer die gleichen Bodeneigenschaften aufweisen, sondern vielmehr äußerst different sein können.

### Sukzessionsstadien

Betrachtet man ein Trockenrasen-Biotop für sich alleine, stellt man sowohl Änderungen in den Abundanzen einzelner Arten als auch Veränderungen im Artenset fest. Bei den Gräsern dominiert überwiegend *Bromus erectus*, dessen Dominanz sich auf den verschiedenen Sukzessionsstadien kaum ändert. Eine zu hohe *Bromus*-Dominanz ist für bestimmte Trockenrasengesellschaften von Nachteil, da hier offensichtlich bereits eine Verschiebung der Abundanz-Verhältnisse stattgefunden hat und sich der Rasen in einem Stadium der Verarmung befindet (NATURSCHUTZBUND NÖ 2012). Auf den hochwüchsigeren und verbuschenden Aufnahmeflächen steigt der Anteil von mesophileren Gräsern wie *Brachypodium pinnatum*. Wertvolle Trockenrasenarten wie *Pulsatilla grandis* werden bei den verbuschenden Stadien nicht mehr vorgefunden. Es kommt somit nicht nur zu einer Verschiebung der Artenzusammensetzung, sondern auch zu einem „switch“ in der Artengarnitur und zum Ausfallen bestimmter Arten.

Die Betrachtung der Sukzessionsstadien über alle sechs Biotope hinweg bringt wenig Erfolg, die einzelnen Trockenrasen sind untereinander zu heterogen in ihrer Vegetationsdecke, vor allem was ihren aktuellen Zustand betrifft. Sinnvoller erscheint die Beurteilung eines definierten Sukzessionsstadiums mithilfe eines bestimmten Parameters, daraus kann geschlossen wer-

den, inwieweit einzelne Stadien über Biotope hinweg vergleichbar sind. Die erhobenen laboranalytischen Bodenparameter geben in diese Richtung zum Großteil jedoch wenig her. Die Feldebodenkunde bringt in dieser Thematik mehr Aufschluss, die Mächtigkeit des A-Horizonts und die Mächtigkeit des Bodenaufbaus bis zum aufgemürbten Ausgangsmaterial (Cv-Horizont) zeigen über die vier Sukzessionsstadien hinweg einen eindeutigen Gradienten hin zu einer fortgeschritteneren Bodenentwicklung.

Der A-Horizont, also der humose Oberboden, besitzt vor allem bei dem verbuschenden Sukzessionsstadium eine größere Mächtigkeit, ebenso verhält es sich mit der Mächtigkeit des Bodens bis zum aufgemürbten Ausgangsmaterial. Unter den offensten Stellen der Halb-/Trockenrasen ist auch der Bodenaufbau am wenigsten fortgeschritten, folglich nimmt die Mächtigkeit in die wüchsigeren Bereiche hin kontinuierlich zu. Die Mächtigkeit bis zum Cv-Horizont, welche sich vor allem auf den Wasserhaushalt des Bodens auswirkt, erweist sich als besonders trennscharf, so gruppieren sich in den Ordinationen vor allem die verbuschenden Stadien (tiefgründigste Böden) rund um den Vektor der Cv-Horizonts.

Das bedeutet aber keinesfalls, dass sich der Bodenaufbau seit einer Nutzungsaufgabe, oftmals in den letzten 50 Jahren, so unterschiedlich schnell verändert oder entwickelt hat, sondern dies sind Gegebenheiten, welche über Jahrhunderte und Jahrtausende entstanden sind und die natürliche Heterogenität eines Halb-/Trockenrasens bedingen. Daraus lässt sich schließen, dass gerade Halb-/Trockenrasen mit kleinflächig wechselndem, unterschiedlich mächtigem Bodenaufbau das typische Mosaik aus Offenflächen und Strauchinseln ausbilden. Dabei sei anzumerken, dass dieses Vegetations-Mosaik vor allem auf kleinen (Halb-)Trockenrasen ohne Zweifel auch von anderen Faktoren, wie ausläuferbildende Sträucher, Schattenwurf/Feuchtigkeit im Boden etc., gesteuert werden kann.

Inwieweit sich Bodenparameter innerhalb eines ganzen Halb-/Trockenrasens ändern, konnte mit vorliegender Arbeit nicht vollständig geklärt werden, dafür müsste auf ein anderes Probendesign zurückgegriffen werden. Allerdings ist festzustellen, dass es zumindest bei den chemischen Bodenparametern nicht zu beträchtlichen Skalensprüngen zwischen den Aufnahmeflächen gekommen ist und sich somit keinesfalls der Chemismus im Boden markant geändert hät-

te. Hinsichtlich der Flächengröße der meisten Halb-/Trockenrasen in Österreich dürften diese Erkenntnisse auch auf andere Halb-/Trockenrasen anwendbar sein. Ausnahmen bilden hier Biotope, auf denen sich innerhalb einer Fläche die geologischen Gegebenheiten drastisch ändern, wie es z. B. bei den Marmorbändern im sonst sauren Gestein auf den Trockenrasen bei Spitz an der Donau (Wachau) der Fall ist.

