



universität
wien

MASTERARBEIT / MASTER'S THESIS

Titel der Masterarbeit / Title of the Master's Thesis

**Anthropogener Einfluss auf Primärsukzession:
Vergleichende Studie von 3 Gletschervorfeldern in den
Zentralalpen Österreichs**

verfasst von / submitted by

Marlon Schwienbacher BSc

angestrebter akademischer Grad / in partial fulfilment of the requirements for the degree of
Master of Science (MSc)

Wien, 2018 / Vienna 2018

Studienkennzahl lt. Studienblatt /
degree programme code as it appears on
the student record sheet:

A 066879

Studienrichtung lt. Studienblatt /
degree programme as it appears on
the student record sheet:

Naturschutz und Biodiversitätsmanagement

Betreut von / Supervisor:

Ass. Prof. Dr. Thomas Wrбка

Danksagung:

Diese Arbeit ist meiner Omi gewidmet.

Bevor jedoch mit dem Inhaltlichen begonnen wird, möchte ich diesen Moment nutzen um noch einmal „Danke“ zu sagen. Danke an alle jene die mich bei dieser Arbeit unterstützt haben, mir geholfen haben, mir zugehört, mir Mut gemacht und mich motiviert haben.

Besonders möchte ich mich bei Thomas Wrбка und Bernhard Kohler bedanken, die mich so herzlich betreut und geleitet haben. Danke, dass ich die Möglichkeit hatte in dieses Thema einzutauchen, zu Tagungen mit zu kommen und Einblicke in den angewandten Naturschutz machen zu können. Danke an das gesamte CVL-Team (Andi, Bernd, Biene, Christoph, David, Didi, Franz, Ivi, Jalil, Johannes, Siegrun, Stefan (in alphabetischer Reihenfolge)) und an Konrad Fiedler, die bei meinen vielen Fragen nie verzweifelt sind, mich so herzlich aufgenommen und unterstützt haben, ohne euch wäre diese Arbeit garantiert nicht so zustande gekommen. Danke an den Nationalpark Hohe Tauern, für die freundliche Aufnahme, die Bereitstellung von Daten und Unterkunft sowie für die Unterstützung bei der Feldarbeit. Spezieller Dank gilt Wolfgang Urban, Hermann Stotter, Florian Jurgeit, Ferdinand Lainer, Kristina Bauch, Barbara Hochwimmer und Gunther Greßmann.

Danke auch an das Venediger Haus und die Badenerhütte, ohne denen ich wohl in den Bergen verhungert oder erfroren wäre.

Danke den lieben Menschen des „DiplomandInnen-Kammerls“, es war eine echt super Zeit mit euch!

Aber ganz besonders möchte ich meiner Familie und meiner Freundin Marietta danken, die mich immer zu hundert Prozent unterstütz und hier her getragen haben.

„Besser als tausend Worte ohne Sinn ist ein einziges vernünftiges Wort, das dem, der es hört, Ruhe schenken kann.“

(Buddha, 563-483 v.Chr.)

DANKE!

Inhaltsverzeichnis:

1. Vorbemerkung	1
2. Einleitung „Wildnis“	2
2.1. Überblick über die Entstehung des Wildnisgedankens	5
2.1.1. Wildnis in Amerika	5
2.1.2. Wildnis in Europa.....	7
2.2. Internationale und nationale Rahmenbedingungen	10
2.2.1. IUCN Richtlinien der Kategorie 1b	10
2.2.2. Wild Europe Kriterien.....	11
2.2.3. Biodiversitätsstrategie 2020+	12
2.2.4. Nationalparkstrategie 2020+	12
2.2.5. Wildnis Positionspapier.....	13
2.3. Wildnis und Prozessschutz.....	14
2.3.1. Prozessschutz in alpinen Lebensräumen.....	15
2.3.2. Rückgang der Gletscher und die Entstehung neuer Wildnis	16
3. Manuskript	17
4. Deutsche Zusammenfassung des Manuskripts	35
5. Literaturverzeichnis	41
6. Anhang	49
6.1. Bilder der Aufnahmen und des Untersuchungsgebiets	49
6.1.1. Auswahl an repräsentativen Aufnahmeflächen	49
6.1.2. Bilder des Untersuchungsgebiets	52
6.1.3. Gletscherrückgang.....	53
6.2. R-Skripten	54
6.2.1. Distance-based-Redundancy-Analysis & Non-Metric-Multidimensional-Scaling....	54
6.2.2. Generalized Linear Mixed Effect Models.....	59
6.2.3. Zero-inflated-regression-models	62

Abbildungsverzeichnis:

- Abbildung 1: Wildniskontinuum, verändert nach Lesslie (2016). Es stellt das Kontinuum von einer weitgehend unbeeinflussten Naturlandschaft, die als Wildnis bezeichnet werden kann, bis hin zu einer anthropogen geprägten Urban-Industriellen Landschaft da. Dem zufolge bezeichnet Wildnis nicht eine genau definierte Form von Landschaft, sondern vielmehr einen Ausschnitt der Hemerobieskala.3
- Abbildung 2: Relevé aus dem Untersulzbachtal (Fünfte Aufnahme des ersten Transekts, Hochstaudenflur dominiert von *Adenostyles alliariae* und *Chaerophyllum hirsutum*, nahe des Maixmalstandes des Untersulzbachkees während der kleinen Eiszeit (vor 168 Jahren).....49
- Abbildung 3: Relevé aus dem Frosnitztal (Erste Aufnahme des ersten Transekts, Alpiner Rasen nahe des Maixmalstandes des Frosnitzkees während der kleinen Eiszeit (vor 168 Jahren).49
- Abbildung 4: Relevé aus dem Untersulzbachtal (Aufnahme des dritten Transekts, Alpiner Rasen dominiert von *Rhododendron ferrugineum*50
- Abbildung 5: Relevé aus dem Frosnitztal (Fünfte Aufnahme des dritten Transekts, Lückige Vegetation dominiert von *Saxifraga aizoides* und *Salix retusa*)......50
- Abbildung 6: Relevé aus dem Untersulzbachtal (Aufnahme des sechsten Transekts, Pioniervegetation dominiert von *Achillea moschata* und *Saxifraga aizoides*)51
- Abbildung 7: Relevé aus dem Frosnitztal (Aufnahme des sechsten Transekts, laut Gletschermodellierung seit etwa 50 Jahre eisfrei, dominiert von Gletschervorfeldspezialisten wie *Geum reptans*, *Oxyria digyna*, *Cerastium uniflorum* und *Saxifraga bryoides*).51
- Abbildung 8: Gletschervorfeld im Untersulzbachtal.52
- Abbildung 9: Gletschervorfeld im Viltragental.....52
- Abbildung 10: Gletschervorfeld im Frosnitztal53
- Abbildung 11: Stand des Untersulzbachkees am 24.August 2016. Der Stein im Vordergrund markiert den Gletscherstand im September 2015, das Gletschertor war zu diesem Zeitpunkt über 165 Meter zurückgewichen.53
- Figure 1a-d: This figure shows the three investigated glacier forelands (1a: Viltragenvalley, 1b: Frosnitzvalley, 1c: Untersulzbachvalley) and an overview of the Venediger Mountain Range (1d). The glacier extents of 1850 (yellow), 1969 (orange), 1998 (dark orange) and 2006 (red), as well as the hiking trails (green) and the sampling plots (blue) are depicted. 22
- Figure 2: This figure shows the predicted numbers of faeces units on the Viltragen- and Frosnitzvalley glacier foreland in correlation to the distance from hiking trails, based on the data collected for this study..... 25
- Figure 3: This graph shows the NMDS (Non-metric Multidimensional Scaling) of all 144 sampling plots clustered by the three different glacier forelands (Frosnitzvalley are squares, Untersulzbachvalley are circles and the Viltragenvalley are crosses)..... 27

Tabellenverzeichnis:

Table 1: Overview of recorded ecological parameters including their measuring units, accuracy of measurement and transformations for analysis.....	23
Table 2: This table shows the “best” working model, explaining the given data best for the four different (sub-) models. Depicted are results of the analysis of differences between the composition and abundance of species between sampling plots (community structure, dbRDA based on a Bray-Curtis-dissimilarity index) and the analysis of the species richness (GLMM). Brackets show the random factor(s) of the models. Goodness of fit refers to the cumulative proportion of explanation given by the first two axes of the dbRDA (Community structure), while for the GLMM (Species numbers) values are accounting for marginal and conditional R^2 values. The last row of each model shows the likelihood ratio and $\Delta AICc$ of a given model.	26

“In Wildness is the preservation of the World”

Henry David Thoreau (1862)

1. Vorbemerkung

Ziel dieser Arbeit ist es eine Brücke zwischen wissenschaftlicher Forschung und angewandter Naturschutzarbeit zu bauen. Aus diesem Grund ist diese Arbeit in vier Teile unterteilt.

Im ersten Teil wird das Thema „Wildnis“ von verschiedenen Seiten aus beleuchtet. Da „Wildnis“ ein vielseitiger Begriff ist, der nicht einfach zu fassen ist, wird dabei nicht nur auf naturwissenschaftlichen Aspekte, sondern auch auf sozialwissenschaftliche, historische, rechtliche und naturschutzrelevante Gesichtspunkte Bezug genommen. Dieser Teil soll einen Überblick über das Thema „Wildnis“ schaffen und besonders für angewandte Naturschutzarbeit einsetzbar sein.

Anschließend folgt ein englischsprachiges Publikationsmanuskript zu dem spezifischen Thema „Anthropogener Einfluss auf die Primärsukzession von Gletschervorfelder“, welches im Sinne naturwissenschaftlicher Arbeitsweisen erstellt und verfasst wurde. Damit werden spezifische naturschutzfachlich relevante Fragestellungen mittels wissenschaftlicher Herangehensweisen bearbeitet. Ergebnisse dieses Manuskripts wurden bereits auf der Fachtagung “6th International Symposium for Research in Protected Areas 2017” in Salzburg präsentiert. In diesem Zusammenhang wurde eine Zusammenfassung des vorliegenden Manuskripts im Tagungsband publiziert (Schwienbacher 2017). Aus diesem Grund können Textpassagen, Tabellen und Abbildungen mit der genannten Vorabpublikation übereinstimmen.

Um die relevanten Aspekte des genannten Manuskripts für die praktische Naturschutzarbeit zu resümieren, folgt eine deutschsprachige Zusammenfassung.

Schlussendlich wird im letzten Teil, dem Anhang, das Gebiet durch zusätzliche Illustrationen porträtiert und relevante Daten für die Replizierbarkeit der Arbeit bereitgestellt.

2. Einleitung „Wildnis“

„Wildnis“ als alltagssprachlicher Begriff ist mit vielen, unter anderen auch sehr konträren Emotionen und Bedeutungen behaftet. „Wildnis“ erzeugt Faszination sowie Ablehnung, zieht manche an und beschreibt das Unbekannte, das Ängste schürt.

So beschreibt das mittelhochdeutsche Wort *wilt* etwas Unbewohntes, Ungezähmtes, außerdem wird „wild“ auch mit roh und grausam umschrieben (Pfeifer 2018).

Trotz dieser, oft immer noch, negativen Assoziationen, steht „Wildnis“ im Begriff eines Wandels. Immer mehr Menschen haben ein steigendes Interesse und Bedürfnis nach dem Erlebnis von unverfälschter Natur. Auch wenn in Europa „echte“ Wildnis etwas Rares ist (Wild Europe 2013), bieten naturbelassene und abgeschiedene Orte in der Naturlandschaft besondere Möglichkeiten, sich selbst und die Natur um sich herum zu erleben (White & Hendee 2000).

Auch Nationalparks und pädagogische sowie touristische Einrichtungen verwenden das Wort „Wildnis“ immer häufiger in ihren Texten und Programmen.

Betrachtet man „Wildnis“ aus einer naturwissenschaftlichen Sichtweise, ist es schwer eine genaue Definition dafür zu finden. So beschreibt „Wildnis“ auch gewisse Aspekte der „Mensch-Natur-Beziehung“ und nicht nur einen genauen Zustand einer Landschaft.

Aus einer naturschutzbiologischen Sicht sind Wildnisgebiete „(...) primär von natürlichen Prozessen geprägt. Sie beherbergen autochthone Lebensräume und Arten und sind ausreichend groß, um eine ökologisch wirksame Entfaltung natürlicher Prozesse zu ermöglichen. Sie sind vom Menschen nicht oder kaum verändert, es gibt keinerlei Inanspruchnahme oder extraktive Nutzung und es sind weder Siedlungen, Infrastruktur, noch visuelle Störungen vorhanden.“ (Kohler et al. 2016 übersetzt nach Wild Europe 2013)¹.

Wenn man einem Landschaftszustand das Attribut „Wildnis“ geben möchte, so meint man damit eine Naturlandschaft, die durch autogene Prozesse entstanden ist und in der diese Prozesse auch die zukünftige Entwicklung dieses Gebietes prägen können, ohne dass sich der Mensch darin einmischt (Kaye 2012). Im angewandten Naturschutz wird dieses „Zulassen autogener Prozesse“ auch Prozessschutz oder „Nicht-Eingriffs-Management“ (non-intervention-management) genannt. Dabei gelten als primäres Schutzgut weder Arten noch Habitate, sondern vielmehr die zugrundeliegenden Prozesse, welche die Lebensräume und deren Diversität, bzw. Eigenart bedingen. Da aufgrund von global ablaufenden Prozessen wie zum Beispiel Klimawandel (IPCC 2014) und der Besiedlungsgeschichte der Menschen keine Gebiete mehr als vollkommen unverändert anzusehen sind, beschreibt das aktuelle Wildniskonzept nicht Orte, die komplett unberührt sind, sondern vielmehr den Zustand autonomer Selbstorganisation naturnaher Ökosysteme (Kaye 2012). In diesem Kontext

¹ “A wilderness is an area governed by natural processes. It is composed of native habitats and species, and large enough for the effective ecological functioning of natural processes. It is unmodified or only slightly modified and without intrusive or extractive human activity, settlements, infrastructure or visual disturbance.” (Wild Europe 2013; Originaltext).

beschreibt das Wildniskontinuum-Konzept (Abb. 1) nach Lesslie (2016) die „Mensch-Natur-Beziehung“ sehr treffend. Hier wird „Wildnis“ mit dem vom Menschen kaum beeinflussten Ende eines Hemerobie-Spektrums, das von urban-industriellen Landschaften bis zu nahezu unbeeinflussten wilden Naturlandschaften reicht, gleichgesetzt. Nicht nur das Überlassen autochthoner Selbstorganisation von Natur, sondern auch die Entscheidung, Ereignisse wertungsfrei geschehen zu lassen und ohne Vorurteil abzuwarten, verlangt ein Höchstmaß an kultureller Reife, da ihr ein Eingeständnis der menschlichen Unvollkommenheit zugrunde liegt. „Wildnis“ ist dementsprechend eine Mischung aus naturschutzbiologischen und kulturellen Konzepten, die zusammen zur Komplexität und Emotionalität des Begriffs führen.

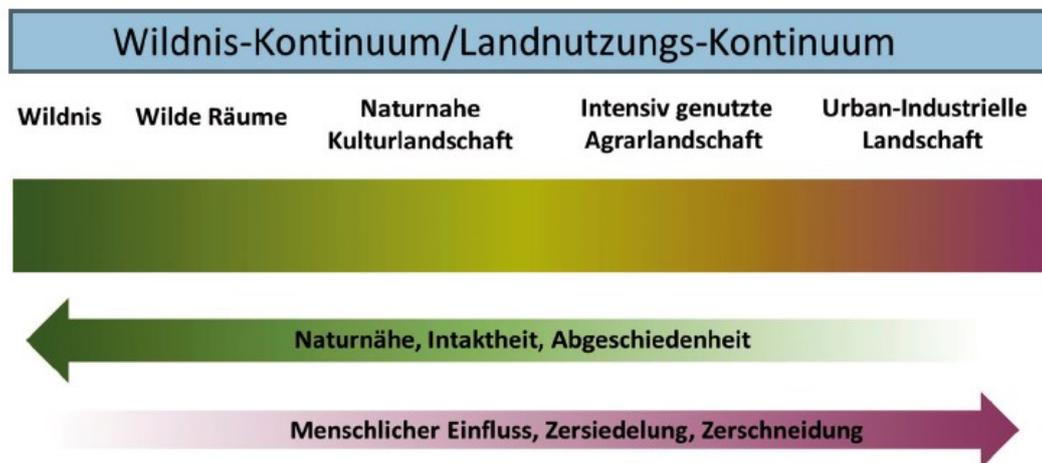


Abbildung 1: Wildniskontinuum, verändert nach Lesslie (2016). Es stellt das Kontinuum von einer weitgehend unbeeinflussten Naturlandschaft, die als Wildnis bezeichnet werden kann, bis hin zu einer anthropogen geprägten Urban-Industriellen Landschaft da. Dem zufolge bezeichnet Wildnis nicht eine genau definierte Form von Landschaft, sondern vielmehr einen Ausschnitt der Hemerobieskala.

Um „Wildnis“, bzw. den Wildnis-Charakter eines Gebiets besser fassen zu können, hat die gemeinsame „Keeping It Wild Initiative“ (Landres et al. 2008) der vier US-amerikanischen Bundes-Institutionen, die für den Schutz von Wildnisgebieten zuständig sind (U.S. National Park Service, Forest Service, Fish & Wildlife Service, Bureau of Land Management) vier Wildnis-Qualitäten definiert: „Wildheit“ („Untrammeldness“), „Naturnähe“ („Naturalness“), „Unerschlossenheit“ („Undevelopedness“) und „Wildnisspezifisches Naturerlebnis“ („Solitude and Unconfined Recreation“). Später wurde die Liste noch um „Andere Qualitäten“ („Other Qualities“) ergänzt. Die Auswahl der Begriffe orientiert sich streng am Text des Wilderness Act, ist aber für Wildnisgebiet weltweit und ganz allgemein von Relevanz. Das Qualitätsmerkmal „Wildheit“ beschreibt den Umstand, dass die autogenen, für ein Gebiet charakteristischen ökologischen Prozesse frei und ohne lenkenden menschlichen Einfluss ablaufen können. Die

„Naturnähe“ eines Gebietes beschreibt einen a- bzw. oligohemeroben Zustand von Arten und ihren Habitaten, in dem Ökosysteme durch eine natürliche Artenausstattung geprägt sind und kaum Einfluss durch die moderne menschliche Zivilisation beziehungsweise deren technischer Infrastruktur besteht. Die „Unerschlossenheit“ eines Gebietes beschreibt grundsätzlich das Fehlen von moderner menschlicher Infrastruktur, wodurch Wildnisgebiete auch die Möglichkeit eines puristischen und wildnisspezifischen Naturerlebnisses bieten. Dabei ist die Möglichkeit weitgehend unberührte Natur, Abgeschiedenheit, Zivilisationsferne, Stille und Weite zu erleben, nur ein Teil dieser komplexen Qualität. Durch das Fehlen von Infrastruktur sind BesucherInnen mit einer Vielzahl an (evtl. noch nie erlebten) physischen und psychischen Herausforderungen konfrontiert. Im U.S. Wilderness Act wird dies als „opportunities for *primitive and unconfined type of recreation*“ beschrieben. Da jedes Gebiet seine individuelle Geschichte zugrunde hat, die es sowohl geformt als auch geprägt hat, beschreibt der Merkmalkomplex „Andere Qualitäten“ genau diese Aspekte. So werden darunter nicht nur historische Nutzungsgeschichten, Flurnamen oder Gebäudereste, sondern auch speziell rituelle Plätze, Geschichten, Märchen und Sagen verstanden, die es zu einem Gebiet gibt. Durch diese fünf Qualitäten lassen sich die wichtigsten Aspekte eines Wildnisgebiets annähernd beschreiben, auch wenn es darüber hinaus noch weitere, objektiv kaum fassbare Qualitäten gibt, die z.B. die ganz persönlichen Erfahrungen von „Wildniswanderern“ kennzeichnen.

Weiters dürfen Wildnisgebiete nicht als isolierte Refugien betrachtet werden, sondern müssen im Kontext externer Einflüsse (wie zum Beispiel Klimawandel, atmosphärische Depositionen, invasiver Neobiota oder auch Krankheiten), sowie im Licht ihrer historischeren Nutzung, der Geschichte insgesamt sowie der jeweiligen politischen Rahmenbedingungen der umgebenden Matrix betrachtet werden. Nur so kann ein umfassendes Verständnis und in weiterer Folge eine ausreichende Akzeptanz geschaffen und ein Gebiet auf Dauer geschützt werden.

2.1. Überblick über die Entstehung des Wildnisgedankens

2.1.1. Wildnis in Amerika

Der Wildnisgedanke, besonders seine konzeptionellen und philosophischen Grundaspekte, haben ihren Ursprung in den USA der 1850er Jahre. In dieser Pionierzeit, in der die Besitznahme von „Urland“ und Eroberung der Wildnis als identitätsstiftendes Element einer sich neu entwickelnden Gesellschaft galt, gab es auch einige wenige wie den Schriftsteller, Naturphilosophen und Propheten des zivilen Ungehorsams, Henry David Thoreau, der das damalige Verhältnis von Mensch und Natur hinterfragte und damit den Grundstein des Wildnisgedankens setzte. Er war einer der ersten, der Wildnis als etwas Besonderes und als schützenswertes Gut ansah, wie aus einer von ihm 1851 gehaltene Rede sehr deutlich hervorgeht, in der Thoreau unter anderem behauptete: *„In Wildness is the preservation of the World“* (Thoreau 1862; Nash 2001). Ob Thoreaus Einstellung zur Wildnis auf seiner Verbundenheit mit der von R. W. Emerson entwickelten Philosophie des Transzendentalismus beruht, die sich von der Begegnung mit unverfälschter Natur besondere Wirkungen auf den Menschen verspricht oder ob sie mehr auf seinen eigenen Erfahrungen mit einem einfachen, naturverbundenen Leben beruht (Thoreau 1854), sei dahingestellt. Jedoch erkannte Thoreau schon damals die vielen Aspekte des Spannungsfeldes zwischen Wildnis und Zivilisation (Fieser & Dowden 2018).

