

Bodeneigenschaften und Regenwurmbesiedlung (Lumbricidae) auf Grünlandstandorten im Brixenbachtal (Kitzbüheler Alpen, Tirol)

C. Geitner, A. Mätzler, A. Bou-Vinals, E. Meyer und M. Tusch

Soil characteristics and colonization by earthworms (Lumbricidae) on pastures and hay meadows in the Brixenbach valley (Kitzbüchel Alps, Tyrol)

1 Einleitung

Obleich Böden zentrale Bestandteile von Ökosystemen sind, die den Wasser- und Nährstoffhaushalt steuern, liegen für die mittleren und höheren Lagen der Alpen nur sehr begrenzt Daten über die Verbreitung von Bodentypen und ihre Eigenschaften vor. Solche Daten sind aber nicht nur für wissenschaftliche, sondern auch für angewandte Fragestellungen von Bedeutung, wie KRAUSE bereits 1986 am Beispiel Davos aufzeigen konnte. Auch für die funktionsbezogene Bodenbewertung (BMLFUW, 2013), wie sie das Bodenprotokoll der Alpenkonvention nahe legt (CIPRA, 1998), sind Informationen zu physikalischen und chemischen Bodeneigenschaften vonnöten. Der Mangel an derartigen Daten ist, insbesondere angesichts aktueller nutzungs- und/oder klimabedingter Veränderungen in Gebirgsräumen (HUBER et al., 2005; HAGEDORN et al., 2010), als schwerwiegend einzuschätzen.

Die vorliegende Studie widmet sich der Bodenvariabilität in der montanen und subalpinen Stufe eines Einzugsgebiets innerhalb der geologischen Einheit der Grauwackenzone sowie ihrem Einfluss auf die Funktion des Bodens als Lebensraum für Regenwürmer. Über die Genese, räumliche Verteilung und Eigenschaften der Böden in dieser petrographisch sehr vielfältigen Einheit liegen nur vereinzelte Untersuchungen vor. So geben KIRNBAUER et al. (2009) einen Überblick zu den Böden im Löhnersbach-Gebiet, der sich auf die umfangreichen Auswertungen von KOHL (1993) im Rahmen hydrologischer Abschätzungen zur Abflussentstehung bezieht.

Einen allgemeinen Überblick zu den spezifischen Eigenschaften und Gefährdungen der Böden unter Dauergrünland bietet BOHNER (2012). Regenwürmer sind in temperierten Graslandökosystemen die massenmäßig bedeutendsten und funktionell wichtigsten Bodentiere. Bestimmte Arten beeinflussen durch ihre Lebens- und Ernährungsweise die

Summary

For higher elevations in the Alps, there is scant information on soils, even less on colonization by earthworms. Our investigations of alpine pastures and hay meadows between 910 and 1736 m a.s.l. in the Brixenbach valley focus on the interrelation of site and soil conditions with colonization by earthworms. In the diverse catchment area, soil parameters as well as biomass and abundance of earthworms (Oktett method and Kempson extraction) are highly variable. Even within the test fields, we found considerable small-scale differences. Statistical analysis (variance, redundancy and multiple regression analysis) of the alpine pastures shows that soil organic matter, thickness of the organic layer and pH value have a strong impact on the biomass of earthworms, dependent on their ecological groups (epigeic, endogeic and hemi-edaphic). Land-use (e.g. kind of nutrient input) is another factor in colonization by earthworms.

Key words: soil, earthworms, Alps, site factors, multiple regression.

Zusammenfassung

Für die höheren Lagen in den Alpen liegen vergleichsweise wenige Untersuchungen über Böden, noch weniger aber über deren Regenwurmbesiedlung vor. Die Studie auf Almweiden und Mähwiesen zwischen 910 und 1736 m ü.M. im Brixenbachtal fokussiert auf den Zusammenhang von Standort- und Bodenparametern mit der Regenwurmbesiedlung. Sowohl die analysierten Bodenparameter als auch die Werte von Abundanz und Biomasse (Oktett-Methode und Kempson-Extraktion) weisen in dem vielfältig strukturierten Einzugsgebiet eine große Variabilität auf, wobei auch die kleinräumigen Unterschiede innerhalb der Grünlandflächen erheblich sind. Die statistischen Auswertungen (Varianzanalyse, Redundanzanalyse und multiple Regression) beschränken sich auf die Almstandorte. Die Ergebnisse weisen den Parametern Humusgehalt (Glühverlust), Mächtigkeit der organischen Auflage und pH-Wert einen starken Einfluss auf die Regenwurmbiomasse zu, wobei die Unterscheidung nach Lebensformen (epigäisch, endogäisch und hemiedaphisch) relevant ist. Auch unterschiedliche Bewirtschaftung (z.B. Art des Nährstoffeintrags) zeigt Auswirkungen auf den Regenwurmbesatz.

Schlagworte: Boden, Regenwürmer, Alpen, Standortfaktoren, multiple Regression.

physikalischen und chemischen Eigenschaften des Bodens, sie zersetzen pflanzlichen Bestandesabfall, durchmischen organische und mineralische Bodenbestandteile, bilden mit ihren Ausscheidungen stabile organo-mineralische Komplexe und vergrößern das Porenvolumen (CURRY, 1994, 2004). Es werden bei den Regenwürmern vier Lebensformen unterschieden, die von bodenökologischer Relevanz sind: (1) epigäische (organische Auflage als Nahrung und Lebensraum), (2) endogäische (Mineralboden als Nahrung und Lebensraum), (3) anözische (organische Auflage als Nahrung und oberster Mineralbodenhorizont als Lebensraum) (LAVELLE & SPAIN, 2001) und (4) hemiedaphische (Wechsel zwischen endogäischer und epigäischer Lebensweise) (SHIPITALO & LE BAYON, 2004). Vor allem die endogäischen und anözischen Arten erhöhen durch ihre grabende Lebensweise das Porenvolumen und damit die Durchlüftung und Wasserrückhaltekapazität des Mineralbodens (LAVELLE & SPAIN, 2001), was für das Verständnis der Abflusentstehung auch in diesem Gebiet von Interesse ist (MEISSL et al., 2013).

Untersuchungen zur Artenzusammensetzung, Abundanz und Biomasse von Regenwürmern unter Grünland der montanen bis subalpinen Stufe der Ostalpen finden sich in den Beiträgen von THALER et al. (1978) und MEYER (1981) für die Hohen Tauern, von KÖSSLER & MEYER (2000) und NEYER (2001) für die Stubai Alpen und von KÜBELBÖCK & MEYER (1981) für die Ötztaler Alpen. CUENDET (1984, 1985, 1986, 1987) hat sich intensiv mit dem Vorkommen von Regenwürmern im alpinen Grasland in den Schweizer Zentralalpen beschäftigt. SEEBER et al. (2005, 2008) beleuchten die Rolle der Regenwürmer im Nahrungsnetz der

Bodenmakrofauna auf Almweiden der Stubai Alpen. Mit den Arbeiten im zentralalpiner Stubaital konnte der Einfluss der Nutzungsextensivierung auf die Bodenfauna aufgezeigt werden, ohne dass jedoch die Böden bezüglich ihrer physikalischen oder chemischen Eigenschaften genauer untersucht worden sind.

Die vorliegende Studie führt bodenkundliche und bodenzoologische Analysen zusammen und widmet sich dabei folgenden zwei Fragen:

1. Wie groß ist die Variabilität ausgewählter physikalischer und chemischer Bodenmerkmale und der Regenwurmbesiedlung der untersuchten Grünlandstandorte?
2. Lassen sich Zusammenhänge zwischen Standort-, Boden- und Nutzungseigenschaften und der Regenwurmbesiedlung belegen?