Festzustellen ist auf jeden Fall, dass verbuschende Stadien eines Halb-/Trockenrasens, sofern sie nicht durch das Relief (z. B. Muldenlage) oder starke Beschattung bedingt sind, durchaus auf einen „besser“ entwickelten Boden zurückzuführen sind. Zwischenstadien wie versaumende Bereiche eines Rasens sind kaum mit Bodenparametern zu beschreiben, hier dürften wohl andere Faktoren (Verfilzung, Streuauflage etc.) eine größere Rolle spielen.

### **Gewichtung der Bodenparameter für die Gesamtbeurteilung der Bodenbeschaffenheit**

Die Analysen und Aufnahmen lassen auf eine besondere Relevanz der feldbodenkundlichen Ansprache schließen. Hier wurden vor allem bei den Horizontmächtigkeiten, aber auch bei der Abschätzung des Steingehalts sehr trennscharfe Ergebnisse erzielt. Diese Bodeneigenschaften beeinflussen den Wasserhaushalt eines Bodens in hohem Maß und ermöglichen eine Beurteilung hinsichtlich Trockenheit eines Standortes. Dennoch ist eine laboranalytische Untersuchung von Bodenproben oftmals unumgänglich, um abgesicherte Werte für wichtige Parameter wie die Verteilung der Fraktionen in der Korngrößenanalyse oder das C/N-Verhältnis produziert zu können.

Bei Böden mit sehr geringem oder nicht vorhandenem Grobstoffgehalt ist es umso wichtiger, eine verlässliche Korngrößenanalyse für die Beurteilung des Wasserhaushalts zur Verfügung zu haben. Größte Schwierigkeiten ergeben sich bei der Bestimmung des Steingehalts bei Böden mit hohem Grobstoffanteil. So wurde keine verlässliche Methode gefunden, um die benötigten volumengetreuen Proben werben zu können. Die normalerweise verwendeten Stechzylinder oder Kastenformen sind bei Konglomeratböden völlig ungeeignet, da der hohe Steingehalt schon in den ersten 20-30 cm ein Einschlagen unmöglich macht. Hat man jedoch Trockenrasen mit ausschließlich steinarmen oder steinfreien Böden, sollte die genaue Be-

stimmung der Wasserhaltekapazität einer ungestörten Bodenprobe unbedingt der Vorzug gegeben werden, da hier natürlich auch das Porensystem und die Aggregatform im Boden eine große Rolle spielt.

Insgesamt muss ohnehin der Boden in allen Fällen einer Untersuchung als Gesamtes betrachtet werden und darf nicht an Einzelparametern wie dem Steingehalt beschrieben oder gar beurteilt werden.

### **Rolle der Bodenfaktoren beim Sukzessionsablauf**

Diejenigen Standorte mit einem mächtigeren, humosen Oberboden und einer tiefgreifenderen Bodenentwicklung (z. B. Vorhandensein einer Braunerde) waren auch jene, welche die stärkste Verfilzung und den dichtesten Bewuchs aufwiesen. Tendenziell wurden hier auch die engsten C/N-Verhältnisse gemessen, welche auf eine schnellere Umsetzung der organischen Substanz schließen lassen (KILLHAM 1994). Diese Bodeneigenschaften sind besonders auf homogenen Halb-/Trockenrasen (ohne flachgründige oder steile Bereiche) „bedenklich“, da hier mit einer raschen Verfilzung ein schnelles Verschwinden wichtiger Arten aufgrund des Fehlens flachgründiger Rückzugsinseln einhergehen dürfte.

Dass die Sukzession auf nur mäßig flachen und „homogenen“ Halb-/Trockenrasen dennoch vergleichsweise langsam vonstattengehen kann, ist mit der vorgefundenen Wasserdurchlässigkeit und somit auch Trockenheit der Böden erklärbar. Falls unter den oberen Horizonten sehr durchlässige Schichten aus aufgemürbtem Ausgangsmaterial mit hohem Sandanteil zu finden sind, bedingt dies eine rasche Trockenklemme bei länger andauernden Trockenperioden aufgrund des schnell abfließenden Wassers (vgl. BLUME et al. 2010). Dies könnte mitunter das noch immer sehr gute Artenset des Halbtrockenrasens am Hohen Kölbling erklären.