Durch die rasant fortschreitende Landnahme und Erschließung Nordamerikas wuchs in Teilen der Bevölkerung die Skepsis gegenüber dieser für die Natur höchst destruktiven Entwicklung. Immer mehr Menschen unterstützten den Schutz der letzten verschont gebliebenen Naturlandschaften. Einer der „Pacemaker“ dieser Naturschutzbewegung war John Muir, „Wildnisprophet“ und Mitbegründer des Sierra Clubs. Muir galt als ideologischer Gegenpol zu dem utilitaristischen Direktor des U.S. Forest Service (Fieser & Dowden 2018). Durch seine umfassende schriftstellerische Tätigkeit, seinen praktischen Einsatz für die Gründung des Yosemite-Nationalparks und gegen die Errichtung eines Stausees in einem der schönsten Teile des Parks, dem Hetch-Hetchy Valley, sowie durch seine führende Rolle bei der Unterschutzstellung der kalifornischen Sierra Nevada, wurde Muir zu einer der Schlüsselfiguren des amerikanischen Naturschutzes. Des Weiteren gründete er den Sierra Club, der bis heute die größte Naturschutzorganisation der Vereinigten Staaten ist (Kohler et al. 2012; Sierra Club 2018).

Im Zuge der rasanten wirtschaftlichen Entwicklung, die die USA nach dem Ersten Weltkrieg erlebten und in Zusammenhang mit dem Aufkommen des motorisierten Individualverkehrs stieg der Druck auf die letzten unberührten Gebiete der Vereinigten Staaten erheblich an. Die Gruppe um Aldo Leopold, einer weiteren prägenden Figur für die US-amerikanische Wildnisbewegung, befürchtete, dass bald auch die letzten unberührten Orte, seien sie noch so abgelegen, vom

„*Ford dust*“ der nunmehr motorisierten städtischen Bevölkerung eingenommen würden (The Rewilding Institute 2018). Als Reaktion entwickelte eben jene Gruppe die intellektuellen sowie für die Anwendung relevanten Konzepte für den Schutz von „straßenfreier Wildnis“. Als erste Frucht dieser Bemühungen wurde 1924 der Oberlauf des Gila Rivers, New Mexico, als erstes offizielles Wildnisgebiet des National Forest System unter Schutz gestellt (Kohler et al. 2012; National Park Service 2018). Diesem Wildnisgebiet sollten bis heute 764 weitere Wildnisgebiete auf der Staatsfläche der Vereinigten Staaten folgen (Wilderness.net 2018). Leopold wechselte 1924 vom National Forest Service an die Universität von Wisconsin. Dort arbeitete er zum Themenbereich Ökologie und Wildtiermanagement. Er war ein höchst produktiver Autor sowohl von wissenschaftlichen als auch populärwissenschaftlichen Texten und trug unter anderen dadurch zum Umdenken in der Ökologie der 1920er bei (Aldo Leopold Foundation 2018). In Folge dieses frühen Paradigmenwechsels wurde die Komplexität und Interkonnektivität von Organismen und ihrer Umwelt als neuer zentraler Punkt in der Ökologie angesehen. Die Denkweise von Leopold selbst änderte sich auch in ähnlichen Maßen, vertrat er in seinen jüngeren Jahren aus zweckorientierten Absichten die Ausrottung von Großen-Beutegreifern wie Wolf und Puma, um die Hirschpopulationen pro Flächeneinheit hoch zu halten, so vertrat er später die Ansicht, dass die Größe von Wolfspopulationen als Maß für die ökologische Qualität eines Gebietes verwendet werden kann (Levine 1987).

Leopold war auch einer der ersten, der die Bedeutung von Wildnisgebieten als wichtige Referenzflächen für die wissenschaftliche Untersuchung von Ökosystemen und das Verständnis ihrer Funktionsweise erkannte. Da diese Gebiete nicht bis kaum verändert wurden, können sie als sogenannte „Nullflächen“ in den verschiedensten Disziplinen der Biologie herangezogen werden.

Ein großer, vielleicht sogar der wichtigste Meilenstein der Amerikanischen Wildnisbewegung war die Ratifizierung des U.S. Wilderness Act und die sofortige Unterschutzstellung von 54 Wildnisgebieten im Jahre 1964. Der Wilderness Act stellt die rechtliche Basis für alle 765 bis heute ausgewiesenen Wildnisgebiete der USA dar. Da diese Gebiete gesetzlich streng geschützt sind, genießen sie ein großes Maß an Sicherheit und Beständigkeit. Als wohl wichtigste Persönlichkeit und „Architekt“ des Wilderness Act gilt Howard Zahniser, langjähriger Direktor der Wilderness Society. Er überarbeitete diesen Gesetzestext nicht nur über mehr als acht Jahre lang immer wieder und wieder, sondern vernetzte die damals führenden Persönlichkeiten des Naturschutzes, um einen Konsensus auch innerhalb dieser Gruppe zu erreichen (Scott 2005 in Cordell et al. 2005). Zahniser starb wenige Monate vor der Unterzeichnung des Wilderness Act, doch seine unermüdliche Überzeugungsarbeit im amerikanischen Kongress und der „Naturschutz-Szene“ erschuf letztendlich das wohl am sorgfältigsten geprüfte und dennoch wirkungsvolle Gesetz der US-Amerikanischen Gesetzgebung, den U.S. Wilderness Act.

2.1.2. Wildnis in Europa

In Europa ist die Geschichte des Wildnisgedankens eine grundlegend andere als in Nordamerika. Europa ist in weiten Teilen eine seit Jahrtausenden von Landwirtschaft und kleinteiliger Nutzung geprägte Kulturlandschaft. So hat sich auch der Naturschutz hier für lange Zeit größtenteils mit dem Schutz und Erhalt von genau diesen Landschaften eingesetzt (Kohler et al. 2012). Die Sicherstellung und der Erhalt von extensiven Nutzungsformen nach historischem Vorbild war dafür das Mittel der Wahl, denn bei vielen Schutzgütern Europas handelt es sich um nutzungsgeprägte Lebensraumtypen bzw. um Arten, die als Kulturfollower eingestuft werden weil sie an Strukturen gebunden sind, die im Zuge der traditionellen, extensiven Landnutzung entstanden sind. Wildnis schien daher sehr lange keinen „Platz“ in Europa zu haben. Jedoch ist es nicht nur die Nutzungsgeschichte Europas, die für die späte „Entdeckung“ der Wildnis verantwortlich ist, sondern auch die Rolle der Natur in den verschiedenen Weltanschauungen der europäischen Geschichte. Wildnis in diesem Kontext wurde meist als symbolischer, größtenteils negativer Gegenpol zur zivilisierten Gesellschaft angesehen. Des Weiteren ist in den verschiedenen Weltanschauungskonzepten prinzipiell zwischen der „inneren Wildnis“ des Menschen und der „äußeren Wildnis“ der Natur zu unterscheiden, jedoch können letztendlich beide Aspekte einen Effekt auf der Fläche verursachen, da sie meist als Symbol und weniger als ein ökologischer Zustand betrachtet werden (Kirchhoff & Vicenzotti 2014).

Erst in den 1960er Jahren, im Zuge der modernen Umweltbewegung, wurde der Begriff „Wildnis“, auch für Landschaften verwendet, deren ökologischer Zustand als „naturnah“ verstanden wird. Damit entstand, unter anderem auch durch die im amerikanischen Wilderness Act verwendeten Begriffe, mit denen Wildnisgebiete als „*untrammeled*“ und „*natural*“ beschrieben werden, das Dilemma, dass „natürlich“ zwei Bedeutungen haben kann. Es steht auf der einen Seite für die „Natürlichkeit“ von Ökosystemen, welche das Vorkommen von autochthonen Arten und Lebensgemeinschaften beschreibt und auf der anderen Seite für die „Wildheit“ von Ökosystemen, welche ein ergebnisoffenes Zulassen von natürlichen Prozessen beschreibt, unabhängig davon, ob die beteiligten Arten und Lebensräume als autochthon gelten. Für das Management von Wildnis entstand dadurch das Dilemma, zwei grundsätzlich divergierende Schutz-Ansätze in einem Gebiet vereinen zu müssen. Ein Wildnisgebiet vereint in diesem Sinne einen hohen Grad an „Wildheit“ mit einem hohen Grad an „Natürlichkeit“ (Landres et al. 2000).

Eine erste Annäherung an die Lösung dieses Dilemmas wurde durch einen Paradigmenwechsel der Ökologie in den 1980ern erreicht. In dieser Zeit wurde das bestehende „Equilibrium-Paradigma“, das als Maxime ein stabiles Klimax-Stadium vorsieht, von einem „Nicht-Equilibrium-Paradigma“ abgelöst, da oft anstelle von dauerhaften Klimax-Stadien eine Vielzahl an verschiedenen Dauerstadien nebeneinander gefunden wurden (Pickett et al. 1992 in Fiedler

& Jain 1992) - siehe auch Patch-Dynamik-Konzept (Pickett & Thompson 1978) und Mosaik-Zyklus-Konzept (Remmert 1991; Scherzinger 1991). Wenn die geschützte Fläche groß genug ist, dass darin alle natürlichen Prozesse, besonders das maximale Ausmaß an Störungsereignissen, ausreichend Platz haben, dann können sowohl Prozesse als auch autochthone Arten geschützt werden (Leroux et al. 2007; Leroux & Rayfield 2014).

Dieser Paradigmenwechsel hatte auch im Naturschutz die Folge, dass ein bis dahin praktizierter „statischer Gebietsschutz“, der sich an Stabilitäts- und Gleichgewichtsvorstellungen orientierte, mit Gedanken des „Prozessschutzes“ ergänzt wurde.

Nach der Ausweisung der ersten Nationalparks in den weiten, dünn besiedelten Gebieten der Taiga und Tundra Skandinaviens, entstanden auch immer mehr Schutzgebiete in dichter besiedelten Regionen Europas, die eine lange Nutzungstradition aufwiesen (Schuster 2010; Kohler et al. 2012). Durch den erwähnten Paradigmenwechsel tauchte die Frage auf, wie man flächenmäßig limitierte Schutzgebiete innerhalb einer stark genutzten Matrix am besten managen sollte.

Diesen Entwicklungen folgten die ersten Forderungen nach eigenen Prozessschutzgebieten, in denen autochthone Prozesse, welche die Landschaft und deren Lebensgemeinschaften formen, als höchstes Schutzgut anzusehen sind (Scherzinger 1996 zit. nach Remmert 1988; Kohler et al. 2012 zit. nach Scherzinger 2012).

Umso bemerkenswerter ist in diesem Kontext, dass bereits im Jahr 1875 Albert von Rothschild Restflächen eines einstmals ausgedehnten Urwaldes südwestlich des Dürrensteins, Niederösterreich, von extraktiver Nutzung vollkommen freigestellt hat. Auf Basis dieser Flächen entstand daraus 2002 im Rahmen eines LIFE-Projekts das Wildnisgebiet Dürrenstein, das erste Schutzgebiet Österreichs der IUCN Kategorie 1 (zoniert in 1a und 1b) (Leditznig 2018). Das Wildnisgebiet Dürrenstein ist bis heute in vielerlei Hinsichten ein „best-practice“ Beispiel für die Umsetzung von Prozessschutz auf großen Flächen.

Durch die Gründung der Wild Europe Initiative, ein Zusammenschluss verschiedenster Naturschutzorganisationen im Jahr 2005, bekam der Wildnisgedanke in Europa ein Gesicht und eine Stimme. So beschloss das EU-Parlament im Februar 2009 die Entwicklung einer europäischen Wildnisstrategie sowie den Schutz und die finanzielle Unterstützung von neuen Wildnisgebieten in Europa (The European Parliament 2009).

Ein heiß diskutiertes Thema in der Europäischen Union war und ist noch immer, inwiefern sich Prozessschutz und das Natura 2000 Konzept, im speziellen das Verschlechterungsverbot, vereinbaren lässt (European Commission 2013). Da sich bei praktiziertem Prozessschutz kurz- bis mittelfristige Fluktuationen von Populationen nicht ausschließen lassen und sogar wahrscheinlich sind, entsteht hier potentiell ein Konfliktpotential mit dem Natura 2000 Konzept, welches auf der Erreichung und Sicherung eines günstigen Erhaltungszustandes einzelner Schutzgüter (Arten und Habitats) basiert. Jedoch nahm die Europäische Kommission in einem

Bericht „*Guidelines on Wilderness in Natura 2000- Management of terrestrial wilderness and wild areas within the Natura 2000 Network.*“ Stellung zu diesem Thema. So wird im Hauptteil festgestellt, dass „Wildnisqualitäten den Ökosystemen Resilienz gegenüber vielen Faktoren verleihen, die sich negativ auf die Biodiversität auswirken; sie unterstützen die Erreichung eines günstigen Erhaltungszustands bei Arten und Lebensräumen von gemeinschaftlicher Bedeutung“ (European Commission 2013).

Ein weiteres „*best-practice*“ Beispiel ist der Nationalpark Bayerischer Wald, in dem die Nationalpark-Verwaltung nach einer Reihe von großflächigen Windwürfen Anfang der 1990er entschied, die vom Wind geworfenen Bäume liegen zu lassen um damit dem Wald die Möglichkeit zu geben sich selbst zu verjüngen. Die Nationalparkverwaltung hat diese Entscheidung trotz des nachfolgenden, großflächigen Borkenkäferbefalls und trotz massiven öffentlichen Drucks nicht revidiert und setzt seit nunmehr 40 Jahren auf ein Prozessschutz-Konzept unter dem Motto „Natur Natur sein lassen“. Dieser „mutige“ und avantgardistische Ansatz war trotz anfänglichen Widerstands erfolgreich und somit ein Vorzeigemodell für die Umsetzbarkeit von Prozessschutz, auch in Europa (Nationalpark Bayerischer Wald 2008). Für den Erfolg und die Akzeptanz gegenüber diesem Projekt waren Wolfgang Scherzinger, österreichischer Ornithologe und Vertreter des Mosaik-Zyklus-Konzepts, sowie Karl Sinner, Leiter des Nationalparks Bayerischer Wald, zwei wichtige Persönlichkeiten.

In der österreichischen Wildnisbewegung spielt seit mehreren Jahren (Beginn des Wildnisprogramms im Jahre 2010) der WWF eine zentrale Rolle. Als proaktiver Akteur für eine Umsetzung von Prozessschutz auf der Fläche war er nicht nur einer der treibenden Kräfte bei der Verfassung eines österreichischen Wildnis- und Borkenkäfer-Positionspapiers, bei der Umsetzung von mehr Prozessschutz in den Kernzonen der österreichischen Nationalparks sowie dem weitgehend eingriffsfreien Management des Nationalparks Kalkalpen, sondern auch bei der Einrichtung des zweiten österreichischen Schutzgebiets der IUCN-Kategorie 1b, dem „Wildnisgebiet Sulzbachtäler“ in den Hohen Tauern.

2.2. Internationale und nationale Rahmenbedingungen

Die Formulierung von international gültigen und global anwendbaren Richtlinien für die Einrichtung und das Management von Wildnisgebieten ist nicht nur aufgrund der Vielzahl an Ökosystemen und den daraus resultierenden unterschiedlichen Management-Erfordernissen eine große Herausforderung. Die von Gebiet zu Gebiet stark divergierende Nutzungsgeschichte, unterschiedliche rechtliche Rahmenbedingungen der Verwaltungseinheiten, sowie das jeweils vorherrschende Verständnis der Mensch-Natur-Beziehung machen die Formulierung konkreter allgemeingültiger Richtlinien zu einer großen Herausforderung. Vor diesem Hintergrund sind auch die Traditionen und Rechte indigener Bevölkerungsgruppen zu berücksichtigen und in die jeweiligen Schutzkonzepte zu integrieren. Ein Ausschluss dieser Menschen wurde in der Vergangenheit zu Recht kritisiert (Kormos et al. 2017).

2.2.1. IUCN Richtlinien der Kategorie 1b

Laut den Richtlinien der IUCN sind Schutzgebiete der Kategorie 1b (Wildnisgebiete) „...i. d. R. ausgedehnte ursprüngliche oder (nur) leicht veränderte Gebiete, die ihren natürlichen Charakter bewahrt haben, in denen keine ständigen oder bedeutenden Siedlungen existieren; Schutz und Management dienen dazu, den natürlichen Zustand.“ (EUROPARC Deutschland 2010 übersetzt nach Dudley 2008)².

In ihrer ursprünglichen Fassung enthielten die Richtlinien der IUCN keine Kategorie für Wildnisgebiete. Nachdem im Rahmen der ersten drei World Wilderness Kongresse die konzeptionelle Basis für eine neue Wildnis-Kategorie geschaffen wurden, verabschiedete man auf der Generalversammlung der IUCN 1984 eine Resolution zur Anerkennung von Wildnis und zur größeren Beachtung der Rechte und Traditionen indigener Bevölkerungsgruppen. Als Folge wurde 1994 die neuen Kategorien 1a und 1b in das Bewertungsspektrum der IUCN aufgenommen. Nachdem besonders in Europa die Wildnisdebatte lauter wurde und auch andere Organisationen wie Wild Europe (Wild Europe 2013) spezifische Arbeitsdefinitionen für Wildnisgebiete erstellt haben, hat auch die IUCN international gültige Management-Richtlinien für Schutzgebiete der Kategorie 1b (Casson et al. 2016) veröffentlicht.

Darin wird unter anderem differenziert, dass im Vergleich zu Schutzgebieten der Kategorie 1a (Strenges Natur Reservat), Gebiete nach 1b keinen expliziten Forschungsauftrag haben. 1a Gebiete sind primär der Wissenschaft vorbehalten und fungieren als Nullflächen bzw. Referenzgebiete. Da nicht nur Tourismus, sondern auch wissenschaftliche Studien einen

² “IUCN protected area management Category 1b (wilderness) areas are large-scale sites in which ecological processes can function with minimal human disturbance. These sites are defined as ‘Protected areas that are usually large, unmodified or slightly modified areas, retaining their natural character and influence, without permanent or significant human habitation, which are protected and managed so as to preserve their natural condition’” (Dudley 2008; Originaltext)

großen Impact auf Schutzgebiete haben können, sind auch die Aufnahmemethoden wissenschaftlicher Studien minimalinvasiv zu designen, beziehungsweise Forschung auf Studien zu reduzieren, die ausschließlich im jeweiligen Wildnisgebiet durchführbar sind (Casson et al. 2016).

Die IUCN nennt als primäres Ziel von Wildnisgebieten den Schutz der langfristigen ökologischen Integrität natürlicher Gebiete, welche von menschlicher Störung weitgehend unbeeinflusst geblieben sind, keine moderne Infrastruktur aufweisen und die durch autochthone Prozesse geprägt sind, sodass auch noch zukünftige Generationen die Möglichkeit haben diese Gebiete zu erleben (Casson et al. 2016)³. Im Gegensatz zu den Richtlinien für Wildnisgebiete von Wild Europe oder dem österreichischen Positionspapier Wildnis (Fachausschuss Wildnis und Prozessschutz 2016; siehe auch Kapitel 2.2.5 Wildnis Positionspapier) gibt die IUCN keine Mindest-Areal-Größe für die Kategorien 1a und 1b an. Generell sind die Management-Richtlinien der IUCN weniger spezifisch, jedoch international gültig. In dieser Veröffentlichung wird darauf fokussiert, wie sich Wildnisgebiete in lokale Rahmenbedingungen implementieren lassen. So betont Casson et al. (2016) die Wichtigkeit einer fairen Integration und den Aufbau einer Partnerschaft mit indigenen Bevölkerungsgruppen und ihren Traditionen. Wildnis wird von der IUCN nicht nur als reines Prozessschutz-Gebiet angesehen, sondern beachtet eine Vielzahl von Aspekten des Wildnisgedankens. Casson et al. (2016) deutet deshalb darauf hin, dass Schutzgebiete der Kategorie 1b auch nicht-materielle Dinge und Vorzüge, wie die Möglichkeit Abgeschiedenheit zu erleben oder den Respekt vor traditionellen heiligen Plätzen fördern soll. Als wichtiges Management-Werkzeug nennt Casson et al. (2016), dass bei der Ausweisung von Wildnisgebieten nach amerikanischem Vorbild (Wilderness Character Integration Team (U.S.) et al. 2014) eine Baseline definiert und ein Wildnis-Charakter-Narrativ formuliert werden soll. Das Wildnis-Charakter-Narrativ ist ein sinnstiftender Text, der die Qualitäten eines Gebietes in all ihren Facetten wiedergibt. Die Baseline hingegen soll auf die fünf Qualitäten von Wildnis („Naturnähe“, „Unerschlossenheit“, „Wildheit“, „Wildnisspezifisches Naturerlebnis“ und „Andere Werte“) auf Basis einer guten Datengrundlage definieren. Diese Daten dienen als Referenzpunkt für die Managemententscheidungen von zukünftigen ManagerInnen, nur so kann auch langfristig dem Phänomen der „*Shifting-Baseline*“ entgegengewirkt werden.

2.2.2. Wild Europe Kriterien

Nach den Kriterien von Wild Europe sind Wildnisgebiete „(...) primär von natürlichen Prozessen geprägt. Sie beherbergen autochthone Lebensräume und Arten und sind ausreichend groß, um eine ökologisch wirksame Entfaltung natürlicher Prozesse zu ermöglichen. Sie sind vom

³ „...the primary management objective of Category 1b is nature conservation: management that will protect the long-term ecological integrity of natural areas that are undisturbed by significant human activity, have no modern infrastructure, and are characterized by freely occurring and reasonably intact natural processes. An important aspect of this objective is the emphasis on biological health and intactness.“ (Casson 2008; Originaltext)

Menschen nicht oder kaum verändert, es gibt keinerlei Inanspruchnahme oder extraktive Nutzung und es sind weder Siedlungen, Infrastruktur, noch visuelle Störungen vorhanden“ (Übersetzt nach Wild Europe 2013)⁴.

