



universität  
wien

# DIPLOMARBEIT

Titel der Diplomarbeit

„Managementmaßnahmen begleitendes Monitoring  
- Vegetationsökologische Ersterhebung  
im Naturpark Fanes-Sennes-Prags“

Verfasserin

Evelyn Brunner

angestrebter akademischer Grad

Magistra der Naturwissenschaften (Mag.rer.nat.)

Wien, 2013

Studienkennzahl lt. Studienblatt:

A 444

Studienrichtung lt. Studienblatt:

Diplomstudium Ökologie

Betreuerin / Betreuer:

Ass. Prof. Mag. Dr. Karl Reiter



## Danksagung

Im Laufe der Studienzeit in Wien habe ich nicht nur viele biologische und ökologische Grundlagen mitnehmen können, sondern hatte auch die Gelegenheit, viele nette Leute kennenzulernen und Freunde zu finden. Ich möchte mich nun hiermit bei allen bedanken, die im Laufe meines Studiums meinen Weg kreuzten und mich durch die Studienzeit begleitet haben.

Ein besonderer Dank gebührt natürlich meinem Betreuer Dr. Karl Reiter, der mich bei der Themenfindung der Diplomarbeit unterstützte und mir sowohl Ratschläge erteilte, als mich auch frei entfalten lies. Weiters möchte ich allen anderen Leuten vom CVL-Department am Rennweg einen Dank aussprechen, welche mir Anregungen gaben und Hilfestellung bei diversen Problemen leisteten: Dr. Stefan Dullinger, Dr. Karl Hülber, Christian Kuehs u.a. Ein großer Dank richtet sich v.a. auch an meine Korrekturleser: Iwona Lamaszewska, Andreas Scharl, Dennis Wegener und Gabriel Beikircher, ohne die ich noch viele Stunden länger an der Arbeit gesessen wäre. Bei der Bestimmung schwieriger Pflanzenarten konnte ich dankenswerter Weise auf die Unterstützung von Dr. Thomas Wilhalm vom Naturmuseum in Bozen zählen.

Weiters möchte ich mich bei Dipl. Agr. Markus Kantioler vom Amt für Naturparke (Autonome Provinz Bozen - Südtirol) bedanken, der die Idee einer Diplomarbeit im Naturpark Fanes-Sennes-Prags in vieler Hinsicht unterstützte. Vor allem bei der Suche nach potentiellen Standorten für das Monitoring stand er mir helfend zur Seite. Zudem möchte ich mich hiermit bei ihm, Dott. Wilfried Blaas und vielen anderen Leuten vom Amt für Naturparke bedanken, dass ich die Möglichkeit hatte, in meinen geliebten Dolomiten vier Jahre lang als Schutzgebietsbetreuerin tätig zu sein. Danke auch dafür, dass die Durchführung dieses Monitoringprojekts ermöglicht und unterstützt wurde.

Ein weiterer Dank gebührt allen Leuten, welchen ich während meinen Erhebungen im Freiland begegnet bin und die sich für das Projekt interessierten. Dadurch konnte ich mich jeden Tag von Neuem voller Tatendrang an die Kartierungen machen.

Dabei will ich mich vor allem bei Fam. Schuster und der ganzen Truppe im Gasthof „Brücke“ bedanken. Dort war ich nach Feierabend immer herzlich willkommen und konnte mir somit das ein oder andere Mal die Heimfahrt ersparen. Danke auch an Alex Patzleiner von der Plätzwiese-Alm, der mich mit Apfelschmarrn verköstigte und an Fam. Golser von der Stolla-Alm für den ein oder anderen Schnaps und den besten Kaffee in ganz Prags. An dieser Stelle möchte ich mich auch noch dankend an Christof Lercher wenden, der mir die Schlüssel für seine Hütte überlies, damit ich im Trocknen botanisieren konnte.

Den größten Dank möchte ich an dieser Stelle meiner Familie aussprechen, die nicht nur zum Gelingen dieser Arbeit beigetragen hat, sondern meine Entscheidung, Biologie in Wien zu studieren, verständnisvoll zur Kenntnis nahm. Meiner Mutter gebührt zusätzlich ein großer Respekt. Durch ihren grenzenlosen Einsatz für die Familie ist sie auch deren Mittelpunkt, was nicht als Selbstverständlichkeit angesehen werden darf.

Aber auch in praktischen Fragen ist meine Familie zweifellos eine der Besten. Ohne den perfekt konstruierten Frequenzrahmen von meinem Vater und der multifunktionalen Leinwand zur Erhebung der Vertikalstruktur (genäht von meiner Mutter), wäre vieles komplizierter gewesen. Danke für alles! Ohne meine Eltern wär ich nicht das, was ich heute bin.

Danke auch meinen Geschwistern Daniel und Carolin, welche ich in Wien oft vermisst habe.

Da ich die Gelegenheit hatte, in meiner Kindheit und frühen Jugend viel Zeit auf dem Bauernhof meines Onkels Reinhold und meiner Oma Anna zu verbringen, wurde mein Interesse an der Natur geweckt. Damit wurde höchstwahrscheinlich meine Zukunft als Ökologin bereits vorherbestimmt. Danke für diese kostbare Zeit, welche ich nie vergessen werde.

In Wien konnte ich mich dann auch in der WG wie zu Hause fühlen. Danke Steffi und Stephi, euch hab ich das wunderbarste und geselligste WG-Leben zu verdanken. Danke auch meinen anderen Mitbewohnern Syvi, Dennis und Michl für die abwechslungsreiche Zeit.

Zu guter Letzt gilt mein herzlicher Dank auch Gobs, der mich während meiner gesamten Studienzeit begleitet hat. Mit ihm konnte ich durch Dick und Dünn gehen, wobei er geduldig meine Höhen und Tiefen ertragen hat. Danke für die schöne Zeit, auf dass sie niemals endet.



„Alles was gegen die Natur ist,  
hat auf Dauer keinen Bestand.“

(Charles Darwin)

„Um der Natur befehlen zu können,  
muss man ihr gehorchen.“

(Francis Bacon)

## Zusammenfassung

Managementmaßnahmen sind ein wichtiger Bestandteil des angewandten Naturschutzes. Um deren Erfolg auch kontrollieren zu können, wurden im Naturpark Fanes-Sennes-Prags 22 Monitoringflächen angelegt. Die einzelnen Dauerbeobachtungsflächen wurden fix vermarktet, sowie kartographisch dargestellt und mittels Fotodokumentation festgehalten. Die Standorte verteilen sich auf fünf Natura 2000-Lebensräume, die mindestens einem Nutzungswandel bzw. einem Management unterliegen oder eine Referenzfläche dazu darstellen.

Durch mehrere Erhebungsmethoden der Vegetationsökologie wird der status quo verschiedener Vegetationsparameter für die einzelnen Flächen ermittelt. Zusätzlich werden drei unterschiedliche Arten der Bewirtschaftung vergleichend dargestellt: Mahd, Beweidung und Nutzungsaufgabe für mehrere Jahrzehnte. Pro Fläche wurde dazu eine Gesamtartenliste erstellt, deren Deckung mithilfe der BRAUN-BLANQUET-Skala geschätzt, sowie an fünf Subplots die Frequenz erhoben. In diesen Teilflächen fand zudem eine Aufnahme der Phänologie gefährdeter Pflanzenarten in Südtirol statt. An vier Stichproben je Fläche wurde auch die Vertikalstruktur der Vegetation dokumentiert.

Um die Flächen qualitativ zu erfassen, werden die einzelnen Standorte beschrieben und einer pflanzensoziologischen Analyse unterworfen. Die syntaxonomischen Einheiten werden dabei sowohl auf der gesamten Monitoringfläche (5x5 m), als auch für die einzelnen Frequenzplots (1x1 m) ermittelt. Bei einem Vergleich der beiden Erhebungsmethoden wird festgehalten, dass die Größe der Untersuchungsflächen den Unterschied in den Ergebnissen bedingt. Die erwarteten Abweichungen in der Zuordnung zu einer Pflanzengesellschaft aufgrund der unterschiedlichen Erhebungsmethoden sind zweitrangig.

Der Vergleich der Flächen in Hinblick auf die Deckungswerte verschiedener (Bewirtschaftungs-) Merkmale entspricht größtenteils den Erwartungen. Folglich sind tote Biomasse auf brachliegenden Flächen und Stickstoff-liebende Arten sowie offener Boden auf Weiden vermehrt anzutreffen. Dies spiegelt sich jeweils bei den Ergebnissen für Wiesenlebensräume klarer wider als bei den Mooren.

Vergleicht man die Biodiversität der erhobenen Standorte (gruppiert nach ihrer Bewirtschaftungsform), so gibt es geringere Unterschiede, als wenn die einzelnen Lebensräume gegenübergestellt werden. Der Artenreichtum, der Shannon-Wiener-Index (= relative Häufigkeit) und die Evenness (= relative Diversität) werden in dieser Arbeit dargestellt. So ergibt sich bei allen Biodiversitäts-Parametern der höchste Wert für den Lebensraum „Alpine und subalpine Kalkrasen“. Generell weisen Wiesenlebensräume eine größere Artenzahl und einen höheren Shannon-Wiener-Index auf als Moore. Die Unterschiede in der Ausgewogenheit der Arten (Evenness) zwischen Moor- und Wiesenstandorten sind weniger deutlich, da dabei die Anzahl der Pflanzenarten keine Rolle spielt.

Bei der Gegenüberstellung von Mooren und Wiesen zeigen sich in den Ergebnissen große Abweichungen hinsichtlich ihrer Vertikalstruktur. Die Annahme der größeren Standardabweichung der Mittelwerte aller vier Probepunkte je Fläche kann nur auf beweideten Wiesenflächen bestätigt werden. Dabei spielt das selektive Fressverhalten der Weidetiere eine Rolle. Auf Mooren wäre eine leicht abgewandelte Erhebungsmethode angeraten, da das Mikrorelief und die variable Moosschicht standardisierte Messungen erschweren. Nur damit können aussagekräftige Ergebnisse gewährleistet werden.

Die Ersterhebung dieser Dauerbeobachtungsflächen liefert eine Grundlage für die Erfolgskontrolle der Naturschutzmaßnahmen. In einer MS Office Access-Datenbank wurden die Daten abgelegt und können so verwaltet werden. Folgerhebungen werden in einem Intervall von fünf bis maximal zehn Jahren empfohlen.

Das Langzeitmonitoring kann dadurch Veränderungen und Sukzessionsabläufe bei unterschiedlichen Nutzungsbedingungen aufzeigen und bei der Erstellung eines Weide- und Bewirtschaftungskonzepts herangezogen werden.

## Abstract

Management measures are an important component of applied nature conservation. To evaluate their success, 22 permanent monitoring plots were established in the nature park Fanes-Sennes-Prags. These plots were marked in the field, cartographically plotted and mapped as well as documented photographically. The sites belong to five different Natura 2000-habitats. All of them contain at least one plot that is subject to nature conservation measures and reference-plots with variable uses.

By employing different methods of vegetation ecology diverse vegetation parameters were investigated in order to gain information on the status quo of the plots. To draw a comparison between different ways of utilisation (mowing, pasturing and underusing) a list of all species was recorded, their cover estimated using the BRAUN-BLANQUET-Scale and their abundance counted in five frequency subplots. Furthermore the phenology of threatened plants in South Tyrol (Italy) was investigated in the subplots. In four control samples per plot the vertical structure of the vegetation was measured.

The syntaxonomic units are identified in the whole monitoring plot (5x5 m) as well as in the five frequency plots (1x1 m). When comparing the two methods (cover vs. frequency) it turned out, that the size of the research-plot is the cause of differing results of the plant-sociology analysis. The variance concerning the assignment of plots to syntaxonomical units due to the different methods is of secondary importance.

Accordingly, the comparison of plots regarding cover values of different (management-) features meets the expectations: the litter layer is predominant in the unused plots and nitrogen indicating species and open soil are often found in meadows. These results are more distinct in grasslands than in mires.

When comparing the biodiversity of the permanent plots, grouped according to cultivation, the differences in the results are minor. If the plots are grouped by habitats, the differences are more pronounced. The habitat "alpine and subalpine calcareous meadows" has the highest values in species richness, Shannon-Wiener-Index and evenness. The results show clearly, that the permanent plots in mires are host to a lower diversity of plant species than those found in grasslands.

Large aberrations are demonstrated in the vertical structure between mires and grassland. The assumption that the standard deviation from the average of the four control samples per plot is the highest in grassland-meadows can be confirmed. Therefore the differences in the selective feeding behaviour of grazing animals play a role. For the mires a modification of the survey method is recommended. Because of their micro-relief and the variable moss layer the measures are not standardized. Otherwise informative results cannot be assured.

The aim of this primary census is to provide a basis for the evaluation of nature conservation and management measures. The acquired data was registered in a MS Office Access-database and can be administrated within. Investigating the monitoring plots in an

interval of five to a maximum of ten years is suggested.

This monitoring project can observe the change and record the development of habitats under different utilization in the nature park. Therefore it can be employed to design pasture- and cultivation-regimes that benefit biodiversity.



# Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung .....	1
1.1	Einführung Monitoring .....	1
1.2	Forschungsfragen.....	2
1.3	Ziele, Erwartungen und Hypothesen.....	3
2	Gebiet.....	5
2.1	Klima und Wetterdaten .....	5
2.2	Geologie .....	6
2.3	Naturpark Fanes-Sennes-Prags.....	7
2.4	Natura 2000 .....	7
2.4.1	Natura 2000 Lebensräume.....	8
2.4.1.1	Boreoalpines Grasland auf Silikatsubstraten - 6150 .....	8
2.4.1.2	Alpine und subalpine Kalkrasen - 6170 .....	9
2.4.1.3	Artenreiche montane Borstgrasrasen (und submontan auf dem europäischen Festland) auf Silikatböden - 6230 .....	10
2.4.1.4	Übergangs- und Schwingrasenmoore - 7140.....	11
2.4.1.5	Kalkreiche Niedermoore - 7230.....	13
3	Methodik .....	15
3.1	Sampling Design/Flächenauswahl.....	15
3.2	Verortung und Vermarkung der Flächen .....	16
3.3	Freiland-Erhebungen.....	17
3.3.1	Kopfdaten mit Standortangaben .....	17
3.3.2	Deckungswerte.....	18
3.3.3	Gesamtarten-Erhebung und Deckungsschätzung .....	18
3.3.4	Vertikalstruktur.....	18
3.3.5	Frequenzaufnahmen .....	19
3.3.6	Phänologie - Rote Liste Arten .....	20
3.4	Datenaufbereitung und -analyse .....	20
3.4.1	Datenaufbereitung.....	20
3.4.2	Datenanalyse/ -auswertung.....	20
3.4.3	Kartographische Darstellung .....	20
3.4.4	Datenverwaltung .....	21
4	Ergebnisse und Interpretation.....	25
4.1	Standortsbeschreibungen.....	25
4.1.1	Übergangs- und Schwingrasenmoore - 7140.....	25
4.1.1.1	Fläche 1.1 – Toblach, Toblacher See .....	25

4.1.1.2	Fläche 1.2 – Toblach, Toblacher See .....	25
4.1.1.3	Fläche 1.3 – Prags, Brückeke, neben Gasthaus „Brückeke“ .....	26
4.1.1.4	Fläche 1.4 – Prags, Brückeke, neben Lebensraumtyp 6410.....	26
4.1.1.5	Fläche 1.5 – Prags, Plätzwiese.....	27
4.1.2	Kalkreiche Niedermoore - 7230 .....	27
4.1.2.1	Fläche 2.1 – Prags, Altprags, Maite .....	27
4.1.2.2	Fläche 2.2 – Prags, Brückeke, Förra.....	28
4.1.2.3	Fläche 2.3 – Prags, Plätzwiese, Kasslerwiese.....	28
4.1.2.4	Fläche 2.4 – Prags, Plätzwiese Alm .....	29
4.1.2.5	Fläche 2.5 – Enneberg, Hochalm, Ciamparogn .....	29
4.1.3	Boreoalpines Grasland auf Silikat - 6150 .....	30
4.1.3.1	Fläche 3.1 – Olang, Brunstwiese, Brunstriedl .....	30
4.1.3.2	Fläche 3.2 – Prags, Sarl, Gollitz .....	31
4.1.3.3	Fläche. 3.3 – Prags, Sarl, Sarlwiesen .....	31
4.1.4	Alpine und subalpine Kalkrasen - 6170.....	31
4.1.4.1	Fläche 4.1 – Prags, Plätzwiese, Tolerwiese.....	31
4.1.4.2	Fläche 4.2 – Toblach, Flodige .....	32
4.1.4.3	Fläche 4.3 – Toblach, Flodige .....	32
4.1.4.4	Fläche 4.4 – Prags, Pragser Kaser.....	33
4.1.4.5	Fläche 4.5 – Prags, Pragser Kaser.....	34
4.1.5	Artenreiche montane Borstgrasrasen auf Silikatböden - 6230.....	34
4.1.5.1	Fläche 5.1 – Prags, Plätzwiese, Kasslerwiese.....	34
4.1.5.2	Fläche 5.2 – Prags, Plätzwiese, Parkplatznähe .....	35
4.1.5.3	Fläche 5.3 – Prags, Postmeisteralm .....	35
4.1.5.4	Fläche 5.4 – Olang, Colac .....	36
4.2	Klassifikation – Pflanzensoziologische Analyse.....	39
4.2.1	Pflanzensoziologie – Daten Deckungsschätzung (5x5 m).....	39
4.2.1.1	Moore .....	40
4.2.1.2	Wiesen.....	47
4.2.2	Pflanzensoziologie – Daten Frequenzaufnahmen (1x1 m plots).....	61
4.3	Gegenüberstellung der Ergebnisse beider Methoden .....	62
4.4	Deckungswerte .....	64
4.4.1	Lebende Biomasse .....	65
4.4.2	Bewirtschaftungs-features.....	67
4.4.3	Weide/-Störungszeiger.....	70
4.4.4	Boden-features.....	73
4.4.5	Offenes Wasser.....	76
4.5	Biodiversität .....	77
4.5.1	Richness .....	77
4.5.2	Shannon-Wiener-Index .....	80
4.5.3	Evenness.....	83
4.6	Vertikalstruktur.....	86

5	Diskussion.....	89
5.1	Design und Zielsetzung.....	89
5.2	Flächenauswahl.....	90
5.3	Methodik Freiland.....	90
6	Empfehlung für Folgerhebungen.....	95
6.1	Freiland .....	95
6.2	Auswertung.....	96
7	Quellenverzeichnis .....	99
8	Abbildungsverzeichnis.....	103
9	Tabellenverzeichnis .....	105
10	Anhang.....	107
10.1	Wetterdaten 2012.....	107
10.2	Materialliste .....	108
10.3	Erhebungsbogen .....	109
10.4	Praxisorientierter Methodenkatalog.....	111
10.5	Monitoringflächen – Standorte.....	115
10.6	Pflanzensoziologie – Daten Frequenzaufnahmen (1x1 m plots).....	137
10.6.1	Moore .....	137
10.6.2	Wiesen .....	143
10.7	Vertikalstruktur Moore.....	150
10.8	Lebenslauf .....	151



---

# 1 Einleitung

In den letzten Jahrzehnten kam es aufgrund des ökonomischen Wandels und der zunehmenden Technisierung in der Landwirtschaft zu einer Änderung in der Nutzung der Naturräume. Vor allem alpine Gebiete sind davon stark betroffen. (TAPPEINER & CERNUSCA, 1993) Zum einen ist es die Nutzungsaufgabe und zum anderen die Intensivierung in der Bewirtschaftung (TASSER et al., 2001), welche Änderungen sowohl auf Art- als auch Landschaftsebene mit sich bringen. Aufgrund dieser ambivalenten Nutzungsweise gibt es vielerorts Bedarf an Managementmaßnahmen von Seiten des Naturschutzes.