Gut entwickelte Böden mit mäßig stauender, nicht zu schwerer Textur und Struktur in den unteren Horizonten auf gering geneigtem oder flachem Relief sind demnach für einen Halb-/Trockenrasen die schlechtest mögliche Bodensituation und weisen aller Voraussicht nach die schnellsten Sukzessionsraten auf. Konglomerat hingegen ist eines der extremsten Substrate hinsichtlich der Trockenheit. Einerseits bilden sich auf Konglomerat oftmals nur sehr flachgründige, schlecht entwickelte Böden mit hohem Steingehalt, und andererseits verwittert das Ausgangsmaterial dahingehend,

dass in der Konglomeratverwitterung Risse entstehen, die zusätzlich das Niederschlagswasser rasch versichern lassen. Daher ist Konglomerat als Ausgangsmaterial für die Bodenbildung und somit Untergrund eines Halb-/Trockenrasens hinsichtlich der Sukzessionsgeschwindigkeit wohl ein bremsender Faktor, ebenso wie der hohe Sandgehalt im Unterboden der beiden Kölbling-Halbtrockenrasen.

### **Gefährdungspotential von Halb-/Trockenrasen durch den Standortfaktor Boden und die aktuelle Nährstoffsituation**

Der Boden als gesamtes Wirkungsspektrum und Standortfaktor auf einem Halb-/Trockenrasen fungiert nach den Erkenntnissen dieser Arbeit als eine Hauptkomponente dieses Lebensraumes. Der Boden, ausgehend vom Ausgangsmaterial der Bodenbildung, sowie sein Chemismus entscheidet neben den klimatischen Einflüssen nicht nur über die Zusammensetzung der Vegetation, sondern auch wie schnell sie sich nach einer Nutzungsaufgabe verändern kann und durch andere Pflanzengesellschaften ersetzt wird.

Mit zunehmender Steilheit eines Halb-/Trockenrasens spielt ab einem gewissen Punkt auch dieser Faktor eine bedeutende Rolle. Auf sehr steilen Halb-/Trockenrasen, ab ca. 30° Neigung, dürfte die Inklinati-on ein Hauptfaktor in Bezug auf eine Sukzessionsverlangsamung sein. Dennoch sei hier angemerkt, dass Bodenfaktoren wie Seichtgründigkeit über festem Ausgangsmaterial auch bei dieser Steilheit weiterhin eine bedeutende Rolle zukommt, da das Oberflächenwasser unter solchen Bedingungen keinesfalls in tieferen Bodenschichten gespeichert werden kann und somit auch den Pflanzen nicht mehr zur Verfügung steht.

Der Eintrag von Stickoxiden und Ammoniak aus der Luft spielt in den letzten Jahrzehnten zunehmend eine Rolle bei Veränderungen in den Ökosystemen. Möglicherweise kommen hohe Gehalte an Stickstoff von dem teils jahrzehntelangen Ausbleiben von Mahd und/oder Beweidung. Sehr wahrscheinlich ist aber ebenso ein verstärkter Eintrag über die Luft, da sogar die felssteppenartigen, sehr steilen Bereiche in Oberndorf am Gebirge äußerst hohe Stickstoffwerte aufweisen.

Vergleicht man normale Grünlandstandorte, so weisen diese einen Gesamtstickstoff-Gehalt im humosen Oberboden (Ah-Horizont) von 2-6 g Nges/kg auf (BLUME et al. 2010). Die untersuchten Halbtrocken-

rasen weichen erstaunlicherweise von diesen Angaben kaum ab, sie enthalten in den ersten 10 cm 2,4-7,4 g Nges/kg. Umso auffällender sind diese Werte, wenn man Eutrophierungszustände von Trockenrasen in der Literatur betrachtet, so wurden in Deutschland Trockenrasen mit 1,6 g Nges/kg (0-30 cm) als eutrophiert bezeichnet (HIEROLD 1994).

Dem Stickstoffeintrag über die Luft und dessen Auswirkungen auf die Diversität von Grasland wurde in den letzten Jahren vermehrt Aufmerksamkeit geschenkt. STEVENS et al. (2010) verweisen auf die reduzierte Diversität unterschiedlicher Organismengruppen (Flechten, Gräser etc.) von Wiesen- und Rasengesellschaften, aufgrund einer langjährigen Stickstoff-Deposition. Bereits ein geringer Anstieg in der Stickstoff-Deposition kann markante Auswirkungen für die Artenzusammensetzung bedeuten (PAYNE et al. 2013). Vor allem „unbelastete“ Gebiete bzw. Vegetation werden demnach besonders stark von einem erhöhten Stickstoff-Eintrag getroffen und es finden hier die ökologisch größten Änderungen statt. Die Mechanismen dahinter sind vielschichtig, der Reduzierung der Artenzahl in den Pflanzengesellschaften liegt aber die erhöhte Konkurrenz um Licht und die höhere Biomasse zu Grunde (GOLDBERG & MILLER 1990).