2 Untersuchungsgebiet und Methoden

2.1 Gebietsübersicht, Untersuchungsstandorte und Beprobungsdesign

Als Untersuchungsgebiet wurde ein Einzugsgebiet mit natürlicher und nutzungsbedingter Standortvielfalt ausgewählt, das Einzugsgebiet des Brixenbachs südlich der Ortschaft Brixen im Thale in den Kitzbüheler Alpen, Tirol (Abb. 1). Es umfasst rund 9 km² Fläche und erstreckt sich von etwa 800 m bis auf 1956 m ü.d.M. (Gampenkogel). Das Gebiet befindet sich in der geologischen Einheit der Grauwackenzone und wird im Wesentlichen von den vier Festgesteinseinheiten Porphyroid, Wildschönauer Schiefer,

Wettersteindolomit und Hauptdolomit aufgebaut. Das Festgestein wird jedoch großteils von quartären Sedimenten überdeckt (v.a. Moräne, fluviale Ablagerungen und Hangschutt), welche auch das Ausgangssubstrat für die Böden bilden. Die Jahressummen des Niederschlags liegen im Einzugsgebiet zwischen 1300 und 1500 mm, die mittlere Jahresverdunstung beträgt rund 500 mm (TIROL ATLAS, 2007). Die mittlere Dauer der Schneedecke (min. 1 cm) erstreckt sich über rund 140 Tage in den tieferen und rund 200 Tage in den höheren Lagen (BMLFUW, 2007). Vegetation und Nutzung werden im Brixenbachtal von großteils altershomogenen Fichtenwäldern (56 %) und unterschiedlich intensiv genutzten Almflächen (29 %) dominiert (ausschließlich Rinder). Aufgrund nachlassender Bestoßung und Pflege der Almen kommt es zunehmend zur Verbuschung mit Zwergsträuchern, Alpenrose und Grünerle. In den untersten Tallagen finden sich dreischürige Mähwiesen (2 %).

filen, von denen 23 horizontweise beprobt und analysiert wurden (17 Weiden, 3 Mähwiesen, 3 Wälder; vgl. GEITNER et al., 2011). 15 dieser Standorte wurden für die zusätzliche bodenzoologische Bearbeitung ausgewählt (12 Almweiden, 3 Mähwiesen). Bei dieser Auswahl wurde darauf geachtet, dass hinsichtlich Substrat, Boden, Exposition, Höhenlage und Nutzung für das Gebiet möglichst repräsentative Grünlandflächen erfasst wurden. In Tabelle 1 sind die wichtigsten Eigenschaften dieser Standorte zusammengestellt.

Wie in Abbildung 2 schematisch verdeutlicht, wurden im ersten Jahr auf den 15 Flächen die bodenzoologischen Erhebungen einige Meter vom Bodenprofil entfernt an jeweils drei Stellen durchgeführt. Die Auswertung dieses Datensatzes zeigt eine hohe kleinräumige Variabilität, besonders hinsichtlich der Regenwurmbesiedlung. Daher wurde 2009 an 9 dieser Flächen (7 Weiden, 2 Mähwiesen) die Beprobung wiederholt, aber dahingehend verändert, dass die bodenkundliche Beprobung direkt an den bodenzoologischen Entnahmestellen und zwar nach Entnahme der Regenwürmer stattfand. Nur die 16 Wertepaare dieses kleinräumlich optimierten Datensatzes wurden bei den statistischen Analysen berücksichtigt. Diese beziehen sich zudem nur auf die 7 Weidestandorte, weil die Mähwiesen hinsichtlich der Lebensformen der Regenwürmer grundsätzlich anders strukturiert sind und mit zu wenigen Daten abgesichert waren. Neben diesem für die Regression stark reduzierten Datensatz finden die gesamten Daten der Studie in der einleitenden Überblicksdarstellung der Böden und der Bodenfauna des Gebietes Berücksichtigung (vgl. Tab. 1, Abb. 3 u. Abb. 4).



Abbildung 1: Lage des Untersuchungsgebiets Brixenbachtal
Figure 1: Position of the research area Brixenbachtal

Die bodenkundliche und -zoologische Datenerhebung erfolgte in den Sommermonaten 2008 und 2009. Aufgrund der Ergebnisse von 2008 wurde das Beprobungsdesign für 2009 optimiert (Abb. 2), was bei der Auswertung der Datensätze entsprechend berücksichtigt wird. Als erster Schritt wurde auf der Grundlage vorliegender Informationen zu den geologisch-geomorphologischen Rahmenbedingungen sowie zur Vegetation und Nutzung die Bodenvariabilität durch rund 70 Pückhauer-Sondierungen erfasst. Es folgten darauf Detailaufnahmen an 30 typischen, gegrabenen Pro-

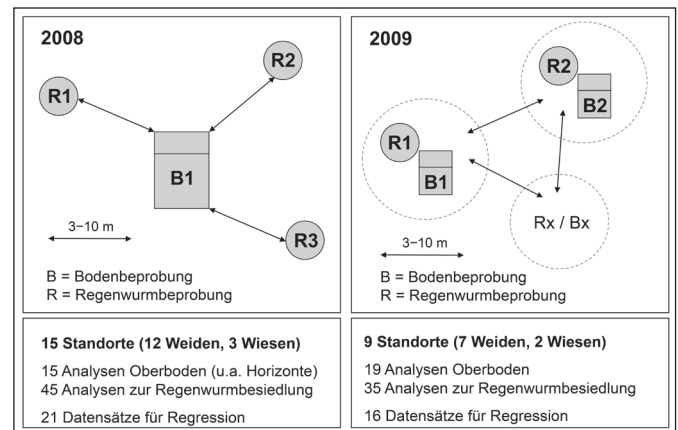


Abbildung 2: Unterschiedliches Beprobungsdesign der Jahre 2008 und 2009 sowie Angaben zu den daraus resultierenden Stichproben

Figure 2: Different sample designs from 2008 and 2009 with resulting numbers of samples

Nr.	Höhe (m) (ü.M.)	Inklination (°)	Exposition	Substrat	Bodentyp	Mächtigkeit (cm)		Nutzung und DS
						Auflage	A-Horizont	
3	910	14	WNW	Sil	BE	1	20	MW (5)
4	940	12	NW	Car+Sil	MPR	1	25	MW (5)
8	970	16	NNO	Sil	BE	2	20	MW (5)
11	1110	22	WNW	Car	R	8	15	AW (3)
1	1110	30	SW	Car+Sil	CBE	5	12	AW (3)
2	1165	20	ONO	Sil	BE	2	8	AW (2)
10	1280	30	WNW	Sil	GBE	2	10	AW (3)
5	1440	8	NNW	Sil	PBE	4	8	AW (4)
12	1440	30	O	Sil	BE	2	10	AW (3)
13	1460	30	O	Sil	PBE	3	10	AW (1)
15	1480	35	SO	Sil	BE	3	10	AW (2)
7	1520	30	O	Sil	HG	3	6	AW (1)
6	1530	40	W	Car	KBL	6	15	AW (2)
9	1680	22	SSO	Sil	HP	7	4	AW (1)
24	1735	16	W	Car+Sil	R+KBL	7	10	AW (3)

Tabelle 1: Standorteigenschaften der 15 bodenzoologischen Untersuchungsflächen, angeordnet nach Höhenlage (die 9 fett hervorgehobenen Standorte wurden bodenzoologisch in beiden Jahren beprobt, die 7 unterstrichenen Standorte wurden für die statistische Auswertung verwendet)

Table 1: Site characteristics of the 15 soil-zoological study plots, by altitude (the 9 sites highlighted in bold were sampled soil-zoologically in both years, the 7 underlined sites were used for statistical analysis)

Erläuterungen

Substrat: Sil = Silikat (v.a. Porphyroid und Schiefer), Car = Carbonat (v.a. Dolomit); in den quartären Lockergesteinen liegen die Komponenten teilweise gemischt vor (Car+Sil).