Im Vergleich zu den Kriterien der IUCN definiert Wild Europe die Rahmenbedingungen für die Ausweisung und das Management von Wildnisgebieten viel genauer. Als Mindest-Areal-Größe nennen sie 3000 Hektar für die Kernzone, jedoch sollte langfristig eine Ausweitung auf mindestens 10.000 Hektar angestrebt werden. Das Gesamtgebiet, (d.h. Kern- und Pufferzone kombiniert sollte eine Größe von 8.000 Hektar erreichen. Falls jedoch das Wildnisgebiet in ein anderes hochrangiges Schutzgebiet, wie z.B. einen Nationalpark, eingebettet ist, bildet dieses die notwendige Pufferzone.

Auch Wild Europe betont die Berücksichtigung der Interessen von indigenen Bevölkerungsgruppen, im Speziellen der Sami im Norden Europas. Dementsprechend dürfen in den Wildnisgebieten des Nordens traditionelle Infrastruktur der Sami, wie Versammlungsplätze erhalten bleiben, und es werden Subsistenzjagd sowie extensive Rentierhaltung toleriert.

2.2.3. Biodiversitätsstrategie 2020+

Im Einklang mit der EU-Biodiversitätsstrategie 2020, betont auch die österreichische Biodiversitätsstrategie 2020+ (BMLFUW 2014) die Wichtigkeit von Prozessschutz in Österreich: „Ausreichend große Prozessschutzgebiete dienen dem Schutz von Arten und Lebensgemeinschaften, die an frei ablaufende, natürliche Prozesse im Wald gebunden sind.“ So sollen Maßnahmen gesetzt werden, um die Fläche von eingriffsfreien Bereichen in Nationalparks zu erhöhen. Dabei sollen auch geeignete Gebiete für den Prozessschutz identifiziert und geprüft werden, die anschließend im Rahmen von Schutzgebietskonzepten durch Vertragsnaturschutz außer Nutzung gestellt werden sollen. Das Papier nennt jedoch keine konkreteren Maßnahmen oder Ziele.

2.2.4. Nationalparkstrategie 2020+

Wildnis wurde auch schon in der österreichischen Nationalpark-Strategie aus dem Jahr 2010 ausführlich genannt. Des Weiteren sind Wildnis bezogene Maßnahmen in der Nationalparkstrategie 2020+ (Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus 2018) in mehreren Punkten als Ziel definiert. So wird eine der IUCN Kategorie 2 konformen Umsetzung von Prozessschutz in den Kernzonen der österreichischen Nationalparks angestrebt und „nach Möglichkeit innerhalb der Naturzonen geeignete Flächen als Wildnisgebiete nach IUCN

⁴ “A wilderness is an area governed by natural processes. It is composed of native habitats and species, and large enough for the effective ecological functioning of natural processes. It is unmodified or only slightly modified and without intrusive or extractive human activity, settlements, infrastructure or visual disturbance.” (Wild Europe 2013; Originaltext)

Schutzgebietskategorie 1b“ (Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus 2018) ausgewiesen. Die Umsetzung von Prozessschutz auf 75% der Schutzgebietsflächen ist bei der Mehrheit der österreichischen Nationalparks noch nicht realisiert (Sinner et al. 2015), ein Erreichen dieses Ziels würde einen großen Gewinn für den österreichischen Wildnisschutz darstellen.

Auch bei den Zielen zum Thema Bildung und Wissenschaft soll, laut der Nationalparkstrategie 2020+, Prozessschutz mehr in die Praxis integriert werden. Im Bereich Wissenschaft soll Wildnis als Forschungsthema verstärkt berücksichtigt werden, um beispielsweise den Konnex zwischen Klimawandel und Prozessschutz genauer zu untersuchen.

2.2.5. Wildnis Positionspapier

Das Wildnis-Positionspapier (Fachausschuss Wildnis und Prozessschutz 2016), das durch den Fachausschuss „Wildnis und Prozessschutz“ bei der 11. Beiratssitzung von Nationalparks Austria 2016 gegründet wurde, befasst sich ausschließlich mit Wildnis in Österreich. Es basiert auf mehreren internationalen Kriterien wie jenen der IUCN (Casson et al. 2016) und Wild Europe (Wild Europe 2013) sowie auf der österreichischen Biodiversitätsstrategie 2020+ (BMLFUW 2014) und der Nationalpark-Strategie 2020+ (Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus 2018).

Die Richtlinien des Positionspapiers „(...) zielen darauf ab, von allen österreichischen Nationalparks angewendet werden zu können“ (Fachausschuss Wildnis und Prozessschutz 2016). Im Kontrast zur Nationalparkstrategie 2020+ jedoch „(...) ist dabei nicht Ziel, Wildnisgebiete zwingend in den Nationalparks einzurichten.“ (ebd.). Dies ist ein wichtiger Unterschied in Hinsicht auf die Ausweisung neuer Prozessschutzgebiete.

Hinsichtlich der erstellten Kriterien wird im Positionspapier empfohlen „(...) Vorgaben der IUCN heranzuziehen und die Details der Umsetzung an den Definitionen und Kriterien der Wild Europe Initiative auszurichten.“ (2016). Die Kriterien bilden eine für Österreich zugeschnittene Synthese aus den Kriterien der IUCN und Wild Europe. Da dieses Positionspapier von den Österreichischen Nationalparks sowie wichtigen Stakeholdern unterzeichnet wurden, bildet es die wichtigste Basis für die Umsetzung von Prozessschutz und Wildnis in Österreich.

2.3. Wildnis und Prozessschutz

Prozessschutz, dessen Ursprung in einem Paradigmenwechsel der Ökologie in den 1970er liegt, bei dem ein teleonom-determiniertes Klimax-Modell von einem „Nicht-Equilibrium-Konzept“ abgelöst wurde (Pickett et al. 1992 in Fiedler & Jain 1992), hat als Ziel das Zulassen autogener Prozesse durch den Schutz der dafür notwendigen Rahmenbedingungen (Scherzinger 2012 zit. nach Sturm 1993 & Jedicke 1998).

Da ökosystemare Prozesse weder zielgerichtet ablaufen noch eigenständig zu betrachten und zu bewerten sind, sie sind nämlich das Resultat des Zusammenspiels von abiotischen und biotischen Rahmenbedingungen, sind sie per Definition als „natürlich“ zu betrachten (Scherzinger 2012 zit. nach Scherzinger 2007). Dies impliziert jedoch auch, besonders unter der Annahme eines „Nicht-Equilibrium-Konzepts“, dass ein Zulassen von Prozessen nicht zwingend zu einem speziellen Zustand eines Ökosystems führen muss (Scherzinger 2012), also nicht zielgerichtet ist. Im Wildnis-Kontext ist dies sehr relevant, denn dies würde bedeuten, dass jeder Prozess ohne anthropogenen Einfluss zwingend zu einem „wilderer“ Ökosystemzustand führt. So empfahl Remmert, Mitbegründer des Mosaik-Zyklus-Konzepts, schon 1988 (Scherzinger 2012 zit. nach Remmert 1988), Prozessen freien Lauf zu gewähren, da sich dann gefährdete Lebensräume von selbst wiederherstellen. Dies kann vor allem dann eintreten, wenn ein ausreichend großes Gebiet mit intakten Prozessen geschützt wird und die genannten gefährdeten Lebensräume autochthoner Teil oder Sukzessionsstadium der jeweiligen Naturlandschaft sind (siehe Mosaik-Zyklus-Konzept oder Patch-Dynamik-Konzept).

Im Wildnisschutz, wie zum Beispiel im österreichischen Wildnis-Positionspapier beschrieben, wird meistens davon gesprochen, das Prinzip „so naturnah wie möglich“ als Leitvorstellung und Qualitätsziel für Prozessschutz zu sehen. Nicht zuletzt deswegen ist hier zwischen „Wildnis“ und „Sekundärer Wildnis“ oder „Wild Areas“ zu unterscheiden. Auch wenn durch den Klimawandel (IPCC 2014) und andere global ablaufende Prozesse kaum ein Ort auf der Erde vom Menschen noch vollständig unbeeinflusst oder gänzlich unberührt ist, sollten „die natürlichen Prozesse, die zur Entstehung eines Gebiets geführt haben, auch seine Zukunft gestalten können, ohne dass der Mensch mit seinen Absichten, Plänen und Nützlichkeits-Erwägungen darauf Einfluss nimmt“ (übersetzt aus Kaye 2012). Wichtig ist, dass man darauf verzichtet sich in die „autonomen Reaktionen der Natur einzumischen“ (übersetzt aus Kaye 2012)⁵. Erst durch diese Auffassung des Wildnis-Konzepts kann der Schutz von Wildnis vollständig in das Repertoire des europäischen Naturschutzes aufgenommen werden (Kohler et al. 2016).

⁵ „(...) Wild is not synonymous with pristine or virgin. No place on Earth remains so. Rather, it is the state wherein those processes of an areas's genesis, free from human purpose, utility, or design, are allowed to shape its future. Thus, wildness is not the absence of all human effect; it can persist in environments that have been altered or continue to be influenced by external human factors such as climate change as long as we refrain from interfering with nature's autonomous response.“ (Kaye 2012, Originaltext)

2.3.1. Prozessschutz in alpinen Lebensräumen

Trotz der zum Teil überaus schweren Zugänglichkeit alpiner Landschaften wurden diese schon lange durch den Menschen genutzt und beeinflusst (Nagy & Grabherr 2009). Dabei erstreckt sich der Wirkungsgrad menschlicher Aktivitäten auf verschiedenen Skalenebenen. Auf lokaler- und auch auf Landschafts-Ebene spielen Veränderungen durch rezente und historische Landnutzungsformen (Spangenberg-Resmann 1978) eine ausschlaggebende Rolle. Zusätzlich beeinflusst der Mensch durch die Steuerung von Populationen (Jagd) oder sogar regionaler Ausrottung einzelner Arten und Trophie-Ebenen (Lokales Ausstreben von z.B. Bartgeier (Schwarzenberger et al. 2013) oder Steinbock (Stüwe & Nievergelt 1991)). Auch auf einer globalen Skala führen menschliche Aktivitäten zu Veränderungen von Habitaten, so wirkt sich Klimawandel und atmosphärische Deposition (Vaughan et al. 2013) auch auf die Prozesse von alpinen Habitaten aus.

Trotz dieser Umstände sind neben borealen Lebensräumen auch alpine Habitate von der European Environment Agency als „wildeste“ Räume Europas identifiziert worden (European Environmental Agency 2011). Zudem hat auch Kohler et al. (2016; 2017) in alpinen Lebensräumen das größte Potenzial für Wildnisgebiete in Österreich erkannten.

In einer kurz- bis mittelfristigen Zeitskala betrachtet, resultiert die hohe Relief-Energie der Alpen in hochenergetischen Prozessen, wie Lawinen oder Muren, bei denen auch große Massen in Bewegung gesetzt werden können. Neben diesen topographischen Faktoren sind alpine Ökosysteme besonders durch ein extremes Klima determiniert (Nagy & Grabherr 2009), welches sich auch in der Wuchsform einiger alpiner Arten widerspiegelt (z.B. Behaarung, Polsterwuchs, parabolische Blütenform, kurze Vegetationsperiode, Viviparie (Nagy & Grabherr 2009)). Besonders topographisch bedingte Prozesse hat der Mensch, auch historisch betrachtet, nur bedingt unterbinden können (Lawinenverbauungen, Wildbachverbauungen). Die hohe Relief-Energie ist auch der ausschlaggebende Faktor dafür, dass der alpine Raum, im Vergleich zu den österreichischen Tälern und Becken nur bedingt und nur lokal mit Hilfe technischer Infrastruktur erschlossen worden ist. Diese beiden Voraussetzungen, „Unerschlossenheit“ und der Ablauf autochthoner Prozesse oder auch „Wildheit“, sind wichtige Qualitäten von Wildnis und Wildnisgebieten. Trotz der vermeintlich hochdominanten topographisch bedingten Prozesse, gilt es im Kontext von Prozessschutz auch die übrigen Rahmenbedingungen so „wild“ und „naturnah“ wie möglich zu gestalten. So muss auch in wildnishaften alpinen Lebensräumen die Nutztierhaltung eingestellt werden, gleichzeitig sollen, soweit möglich, alle Trophie-Ebenen des Nahrungsnetzes vorhanden sein, um die Rahmenbedingungen eines Wildnisgebietes vollständig zu erfüllen (Wild Europe 2013; Fachausschuss Wildnis und Prozessschutz 2016). Besonders auf Sukzessionsflächen kann eine Beweidung durch allochthone Arten zu einer Veränderung der Vegetation führen, wie im anschließenden Manuskript genauer beschrieben ist.

2.3.2. Rückgang der Gletscher und die Entstehung neuer Wildnis

Der Anstieg der globalen Durchschnittstemperatur bedingt auf weiten Teilen der Erde einen Rückgang von Masse und Fläche der Inlandgletscher (IPCC 2014; Fischer 2016; Lieb & Kellner-Pirklbauer 2018). Dieser Prozess legt Gebiete frei, die seit der Kleinen Eiszeit (1850) oder auch dem Ende der Warmperiode im frühen Holozän (vor ca. 8000 Jahren) unter dem Eis begraben waren. Diese Böden sind frei von organischem Material und unterliegen einer Primärsukzession, die besonders am Beginn von stochastischen Prozessen wie der Verfügbarkeit von Samen (Del Moral & Wood 1988; Stöcklin & Bäumler 1996) oder Störungsprozessen (Raffl & Erschbamer 2004) geprägt ist. Ein Resultat daraus ist ein Mosaik aus „*safe sites*“ und eine daraus resultierende chaotische, fein skalierte Vegetationsstruktur (Stöcklin & Bäumler 1996; Burga et al. 2010). Auch wenn der Prozess, welcher primär für den Rückgang der Gletscher verantwortlich ist, anthropogen induziert ist (IPCC 2014), kann man hier von „Primärer Wildnis“ sprechen, solange diese Flächen durch den Menschen nicht signifikant verändert wurden. Diese Systeme sind zwar durch ein hohes Maß an autonomer Selbstorganisation und hochenergetischen Störungsprozessen geprägt, deren Wildnis-Charakter kann jedoch sehr leicht durch menschliche Eingriffe negativ beeinflusst werden. Auf Grund dieser Tatsachen bieten unbeeinflusste Gletschervorfelder eine einmalige Forschungskulisse und sind von großem Wert für den Europäischen Naturschutz. Es kann dort nicht nur Grundlagenforschung, wie zum Beispiel die Erforschung von Primärsukzessionsprozessen, besonders gut durchgeführt werden, sondern es können auch spezifische naturwissenschaftliche und Praxis relevante naturschutzbiologische Fragestellungen bearbeitet werden.

Die nachfolgende Studie befasst sich mit eben jenen „wilden“ Sukzessionsflächen. Darin wird der menschliche Einfluss, welcher im gegebenen Fall in Form von Schafbeweidung und Wanderwegen auftritt, auf die autogenen Sukzessionsprozesse der Gletschervorfelder untersucht. Diese spezielle Fragestellung soll erste Einblicke liefern, inwiefern menschliche Aktivitäten die Wildnis-Qualitäten von Gletschervorfeldern negativ beeinflussen.

3. Manuskript

A preliminary version of this master thesis/manuskript has already been presented at the “6th International Symposium for Research in Protected Areas 2017”. Further, a preliminary summary of this manuscript has been published under the same title within the conference volume of the above-mentioned symposium (Schwienbacher 2017). Because this manuscript represents an extended and updated version of the cited “advanced publication”, sections, figures and tables can (partly) match between those two papers. After graduation it is planned to submit the following manuscript either to the journal “Basic and Applied Ecology” or to the journal “eco.mont”.

Anthropogenic influence on primary succession: A comparative study of 3 glacier forelands of the Central Alps, Austria.

Abstract

The aim of this study is to look at anthropogenic influences on primary succession processes of glacier foreland sites. This is one of the first studies which tries to look at additional external factors, like sheep grazing, influencing species assembly processes of succession sites. These external factors have been nearly constantly overlooked when studying proglacial areas so far. Glacier forelands in Central Europe have been buried under ice masses since the Little Ice Age (LIA) or even the end of the early Holocene warm period, 8000 years ago, hence buried soils stayed completely untouched. Because anthropogenic influences, like grazing of domestic animals and hiking trails, can potentially alter the autogenous processes of glacier foreland sites, this study tries to disentangle these effects.

For this study, a vegetation surveys including 144 relevés (Braun-Blanquet approach) was conducted in three valleys of the Venediger mountain range, Austria: one valley, the Untersulzbachvalley (“*Untersulzbachtal*”), is part of the special protected area “*Wildnisgebiet Sulzbachtäler*” where sheep are excluded, both other valleys, the Viltragenvalley (“*Viltragenta*”) and Frosnitzvalley (“*Frosnitztal*”), are part of the core zone of the National Park Hohe Tauern, where extensive sheep pasturing is allowed. Differences in the species composition and richness between relevés were analysed with distance-based-Redundancy-Analysis (dbRDA) and Generalized-Mixed-Effect-Models (GLMM). Best models, based on the AIC (Akaike Information Criterion), were selected. Additionally, the effects of hiking trails on the space use of sheep were analysed by Zero-inflated-Regression-Models.

Results suggest that free roaming sheep are influencing plant species composition and richness of the two grazed glacier foreland sites, while the ungrazed special protected area did not show

any of these patterns. Additionally, it was found that sheep highly favour areas closer to hiking trails, indicating that these anthropogenic infrastructures indirectly effect the surrounding vegetation.

Deutscher Abstract

Gletschervorfelder Zentraleuropas waren seit der kleinen Eiszeit (LIA) oder sogar seit dem Temperaturoptimum im frühen Holozän (vor etwa 8000 Jahren) unter den Eismassen der Gletscher begraben. Die heute ausapernden Rohböden, auf denen nun Primärsukzessionsprozesse ablaufen, sind dadurch vor jeglichem menschlichen Einfluss verschont geblieben. Menschlicher Einfluss auf diese Gletschervorfelder ist mannigfaltig. Nicht nur durch anthropogen induzierten Klimawandel bedingt, sondern auch durch Haustierhaltung und Errichtung von Infrastruktur, wie zum Beispiel Wanderwege, können Habitate und Prozesse verändert werden. Die vorliegende Arbeit ist eine der ersten Studien, welche die Entstehung von Artengemeinschaften unter Rücksichtnahme zusätzlicher anthropogen induzierter Faktoren, im speziellen den Effekt von Wanderwegen und Schafbeweidung, analysiert und diese in Modelle integriert.

Das Untersuchungsgebiet dieser Studie sind drei Gletschervorfelder des Großvenedigers, einem Gebirgsmassiv der Zentralalpen Österreichs. In den drei untersuchten Tälern, namentlich dem Untersulzbachtal, Viltragental und Frosnitzal, wurden 144 Relevés nach Braun-Banquet erhoben und analysiert.

Im Untersulzbachtal, welches Teil des Sonderschutzgebiets „Wildnisgebiet Sulzbachtäler“ ist, ist seit 22 Jahren die Nutztierhaltung ausgeschlossen und war davor stark limitiert. Auch wenn globale anthropogene Effekte nicht ausschließbar sind, werden die Sukzessionsprozesse dieses Gletschervorfelds in dieser Studie als weitgehend unbeeinflusste Referenz angesehen. Im Vergleich dazu liegen die beiden Täler Viltragental und Frosnitzal in der Kernzone des Nationalparks Hohe Tauern, in der nach IUCN Kategorie II extensive Schafbeweidung erlaubt ist.

Um Unterschiede in der Artenzusammensetzung und im Artenreichtum zwischen den einzelnen Relevés und Gletschervorfelder zu identifizieren, sowie deren Ursachen zu analysieren, wurden „Distanz-basierte-Redundanz-Analysen“ (dbRDA) und „Generalisierte lineare gemischte Modelle“ (GLMM) gerechnet. Ausgehend davon wurden Modellauswahlverfahren, basierend auf dem Akaike-Informations-Kriterium (AIC), durchgeführt und die am besten geeigneten Modelle identifiziert. Um den Effekt der Wanderwege auf die Raumverteilung von Schafen zu analysieren, wurden auf Basis kartierter Losungen „Zero-Inflated-Regressions-Modelle“ gerechnet.

Analyseergebnisse der beiden beweideten Täler zeigen, dass Schafbeweidung die Artenzusammensetzung und den Artenreichtum der Sukzessionsflächen sichtbar beeinflusst.

Hingegen sind ähnliche Muster im unbeweideten Untersulzbachtal nicht aufzufinden. „Zero-Inflated-Regressions-Modelle“ haben gezeigt, dass Schafe Gebiete in der Nähe von Wanderwegen bevorzugen und so ein indirekter Effekt anthropogener Infrastruktur auf die Sukzessionsflächen vorhanden ist.

Keywords

Glacier foreland, primary succession, anthropogenic influence, grazing, wilderness

Introduction

The world is changing – an anthropogenic cause accelerating a change in the world's climate is discussed intensely through all political levels and is in focus of scientific research (IPCC 2014; UNFCCC 2015). Although many details and trends are not yet clear, an increase in the global average temperature is not neglectable. This increase in temperature has tremendous effects on the cryo- and biosphere, one of its most striking changes is the loss in volume and length of inland glaciers and polar ice caps. Since the end of the Little Ice Age (LIA) in 1850, most inland glaciers showed a largely homogenous trend of retreat with annual rates of 5 to 20m per year in mid-latitude mountain ranges (Vaughan et al. 2013), but declines even exceeded 100m per year in some areas, for instance in Austria glaciers retreated up to 136m in year 2015 (Fischer 2016) and up to 125m in year 2017 (Lieb & Kellerer-Pirklbauer 2018). This process excavates bare soils that have been buried since the LIA (1300-1850 A.D.) or even the early Holocene warm period 8000 years ago (Nicolussi & Patzelt 2000; Joerin et al. 2008). These soils are nearly free of organic material, so spatially ordered chronosequences are the result of a continuous glacier retreat. These areas provide scientists with unique insights into processes of primary succession like community assembly (Whittaker 1993; Stöcklin & Bäumler 1996; Niederfriniger & Erschbamer 2000; Raffl & Erschbamer 2004; Erschbamer 2007; Erschbamer et al. 2008). Furthermore, glacier forelands can be of great importance for conservation biology as well.