Höhere Stickstoffgehalte führen offensichtlich zu tiefgreifenden Problemen in Pflanzengesellschaften, welche an nährstoffarme Verhältnisse angepasst sind. Verschiebungen im Biomasseverhältnis zwischen Wurzel und Spross können nicht nur zu erhöhter Transpiration führen, sondern scheinbar auch die Mykorrhiza-Aktivität beeinflussen, sowohl im negativen als auch im positiven Sinne (BOBBINK 1998). Betreffen die positiven Effekte Arten, die an der Versauerung beteiligt sind, hat das für den Halb-/Trockenrasen eine zusätzliche negative Auswirkung, da diese Arten dadurch weiter in ihrer Vitalität und Konkurrenzstärke gefördert werden.

Der Stickstoffgehalt hat direkt mit dem C/N-Verhältnis zu tun, welches sich unerwarteter Weise in den meisten Proben als ebenfalls Trockenrasen untypisch erwies. Mit Verhältnissen von ca. 11-15 sind die untersuchten Halbtrockenrasen nicht weit entfernt von C/N-Verhältnissen auf heutigen Äckern in der klimatisch gemäßigten Zone. Nach ROWELL (1997) haben diese ein durchschnittliches C/N-Verhältnis von 10, das empfohlene Verhältnis für landwirtschaftlich genutzte Böden liegt laut KILLHAM (1994) bei circa 20.

Was für einen Ackerstandort als sehr gut zu betrachten ist, muss für die Erhaltung von Halb-/Trockenrasen kritisch gesehen werden. Denn falls genügend Wasser zur Verfügung steht, funktioniert die Umsetzung der organischen Substanz durch Mikroorganismen bei diesen C/N-Verhältnissen bereits sehr effektiv, was wiederum höhere Produktivität für den Standort und somit eine Gefährdung für den Lebensraum Halb-/Trockenrasen, durch raschere Sukzession bei Nutzungsaufgabe, bedeutet.

Bei zukünftigen Studien in Bezug auf die Gefährdungssituation von Halb-/Trockenrasen muss des Weiteren auch ein Schwerpunkt auf die genaue Erfassung des Phosphors als Nährelement gelegt werden. So verweist VENTERINK (2011) auf eine erhöhte Artendiversität bei Vorhandensein einer Phosphor-Limitierung bzw. einem ungünstigen N/P-Verhältnis.

### Fazit

Kein Halb-/Trockenrasen gleicht dem anderen vollkommen, die Bodenuntersuchung gibt Einblick in die Heterogenität dieses Lebensraumtyps, welche sich nicht nur auf die arten- und abwechslungsreiche Vegetation beschränkt, sondern sich auch unter der Bodenoberfläche fortsetzt. Mit Bodenansprachen und -analysen können Trockenrasenbiotop eingeteilt und beurteilt werden. Die Bodenverhältnisse dürften neben anderen Faktoren (Klima, Eutrophierung, Neophyten usw.) hauptverantwortlich für die Geschwindigkeit der sekundären Sukzession sein. Halb-/Trockenrasen auf gut entwickelten Böden, die einen „normalen“ Wasserhaushalt aufweisen (gutes Porensystem, mittlere Bodenart, kein oder nur geringer Steingehalt) und aus einem mäßig durchlässigen Ausgangsmaterial entstanden sind, unterliegen einem vergleichsweise großen Sukzessions-Druck.

Zukünftige Arbeiten an andersartigen geologischen Einheiten, welche etwa einen beträchtlich anderen Chemismus aufweisen wie z. B. saure Böden in der Böhmisches Masse, wären wünschenswert, um entsprechende Vergleiche und Schlussfolgerungen generieren zu können. Vor allem für große Halb-/Trockenrasenkomplexe, wie die Perchtoldsdorfer Heide oder den Thaurriegel als Ausläufer des Leithagebirges, wären weitere Untersuchungen erstrebenswert, allerdings mit einem anderen Ansatz, welcher die flächenhafte Beprobung der Biotop verfolgt.

Von einer Beprobung nach Vegetationseinheiten bzw. Vegetationsunterschieden als Grundlage des Stichprobendesigns wird abgeraten, da auf großen Halb-/Trockenrasen oftmals nicht (mehr) genau bekannt ist, seit wann bestimmte Teilflächen brachliegen. Die Folgen wären eine falsche Beprobungsweise und mangelhafte Ergebnisse, da man von der aktuellen Vegetationssituation ausgeht und nicht von dem, was an Vegetation dort möglicherweise einmal war. Denn auf schwach entwickelten oder sehr durchlässigen Böden kann auch aus bereits stark verbuschten Biotop durch Wiederaufnahme der Nutzung ein hochwertiger Halb-trockenrasen entstehen.