Nicht nur Wiesen, sondern auch Moorlebensräume sind aufgrund ihrer sensiblen Ökologie stark gefährdet und deshalb auf ein Management angewiesen (STEINER in TRAXLER, 1997). Bereits 1990 haben SUCCOW und JESCHKE bemerkt, dass naturnahe Moore in Mitteleuropa nur noch kleinflächig vorkommen. Bereits vor mehr als 23 Jahren waren Meliorierungsarbeiten häufig, welche Moorflächen in Grasland umwandelten. Durch den Fortschritt in der Technik wird der Druck auf die Moore verstärkt. Aber im Gegensatz zu Wiesenstandorten, stellt die Bewirtschaftung z.B. in Form von Beweidung ein großes Problem dar (STEINER in TRAXLER, 1997).

Somit ist es an Standorten, die einer Nutzungsänderung unterworfen sind bzw. einer Managementmaßnahme unterliegen, laut ZACHARIAS (1996) besonders wichtig Dauerbeobachtungsflächen anzulegen. Damit kann eine Evaluierung der durchgeführten Maßnahmen gewährleistet werden. Außerdem sind Dauerbeobachtungsflächen im Naturschutz wichtig, um langfristige Veränderungen von Lebensräumen sichtbar zu machen (TRAXLER, 1997).

Aufgrund der Ausweisung des Naturparks Fanes-Sennes-Prags als Natura 2000-Gebiet, wurde ein Managementplan (AUTONOME PROVINZ BOZEN – SÜDTIROL, 2008) für das gesamte Gebiet erstellt. Die darin vorgeschlagenen Managementmaßnahmen werden vom Amt für Naturparke (AUTONOME PROVINZ BOZEN – SÜDTIROL) durchgeführt. Ziel ist es, „einen günstigen Erhaltungszustand“ (Artikel 3, Absatz 1, FFH-Richtlinie) der Lebensräume und Arten zu ermöglichen. Um den Erfolg der durchgeführten Maßnahmen kontrollieren zu können, wurde dieses Projekt in Zusammenarbeit mit dem Amt für Naturparke (Dipl. Agr. Markus KANTIOLER, Leiter der Dienststelle Welsberg) entwickelt. Das vorliegende Monitoringkonzept entstand vor allem in Anlehnung an das „Handbuch des vegetationsökologischen Monitorings. Methoden, Praxis, angewandte Projekte. Teil A: Methoden“ von TRAXLER (1997).

## 1.1 Einführung Monitoring

Vegetationsökologisches Monitoring ist ein Werkzeug und wichtiger Bestandteil im Naturschutz. Man erhält Informationen über den Ist-Zustand von Lebensräumen in einer Zeitreihe aufgrund des Indikatorwerts von Pflanzen. BAYFIELD (1996) bringt die Bedeutung von Monitoring prägnant auf den Punkt: „Monitoring is to record change“.

Somit stellt eine Dauerbeobachtungsfläche (= Monitoringfläche) ein wissenschaftliches Erbe an die Nachwelt dar, mithilfe dieser Veränderungen aufgezeigt und erklärt werden. Wichtig dabei ist die regelmäßige und systematische Überwachung verschiedener Parameter. (TRAXLER, 1997)

Aufgabenbereiche des vegetationsökologischen Monitorings:

- Dokumentation von Sukzession
- Dokumentation der Auswirkung anthropogenen Einflusses
- Dokumentation der Entwicklung nach Außernutzungstellung
- Dokumentation der Auswirkung von Naturschutzmaßnahmen

(angelehnt an PFADENHAUER et al., 1986; zitiert in TRAXLER, 1997)

Neben dem grundwissenschaftlichen Studium zeitlicher Abläufe, spielt also auch das angewandte Monitoring eine große Rolle. Ein Monitoringprojekt umfasst immer beide Teile, wenn auch mit unterschiedlichen Schwerpunkten. Bei dieser Arbeit handelt es sich vorwiegend um Fragestellungen und Hypothesen des angewandten Monitorings.

## 1.2 Forschungsfragen

- 1) Wie sehen unterschiedliche Flächen im Naturpark Fanes-Sennes-Prags hinsichtlich ihrer **Pflanzengesellschaft, Struktur und Artenzusammensetzung** aus, in denen Managementmaßnahmen umgesetzt werden? Inwiefern unterscheiden sich diese von ähnlichen Flächen, welche anderer bzw. keiner Bewirtschaftung unterliegen? Inwieweit sich oben genannte Parameter in den Monitoringflächen über die Zeit ändern, soll durch Erhebungen in regelmäßigen Intervallen festgestellt werden.
  - a) Zeigen sich **Ähnlichkeiten in den Deckungswerten** (Gesamtdeckung, Bewirtschaftungs-, Bodenfeatures und Weide-/Störungszeiger) aufgrund derselben Bewirtschaftungsform?
  - b) Welche Unterschiede gibt es in der **Biodiversität** der einzelnen Flächen? Inwiefern steht die Artenvielfalt in Zusammenhang mit der Nutzung?
  - c) Welche Art der Bewirtschaftung bedingt die größte **Varianz in der Vertikalstruktur** je Fläche?
- 2) Gibt es Unterschiede hinsichtlich der **pflanzensoziologischen Analyse** unter Verwendung unterschiedlich ermittelten Datenmaterials? **Deckungswerte vs. Frequenzdaten.**

### 1.3 Ziele, Erwartungen und Hypothesen

Das oberste Ziel dieses Projekts ist es, eine Basis für ein Monitoringprojekt zu schaffen. Durch die Ersterhebung im Zuge dieser Arbeit sollen Erkenntnisse über den Ist-Zustand der kartierten Standorte gewonnen werden. Wie im Natura 2000-Managementplan für den Naturpark Fanes-Sennes-Prags (AUTONOME PROVINZ BOZEN - SÜDTIROL, 2008) gefordert, können die Erhebungen zudem die Kenntnisse des Schutzgebietes und der dort vorzufindenden Flora vertiefen. Durch Folgeuntersuchungen soll eine Erfolgskontrolle unterschiedlicher Managementmaßnahmen der kartierten Standorte angestrebt werden. Im Vergleich dazu sind auch ungenutzte Referenzflächen wichtig, weil sie Sukzessionsvorgänge aufzeigen. Dadurch können abweichende Veränderungen aufgrund der unterschiedlichen Nutzungsverhältnisse registriert werden, um sie somit von klimatischen Veränderungen deutlich abzugrenzen. (TRAXLER, 1997)

Mittels einer regelmäßigen Überwachung wird ein Trend ersichtlich, der dazu beiträgt, das Erreichen der Naturschutzziele zu überprüfen (TRAXLER, 1997). Es geht folglich um die Evaluierung von Managementmaßnahmen und möglicher Schäden, die durch eine nicht angepasste Nutzung entstanden sind.

Auf diese Erkenntnisse aufbauend kann ein detaillierter Leitplan erstellt werden, um einem Soll-Zustand dieser Flächen näher zu kommen. Dieses Projekt kann des Weiteren als Grundlage zur Entwicklung eines Weide- und Bewirtschaftungskonzepts dienen.

Die Erwartungen bzw. Hypothesen hinsichtlich der Datenauswertung der Ersterhebung sind folgende:

- 1) Die Deckung der gesamten Vegetation, der Bewirtschaftungs- und Bodenfeatures sowie der Weide- bzw. Störungszeiger ändert sich mit der Form der Bewirtschaftung der Flächen. Dabei wird erwartet, dass tote Biomasse auf brach liegenden Flächen die höchste Deckung aufweist. Weiters wird angenommen, dass offener Boden und verschiedene Störungszeiger die größte Deckung auf Weiden aufweisen.

Bei der Biodiversität soll untersucht werden, ob bei den ausgewiesenen Monitoringflächen die beweideten Gebiete am artenreichsten sind. Dies wird für Wiesenstandorte z.B. von SCHLEY & LEYTEM (2004) postuliert.

Strukturreiche Flächen sind naturschutzfachlich sehr wertvoll. Sie beherbergen viele unterschiedliche Arten aufgrund der vermehrten Anzahl an Lebensräumen, die durch die Variabilität auf kleinstem Raum entstehen. Somit sollte aufgrund einer extensiven Weidenutzung die Entstehung eines Vegetationsmosaiks unterschiedlicher Höhe gewährleistet sein. Die Annahme besteht darin, dass auf Mähwiesen die oberirdische Biomasse regel- und gleichmäßig entfernt wird und dadurch die Höhe und Dichte der Vegetation in etwa gleich verteilt vorliegt. Ähnliches sollte sich bei den ungenutzten Standorten zeigen. Hier liegt aber das gegenteilige Prinzip zu Grunde: Durch das

Stehenlassen der Vegetation sollte sich eine gleichmäßige Vertikalstruktur entwickeln.

- 2) Die Ergebnisse bezogen auf die Pflanzensoziologie unterscheiden sich mit großer Wahrscheinlichkeit je nach Aufnahmemethodik.

Dabei wird angenommen, dass durch die Frequenzaufnahmen in den 1x1 m-Subplots weniger Arten erfasst werden als auf der gesamten Monitoringfläche (5x5 m). Außerdem liegt die Vermutung nahe, dass sich die Frequenzdaten durch die unterschiedliche räumliche Verteilung der Arten, von jenen der Deckung unterscheiden. Die Ergebnisse liegen dabei in verschiedenen Skalen vor. Für den Vergleich soll allerdings die Prozentskala der Frequenzerhebung in eine BRAUN-BLANQUET-Skala umgewandelt werden.



## 2 Gebiet

Nachfolgende Beschreibungen geben Einblick in das vorherrschende Klima, die Geologie, sowie Hintergründe zum Naturpark, in welchem die Erhebungen stattfanden. Zusätzlich wird auf das europaweite Schutzgebietesnetzwerk Natura 2000 und die im Zuge dieser Arbeit relevanten Lebensraumtypen eingegangen. Die einzelnen Habitate werden näher beschrieben, wobei ein besonderes Augenmerk auf die Gefährdungen und die Möglichkeiten denen entgegen zu wirken, gelegt wird.

### 2.1 Klima und Wetterdaten

Südtirol, als nördlichste Provinz Italiens, liegt in der nemoralen Zone (Zonobiom VI – Winterkalte Gebiete mit laubwerfenden Wäldern). Dieser Großlebensraum zeichnet sich durch ein temperates Klima aus. (GRABHERR, 1997) Vor allem die länger andauernde Frostperiode beeinflusst die Etablierung der Vegetation und somit die natürlichen Verbreitungsgrenzen der Pflanzentaxa. Mit zunehmender Höhe kommt es zu einer Steigerung des Niederschlags, der Windeinwirkung, der Sonneneinstrahlung und durch die längeren Kälteperioden zu einer Verkürzung der Vegetationszeit. (ELLENBERG & LEUSCHNER, 2010)

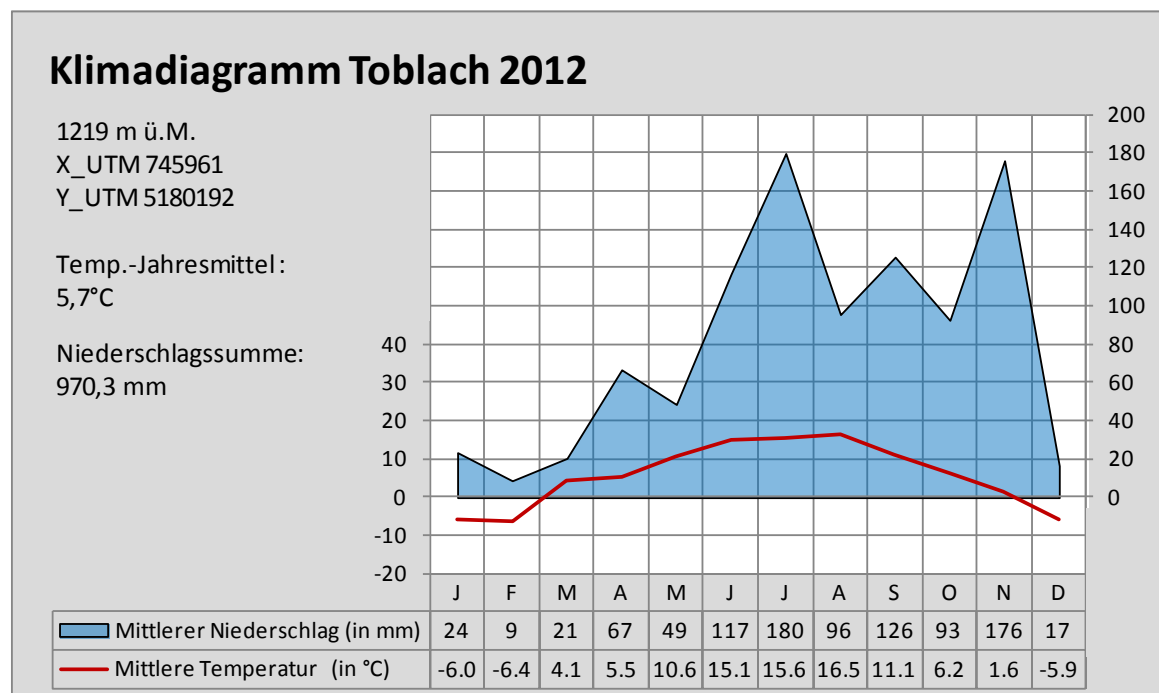


Abbildung 2.1 Klimadiagramm Toblach 2012 (Meteodaten: Hydrographisches Amt – AUTONOME PROVINZ BOZEN – SÜDTIROL)

Abbildung 2.1 zeigt ein Klimadiagramm für Toblach, was dem Untersuchungsgebiet geographisch am nächsten liegt. Die mittlere Jahrestemperatur ergab im Jahr 2012 5,7°C und die Jahressumme an Niederschlag 970 mm. Für die Erstellung des Klimadiagramms wurden die Meteodaten der Wetterstation Toblach herangezogen. Dafür wurden folgende

Daten vom Hydrographischen Amt der AUTONOMEN PROVINZ BOZEN – SÜDTIROL zur Verfügung gestellt:

- Tägliche Niederschlags- sowie Temperaturdaten für das gesamte Jahr 2012
- Tägliche Niederschlagsbeobachtungen
- Tägliche Temperaturbeobachtungen – Werte des Maximums, Minimums sowie Mittelwerte
- Tägliche mittlere Luftfeuchtigkeit
- Täglicher mittlerer Luftdruck auf Meeressniveau
- Tägliche mittlere Globalstrahlung

Die Diagramme der Messwerte für die Sommermonate Juni, Juli und August (Temperatur- und Niederschlagskurven) werden im Anhang dieses Manuskripts angeführt (Abbildung 10.1). Darüber hinaus finden sich oben angeführte Wetterdaten auf der beiliegenden CD.

Um Entwicklungen von Ökosystemen und die Phänologie der Pflanzen interpretieren zu können, ist der Miteinbezug von Witterungsdaten wichtig (LUDHARDT et al., 2006). Die Wetterdaten dienen folglich dazu, Ergebnisse richtig zu deuten, sowie Aufnahmetermine des Monitoringprojekts zu synchronisieren (TRAXLER, 1997).