Bezeichnung der Bodentypen (nach KILIAN et al., 2002): BE = Braunerde, CBE = Carbonathaltige Braunerde, GBE = vergleyte Braunerde, HG = Hanggley, HP = Humus-Podsol, KBL = Kalkbraunlehm, MPR = Mull-Pararendzina, OBE = oberbodenverdichtete, pseudovergleyte Braunerde, PBE = podsolige Braunerde, R = Rendzina

Mächtigkeit: Die Werte für die organischen Auflagen (Auflage) und die A-Horizonte gelten für die aufgenommenen Profile, schwanken aber naturgemäß innerhalb der Untersuchungsflächen; sie geben einen Anhaltspunkt für die Lebensbedingungen der Regenwürmer.

Nutzung: MW = Mähwiese, AW = Almweide, teilweise zusätzlich gedüngt

Düngungsstufen (DS): (5) = Mähwiese, stark gedüngt, (4) = Almweide, zusätzlich gedüngt, (3) = Almweide, stark bestoßen, (2) = Almweide, mäßig bestoßen, (1) = Almweide, schwach bestoßen (Diese Angaben beruhen auf Aussagen von Bauern und waren nicht exakter quantifizierbar. Die Beweidung aller Almflächen findet nur mit Rindern statt.)

2.2 Bodenaufnahme und -analysen

Die Bodenaufnahme erfolgte nach den Standards der AD-HOC AG BODEN (2005) und nach ENGLISCH et al. (1998). Die systematische Einordnung der Bodentypen wurde gemäß der österreichischen Bodensystematik (NESTROY et al., 2000; KILLAN et al., 2002) vorgenommen. Zusätzlich wurde eine detaillierte Ansprache des Lockersubstrats durchgeführt und die Vegetation mit den bestandsbildenden sowie relevanten Zeigerarten erhoben. Die Methoden der Bodenanalysen orientieren sich an SCHLICHTING et al. (1995) sowie HARTGE & HORN (1992). Die Angaben zum Skelettgehalt umfassen nur den Mittel- und Feinkies (20–2 mm); die Lagerungsdichte (Trockenrohdichte) bezieht sich wegen des hohen Skelettanteils nur auf die Feinerde. Die Glühverluste wurden bei 430 °C ermittelt, die pH-Werte in einer 0,01-molaren CaCl₂-Lösung und destilliertem Wasser gemessen und die C- und N-Werte (Gesamtkohlenstoff und -stickstoff) bei 950 °C mit dem Gerät TruSpec CN analysiert. Die in die statistische Auswertung eingehenden Bodenanalysen betreffen immer die obersten 10 cm des Mineralbodens; zudem wurde die Mächtigkeit der organischen Auflage berücksichtigt.

2.3 Erhebung der Regenwurmfauna

Um das Ökosystem der Böden so gering wie möglich zu stören, wurde auf gängige chemische Fangmethoden der Regenwürmer verzichtet (Methodenvergleich bei COJA et al., 2008). Stattdessen kam die bewährte Kombination der Oktett-Methode nach THIELEMANN (1986) und der Kempson-Extraktion (KEMPSON et al., 1963) zur Anwendung. Bei der Oktett-Methode flüchten die Regenwürmer, bedingt durch die Erzeugung eines homogenen Stromfeldes, an die Bodenoberfläche und können dort abgesammelt werden. Das Fang-Prozedere folgte der Gebrauchsanleitung des Regenwurmextraktionsgerätes Worm-Ex III (Gesellschaft für angewandte Ökologie und Umweltplanung mbH, Walldorf/Deutschland). Die beprobte Fläche entsprach der Ringschablone mit 1.250 cm². Die acht Elektroden wurden entlang der Ringschablone je nach Gründigkeit 10–20 cm tief in den Boden gerammt; die aktuelle Bodenfeuchte wurde dabei nicht erfasst. Diese elektrische Austreibungsmethode ist im Feld einfach und schnell durchführbar. Um auch jene Regenwürmer zu erfassen, die nicht an die Bodenoberfläche gelangten, wurde nach der elektrischen Austreibung innerhalb der Ringschablone mit einem Stechzylinder eine Bodenprobe genommen (Durch-

messer 30 cm, Tiefe 15 cm). Im Labor wurden die Regenwürmer (sowie die restliche aktive Bodenmakrofauna) durch die Erzeugung eines steilen Licht-, Temperatur- und Feuchtigkeitsgradienten aus der Bodenprobe extrahiert (Kempson-Apparatur, modifiziert nach MEYER, 1980). Der Extraktionsvorgang dauerte bis zur völligen Austrocknung der Bodenprobe in der Regel 12 bis 14 Tage.

Zur Determination der Regenwürmer auf Artniveau wurde der synoptische Bestimmungsschlüssel von CHRISTIAN & ZICSI (1999) herangezogen. Neben der Berechnung von Artenzahl, Abundanz und Biomasse je Entnahmestelle wurden die Lebensformtypen der einzelnen Regenwurmartens als weiteres Differenzierungskriterium berücksichtigt (MÄTZLER, 2009). Die Biomassewerte wurden durch direktes Wiegen der in 75%igem Äthanol konservierten Tiere gewonnen.

2.4 Statistische Auswertungen

Die deskriptive Statistik wurde mit dem Statistikprogramm PASW Statistics 18 durchgeführt. Mittels einer Varianzanalyse wurden die log-transformierten Biomassewerte der Lebensformen auf einen signifikanten Unterschied hin überprüft. Anschließend wurde eine Redundanzanalyse (RDA) mit dem Statistikprogramm Canoco for Windows 4.5 durchgeführt. Die Biomassedaten der Lebensformen wurden quadratwurzel-transformiert und gemeinsam mit den Standorts- und Bodenparametern ausgewertet. Hier wurden jene Variablen, die eine Multikollinearität aufwiesen, für die Berechnung der RDA ausgeschlossen.

Die Analyse der multiplen linearen Regression erfolgte im Statistikprogramm PASW Statistics 18. Die Voraussetzungen für die lineare Regression wurden geprüft, wobei für die Stichprobenunabhängigkeit der Durbin-Watson-Test, für die Normalverteilung der Kolmogorov-Smirnov-Test und für die Varianzhomogenität der Levene-Test verwendet wurden. Die Voraussetzung konnte als gegeben angenommen werden. Die Multikollinearität wurde mittels Toleranz und Varianzinflationsfaktor (VIF) überprüft.

Die multiple lineare Regression erfolgte in zwei Schritten. Zuerst wurden alle Variablen mit einbezogen, wobei hier sowohl die Methode des Rückwärtsverfahrens als auch des Einschlussverfahrens für ökologisch bedeutende Variablen eingesetzt wurden. Zur Verfeinerung des Modells der Regression wurden in einem zweiten Schritt nur die signifikanten Parameter miteinbezogen. Die Regression wurde nach den Lebensformen getrennt ausgeführt.

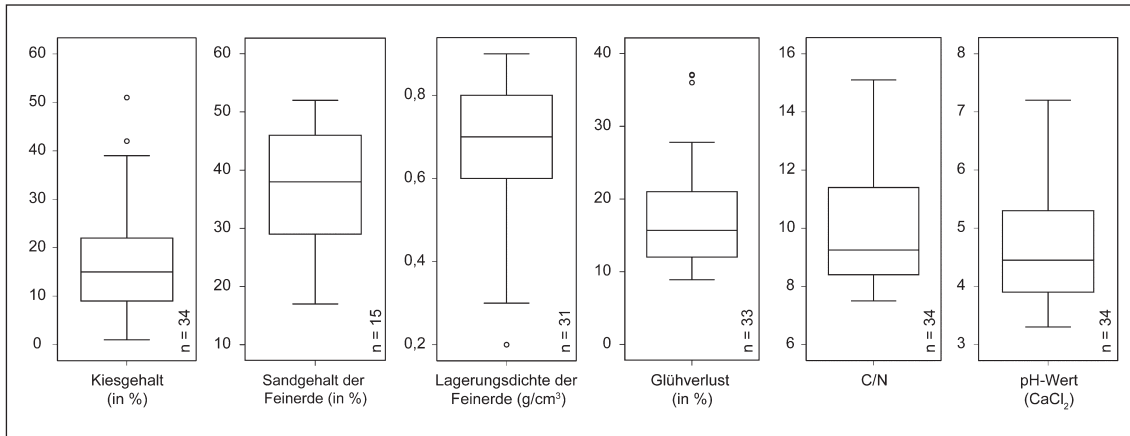


Abbildung 3: Variabilität der Merkmale von Oberböden (0–10 cm) von 15 Grünlandstandorten im Brixenbachtal (12 Weiden, 3 Mähwiesen, vgl. Tab. 1; 1–6 Proben pro Standort; dargestellt vom Zentrum des Boxplots nach außen: Median, oberes und unteres Quartil, Maximal- und Minimalwert (innerhalb des 1,5-Fachen des Interquartilabstands) sowie Einzelwerte außerhalb dieses Maßes (Ausreißer) als Kreissignatur)