Vorausgesetzt die Bodenuntersuchung wird korrekt durchgeführt, kann sie von hohem Nutzen für den Naturschutz und im Speziellen für seine Anwendung sein. Vor allem in großen Halb-/Trockenrasen-Schutzgebieten besteht die Möglichkeit, mithilfe von Bodendaten, einen effizienten Managementplan für bestimmte Rasenflächen oder das gesamte Schutzgebiet zu entwickeln. Darüber hinaus kann es mit solch einer Datengrundlage leichter werden, konkrete Ziele festzulegen, wohin sich Rasenflächen entwickeln sollen und auch können. Flächen, die hinsichtlich ihrer Bodenbeschaffenheit sehr hochwertige Rasentypen beherbergen könnten, würden dann möglicherweise anders genutzt werden. Dementsprechend könnten Bodendaten auch die Entscheidungsfindung hinsichtlich Mahd vs. Beweidung vereinfachen.

### Literatur

- BECK v. MANNAGETTA, G. (1893): Flora von Nieder-Österreich. Band III. – Wien
- BLUME, H.-P., BRÜMMER, G. W., HORN, R., KANDELER, E., KÖGEL-KNABNER, I., KRETZSCHMAR, R., STAHR, K., WILKE, B.-M. (2010): Scheffer/Schachtschabel: Lehrbuch der Bodenkunde. 16. Auflage. – Spektrum Akademischer Verlag: Heidelberg, 569 pp.
- BOBBINK, R. (1998): Impacts of Tropospheric Ozone and Airborne Nitrogenous Pollutants on Naturland Semi-Natural Ecosystems: A Commentary. – *The New Phytologist* 139: 161-168
- DENK, T. (2000): Flora und Vegetation der Trockenrasen des tertiären Hügellandes nördlich von St. Pölten aus arealkundlicher sowie naturschutzfachlicher Sicht. – *Stapfia* 72: 1-209
- DENK, T. (2005): Flora und Xerothermvegetation der Schotterterrassen im Unteren Traisental. – *Wissenschaftliche Mitteilungen aus dem Niederösterreichischen Landesmuseum* 17: 7-182
- DORN, A. (1930): Die natürlichen Pflanzenvereine im St. Pöltner Becken. – Dissertation der Univ. Wien, 104 pp.
- ELLMAUER, T. (2005): 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. – Umweltbundesamt Wien, 616 pp.
- FORSTREUTER, T. (1999): Bodenfruchtbarkeitskennwerte und Kulturpflanzenenertrag in zwei Bodennutzungssystemen. – Dissertation Georg-August-Universität Göttingen, 171 pp.
- FUCHS, W. (1980): Die Molasse und ihr nichthelvetischer Vorlandanteil am Untergrund einschließlich der Sedimente auf der Böhmisches Masse. – In: Geologische Bundesanstalt (Hrsg.), Der geologische Aufbau Österreichs, 144-177, Springer-Verlag: Wien
- GEBHARDT, H., CORIC, S., KRENMAYR, H.-G., STEININGER, H., SCHWEIGL, J. (2013): Neudefinition von lithostratigraphischen Einheiten des oberen Otnangium (Untermiozän) in der alpin-karpatischen Vortiefe Niederösterreichs: Pixendorf-Gruppe, Traisen-Formation und Dietersdorf-Formation. – Jahrbuch der Geologischen Bundesanstalt (Wien) 153: 15-32
- GLAVAC, V. (1996): Vegetationsökologie: Grundfragen, Aufgaben, Methoden. – Verlag Gustav Fischer, 358 pp.
- GOLDBERG, D. & MILLER, T. (1990): Effects of different resource additions on species diversity in an annual plant community. – Ecology 71: 213-225
- HAGEL, H. (1968/69): Vegetationsentwicklung auf Schwemmland der Traisen in NÖ. – Verhandlungen der Zoologisch-Botanischen Gesellschaft in Wien 108/109: 145-150
- HARZHAUSER, M. & Rögl, F. (2005): Vertreibung aus dem Paradies, Otnangium (19-17,5 Millionen Jahre. – In: H. Steininger, E. Steiner (Hrsg.), Meeresstrand am Alpenrand, Molassemeer und Wiener Becken, 35, Bibliothek der Provinz: Heidenreichstein
- HELLMANN, W. (1980): Österreichische Bodenkartierung, Kartierungsbereich Herzogenburg (KB 65), Erläuterungen zur Bodenkarte 1:25.000 – BM f. Land- und Forstwirtschaft (Wien)
- HIEROLD, W. (1994): Bodenkundliche Standortkennzeichnung der partiell eutrophierten Trockenrasenlandschaft Galower Berge. – Leibniz-Zentrum für Agrarlandschaftsforschung (Müncheberg) Bericht 11: 6-29