## 2.2 Geologie

Das Untersuchungsgebiet im Naturpark Fanes-Sennes-Prags liegt in den Dolomiten und wurde im Jahr 2009 Teil des Dolomiten UNESCO Weltnaturerbes (MICHELETTI, 2010). Geologisch handelt sich dabei beinahe durchwegs um Sedimentgestein marinen Ursprungs. Da Meeresorganismen am Aufbau des Gesteins beteiligt waren, findet man in karbonatischem Gestein viele unterschiedliche Fossilien. Der Großteil des Gebiets besteht aus dem Dachsteindolomit und wird teilweise von Jurakalken überlagert. Bei letzteren Gesteinsschichten traten immer wieder Gipfelüberschiebungen auf, wodurch Gesteinspakete in tiefere Schichten abgesunken sind. Somit stechen häufig Verfaltungen der Gebirge ins Auge, die eine scharfe Grenze zum gleichmäßig geschichteten Dachsteindolomit bilden. Charakteristisch sind die Karstphänomene, welche in unterschiedlichen Gebieten des Naturparks zu beobachten sind. Im Untersuchungsbereich rund um die Prager Dolomiten erfolgt eine oberflächennahe Entwässerung, wodurch es im Gebiet mehrere Quellen gibt. Dadurch ist dieses Areal nicht so trocken wie die Karstgebiete auf den Hochplateaus Fosses und Fanes. Stellenweise treten auch jüngere Gesteinsformationen wie Kreidekalke und Kreidemergel auf. (BARDUCCI et al., 2011)

## 2.3 Naturpark Fanes-Sennes-Prags

Der Naturpark Fanes-Sennes-Prags befindet sich in den Dolomiten (Südtirol-Italien) und umfasst 25.680 ha. Das Schutzgebiet zeichnet sich durch Karsthochflächen, schroffe Berggipfel, große Schutthalden und artenreiche Hochplateaus aus. Durch das Naturparkdekret konnte das Gebiet 1980 als Schutzgebiet ausgewiesen werden, um Tourismus-Großprojekte v.a. auf der Plätzwiese zu verhindern.

Ziel aller sieben Naturparke in Südtirol ist neben dem Schutz der Natur- und Kulturlandschaft auch die Forschung, sowie die Natur- und Umweltbildung. Nachfolgend werden die Richtlinien des Südtiroler Naturparkkonzepts erörtert:

1. Dauersiedlungen, sowie intensiv bewirtschaftete Flächen befinden sich nicht innerhalb der Naturparkgrenzen.
2. Traditionelle Bewirtschaftung wird fortgesetzt. Rückkopplungen in Bezug auf Natur- und Landschaftsschutz werden dabei angestrebt.
3. Jegliche Bautätigkeit innerhalb der Naturparke ist verboten, außer jener im Zusammenhang mit land- und forstwirtschaftlicher Nutzung.
4. Es existiert ein relativ strenges Reglement für die Besucher der Naturparke.

Das Landesamt für Naturparke ist für die Verwaltung aller Parke zuständig und arbeitet eng mit der Landesforstbehörde zusammen. Direkte Anlaufstellen sind die Außenstellen, das Naturparkhaus des jeweiligen Parks, sowie saisonale Schutzgebietsbetreuer, welche sich im Naturpark aufhalten.

(SCHWEIGGL & SCHREINER, 2005)

## 2.4 Natura 2000

Beinahe der gesamte Naturpark Fanes-Sennes-Prags, sowie der Großteil der Kernbereiche der übrigen Naturparke Südtirols, wurden in das europaweite Schutzgebiets-Netzwerk Natura 2000 integriert. Mit verschiedenen geschützten Biotopen, kultur- und naturlandschaftlich interessanten Gebieten und dem Nationalpark Stilfser Joch umfasst der Anteil an Natura 2000-Gebieten 18,6 % der Landesfläche.

Für die Umsetzung der zugrunde liegenden Richtlinien (FFH- und Vogelschutz-Richtlinie) wurden Managementpläne geschaffen. Mithilfe dort vorgeschlagener Maßnahmen soll das Verschlechterungsverbot der Schutzgüter eingehalten werden.

(RUFFINI et al., 2001)

### 2.4.1 Natura 2000 Lebensräume

Als Grundlage für dieses Projekt wurden die Kartierungen der Lebensräume des Natura 2000-Managementplans für den Naturpark Fanes-Sennes-Prags (AUTONOME PROVINZ BOZEN – SÜDTIROL, 2008) herangezogen. In folgenden Lebensräumen wurden Monitoringflächen im Naturpark angelegt:

- 6150 Boreoalpines Grasland auf Silikatsubstraten
- 6170 Alpine und subalpine Kalkrasen
- 6230 Artenreiche montane Borstgrasrasen (und submontan auf dem europäischen Festland) auf Silikatböden
- 7140 Übergangs- und Schwinggrasmoore
- 7230 Kalkreiche Niedermoore

(Anhang 1, FFH-Richtlinie)

Nachfolgende Beschreibungen sollen Einblick in die Kurzcharakteristik und mögliche Gefährdung dieser Lebensräume geben. Auch auf die Nutzung sowie mögliche Pflegemaßnahmen wird dabei eingegangen.

#### 2.4.1.1 Boreoalpines Grasland auf Silikatsubstraten - 6150

##### Kurzcharakteristik

Bei diesem Lebensraumtyp handelt es sich um alpine Primärrasen auf Silikat. Dieses umfangreiche Habitat umfasst sowohl Pionierformationen auf Schutthängen als auch reife Klimaxgesellschaften. (LASSEN & WILHALM, 2004) Es sind dabei durchwegs artenarme, dichte, sowie niedrigwüchsige Rasen welche von Gräsern dominiert sind. Strauchflechten können einen erheblichen Anteil an der Deckung der Rasen ausmachen. Den Charakter der Schneetälchen sowie der Windkantengesellschaften machen Spaliersträucher und Moose aus. (ELLMAUER et al., 2005) Bodenerosion und Lawinenabgänge an steileren Hängen sind die natürlichen Prozesse, welche den Fortbestand dieses Lebensraumtyps gewährleisten (LASSEN & WILHALM, 2004).

Geologie:	Silikatgesteine, bei guter Humusauflage auch auf karbonatischem Untergrund.
Boden:	alpine Braunerden, feinerdereiche Pseudogleye, Podsole, Terra fusca, Ranker und Silikatrohböden. pH-Wert: 4,5-6,5. Rohhumus
Nährstoffhaushalt:	oligotroph
Wasserhaushalt:	frisch bis feucht
Hemerobie:	ahemerob bis mesohemerob
Seehöhe:	subalpin bis subnival, Schwerpunkt alpine Stufe

(ELLMAUER et al., 2005)

### Gefährdung und potenzielle Managementmaßnahmen

Der Lebensraumtyp 6150 erfordert im Allgemeinen keine Pflege und lässt eine extensive Beweidung zu. Maßnahmen bedarf es lediglich dann, wenn die Flächen stark beeinträchtigt sind, wie etwa durch Trittschäden oder Bodenabtragung. (ELLMAUER et al., 2005) Durch zusätzliche Windeinwirkung können dadurch langsam verheilende Erosionsphänomene auftreten (LASSEN & WILHALM, 2004). Dazu wird folgendes angeraten:

- Anlegen bzw. Ausbauen von Wanderwegen verhindern
  - Auszäunen des Weideviehs
  - Verhindern von Bodenabtragung im Zuge von Bautätigkeiten
- (ELLMAUER et al., 2005)

Durch eine nachhaltige Beweidung kann dem Überhandnehmen von Sträuchern, wie z.B. Ericaceen entgegen gewirkt werden. Ansonsten hat eine Weidenutzung wenig Auswirkung auf die natürliche Dynamik dieses Lebensraums. Eine intensive Beweidung fördert allerdings nitrophile, trittbeständige Arten und somit eine Degradation der Gesellschaften. (LASSEN & WILHALM, 2004)

#### **2.4.1.2 Alpine und subalpine Kalkrasen - 6170**

##### Kurzcharakteristik

Kalkrasen gehören zu den artenreichsten Formationen (LASSEN & WILHALM, 2004). Dazu zählen Primärrasen oberhalb der Waldgrenze mit hohem Seggenanteil sowie Sekundärrasen auf Waldniveau, welche durch Störung (Lawinen, Mahd, Beweidung) geprägt sind. Die einzelnen Ausprägungen dieses Lebensraumtyps sind sehr variabel. Sie reichen von kurzrasigen Girlandenrasen über Windkantengesellschaften zu geschlossenen Kalkrasen. Während Erstgenannte niedrigwüchsiger und häufig auch lückiger sind (Bsp. Polsterseggenrasen), zählen etwa Rostseggenrasen mit ihrem erhöhten Kräuteranteil zu den produktiven Gesellschaften. Bei den Rasen der Schneetälchen kann es sich sowohl um Dauer- als auch um Pioniervegetation handeln. (ELLMAUER et al., 2005)

Geologie: karbonatische Gesteine (Dolomit, Kalk, Marmor, Kalkmergel, Kalkschiefer, kalkreiche Sandsteine)

Boden: flachgründige Kalkrohböden (Protorendzina), Humuskarbonatböden (Rendzina), tiefergründige Rasenbraunerden. Mull oder teilweise Rohhumus.

Nährstoffhaushalt: oligo- bis mesotroph

Wasserhaushalt: trocken bis feucht  
 Hemerobie: ahemerob bis mesohemerob  
 Seehöhe: montan bis subnival, Schwerpunkt alpine Stufe

(ELLMAUER et al., 2005)

### Gefährdung und potenzielle Managementmaßnahmen

Oberhalb der Waldgrenze handelt es sich vorwiegend um stabile Klimaxgesellschaften, welche prinzipiell keine Pflege benötigen. Extensive Beweidung ist auf diesen Rasen ohne Probleme möglich. (ELLMAUER et al., 2005) Die Aufgabe der Bewirtschaftung bringt häufig eine Konkurrenz mit Ericaceae und Chamaephyten in niedrigen Lagen mit sich (LASEN & WILHALM, 2004). Bei Beeinträchtigungen sowie bei sekundären Formationen unterhalb der Waldgrenze ist ein Management sinnvoll und wie folgt vorgeschlagen:

- Aufrechterhaltung einer extensiven Bewirtschaftung der Sekundärrasen (ein- bzw. halbschürige Mahd, Beweidung mit Rindern oder in Steillagen mit Schafen oder Ziegen)
- Anlegen bzw. Ausbauen von Wanderwegen verhindern
- Auszäunen des Weideviehs zur Vermeidung von Trittschäden durch intensive Beweidung
- Verhindern von Bodenabtragung im Zuge von Bautätigkeiten  
(ELLMAUER et al., 2005)

#### **2.4.1.3 Artenreiche montane Borstgrasrasen (und submontan auf dem europäischen Festland) auf Silikatböden - 6230**

##### Kurzcharakteristik

Die Pflanzengesellschaften dieses Lebensraumtyps bestehen vor allem aus niedrigwüchsigen Gräsern, wie dem namensgebenden Borstgras (*Nardus stricta*) und anderen Horstgräsern. Die Entstehung ist hauptsächlich sekundär und nur wenige Bestände an der oberen Verbreitungsgrenze des Lebensraumtyps sind natürlichen Ursprungs. (ELLMAUER et al., 2005)

Geologie: basenarme Silikatgesteine  
 Boden: nährstoffarme Braunerden, Parabraunerden, Podsole, Pseudogleye, Gleye. Moder bis Rohhumus, selten auch Torf  
 Nährstoffhaushalt: oligotroph

Wasserhaushalt: mäßig trocken, frisch, selten auch wechselfeucht

Hemerobie: mesohemerob

Seehöhe: untermontan bis subalpin

(ELLMAUER et al., 2005)

### Gefährdung und potenzielle Managementmaßnahmen

Traditionell werden Borstgrasrasen beweidet oder gemäht und sind erst dadurch entstanden. Bei zu extensiver Nutzung bzw. nach Aufgabe der Bewirtschaftung treten azidophile Zwergsträucher (verschiedene Ericaceen-Arten) oder der Adlerfarn (*Pteridium aquilinum*) auf. In weiterer Folge kann es zur Etablierung von Gehölzen kommen, da dieser Lebensraum auf waldfähigen Standorten anzutreffen ist. Bei zu intensiver Bewirtschaftung mit Nährstoffeintrag gehen die Bestände in produktivere Grünlandflächen über. Häufig wird versucht durch Kalken eine Entsauerung des Bodens zu erreichen. Im Zuge dessen etabliert sich vermehrt der Rotschwingel (*Festuca rubra*), was mit einem Rückgang der Artenzahlen verbunden ist. (ELLMAUER et al., 2005) Durch eine exzessive Beweidung auf nährstoffarmen Standorten tritt zunehmend das Borstgras in Erscheinung. Damit geht ebenfalls eine Verarmung in der floristischen Zusammensetzung einher. (LASSEN & WILHALM, 2004) Die Bestände der Borstgrasrasen gelten dadurch als gefährdet, was sowohl auf deren Nutzungsaufgabe als auch –intensivierung zurück zu führen ist. Folgende Pflegemaßnahmen werden angestrebt:

- Extensive Nutzung (Beweidung oder Mahd) ohne Düngergaben
  - Verbrachte Flächen sollen nach einer Erstpflege (Entbuschung) wieder in die Nutzung aufgenommen werden
  - Eutrophierte Flächen bedürfen einer Aushagerungsmahd in den ersten Jahren
  - Keine Veränderung der Hydrologie der Bestände
- (ELLMAUER et al., 2005)

#### **2.4.1.4 Übergangs- und Schwinggrasmoore - 7140**

##### Kurzcharakteristik

Unter diesem Moortyp werden viele unterschiedliche, vorwiegend Torf produzierende, artenarme Gesellschaften zusammengefasst. Eine geschlossene Bryophytendecke zeichnet diese Moore aus. Die Krautschicht kann entweder sehr lückig oder dicht und wiesenähnlich sein, wobei Gehölze nur vereinzelt auftreten. Die Bestände entwickeln sich an nährstoffarmen Stillgewässern als Schwinggras oder in Verlandungszonen als Schnabelseggenriede. Da diese Moore eine Übergangsform zwischen Hoch- und Niedermoor darstellen, können sie auch an Randbereichen von Hochmooren sowie in

niederschlagsreichen Gebieten aus Niedermooren entstehen. Rezent entwickelt sich dieser Lebensraumtyp auch durch anthropogene Störung von Hochmooren. Pflanzengesellschaften dieser Moore sind hinsichtlich Raum und Zeit sehr dynamisch. (ELLMAUER et al., 2005)

Geologie: indifferent

Boden: Torfböden, selten nasse Mineralböden. Torf und Braunschlamm

Nährstoffhaushalt: oligo- bis mesotroph, limitierender Nährstoff ist meist Phosphat

Wasserhaushalt: nass bis überstaut, vollständig mit Wasser gefülltes Porenvolumen des Torfs

Hemerobie: ahemerob

Seehöhe: submontan bis subalpin, Schwerpunkt montane Stufe

(ELLMAUER et al., 2005)

#### Gefährdung und potenzielle Managementmaßnahmen

Allgemein gelten Übergangs- und Schwingrasenmoore als selten und damit auch als gefährdet (LASEN & WILHALM, 2004). Vor allem deren Entwässerung kann zu einer Freisetzung von Nährstoffen durch Mineralisation und zu einer Versauerung durch Infiltrationswasser führen. Dadurch werden diese Moore produktiver, jedoch zugleich artenärmer. Dazu kommt das vermehrte Auftreten azido- und nitrophiler Arten. Somit können durch eine Entwässerung, aber auch durch Abtorfung, Aufforstung und Trittschäden durch Weidetiere schwerwiegende und zum Teil auch irreparable Schäden der Moore entstehen. (ELLMAUER et al., 2005) Um die Degradierung dieser sensiblen Lebensräume zu vermeiden, sollten folgende Maßnahmen angestrebt werden:

- Erhalten der charakteristischen hydrologischen Verhältnisse
  - Rückhalten des Moorwassers an möglichen Entwässerungsgräben
  - Entstrauchen bei Vorhandensein von Gehölzen
  - Verzicht auf Nutzung, wie etwa Beweidung oder Betritt
  - Verhindern einer möglichen Eutrophierung infolge Nährstoffeintrags z.B. aus Nachbarflächen bzw. Nährstoffmobilisierung durch Entwässerung
- (ELLMAUER et al., 2005)



### 2.4.1.5 *Kalkreiche Niedermoore - 7230*

#### Kurzcharakteristik

Dieser Lebensraumtyp schließt Niedermoore quelliger bis wasserzügiger Bereiche mit hohem Grundwasserspiegel mit ein. Die Standorte sind häufig an Sumpfquellen, sickernassen Hängen oder in der Verlandungszone nährstoffarmer Stillgewässer. Die Bestände werden ausschließlich durch Wasser des Mineralbodens beeinflusst. Dabei liegt der Grundwasserspiegel häufig nahe der Bodenoberfläche, weswegen die Niedermoore meist baumfrei sind. Niedrigwüchsige, grasähnliche Pflanzen, sowie Kräuter und Moose dominieren das Bild. (ELLMAUER et al., 2005) Kalkreiche Niedermoore sind außerdem sehr interessante Lebensräume aufgrund ihrer Orchideenvielfalt (LASEN & WILHALM, 2004). Außerdem etablieren sich häufig höherwüchsige Wiesenpflanzen. Gehölze und Zwergsträucher treten bei zunehmender Verbrachung in den Vordergrund. Primäre Kalkflachmoore sind meist kleinflächig, wohingegen sekundäre Bestände oft große Flächen einnehmen. Diese Moore findet man vielfach zusammen mit Bruch- bzw. Auwäldern, Pfeifengras- oder Feuchtwiesen, Großseggenrieden und Röhrichten. (ELLMAUER et al., 2005)

Geologie: basenreiche Gesteine

Boden: kalkreiche bis kalkarme, aber stets basenreiche, tiefgründige, organogene Böden. Häufig Torf- und Gleyböden. pH-Wert: >6. Torf, Schlamm

Nährstoffhaushalt: oligo- bis mesotroph, Mineral- und Stickstoffgehalt gering bis mäßig

Wasserhaushalt: permanent feucht bis nass, hoher, im Jahresverlauf wenig schwankender Grundwasserstand

Hemerobie: ahemerob bis oligohemerob

Seehöhe: planar bis subalpin

(ELLMAUER et al., 2005)

#### Gefährdung und potenzielle Managementmaßnahmen

Niedermoore stellen Dauergesellschaften auf waldfähigen Standorten dar, weswegen sie durch Mahd offen gehalten werden. Bei regelmäßiger Pflege spielen dynamische Prozesse dieser Lebensräume eine geringe Rolle. Jedoch werden sie immer seltener gemäht, da sie wenig ertragsreich sind und sich somit maximal zur Streunutzung eignen. Dabei treten Sukzessionsvorgänge auf, im Zuge dessen eine Verbuschung und die langsame Wiederbewaldung einsetzt. Durch Absenken des Grundwasserspiegels wird häufig versucht, den Ertrag zu steigern, sowie die Bewirtschaftung zu erleichtern. Jedoch besteht dabei die Gefahr einer Nährstoffanreicherung durch gesteigerte Mineralisation.