Figure 3: Variability of topsoil properties (0–10 cm) of 15 grassland sites in the Brixenbach valley (12 alpine pastures, 3 hay meadows, see Table 1; 1–6 samples per site; from the middle of the boxplot onwards: median, upper and lower quartiles, maximum and minimum (within 1.5 times the interquartile range) and single values outside this range (outliers) as circles)

3 Ergebnisse

3.1 Bodentypen und Bodenmerkmale

Aufgrund der geologisch-geomorphologischen und nutzungsbedingten Vielfalt ist das Spektrum an Bodentypen groß. Flächenmäßig dominieren die Braunerden (57 %, etwa zwei Prozent davon assoziiert mit Hanggleyen), gefolgt von den Rendzinen (27 %) und Podsolen (7 %) (vgl. Bodenkarte in GEITNER et al., 2011). Dass auch die Variabilität der Bodenmerkmale entsprechend groß ist, zeigt Abbildung 3. Die Skelett- und Sandgehalte zeichnen vor allem die Spannweite der Substrateigenschaften nach, Glühverlust, C/N und die Lagerungsdichte vor allem die biologische Aktivität. Die pH-Werte sind von beiden Faktorenkomplexen abhängig. Vor dem Hintergrund dieser großen Variabilität war mit einer deutlichen Differenzierung der Regenwurmbesiedlung zu rechnen.

3.2 Regenwurmbesiedlung

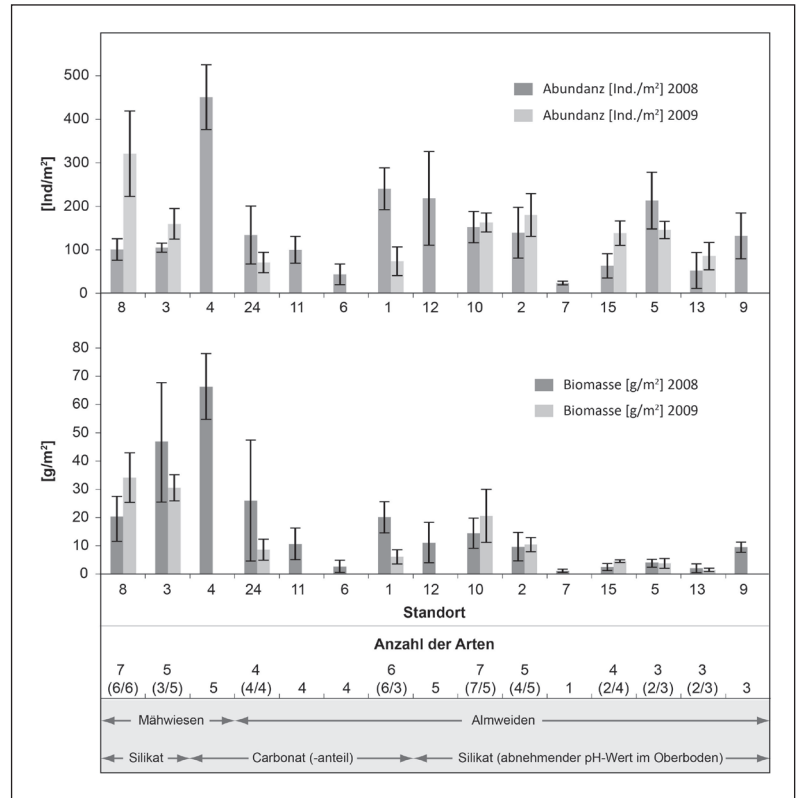
Es konnten insgesamt 13 Regenwurmartens im Brixenbachtal gefunden werden (epigäisch: *Allolobophora smaragdina* (ROSA, 1892), *Dendrobaena octaedra* (SAVIGNY, 1826), *Dendrodriulus rubidus* (SAVIGNY, 1826), Eisenia sp. (MALM, 1877), *Eiseniella tetraedra tetraedra* (SAVIGNY,

1826), *Lumbricus castaneus* (SAVIGNY, 1826), *Octodrilus argoviensis* (BRETSCHER, 1899); endogäisch: *Apporectodea caliginosa* (SAVIGNY, 1826), *A. rosea* (SAVIGNY, 1826), *A. handlirschi* (ROSA, 1897), *Octolasion lacteum* (ÖRLEY, 1881); anözisch: *L. terrestris* (LINNEAUS, 1758); hemiedaphisch: *L. rubellus* (HOFFMEISTER, 1843). Dabei wurden über die Oktett-Methode alle 13 und über die anschließende Kempson-Extraktion 10 dieser Arten erhoben. In einem Methodenvergleich der Regenwurmdaten von 2008 (MÄTZLER, 2009) wurden über die Oktett-Methode allein nur 66 % der standörtlichen Regenwurmbiomasse erfasst (70 % der epigäischen, 68 % der hemiedaphischen und 60 % der endogäischen). Die zusätzliche Entnahme von Bodenproben für die Kempson-Extraktion und die Einbeziehung dieser Werte ist also zur Abschätzung der realen Wohndichten und Biomassen der Regenwürmer in Gebirgsböden zu empfehlen.

Abbildung 4 zeigt einen zusammenfassenden Überblick der Mittelwerte von Abundanz und Biomasse für die Beprobungen von 2008 und 2009 sowie die Artenzahl pro Standort. Dabei sind die Standorte nach Kriterien angeordnet, die für die Regenwurmbesiedlung als relevant erachtet wurden; es zeigen sich jedoch keine eindeutigen Zusammenhänge. Bemerkenswert sind aber die großen Unterschiede zwischen den Standorten. Die Mittelwerte der Biomasse differieren bei den Mähwiesen um den Faktor 3,3

Abbildung 4: Mittelwerte und Standardfehler für Biomasse und Abundanz (Individuendichte) für die Aufnahmen 2008 und 2009 sowie die Artenzahl der Regenwurmbesiedlung (die Angabe 5 (3/5) bedeutet: Gesamtzahl (Anzahl 2008/ Anzahl 2009)) an den Untersuchungsstandorten im Brixenbachtal, angeordnet nach Nutzung, Gesteinsgruppe und pH-Wert (Aufnahmen Juni–September 2008 und Juni–Juli 2009, n = 3 je Standort und Jahr; nicht alle Standorte wurden 2009 nochmals beprobt)

Figure 4: Average values and standard error of biomass and abundance (density of individuals) as well as total numbers of species per site of earthworm colonization (5 (3/5) means: total number (number 2008/number 2009)) in the Brixenbach valley, arranged by land use, parent material type and pH-values (recorded June–September 2008 and June–July 2009, n = 3 per site and year; not every site was sampled again in 2009)



und bei den Almweiden sogar um den Faktor 22,7; bei der Abundanz liegen diese Faktoren bei 4,5 und 10,3. Auch das Individualgewicht als Quotient aus Biomasse und Abundanz schwankt – allein bei den Weiden – um den Faktor 10, wobei die Standorte 5 und 24 die beiden Extreme bilden.