- HOLZNER, W. (1973): Die Ackerunkrautvegetation Niederösterreichs. – Linzer biologische Beiträge 5: 1-157
- HOLZNER, W., HORVATIC, E., KÖLLNER, E., KÖPPL, W., POKORNY, M., SCHRAFETTER, E., SCHRAMAYR, G., STRUDL, M. (1986): Österreichischer Trockenrasenkatalog. – BM f. Gesundheit und Umweltschutz (Wien) Grüne Reihe Bd. 6, 380 pp.
- JANOSCHEK, R. (1963): Das Tertiär in Österreich. – Mitteilung der geologischen Gesellschaft in Wien 56: 319-360
- JUST, T. (1928): Das Hollenburger Konglomerat (Eine Pflanzengeographische Untersuchung). – Dissertation der Univ. Wien, 80 pp.
- KILIAN, W. (2015): Schlüssel zur Bestimmung der Böden Österreichs. 2. aktualisierte Auflage. – Mitteilungen der Österreichischen Bodenkundlichen Gesellschaft (Wien) 81: 1-74
- KILLHAM, K. (1994): Soil ecology. 1. Edition. – Cambridge University Press, 264 pp.
- MUTSCH, F. (s.a.): Werbung von Waldbodenproben – [http://bfw.ac.at/db/bfwcms\\_mobil.web?dok=3539](http://bfw.ac.at/db/bfwcms_mobil.web?dok=3539) [12.07.2016]
- NATURSCHUTZBUND NÖ (2012): Wiesen im Nationalpark Donau-Auen. Naturschutzfachliche Bewertung und Managementvorschläge. – Wien, 184 pp.
- NESTROY, O. et al. (2011): Systematische Gliederung der Böden Österreichs - Österreichische Bodensystematik 2000 in der revidierten Fassung von 2011. – Mitteilungen der Österreichischen Bodenkundlichen Gesellschaft 79: 1-96
- NIKLFIELD, H. (1964): Zur xerothermen Vegetation im Osten Niederösterreichs – Verhandlungen der zoologisch-botanischen Gesellschaft in Wien 103/104: 152-181
- PAYNE, R., DISE, N., STEVENS, C., GOWING, D. (2013): Impact of nitrogen deposition at the species level. – Proceedings of the National Academy of Sciences 110: 984-987
- PORTISCH, R. (2016): Gefährdungspotential der Halbtrockenrasen im Unteren Traisental (NÖ) - Bodenparameter als entscheidende Faktoren für die Sukzessionsgeschwindigkeit? – Masterarbeit der Universität Wien
- ROWELL, D.L. (1997): Bodenkunde - Untersuchungsmethoden und ihre Anwendungen. – Springer-Verlag: Berlin Heidelberg, 614 pp.
- SCHNABEL, W. (2002): Niederösterreich Süd - Geologische Karte von Niederösterreich 1:200.000. – Geologische Bundesanstalt (Wien) 47 pp.
- SCHRATT-EHRENDORFER, L. (2008): Die Pflanzenwelt der Steppen Niederösterreichs: Flora und Vegetation, Standortvielfalt und Gefährdung. – In: H. Wiesbauer (Hrsg.), Die Steppe lebt - Felssteppen und Trockenrasen in Niederösterreich, 59-86, Amt der NÖ Landesregierung, Abteilung Naturschutz: St. Pölten
- STEVENS, C. et al. (2010): Nitrogen deposition threatens species richness of grasslands across Europe. – Environmental Pollution 158: 2940-2945
- THENIUS, E. (1974): Geologie der Österreichischen Bundesländer in kurzgefaßten Einzeldarstellungen: Niederösterreich. – Verlag der Geologischen Bundesanstalt: Wien, 280 pp.
- VENTERINK, H. (2011): Does phosphorus limitation promote species-rich plant communities? in: Plant and Soil 345: 1-9
- WILLNER, W., JAKOMINI, C., SAUBERER, N., ZECHMEISTER, H. (2004): Zur Kenntnis kleiner Trockenraseninseln im Osten Österreichs. – Tuexenia 24: 215-226
- WRBKA, T. (s.a.): Empfehlungen zum Management der Trockenrasen im Nationalpark Thayatal. – [www.np-thayatal.at/pages\\_file//de/.../Empfehlung\\_Management\\_Trockenrasen.pdf](http://www.np-thayatal.at/pages_file//de/.../Empfehlung_Management_Trockenrasen.pdf) [12.07.2016]
- ZAMG (s.a.a): Klimadaten von St. Pölten. – [http://www.zamg.ac.at/fix/klima/oe71-00/klima2000/klimadaten\\_oesterreich\\_1971\\_frame1.htm](http://www.zamg.ac.at/fix/klima/oe71-00/klima2000/klimadaten_oesterreich_1971_frame1.htm) [12.07.2016]
- ZAMG (s.a.b): <http://www.zamg.ac.at/cms/de/klima/informationsportal-klimawandel/daten-download/klimamittel> [12.07.2016]