(ELLMAUER et al., 2005) Aufgrund dieser Gegebenheiten beschreiben ELLMAUER et al. (2005) die Bestände als gefährdet und schlagen folgende Handlungsweisen vor:

- Wiederaufnahme der Bewirtschaftung bei verbrachten bzw. verbuschten Beständen
- Einschürige bzw. halbschürige Mahd Ende Sommer/Herbst
- Alternativ sehr extensive Beweidung mit Weidetieren von geringem Gewicht (Ziegen, Schafe, Jungrinder)
- Vermeidung von Trittschäden durch Weidetiere bzw. Besucher
- Vermeiden von intensiver Nutzung sowie Nährstoffeintrag durch Düngung, Einwaschung usw.
- Anlage von Pufferzonen
- Verzicht auf Aufforstungen
- Kein Entwässern oder Absenken des Grundwasserspiegels  
(ELLMAUER et al., 2005)

## 3 Methodik

### 3.1 Sampling Design/Flächenauswahl

Die Auswahl der einzelnen Monitoringflächen erfolgte subjektiv. Es wurde dabei das Ziel verfolgt, Flächen zu finden, in denen Managementmaßnahmen durchgeführt wurden bzw. in Planung sind. Zusätzlich dazu wurden Referenzflächen gewählt, welche demselben Lebensraum angehören und sich möglichst in allen Standortparametern ähneln. Der Unterschied besteht lediglich in deren Nutzungsform.

Die Flächenauswahl basiert auf dem Natura 2000- Managementplan des Naturparks Fanes-Sennes-Prags (AUTONOME PROVINZ BOZEN – SÜDTIROL, 2008). Die im Zuge der Managementplan-Erhebungen herausgearbeiteten FFH-Lebensraumtypen (Kartierungseinheiten, Straten) waren die Basis für die Platzierung der Monitoringflächen. Die Erhebungen fanden in folgenden fünf Natura 2000-Lebensraumtypen statt und wurden auf insgesamt 22 Untersuchungsplots aufgeteilt:

- 6150 Boreoalpines Grasland auf Silikatsubstraten (3 Dauerbeobachtungsflächen)
- 6170 Alpine und subalpine Kalkrasen (5 Dauerbeobachtungsflächen)
- 6230 Artenreiche montane Borstgrasrasen (und submontan auf dem europäischen Festland) auf Silikatböden (4 Dauerbeobachtungsflächen)
- 7140 Übergangs- und Schwingrasenmoore (5 Dauerbeobachtungsflächen)
- 7230 Kalkreiche Niedermoore (5 Dauerbeobachtungsflächen)

(Anhang 1, FFH-Richtlinie)

Aufgrund der Zweiteilung der Koordination des Naturparks und den Gebietskenntnissen der Kartiererin wurden die Dauerflächen vorwiegend in den Zuständigkeitsbereich der Dienststelle Welsberg (unter der Führung von Dipl. Agr. Markus KANTIOLER) gelegt.

ELLENBERG (1956) beschreibt das Minimumareal, die Einheitlichkeit des Standorts und die Homogenität der Vegetation als Basis für Vegetationskartierungen.

Die Größe der einzelnen Untersuchungsplots entspricht somit dem Minimumareal des jeweiligen Lebensraums (7230, 7140, 6150, 6170: 25 m<sup>2</sup>; 6230: 50 m<sup>2</sup>) (ELLMAUER, 2005). Um die Flächen untereinander vergleichen zu können, wurden allerdings alle Plots mit einer Größe von 25 m<sup>2</sup> angelegt. Es wurde darauf geachtet, dass jede Probestfläche in sich so homogen als möglich ist und dabei auch die Gegebenheiten des Standorts/der Umgebung weitgehend widerspiegelt.

Die Erhebungen wurden im Zeitraum zwischen 1. Juni 2012 und 4. August 2012 durchgeführt. Dabei wurde so verfahren, dass die Kartierung in der Hauptvegetationszeit erfolgte und auch Flächen auf unterschiedlichen Höhengniveaus dementsprechend zeitversetzt erhoben wurden. Nach Angabe diverser Autoren wie z.B. ELLENBERG & LEUSCHNER (2010), ist die Wachstumsperiode pro 100 Höhenmeter nach oben um etwa eine Woche verschoben. Darauf wurde bei diesem Projekt geachtet und die Kartierung erfolgte unter Miteinbezug des Höhepunkts der Vegetationsperiode.

### 3.2 Verortung und Vermarkung der Flächen

Jede Dauerfläche wurde mit einem Kompass der Firma RECTA so ausgerichtet, dass deren Seiten den einzelnen Himmelsrichtungen zugewandt sind (eingenor-det). Für die Verortung der Flächen wurden folgende Maßnahmen (angelehnt an LUDHARDT et al., 2006) gesetzt:

- Ermittlung der Koordinaten und der Seehöhe mit einem GPS-Gerät der Marke GARMIN im Mittelpunkt des jeweiligen Quadrats. Die Position der Flächen wurde nachträglich teilweise im ArcGIS 10 (DANGERMOND & DANGERMOND, 1969) nachjustiert.
- Vollständige fotografische Dokumentation bestehend aus:
  - Schrägaufnahme der Dauerfläche aus allen vier Himmelsrichtungen mit einer Entfernung (der nächsten Dauerflächengrenze) von etwa 5 m.
  - Überblicksfoto ausgehend von einem markanten Punkt in der Nähe.Dafür wurden für den Zeitpunkt der Erhebungen die Ecken mit Kunststoff-Weidezaunpfählen, welche einfach zu transportieren waren, abgesteckt. Zur zusätzlichen Abgrenzung wurde dazwischen ein Seil, etwa 10 cm über dem Boden, gespannt.
- Fotos der fünf Frequenzaufnahmen pro Fläche.
- Die Monitoringflächen wurden an den vier Eckpunkten mittels im Boden versenkter Metallstifte (Betoneisen mit rot besprühter Metallkappe, welche dem Boden plan aufliegt) vermarktet (siehe Abbildung 3.1). Auf den Flächen, welche nicht gemäht werden, wurden zusätzlich ca. 20 cm aus dem Boden ragende Holzpfosten an den Eckpunkten eingesetzt. Es wird empfohlen, vor allem die Metallmarkierungen regelmäßig zu überprüfen und gegebenenfalls zu erneuern.
- Handskizze mit Kompass und Maßband. Dabei wurden die Richtungen (in °) ausgehend von mehreren markanten Punkten ermittelt.



Abbildung 3.1 Vermarkung der Monitoringflächen mit im Boden versenkten Metallstiften und Holzpfosten an den vier Eckpunkten

### 3.3 Freiland-Erhebungen

Die einzelnen Monitoringflächen wurden mittels unterschiedlicher Methoden der Vegetationsökologie erfasst. In Abbildung 3.2 dargestellte Skizze, dient als Orientierung, in welchen Bereichen der Fläche, welche Erhebungen durchgeführt wurden.

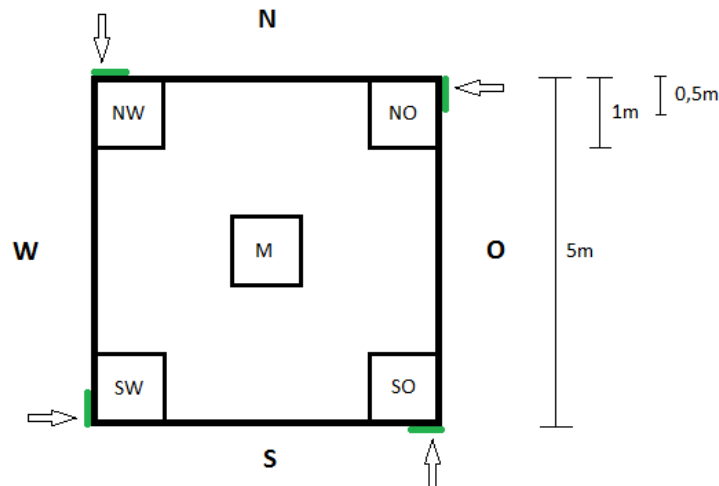


Abbildung 3.2 Skizze Monitoringfläche. Gesamtfläche 5x5 m, 5 Frequenzplots á 1x1 m in den 4 Eckpunkten und in der Mitte, 4 Plots außerhalb der Dauerbeobachtungsfläche (grün, Erhebung erfolgt jeweils in Richtung der Pfeile)

TRAXLER (1997) empfiehlt im „Handbuch des vegetationsökologischen Monitorings“ das Erstellen eines praxisorientierten Methodenhandbuchs. Darin sollen Situationen bzw. Grenzfälle und daraus resultierende Vorgehensweisen festgehalten werden, welche einer Entscheidung bedürfen. Die Einhaltung dieser Methoden gewährleistet die Vergleichbarkeit der Monitoringflächen zu unterschiedlichen Zeitpunkten auch bei der Kartierung durch verschiedene Bearbeiter. In dieser Arbeit werden ein praxisorientierter Methodenkatalog und das Erhebungsformular im Anhang angeführt. Hier sowie im Methodenkatalog findet sich eine Skizze der Monitoringfläche (Abbildung 3.2) mit allen relevanten Erhebungseinheiten.

#### 3.3.1 Kopfdaten mit Standortangaben

Zu den üblichen Kopfdaten wie Datum, Bearbeiter und Aufnahmeummer wurden Informationen zum Standort angegeben. Diese bestanden aus folgenden Größen: Koordinaten (WGS 84), Seehöhe, Exposition und Inklination (in °) sowie der Geländemorphologie. Diese Angaben beruhen auf dem Standard der „Floristischen Gesellschaftsaufnahme“ nach BRAUN-BLANQUET (1964). Zusätzlich wurde die Einstufung laut Natura 2000, die Nutzung bzw. anthropogene Störung und eine verbale Beschreibung des Standortes notiert.

### 3.3.2 Deckungswerte

Zuerst wurde die Deckung der gesamten lebenden Biomasse anhand der Prozent-Skala geschätzt. Die Deckungswerte der gesamten Vegetation als auch die der einzelnen Arten beziehen sich immer auf die Projektion von oben auf den Untergrund (BRAUN-BLANQUET, 1951). Dadurch wird aber lediglich die vertikale Dichte, jedoch nicht die räumliche Verteilung berücksichtigt (TRAXLER, 1997). Auch die Deckungswerte der einzelnen Schichten wurden, sofern vorhanden, vermerkt. Die gesamten Erhebungen galten ausschließlich den Gefäßpflanzen, jedoch ist die Deckung der Moos- und Flechtenschicht separat geschätzt worden.

Weitere Deckungswerte (immer in %) wurden an folgende Parameter vergeben: Boden offen, Schutt, Gestein, Baumstümpfe, tote Biomasse, Dung/Feces und Gehölzanflüge. Eine Schätzung ebenfalls in Prozent wurde für drei verschiedene Ökotypen durchgeführt, welche Indikatorfunktion hinsichtlich der Nutzung haben: Distelartige, Giftpflanzen und Nährstoffzeiger wurden hierbei unterschieden. Informationen dazu sind aus der „Exkursionsflora für Österreich, Liechtenstein und Südtirol“ (FISCHER et al., 2008) entnommen worden.

### 3.3.3 Gesamtarten-Erhebung und Deckungsschätzung

Alle Pflanzenarten welche auf dem Untersuchungsplot vorkamen, wurden erfasst und deren Deckung geschätzt. Die Nomenklatur bezieht sich ebenfalls auf die aktuelle „Exkursionsflora“ von FISCHER et al. (2008). Die Bestimmung erfolgte unter Zuhilfenahme zusätzlicher Bestimmungsliteratur: „Flora vegetativa“ (EGGENBERG & MÖHL, 2009), „Exkursionsflora von Deutschland. Bd.3 Gefäßpflanzen: Atlasband“ (ROTHMALER et al., 2007), „Alpenpflanzen“ (ANGERER & MUER, 2004) und „Unsere Gräser“ (AICHELE & SCHWEGLER, 2011).

Die Deckungsschätzung erfolgte visuell mithilfe der Abundanz-Dominanz-Skala nach BRAUN-BLANQUET (1951), welche ebenfalls im Anhang abgebildet wird. Diese halbquantitative Methode liefert ordinale Daten (Deckungswerte). Bei der Datenanalyse dienten diese Werte einer qualitativen Erfassung der verschiedenen Standorte mittels Pflanzengesellschaften. (TRAXLER, 1997)

### 3.3.4 Vertikalstruktur

Bei folgender Methode gilt es, die räumliche Verteilung, die Höhe und die Durchdringbarkeit der Vegetation eines Bestandes zu erfassen (SUNDERMEIER in TRAXLER, 1997). Eine Methode zur Erhebung der Vegetationsstruktur besteht aus der Erfassung der Vertikalstruktur als Maß für die Durchdringbarkeit eines Bestandes in horizontaler Richtung.

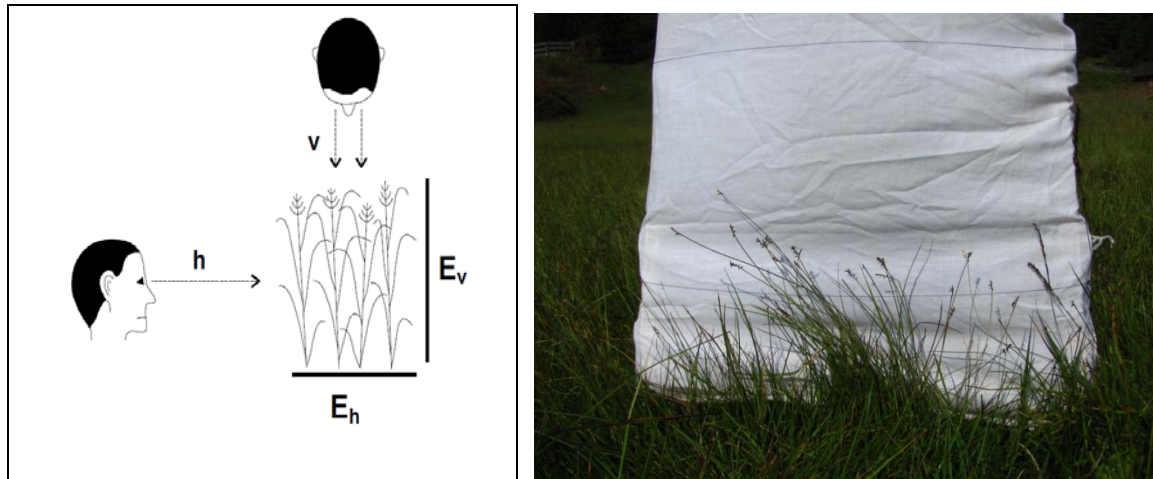


Abbildung 3.3 Die horizontale Projektion (h) auf eine vertikale Ebene ( $E_v$ ) erfolgt unter Betrachtung der Vegetation parallel zum Boden. Die vertikale Projektion (v) auf eine horizontale Ebene ( $E_h$ ) erfolgt unter Betrachtung der Vegetation in  $90^\circ$  zum Boden. (aus TRAXLER, 1997). Das Bild rechts zeigt beispielhaft die vertikale Leinwand, in der die Vegetation 10 cm davor erhoben wird.

Dabei wird die Vegetation horizontal auf eine vertikale Ebene projiziert (Abbildung 3.3) (SUNDERMEIER in TRAXLER, 1997). Je Aufnahmeplot wurde an vier Stichproben (NW, SW, SO, NO), an den Eckpunkten außerhalb der Dauerbeobachtungsfläche, die vertikale Struktur erhoben. Hierzu wurde eine 50 cm breite, weiße Leinwand aufgestellt und die Deckung der Vegetation davor (in 10 cm Tiefe) (SUNDERMEIER in TRAXLER, 1997) mithilfe der %-Skala geschätzt. Dafür wurde die Leinwand in folgende Höhen-Straten unterteilt: 0-5 cm, 5-25 cm, 25-50 cm, 50-75 cm, 75-100 cm, 100-150 cm. Somit konnte die Dichte und die Höhe der Vegetation ermittelt werden.

### 3.3.5 Frequenzaufnahmen

Um auch die quantitativen Veränderungen in den Dauerbeobachtungsflächen zukünftig aufzeigen zu können, wurde die Frequenz ermittelt. Dabei handelt es sich um den Prozent-Anteil einer Art in einem Untersuchungsplot (KENT & COCKER, 1992). Laut FERRIS-KAAN & PATTERSON (1992; zitiert in TRAXLER, 1997) ist die Frequenz ein Maß für die Menge und die räumliche Verteilung der Arten. Mittels Frequenzrahmen wurde an fünf Stichproben pro Fläche (siehe Abbildung 3.2: die vier Eckpunkte und Mitte parallel zur Monitoringfläche) der prozentuelle Anteil aller vorkommenden Arten ermittelt. Dabei wurden die Frequenzbestimmungen nach RAUNKIAER (1905) auf  $1 \text{ m}^2$  mit je 100 gleich großen Teilflächen durchgeführt (je  $10 \times 10 \text{ cm}$ ). Somit erhält man für jede Art eine Frequenz  $f$ , welche sich wie folgt zusammensetzt:

$$f = \frac{\text{Anzahl Teilflächen mit Art } X}{\text{Gesamtzahl der Teilflächen}}$$

Nach SCHAUMBERG (1995, zitiert in TRAXLER, 1997).