Der Abbildung 4 sind auch die Unterschiede zwischen den Beprobungsjahren sowie die durch den Standardfehler angezeigte kleinräumige Variabilität an den Standorten zu entnehmen. Obwohl die Differenzen zwischen den Jahren nicht unerheblich sind, zeigen die Unterschiede zwischen den Standorten in beiden Jahren ein ähnliches Muster. Auffällig ist, dass die zwei doppelt beprobten Standorte mit Carbonatanteil (24 und 1) im ersten Jahr meist mehr als doppelt so hohe Werte aufweisen, was auf Silikatstandorten nirgends nur annähernd der Fall ist. In Bezug auf die Biomassewerte weisen die endogäische und hemiedaphische Arten eine weitaus größere Streuung auf als die epigäische (nicht dargestellt). Mittels Varianzanalyse konnte jedoch kein signifikanter Unterschied zwischen den drei Lebensformen festgestellt werden ($F_{df 2} = 2,202$; $p = 0,118$). Die vierte, anözische Lebensform kam nur auf den Mähwiesen vor und wurde bei den statistischen Auswertungen nicht berücksichtigt.

Auch die Werte des Individualgewichts (Biomasse/Abundanz, nicht dargestellt) unterscheiden sich erheblich. Die höchsten Werte (bis 0,45 g) wurden auf den Mähwiesen erreicht. Unter den Almen schwanken die Werte zwischen 0,19 g (Standort 24) und 0,02 g (Standorte 5 und 13).

3.3 Analyse des Zusammenhangs von Bodenmerkmalen und Regenwurmbesiedlung

In Tabelle 2 sind alle erhobenen Merkmale zusammengestellt. Die folgenden Auswertungen beziehen sich nur auf die Biomasse der Lebensformen, da sich dieser Kennwert für die Differenzierung des biologischen Bodenzustands bewährt hat (FIEDLER, 2001).

Redundanzanalyse (RDA)

Die folgenden Auswertungen der RDA beschränken sich auf den Datensatz von 2009 (Abb. 5). Die Daten von 2008 ergaben zwar eine Ordnung mit gutem Erklärungswert (Eigenvalue für 1. Achse = 0,465, für 2. Achse = 0,042), eine weiter gehende, ökologische Interpretation schien aber aufgrund des Beprobungsdesigns fragwürdig. Die Eigenvalues

Tabelle 2: Zusammenstellung aller erhobenen Merkmale an den 7 Weidestandorten (LF = Lebensform, BM = Biomasse, * nur 2008 erhoben, ** nur 2009 erhoben)

Table 2: Compilation of all recorded properties at the 7 pasture sites (LF = ecological group, BM = biomass, * only recorded in 2008, ** only recorded in 2009)

Parameter	Skalenniveau	N	Minimum	Maximum	Mittelwert	Standardabweichung
BM epigäischer LF (g/m ²)	metrisch	37	0,0	5,2	1,6	1,6
BM endogäischer LF (g/m ²)	metrisch	37	0,0	38,1	3,6	6,9
BM hemiedaphischer LF (g/m ²)	metrisch	37	0,0	48,3	5,8	9,6
BM gesamt (g/m ²)	metrisch	37	0,0	68,8	11,2	15,6
Abundanz (Ind./m ²)	metrisch	37	0,0	338	132	84
Seehöhe (m. ü. M.)	metrisch	37	1110	1735	1419	210
Hangneigung (°)	metrisch	37	8	35	23	9
Organische Auflage (cm)	metrisch	37	1	20	4	3
Mittel- u. Feinkies (%)*	metrisch	21	5	42	21	13
Feinkies (%)**	metrisch	16	0,1	18,4	7,7	6,2
Sandgehalt Feinerde (%)*	metrisch	21	17	52	36	13
Lagerungsdichte (g/cm ²)	metrisch	37	0,2	0,9	0,7	0,2
Glühverlust (%)	metrisch	37	8,9	98,9	19,1	15,4
Carbonatgehalt (%)*	metrisch	21	0,0	2,0	0,4	0,7
pH-Wert (CaCl ₂)	metrisch	37	3,4	6,8	4,6	1,0
C/N	metrisch	37	7,5	14,4	10,4	1,8
			Untere Quartile	Obere Quartile	Median	Anzahl der Klassen
Exposition	ordinal	37	2	2	2	3
Ausgangsgestein	ordinal	37	1	2	2	2
Bodentyp	ordinal	37	2	4	2	5
Feuchtegrad	ordinal	37	2	2	2	3
Düngungsstufe	ordinal	37	2	3	3	4
Distanz zu Fahrweg	ordinal	37	1	2	2	3

Erläuterungen: Exposition wurde in drei Klassen potenzieller Sonneneinstrahlung umgerechnet; Glühverluste beziehen sich auf den obersten Mineralbodenhorizont, der Maximalwert stammt von einer Tangelrendzina; Düngungsstufen wurden nach Aussagen der Bauern hinsichtlich der Intensität der Beweidung und zusätzlicher Düngung unterteilt; Feuchtegrad wurde standortskundlich im Gelände abgeschätzt; Distanz zu Fahrweg wurde anhand des Wegenetzes bestimmt (Erreichbarkeit mit Kraftfahrzeugen bestimmt oft die Nutzungsintensität).

der Daten von 2009 liegen noch höher (1. Achse = 0,483; 2. Achse = 0,053) und weisen auf einen hohen Erklärungswert hin, der sich in der kumulativen Prozent-Varianz noch deutlicher zeigen lässt (1. Achse = 48,3; 2. Achse = 53,6 der Artdaten sowie 1. Achse = 83,4; 2. Achse = 92,5 für die Artdaten-Umweltparameter-Relation).

Die Anordnung der Lebensformen innerhalb des Triplots weist auf ihre ökologischen Unterschiede hin, wobei sich die epigäische deutlicher von den anderen abhebt. Die Lebensformen endogäisch und hemiedaphisch orientieren sich an der 1. Achse; somit sollten ähnliche Umweltparamete-

ter für sie entscheidend sein. Für endogäische Arten scheint der pH-Wert eine wichtige Rolle zu spielen. Von den drei zentrumsfernen Beprobungsplots (10, 15 und 24) sind zwei Standorte (10, 24) auch zentrumsnäher vertreten, was auf die kleinräumige Variabilität auf den Flächen hinweist.

Die Faktoren pH-Wert, C/N, Düngungsstufe und Ausgangsgestein erweisen sich durch ihre Achsenlänge und -nähe als die wichtigsten Gradienten für die Differenzierung der Standorte. Diese Gradienten scheinen ebenfalls einen starken Einfluss auf die Verteilung der Lebensformen zu haben. Die Standorte 5 und 13 orientieren

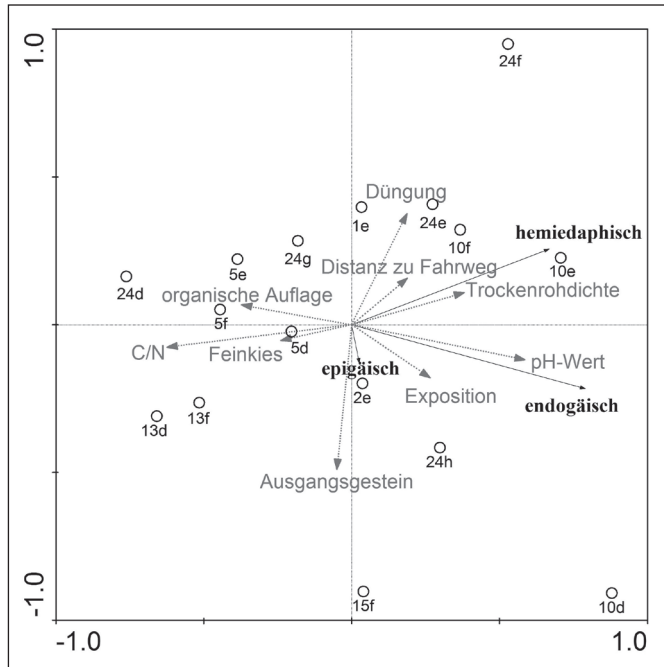


Abbildung 5: Triplot der Biomasse nach Lebensformen, Standorten und Faktoren des Datensatzes 2009 (7 Standorte (Zahlen), d.h. unterschiedliche Weideflächen mit jeweils 1 bis 5 Proben (Kleinbuchstaben))

Figure 5: Triplot of biomass per ecological group, site and factor, taken from the data set of 2009 (7 sites (numbers), this means different alpine pasture areas, with 1 to 5 samples respectively (lower-case letters))

sich tendenziell entlang der 1. Achse, an der pH-Wert und C/N dominieren; in Abbildung 4 sind diese Standorte durch ihre geringen Werte der Biomasse sowie deren geringe räumliche und zeitliche Variabilität aufgefallen.