Since conservation biology witnessed a change of paradigm in the 1980ies (Pickett et al. 1992 cited in Fiedler & Jain 1992), concepts changed from a very static territorial protection into a more dynamic protection of processes, where the focus is set on the free flow of processes shaping ecosystems, resulting in a dynamic state of equilibrium. Hence, dynamic succession sites like glacier forelands are of great interest not only for habitat protection, but also for allowing autogenous processes to occur. Considering that Central Europe mostly consists of anthropogenically modified landscapes, glacier forelands, that have become ice-free only recently, represent one of the last examples of unaffected natural environments, which might qualify as wilderness (Dudley 2008; Wild Europe 2013). The protection and security of freely elapsing autogenous process is also mentioned in the national park strategy 2020+

(Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus 2018), especially addressing the core zones of national parks. According to the national park act, core zones should consist of areas featuring complete or extensive nativeness (according to §6 Salzburger Nationalparkgesetz), similarly the national park strategy 2020+ requests in its first goal, inter alia, “the creation of non-commercially used areas on 75% of the national park area” and “an establishment of wilderness areas IUCN category Ib within the core zone of a national park”, if possible. So, glacier forelands are also playing an important role in this case.

Theoretically community assembly is, besides dispersal-mediated processes, mainly driven by habitat filtering (abiotic factors) and niche differentiation (biotic factors) (MacArthur & Levins 1967; Grime 2006), however the contribution of these two factors to species sorting processes varies strongly between ecosystems (Hulshof et al. 2013) and different succession stages (Del Moral et al. 1995).

Primary succession can take various pathways depending on numerous factors (Raffl et al. 2006). At its early stages, stochastic processes like seed availability (Del Moral & Wood 1988; Stöcklin & Bäumler 1996) and disturbance (Raffl & Erschbamer 2004), forming a mosaic of safe sites (Stöcklin & Bäumler 1996), are major drivers of community assembly processes. This leads to a patchy and chaotic fine scale vegetation structure (Burga et al. 2010) on glacier foreland sites. With an ongoing development, interactions of species and habitat filtering processes are gaining more and more importance for community assembly processes (Chapin et al. 1994; Del Moral et al. 1995).

Nowadays sheep are roaming in the Hohe Tauern mountains by themselves during the summer months, exerting some grazing pressure on those pristine locations even in protected areas. Due to a lack of shepherds, there is little control over grazing location and intensity (Spangenberg-Resmann 1978). Free access to glacier foreland sites may have tremendous effects on plant community composition (Augustine & McNaughton 1998; Austrheim & Eriksson 2001; Evju et al. 2006; Austrheim et al. 2008). Hodkinson et al. (2003) have pointed to a shortfall of previous research on glacier forelands: “One factor that is almost invariably overlooked when studying glacial chronosequences is the impact of additional external factors such as animal influences on ecosystem development” (Van der Wal et al. 2001; Wookey et al. 2002).

Beside these facts, the study area is well-known for its high mountain peaks and is an attractive objective for local and international alpine tourism. Due to this fact, the research-area has a well-developed hiking trail network, which also crosses several glacier forelands. Generally, very little is known about the effect of hiking trails in alpine ecosystems. But it was already shown that mountain roads can serve as vectors for native and non-native plant species distribution (Lembrechts et al. 2017) and that many animals tend to follow the optimum foraging hypothesis, maximizing their net energy gain by minimizing costs of foraging movements

(MacArthur & Pianka 1966; Ganskopp et al. 2000; Wilson et al. 2012). Therefore, hiking trails were taken into account as a possible factor influencing succession processes of glacier forelands.

The present study aims to analyse mechanisms of community assembly processes, while accounting for the effects of sheep grazing and hiking trails on proglacial areas. Therefore, following questions have been examined: (i) does grazing and (ii) do hiking trails have effects on the community structure of succession sites? (iii) Does the ungrazed Untersulzbachvalley (part of the special protected area “*Wildnisgebiet Sulzbachtäler*”) show different patterns of community assembly processes than the grazed sites Viltragenvalley and Frosnitzvalley (National park Hohe Tauern Tyrol)?

Material and Methods

Study area

In summer 2016 plant surveys were conducted on three glacier forelands of the Venediger Mountain Range (fig.1d) (Salzburg and Tyrol, Austria, 47° 6' N, 12° 20' E), namely in the Viltragenvalley (“*Viltragental*”, fig.1a), Frosnitzvalley (“*Frosnitztal*”, fig.1b) and Untersulzbachvalley (“*Untersulzbachtal*”, fig.1c). With respect to geology, most of the study area belongs to the “*Tauernfenster*” and mainly consists of acidous centralgneis, only the Frosnitzvalley is located at its very border, and shows basic rich strata at the southern boundary of the glacier foreland.

In 2015 glaciers of the Venediger mountain range lost an average of 30m in length, while within the same time-period the “*Untersulzbachkees*” (glacier located in the Untersulzbachvalley) showed a decline of 50m.

Surveys covered plant succession stages with an age of 5 up to 166 years (end of the Little Ice Age (LIA)) to collect data across the whole community assembly process. Considering the slightly different baselines of the three glacier forelands, plant surveys reached from 1800m up to 2675m a.s.l.

The whole study area is part of the Hohe Tauern Nationalpark complex (Hohe Tauern National park Salzburg, -Tyrol and -Carinthia), more precisely within the core zone of the park. The glacier foreland of the Viltragenvalley is situated within the so-called nature zone (IUCN Cat. II - 75% of the core zone). The glacier foreland of the Untersulzbachvalley is part of the special protected area “*Wildnisgebiet Sulzbachtäler*” (Wildnisgebiet Sulzbachtäler – Sonderschutzgebietsverordnung) within the national park, where any human intervention into nature and landscape is strictly forbidden (IUCN Cat. I). The glacier foreland of the Frosnitzvalley is located within the core zone, but not within the nature zone, of the national park, neither is it a special protected area, thus sheep pasturing is allowed in this area.

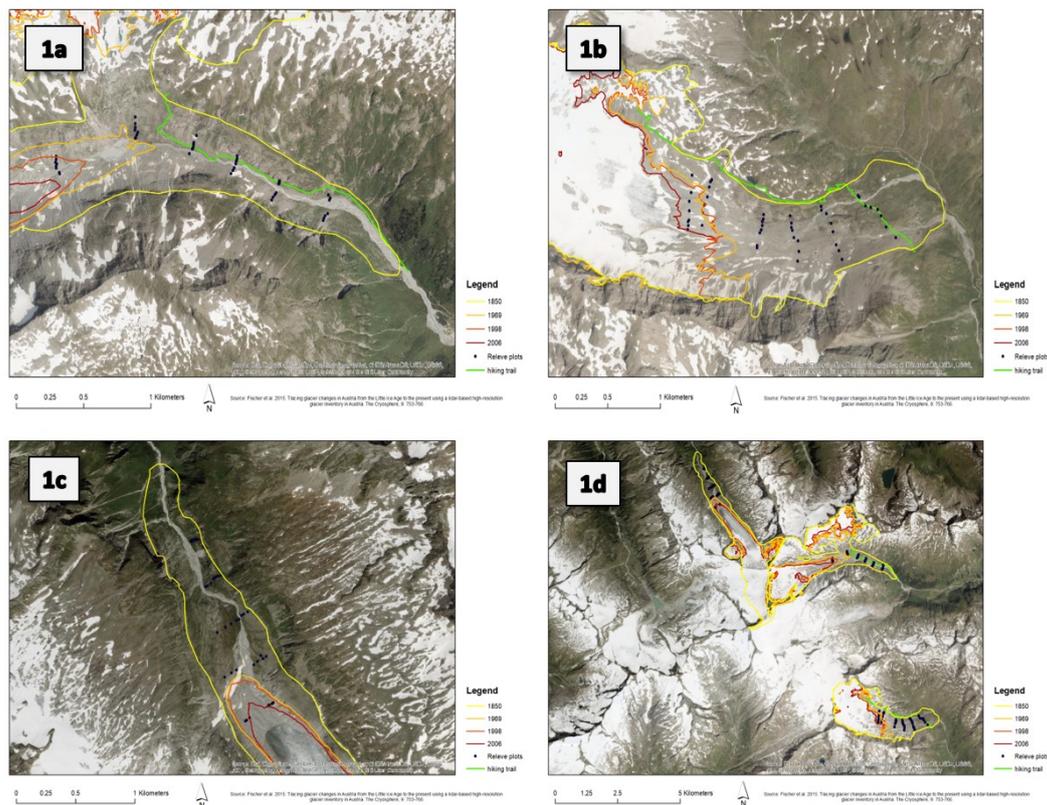


Figure 1a-d: This figure shows the three investigated glacier forelands (1a: Viltragenvally, 1b: Frosnitzvalley, 1c: Untersulzbachvalley) and an overview of the Venediger Mountain Range (1d). The glacier extents of 1850 (yellow), 1969 (orange), 1998 (dark orange) and 2006 (red), as well as the hiking trails (green) and the sampling plots (blue) are depicted.

Methods

Vegetation relevés were selected by a stratified random sampling approach. On each glacier foreland, six transversal transects with eight 1m² plots each (Raffl & Erschbamer 2004; Raffl et al. 2006) were studied. Every survey plot was selected randomly by throwing a ball, the landing position marked the top left corner (upper side facing towards the glacier) of the plot. On every relevé vascular plants were recorded according to Braun-Blanquet (1964), modified by Dierschke (1994). According to Dierschke (1994), the abundance value “2” (plant cover of 5-25%) was refined into “2a” (5-12,5%) and “2b” (12,5-25%) and the abundance value “r” was only used if less than four individuals of a rare species (very little abundance in the area) was found in a plot. The percental cover of Moses was determined, Lichens were only noted if highly abundant.

For each relevé ecological parameters (header data) were measured (tab.1) and its location was documented by GPS and photography.

Around each survey plot a 3x3m area was investigated for signs of trampling and damage caused by grazing. Faeces were recorded and determined, subsequently the number of dung piles were noted.

Table 1: Overview of recorded ecological parameters including their measuring units, accuracy of measurement and transformations for analysis.

Parameter	Measuring unit	Accuracy	Transformation
Exposition		Cardinal points	22,5° e.g. OSO Split into <i>Eastness</i> (sin(exposition)) and <i>Northness</i> (cos(exposition))
Inclination		Degree	5° logit transformation
Altitude		Meter	1m -
Distance to hiking trails		Meter	1m -
Total cover		Percent	1% -
Cover herb layer		Percent	1% -
Cover moss layer		Percent	1% -
Cover open water		Percent	1% -
Cover soil		Percent	1% -
Cover gravel		Percent	1% -
Cover rocks		Percent	1% -
Depth of a-horizon		Centimetre	1cm -
Soil type		Categories according to Blum et al. (1986): Sand, schluffiger Sand, lehmiger Sand, toniger Sand, sandiger Schluff, Schluff, lehmiger Schluff, sandiger Lehm, Lehm, schluffiger Lehm, sandiger Ton, lehmiger Ton, Ton -	
Grain size of upper soil		Categories: blocks (>2000mm diameter), lumps (63-2000mm diameter), gravel (2-63mm diameter) -	
Morphology of terrain		Categories: Hill situation: top, middle, slope toe; shape: flat, concave or convex; occurrence of: maddock, solifluction or rinsing channel -	

Statistical analysis

Some ecological factors needed pre-analytical data treatment. As pre-analysis, the space use of sheep (relation between the number of faeces and distance to the next hiking trail) was analysed by zero-inflated-regression-models via maximum likelihood estimations. Lacking enough data on faeces of wild ungulates, only faeces of sheep were used for the correlation analysis.

All statistical analysis was performed with R version 3.4.2 (R Core Team 2017).

To get insights into processes shaping species composition of plant communities on glacier forelands, species data of all relevés and ecological data of every single glacier foreland were

ordinated by distance-based-redundancy-analysis (dbRDA) (dbrda (McArdle & Anderson 2001)), vegan package (Minchin et al. 2018)). According to the sampling design, the transect number nested in the glacier foreland (only for the full model) or the transect number alone (3 sub-models) was set as Random factor. Therefore Bray-Curtis-Dissimilarity-Matrices were calculated separately for all four datasets in prior (vegist, vegan package (Minchin et al. 2018)). For Model selection, Bi-directional stepwise variable selection operations based on the Akaike information criterion (stepAIC) were applied to the models. To choose the adequate “best” working model, the AICc ($< \Delta 2,5$ AIC), the likelihood ratio and the ecological importance of parameters, were considered.

Additionally, the explanatory power of selected axis were calculated as a measure of goodness of fit.

For simple visualization of the data, Non-Metric-Multidimensional-Scaling was carried out (metaMDS, vegan package (Minchin et al. 2018)).

To analyse how different processes affect the number of species in different succession stages of glacier forelands, regression analysis of species numbers for all relevés and for the three subsets (every single glacier forelands) were performed, using Generalized-Linear-Mixed-Effect-Models (glmer, lme4 package (Bates et al. 2015)). To reduce the number of predictors for the GLMM, a preselection was done using the results of the dbRDA. To assess the fit of models, model selection operations, based on the relative contribution of predictors to the AIC of a model, were performed (dredge, MuMIn package (Bartón 2017)). For the full model, the transect number nested in the glacier foreland were used as random factor, for all other models only the transect number was set as random factor. Like for the dbRDA, the adequate “best” working model was determined due to the AICc (until $2,5 < \Delta AICc$), the likelihood ratio and the ecological importance of parameters. For further evaluation, the goodness of fit, defined by the marginal and conditional R^2 , was computed for each model (sem.model.fits, piecewiseSEM package (Lefcheck 2016)).

Results

Space use of Sheep

Looking at the Viltragenvalley and Frosnitzvalley, the number of sheep faeces significantly drops with increasing distance to hiking trails ($N= 104$, $i= 33$, $p=2.56e^{-05}$) (fig.2). No sheep faeces were found in the Untersulzbachvalley where domestic animals have been excluded since many decades. Therefore, Distance to hiking trails is used as a proxy for grazing intensity.

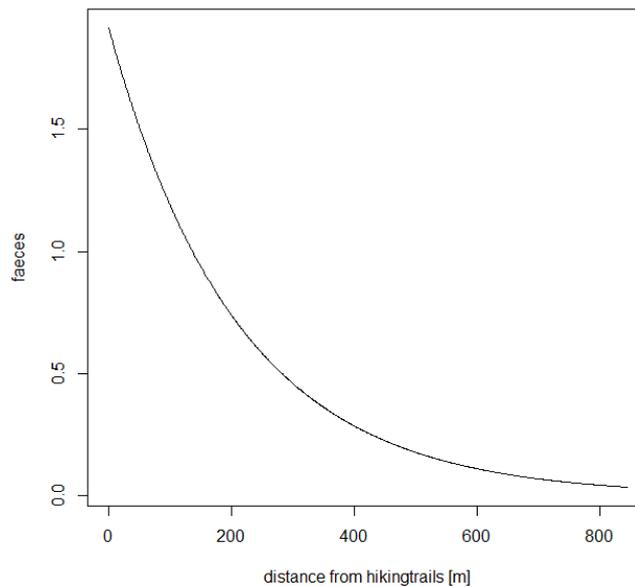


Figure 2: This figure shows the predicted numbers of faeces units on the Viltragen- and Frosnitzvalley glacier foreland in correlation to the distance from hiking trails, based on the data collected for this study.

Community structure

Looking at the full model of the dbRDA, consisting of all sampling plots, the best model with the lowest AICc, explaining the data, is composed by *Distance to hiking trails* (grazing intensity), *Altitude* and the Random Factor *Transect* nested in *Glacier* (tab.2). The explanatory power of the model explains 3,1% of the total variation, while the random factor accounts for 11.2% of the total variation.

Now looking at the three different glacier forelands individually shows very similar results.

Differences in floristic composition in the Viltragenvalley is also best explained by *Distance to hiking trails* (grazing intensity), *Altitude* of the relevés and the Random Factor *Transect* number (tab.2). The first two constrained axes of this model explain 13,4%, while the random factor accounts for 11,7% of the total variation. Also, in the Frosnitzvalley the same model parameters as before are building up the working model (tab.2), which is a more complex form of the smallest AICc version, having a $\Delta AICc$ of 1 and a likelihood ratio of 0.61. This model shows a goodness of fit of 6%, not differing much from the random factor explaining 6,1% of the total variation.

Now, the only parameter explaining the differences of sampling sites in the Untersulzbachvalley is the *Altitude* of the relevés and the random factor *Transect* (tab.2). This is again a slightly more complex version of the model with the smallest AICc, only having a $\Delta AICc$ of <0.1 and a

likelihood ratio of 0.96. The first two constrained axes of this model have 4% cumulative proportion of explanation, while the random factor accounts for 10,6% of the total variation. This model is different from the full model and the two sub-models, for which the *Distance to hiking trails* (grazing intensity) is always an important factor.

Table 2: This table shows the “best” working model, explaining the given data best for the four different (sub-) models. Depicted are results of the analysis of differences between the composition and abundance of species between sampling plots (community structure, dbRDA based on a Bray-Curtis-dissimilarity index) and the analysis of the species richness (GLMM). Brackets show the random factor(s) of the models. Goodness of fit refers to the cumulative proportion of explanation given by the first two axes of the dbRDA (Community structure), while for the GLMM (Species numbers) values are accounting for marginal and conditional R² values. The last row of each model shows the likelihood ratio and ΔAICc of a given model.

	COMMUNITY STRUCTURE	SPECIES RICHNESS
FULL-STUDY AREA	(glacier/transect)	(glacier/transect)
	Distance to hiking trails	Distance to hiking trails
	Altitude	
		Soil-type
		Eastness
GOODNESS OF FIT (EXPLANATORY POWER MARGINAL R ² / CONDITIONAL R ²)	0.031 (0.112)	0.347 / 0.654 (0.307)
LIKELIHOOD RATIO /ΔAICc	1 / 0	0.82 / 0.4
Number of observed vascular plant taxa		173
VILTRAGENVALLEY	(transect)	(transect)
	Distance to hiking trails	
	Altitude	
		Soil-type
GOODNESS OF FIT (EXPLANATORY POWER MARGINAL R ² / CONDITIONAL R ²)	0.134 (0.117)	0.152 / 0.152 (0)
LIKELIHOOD RATIO /ΔAICc	1 / 0	1 / 0
Number of observed vascular plant taxa		107
FROSNITZVALLEY	(transect)	(transect)
	Distance to hiking trails	Distance to hiking trails
	Altitude	
		Soil-type
GOODNESS OF FIT (EXPLANATORY POWER MARGINAL R ² / CONDITIONAL R ²)	0.06 (0.061)	0.598 / 0.767 (0.169)
LIKELIHOOD RATIO /ΔAICc	0.61 / 1	1 / 0
Number of observed vascular plant taxa		80
UNTERSULZBACHVALLEY	(transect)	(transect)
	Altitude	
		Soil-type
GOODNESS OF FIT (EXPLANATORY POWER MARGINAL R ² / CONDITIONAL R ²)	0.04 (0.106)	0.043 / 0.439 (0.396)
LIKELIHOOD RATIO /ΔAICc	0.96 / <0.1	1 / 0
Number of observed vascular plant taxa		123

Species richness

Focusing only on Species numbers, some models had a much better goodness of fit than the multifactorial models, while still showing similar results.

In total 173 taxa of vascular plants were identified on the three glacier forelands.

The Generalized-linear-Mixed-Effect-working-Model, explaining the full dataset, found that *Distance to hiking trails* (grazing intensity) as well as *Eastness* (exposition), is negatively correlated to the number of species within a relevé. Additionally, data are explained by the *Soil type* and the random factors *Transect* nested in *Glacier* (tab.2). This slightly more complex model, adding *Soil type* to the model with the smallest AICc, has a ΔAICc of only 0.4 and a

likelihood ratio of 0.82. This model explains more than 65% of the total variation (marginal R^2 of 0.347 and conditional R^2 of 0.654), whereas the random factor accounts for 30,7% of that fit.

The only parameter explaining the difference of species numbers between relevés in the Viltragenvalley is the *Soil type* (tab.2), accounting for 15,2% of the total variation. In this model, the random factor does not have any explanatory power (the GLM of this model shows the same patterns), so marginal R^2 and conditional R^2 value are equal. Here, a total number of 107 taxa was found compared to the Frosnitzvalley, where 80 different taxa were identified.

Species numbers in the Frosnitzvalley are, like the full model, negatively correlated to the *Distance to hiking trails* (grazing intensity) and as well influenced by the *Soil type* and the random factor *Transect* (tab.2). This is the best model with the lowest AICc and it even shows a higher goodness of fit than the full model explaining more than 75% of the total variation (marginal R^2 of 0.598 and conditional R^2 of 0.767). The random factor *Transect* accounts for 16,9% in this case.

Looking at the ungrazed Untersulzbachvalley, the best model for the explanation of differences in species numbers with lowest AICc value is composed of the *Soil type* and the random factor *Transect* (tab.2). This model explains 43,9% of total variation whereas the random factor has a big share, accounting for 39,6% of the total fit. The highest species richness was found on this glacier foreland with a total number of 123 taxa.

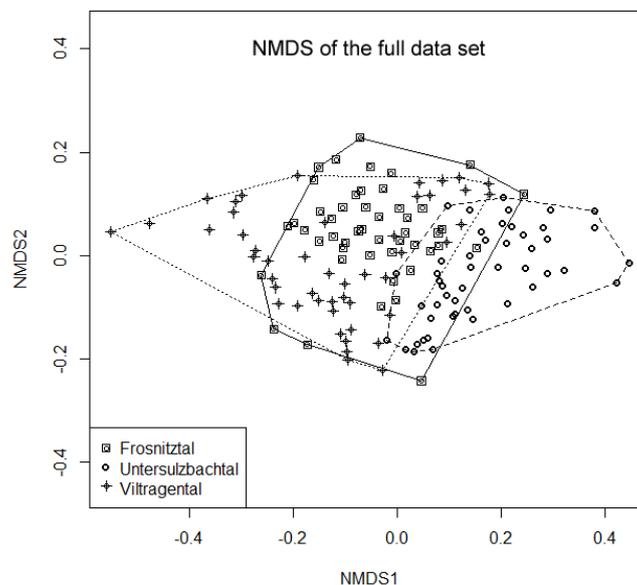


Figure 3: This graph shows the NMDS (Non-metric Multidimensional Scaling) of all 144 sampling plots clustered by the three different glacier forelands (Frosnitzvalley are squares, Untersulzbachtal are circles and the Viltragenvalley are crosses).