### **3.3.6 Phänologie - Rote Liste Arten**

Die Phänologie beschreibt die Entwicklungsstadien von Pflanzen, welche sich im Jahresverlauf periodisch wiederholen. Diese sind eng korreliert mit den Klimadaten. (LUDHARDT et al., 2006) In den oben genannten fünf Stichproben (Frequenzaufnahmen) wurden mithilfe eines Aufnahmeschlüssels nach DIERSCHKE (1994) (Tabelle 10.2 im Anhang) die phänologischen Daten der dort vorkommenden Arten aus der Roten Liste Südtirols (WILHALM & HILPOLD, 2006) vermerkt. Dies dient einerseits der Beobachtung einer möglichen Veränderung und andererseits dem Synchronisieren zukünftiger Aufnahmetermine (SUNDERMEIER in TRAXLER, 1997). Somit konnte eine Basis für einen Datenvergleich geschaffen werden. Aufgrund der engen Korrelation mit den Klimadaten kann mit deren Abgleich ein optimierter Aufnahmezeitpunkt bei Folgeuntersuchungen gewährleistet werden (LUDHARDT et al., 2006).

## **3.4 Datenaufbereitung und -analyse**

### **3.4.1 Datenaufbereitung**

Vorab wurden die im Freiland erhobenen Daten in das Computerprogramm TURBOVEG (HENNEKENS & SCHAMINÉE, 2001) eingetragen. Dabei mussten die Artnamen an die in diesem Programm gebräuchliche Systematik angepasst werden.

### **3.4.2 Datenanalyse/ -auswertung**

Für die Pflanzensoziologische Analyse wurde im Programm JUICE (TICHÝ, 2002) eine geordnete Vegetationstabelle erstellt. Mithilfe der berechneten, syntaxonomischen Ergebnisse durch das Programm VEGI (REITER, 1991) konnten die einzelnen Monitoringflächen pflanzensoziologischen Einheiten zugeordnet werden.

Durch Verwendung des Programms Microsoft Office EXCEL 2007 wurden Diagramme erstellt. Diese beruhen auf den Daten der Deckungswerte, der Vertikalstruktur, sowie verschiedenen Biodiversitäts-Eigenschaften (Richness, Shannon-Wiener-Index, Evenness).

### **3.4.3 Kartographische Darstellung**

Um die Monitoringflächen auch künftig auffinden zu können, wurden die Plots mithilfe des Programms ArcGIS 10 der Firma ESRI (DANGERMOND & DANGERMOND, 1969) in einen geographischen Zusammenhang gebracht. Die Orthophotos von 2006 (COMPAGNIA GENERALE RIPRESEAREE), sowie das Shapefile zu den Natura 2000-



Managementflächen des Naturparks wurden vom Amt für raumbezogene und statistische Informatik (AUTONOME PROVINZ BOZEN – SÜDTIROL) zur Verfügung gestellt.

Die Koordinaten liegen im Koordiantensystem „ETRF\_1989\_UTM\_Zone\_32N“ vor (Details in Abbildung 3.4). Das Shapefile „monitoring001“ enthält die Monitoringpunkte und befindet sich auf beiliegender CD. Eine Übersichtskarte (Abbildung 10.24) und vergrößerte Kartenausschnitte der einzelnen Flächen sind dem Anhang beigelegt.

Projection: Transverse_Mercator False_Easting: 500000.000000 False_Northing: 0.000000 Central_Meridian: 9.000000 Scale_Factor: 0.999600 Latitude_Of_Origin: 0.000000 Linear Unit: Meter (1.000000)  Geographic Coordinate System: GCS_ETRF_1989 Angular Unit: Degree (0.017453292519943299) Prime Meridian: Greenwich (0.000000000000000000) Datum: D_ETRF_1989 Spheroid: WGS_1984 Semimajor Axis: 6378137.000000000000000000 Semiminor Axis: 6356752.314245179300000000 Inverse Flattening: 298.257223563000030000
--

Abbildung 3.4 Projektion und Koordinatensystem des shapefiles „monitoring001.shp“

### 3.4.4 Datenverwaltung

Mithilfe von Microsoft Office ACCESS 2010 wurde eine umfangreiche Datenbank erstellt. Diese kann zukünftig auch die Daten der Folgeuntersuchungen beinhalten, sowie den Grundstock für Projekte ähnlicher Art bieten.

Die gesamte Datenbank liegt der Arbeit als Datei auf CD bei. Nachfolgende Abbildungen zeigen Screenshots des Eingangsgformulars, der Eingabemaske der Datenbank (Erhebungen Formular: Managementmaßnahmen begleitendes Monitoring) und des Berichts. Letzt genannter Teil kann als Ausdruck verwendet werden und dient der Lokalisierung der einzelnen Flächen bei Folgeerhebungen. Dabei werden alle Lageinformationen und weitere wichtige Informationen dargestellt: Datum, Bewirtschaftungsform, Kommentare und Artenliste der Ersterhebung. Bei den Arten werden auch die jeweilige Deckung und Informationen zu einem möglichen Gefährdungszustand sowie zur phänologischen Entwicklung angeführt.

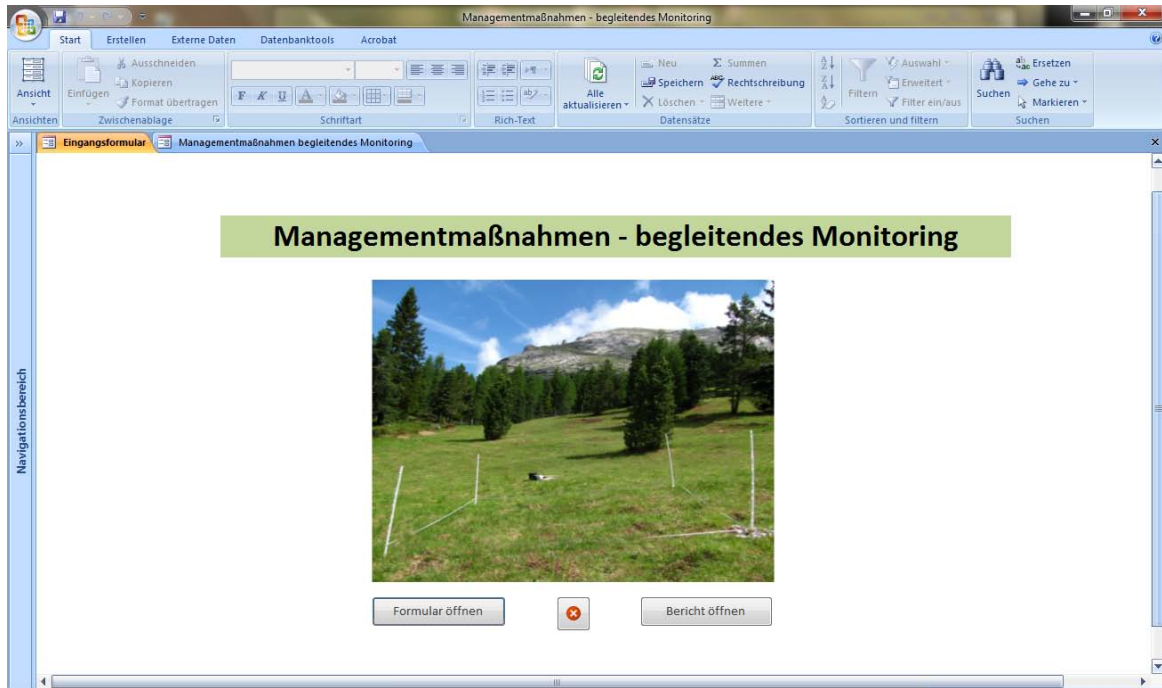


Abbildung 3.5 Screenshot des Eingangsformulars der Access-Datenbank

### Bericht Monitoringprojekt

Samstag, 13. April 2013  
14:17:17

Nr. Monitoringfläche	RELEVE_N	Ortname	Exposition	Inklination	Geländemorphologie	Höhe (m ü.M.)	LONGITUDE	LATITUDE
1.1	1	Toblacher See	0	0	Ebene in Seeverlandungszone	1257	12.22092	46.70042

Datum:  Bewirtschaftung:

Kommentar:

Datum	Artname	Deckung	RL CODE	NW PHENNO	PHEN/SW	PHEN/SO	PHEN/IM	PHEN/...
20120602	Caltha palustris	2						
20120602	Cardamine pratensis	1	NT			V4	V3	
20120602	Carex nigra	3						
20120602	Carex paniculata	2						
20120602	Deschampsia cespitosa	1						
20120602	Equisetum palustre	2						
20120602	Equisetum variegatum	1						
20120602	Eriophorum angustifolium	1						
20120602	Galium palustre	1						
20120602	Galium uliginosum	1						
20120602	Lathyrus pratensis	+						
20120602	Poa palustris	3						
20120602	Potentilla anserina	2						
20120602	Potentilla erecta	+						
20120602	Ranunculus acris	+						
20120602	Ranunculus repens	1						

ALBA ROMANA PROVINCE BORMIO - SONDRIO  
Alba Romane, Lombardia und Piemont

PROVINCIA AUTONOMA DI BOLZANO - SÜDTIROL  
Südtirol, Trentino-Südtirol

Seite 1 von 43

Abbildung 3.6 Bericht der Access-Datenbank

**Managementmaßnahmen - begleitendes Monitoring**

AUTONOME PROVINZ BOZEN - SÜDTIROL  
Abteilung Natur, Landschaft und Raumentwicklung

PROVINCIA AUTONOMA DI BOLZANO - ALTO ADIGE  
Ripartizione Natura, paesaggio e sviluppo del territorio

Grundbuch | Natura 2000 | Managementmaßnahmen

**GRUNDBUCH**

RELEVE\_NR: 1  
Jahr: 2012  
Eigentümer: Fraktion Toblach  
Parzellen-Nr.: 2327/2 | Katasterkarte Jahr: 2011  
Gemeinde: Toblach  
Nutzungsgeschichte: Ab 2009 nicht mehr beweidet, vorher wie 1.2

**ERHEBUNGEN**

RELEVE\_NR: 1 | Datum: 20120602 | Kartiererin: Brunner Evelyn

Kommentare: Toblach- südlich am Toblacher See. 1 m von Zaun entfernt, Richtung See. Gleiche Höhe wie 1.2. Beide ähnlich, aber hier mehr tote Biomasse (darunter auch mehr lebende versteckt) und größere Bulten und Schlenken. Vegetation noch nicht sehr weit entwickelt. Gräser viele geblüht, einige noch nicht. Caltha palustris in Vollblüte, viele Arten aber erst vegetativ vorhanden.

Bewirtschaftung: Außer Nutzung

Gesamtdeckung lebend (in %) 40 | Deckung Wasser offen (in %) 0 | Deckung Gehölzanflüge (in %) 0  
 Deckung Baumschicht (in %) 0 | Deckung Boden offen (in %) 5 | Deckung Feces (in %) 0  
 Deckung Strauchschicht (in %) 0 | Deckung Schutt (in %) 0 | Art/Herkunft Feces  
 Deckung Krautschicht (in %) 40 | Deckung Fels/größere Steine (in %) 0 | Deckung Distelartige (in %) 0  
 Deckung Moose (in %) 5 | Deckung tote Biomasse (in %) 65 | Deckung N-Zeiger (in %) 15  
 Deckung Flechten (in %) 0 | Deckung Baumstümpfe (in %) 0 | Deckung Giftpflanzen (in %) 15

Arten	Vertikalstruktur	Ökologische Eigenschaften	Bilder								
RELEVE_NR	Datum	LAYER	Artname	COVE	COVER_PERC	NW_FRE	NO_FRE	SW_FRE	SO_FRE	M_FREQ	RL_CC
1	20120602	6	Caltha palustris	2	13	9	5	8	8	13	
1	20120602	6	Cardamine pratensis	1	3	0	0	0	3	1	NT
1	20120602	6	Carex nigra	3	38	84	82	61	84	90	
1	20120602	6	Carex paniculata	2	13	0	0	0	0	0	
1	20120602	6	Deschampsia cespitosa	1	3	0	0	0	0	0	
1	20120602	6	Equisetum palustre	2	13	15	17	12	15	16	
1	20120602	6	Equisetum variegatum	1	3	8	1	9	5	9	
1	20120602	6	Eriophorum angustifolium	1	3	0	0	9	0	0	
1	20120602	6	Galium palustre	1	3	4	10	7	5	2	
1	20120602	6	Galium uliginosum	1	3	1	6	5	0	4	
1	20120602	6	Lathyrus pratensis	+	2	0	0	1	0	0	
1	20120602	6	Poa palustris	3	38	79	45	78	72	77	
1	20120602	6	Potentilla anserina	2	13	14	3	16	13	9	
1	20120602	6	Potentilla erecta	+	2	0	0	1	0	1	
1	20120602	6	Ranunculus acris	+	2	0	0	0	0	1	
1	20120602	6	Ranunculus repens	1	3	0	0	0	3	0	
*	1	20120602									

Abbildung 3.7 Screenshot des Eingabeformulars der Access-Datenbank



---

## 4 Ergebnisse und Interpretation

### 4.1 Standortsbeschreibungen

Nachfolgend sind die einzelnen Monitoringflächen hinsichtlich ihrer geographischen Lage, der vorherrschenden Nutzungsform und sonstiger relevanter Ausstattung beschrieben. Informationen zur Flächennutzung wurden entweder direkt durch die Grundeigentümer oder durch Dipl. Agr. Markus KANTIOLER erläutert. Die Lageskizze sowie Orthophotos der einzelnen Dauerflächen werden im Anhang abgebildet. Eine beispielhafte Auswahl der Fotografien im Zuge der Ersterhebung ist am Ende dieses Kapitels angefügt. Die Datei mit sämtlichen Bildern befindet sich auf der beigelegten CD.

#### 4.1.1 Übergangs- und Schwingrasenmoore - 7140

##### 4.1.1.1 Fläche 1.1 – Toblach, Toblacher See

Koordinaten (UTM):           X: 746230.074953    Y: 5176913.28078  
Seehöhe:                     1257 m ü.M.

Das Übergangs- und Schwingrasenmoor befindet sich an der Südseite des Toblacher Sees und stellt das größte dokumentierte Moor dieses Lebensraums im Naturpark Fanes-Sennes-Prags dar. Die Dauerbeobachtungsfläche wurde nördlich des Holzzauns positioniert (dem See näher) und liegt daher im nicht genutzten Bereich. Der Weideverzicht wurde hier erst seit 2009 durch die Alminteressentschaft Toblach und das Amt für Naturparke (AUTONOME PROVINZ BOZEN – SÜDTRIOL) umgesetzt. Betritt durch Menschen aufgrund des starken Besucherdrucks auf den See ist hier zwar weniger wahrscheinlich als auf nachfolgender Fläche, aber nicht ausgeschlossen. Der gesamte Moorkomplex liegt in einer Ebene, wobei eine Exposition und Inkliniation nicht auszumachen war. Der Lebensraum ist relativ einheitlich, wobei allerdings tiefer gelegene Bereiche (Schlenken), welche Wasser führen, andere Pflanzen beherbergen als die höher gelegenen Bulten, welche vom Grundwasser weniger beeinflusst sind. Dies gilt auch für die Fläche 1.2.

##### 4.1.1.2 Fläche 1.2 – Toblach, Toblacher See

Koordinaten (UTM):           X: 746235.581655    Y: 5176907.59355  
Seehöhe:                     1257 m ü.M.

Die Beschreibung des obigen Standorts (mit Fläche 1.1) lässt sich auch auf diese Fläche übertragen. Der Unterschied liegt allerdings in der Bewirtschaftung der beiden Bereiche: Während die Dauerbeobachtungsfläche 1.1 im von Weidetieren unbeeinflussten Gebiet liegt, findet auf 1.2 eine Beweidung mit Kühen statt. Zum Zeitpunkt der Aufnahme waren die Rinder noch nicht anwesend, denn die Beweidung ist hier auf die Vor- und

Nachsaison (ca. 10 Tage Anfang/Mitte Juni und ca. 10 Tage Mitte/Ende September) beschränkt. Die beiden Flächen ähneln sich auch stark hinsichtlich ihrer Vegetation. Jedoch sind im Weidebereich die Bulten und Schlenken weniger stark ausgeprägt als auf der Fläche 1.1. Auch Horste von *Carex paniculata* wurden weniger gesichtet, weswegen entschieden wurde, keine davon in die Monitoringfläche 1.2 mit einzubeziehen.

#### **4.1.1.3 Fläche 1.3 – Prags, Brückeke, neben Gasthaus „Brückeke“**

Koordinaten (UTM): X: 740937.525409 Y: 5174156.82136  
Seehöhe: 1499 m ü.M.