Multiple Regression

Die multiple Regression für den Datensatz 2008 wies keinen signifikanten linearen Zusammenhang auf (epigäisch $R^2 = 0,38$; $p > 0,05$ / endogäisch $R^2 = 0,48$; $p > 0,05$ / hemiedaphisch $R^2 = 0,29$; $p > 0,05$). Der Datensatz 2009 zeigt für alle Lebensformen einen guten und signifikanten Erklärungswert (epigäisch $R^2 = 0,58$; korrigiertes $R^2 = 0,42$; $p = 0,038$ / endogäisch $R^2 = 0,86$; korrigiertes $R^2 = 0,77$; $p = 0,002$ / hemiedaphisch $R^2 = 0,89$; korrigiertes $R^2 = 0,81$; $p = 0,001$). In Tabelle 3 sind die einzelnen Parameter der Regressionsmodelle aufgelistet, die sich für die jeweiligen Lebensformen als signifikant erwiesen haben. Die Semi-partielle Korrelation zeigt den reinen Einfluss der einzelnen Variablen auf die Lebensformen. Wird die semi-partielle Korrelation quadriert, ergibt sich daraus der Anteil der einzelnen Parameter an der erklärten Varianz.

Die stärksten Einflüsse auf die Biomasse der Lebensformen kommen den Parametern Glühverlust und Mächtigkeit der organischen Auflage zu. Für die endogäischen und hemiedaphischen Arten fällt zusätzlich der pH-Wert ins Gewicht, was auch durch den hohen Anteil an der erklärten Varianz unterstrichen wird. Die Seehöhe spielt als einziger nicht bodenspezifischer Parameter eine gewisse Rolle für die endogäischen und hemiedaphischen Arten.

4 Diskussion und Ausblick

Obleich die vorliegende Studie auch einige Daten zu Mähwiesen umfasst, konzentrieren sich die Aussagen auf die intensiver untersuchten Weideflächen. Die vorliegenden Datensätze aus zwei Beprobungsjahren zeigen die zeitliche und räumliche Variabilität der Regenwurmbesiedlung auf. Obleich in klimatischer Hinsicht das Jahr 2009 für die Regenwürmer günstiger gewesen sein dürfte, da die Zeitspanne von April bis August nicht nur feuchter, sondern auch wärmer war als 2008 (Mitteilung über die Auswertung von Stationsdaten durch Gertraud Meißl), zeigten sich diesbezüglich keine eindeutigen Unterschiede.

Im Hinblick auf das Untersuchungsdesign deutet die statistische Signifikanz in den Datensätzen der Jahre 2008 und 2009 darauf hin, dass der Einfluss des Bodens auf die Regenwurmbesiedlung nur bei entsprechend kleinräumig abgestimmter Beprobung erfasst werden kann. Das bedeutet, dass Almflächen, die hinsichtlich ihrer Lageparameter und Nutzung zunächst als Einheit erscheinen, hinsichtlich des Regenwurmbesatzes nicht homogen sind, sondern ein mehr oder weniger differenziertes Muster an Lebensräumen für Regenwürmer aufweisen. Ein wesentlicher Grund dafür dürfte der sehr kleinräumige Wechsel der Nährstoffbedingungen im Meter- und Submeterbereich sein, der durch den punktuellen Eintrag der Exkremente der Weidetiere bewirkt wird und sich auch an der Vegetation ablesen lässt. Somit können Weideflächen nur mit einer größeren Anzahl an Beprobungsstellen – z.B. im Transektverfahren – bodenzoologisch hinreichend charakterisiert werden. Das zeigt sich beispielhaft an Standort 24, der auf einer Dolomit-Kuppe liegt, aber stellenweise silikatreiche, wohl äolische Deckschichten aufweist und an anderen Stellen durch mächtige Tangelrendzinen geprägt ist. Dass die kleinräumige Variabilität der Regenwurmbesiedlung wesentlich mit dem Ausgangssubstrat – bei uns v.a. mit dem Carbonatanteil und der damit einhergehenden größeren Variabilität der pH-Werte – und der Nährstoffverteilung (Düngereintrag)

A							
	Unstandardisierter Koeffizient		Standardisierter Koeffizient	Semi-partielle Korrelation		T-Wert (t)	Signifikanz (p-Wert)
	Beta	SE	Beta				
(Konstante)	-7,92	3,18				-2,49	0,030
Organische Auflage	-0,98	0,34	-3,15	-0,58	33%	-2,93	0,014
Glühverlust	0,19	0,07	2,86	0,52	27%	2,66	0,022
pH-Wert (CaCl ₂)	1,10	0,36	0,81	0,60	36%	3,07	0,011
C/N	0,47	0,18	0,65	0,51	26%	2,57	0,026
B							
	Unstandardisierter Koeffizient		Standardisierter Koeffizient	Semi-partielle Korrelation		T-Wert (t)	Signifikanz (p-Wert)
	Beta	SE	Beta				
(Konstante)	-170,24	33,95				-5,02	0,001
Glühverlust	1,68	0,31	3,88	0,68	47%	5,47	0,000
Organische Auflage	-6,90	1,49	-3,38	-0,58	34%	-4,63	0,001
pH-Wert (CaCl ₂)	12,57	1,95	1,41	0,81	65%	6,45	0,000
Ausgangsgestein	19,41	4,49	1,05	0,54	29%	4,32	0,002
Seehöhe	0,04	0,01	0,92	0,48	23%	3,83	0,004
Lagerungsdichte	32,21	12,62	0,66	0,32	10%	2,55	0,031
C							
	Unstandardisierter Koeffizient		Standardisierter Koeffizient	Semi-partielle Korrelation		T-Wert (t)	Signifikanz (p-Wert)
	Beta	SE	Beta				
(Konstante)	-101,96	21,40				-4,77	0,001
Glühverlust	1,30	0,19	4,27	0,75	57%	6,75	0,000
Organische Auflage	-5,74	0,94	-3,98	-0,68	47%	-6,12	0,000
pH-Wert (CaCl ₂)	7,75	1,23	1,23	0,70	49%	6,31	0,000
Seehöhe	0,03	0,01	0,87	0,45	20%	4,06	0,003
Lagerungsdichte	28,02	7,95	0,81	0,39	15%	3,52	0,006
Ausgangsgestein	6,77	2,83	0,52	0,27	7%	2,39	0,040

Tabelle 3: Ergebnisse der multiplen Regressionsanalyse des Datensatzes von 2009, aufgeteilt nach Lebensformen (A = epigäisch, B = endogäisch, C = hemiedaphisch) und sortiert nach den standardisierten Koeffizienten (Einfluss der Parameter)

Table 3: Results of multiple regression analysis taken from the data set of 2009, divided into ecological groups (A = epigeic, B = endogeic, C = hemi-edaphic) and arranged by standardized coefficients (influence of parameters)

zusammenhängt (CUENDET, 1987), deutet beispielsweise die Gegenüberstellung der gegensätzlichen Standorte 13 und 24 an (vgl. Abb. 4 u. 5), die sich auch in Bezug auf das Individualgewicht stark unterscheiden. Gerade weil bei den meisten Standorten das Artenspektrum relativ gut durchmischt ist, kann das Individualgewicht als Hinweis auf die Güte der Lebensbedingungen genutzt werden.