Discussion

Space use of sheep

Results from faeces counts give indications that sheep favour areas closer to hiking trails (fig.2) or even use them. This behaviour would reduce their energetic costs of movement (Bailey et al. 1996) and would be in line with the “Optimum-Foraging-Hypothesis” (MacArthur & Pianka 1966). This kind of behaviour was also observed during the field survey. All these findings lead to the assumption that *Distance to hiking trails* can be used as proxy for grazing intensity.

Distance to hiking trails / Grazing intensity

The Frosnitzvalley is located at the border of the so called “Tauernfenster”, where different geological strata – including base rich material - arise at the southern boundary of the glacier foreland. The hiking trail is located at the northern side of the proglacial area. Vegetation pattern show a decrease in species numbers with distance to hiking trails, this result cannot be explained by the influence of basic rock which should lead to an increase in species numbers (Gough et al. 2000).

Raffl et al. (2006) found that the two sides of the Rotmoos valley (Tyrol, Austria) differ in vegetation and succession pathways due to different levels of solar radiation. Because all three investigated glacier forelands have different expositions and all hiking trails do not run uniformly through the valley, solar radiation as main driver for the found vegetation pattern can therefore be excluded as well.

All these findings consolidate that *Distance to hiking trails* can be used as a valid proxy for grazing intensity.

Hodkinson et al. (2003) pointed out that the impact of herbivores on the primary succession is almost invariably overlooked when studying chronosequences of glacier forelands. This study focuses exactly on these quoted shortfalls and due to the above-mentioned findings, I could closer investigate the effects of grazing sheep on community assembly processes of glacier foreland sites.

In both full-models, explaining the differences in community structure (species composition and abundance) and the difference in species numbers of all relevés, *Distance to the hiking trails* (Grazing intensity) is an important factor. Also, in both submodels of the Frosnitzvalley and in the community structure model of the Viltragenvalley *Distance to hiking trails* (Grazing intensity) is a parameter of the best fitting model.

In contrast, the results of the ungrazed Untersulzbachvalley show that neither community structure nor species numbers were affected by *Distance to hiking trails* (Grazing intensity). These findings lead to the conclusion that sheep effect the community structure and species richness of succession sites on Glacier forelands.

The effects of sheep grazing on the vegetation of alpine habitats are manifold. First, sheep are herbivores of the grazer-type while the most important autochthonous herbivores in the alps like ibex (*Capra ibex*) and chamois (*Rupicapra rupicapra*) are mixed feeders (Hofmann 1989; Acevedo & Cassinello 2009; Redjadj et al. 2014; Schweiger et al. 2015; Vermeulen 2015), this fact results in a different feeding behaviour and selection of plant species for their diet. Secondly, the presence of sheep influences the behaviour of autochthonous ungulates leading to a different spatial distribution and diet (Ryser-Degiorgis et al. 2002; Fankhauser et al. 2008; La Morgia & Bassano 2009; Ferretti et al. 2015) of the wild ungulates. Third, the cumulative effect of grazing by sheep and wild ungulates can exceed the yearly yield of the highly adapted alpine plant species (Brookshire et al. 2002). Apart from that, different animal species are showing a varying effectiveness for diaspore dispersion (zoochory), based on fur structure as well as the ratio between the height of a certain infructescence and the animals body height (Will et al. 2007) both influencing the capability of distribution by exozoochory. Besides that, the relative importance of an animal as an exo- or endozoochorous dispersion vector of a certain plant species is affected by its home- and foraging-range (Schmidt et al. 2004).

All these factors combined can lead to a shift in fitness of different plant species resulting in a modified community structure. Stadler & Wiedmer (1999) investigated sheep pasturing in the Swiss Alps and also came to the conclusion that sheep can have tremendous effects on alpine ecosystems if no specific management is implemented.

Altitude

The factor *Altitude* plays an important role in explaining differences in community structure (abundance and composition of species) in all different models. Altitude affects the community structure in different ways. First of all, a change in altitude implements a change in climate (Jacobson 2005) which leads to different habitat conditions, more precisely the so called "lapse rate" describes a decrease of 0,6-0,7°C per 100m in average. While mainly stochastic factors play an important role in early succession stages, habitat conditions in combination with competition play an important role for community composition on older succession sites (Del Moral et al. 1995). Thus, altitude has different implications for assembly processes depending on the age of the foreland site.

Secondly, due to the nearly homogenous retreat of glaciers (IPCC 2014), altitude is negatively correlated with the community age of the succession sites. The age of the site per se is one of the driving forces of alpha and beta diversity on proglacial areas (Raffl et al. 2006). It must be considered that the factor *Altitude* as well as the factor *Transect* include this relation to a certain extent, because all transects run transversal to the glacier foreland.

Soil-type

Soil-type is another important factor for explaining species richness in all different models. In contrast to *Altitude*, effects of *Soil-type* rather have implications on smaller scales. Burgar et al. (2010) found that the chaotic small-scale pattern on glacier foreland succession sites highly depend on local site conditions. These site conditions are properties of *Soil-type*, namely grain size and water content of the substrate, as well as micro-relief and the micro-climate. Also very important for the small scale pattern on glacier forelands are safe sites, the occurrence of these favourable locations are crucial for the recruitment and establishment of seedlings (Raffl et al. 2006; Erschbamer et al. 2008).

Exposition

The GLMM-model of the full study area is the only model including *Eastness* as an important factor explaining the species richness of a certain sampling site. According to this model the eastern exposition has a negative effect on the actual number of species on a sampling site, also meaning that a western exposition has a positive effect on species richness. It is most likely that this result is a bias derived from the fact that the Untersulzbachvalley has a higher total number of species than the other two valleys and at the same time it is the only one which is exposed to the west (western exposition (225° - 315°)), namely a total of 29 plots show an exposition to the west from which 25 are located in the Untersulzbachvalley and 4 located in the Frosnitzvalley (fig. 1d).

Conclusion

To sum up, due to a largely homogenous retreat of glacier in Central Europe (IPCC 2014) bare soils that have been buried since the LIA or even the early Holocene warm period (Nicolussi & Patzelt 2000; Joerin et al. 2008) get excavated, hence large anthropogenically unmodified glacier forelands are created every year. These habitats represent one of the last potentially natural and unmodified environments in Central Europe which might qualify as wilderness.

This study clearly shows that anthropogenic influences caused by (i) grazing sheep are affecting the pathway of primary succession on investigated glacier forelands and (ii) hiking trails have an indirect effect on the vegetation pattern due to the behaviour of sheep favouring areas closer to these trails. Furthermore, (iii) the ungrazed Untersulzbachvalley did show different pattern of community structure and species numbers which can be attributed to the absence of anthropogenic influence. These findings underline the sensibility of the primary succession on glacier foreland sites to grazing pressure by domestic animals and emphasise the importance of the protection of natural processes in one of the last wild areas in Central Europe.

References

- Acevedo, P., & Cassinello, J. 2009. Biology, ecology and status of Iberian ibex *Capra pyrenaica*: A critical review and research prospectus. *Mammal Review* 39: 17–32.
- Augustine, D.J., & McNaughton, S.J.S.J. 1998. Ungulate effects on the functional species composition of plant communities: herbivore selectivity and plant tolerance. *The Journal of Wildlife Management* 62: 1165–1183.
- Austrheim, G., & Eriksson, O. 2001. Plant species diversity and grazing in the Scandinavian mountains - patterns and processes at different spatial scales. *Ecography* 24: 683–695.
- Austrheim, G., Myrsterud, A., Pedersen, B., Halvorsen, R., Hassel, K., & Evju, M. 2008. Large scale experimental effects of three levels of sheep densities on an alpine ecosystem. *Oikos* 117: 837–846.
- Bailey, D.W., Gross, J.E., Laca, E.A., Rittenhouse, L.R., Coughenour, M.B., Swift, D.M., & Sims, P.L. 1996. Management Mechanisms That Result in Large Herbivore Grazing Distribution Patterns. *Society of Range Management* 49: 386–400.
- Bartón, K. 2017. Multi-Model Inference. *R package version 1.40.0*. <https://CRAN.R-project.org/package=MuMIn> 73.
- Bates, D., Mächler, M., Bolker, B., & Walker, S. 2015. Fitting Linear Mixed-Effects Models using lme4. *Journal of Statistical Software* 67: 1–48.
- Blum, W.E.H., Dannberg, O.H., Glatzel, G., Grall, H., Kilian, W., MutschF., & Stöhr, D. 1986. Waldbodenuntersuchung. Geländeaufnahme, Probennahme, Analyse. *Österr. Bodenkundl. Ges., Wien*
- Brookshire, E.N.J., Kauffman, J.B., Lytjen, D., & Otting, N. 2002. Cumulative effects of wild ungulate and livestock herbivory on riparian willows. *Oecologia* 132: 559–566.
- Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus. 2018. *Nationalpark-Strategie Österreich 2020 +*.
- Burga, C.A., Krüsi, B., Egli, M., Wernli, M., Elsener, S., Ziefle, M., Fischer, T., & Mavris, C. 2010. Plant succession and soil development on the foreland of the Morteratsch glacier (Pontresina, Switzerland): Straight forward or chaotic? *Flora: Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants* 205: 561–576.
- Chapin, F.S., Walker, L.R., Fastie, C.L., & Sharman, L.C. 1994. Mechanisms of Primary Succession Following Deglaciation at Glacier Bay , Alaska. *Ecological Monographs* 64: 149–175.
- Dierschke, H. 1994. *Pflanzensoziologie. Grundlagen und Methoden* No Title. Eugen Ulmer, Stuttgart.
- Dudley, N. 2008. *Guidelines for applying protected area management categories*. IUCN.
- Erschbamer, B. 2007. Winners and losers of climate change in a central alpine glacier foreland. *Arctic, Antarctic, and Alpine Research* 39: 237–244.
- Erschbamer, B., Niederfriniger Schlag, R., & Winkler, E. 2008. Colonization processes on a central Alpine glacier foreland. *Journal of Vegetation Science* 19: 855–862.
- Evju, M., Myrsterud, A., Austrheim, G., & Okland, R.H. 2006. Selecting herb species and traits as indicators of sheep grazing pressure in a Norwegian alpine habitat. *Ecoscience* 13: 459–468.

- Fankhauser, R., Galeffi, C., & Suter, W. 2008. Dung avoidance as a possible mechanism in competition between wild and domestic ungulates: Two experiments with chamois *Rupicapra rupicapra*. *European Journal of Wildlife Research* 54: 88–94.
- Ferretti, F., Corazza, M., Campana, I., Pietrocini, V., Brunetti, C., Scornavacca, D., & Lovari, S. 2015. Competition between wild herbivores: Reintroduced red deer and Apennine chamois. *Behavioral Ecology* 26: 550–559.
- Fiedler, P.L., & Jain, S.K. 1992. *Conservation Biology: the theory and practice of nature conservation, preservation, and management*. Chapman and Hall, New York.
- Fischer, A. 2016. Gletscher bericht 2014/2015. *Bergauf* 71: 6–13.
- Ganskopp, D., Cruz, R., & Johnson, D.E. 2000. Least-effort pathways?: A GIS analysis of livestock trails in rugged terrain. *Applied Animal Behaviour Science* 68: 179–190.
- Gough, L., Shaver, G.R., Carroll, J., Royer, D.L., & Laundre, J.A. 2000. Vascular plant species richness in Alaskan arctic tundra: The importance of soil pH. *Journal of Ecology* 88: 54–66.
- Grime, J.P. 2006. Trait convergence and trait divergence in herbaceous plant communities: Mechanisms and consequences. *Journal of Vegetation Science* 17: 255–260.
- Hodkinson, I.D., Coulson, S.J., & Webb, N.R. 2003. Community assembly along proglacial chronosequences in the high Arctic: Vegetation and soil development in north-west Svalbard. *Journal of Ecology* 91: 651–663.
- Hofmann, R.R. 1989. Evolutionary Steps of Ecophysiological Adaptation and Diversification of Ruminants : A Comparative View of Their Digestive System. *Oecologia* 78: 443–457.
- Hulshof, C.M., Violle, C., Spasojevic, M.J., McGill, B., Damschen, E., Harrison, S., & Enquist, B.J. 2013. Intra-specific and inter-specific variation in specific leaf area reveal the importance of abiotic and biotic drivers of species diversity across elevation and latitude. *Journal of Vegetation Science* 24: 921–931.
- IPCC. 2014. *Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*.
- Jacobson, M.Z. 2005. *Fundamentals of Atmospheric Modeling*. Cambridge University Press.
- Joerin, U.E., Nicolussi, K., Fischer, A., Stocker, T.F., & Schlüchter, C. 2008. Holocene optimum events inferred from subglacial sediments at Tschierva Glacier, Eastern Swiss Alps. *Quaternary Science Reviews* 27: 337–350.
- Lefcheck, J.S. 2016. piecewiseSEM: Piecewise structural equation modelling in r for ecology, evolution, and systematics. *Methods in Ecology and Evolution* 7: 573–579.
- Lembrechts, J.J., Alexander, J.M., Cavieres, L.A., Haider, S., Lenoir, J., Kueffer, C., McDougall, K., Naylor, B.J., Nuñez, M.A., Pauchard, A., Rew, L.J., Nijs, I., & Milbau, A. 2017. Mountain roads shift native and non-native plant species' ranges. *Ecography* 40: 353–364.
- Lieb, G.K., & Kellerer-Pirklbauer, A. 2018. Gletscherbericht 2016/2017. *Bergauf* 73: 20–29.
- MacArthur, R., & Levins, R. 1967. The Limiting Similarity , Convergence , and Divergence of Coexisting Species. *The American Naturalist* 101: 377–385.
- MacArthur, R.H., & Pianka, E.R. 1966. On Optimal Use of a Patchy Environment. *The American Naturalist* 100: 603–609.
- McArdle, B., & Anderson, M. 2001. Fitting Multivariate Models to Community Data : A Comment on Distance-Based Redundancy Analysis. *Ecology* 82: 290–297.

- Minchin, P.R., Oksanen, A.J., Blanchet, F.G., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., Mcglinn, D., Hara, R.B.O., Simpson, G.L., Solymos, P., Stevens, M.H.H., & Szoecs, E. 2018. vegan: Community Ecology Package. *R package version 2.4.3*. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan> 292.
- Del Moral, R., Titus, J.H., & Cook, A.M. 1995. Early primary succession on Mount St. Helens, Washington, USA. *Journal of Vegetation Science* 6: 107–120.
- Del Moral, R., & Wood, D.M. 1988. Dynamics of herbaceous vegetation recovery on Mount St. Helens, Washington, USA, after a volcanic eruption. *Vegetatio* 74: 11–27.
- La Morgia, V., & Bassano, B. 2009. Feeding habits, forage selection, and diet overlap in Alpine chamois (*Rupicapra rupicapra* L.) and domestic sheep. *Ecological Research* 24: 1043–1050.
- Nicolussi, K., & Patzelt, G. 2000. Untersuchungen zur holozänen Gletscherentwicklung von Pasterze und Gepatschferner (Ostalpen). *Zeitschrift für Gletscherkunde und Glazialgeologie* 36: 1–87.
- Niederfriniger, R., & Erschbamer, B. 2000. Germination and Establishment of Seedlings on a Glacier Foreland Central Austria Alps, Austria. *Arctic, Antarctic and Alpine Research* 32: 270–277.
- Pickett, S.T.A., Parker, V.T., & Fielder, P.L. 1992. The New Paradigm in Ecology: Implications for Conservation Biology Above the Species Level. In *Conservation Biology*, pp. 65–88. Springer, Boston, MA.
- R Core Team. 2017. R: A language and environment for statistical computing. *R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria*. URL <https://www.R-project.org/>.
- Raffl, C., & Erschbamer, B. 2004. Comparative vegetation analyses of two transects crossing a characteristic glacier valley in the Central Alps. *Phytocoenologia* 34: 225–240.
- Raffl, C., Mallaun, M., Mayer, R., & Erschbamer, B. 2006. Vegetation Succession Pattern and Diversity Changes in a Glacier Valley, Central Alps, Austria. *Arctic, Antarctic, and Alpine Research* 38: 421–428.
- Redjadj, C., Darmon, G., Maillard, D., Chevrier, T., Bastianelli, D., Verheyden, H., Loison, A., & Saïd, S. 2014. Intra- and interspecific differences in diet quality and composition in a large herbivore community. *PLoS ONE* 9: e84756.
- Ryser-Degiorgis, M.-P., Ingold, P., Tenhu, H., Tebar Less, A.M., Ryser, A., & Giacometti, M. 2002. Encounters between Alpine Ibex, Alpine Chamois and Domestic Sheep in the Swiss Alps. *Hystrix* 13: 1–11.
- Schmidt, M., Sommer, K., Kriebitzsch, W.-U., Ellenberg, H., & von Oheimb, G. 2004. Dispersal of vascular plants by game in northern Germany. Part I: Roe deer (*Capreolus capreolus*) and wild boar (*Sus scrofa*). *European Journal of Forest Research* 123: 167–176.
- Schweiger, A.K., Schütz, M., Anderwald, P., Schaepman, M.E., Kneubühler, M., Haller, R., & Risch, A.C. 2015. Foraging ecology of three sympatric ungulate species – Behavioural and resource maps indicate differences between chamois, ibex and red deer. *Movement Ecology* 3: 6.
- Spangenberg-Resmann, D. 1978. *Die Entwicklung der Almwirtschaft in den Oberpinzgauer Tauerntälern/Salzburg*. Arbeiten aus dem Geographischen Institut der Universität Salzburg.
- Stadler, F., & Wiedmer, E. 1999. Sommerung von Schafen - Vorschläge zur Lösung der Probleme aus landschaftsökologischer Sicht. *Schweizerische Zeitschrift fuer Forstwesen* 150: 347–353.

- Stöcklin, J., & Bäumler, E. 1996. Seed rain, seedling establishment and clonal growth strategies on a Glacier Foreland. *Journal of Vegetation Science* 9: 45–56.
- UNFCCC. 2015. *Paris Climate Change Conference - November 2015*. Paris.
- Vaughan, D.G., Comiso, J.C., Allison, I., Carrasco, J., Kaser, G., Kwok, R., Mote, P., Murray, T., Paul, F., Ren, J., Rignot, E., Solomina, O., Steffen, K., & Zhang, T. 2013. *Observations: Cryosphere*.
- Vermeulen, R. 2015. *Natural Grazing*. Rewilding Europe.
- Van der Wal, R., Brooker, R., Cooper, E., & Langvatn, R. 2001. Differential Effects of Reindeer on High Arctic Lichens. *Journal of Vegetation Science* 12: 705–710.
- Whittaker, R.J. 1993. Plant population patterns in a glacier foreland succession: pioneer herbs and later-colonizing shrubs. *Ecography* 16: 117–136.
- Wild Europe. 2013. *A Working Definition of European Wilderness and Wild Areas, Update added 10/09/2013*. Wild Europe Initiative.
- Will, H., Maussner, S., & Tackenberg, O. 2007. Experimental studies of diaspore attachment to animal coats: Predicting epizoochorous dispersal potential. *Oecologia* 153: 331–339.
- Wilson, R.P., Quintana, F., & Hobson, V.J. 2012. Construction of energy landscapes can clarify the movement and distribution of foraging animals. *Proceedings. Biological sciences / The Royal Society* 279: 975–80.
- Wookey, P.A., Bol, R.A., Caseldine, C.J., Douglas, D., Wookey, P.A., Bol, R.A., Christopher, J., & Harkness, D.D. 2002. Surface Age, Ecosystem Development, and C Isotope Signatures of Respired CO₂ in an Alpine Environment, North Iceland. *Arctic, Antarctic and Alpine Research* 34: 76–87.

4. Deutsche Zusammenfassung des Manuskripts

Einleitung

Unsere Welt ist im Wandel.

Eine anthropogene Änderung unseres Klimas ist nach heutigem Wissensstand nicht mehr wegzudiskutieren, doch sind viele Details und Trends noch unklar. Unzweifelhaft findet aber ein markanter Temperaturanstieg statt, der sich insbesondere auf die Gebirgsregionen auswirkt. Eine auffällige Folge davon ist der rasche Rückgang der Gletscher. Nicht nur die Eismassen an den Polen schrumpfen, sondern auch Gletscher außerhalb der Polargebiete zeigen in den letzten 120 Jahren einen massiven Rückgang. Im Durchschnitt wurden Rückgangsraten von 5-20 m pro Jahr beobachtet, jedoch sind auch 100m oder mehr pro Jahr nachgewiesen worden (IPCC 2014; UNFCCC 2015). In Österreich wurden 2015 Gletscherrückgänge von bis zu 136m (Fischer 2016) und 2017 Rückgänge bis zu 125m pro Jahr (Lieb & Kellerer-Pirklbauer 2018) gemessen. Durch diesen Prozess werden Landflächen freigelegt, die zum Teil seit der „Kleinen Eiszeit“ (ca. 1300-1850 A.D.), zum Teil aber auch seit dem Höhepunkt der frühholozänen Warmzeit vor rund 8.000 Jahren nicht mehr eisfrei waren (Nicolussi & Patzelt 2000; Joerin et al. 2008). Da diese Flächen weitgehend frei von organischem Material sind, bieten sie der Wissenschaft die einmalige Möglichkeit, anhand von Chronosequenzen Prozesse der Primärsukzession zu untersuchen (Whittaker 1993; Stöcklin & Bäumler 1996; Niederfriniger & Erschbamer 2000; Raffl & Erschbamer 2004; Erschbamer 2007; Erschbamer et al. 2008) Diese Flächen sind jedoch nicht nur für die Wissenschaft, sondern auch für den Naturschutz von Bedeutung.