Das Übergangsmoor liegt südöstlich vom Gasthaus „Brückeke“ und weist eine geringe Neigung von 5° mit einer NNW-Exposition auf. Morphologisch gesehen, handelt es sich um eine Ebene bzw. Talverflachung am Fuße des Dürrensteins. Der Standort ist relativ einheitlich und wird in den meisten Bereichen von der für Übergangsmoore typischen *Carex rostrata* dominiert (ELLMAUER, 2005). Am Nordrand wurde vor mehr als 10 Jahren ein Entwässerungsgraben errichtet, um den angrenzenden Forstweg vor Vernässung zu schützen. Weiters stellt die Beweidung mit Pferden und Kühen eine Beeinflussung dar, welche jeweils im Juni und im September für zwei Wochen stattfindet. Die Weidetiere sind erst einen Tag nach der Kartierung des Standortes eingetroffen. Der Einfluss war jedoch durch den Betritt der Vorjahre und der dadurch entstandenen Bulten und Schlenken sichtbar.

#### **4.1.1.4 Fläche 1.4 – Prags, Brückeke, neben Lebensraumtyp 6410**

Koordinaten (UTM): X: 740930.353365 Y: 5173925.25071  
Seehöhe: 1516 m ü.M.

Ähnlich 1.3 liegt auch dieses Moor am Fuße des Dürrensteins und ist nach NW ausgerichtet. Allerdings befindet sich der Standort weiter im Süden, aber wiederum orografisch rechts des Stollabachs. Die Inklination beträgt auch hier 5°. Da der gesamte für Natura 2000 kartierte Lebensraum mehr als 2 ha umfasst, liegt es nahe, dass die Heterogenität aufgrund verschiedener kleinstandörtlicher Gegebenheiten recht groß ist. In einem Großteil des Standorts, der die Dauerbeobachtungsfläche umgibt, wurde ein starkes Aufkommen der Fichte festgehalten. Die anthropogene Beeinflussung beläuft sich auf einen je zwei-wöchigen Aufenthalt der Weidetiere im Früh- sowie Spätsommer (vgl. Fläche 1.3). Die Flächen 1.3 und 1.4 wurden deshalb so ausgewählt, da ein möglicher Weideverzicht auf einem der beiden Standorte in Planung ist. Damit wird eine Gegenüberstellung der zwei Flächen bei bis dato gleicher, aber zukünftig verschiedener Nutzung angestrebt. Der Vergleich innerhalb eines Lebensraums gleichen Standorts kann sinnvoll herangezogen werden, jedoch ist er zwischen den beiden Flächen (1.3 und 1.4) nicht direkt durchführbar. Es stellte sich bei der Kartierung heraus, dass sich die

jeweiligen Lebensräume deutlich voneinander unterscheiden. Die Fläche 1.4 ist eher dem Lebensraum der Kalkreichen Niedermoore (7230) zuzuschreiben.

#### 4.1.1.5 Fläche 1.5 – Prags, Plätzwiese

Koordinaten (UTM): X: 743264.986564 Y: 5171332.60254  
Seehöhe: 1966 m ü.M.

Das leicht SO-exponierte kleinflächige Übergangsmoor liegt auf der Plätzwiese in einer Geländemulde zwischen Plinge und Dürrenstein. Mit durchgehend etwa 3° Neigung ist der Standort relativ einheitlich, wobei in etwas höher gelegenen Bereichen (vor allem außerhalb der Monitoringfläche) vermehrt *Carex nigra* und *Deschampsia cespitosa* in Erscheinung treten. Im Bereich in und rund um die Dauerbeobachtungsfläche dominiert die Schnabelsegge, *Carex rostrata*. Das Moor steht seit ca. 50 Jahren außer Nutzung, jedoch kann ein Einfluss der umliegenden höher gelegenen Mähwiesen (zumindest aus der Vergangenheit) nicht ausgeschlossen werden. Die Wiesen wurden vor Einführung des Naturparks 1980 (SCHWEIGGL & SCHREINER, 2005) mit Kunstmist gedüngt. Nach Etablierung des Schutzgebietes wurde die Grundparzelle 2750 als Magerwiese eingestuft und darf somit keine Düngung erfahren, solange diesbezüglich die Prämie erhalten wird (vgl. Landschaftspflegeprämien, AUTONOME PROVINZ BOZEN – SÜDTIROL).

#### 4.1.2 Kalkreiche Niedermoore - 7230

##### 4.1.2.1 Fläche 2.1 – Prags, Altprags, Maite

Koordinaten (UTM): X: 740879.21013 Y: 5176606.98988  
Seehöhe: 1385 m ü.M.

Bei den Fischteichen in Altprags befindet sich ein Niedermoor, welches am Bergfuß (Daumkofel) orografisch links vom Stollabach liegt. Es handelt sich um eine Ebene, welche großteils nur geringe Neigung (3° im Bereich der Aufnahmefläche) aufweist und nach NNW exponiert ist. Dieser Standort ist recht heterogen hinsichtlich Hangneigung und Morphologie, weswegen hier mehrere unterschiedliche Pflanzengesellschaften nebeneinander vorzufinden sind. Hiermit sei nun eine Pflanzenart genannt, welche außerhalb des Aufnahmeplots auf diesem Moor vorkommt und in den Roten Listen Südtirols mit „NT“ (Near Threatened/drohende Gefährdung) eingestuft wird: *Schoenus ferrugineus* (WILHALM & HILPOLD, 2006) (wenige Exemplare). Vor einigen Jahrzehnten wurde dieses Niedermoor gemäht, seit etwa 1970 sind keinerlei Nutzungsformen bekannt. Dies spiegelt sich auch darin wider, dass diverse Gehölze (v.a. Fichte) aufkommen. Im Jahr 2009 wurde von der Naturparkverwaltung Fichtenjungwuchs aus der Moorfläche entnommen.

#### 4.1.2.2 Fläche 2.2 – Prags, Brückeke, Förra

Koordinaten (UTM): X: 740782.323536 Y: 5174866.24254  
Seehöhe: 1479 m ü.M.

Das Niedermoor in der Örtlichkeit Förra befindet sich am Fuße des Dürrensteins in einer Talverflachung orografisch rechts vom Stollabach. Unmittelbar daneben und auch oberhalb befinden sich Mähwiesen, welche extensiv bewirtschaftet werden. Der Moorbereich unterliegt zum Zeitpunkt der Erhebung einer einschürigen Mahd, wobei auch eine zusätzliche anthropogene Beeinflussung nicht ausgeschlossen ist. Dem Anschein nach wird das Moor mit landwirtschaftlichen Maschinen befahren, um ein angrenzende Wiese zu erreichen. Vom Amt für Naturparke (AUTONOME PROVINZ BOZEN – SÜDTIROL) wurden im Jahr 2009 Entstrauchungs-Maßnahmen auf der angrenzenden Parzelle 2663 (sowohl im Moor als auch im trockenen Bereich) durchgeführt. Diese angrenzende Fläche wurde seit ca. 1980 nicht mehr gemäht. Die gesamte Moorfläche ist sehr variabel hinsichtlich ihrer Morphologie, wobei vorwiegend eine Exposition von SSW vorherrscht. Mit einer Inklination von 4° liegt die Monitoringfläche in einem eher flachen Bereich, welcher von *Schoenus ferrugineus* dominiert ist. In den steileren Teilen oberhalb und unterhalb findet man andere Pflanzengesellschaften vor. Jedoch überwiegt jene, welche durch die vegetationsökologischen Erhebungen erfasst wurde. Da andere Vegetationseinheiten nicht in die Aufnahmen miteinfließen konnten, sollen hier einige weitere Arten genannt werden, die sich ebenfalls auf diesem Niedermoor etablierten: *Dactylorhiza cruenta*, *Pinguicula alpina*, *Carex paniculata* und *Listera ovata*.

#### 4.1.2.3 Fläche 2.3 – Prags, Plätzwiese, Kasslerwiese

Koordinaten (UTM): X: 743001.958177 Y: 5170728.80469  
Seehöhe: 1946 m ü.M.

Das Niedermoor liegt in einer Mulde zwischen Plinge und Gaislköpfe südwestlich der Plätzwiese und ist durch eine Inklination von 3° leicht SSO-exponiert. Auch dieser Standort ist recht heterogen durch die kleinräumlich gestaltete Geländemorphologie. Die höher gelegenen Bereiche unterscheiden sich teils stark hinsichtlich ihrer Pflanzenzusammensetzung aufgrund der unterschiedlich Wasser-gesättigten Bereiche des Standorts. Die Dauerbeobachtungsfläche wurde relativ zentral im stark vernässten Bereich positioniert. Allerdings konnte auch innerhalb der Fläche eine Zonierung festgestellt werden: Im Westteil der Monitoringfläche sind trockenere Bereiche vorzufinden als im Osten. Dies spiegelt sich auch in der Vegetation wider: Während im westlichen Teil *Kobresia simpliciuscula* dominiert, findet man im Osten *Carex davalliana* mit höheren Deckungswerten. Im Natura 2000-Managementplan für den Naturpark Fanes-Sennes-Prags (AUTONOME PROVINZ BOZEN – SÜDTIROL, 2008) wird *Scorzonera humilis* als Pflanzenart mit besonderer Bedeutung angeführt. Das Vorkommen dieser Art ist für das Teilgebiet Stollatal-Plätzwiesen angeführt und kann



hiermit bestätigt werden. Jedoch liegen alle Individuen außerhalb der Dauerbeobachtungsfläche, da die Art im trockeneren Abschnitt etwas östlich vorzufinden ist. Laut Angaben des Grundeigentümers wird der Moorbereich, wo auch die Dauerbeobachtungsfläche eingerichtet wurde, von ihm selbst seit dem Jahr 2011 einschürig gemäht. Er beabsichtigt die Mahd nun regelmäßig durchzuführen. Davor war die Bewirtschaftung für etwa 40 Jahre durchgehend eingestellt.

#### **4.1.2.4 Fläche 2.4 – Prags, Plätzwiese Alm**

Koordinaten (UTM): X: 743797.122682 Y: 5170844.19555  
Seehöhe: 1989 m ü.M.

Auf der Plätzwiese zwischen Dürrenstein und Knollkopf befindet sich eine Talverebnung, in welcher mehrere größere Niedermoorbereiche eingebettet sind. Diese weisen teilweise Verlandungscharakter (Vorkommen von *Carex rostrata*) auf. Die Fläche ist leicht OSO-exponiert und um 2° geneigt. Auch hier ist wiederum durch die Geländemorphologie Varianz in der Ausprägung des Standorts gegeben. Am Nordrand des Moores findet man noch offene Wasserstellen, welche zur Gänze andere Pflanzen am Ufer beherbergen, wie z.B. *Glyceria notata*. Gleich daneben trifft man auf stickstoffliebende Arten wie *Trifolium pratense*, *Ranunculus acris* und *Alchemilla sp.*, welche Überreste der vorigen Nutzung darstellen. Seit 2010 wird der Weideverzicht auf den größeren Moorbereichen auf der Plätzwiesealm vollzogen. Vor dem Ersten Weltkrieg mähte man die Flächen und ab den 20er Jahren des 20. Jh. wurde während der Sommermonate mit Rindern beweidet. Durch Trittschäden ist das Moor somit teilweise degradiert. Die Vegetation der so entstandenen vom Grundwasser entfernten Bereiche schließen für Moorstandorte atypische Pflanzen wie z.B. *Agrostis rupestris* mit ein. Zusätzlich wurde vermerkt, dass außerhalb der Dauerbeobachtungsfläche *Menyanthes trifoliata* gesichtet wurde.

#### **4.1.2.5 Fläche 2.5 – Enneberg, Hochalm, Ciamparoagn**

Koordinaten (UTM): X: 730973.489128 Y: 5175600.46866  
Seehöhe: 2119 m ü.M.

Der Standort dieses Moores liegt zwischen Finsterbach- und Lärchentäl auf einem Hochplateau in einer Geländemulde. Ein kleiner, stark mäandrierender Bach führt durch das Niedermoor, welcher jedoch mehr als 5 m von der Dauerbeobachtungsfläche entfernt ist. Sowohl Exposition als auch Inklination sind, aufgrund der sich in einer Ebene befindenden Fläche, nicht zu erkennen. Das gesamte Moor ist relativ artenarm, wobei schwer feststellbar ist, ob das Potential für ein artenreicheres Habitat gegeben wäre. Außerhalb der Monitoringfläche wurden einzelne Individuen von *Eriophorum scheuchzeri* angetroffen. Durch die Beweidung mit Rindern entstanden leichte Trittschäden und an vereinzelt Stellen wurden auch Fraß- und Dungspuren ausgemacht.

Jedoch unterliegt dieser Teil der Hochalm sicherlich einer extensiven Almbeweidung. Zum Erhebungszeitpunkt wurde die Almweide mit Rindern bestockt.

### 4.1.3 Boreoalpines Grasland auf Silikat - 6150

#### 4.1.3.1 Fläche 3.1 – Olang, Brunstwiese, Brunstriedl

Koordinaten (UTM): X: 734785.178596 Y: 5180037.59711

Seehöhe: 2021 m ü.M.

Die von Säurezeigern geprägte Almweide liegt in einer Oberhangsituation südöstlich vom Kreuz auf dem Brunstriedl. Die Exposition der Monitoringfläche ist SSW und die Hangneigung beträgt 15°. Im Jahr 2006 sind im unmittelbaren Bereich der Dauerbeobachtungsfläche erste Weideverbesserungsarbeiten durchgeführt worden (Entfernung von Wacholder und Jungfichten). Die Wacholder wurden mittels Kleinbagger „herausgekämmt“ (eigentlich ausgerissen, um minimale Bodenverwundung zu gewährleisten) und die Reste per Hand entfernt. Die Flächen wurden eingesät (siehe Saatmischung in Tabelle 4.1) und im Herbst einmalig mit gut verrottetem Stallmist gedüngt.

Tabelle 4.1 Saatgutmischung, welche auf den Flächen des Brunstriedls im Jahr 2006 ausgebracht wurde. (*Festuca rubra rubra*= *Festuca rubra* subsp. *rubra*, *Festuca rubra commutata*= *Festuca nigrescens*, *Agrostis tenuis*= *Agrostis capillaris*) (schriftliche Mitteilung von DELLAGIACOMA E., 29.11.2012)

<i>Festuca rubra rubra</i>	Gondolin	32 %
<i>Festuca rubra commutata</i>	Koket	18 %
<i>Poa alpina</i>		3 %
<i>Lolium perenne</i>	Tove	7 %
<i>Trifolium repens</i>	Haifa	7 %
<i>Trifolium pratense</i>	Kvarta	4 %
<i>Lotus corniculatus</i>	Leo	4 %
<i>Agrostis tenuis</i>	Highland	25 %

In den Jahren 2009 und 2010 wurde der Waldbereich südlich und östlich der Dauerbeobachtungsfläche aufgelichtet und in eine Lärchenweide umgewandelt, um den Weidedruck auf die Waldflächen zu verringern. Im Zuge dieser Weideverbesserungsarbeiten wurde eine ebenfalls in diesem Bereich liegende Moorfläche eingezäunt und somit außer Nutzung gestellt (Jahr 2006). Die Arbeiten wurden von der Almverwaltung in enger Zusammenarbeit mit der Forstbehörde (Amt für Bergwirtschaft) durchgeführt. Die anthropogene Beeinflussung des Standorts ist vor allem die Beweidung mit Rindern in den Sommermonaten. Zum Erhebungszeitpunkt wurde die Alm bereits beweidet.

#### **4.1.3.2 Fläche 3.2 – Prags, Sarl, Gollitz**

Koordinaten (UTM): X: 743276.266181 Y: 5175792.85698  
Seehöhe: 2025 m ü.M.

Nördlich der Sarlwiesen, unterhalb des Messnerköfele liegt der Standort der Dauerbeobachtungsfläche 3.2. Aufgrund des kleinräumigen Wechsels des Reliefs liegen verschiedene Lebensräume nah beieinander. Dadurch ist auch die Exposition und Inklination des gesamten Standorts nicht einheitlich. Die Monitoringfläche stellt eine Mittelhangsituation mit 22° Neigung bei südlicher Exposition dar. Es handelt sich bei den Gollitzwiesen um relativ feuchte Flächen, welche außerdem in vielen Teilen sehr Hochstauden-dominiert sind. Es wurden im Zuge der Kartierungsarbeiten zusätzlich Orchideenarten wie *Traunsteinera globosa* und *Listera ovata* im Gebiet gefunden. Durch die Aufgabe der Bewirtschaftung (Mahd) zwischen 1965 und 1970 ist die frühere Mähwiese zunehmend verbuscht, weswegen 2011 von der Naturparkverwaltung Bäume und Sträucher entfernt und eine einmalige Pflegemahd durchgeführt wurden. Möglicherweise wäre es sinnvoll den Bereich der Dauerfläche jährlich oder im 2-Jahresrhythmus zu mähen, um die Fläche vergleichbar mit nachfolgend Genannter zu machen, welche in der näheren Umgebung liegt und keinerlei Nutzung erfährt.

#### **4.1.3.3 Fläche. 3.3 – Prags, Sarl, Sarlwiesen**

Koordinaten (UTM): X: 743310.272965 Y: 5175601.35039  
Seehöhe: 2000 m ü.M.

Die Sarlwiesen liegen westlich des Sarlriedls und der Standort der Dauerbeobachtungsfläche befindet sich am oberen Bereich, 8 m vom Jagdhochsitz entfernt. Auch hier spielt das Relief eine große Rolle für die Ausprägung der einzelnen Lebensräume. Der Plot wurde wie Fläche 3.2 dort positioniert, wo der Einfluss des Bodenwassers nicht so groß ist, denn auch hier sind viele Bereiche sehr vernässt. Ähnlich des vorhergehenden Standortes liegt diese Fläche ebenfalls südexponiert im Mittelhang mit einer Neigung von 20°. Die ursprüngliche Nutzungsweise ist wiederum die Mahd, welche 1965/70 eingestellt wurde. Möglicherweise besteht ein Einfluss des hier äsenden Wildes, da weniger tote Biomasse protokolliert wurde, als auf der Fläche in Gollitz.