Durch den Anteil an carbonathaltigen Ausgangsgesteinen im Brixenbachtal besteht eine höhere Bodenvariabilität als in anderen Einzugsgebieten der Grauwackenzone (GEITNER et al., 2011; KIRNBAUER et al., 2009). In Bezug auf die Regenwürmer erwies sich Standort 5 als die ungünstigste Weidefläche. Hier überlagern sich mehrere boden- und nutzungsbedingte Einflussfaktoren, die in ihrer Wirkung

nicht genauer differenziert werden können. Neben Verdichtung und zeitweiligem Wasserstau im Oberboden sowie insgesamt hohen Skelettgehalten wird diese Wiese als einzige mit Flüssigmist gedüngt. Flüssigmist wirkt in hohem Maße toxisch auf Regenwürmer (CURRY, 1994). An allen anderen Standorten sind die relevanten Faktoren offensichtlich nicht so extrem ausgeprägt, dass sie wirklich limitierend für die Regenwürmer wirken. Das dürfte der Grund dafür sein, dass beispielsweise die Bodentextur (Sandgehalte der Feinerde maximal um 50 %) und die Bodenfeuchtigkeit in unseren Ergebnissen kaum eine Rolle zu spielen scheinen, obgleich sie nach CURRY (2004) als wesentliche Faktoren betrachtet werden müssen. Ähnliches gilt auch für die Bodenmächtigkeit. Auch in den höheren Lagen des Brixenbachtals sind die untersuchten Böden so tiefgründig, dass der verfügbare Lebensraum kaum eingeschränkt ist. Höhere Sand- und Skelettgehalte, noch niedrigere pH-Werte oder extreme Expositionen und Höhenlagen (d.h. extreme Bedingungen im Wasser- und Wärmehaushalt) würden solche Limitierungen hervorrufen.

Es hat sich gezeigt, dass die Variabilitäten sowohl der Bodeneigenschaften als auch der Regenwurmbesiedlung in dem Testgebiet groß sind. Ein deutlicher statistischer Zusammenhang von Bodenparametern und der Biomasse der Lebensformen zeigt sich vor allem beim Glühverlust, der organischen Auflage und dem pH-Wert. Dieses Faktorensatz unterstreicht den ökologischen Zusammenhang, dass bei geringen pH-Werten die biologische Aktivität zurücktritt, worauf sich Streuabbau und Bioturbation mit entsprechenden Folgen für die organische Auflage und den Glühverlust im Mineralboden reduzieren. Es ist allerdings fraglich, ob die Regenwürmer nur als passive Bewohner zu betrachten sind, oder ob sie die Bodenverhältnisse maßgeblich verbessern können. Um diese möglichen Wechselwirkungen aufzeigen zu können, wären kontrollierte Freilandexperimente notwendig. Am Beispiel des Kuhdung und – im Falle eines der Standorte – der künstlichen Bewässerung konnten Nutzungseffekte auf das Artenspektrum und die Abundanz der Regenwürmer festgestellt werden.

Alpenweit gibt es keine Daten, mit denen die Ergebnisse der vorliegenden Studie direkt verglichen werden können. Um allgemeinere Aussagen treffen zu können, müsste die Datenbasis aber wesentlich erweitert werden. Dabei sollte ein besonderes Augenmerk auf die limitierenden Ausprägungen der Faktoren und ihre Kombinationen gelegt werden. Die Differenzierung nach Lebensformen hat sich als ökologisch relevant erwiesen. Als nächster Schritt wäre ergänzend eine artspezifische Auswertung anzustreben, doch

auch hier wäre eine breitere Datenbasis wichtig. Der Forschungsbedarf, den BROLL (1998) in Bezug auf die Bodenorganismen in europäischen Gebirgen schon vor Jahren konstatierte, ist weiterhin gegeben.

Danksagung

Wir danken dem Bürgermeister von Brixen im Thale, Ernst Huber, für die große Unterstützung unserer Untersuchungen, Susanne Wallnöfer und Michael Hess für die botanische Ansprache der Testflächen, Lena Nicklas und Elvira Waltle für die Mithilfe bei der Geländearbeit, Paul Illmer für die Durchführung der C/N-Analysen und Kati Heinrich für das Anfertigen von Abbildungen. Die Finanzierung der Projektarbeiten wurde dankenswerterweise durch den Wissenschaftsfonds Wien (FWF) und das Forschungszentrum Berglandwirtschaft der Universität Innsbruck ermöglicht.

Literatur

- AD-HOC AG BODEN – Arbeitsgruppe Boden der Staatlichen Geologischen Dienste und der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (2005): Bodenkundliche Kartieranleitung. 5. Auflage, Schweizerbart, Hannover.
- BMLFUW – Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (Hrsg.) (2007): Digitaler Hydrologischer Atlas Österreichs: Karte der Schneehöhen und Schneebedeckung. Wien.
- BMLFUW – Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (Hrsg.) (2013): Bodenfunktionsbewertung: Methodische Umsetzung der ÖNORM L 1076. Wien.
- BOHNER, A. (2012): Grassland soils – properties and functions. *Local land & soil news*, 42/43, 7–9.
- BROLL, G. (1998): Diversity of soil organisms in alpine and arctic soils in Europe. Review and research needs. *Pirineos*, 151/152, 43–72.
- CHRISTIAN, E. & A. ZICSI (1999): Ein synoptischer Bestimmungsschlüssel der Regenwürmer Österreichs (Oligochaeta: Lumbricidae). *Die Bodenkultur (Austrian Journal of Agricultural Research)*, 50, 121–131.
- CIPRA – Internationale Alpenschutzkommission (1998): Protokoll zur Durchführung der Alpenkonvention von 1991 im Bereich Bodenschutz. Bled, Schaan.
- COJA, T., K. ZEHETNER, A. BRUCKNER, A. WATZINGER & E. MEYER (2008): Efficacy and side effects of five sam-