Seitdem es im Naturschutz in den 1980er-Jahren zu einem Paradigmenwechsel (Pickett et al. 1992 in Fiedler & Jain 1992) vom eher „statischen Gebietsschutz“, der sich an Stabilitäts- und Gleichgewichtsvorstellungen orientierte, hin zum Gedanken des „Prozessschutzes“ gekommen ist, dessen Interesse sich auf unbeeinflusst ablaufende, dynamische Prozesse in der Natur richtet, bekamen dynamische Primärflächen wie eisfrei werdende Gletschervorfelder zunehmende Aufmerksamkeit auch von Seiten des Lebensraumschutzes. Von besonderer Bedeutung ist das Thema in Hinblick auf die Zielsetzung der Nationalparkkernzonen, die dem Gesetzestext entsprechend „Gebiete, die sich durch völlige oder weitgehende Ursprünglichkeit auszeichnen“ (§6 Salzburger Nationalparkgesetz) zum Hauptinhalt haben.

Auch in der Österreichischen Nationalparkstrategie 2020+ (Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus 2018) wird Prozessschutz hinsichtlich einer IUCN konformen Umsetzung in den Kernzonen der Nationalparks erwähnt (Ziel 1).

In der seit Jahrtausenden anthropogen beeinflussten Gebirgslandschaft der Hohen Tauern bilden die rezent eisfrei werdenden Flächen letzte Überreste unbeeinflusster Naturlandschaften („Urnatur“), welche dadurch von besonderem Wert sind. Diese Gletschervorfelder sind von

Sukzessionsprozessen geprägt, die zur Neuentstehung von Artengemeinschaften führen. Diese Prozesse sind nicht nur abhängig von der Diasporenausbreitung verschiedener Arten, sondern auch durch Habitatfilterung (abiotische Prozesse) und Nischendifferenzierung (biotische Faktoren) (MacArthur & Levins 1967; Grime 2006). Je nach Ökosystem (Hulshof et al. 2013) und Sukzessionsstadium (Del Moral et al. 1995) tragen diese Faktoren in einem unterschiedlichen Maße zu der Entstehung von Artengemeinschaften bei. Sukzessionsprozesse sind weder determiniert noch streng zielgerichtet, vielmehr können sie eine Vielzahl an Wegen einnehmen (Raffl et al. 2006). Am Beginn spielen stochastische Prozesse wie die Verfügbarkeit von Diasporen (Del Moral & Wood 1988; Stöcklin & Bäumler 1996) oder Störungsereignisse (Raffl & Erschbamer 2004), eine ausschlaggebende Rolle, die zu einem Mosaik aus sogenannten „*safe sites*“ führen (Stöcklin & Bäumler 1996). Auf Gletschervorfeldern führt dies zu einer feinskalierten, chaotischen Vegetationsstruktur (Burga et al. 2010). Im Laufe des Sukzessionsprozesses werden Arten immer stärker durch inter- und intraspezifischer Konkurrenz sowie den abiotischen Habitatbedingungen selektiert (Chapin et al. 1994; Del Moral et al. 1995)

Seit dem Ende des zweiten Weltkriegs änderte sich die Österreichische Almwirtschaft. Nicht nur änderten sich die Nutztierarten, von Jung- und Galtvieh hin zu Schafen, auch die Behirtung der Tiere ging aufgrund des fehlenden Personals sukzessive zurück. Heute werden zum größten Teil Schafe im Frühsommer in die Alm- und Gebirgsregionen aufgetrieben (Sömmerung), wo sie die Sommermonate über mit minimaler Aufsicht weiden können (Spangenberg-Resmann 1978). Dadurch können Schafe auch in sehr entlegenen Gebieten der Alpen weiden und so einen Druck auf die dortigen Pflanzengesellschaften und autochthonen Tierarten ausüben (Augustine & McNaughton 1998; Austrheim & Eriksson 2001; Ryser-Degiorgis et al. 2002; Austrheim et al. 2008; Fankhauser et al. 2008; La Morgia & Bassano 2009; Ferretti et al. 2015). Schon Hodkinson et al. (2003) erkannte, dass Weidedruck einen Effekt auf postglaziale Sukzessionsflächen ausüben kann: „In Studien zu Primärsukzessionen von Gletschervorfeldern ist der Effekt von zusätzlichen externen Faktoren wie der von Tieren bis dato quasi unbeachtet geblieben“ (übersetzt aus Hodkinson et al. 2003). Im Fokus dieser Studie steht deshalb die Entwicklung von Pflanzengesellschaften auf Gletschervorfeldern, wobei besonders der Effekt des Menschen auf die Artenzusammensetzung dieser Sukzessionsflächen analysiert wird.

Da das Untersuchungsgebiet ein traditionell touristisch genutztes Gebiet ist und ein sehr gut ausgebautes Wegenetz aufweist, welches teilweise die Gletschervorfelder des Bergmassivs kreuzt, wird auch der Einfluss von Wanderwegen in die Analysen integriert. Generell ist noch nicht viel über den Einfluss von alpinen Wegen und Steigen auf die umgebende alpine Vegetation bekannt, jedoch wurde gezeigt, dass Bergstraßen und alpine Wirtschaftswege als Vektoren für die Verbreitung von heimischen und eingewanderten Pflanzenarten dienen können (Lambrechts et al. 2017). Ob auch alpine Wege und Steige ein ähnliche Wirkungen haben

können, ist noch zu prüfen. Neben diesem möglichen Effekt stellen Wanderwege relativ energieeffiziente Aufstiegsmöglichkeiten dar, die potentiell auch von Tieren verwendet werden können. Dieses Verhalten könnte für manche Tiere die Netto-Energieausbeute bei der Futtersuch maximieren, was der „*Optimum Foraging Hypothesis*“ entsprechen würde (Ganskopp et al. 2000, MacArthur and Pianka 1966, Wilson et al. 2012). Aus diesen Gründen ist der Einfluss von Wanderwegen ein interessanter und zu prüfender Faktor für die Entwicklung von Pflanzengesellschaften.

Um einen tieferen Einblick in Primärsukzessionsprozessen von Gletschervorfeldern zu erhalten werden in dieser Studie folgende Forschungsfragen bearbeitet: (i) Haben Wanderwege und (ii) hat Beweidung durch Nutztiere einen Einfluss auf die Zusammensetzung und Entwicklung der Vegetation auf den Sukzessionsflächen der Gletschervorfelder? (iii) Wird die Vegetation des unbeweideten Untersulzbachtals (Teil des Sonderschutzgebiets „Wildnisgebiet Sulzbachtäler“) durch andere Faktoren erklärt als jene der beweideten Gebiete Viltragental und Frosnitzal?

Diese Arbeit soll neben der Beantwortung dieser wissenschaftlichen Fragestellung das Bewusstsein für die Bedeutung und Vulnerabilität postglazialer Sukzessionsflächen stärken, sowie deren Potential und Relevanz für den angewandten Prozessschutz aufzeigen.

Material und Methoden

Während des Sommers 2016 wurden Vegetationskartierungen auf drei Gletschervorfelder des Großvenediger Massivs (Salzburg und Tirol, Österreich, 47° 6' N, 12° 20' E) durchgeführt, namentlich im Untersulzbachtal, Viltragental und Frosnitzal. Alle Aufnahmeflächen wurden über einen „*stratified random sampling*“-Ansatz zufällig entlang von transversalen equidistanten Transekten ausgewählt. In Summe wurden 144 Relevés erfasst, die 5 bis 166 Jahre alte Sukzessionsstadien abbilden (Abbildung 1a-1d des Manuskripts). Auf jedem Aufnahmepunkt wurde die Vegetation von 1m² nach der Methode von Braun-Blanquet (1964), adaptiert nach Dierschke (1994), aufgenommen (ökologische Kopfdaten siehe Tabelle 1 des Manuskripts). Zusätzlich wurde auf einer 3m x 3m großen Fläche (die 1m² Fläche umfassend) der durch Betritt verursachte Offenbodenanteil und die Anzahl von Losungen notiert.

Das gesamte Untersuchungsgebiet liegt innerhalb des Nationalpark-Hohe-Tauern-Komplexes. Wobei das Untersulzbachtal zusätzlich ein Teil des Sonderschutzgebiets „Wildnisgebiet Sulzbachtäler“ ist, das Viltragental in der Naturzone des Nationalparks (IUCN konforme Kernzone) und das Frosnitzal in einem weniger streng geschützten Teil der Kernzone liegt. Im Untersulzbachtal ist seit der Ausweisung des Sonderschutzgebiets „Inneres Untersulzbachtal“ (das 2018 in das Sonderschutzgebiet „Wildnisgebiet Sulzbachtäler“ integriert wurde) im Jahre 1996 jegliche Beweidung durch Nutztiere verboten, auch vor der offiziellen Ausweisung wurde das Gebiet unter dem Besitz des „Vereins Naturschutzpark Lüneburger Heide“ (VNP) kaum bewirtschaftet.

Die gesamte statistische Auswertung wurde mit R, Version 3.4.2, durchgeführt (Skriptum siehe Anhang 6.2). Als Voranalyse wurde das Raumnutzungsverhalten von Schafen, über die Auswertung der Verteilung von Losungen, mittels eines „Zero-Inflated-Regressionsmodells“ analysiert. Um die Prozesse, die für die Entstehungen der Artenzusammensetzungen verantwortlich sind, genauer zu analysieren, wurden Distanz-basierte-Redundanzanalysen (dbRDA), basierend auf einem „Bray-Curtis-Similarity-Index“, durchgeführt. Für die Analyse der Artenzahlen wurden mit den aufgenommenen Vegetationsdaten Generalisierte-lineare-gemischte-Modelle (GLMM) gerechnet. Anschließend wurden die Ergebnisse beider Auswertungen einem Modell-Selektions-Verfahren, basierend auf einem korrigierten Akaike-Informationen-Kriterium (AICc), unterzogen und die besten Modelle ermittelt (genauere Beschreibung siehe Manuskript (Statistical analysis) und Skript (Anhang 6.2.1 und 6.2.2)).

Wichtigste Ergebnisse

Die Zahl an Schaflosungen in den Untersuchungsgebieten Viltragental und Frosnitzal nehmen hoch signifikant mit dem Abstand zu Wanderwegen ab (siehe Abbildung 2 des Manuskripts). Im Untersulzbachtal wurden hingegen keine Schaflosungen gefunden. Deshalb wird der Faktor „Distanz zu Wanderwege“ in der gesamten Studie als Proxy für Weiddruck durch Schafe (Beweidung, Betritt und Nährstoffeintrag) verwendet.

Die wichtigsten Faktoren, welche die Vegetationszusammensetzung und Artenzahlen der drei Gletschervorfelder erklären, sind die „Distanz zu Wanderwege“, „Seehöhe“, „Bodentyp“ sowie der Randomfaktor „Transekt“ (siehe Tabelle 2 des Manuskripts). Wobei hervorzuheben ist, dass im Untersulzbachtal der Faktor „Distanz zu Wanderwege“ (Proxy für Weidedruck) weder bei den dbRDA noch bei den GLMM's Teil der relevanten Modelle ist.

Diskussion

Raumnutzungsverhalten der Schafe

Auswertungen der Schaflosungen lassen annehmen, dass Schafe die Nähe zu Wanderwegen während ihrer täglichen Futtersuche bevorzugen. Dieses Verhalten reduziert die energetischen Kosten für den Auf- beziehungsweise Abstieg und entspricht der „Optimum-Foraging-Hypothesis“ nach MacArthur und Pianka (1966). Genau jenes Verhalten wurde auch bei den Aufnahmen im Feld beobachtet. Wie bereits erwähnt, kann auf Grund dieser Ergebnisse der Faktor „Distanz zu Wanderwege“ als Proxy für Weidedruck durch Schafe (Beweidung, Betritt und Nährstoffeintrag) genutzt werden. Darüber hinaus zeigen diese Ergebnisse, dass Wanderwege als anthropogene Strukturelemente einen Einfluss auf das Verhalten von Schafen haben. Dies hat indirekt auch Auswirkungen auf die Vegetation beziehungsweise deren Entwicklung, wie weitere Analysen zeigen

„Distanz zu Wanderwege“ / Weidedruck durch Schafe

Betrachtet man die Auswertung aller Relevés, so ist „Distanz zu Wanderwege“ in Form des Weidedrucks durch Schafe (Beweidung, Betritt und Nährstoffeintrag) sowohl für die Erklärung der Artenzusammensetzung als auch der Artenzahlen ein relevanter Faktor. In den dbRDA Auswertungen ist dieser Faktor sogar bei den Submodellen des Frosnitz- und Viltragentals hoch relevant. Im Submodell des Frosnitztals werden die Artenzahlen der Vegetation durch die Faktoren „Distanz zu Wanderwege“ und „Bodenart“ erklärt. Dieses Modell kann mit genannten Faktoren sogar über 75% der Varianz erklären. Im Kontrast dazu, erklärt der Faktor „Distanz zu Wanderwege“ bzw. der Weidedruck durch Schafe keine Vegetationsmuster des Untersulzbachtals. Daraus lässt sich schließen, dass die Beweidung durch Schafe einen quantifizierbaren Effekt auf die Primärsukzession von Gletschervorfeldern hat.

Abiotische Faktoren „Seehöhe“ und „Bodenart“

Während die Seehöhe in allen Modellen der dbRDA (Erklärung der Artenzusammensetzung) eine erklärende Rolle spielt, so ist für die Artenzahlen der Sukzessionsflächen die Bodenart ein wichtiger Bestandteil der besten Modelle.

Die Seehöhe spielt auf Gletschervorfeldern mehrere Rollen. Die sogenannte „*laps-rate*“ beschreibt die Temperaturabnahme von durchschnittlich 0,6-0,7°C pro 100 Höhenmeter. Da die Aufnahmepunkte zwischen 1800 und 2675m liegen, inkludiert der Faktor „Seehöhe“ unter anderem eine Änderung der Jahresdurchschnittstemperatur zwischen den einzelnen Untersuchungsflächen. Durch den weitgehend homogenen Rückgang der europäischen Inlandgletscher entstehen auf den Gletschervorfeldern Chronosequenzen von Pflanzengesellschaften unterschiedlichen Alters. Dadurch verbirgt sich auch der Aspekt unterschiedlich alter Pflanzengesellschaften hinter dem Faktor „Seehöhe“.

Betrachtet man nun den Faktor „Bodenart“, so ist der Wirkungskreis viel kleinräumiger als jener der Seehöhe. Burgar et al. (2010) zeigten in ihrer Studie, dass das chaotische feinskalierte Vegetationsmuster von Gletschervorfeldern besonders auf lokale abiotischen Bedingungen zurückzuführen ist. Insbesondere in den Anfangsstadien der Besiedelung sind vorteilhafte Bedingungen („*safe sites*“) und stochastische Effekte von übergeordneter Rolle (Raffl et al. 2006; Erschbamer et al. 2008). Die Bodenart ist ausschlaggebend für die Wasserhaltekapazität und das Mikroklima der Standorte, wodurch die Vegetation auf einer feinskalierten Ebene beeinflusst wird.

Conclusio

Jedes Jahr werden durch den Rückgang der europäischen Inlandgletscher unbeeinflusste Rohböden freigelegt. Diese Habitats sind potentiell eine der letzten vom Menschen unberührten

Flächen in Europa und bilden möglicherweise eine der letzten Orte primärer Wildnis, sofern sie geschützt werden beziehungsweise ungenutzt bleiben.

Diese Studie zeigt auf, dass anthropogener Einfluss durch (i) Schafbeweidung die Sukzession von Pflanzengesellschaften auf Gletschervorfeldern beeinflussen kann. Zusätzlich haben (ii) Wanderwege einen indirekten Effekt auf die Vegetation, da sie das Raumnutzungsverhalten der Schafe beeinflussen. Vergleichend kann gesagt werden, dass laut den gerechneten Modellen (iii) die Vegetation des unbeweideten Untersulzbachtals (Teil des Sonderschutzgebiets „Wildnisgebiet Sulzbachtäler“) keine sichtbaren Hinweise auf eine anthropogen beeinflusste Sukzession aufweist. Alle diese Ergebnisse unterstreichen die Sensibilität von Gletschervorfeldern und die Bedeutung für den Naturschutz, diese letzten „wilden“ Orte Europas zu schützen.

5. Literaturverzeichnis

- Acevedo, P., & Cassinello, J. 2009. Biology, ecology and status of Iberian ibex *Capra pyrenaica*: A critical review and research prospectus. *Mammal Review* 39: 17–32.
- Aldo Leopold Foundation. 2018. About Aldo Leopold. <https://www.aldoleopold.org/about/aldo-leopold/> (abgerufen am 26.04.2018).
- Augustine, D.J., & McNaughton, S.J.S.J. 1998. Ungulate effects on the functional species composition of plant communities: herbivore selectivity and plant tolerance. *The Journal of Wildlife Management* 62: 1165–1183.
- Austrheim, G., & Eriksson, O. 2001. Plant species diversity and grazing in the Scandinavian mountains - patterns and processes at different spatial scales. *Ecography* 24: 683–695.
- Austrheim, G., Myrsterud, A., Pedersen, B., Halvorsen, R., Hassel, K., & Evju, M. 2008. Large scale experimental effects of three levels of sheep densities on an alpine ecosystem. *Oikos* 117: 837–846.
- Bailey, D.W., Gross, J.E., Laca, E.A., Rittenhouse, L.R., Coughenour, M.B., Swift, D.M., & Sims, P.L. 1996. Management Mechanisms That Result in Large Herbivore Grazing Distribution Patterns. *Society of Range Management* 49: 386–400.
- Bartón, K. 2017. Multi-Model Inference. *R package version 1.40.0*. <https://CRAN.R-project.org/package=MuMIn> 73.
- Bates, D., Mächler, M., Bolker, B., & Walker, S. 2015. Fitting Linear Mixed-Effects Models using lme4. *Journal of Statistical Software* 67: 1–48.
- Blum, W.E.H., Dannberg, O.H., Glatzel, G., Grall, H., Kilian, W., MutschF., & Stöhr, D. 1986. Waldbodenuntersuchung. Geländeaufnahme, Probennahme, Analyse. *Österr. Bodenkundl. Ges., Wien*
- BMLFUW. 2014. *Biodiversitäts-Strategie Österreich 2020+*. Vienna.
- Braun-Blanquet, J. 1964. *Pflanzensoziologie*. Springer Verlag, Wien.
- Brookshire, E.N.J., Kauffman, J.B., Lytjen, D., & Otting, N. 2002. Cumulative effects of wild ungulate and livestock herbivory on riparian willows. *Oecologia* 132: 559–566.
- Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus. 2018. *Nationalpark-Strategie Österreich 2020 +*.
- Burga, C.A., Krüsi, B., Egli, M., Wernli, M., Elsener, S., Ziefle, M., Fischer, T., & Mavris, C. 2010. Plant succession and soil development on the foreland of the Morteratsch glacier (Pontresina, Switzerland): Straight forward or chaotic? *Flora: Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants* 205: 561–576.

- Casson, S.A., Martin, V.G., Watson, A., Stringer, A., Kormos, C.F., Locke, H., Ghosh, S., Carver, S., McDonald, T., Sloan, S.S., Mercurieff, I., Hendee, J., Dawson, C., Moore, S., Newsome, D., Mccool, S., Semler, R., Martin, S., Dvorak, R., Armatas, C., Swain, R., Barr, B., Krause, D., Whittington-Evans, N., Hamilton, L.S., Holtrop, J., Tricker, J., Landres, P., Mejicano, E., Gilbert, T., Mackey, B., Aykroyd, T., Zimmerman, B., & Thomas, J. 2016. *Wilderness Protected Areas: Management guidelines for IUCN Category 1b protected areas*. IUCN.
- Chapin, F.S., Walker, L.R., Fastie, C.L., & Sharman, L.C. 1994. Mechanisms of Primary Succession Following Deglaciation at Glacier Bay , Alaska. *Ecological Monographs* 64: 149–175.
- Cordell, K., Bergstrom, J., & Bowker, M. 2005. *The Multiple Values of Wilderness*. Venture Publishing, Inc. State College, Pennsylvania.
- Dierschke, H. 1994. *Pflanzensoziologie. Grundlagen und Methoden* No Title. Eugen Ulmer, Stuttgart.
- Dudley, N. 2008. *Guidelines for applying protected area management categories*. IUCN.
- Erschbamer, B. 2007. Winners and losers of climate change in a central alpine glacier foreland. *Arctic, Antarctic, and Alpine Research* 39: 237–244.
- Erschbamer, B., Niederfriniger Schlag, R., & Winkler, E. 2008. Colonization processes on a central Alpine glacier foreland. *Journal of Vegetation Science* 19: 855–862.
- EUROPARC Deutschland. 2010. *Richtlinien für die Anwendung der IUCN-Managementkategorien für Schutzgebiete*.
- European Commission. 2013. *Guidelines on Wilderness in Natura 2000- Management of terrestrial wilderness and wild areas within the Natura 2000 Network*.
- European Environmental Agency. 2011. *Wilderness Quality Index*.
- Evju, M., Mysterud, A., Austrheim, G., & Okland, R.H. 2006. Selecting herb species and traits as indicators of sheep grazing pressure in a Norwegian alpine habitat. *Ecoscience* 13: 459–468.
- Fachausschuss Wildnis und Prozessschutz. 2016. *Positionspapier Wildnis und Prozessschutz in Österreichischen Nationalparks*.
- Fankhauser, R., Galeffi, C., & Suter, W. 2008. Dung avoidance as a possible mechanism in competition between wild and domestic ungulates: Two experiments with chamois *Rupicapra rupicapra*. *European Journal of Wildlife Research* 54: 88–94.
- Ferretti, F., Corazza, M., Campana, I., Pietrocini, V., Brunetti, C., Scornavacca, D., & Lovari, S. 2015. Competition between wild herbivores: Reintroduced red deer and Apennine chamois. *Behavioral Ecology* 26: 550–559.
- Fiedler, P.L., & Jain, S.K. 1992. *Conservation Biology: the theory and practice of nature conservation, preservation, and management*. Chapman and Hall, New York.