Aufnahme:	K10	K1N	K1H	K1V	K20	K2N	K2H	K2V	K30	K3N	K3H	K3V	O10	O1N	O1H	O1V	O20	O2N	O2H	O2V	O30	O3N	O3H	O3V
<i>Euphorbia cyparissias</i>	0	0,2	0,1	0,1	0,1	0,2	0,1	0,1	0,2	0,1	0,1	0	0,2	0,1	0,2	0,1	0,1	0,1	0	0	0	0,4	0	0
<i>Euphorbia esula</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,1
<i>Festuca rubra</i> agg.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0,2	0	0	0	0,2
<i>Festuca rupicola</i>	0	0	0	0,2	3	0,2	0,2	0,4	2	2	1	0	0	0	0	0	2	0	3	4	1	2	1	1
<i>Fragaria viridis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,4	0	0	0	0	0	0	0	0,4	2	0,4	0	0	0	0
<i>Galium boreale</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,2	0	0	0	0	0
<i>Galium aparine</i>	0	0	0	0	0	0	0	0,1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Galium glaucum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Galium</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,1
<i>Galium verum</i>	0	0	0	0	0,1	0	0,4	0,2	0,1	0,1	0	0,4	0	0	0	0	0	0	0,2	0	0	0	0	0
<i>Geranium sanguineum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,2	0	0,2
<i>Globularia punctata</i>	0	0	0,1	0,1	0	0	0	0	0,1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Helianthemum nummularium</i>	0	0	0	0	0	0,1	0,2	0,2	0,4	1	0	0,4	0	0	0	0	0,2	0	0	0	0	0,4	0,2	0,2
<i>Hieracium umbellatum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,1	0	0,1
<i>Hypericum perforatum</i>	0	0	0	0	0	0	0,1	0	0	0	0	0	0	0	0	0,1	0	0	0	0	0	0,2	0	0
<i>Inula ensifolia</i>	2	2	0,4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,2	0,2	1	0,4	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Knautia arvensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,2	0	0
<i>Knautia drymeia</i>	0	0	0	0	0	0	0,2	0	0	0	0	0,1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Knautia drymeia intermedia</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,1
<i>Koeleria macrantha</i>	0	0	0	0	0,2	0,2	0	0	0,1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,2	0,1	0
<i>Koeleria pyramidata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,2	0	0	0	0	0	0
<i>Lathyrus pratensis</i>	0	0	0	0,1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,2	0	0	0	0	0
<i>Ligustrum vulgare</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,1	0	0	0	0	0
<i>Linum tenuifolium</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lotus corniculatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,1	0	0	0	0	0	0	0	0,1	0	0	0	0	0	0
<i>Medicago falcata</i>	0	0	0	0	0	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0	0,4	0	0	0	0	0	0,1	0	0	0,4	0,1	0,1	0,2
<i>Muscari neglectum</i>	0	0	0	0	0	0,1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Narcissus</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,1	0	0
<i>Onobrychis vicifolia</i>	0	0	0	0	0	0,1	0	0	0,2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Orchis tridentata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,1	0	0	0
<i>Orobanche gracilis</i>	0	0	0	0,1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pastinaca sativa</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Peucedanum cervaria</i>	0	0,2	0,2	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Phleum phleoides</i>	0	0	0	0	0	0,1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,2	0,1	0	0,1	0	0	0	0
<i>Pimpinella saxifraga</i>	0	0	0,1	0	0	0,1	0,2	0,2	0,2	0,2	0	0,2	0	0	0	0,1	0	0,1	0	0,1	0	0	0	0
<i>Plantago media</i>	0	0	0	0	0	0	0	0,1	0,2	0,1	0	0,2	0	0	0	0	0	0,1	0	0,1	0	0	0	0
<i>Poa angustifolia</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0,1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,2	0	0	0	0
<i>Poa pratensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,2	0,2	0,4	0	0,2	0,2	0,4	0,1
<i>Polygala major</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0,1	0	0	0,1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,1	0	0
<i>Polygonatum odoratum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,4	0	3	0,1	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0