- pling methods for soil earthworms (Annelida, Lumbricidae). *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 71, 552–565.
- CUENDET, G. (1984): Les peuplements lombriciens des pelouses alpines du Mont La Schera (Parc national Suisse). *Revue suisse de zoologie*, 91, 217–228.
- CUENDET, G. (1985): Repartition des Lombriciens (Oligochaeta) dans la Basse Engadine, le Parc National et le Val Müstair (Grisons, Suisse). *Revue suisse de zoologie*, 92, 145–163.
- CUENDET, G. (1986): Le peuplement lombricien d'une pelouse alpine à Bossetan (frontière franco-suisse, Valais) et répartition des lombriciens en altitude. *Bulletin de la Société vaudoise des sciences naturelles*, 78, 133–144.
- CUENDET, G. (1987): Some aspects of the ecology of earthworms in the Alps. In: BONVICINI PAGLIAI, A.M. & P. OMODEO (eds.): *On Earthworms. Selected Symposia and Monographs UZI (Italian Zoological Union)*, 2, Mucchi, Modena, 251–263.
- CURRY, J.P. (1994): *Grassland Invertebrates*. Chapman & Hall, London.
- CURRY, J.P. (2004): Factors affecting the abundance of earthworms in soils. In: EDWARDS, C.A. (ed): *Earthworm Ecology*. 2nd edition, CRC Press, Boca Raton, Florida, 3–11.
- ENGLISCH, M., W. KILIAN, M. GÄRTNER, E. HERZBERGER & F. STARLINGER (1998): Anleitung zur Forstlichen Standortskartierung in Österreich (= Guidelines for Forest Site Mapping in Austria). *FBVA-Berichte*, 104, Wien.
- FIEDLER, H.J. (2001): Böden und Bodenfunktionen in Ökosystemen, Landschaften und Ballungsgebieten. *Forum Eipos*, 7, Expert Verlag, Renningen.
- GEITNER, C., G. MEISSL, A. MÄTZLER, R. RUGGENTHALER, M. TUSCH & E. MEYER (2011): Untersuchungen zur Variabilität und biologischen Aktivität der Böden im Brixenbachtal (Tirol) und zu ihrem Einfluss auf die Abflusssituation. *Jahresbericht der Innsbrucker Geographischen Gesellschaft*, 2008–2010, 157–173; Innsbruck.
- HAGEDORN, F., J. MULDER & R. JANDL (2010): Mountain soils under a changing climate and land-use. *Biogeochemistry*, 97, 1–5.
- HARTGE, K.H. & R. HORN (1992): *Die physikalische Untersuchung von Böden*. 3. Auflage, Enke, Stuttgart.
- HUBER, U.M., K. HARALD, M. BUGMANN & M.A. REASONER (2005): *Global Change and Mountain Regions, an Overview of current Knowledge*. Springer, Dordrecht.
- KEMPSON, D., M. LLOYD & R. GHELARDI (1963): A new extractor for woodland litter. *Pedobiologia*, 3, 1–21.
- KILIAN, W., M. ENGLISCH, E. HERZBERGER, O. NESTROY, S. HUBER, A. PEHAMBERGER, J. WAGNER, P. NELHIEBEL, E. PECINA & W. SCHNEIDER (2002): *Schlüssel zur Bestimmung der Böden Österreichs*. Mitteilungen der Österreichischen Bodenkundlichen Gesellschaft, 67, Wien.
- KIRNBAUER, R., P. HAAS, P. CHIFFLARD, N. TILCH, B. ZILLGENS, M. JOHST & R. STEIDL (2009): Hochwasserentstehung in der nördlichen Grauwackenzone. *Beobachtung – Messung – Modellierung*. *Wiener Mitteilungen Wasser Abwasser Gewässer*, 213, Wien.
- KOHL, B. (1993): *Physikalische Charakteristika der Böden im Mustereinzugsgebiet Löhnersbach/Saalbach*. Unveröffentlichte Diplomarbeit, Universität Innsbruck.
- KÖSSLER, W. & E. MEYER (2000): Die Makrofauna in Almböden unter Berücksichtigung des Gesteinsuntergrundes und der Landnutzung im Bereich der Kaserstattalm oberhalb von Neustift im Stubaital (1.860–2.170 m NN). *Mitteilungen der Österreichischen Bodenkundlichen Gesellschaft*, 59, 37–38.
- KRAUSE, M. (1986): Die Böden von Davos: Ertragspotential, Belastbarkeit und Gefährdung durch Nutzungsänderungen. *Schlussbericht zum Schweizerischen MAB-Programm*, 18, Bern.
- KÜBELBÖCK, G. & E. MEYER (1981): Ökologische Untersuchungen an Wirbellosen des zentralalpiner Hochgebirges (Obergurgl, Tirol). VI. Abundanz und Biomasse der Oligochaeta (Lumbricidae, Enchytraeidae). *Veröffentlichungen der Universität Innsbruck, Alpin-Biologische Studien*, 15, Innsbruck.
- LAVELLE, P. & A.V. SPAIN (2001): *Soil Ecology*. Springer, Dordrecht.
- MÄTZLER, A. (2009): Vorkommen, Abundanz und Biomasse von Regenwürmern (Lumbricidae) auf Mähwiesen und Almweiden im Brixenbachtal (Kitzbüheler Alpen in Tirol, 910–1.735 m ü. M). Unveröffentlichte Diplomarbeit, Universität Innsbruck.
- MEISSL, G., K. KLEBINDER, C. GEITNER, R. SCHADER, F. KERL & G. MARKART (2013): Räumliche Differenzierung der Abflussbildungsprozesse im Brixenbachtal (Tirol). *Jahresbericht der Innsbrucker Geographischen Gesellschaft*, 2011–2013, 24–44; Innsbruck.
- MEYER, E. (1980): Ökologische Untersuchungen an Wirbellosen des zentralalpiner Hochgebirges (Obergurgl, Tirol), IV. Aktivitätsdichte, Abundanz und Biomasse der Makrofauna. *Alpin-Biologische Studien*, 13, Innsbruck.
- MEYER, E. (1981): Abundanz und Biomasse von Invertebraten in zentralalpiner Böden (Hohe Tauern, Österreich). *Veröffentlichungen des Österreichischen MaB-*

- Hochgebirgsprogramms Hohe Tauern, Bd. 4: 153–178, Wagner, Innsbruck.
- MEYER, E. & K. THALER (1995): Animal diversity at high altitudes: Examples from the Central Alps. In: CHAPIN III F.S. & CH. KÖRNER (eds): Arctic and alpine Biodiversity: patterns, causes and ecosystem consequences. *Ecological Studies*, 113, 95–106.
- NESTROY, O., O.H. DANNEBERG, M. ENGLISCH, A. GESSL, H. HAGER, E. HERZBERGER, W. KILIAN, P. NELHIEBEL, E. PECINA, A. PEHAMBERGER, W. SCHNEIDER & J. WAGNER (2000): Systematische Gliederung der Böden Österreichs (Österreichische Bodensystematik 2000). *Mitteilungen der Österreichischen Bodenkundlichen Gesellschaft*, 60, Wien.
- NEYER, A. (2001): Abundanz und Biomasse der Makrofauna in alpinen Böden im Bereich der Kaserstattalm oberhalb von Neustift im Stubaital (2.170–2.600 m ü.M.). Unveröffentlichte Diplomarbeit, Universität Innsbruck.
- SEEBER, J., G.U.H. SEEBER, W. KÖSSLER, R. LANGEL, S. SCHEU & E. MEYER (2005): Abundance and trophic structure of macrofauna decomposers on alpine pastureland (Central Alps, Tyrol): effects of abandonment of pasturing. *Pedobiologia*, 49, 221–228.
- SEEBER, J., G.U.H. SEEBER, R. LANGEL, S. SCHEU & E. MEYER (2008): The effect of macroinvertebrates and plant litter of different quality on the release of N from litter to plant on alpine pastureland. *Biology & Fertility of Soils*, 44, 783–790.
- SHIPITALO, M.J. & R.C. LE BAYON (2004): Quantifying the effects of earthworms on soil aggregation and porosity. In: EDWARDS, C.A. (ed): *Earthworm Ecology*. 2nd edition, CRC Press, Boca Raton, Florida, 183–200.
- SCHLICHTING, E., H.P. BLUME & K. STAHR (1995): *Bodenkundliches Praktikum. Eine Einführung in pedologisches Arbeiten für Ökologen, insbesondere Land- und Forstwirte, und für Geowissenschaftler*. Pareys Studentexte, 81, Parey, Berlin.
- THALER, K., I. DE ZORDO, E. MEYER, H. SCHATZ & H. TROGER (1978): *Arthropoden auf Almflächen im Raum von Badgastein (Zentralalpen, Salzburg, Österreich)*. Veröffentlichungen des Österreichischen MaB-Hochgebirgsprogramms Hohe Tauern, Bd. 2: 195–233, Wagner, Innsbruck.
- THIELEMANN, U. (1986): Elektrischer Regenwurmfang mit der Oktett-Methode. *Pedobiologia*, 29, 296–302.
- TIROL ATLAS (2007): Thematische Karten: Klima – Niederschlag, Verdunstung. Innsbruck. (<http://tirolatlas.uibk.ac.at/topics/water/index.html.de>, abgerufen am 20.10.2013)

Anschrift der Autoren

Assoz. Univ.-Prof. Dr. Clemens Geitner, Dr. Markus Tusch, Universität Innsbruck, Institut für Geographie, Innrain 52f, 6020 Innsbruck
 Mag.^a Alexandra Mätzler, Mag.^a Andrea Bou-Vinals, Ao. Univ.-Prof. Dr. Erwin Meyer, Universität Innsbruck, Institut für Ökologie, Technikerstr. 25, 6020 Innsbruck

Eingelangt: 8. Mai 2012
 Angenommen: 20. Januar 2014