- Fieser, J., & Dowden, B.H. 2018. The internet encyclopedia of philosophy - American Wilderness Philosophy. <http://www.iep.utm.edu/am-wild/#SH3c> (abgerufen am 26.04.2018).
- Fischer, A. 2016. Gletscher bericht 2014/2015. *Bergauf* 71: 6–13.
- Ganskopp, D., Cruz, R., & Johnson, D.E. 2000. Least-effort pathways?: A GIS analysis of livestock trails in rugged terrain. *Applied Animal Behaviour Science* 68: 179–190.
- Gough, L., Shaver, G.R., Carroll, J., Royer, D.L., & Laundre, J.A. 2000. Vascular plant species richness in Alaskan arctic tundra: The importance of soil pH. *Journal of Ecology* 88: 54–66.
- Grime, J.P. 2006. Trait convergence and trait divergence in herbaceous plant communities: Mechanisms and consequences. *Journal of Vegetation Science* 17: 255–260.
- Hodkinson, I.D., Coulson, S.J., & Webb, N.R. 2003. Community assembly along proglacial chronosequences in the high Arctic: Vegetation and soil development in north-west Svalbard. *Journal of Ecology* 91: 651–663.
- Hofmann, R.R. 1989. Evolutionary Steps of Ecophysiological Adaptation and Diversification of Ruminants: A Comparative View of Their Digestive System. *Oecologia* 78: 443–457.
- Hulshof, C.M., Violle, C., Spasojevic, M.J., Mcgill, B., Damschen, E., Harrison, S., & Enquist, B.J. 2013. Intra-specific and inter-specific variation in specific leaf area reveal the importance of abiotic and biotic drivers of species diversity across elevation and latitude. *Journal of Vegetation Science* 24: 921–931.
- IPCC. 2014. *Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.*
- Jacobson, M.Z. 2005. *Fundamentals of Atmospheric Modeling.* Cambridge University Press.
- Jedicke, E. 1998. *Raum-Zeit-Dynamik in Ökosystemen und Landschaften.*
- Joerin, U.E., Nicolussi, K., Fischer, A., Stocker, T.F., & Schlüchter, C. 2008. Holocene optimum events inferred from subglacial sediments at Tschierwa Glacier, Eastern Swiss Alps. *Quaternary Science Reviews* 27: 337–350.
- Kaye, R. 2012. What Future for Wilderness within a Climate-Changeing National Wildlife Refuge System? *International Journal of Wilderness* 18: 15–20.
- Kirchhoff, T., & Vicenzotti, V. 2014. A historical and systematic survey of European perceptions of wilderness. *Environmental Values* 23: 443–464.
- Kohler, B., Enzenhofer, K., Plutzar, C., & Zika, M. 2016. Wildnis in Österreich – auf der Suche nach den letzten unerschlossenen, abgelegenen und naturnahen Räumen der Ostalpen. *Acta ZooBot Austria* 27.
- Kohler, B., Laßnig, C., & Zika, M. 2012. *Wildnis in Österreich? Herausforderung für Gesellschaft, Naturschutz und Naturraummanagement in Zeiten des Klimawandels.* Österreichische Bundesforste AG (ÖBf AG), Kompetenzfeld Naturschutz, Purkersdorf.

- Kohler, B., Plutzer, C., Enzenhofer, K., Schrank, J., & Ziska, M. 2017. Wilderness preserved? Representation of wild land within Austria's network of protected areas. *Conference Volume 6th Symposium for Research in Protected Areas*
- Kormos, C.F., Badman, T., Jaeger, T., Bertzky, B., Merm, R. Van, Osipova, E., Shi, Y., & Larsen, P.B. 2017. *UNESCO World Heritage, Wilderness, and Large Landscapes and Seascapes*. IUCN, Gland, Switzerland.
- Landres, P.B., Barns, C., Dennis, J.G., Devine, T., Geissler, P., Mccasland, C.S., Merigliano, L., Seastrand, J., Swain, R., John, G., & Curtis, S. 2008. *Keeping It Wild: An Interagency Strategy to Monitor Trends in Wilderness Character Across the National Wilderness Preservation System*. Gen. Tech. Rep. RMRS-GTR-212. Fort Collins, CO: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station.
- Landres, P.B., Brunson, M.W., Merigliano, L., Sydoriak, C., & Morton, S. 2000. Naturalness and wildness: The dilemma and irony of managing wilderness. *USDA Forest Service Proceedings* 5: 377–381.
- Leditznig, C. 2018. Wildnis Dürrenstein. <https://www.wildnisgebiet.at/portraet/> (abgerufen am 26.04.2018).
- Lefcheck, J.S. 2016. piecewiseSEM: Piecewise structural equation modelling in r for ecology, evolution, and systematics. *Methods in Ecology and Evolution* 7: 573–579.
- Lembrechts, J.J., Alexander, J.M., Cavieres, L.A., Haider, S., Lenoir, J., Kueffer, C., McDougall, K., Naylor, B.J., Nuñez, M.A., Pauchard, A., Rew, L.J., Nijs, I., & Milbau, A. 2017. Mountain roads shift native and non-native plant species' ranges. *Ecography* 40: 353–364.
- Leroux, S.J., & Rayfield, B. 2014. Methods and tools for addressing natural disturbance dynamics in conservation planning for wilderness areas. *Diversity and Distributions* 20: 258–271.
- Leroux, S.J., Schmiegelow, F.K. a, Lessard, R.B., & Cumming, S.G. 2007. Minimum dynamic reserves: A framework for determining reserve size in ecosystems structured by large disturbances. *Biological Conservation* 138: 464–473.
- Lesslie, R.G. 2016. *The Wilderness Continuum Concept and Its Application in Australia: Lessons for Modern Conservation*. Springer Dordrecht, Heidelberg, New York, London.
- Levine, R. 1987. Indians, Conservation, and George Bird Grinnell. *American Studies* 28: 41–55.
- Lieb, G.K., & Kellerer-Pirklbauer, A. 2018. Gletscherbericht 2016/2017. *Bergauf* 73: 20–29.
- MacArthur, R., & Levins, R. 1967. The Limiting Similarity, Convergence, and Divergence of Coexisting Species. *The American Naturalist* 101: 377–385.
- MacArthur, R.H., & Pianka, E.R. 1966. On Optimal Use of a Patchy Environment. *The American Naturalist* 100: 603–609.
- McArdle, B., & Anderson, M. 2001. Fitting Multivariate Models to Community Data: A Comment on Distance-Based Redundancy Analysis. *Ecology* 82: 290–297.

- Minchin, P.R., Oksanen, A.J., Blanchet, F.G., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., Mcglinn, D., Hara, R.B.O., Simpson, G.L., Solymos, P., Stevens, M.H.H., & Szoecs, E. 2018. vegan: Community Ecology Package. *R package version 2.4.3*. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan> 292.
- Del Moral, R., Titus, J.H., & Cook, A.M. 1995. Early primary succession on Mount St. Helens, Washington, USA. *Journal of Vegetation Science* 6: 107–120.
- Del Moral, R., & Wood, D.M. 1988. Dynamics of herbaceous vegetation recovery on Mount St. Helens, Washington, USA, after a volcanic eruption. *Vegetatio* 74: 11–27.
- La Morgia, V., & Bassano, B. 2009. Feeding habits, forage selection, and diet overlap in Alpine chamois (*Rupicapra rupicapra* L.) and domestic sheep. *Ecological Research* 24: 1043–1050.
- Nagy, L., & Grabherr, G. 2009. *The Biology of Alpine Habitats*. Oxford University Press.
- Nash, R.F. 2001. *Wilderness and the American Mind*. Yale University Press, New Haven and London.
- National Park Service. 2018. Wilderness up close. https://www.nature.nps.gov/views/KCs/Wilderness/HTML/ET_07_UpClose.htm (abgerufen am 26.04.2018).
- Nationalpark Bayerischer Wald. 2008. *Jahresbericht 2008*.
- Nicolussi, K., & Patzelt, G. 2000. Untersuchungen zur holozänen Gletscherentwicklung von Pasterze und Gepatschferner (Ostalpen). *Zeitschrift für Gletscherkunde und Glazialgeologie* 36: 1–87.
- Niederfriniger, R., & Erschbamer, B. 2000. Germination and Establishment of Seedlings on a Glacier Foreland Central Austria Alps, Austria. *Arctic, Antarctic and Alpine Research* 32: 270–277.
- Pfeifer, W. 2018. Digitale Fassung des Etymologischen Wörterbuchs des Deutschen. <https://www.dwds.de/wb/wild> (abgerufen am 26.04.2018).
- Pickett, S.T.A., Parker, V.T., & Fielder, P.L. 1992. The New Paradigm in Ecology: Implications for Conservation Biology Above the Species Level. In *Conservation Biology*, pp. 65–88. Springer, Boston, MA.
- Pickett, S.T.A., & Thompson, J.N. 1978. Patch dynamics and the design reserves. *Biological Conservation* 13: 27–37.
- R Core Team. 2017. R: A language and environment for statistical computing. *R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria*. URL <https://www.R-project.org/>.
- Raffl, C., & Erschbamer, B. 2004. Comparative vegetation analyses of two transects crossing a characteristic glacier valley in the Central Alps. *Phytocoenologia* 34: 225–240.

- Raffl, C., Mallaun, M., Mayer, R., & Erschbamer, B. 2006. Vegetation Succession Pattern and Diversity Changes in a Glacier Valley, Central Alps, Austria. *Arctic, Antarctic, and Alpine Research* 38: 421–428.
- Redjadj, C., Darmon, G., Maillard, D., Chevrier, T., Bastianelli, D., Verheyden, H., Loison, A., & Saïd, S. 2014. Intra- and interspecific differences in diet quality and composition in a large herbivore community. *PLoS ONE* 9: e84756.
- Remmert, H. 1991. Das Mosaik-Zyklus-Konzept und seine Bedeutung für den Naturschutz - Eine Übersicht. *Laufener Seminarbeiträge, Akad. Natursch. Landschaftspf. (ANL)* 5: 5–15.
- Remmert, H. 1988. *Naturschutz. Ein Lesebuch nicht nur für Planer, Politiker und Polizisten, Publizisten und Juristen*. Springer-Verlag, Berlin-Heidelberg-New York.
- Ryser-Degiorgis, M.-P., Ingold, P., Tenhu, H., Tebar Less, A.M., Ryser, A., & Giacometti, M. 2002. Encounters between Alpine Ibex, Alpine Chamois and Domestic Sheep in the Swiss Alps. *Hystrix* 13: 1–11.
- Scherzinger, W. 1991. Das Mosaik-Zyklus-Konzept aus der Sicht des zoologischen Artenschutzes. *Laufener Seminarbeiträge, Akad. Natursch. Landschaftspf. (ANL)* 5: 30–42.
- Scherzinger, W. 1996. *Naturschutz im Wald. Qualitätsziele einer dynamischen Waldentwicklung*. Eugen Ulmer Verlag, Stuttgart.
- Scherzinger, V.W. 2012. Schutz der Wildnis – ein gewichtiger Beitrag zur Landeskultur. *Silva fera* 1: 38–63.
- Scherzinger, W. 2007. *Warum brauchen wir Wildnis - was bringt sie dem Naturschutz in Mitteleuropa?* Schriftenreihe des Nationalpark Kalkalpen.
- Schmidt, M., Sommer, K., Kriebitzsch, W.-U., Ellenberg, H., & von Oheimb, G. 2004. Dispersal of vascular plants by game in northern Germany. Part I: Roe deer (*Capreolus capreolus*) and wild boar (*Sus scrofa*). *European Journal of Forest Research* 123: 167–176.
- Schuster, U. 2010. Der Prozessschutzgedanke in Deutschland: Seine Ursprünge, seine Verfechter, seine Argumentation. *Laufener Spezialbeiträge. Wildnis zwischen Natur und Kultur: Perspektiven und Handlungsfelder für den Naturschutz*
- Schwarzenberger, A., Laass, J., & Zink, R. 2013. The Bearded Vulture in the Alps – importance of protected areas and long term monitoring. *Conference Volume 5th Symposium for Research in Protected Areas*
- Schweiger, A.K., Schütz, M., Anderwald, P., Schaepman, M.E., Kneubühler, M., Haller, R., & Risch, A.C. 2015. Foraging ecology of three sympatric ungulate species – Behavioural and resource maps indicate differences between chamois, ibex and red deer. *Movement Ecology* 3: 6.
- Schwienbacher, M. 2017. Anthropogenic influence on primary succession: A comparative study of 3 glacier forelands of the Central -Alps, Austria. *Conference Volume 6th Symposium for Research in Protected Areas*

- Scott, D. 2005. The Wilderness Act and Its Recent History. In *The Multiple Values of Wilderness*, pp. 23–45. Venture Publishing, Inc. State College, Pennsylvania.
- Sierra Club. 2018. Sierra Club. <https://www.sierraclub.org/about> (abgerufen am 26.04.2018).
- Sinner, K.F., Baranek, U., Gehrlein, U., Fettweis, K., Schraml, A., Milz, E., & Mathias, C. 2015. *Gesamtbericht über die Evaluierung der Nationalparks in Österreich Gesamtbericht über die Evaluierung der Nationalparks in Österreich*.
- Spangenberg-Resmann, D. 1978. *Die Entwicklung der Almwirtschaft in den Oberpinzgauer Tauerntälern/Salzburg*. Arbeiten aus dem Geographischen Institut der Universität Salzburg.
- Stadler, F., & Wiedmer, E. 1999. Sommerung von Schafen - Vorschläge zur Lösung der Probleme aus landschaftsökologischer Sicht. *Schweizerische Zeitschrift fuer Forstwesen* 150: 347–353.
- Stöcklin, J., & Bäumler, E. 1996. Seed rain, seedling establishment and clonal growth strategies on a Glacier Foreland. *Journal of Vegetation Science* 9: 45–56.
- Sturm, K. 1993. Prozessschutz - Ein Konzept für naturschutzgerechte Waldwirtschaft. *Zeitschriften für Ökologie und Naturschutz* 2: 181–192.
- Stüwe, M., & Nievergelt, B. 1991. Recovery of Alpine ibex from near extinction: the result of effective protection, captive breeding, and reintroductions. *Applied Animal Behaviour Science* 29: 379–387.
- The European Parliament. 2009. *European Parliament resolution of 3 February 2009 on Wilderness in Europe (2008/2210(INI))* The. The European Parliament, Straßbourg.
- The Rewilding Institute. 2018. A brief history of the national wilderness preservation system. <https://rewilding.org/a-brief-history-of-the-national-wilderness-preservation-system-2/> (abgerufen am 26.04.2018).
- Thoreau, H.D. 1854. *Walden*. Ticknor and Fields, Boston.
- Thoreau, H.D. 1862. Walking. *The Atlantic Monthly* 9: 657–674.
- UNFCCC. 2015. *Paris Climate Change Conference - November 2015*. Paris.
- Vaughan, D.G., Comiso, J.C., Allison, I., Carrasco, J., Kaser, G., Kwok, R., Mote, P., Murray, T., Paul, F., Ren, J., Rignot, E., Solomina, O., Steffen, K., & Zhang, T. 2013. *Observations: Cryosphere*.
- Vermeulen, R. 2015. *Natural Grazing*. Rewilding Europe.
- Van der Wal, R., Brooker, R., Cooper, E., & Langvatn, R. 2001. Differential Effects of Reindeer on High Arctic Lichens. *Journal of Vegetation Science* 12: 705–710.
- White, D.D., & Hendee, J.C. 2000. Primal hypotheses: The relationship between naturalness, solitude, and the wilderness experience benefits of development of self, development of community, and spiritual development. *USDA Forest Service Proceedings* 3: 223–227.

- Whittaker, R.J. 1993. Plant population patterns in a glacier foreland succession: pioneer herbs and later-colonizing shrubs. *Ecography* 16: 117–136.
- Wild Europe. 2013. *A Working Definition of European Wilderness and Wild Areas, Update added 10/09/2013*. Wild Europe Initiative.
- Wilderness.net. 2018. Wilderness.net. <https://www.wilderness.net/NWPS/fastfacts> (abgerufen am 26.04.2018).
- Wilderness Character Integration Team (U.S.), United States. National Park Service. Office of Park Planning and Special Studies, & United States. National Park Service. Wilderness Stewardship Division. 2014. *Keeping it wild in the National Park Service: a user guide to integrating wilderness character into park planning, management, and monitoring*. National Park Service, U.S. Department of the Interior, Washington D.C.
- Will, H., Maussner, S., & Tackenberg, O. 2007. Experimental studies of diaspore attachment to animal coats: Predicting epizoochorous dispersal potential. *Oecologia* 153: 331–339.
- Wilson, R.P., Quintana, F., & Hobson, V.J. 2012. Construction of energy landscapes can clarify the movement and distribution of foraging animals. *Proceedings. Biological sciences / The Royal Society* 279: 975–80.
- Wookey, P.A., Bol, R.A., Caseldine, C.J., Douglas, D., Wookey, P.A., Bol, R.A., Christopher, J., & Harkness, D.D. 2002. Surface Age, Ecosystem Development, and C Isotope Signatures of Respired CO₂ in an Alpine Environment, North Iceland. *Arctic, Antarctic and Alpine Research* 34: 76–87.

6. Anhang

6.1. Bilder der Aufnahmen und des Untersuchungsgebiets

6.1.1. Auswahl an repräsentativen Aufnahmeflächen



Abbildung 2: Relevé aus dem Untersulzbachtal (Fünfte Aufnahme des ersten Transekts, Hochstaudenflur dominiert von *Adenostyles alliariae* und *Chaerophyllum hirsutum*, nahe des Maixmalstandes des Untersulzbachkees während der kleinen Eiszeit (vor 168 Jahren).



Abbildung 3: Relevé aus dem Frosnitztal (Erste Aufnahme des ersten Transekts, Alpiner Rasen nahe des Maixmalstandes des Frosnitzkees während der kleinen Eiszeit (vor 168 Jahren).



Abbildung 4: Relevé aus dem Untersulzbachtal (Aufnahme des dritten Transekts, Alpiner Rasen dominiert von *Rhododendron ferrugineum*)



Abbildung 5: Relevé aus dem Frosnitzal (Fünfte Aufnahme des dritten Transekts, Lückige Vegetation dominiert von *Saxifraga aizoides* und *Salix retusa*).



Abbildung 6: Relevé aus dem Untersulzbachtal (Aufnahme des sechsten Transekts, Pioniervegetation dominiert von *Achillea moschata* und *Saxifraga aizoides*)



Abbildung 7: Relevé aus dem Frosnitzal (Aufnahme des sechsten Transekts, laut Gletschermodellierung seit etwa 50 Jahre eisfrei, dominiert von Gletschervorfeldspezialisten wie *Geum reptans*, *Oxyria digyna*, *Cerastium uniflorum* und *Saxifraga bryoides*).

6.1.2. Bilder des Untersuchungsgebiets



Abbildung 8: Gletschervorfeld im Untersulzbachtal.



Abbildung 9: Gletschervorfeld im Viltragental



Abbildung 10: Gletschervorfeld im Frosnitzal

6.1.3. Gletscherrückgang



Abbildung 11: Stand des Untersulzbachkees am 24. August 2016. Der Stein im Vordergrund markiert den Gletscherstand im September 2015, das Gletschertor war zu diesem Zeitpunkt über 165 Meter zurückgewichen.