#### **4.1.4 Alpine und subalpine Kalkrasen - 6170**

##### **4.1.4.1 Fläche 4.1 – Prags, Plätzwiese, Tolerwiese**

Koordinaten (UTM): X: 743481.612433 Y: 5171590.52247  
Seehöhe: 2018 m ü.M.

Die Monitoringfläche in den Tolerwiesen liegt hinter dem Hotel „Hohe Gaisl“ oberhalb der markanten Kurve des Schotterweges Richtung „Dürrensteinhütte“. Die

Mittelhangposition ist mit einer Neigung von 15° nach WSW-Richtung ausgestattet. Die Örtlichkeit Tolerwiese wurde für die Platzierung einer Dauerbeobachtungsfläche deshalb ausgewählt, da dort diverse Natura 2000-Managementmaßnahmen umgesetzt wurden. Im Jahr 2012 entfernte die Naturparkverwaltung Bäume und Sträucher auf der gesamten Wiesenfläche. Dort, wo zusätzlich ein kleiner Bereich oberhalb der Straße probeweise gemulcht wurde, befindet sich die Monitoringfläche 4.1. Diese Maßnahmen konnten noch zum Zeitpunkt der Kartierung nachvollzogen werden: Die Rillen waren im Boden noch sichtbar, der Bewuchs eher lückig und insgesamt sehr niedrigwüchsig. Zusätzlich gibt es über den ganzen Standort verstreut Baumstümpfe, welche sich etwa im gleichen Maße auch in der Monitoringfläche befinden. Die Wiese wurde 2012 (allerdings erst nach der Kartierung) in die Almweide integriert und mit Eseln zur Weidesäuberung besetzt. Die Tolerwiesen wurden bis etwa 1980 gemäht und bis zum Jahre 2012 unterlagen sie keiner Nutzung. Zukünftig soll die Fläche mit Jungrindern beweidet werden.

#### **4.1.4.2 Fläche 4.2 – Toblach, Flodige**

Koordinaten (UTM): X: 745091.781765 Y: 5174521.14763  
Seehöhe: 1994 m ü.M.

Am Nordost-Teil der Flodige Alm befindet sich angrenzend an eine Heuschupfe die Dauerbeobachtungsfläche 4.2. Die Alm ist in diesem Gebiet SSO-exponiert und weist eine Hangneigung von 20° (Mittelhangposition) auf. Bis 1958 wurde dieser Standort der Flodige Alm gemäht. Daraufhin integrierte man diesen Bereich in die Alm, die in den Sommermonaten mit Rindern beweidet wird. Seit 2007 werden wiederum 7000 m<sup>2</sup> der Wiese einschürig gemäht und als Nachweide genutzt. Zum Zeitpunkt der Freilanderhebung ist die Wiese weder gemäht, noch beweidet worden. Trotzdem dieser Standort zu den Kalkrasen gezählt wird (AUTONOME PROVINZ BOZEN – SÜDTIROL, 2008), weisen viele Pflanzenarten darauf hin, dass es sich um einen tiefergründigen Boden handelt, weswegen der Baseneinfluss des Ausgangsmaterials nicht mehr so stark zum Tragen kommt: *Arnica montana*, *Nardus stricta*, *Festuca paniculata*, *Gentiana acaulis* (FISCHER et al., 2008). Jedoch ist die Einwirkung des basenreichen Gesteins an flachgründigeren Bereichen auch auszumachen. Dies wird durch Arten wie *Horminum pyrenaicum*, *Betonica alopecuros*, *Sesleria caerulea*, *Globularia cordifolia* usw. bestätigt (FISCHER et al., 2008).

#### **4.1.4.3 Fläche 4.3 – Toblach, Flodige**

Koordinaten (UTM): X: 745199.94768 Y: 5174663.76607  
Seehöhe: 2050 m ü.M.

Die zweite Fläche in der Örtlichkeit Flodige befindet sich etwas weiter südöstlich als die Erste. Folglich ist der Standort dieser Stichprobe ähnlich der Fläche 4.2. Die beiden Bereiche wurden deshalb ausgesucht, da sie vergleichbare Parameter besitzen, wie etwa

Exposition (hier wiederum SSO) und Hangneigung (hier 30°), jedoch einer anderen Bewirtschaftung unterliegen. Durch die Nähe der beiden Flächen können bessere Aussagen hinsichtlich Auswirkung verschiedener Nutzungsmaßnahmen getroffen werden. Diese Lokalität wurde bis etwa 1955 gemäht, danach wurde keinerlei Nutzung durchgeführt. Für die Weide gilt diese Wiesenfläche als zu steil. Auf Abbildung 4.1 kann der unmittelbare Unterschied zwischen beweidetem (links des Zauns, ähnlich der Fläche 4.2) und unbeweidetem Teil (rechts des Zauns, ähnlich der Fläche 4.3) anhand der Pflanzen und auch der Vegetationsstruktur ausgemacht werden. Jedoch ist dieser Standort mit Sicherheit nicht von jeglicher Weidetätigkeit ausgeschlossen. Bei der Kartierung konnten äsende Gämse beobachtet werden und auch die Wuchsform vieler Jung-Fichten deutet auf Wildverbiss hin.



Abbildung 4.1 Grenze der Almfläche der Flodige-Alm. Links Weidefläche (entspricht Monitoringfläche 4.2), rechts Brache (entspricht Monitoringfläche 4.3).

#### 4.1.4.4 Fläche 4.4 – Prags, Pragser Kaser

Koordinaten (UTM): X: 733929.817687 Y: 5177500.42091

Seehöhe: 1974 m ü.M.

Die Monitoringflächen 4.4 und 4.5 liegen ebenfalls nah beieinander, da es ähnlich zu den vorigen beiden Standorten auch hier vergleichbare Ausgangsparameter bei unterschiedlicher Nutzungsform gibt. Beide Flächen sind nördlich der Almhütten auf der Pragser Kaser positioniert. Die Monitoringfläche 4.4 liegt süd-exponiert im Mittelhang mit 35° Neigung. Im Gegensatz zu den Standorten in der Örtlichkeit Flodige scheint es sich hierbei um echte Kalkrasen zu handeln, da Arten wie z.B. *Trifolium badium*, *Horminum pyrenaicum* und *Potentilla crantzii* darauf hindeuten (ELLMAUER, 2005). Der Bereich der Pragser Kaser wird extensiv mit Rindern beweidet. Diese sind aber im Unterschied zu den meisten anderen Almen nur vier bis fünf Wochen (von Mitte Juli bis

Mitte August) anwesend. Zum Zeitpunkt der Erhebung wurde der Standort infolgedessen noch nicht beweidet. Trotz extensiver Nutzung kann man im Bereich des Untersuchungsplots eine Beweidung erahnen, da einige Weidepfade ausgetreten wurden und der Anteil an toter, vom Vorjahr stehen gebliebener Biomasse gegen null geht.

#### **4.1.4.5 Fläche 4.5 – Prags, Pragser Kaser**

Koordinaten (UTM): X: 733835.917571 Y: 5177590.06325  
Seehöhe: 2053 m ü.M.

Die Dauerbeobachtungsfläche 4.5 wurde weiter nördlich angelegt. Hier werden Teile, aus Gründen der Steilheit des Geländes, vom Almbereich jedes Jahr ausgezäunt und unterliegen somit keiner anthropo-zoogenen Störung. Trotzdem weist dieser Bereich dieselbe Hangneigung (35°) wie die Fläche zuvor auf und die Exposition ist SSO bei mittlerer Hanglage. Durch die geographische Klumpung der beiden Plots ergeben sich bei der Artenkombination wenige Unterschiede. Jedoch ist auf den ersten Blick ersichtlich, dass der Anteil des toten Biomaterials im Gegensatz zu Fläche 4.4 erhöht ist. Der Boden ist vielfach flachgründig, was sich durch anstehendes basisches Gestein erahnen lässt.

### **4.1.5 Artenreiche montane Borstgrasrasen auf Silikatböden - 6230**

#### **4.1.5.1 Fläche 5.1 – Prags, Plätzwiese, Kasslerwiese**

Koordinaten (UTM): X: 743184.485036 Y: 5170740.16531  
Seehöhe: 1946 m ü.M.

Nordöstlich der Hütten in den Kasslerwiesen wurde die Monitoringfläche 5.1 angelegt. Sie befindet sich in einer Hanglage von 20° Neigung (Mittelhang) und ist nach SSW ausgerichtet. Es wurde ein Bereich ausgewählt, der ein Mittelmaß der Parzelle darstellt und beide "Extremen" gleichzeitig beinhaltet: die höherwüchsigen Pflanzengesellschaften mit Weißen Germer (*Veratrum album*) im flacheren Bereich der Wiese und die niedriger wüchsigen und mit Orchideen (z.B.: *Gymnadenia conopsea*, *Listera ovata*) eingestreuten Bereiche im steileren oberen Teil. Kleinräumig gibt es also relativ große Unterschiede in der Pflanzenzusammensetzung. Unter den kartierten Arten kommen einige Lehmzeiger wie *Trifolium badium* und *Carex montana* (FISCHER et al., 2008) vor, sowie Basen- und Säure-indizierende Arten. Daraus kann geschlossen werden, dass der Einfluss des basischen Ausgangsgesteins durchaus besteht, sich jedoch Arten des sauren Borstgrasrasens auf dem schweren, tiefgründigen Boden ansiedeln konnten. Anstehendes kalkhaltiges Gestein weist zudem darauf hin, dass es sich um keinen silikathaltigen Untergrund handelt.

#### 4.1.5.2 Fläche 5.2 – Prags, Plätzwiese, Parkplatznähe

Koordinaten (UTM): X: 743230.033601 Y: 5171875.40444

Seehöhe: 2014 m ü.M.

Die Fläche 5.2 wurde nahe des Parkplatzes auf der Plätzwiese angelegt und liegt östlich davon oberhalb der Schotterstraße zwischen altem und neu errichtetem Holzzaun. Mit südwestlicher Exposition, 20° Neigung und Mittelhangposition weist diese Monitoringfläche ähnliche Parameter wie die anderen Rasenstandorte auf. Bei dieser Fläche handelt es sich um jene, die verschiedenen Managementmaßnahmen unterliegt: Im Jahr 2011 wurden vom Amt für Naturparke Bäume und Sträucher aus der Fläche entfernt und kleinflächig sehr leicht gemulcht. Seit Mitte 2012 wird der Standort zusätzlich mit Rindern und Eseln beweidet (zum Zeitpunkt der Erhebung waren Esel anwesend und auch deren Spuren deutlich sichtbar). Bis etwa 1980 wurde das Gebiet als Mähwiese genutzt und wurde dann bis 2011 der natürlichen Sukzession überlassen. Die Lage der Dauerbeobachtungsfläche wurde so gewählt, dass kleine Sträucher und Baumstümpfe enthalten sind und sie somit den Gegebenheiten des Standorts entspricht. Bodenkundlich kann man auch hier, wie bei Fläche 5.1 sagen, dass es sich um einen intermediären Standort handelt. Da der Boden zwar durch Kalkgestein geprägt und doch vielerorts feucht, tiefgründig und lehmig ist, können Basen- sowie Säurezeiger nebeneinander vorkommen. Wahrscheinlich macht dies den Artenreichtum der Plätzwiese aus.

#### 4.1.5.3 Fläche 5.3 – Prags, Postmeisteralm

Koordinaten (UTM): X: 739996.146822 Y: 5173875.31286

Seehöhe: 1965 m ü.M.

Etwas östlich der Almhütten auf der Postmeisteralm ist der Standort der Monitoringfläche 5.3. Die Ausrichtung ist nach SO und mit einer Hangneigung von 16° liegt diese Fläche im flacheren Bereich der gesamten kartierten Wiesenstandorte. Auch die Oberhangsituation macht diesen Plot etwas zu einem Ausreißer. Jedoch tragen vermutlich andere Parameter dazu bei, dass sich dieser Standort in Vielem von den Anderen unterscheidet: Durch die Beweidung der Alm mit Rindern und aufgrund des Nicht-Vorhandenseins eines Hirten halten sich die Tiere vorwiegend in der Nähe der Almhütten auf, was sich auf die Vegetation auswirkt. BRIEMLE et al. (2002) merken an, dass Beweidung einen großen Einfluss auf den Nährstoffhaushalt hat. So erfolgt Nährstoffaustrag bzw. -entzug durch Biomassenutzung an steileren Stellen und in Folge dessen Nährstoffanreicherung in der Nähe von Almhütten, Viehlägern und Wassertränken. Dieser Effekt verstärkt sich laut der Autoren dadurch, dass das Vieh unbeaufsichtigt ist. Das ganze Gebiet um die Almhütten ist recht nährstoffreich und von diversen Weidezeigern geprägt. So wurden z.B. *Carlina acaulis*, *Phleum rhaeticum*, *Galium album* und *Dactylis glomerata* mit teils sehr hohen Deckungswerten erfasst (FISCHER et al., 2008).

#### **4.1.5.4 Fläche 5.4 – Olang, Colac**

Koordinaten (UTM): X: 727970.088023 Y: 5177991.36283

Seehöhe: 2030 m ü.M.

Unterhalb des Piz da Peres befindet sich die Örtlichkeit Colac. Auch hier wurde die Dauerbeobachtungsfläche so positioniert, dass sie möglichst den Parametern der anderen Rasenflächen ähnelt, da dieser Standort im Vergleich zu den übrigen am Nordabhang des Berges liegt: OSO-Exposition, Mittelhangsituation und eine Inklination von 20°. Die Fläche ist standörtlich relativ homogen, da sich das Relief kleinräumig nicht allzu stark verändert. Auf dieser Wiese wurde 2009 von der Naturparkverwaltung Entbuschungen und eine einmalige Pflegemahd durchgeführt. Ansonsten ist der gesamte Standort aufgrund der fehlenden Anbindung an einen Zufahrtsweg seit mehr als 30 Jahren außer Nutzung. Zukünftig soll die Wiese verpachtet und wieder einschürig gemäht werden.





Abbildung 4.2  
Monitoringfläche 1.5 auf  
der Plätzwiese (Wiese  
Hostota) nach Osten  
(24.06.2012)



Abbildung 4.3  
Monitoringfläche 2.5 auf  
der Hochalm  
(Ciamparogn) nach Norden  
(10.09.2012)



Abbildung 4.4  
Monitoringfläche 2.2  
Übersichtsfoto aus Ost-  
Südost bei Baumgruppe  
(11.06.2012)





Abbildung 4.5  
Monitoringfläche 4.1  
Plätzwiese (Tolerwiese)  
nach Norden (24.06.2012)



Abbildung 4.6  
Monitoringfläche 5.4 Colac  
nach Westen (18.07.2012)



Abbildung 4.7  
Monitoringfläche 3.3 Sarl,  
Übersichtsfoto aus West-  
Südwest von Hochsitz aus

## 4.2 Klassifikation – Pflanzensoziologische Analyse

Mithilfe der gleich geordneten Vegetationstabellen sollen die Pflanzengesellschaften zweier verschiedener Datensätze für alle Monitoringflächen bestimmt werden. Die Daten sind zum einen Deckungswerte nach BRAUN-BLANQUET (1951) auf der Gesamtfläche (5x5 m) und zum anderen die Frequenzwerte. Letztere wurden fünfmal je Dauerbeobachtungsfläche auf 1x1 m-Plots aufgenommen.

Die Pflanzengesellschaften sind dem Werk „Die Pflanzengesellschaften Österreichs“ entnommen – „Teil I Anthropogene Vegetation“ (MUCINA et al., 1993) und „Teil II Natürliche waldfreie Vegetation“ (GRABHERR & MUCINA, 1993). Unter Zuhilfenahme dieser beiden Bände wurde die Klassifikation nachfolgend auch interpretiert. Die Zeigerwertkalkulation erfolgte direkt im Programm JUICE 7.0 (TICHÝ, 2002). JUICE 7.0 errechnet dabei die Mittelwerte für Licht-, Temperatur-, Kontinentalitäts-, Feuchtigkeits-, Reaktions- und Nährstoffzahl nach ELLENBERG (1979, neu überarbeitet in ELLENBERG et.al, 1992). Korrekterweise sollte für diese Werte jedoch der Median ermittelt werden (DIERSCHKE, 1994), was vom Standardprogramm Juice 7.0 nicht ermöglicht wird. Zusätzlich wäre es angemessen, für die Alpenflora die Skala nach LANDOLT (2010) zu verwenden, da diese die alpine Flora besser erfasst (HEISELMAYER, 1985). Die Zeigerwerte dienen hier vor allem der Interpretation bei der pflanzensoziologischen Klassifikation und dem Vergleich der Ergebnisse (Pflanzengesellschaften der 5x5 m-Fläche und der 1x1 m-Frequenzplots). Die LANDOLT-Werte konnten aus Gründen der Nicht-Verfügbarkeit der digitalen Daten für die Auswertung nicht herangezogen werden. Auch im Programm JUICE 7.0 ist keine Zeigerwertanalyse nach LANDOLT möglich.

Da die Zeigerwerte Auskunft über das ökologische Verhalten von Arten unter gewissen Standortsbedingungen geben, besitzen sie eine starke ökologische Aussagekraft. Sie erlauben Rückschlüsse auf standörtliche Faktoren und geben zusammen einen schnellen Überblick über die mittleren Standortparameter. Dies ist für die Interpretation der Daten hilfreich. (TRAXLER, 1997)

### 4.2.1 Pflanzensoziologie – Daten Deckungsschätzung (5x5 m)

Nachfolgend sind die geordneten Vegetationstabellen sowohl für die Moor- als auch die Wiesenlebensräume angeführt. Darauf aufbauend wird jeweils die Zuordnung zu den Pflanzengesellschaften aufgelistet und diese Entscheidung diskutiert.