Aufnahme:	K10	K1N	K1H	K1V	K20	K2N	K2H	K2V	K30	K3N	K3H	K3V	O10	O1N	O1H	O1V	O20	O2N	O2H	O2V	O30	O3N	O3H	O3V
<i>Potentilla arenaria</i>	0	0	0,1	0,1	0	0	0	0	0,2	0	0,1	0	0	0,1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Potentilla heptaphylla</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Prunella grandiflora</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0,1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Prunus avium</i>	0	0	0	0	0,1	0	0	0	0	0	0,2	0	0	0	0	0	0	0,2	0	0	0	0	0	0
<i>Prunus fruticosa</i>	0	0,1	0,2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Prunus spinosa</i>	0	0	0	0,1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0,1	0	0
<i>Pulsatilla grandis</i>	0	0,1	0	0,1	0,2	0,1	0	0	0,4	0,2	0	0	0	0	0,1	0	0,2	0	0	0	0,4	0	0,1	0
<i>Quercus cerris</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ranunculus acris</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,1	0
<i>Rosa canina</i> agg.	0	0	0	0	0	0	0,1	0,2	0	0	0,1	0,2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Rubus fruticosus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,1	0,4	0	0	0	0	0
<i>Salvia pratensis</i>	0	0	0	0	0	0,2	0	0	0,2	0,2	0,1	0,2	0	0	0	0	0	0,2	0,4	0	0,2	0,1	0	1
<i>Sanguisorba minor</i>	0	0,1	0,1	0,2	0,1	0	0	0	0,4	0,4	0,1	0,2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,1
<i>Scabiosa canescens</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0,1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,4
<i>Scabiosa ochroleuca</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Scorzonera austriaca</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,2	0	0	0,2	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sedum acre</i>	0	0	0	0	0,1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Securigera varia</i>	0	0	0	0	0	0,1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Senecio jacobaea</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,2	0	0	0,2	0	0	0	0
<i>Seseli annuum</i>	0	0	0	0	0,1	0,1	0,2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,2	0	0	0	0	0	0	0
<i>Seseli hippomarathrum</i>	0	0,2	0,2	0	0	0	0	0	0,4	0	0	0	0	0	0	0,2	0,1	0,1	0,1	0,1	0	0	0	0
<i>Seseli libanotis</i>	0	0,1	0	0	0	0	0	0	0,1	0	0	0,1	0	0	0	0	0	0	0	0	0,2	0,4	1	0,4
<i>Stachys recta</i>	0	0	0	0	0	0	0	0,2	0	0,1	0,2	0,1	0	0	0	0	0	0	0	0	0,1	0,4	0	0
<i>Stipa eriocaulis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Tanacetum corymbosum</i>	0	0,1	0	0,2	0,1	0,2	0	0	0	0,2	0	0,1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Taraxacum</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,1	0	0,1	0	0	0	0	0
<i>Teucrium chamaedrys</i>	0	0,2	0,4	0,4	0,4	2	0,4	0,2	0,4	0,2	0,4	0	4	4	4	4	0	0	0	0	0,4	0,4	0,2	0
<i>Teucrium montanum</i>	0	0,2	0,1	0,2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Thesium linphyllon</i>	0	0	0	0	0,2	0	0	0,2	0,2	0,4	0	0,2	0	0	0	0	0	0	0	0	0,1	0,1	0,1	0,1
<i>Thlaspi montana</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Thymus praecox praecox</i>	0	0,2	0,2	0,2	0,1	0,4	0	0	0	0,1	0	0	0,2	0	0,1	0	0	0	0	0,2	0	0	0	0
<i>Tragopogon orientalis</i>	0	0	0	0,1	0	0	0,1	0,1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Trifolium montanum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,1	0,1	0	0
<i>Verbascum chaixii</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,2	0	0
<i>Veronica chamaedrys</i>	0	0	0	0	0,1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,1	0,2	0,1
<i>Veronica persica</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Veronica</i> sp.	0	0	0	0	0	0,1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Veronica vindobonensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,1	0	0	0	0	0
<i>Vicia cracca</i>	0	0	0	0	0,4	0,4	0,4	0,4	0	0,1	0	0	0	0	0	0	0	0,2	2	0	0,1	0,2	0,1	0,4
<i>Viola hirta</i>	0	0	0	0	0	0	0	0,2	0	0,1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,1	0,1	0,2	0,1	0
<i>Viola</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,1	0	0	0	0	0,1	0	0	0	0	0,2

**Anhang 2: Standorte auf Konglomerat**



Halbtrockenrasen bei Getzersdorf (K1)



Halbtrockenrasen bei Groß-Rust (K2)



Halbtrockenrasen am Schauerberg (K3)

**Anhang 3: Standorte auf *Oncophora***

(Halb-)Trockenrasen am Kogelberg/  
Oberndorf am Gebirge (O1)



Halbtrockenrasen am Großen Kölbling  
(O2)



Halbtrockenrasen am Hohen Kölbling  
(O3)

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

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Naturkundliche Mitteilungen aus den Landessammlungen Niederösterreich](#)

Jahr/Year: 2020

Band/Volume: [0029](#)

Autor(en)/Author(s): Portisch Roman

Artikel/Article: [Gefährdungspotential der Halbtrockenrasen im Unteren Traisental \(NÖ\) – Bodenparameter als entscheidende Faktoren für die Sukzessionsgeschwindigkeit? 75-110](#)