6.2. R-Skripten

6.2.1. Distance-based-Redundancy-Analysis & Non-Metric-Multidimensional-Scaling

```
#This script calculates a dbRDA of all sampling plots and of every valley
separately

###setting working directory
setwd("C:/Users/Nobody/Documents/uni/Masterarbeit Gletschervorfelder/R")

###Load packages:
install.packages("vegan")
library(vegan)

install.packages("MASS")
library(MASS)

###Load file :
spec.pro<-read.csv("C:/Users/Nobody/Documents/uni/Masterarbeit
Gletschervorfelder/R/inputs_R/new_data/species_releve.csv")

###convert data frame into matrix
#name rows
rownames(spec.pro)<-spec.pro[,1]
spec.pro<-spec.pro[,-c(1)]
#convert to matrix
spec.pro.mat<-data.matrix(spec.pro,rownames=TRUE)

###Bray-Curtis similarity index
#bc with "vegdist"
bc.veg.norm<-vegdist(spec.pro.mat, method="bray", binary=FALSE, diag=FALSE,
upper=FALSE,na.rm = FALSE)
bc.veg.norm.mat<-data.matrix(bc.veg.norm,rownames=TRUE)
write.csv(bc.veg.norm.mat, "braycurtis_veg_norm.csv")

###distance -based Redundancy analysis
#Load predictor variables:
pred1<-read.csv("C:/Users/Nobody/Documents/uni/Masterarbeit
Gletschervorfelder/R/inputs_R/new_data/pred_all_adj.csv")
rownames(pred1)<-pred1[,1]
pred1<-pred1[,-c(1)]

### full model Random factor= galcier + transect
dbrda<-dbrda(bc.veg.norm ~ alt+ north+ east+ slo_logit + dis + soil+
sdep+ sdia+ los_p+ los_w+ los+ hill+ shape+
Condition(glac:tra), pred1,dist="bray",add =TRUE)
summary(dbrda)

#reduce model
st_full<-stepAIC(dbrda)
names(st_full)

###reduced model if random factors are glac and tra
dbrda.red<-dbrda(formula = bc.veg.norm ~ alt+ dis + Condition(glac:tra),
data = pred1, distance = "bray", add =TRUE)

summary(dbrda.red)
eigen.dbrda.red<-eigenvals(dbrda.red)
summary(eigen.dbrda.red)
#Random factor 0.1119
```

```

#vectors for plotting
colvec<-c(rep("red",48),rep("green",48),rep("blue",48))
leg.txt<-c("Frosnitztal","Untersulzbachtal","Viltragental")

#plotting
x11()
ordiplot(dbrda.red, display=c("wa", "cn"),main="dbrda full model")
points(dbrda.red, display = "sites",col=colvec)

points(dbrda.red,display="sites",pch=19,col=colvec)
ident=c(rep("FRO",48),rep("UNT",48),rep("VIL",48))
ordihull(dbrda.red,groups=ident, draw="polygon",label=F)
legend("bottomleft",leg.txt, fill=c("red","green","blue"))

#B/W version !!!! Punkte doppelt!!!
typevec_glac<-c(rep(0,48),rep(1,48),rep(3,48))
leg.txt<-c("Frosnitztal","Untersulzbachtal","Viltragental")
x11()
plot(dbrda.red, display=c("wa","cn"),type = "points", main="dbrda full
model")
ident=c(rep("FRO",48),rep("UNT",48),rep("VIL",48))
points(dbrda.red, display="sites",pch=typevec_glac)
ordihull(dbrda.red,groups=ident, draw="polygon",lty=c(1,2,3),label=F)
legend("bottomleft",leg.txt, pch= c(0,1,3))

###Untersulzbachtal model Random factor= transect
spec.unt<-read.csv("C:/Users/Nobody/Documents/uni/Masterarbeit
Gletschervorfelder/R/inputs_R/new_data/species_UNT.csv")
rownames(spec.unt)<-spec.unt[,1]
spec.unt<-spec.unt[,-c(1)]
spec.unt.mat<-data.matrix(spec.unt,rownames=TRUE)
bc.veg.unt<-vegdist(spec.unt.mat, method="bray", binary=FALSE, diag=FALSE,
upper=FALSE,na.rm = FALSE)
bc.veg.unt.mat<-data.matrix(bc.veg.unt,rownames=TRUE)
pred.unt<-read.csv("C:/Users/Nobody/Documents/uni/Masterarbeit
Gletschervorfelder/R/inputs_R/new_data/pred_unt_adj.csv")
rownames(pred.unt)<-pred.unt[,1]
pred.unt<-pred.unt[,-c(1)]
dbrda_unt<-dbrda(bc.veg.unt ~ alt+ north+ east+ slo_logit+ dis+ soil+
sdep+ sdia+ los_p+ los_w+ los+ hill+ shape+
Condition(tra), pred.unt,dist="bray",add =TRUE)

#reduce model
st_unt<-stepAIC(dbrda_unt)

###reduced model Untersulzbachtal
dbrda_unt_red<-dbrda(bc.veg.unt ~ alt + Condition(tra), data = pred.unt,
distance = "bray", add =TRUE)
summary(dbrda_unt_red)
eigen.dbrda.unt.red<-eigenvals(dbrda_unt_red)
summary(eigen.dbrda.unt.red)
#random factor 0.10592

#vectors for plotting
colvec_tra<-
c(rep("blue",8),rep("green",8),rep("red",8),rep("yellow",8),rep("purple",8),r
ep("orange",8))
typevec_tra<-c(rep(0,8),rep(1,8),rep(2,8),rep(3,8),rep(4,8),rep(5,8))
leg.txt_tra<-c("transect 1","transect 2","transect 3","transect 4","transect
5","transect 6")

```

```

#plotting
x11()
plot(dbrda_unt_red, display=c("wa", "cn"), type="points", main="dbrda
Untersulzbachtal")
ident=c(rep(1,8), rep(2,8), rep(3,8), rep(4,8), rep(5,8), rep(6,8))
points(dbrda_unt_red, display="sites", col=colvec_tra, pch=typevec_tra)
legend("bottomleft", leg.txt_tra, pch= c(0,1,2,3,4,5))

#B/W
x11()
plot(dbrda_unt_red, display=c("wa", "cn"), type="points", main="dbrda
Untersulzbachtal")
ident=c(rep(1,8), rep(2,8), rep(3,8), rep(4,8), rep(5,8), rep(6,8))
points(dbrda_unt_red, display="sites", pch=typevec_tra)
legend("bottomleft", leg.txt_tra, pch= c(0,1,2,3,4,5))

###Frosnitztal model Random factor= transect
spec.fro<-read.csv("C:/Users/Nobody/Documents/uni/Masterarbeit
Gletschervorfelder/R/inputs_R/new_data/species_FRO.csv")
rownames(spec.fro)<-spec.fro[,1]
spec.fro<-spec.fro[,-c(1)]
spec.fro.mat<-data.matrix(spec.fro, rownames=TRUE)
bc.veg.fro<-vegdist(spec.fro.mat, method="bray", binary=FALSE, diag=FALSE,
upper=FALSE, na.rm = FALSE)
bc.veg.fro.mat<-data.matrix(bc.veg.fro, rownames=TRUE)
pred.fro<-read.csv("C:/Users/Nobody/Documents/uni/Masterarbeit
Gletschervorfelder/R/inputs_R/new_data/pred_fro_adj.csv")
rownames(pred.fro)<-pred.fro[,1]
pred.fro<-pred.fro[,-c(1)]

dbrda_fro<-dbrda(bc.veg.fro ~ alt+ north+ east+ slo_logit+ dis+ soil+
sdep+ sdia+ los_p+ los+
Condition(tra), pred.fro, dist="bray", add =TRUE)
st_fro<-stepAIC(dbrda_fro)

dbrda_fro_red<-dbrda(bc.veg.fro ~ alt + dis + Condition(tra), data =
pred.fro, distance ="bray", add = TRUE)
summary(dbrda_fro_red)
eigen.dbrda.fro.red<-eigenvals(dbrda_fro_red)
summary(eigen.dbrda.fro.red)
#random factor 0.06134 Proportion

###Besseres Modell??? Best AIC=151.32
dbrda_fro_sim<-dbrda(bc.veg.unt ~ alt+ north+ east+ slo_logit+ dis+
soil+ sdep+ sdia+ los_p+ los, pred.fro, dist="bray", add =TRUE)
stepAIC(dbrda_fro_sim)
###

x11()
plot(dbrda_fro_red, display=c("wa", "cn"), type="points", main="dbrda
Frosnitztal")
ident=c(rep(1,8), rep(2,8), rep(3,8), rep(4,8), rep(5,8), rep(6,8))
points(dbrda_fro_red, display="sites", col=colvec_tra, pch=typevec_tra)
legend("bottomleft", leg.txt_tra, pch= c(0,1,2,3,4,5))

#B/W
x11()
plot(dbrda_fro_red, display=c("wa", "cn"), type="points", main="dbrda
Frosnitztal")
ident=c(rep(1,8), rep(2,8), rep(3,8), rep(4,8), rep(5,8), rep(6,8))
points(dbrda_fro_red, display="sites", pch=typevec_tra)
legend("bottomleft", leg.txt_tra, pch= c(0,1,2,3,4,5))

```

```

###Viltragental model Random factor=transect
spec.vil<-read.csv("C:/Users/Nobody/Documents/uni/Masterarbeit
Gletschervorfelder/R/inputs_R/new_data/species_VIL.csv")
rownames(spec.vil)<-spec.vil[,1]
spec.vil<-spec.vil[,-c(1)]
spec.vil.mat<-data.matrix(spec.vil,rownames=TRUE)
bc.veg.vil<-vegdist(spec.vil.mat, method="bray", binary=FALSE, diag=FALSE,
upper=FALSE,na.rm = FALSE)
bc.veg.vil.mat<-data.matrix(bc.veg.vil,rownames=TRUE)
pred.vil<-read.csv("C:/Users/Nobody/Documents/uni/Masterarbeit
Gletschervorfelder/R/inputs_R/new_data/pred_vil_adj.csv")
rownames(pred.vil)<-pred.vil[,1]
pred.vil<-pred.vil[,-c(1)]

dbrda_vil<-dbrda(bc.veg.vil ~ alt+ exp+ slo+ dis+ soil+ sdep+ sdia+
graz+ los_p+ los_w+ los+ hill+ shape+
Condition(tra), pred.vil,dist="bray",add =TRUE)
st_vil<-stepAIC(dbrda_vil)

dbrda_vil_red<-dbrda(bc.veg.vil ~ alt + dis + Condition(tra), data =
pred.vil, distance = "bray", add = TRUE)
summary(dbrda_vil_red)
eigen.dbrda.vil.red<-eigenvals(dbrda_vil_red)
summary(eigen.dbrda.vil.red)
#random factor 0.1165 Proportion

x11()
plot(dbrda_vil_red, display=c("wa","cn"),type="points",main="dbrda
Viltragental")
ident=c(rep(1,8),rep(2,8),rep(3,8),rep(4,8),rep(5,8),rep(6,8))
points(dbrda_vil_red, display="sites",col=colvec_tra,pch=typevec_tra)
legend("bottomleft",leg.txt_tra,pch= c(0,1,2,3,4,5))

#B/W
x11()
plot(dbrda_vil_red, display=c("wa","cn"),type="points",main="dbrda
Viltragental")
ident=c(rep(1,8),rep(2,8),rep(3,8),rep(4,8),rep(5,8),rep(6,8))
points(dbrda_vil_red, display="sites",pch=typevec_tra)
legend("bottomleft",leg.txt_tra,pch= c(0,1,2,3,4,5))

###NMDS###
##full model

#vector for plotting
colvec<-c(rep("red",48),rep("green",48),rep("blue",48))

#nmads
nmads<-metaMDS(bc.veg.norm,k=2,trymax=100)

#plotting
x11()
plot(nmads, type="p",display="site",main="nmads full model")
points(nmads, display = "sites",col=colvec)
ident=c(rep("FRO",48),rep("UNT",48),rep("VIL",48))
ordihull(nmads,groups=ident, draw="polygon",label=F)
legend("bottomleft",leg.txt,fill=c("red","green","blue"))

#B/W
typevec_glac<-c(rep(0,48),rep(1,48),rep(3,48))
x11()
plot(nmads, type="p",display="site",main="nmads full model")

```

```

ident=c(rep("FRO", 48), rep("UNT", 48), rep("VIL", 48))
points(nmds, display = "sites", pch=typevec_glac)
ordihull(nmds, groups=ident, draw="polygon", lty=c(1, 2, 3), label=F)
legend("bottomleft", leg.txt, pch=c(0, 1, 3))

##submodels
#unt
colvec_tra<-
c(rep("blue", 8), rep("green", 8), rep("red", 8), rep("yellow", 8), rep("purple", 8), r
ep("orange", 8))
nmds_unt<-metaMDS(bc.veg.unt, k=2, trymax=100)
x11()
plot(nmds_unt, type="p", display="site", main="nmds Untersulzbachtal")
ident=c(rep(1, 8), rep(2, 8), rep(3, 8), rep(4, 8), rep(5, 8), rep(6, 8))
points(nmds_unt, display="sites", col=colvec_tra, pch=typevec_tra)
legend("bottomleft", leg.txt_tra, pch= c(0, 1, 2, 3, 4, 5))

#B/W
x11()
plot(nmds_unt, type="p", display="site", main="nmds Untersulzbachtal")
ident=c(rep(1, 8), rep(2, 8), rep(3, 8), rep(4, 8), rep(5, 8), rep(6, 8))
points(nmds_unt, display="sites", pch=typevec_tra)
legend("bottomleft", leg.txt_tra, pch= c(0, 1, 2, 3, 4, 5))

#fro
nmds_fro<-metaMDS(bc.veg.fro, k=2, trymax=100)
x11()
plot(nmds_fro, type="p", display="site", main="nmds Frosnitztal")
ident=c(rep(1, 8), rep(2, 8), rep(3, 8), rep(4, 8), rep(5, 8), rep(6, 8))
points(nmds_fro, display="sites", col=colvec_tra, pch=typevec_tra)
legend("bottomleft", leg.txt_tra, pch= c(0, 1, 2, 3, 4, 5))

#B/W
nmds_fro<-metaMDS(bc.veg.fro, k=2, trymax=100)
x11()
plot(nmds_fro, type="p", display="site", main="nmds Frosnitztal")
ident=c(rep(1, 8), rep(2, 8), rep(3, 8), rep(4, 8), rep(5, 8), rep(6, 8))
points(nmds_fro, display="sites", pch=typevec_tra)
legend("bottomleft", leg.txt_tra, pch= c(0, 1, 2, 3, 4, 5))

#vil
nmds_vil<-metaMDS(bc.veg.vil, k=2, trymax=100)
x11()
plot(nmds_vil, type="p", display="site", main="nmds Viltragental")
ident=c(rep(1, 8), rep(2, 8), rep(3, 8), rep(4, 8), rep(5, 8), rep(6, 8))
points(nmds_vil, display="sites", col=colvec_tra, pch=typevec_tra)
legend("bottomleft", leg.txt_tra, pch= c(0, 1, 2, 3, 4, 5))

#B/W
nmds_vil<-metaMDS(bc.veg.vil, k=2, trymax=100)
x11()
plot(nmds_vil, type="p", display="site", main="nmds Viltragental")
ident=c(rep(1, 8), rep(2, 8), rep(3, 8), rep(4, 8), rep(5, 8), rep(6, 8))
points(nmds_vil, display="sites", pch=typevec_tra)
legend("bottomleft", leg.txt_tra, pch= c(0, 1, 2, 3, 4, 5))

```

6.2.2. Generalized Linear Mixed Effect Models

```
#This script calculates the GLMM of all relevés and of every valley separat

###setting working directory
setwd("C:/Users/Nobody/Documents/uni/Masterarbeit Gletschervorfelder/R")

###Load packages:
install.packages("MuMIn")
library(MuMIn)
options(na.action = "na.fail")

install.packages("piecewiseSEM")
library(piecewiseSEM)

install.packages("lme4")
library(lme4)

###GLMM###
#load data
div<-read.csv("C:/Users/Nobody/Documents/uni/Masterarbeit
Gletschervorfelder/R/inputs_R/new_data/data_glmm.csv")
rownames(div)<-div[,1]
div<-div[,-c(1)]
attach(div)
#Correlations
cor_full<-cor(cbind(Richness,alt, north, east, slo_logit, dis ,sdep,
los_p,los_w, gletscher,tra), method = c("kendall"))
x11()
pairs(cbind(alt, north, east, slo_logit, dis, soil, sdep, los_p,
los_w))
#scale data
pred_sc<-scale(cbind(alt,north, east,
slo_logit,dis,los_p,los_w,soil,sdep),center = TRUE, scale = TRUE)
pred_sc<-data.frame(pred_sc)
#attach data
pred_sc<-cbind(Richness,pred_sc)
pred_sc<-cbind(tra,pred_sc)
pred_sc<-cbind(gletscher,pred_sc)
detach(div)
attach(pred_sc)
#glmerControl(optimizer="bobyqa", optCtrl = list(maxfun = 1000000))

#glmm
glmm_pred<-glmer(Richness~alt+north+east+slo_logit+dis+soil+sdep+
(1|gletscher/tra), family="poisson",control=glmerControl(optimizer="bobyqa"))
summary(glmm_pred)

#model selection
dr_pred<-dredge(glmm_pred)
sem.model.fits(glmm_pred)

#R^2
glmm_pred_sel<-glmer(Richness~dis+ east+ soil+ (1|gletscher/tra),
family="poisson")
summary(glmm_pred_sel)
sem.model.fits(glmm_pred_sel)

###Effect of Random factor
glm_pred<-glm(Richness~alt+north+east+slo_logit+dis+soil+sdep,
family="poisson")
summary(glm_pred)
```

```

pchisq(2*(logLik(glm_unt)-logLik(glm_unt)),
      df=1, lower.tail=FALSE)/2
#'log Lik.' 5.145043e-09 (df=10)
detach(pred_sc)

###GLMM UNT###
unt<-read.csv("C:/Users/Nobody/Documents/uni/Masterarbeit
Gletschervorfelder/R/inputs_R/new_data/data_glmm_UNT.csv")
rownames(unt)<-unt[,1]
unt<-unt[,-c(1)]
attach(unt)
unt_sc<-scale(cbind(alt,north,east,slo_logit,dis,los_w,soil,sdep),center =
TRUE, scale = TRUE)
unt_sc<-cbind(Richness,unt_sc)
unt_sc<-cbind(tra,unt_sc)
unt_sc<-data.frame(unt_sc)
detach(unt)
attach(unt_sc)
glmm_unt<-glmer(Richness~alt+north+east+slo_logit+dis+soil+sdep+
(1|tra),
family="poisson")
summary(glmm_unt)
dredge(glmm_unt)

glmm_unt_sel<-glmer(Richness~soil+ (1|tra), family="poisson")
summary(glmm_unt_sel)
sem.model.fits(glmm_unt_sel)

glm_unt<-glm(Richness~alt+north+east+slo_logit+dis+soil+sdep,
family="poisson")
summary(glm_unt)

pchisq(2*(logLik(glm_unt)-logLik(glm_unt)),
      df=1, lower.tail=FALSE)/2
#0.03218652
detach(unt_sc)

###GLMM FRO###
fro<-read.csv("C:/Users/Nobody/Documents/uni/Masterarbeit
Gletschervorfelder/R/inputs_R/new_data/data_glmm_FRO.csv")
rownames(fro)<-fro[,1]
fro<-fro[,-c(1)]
attach(fro)
fro_sc<-scale(cbind(alt,north,east,slo_logit,dis,los_w,soil,sdep),center =
TRUE, scale = TRUE)
fro_sc<-cbind(Richness,fro_sc)
fro_sc<-cbind(tra,fro_sc)
fro_sc<-data.frame(fro_sc)
detach(fro)
attach(fro_sc)
glmm_fro<-glmer(Richness~alt+north+east+slo_logit+dis+soil+sdep+
(1|tra),
family="poisson")
summary(glmm_fro)

dredge(glmm_fro)

glmm_fro_sel<-glmer(Richness~dis+ soil+ (1|tra), family="poisson")
summary(glmm_fro_sel)
sem.model.fits(glmm_fro_sel)
glm_fro<-glm(Richness~alt+north+east+slo_logit+dis+soil+sdep,
family="poisson")
summary(glm_fro)

```

```

pchisq(2*(logLik(glm_fro)-logLik(glm_fro)),
       df=1, lower.tail=FALSE)/2
#4.643722e-05
detach(fro_sc)

###GLMM VIL###
vil<-read.csv("C:/Users/Nobody/Documents/uni/Masterarbeit
Gletschervorfelder/R/inputs_R/new_data/data_glmm_VIL.csv")
rownames(vil)<-vil[,1]
vil<-vil[,-c(1)]
attach(vil)
vil_sc<-scale(cbind(alt,north,east,slo_logit,dis,los_w,soil,sdep),center =
TRUE, scale = TRUE)
vil_sc<-cbind(Richness,vil_sc)
vil_sc<-cbind(tra,vil_sc)
vil_sc<-data.frame(vil_sc)
detach(vil)
attach(vil_sc)
glmm_vil<-glmer(Richness~alt+north+east+slo_logit+dis+soil+sdep+
(1|tra),
family="poisson")
summary(glmm_vil)

dredge(glmm_vil)

glmm_vil_sel<-glmer(Richness~soil+(1|tra), family="poisson")
summary(glmm_vil_sel)
sem.model.fits(glmm_vil_sel)

glm_vil<-glm(Richness~alt+north+east+slo_logit+dis+soil+sdep,
family="poisson")
summary(glm_vil)
dredge(glm_vil)

pchisq(2*(logLik(glmm_vil)-logLik(glm_vil)),
       df=1, lower.tail=FALSE)/2
#0.5
#AIC glm>glmm
detach(vil_sc)

```

6.2.3. Zero-inflated-regression-models

```
#This script calculates a Zero-inflated-count-data-regression of sheep
feaces~distance of hiking trails

###setting working directory
setwd("C:/Users/Nobody/Documents/uni/Masterarbeit Gletschervorfelder")

###Load packages:
install.packages("MASS")
library(MASS)
install.packages("pscl")
library(pscl)

###Viltragental & Frosnitztal###
los_fro_vil<-read.csv("C:/Users/Nobody/Documents/uni/Masterarbeit
Gletschervorfelder/R/inputs_R/Abstand Wanderwege/losungen_FRO_VIL.csv")
names(los_vil)

###binomial
###zero inflated model
zero.fro.vil<-zeroinfl(los_bi~dis|1,data= los_fro_vil, dist="negbin")
summary(zero.fro.vil)
#dis = 0.00127 **

##prediction
#create data vector
summary(los_fro_vil$dis)
dis.new<-data.frame(dis=seq(0,845,1))
summary(dis.new)
pred.fro.vil<-predict(zero.fro.vil,newdata=dis.new, type="response")
summary(pred.fro.vil)
x11()
plot( dis.new$dis, pred.fro.vil, type = "l", xlab= "distance from
hikingtrails [m]", ylab = "faeces")

###metric
zero.fro.vil.m<-zeroinfl(los_p~dis|1,data= los_fro_vil, dist="poisson")
summary(zero.fro.vil.m)
#dis = 2.56e-05 ***

##prediction
#create data vector
summary(los_fro_vil$dis)
dis.new<-data.frame(dis=seq(0,845,1))
summary(dis.new)
pred.fro.vil.m<-predict(zero.fro.vil.m,newdata=dis.new, type="response")
summary(pred.fro.vil.m)
x11()
plot( dis.new$dis, pred.fro.vil.m, type = "l", xlab= "distance from
hikingtrails [m]", ylab = "faeces")

###Viltragental###
los_vil<-read.csv("C:/Users/Nobody/Documents/uni/Masterarbeit
Gletschervorfelder/R/inputs_R/Abstand Wanderwege/losungen_VIL.csv")
names(los_vil)

pairs(los_vil)

###binominal
###zero inflated model
zero.vil<-zeroinfl(los_bi~dis|1,data= los_vil, dist="negbin")
```

```

summary(zero.vil)
# dis = 0.0391 *

##prediction
#create data vector
summary(los_vil$dis)
dis.new<-data.frame(dis=seq(0,845,1))
summary(dis.new)
pred.vil<-predict(zero.vil,newdata=dis.new, type="response")
summary(pred.vil)
plot(dis.new$dis, pred.vil, type = "l")

###Frosnitztal###
los_fro<-read.csv("C:/Users/Nobody/Documents/uni/Masterarbeit
Gletschervorfelder/R/inputs_R/Abstand Wanderwege/losungen_FRO.csv")
names(los_fro)

#zero inflated model
zero.fro<-zeroinfl(los_bi~dis|1,data= los_fro, dist="negbin")
summary(zero.fro)
#dis = 0.062 .

##prediction
#create data vector
summary(los_fro$dis)
dis.new<-data.frame(dis=seq(0,640,1))
summary(dis.new)
pred.fro<-predict(zero.fro,newdata=dis.new, type="response")
summary(pred.fro)
plot(dis.new$dis, pred.fro, type = "l")

```