## 4.2.1.1 Moore

Nachstehende Vegetationstabelle (Tabelle 4.2) enthält die Deckungswerte nach BRAUN-BLANQUET (1951) für alle Arten, der im Zuge dieses Monitoringprojekts erhobenen Moore.

Tabelle 4.2 Geordnete Vegetationstabelle der Moorflächen

Relevé number		1	2	5	6	3	4	19	20	22	21
Nr. relevé in table		1.1	1.2	1.3	1.4	2.1	2.2	2.3	1.5	2.5	2.4
Number of relevés: 10											
Light		7	7	8	8	8	8	8	8	8	8
Temperature		5	5	4	4	4	3	3	4	4	3
Continentality		5	5	4	3	4	3	4	4	4	3
Moisture		8	7	8	7	8	8	8	8	9	8
Soil reaction		7	6	7	7	6	7	7	6	8	3
Nutrients		4	4	2	3	3	2	3	3	3	2
<i>Carex paniculata</i>	6	2	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Caltha palustris</i>	6	2	2	.	r	.	.	1	1	.	.
<i>Galium palustre</i>	6	1	1	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Poa palustris</i>	6	3	3	.	.	1	.	.	.	.	.
<i>Potentilla anserina</i>	6	2	2	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Ranunculus repens</i>	6	1	2	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Galium uliginosum</i>	6	1	1	.	.	+	.	.	.	.	.
<i>Deschampsia cespitosa</i>	6	1	+	.	.	.	.	.	1	.	.
<i>Cardamine pratensis</i>	6	1	1	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Lathyrus pratensis</i>	6	+	1	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Vicia cracca</i>	6	.	2	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Alopecurus pratensis</i>	6	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Ranunculus acris</i>	6	+	1	.	.	1	.	.	.	.	.
<i>Veronica chamaedrys</i>	6	.	+	.	r	.	.	.	.	.	.
<i>Carex nigra</i>	6	3	4	2	.	1	1	1	1	3	1
<i>Equisetum palustre</i>	6	2	2	2	2	2	1	.	.	.	+
<i>Equisetum variegatum</i>	6	1	1	1	.	1	.	2	.	1	.
<i>Eriophorum angustifolium</i>	6	1	+	+	r	1	2	2	.	.	2
<i>Potentilla erecta</i>	6	+	+	1	2	3	2	2	3	2	.
<i>Carex panicea</i>	6	.	1	1	4	4	3	3	3	1	1
<i>Valeriana dioica</i>	6	.	1	2	2	2	+	3	.	.	.
<i>Juncus articulatus</i>	6	.	.	1	1	.	+	2	.	.	1
<i>Parnassia palustris</i>	6	.	.	+	1	.	1	2	.	.	.
<i>Pinguicula vulgaris</i>	6	.	.	+	1	.	2	1	2	.	1
<i>Selaginella selaginoides</i>	6	.	.	.	+	.	+	1	.	.	1
<i>Picea abies</i>	6	.	.	r	+	1	1	.	.	.	.
<i>Anthoxanthum odoratum</i> agg.	6	.	.	+	2	2	1	.	.	.	.
<i>Agrostis canina</i>	6	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+
<i>Sesleria albicans</i>	6	.	.	.	.	2	2	3	1	.	.
<i>Viola palustris</i>	6	.	.	.	.	.	.	.	2	.	3
<i>Nardus stricta</i>	6	.	.	.	.	.	.	.	2	.	2
<i>Carex rostrata</i>	6	.	.	5	.	.	.	.	2	.	2
<i>Blysmus compressus</i>	6	.	.	2	.	.	.	.	.	.	3
<i>Carex davalliana</i>	6	.	.	2	2	2	1	4	3	3	.
<i>Eriophorum latifolium</i>	6	.	.	2	3	2	1	2	3	2	.
<i>Carex flava</i>	6	.	.	3	2	.	.	2	4	1	.
<i>Primula farinosa</i>	6	.	.	1	1	.	+	1	2	.	.
<i>Dactylorhiza majalis</i> agg.	6	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.
<i>Dactylorhiza majalis</i>	6	.	.	.	+	.	+	.	.	.	.
<i>Crepis paludosa</i>	6	.	.	.	.	.	.	2	4	.	.
<i>Salix repens</i> ssp. <i>rosmarinifolia</i>	6	.	.	.	.	.	.	2	.	.	.
<i>Carex flacca</i>	6	.	.	.	.	.	.	2	.	.	.
<i>Leucanthemum vulgare</i> agg.	6	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.
<i>Trifolium pratense</i>	6	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.
<i>Lotus corniculatus</i>	6	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.
<i>Dactylorhiza cruenta</i>	6	.	.	.	+	1	.	.	1	.	.
<i>Tussilago farfara</i>	6	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.
<i>Persicaria vivipara</i>	6	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.
<i>Scabiosa lucida</i>	6	.	.	.	.	.	.	2	.	.	.
<i>Briza media</i>	6	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.
<i>Cirsium palustre</i>	6	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.
<i>Trollius europaeus</i>	6	.	.	.	.	.	.	1	.	2	.
<i>Dactylorhiza maculata</i> agg.	6	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.
<i>Phyteuma orbiculare</i>	6	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.
<i>Ranunculus montanus</i>	6	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.
<i>Luzula sudetica</i>	6	.	.	.	.	.	.	1	.	.	1
<i>Schoenus ferrugineus</i>	6	.	.	.	.	.	.	.	5	.	.
<i>Menyanthes trifoliata</i>	6	.	.	.	.	.	.	.	3	.	.
<i>Tofieldia calyculata</i>	6	.	.	.	.	.	.	2	.	+	.
<i>Triglochin palustre</i>	6	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.
<i>Bartsia alpina</i>	6	.	.	.	.	.	.	1	2	.	.
<i>Kobresia simpliciuscula</i>	6	.	.	.	.	.	.	.	2	1	.
<i>Aster bellidiastrum</i>	6	.	.	.	.	.	.	.	2	.	.
<i>Ranunculus tuberosus</i>	6	.	.	.	.	.	.	.	1	+	.
<i>Molinia caerulea</i>	6	.	.	.	.	.	.	.	2	.	1
<i>Willemetia stipitata</i>	6	.	.	.	.	.	.	.	.	2	.
<i>Geum rivale</i>	6	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.
<i>Alchemilla species</i>	6	.	.	.	.	.	.	.	.	1	+
<i>Veratrum album</i>	6	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.
<i>Agrostis capillaris</i>	6	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1
<i>Eleocharis quinqueflora</i>	6	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1
<i>Carex pauciflora</i>	6	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2
<i>Eriophorum vaginatum</i>	6	.	.	.	.	.	.	.	.	.	3
<i>Homogyne alpina</i>	6	.	.	.	.	.	.	.	.	.	3
<i>Carex echinata</i>	6	.	.	.	.	.	.	.	.	.	3
<i>Leontodon hispidus</i> ssp. <i>hispidus</i>	6	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1
<i>Agrostis rupestris</i>	6	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1
<i>Lycopodiella inundata</i>	6	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+

#### 4.2.1.1.1 Monitoringfläche 1.1 (Relevé Nr.1)

Klasse Phragmiti-Magnocaricetea

Ordnung Phragmitetalia

Verband Caricion rostratae

Caricetum paniculatae (Risenseggen-Sumpf)

Ogleich nur wenige Horste der *Carex paniculata* im Untersuchungsplot sind, ist nachfolgende Artengarnitur maßgeblich für die Zuweisung der Pflanzengesellschaft am Toblacher See. Diagnostische Artenkombination: *Carex paniculata*, *Caltha palustris*, *Equisetum palustre*, *Galium palustre* usw. Entlang des Gradienten von der Abzäunung bis hin zum Seeufer treten vermehrt Horste von *Carex paniculata* in Erscheinung. Zudem rechtfertigt der beschriebene Standort diese Zuordnung, da es sich bei den Moorkomplexen wahrscheinlich um ein Durchströmungsmoor handelt, welches sich entlang eines Sees befindet.

Aufgrund des erhöhten Anteils an *Carex nigra* kann es sich auch um eine Übergangsform von Caricetum paniculatae und Caricetum goodenowii handeln. *Deschampsia cespitosa* und *Potentilla erecta* sind regelmäßige Begleiter letzterer Assoziation. Nach GRABHERR & MUCINA (1993) findet man diese Gesellschaften auf Moorweiden, weswegen viele typische Weidepflanzen eindringen.

Es zeigen sich aber auch mehrere Elemente (ähnlich Fläche 1.2) der Deschampsia cespitosa-(Molinietalia)-Gesellschaft: die namensgebenden Rasenschmiele, *Cardamine pratensis*, *Equisetum palustre* und *Ranunculus acris*. Diese Assoziation tritt laut Autoren aufgrund der Intensivierung von Feuchtlebensräumen auf. *Deschampsia cespitosa* wird dabei durch die Beweidung gefördert. Somit wachsen auf dieser ehemaligen Weidefläche nach 3-jährigem Außer-Nutzung-Stellen weiterhin weide-indizierende Arten.

#### 4.2.1.1.2 Monitoringfläche 1.2 (Relevé Nr.2)

Klasse Scheuchzerio-Caricetea fuscae

Ordnung Caricetalia fuscae

Verband Caricion fuscae

Caricetum goodenowii (Braunseggen-Gesellschaft)

Ähnlich wie bei der Monitoringfläche 1.1, ist bei 1.2, welche nur 2 m weiter südöstlich liegt, keine klare Abgrenzung der typisch ausgeprägten Pflanzengesellschaft möglich. Aber aufgrund der fehlenden *Carex paniculata*-Horste, erfolgte nicht die gleiche pflanzensoziologische Einteilung wie bei 1.1. Angesichts des verstärkten Vorkommens von *Carex nigra* (Deckungswert von 4) ist die pflanzensoziologische Zuweisung zur Assoziation Caricetum goodenowii gerechtfertigt.

Wie bei Fläche 1.1. sind auch hier Arten der Deschampsia cespitosa-(Molinietalia)-Gesellschaft vorhanden, was wiederum auf eine Beweidung Hinweise liefert.

#### 4.2.1.1.3 Monitoringfläche 1.3 (Relevé Nr.5)

Klasse Phragmiti-Magnocaricetea

Ordnung Phragmitetalia

Verband Caricion rostratae

Caricetum rostratae (Schnabelseggen-Gesellschaft)

Klasse Scheuchzerio-Caricetea fuscae

Ordnung Caricetalia davallianae

Verband Caricion davallianae

Caricetum davallianae (Davallseggen-Gesellschaft)

Aufgrund des hohen Deckungswerts der Schnabelsegge von 5 wäre dieser Standort (Brücke neben Gasthaus) klar dem Caricetum rostratae zuzuordnen. *Carex nigra*, *Potentilla erecta* und *Eriophorum angustifolium* treten dabei als Begleiter auf. Jedoch ist der Einfluss der Davallseggen-Gesellschaft basenreicher Niedermoore (Caricetum davallianae) groß. Diagnostische Artenkombination - Kennarten der Ordnung bzw. des Verbandes: *Carex davalliana*, *Blysmus compressus*, *Dactylorhiza majalis*, *Equisetum variegatum*, *Eriophorum latifolium*, *Triglochin palustre* (im Untersuchungsgebiet vorhanden), *Parnassia palustris*, *Pinguicula vulgaris*, *Primula farinosa* und *Valeriana dioica*. Dominante und konstante Begleiter der Assoziation sind: *Carex panicea*, *Potentilla erecta*, *Briza media*, *Carex flava* und *Equisetum palustre*.

Die Veränderung der Caricetum rostratae-Gesellschaft hin zu Caricetum davallianae kann aufgrund eines Entwässerungsgrabens (in 10 m Entfernung von der Probefläche) in Zukunft weiter fortschreiten. Hangaufwärts vom Graben und von der Fläche selbst wird der Einfluss des Caricetum davallianae größer. Dies verläuft augenscheinlich parallel zur sinkenden Wassersättigung des Bodens, wodurch in den trockener werdenden Bereichen *Carex rostrata* ganz ausfällt. Der Genauigkeit halber werden deswegen hierfür beide Gesellschaften angeführt.

#### 4.2.1.1.4 Monitoringfläche 1.4 (Relevé Nr.6)

Klasse Scheuchzerio-Caricetea fuscae

Ordnung Caricetalia davallianae

Verband Caricion davallianae

Caricetum davallianae (Davallseggen-Gesellschaft)

Durch das Auftreten folgender Taxa ist die Einteilung in den Verband Caricion davallianae eindeutig: *Carex davalliana*, *Carex flava*, *Eriophorum latifolium*, *Parnassia palustris*, *Pinguicula vulgaris*, *Primula farinosa*, *Salix repens subsp. rosmarinifolia* und *Valeriana dioica*. Durch die Bewirtschaftung dieses Gebiets in der Örtlichkeit Brücke als Weide gesellen sich Arten wie *Anthoxanthum odoratum*, *Crepis paludosa* und *Carex flacca* hinzu. Der hohe Anteil an *Carex panicea* (Hirsesegge) und *Potentilla erecta* rechtfertigt auch die Zuweisung zu dieser Pflanzengesellschaft. Durch das Auftreten von



*Crepis paludosa* (Trennart) und einem unwesentlichen Teil an *Caltha palustris* gibt es eine Tendenz in Richtung *Juncetum subnodulosi*.

#### 4.2.1.1.5 Monitoringfläche 1.5 (Relevé Nr.20)

Klasse Scheuchzerio-Caricetea fuscae

Ordnung *Caricetalia davallianae*

Verband Caricion davallianae

*Caricetum davallianae* (Davallseggen-Gesellschaft)

Klasse Scheuchzerio-Caricetea fuscae

Ordnung *Caricetalia fuscae*

Verband Caricion fuscae

*Caricetum goodenowii* (Braunseggen-Gesellschaft)

Die Untersuchungsfläche 1.5 auf der Plätzweise scheint wiederum aus Vertretern mehrerer Pflanzengesellschaften zu bestehen. Für die Ordnung *Caricetalia davallianae* (*Caricetum davallianae*) spricht das Auftreten von Arten wie: Davallsegge (*Carex davalliana*), *Carex flava*, *Eriophorum latifolium*, *Pinguicula vulgaris* und *Primula farinosa*.

Jedoch weisen einige Pflanzenarten stark in Richtung *Caricetalia fuscae* - Assoziation *Caricetum goodenowii*: *Agrostis canina*, *Carex nigra* und *Viola palustris*. Auch durch das Vorkommen von *Nardus stricta* verstärkt sich die Annahme, dass auch hier keine klare Abgrenzung der Pflanzengesellschaft möglich ist.

#### 4.2.1.1.6 Monitoringfläche 2.1 (Relevé Nr.3)

Klasse Scheuchzerio-Caricetea fuscae

Ordnung *Caricetalia davallianae*

Verband Caricion davallianae

*Caricetum davallianae* (Davallseggen-Gesellschaft)

Der Großteil der Artengarnitur der Monitoringfläche 2.1 (Maite) deutet auf ein *Caricetum davallianae* hin: *Carex davalliana*, *Equisetum variegatum*, *Eriophorum latifolium*, *Valeriana dioica* und *Carex panicea*. Auch wurde im Untersuchungsgebiet *Schoenus ferrugineus* nachgewiesen, was ebenso eine Kennart dieser Gesellschaft ist.

Jedoch weisen einige Arten in Richtung *Angelico-Cirsietum palustris*, eine Gesellschaft die sich auf vom Grundwasser beeinflussten Standorten etabliert. *Cirsium palustre*, die namensgebende Art, stellt in dieser Assoziation eine transgressive Kennart dar.

Da ein Großteil der Standorte des Verbandes Caricion davallianae anthropogen entstanden ist, bringt deren Nutzungsaufgabe eine starke Veränderung mit sich. GRABHERR & MUCINA (1993) vertreten die Meinung, dass sich durch die

Anreicherung der Biomasse eine starke Nährstoffumsetzung ergibt. Damit geht eine Veränderung der Pflanzengesellschaft Richtung *Molinietalia* einher. Das trifft auch auf dieses Moor bei den Maitequellen zu, weswegen hier auch die *Ordnung Molinietalia* angeführt wird.

#### 4.2.1.1.7 Monitoringfläche 2.2 (Relevé Nr.4)

Klasse Scheuchzerio-Caricetea fuscae

Ordnung *Caricetalia davallianae*

Verband Caricion davallianae

*Schoenetum ferruginei* (Gesellschaft der rostroten Kopfbirse)

Durch die Dominanz von *Schoenus ferrugineus* lässt der Standort relativ eindeutig in die Assoziation *Schoenetum ferruginei* einordnen. Folgende Begleiter sprechen zudem für diese Klassifizierung: *Potentilla erecta*, *Equisetum palustre*, *Eriophorum latifolium*, *Parnassia palustris*, *Primula farinosa*, *Triglochin palustre* und *Valeriana dioica*. Wahrscheinlich etablierten sich aufgrund der Bewirtschaftung dieses Standortes (Förra) weniger Arten der *Ordnung Molinietalia* als in der Fläche 2.1 (Bewirtschaftung eingestellt).

Der verhältnismäßig geringe Anteil an *Carex davalliana*, *C. nigra* und *C. panicea* (letzte mit einem Deckungswert allerdings von 3) lassen den Einfluss anderer Pflanzengesellschaften der *Ordnung Caricetalia davallianae* erahnen. Zudem geben Arten wie der Fieberklee (*Menyanthes trifoliata*), *Eriophorum angustifolium* und die ausgeprägte Moosschicht den Hinweis auf die Gesellschaft *Menyantho trifoliatae-Sphagnetum teretis*. Da Moose im Zuge dieser Arbeit nicht erhoben wurden, kann dies nicht mit Sicherheit bestätigt werden.

Arten wie *Anthoxanthum odoratum*, *Bartsia alpina* und *Sesleria albicans* sind wahrscheinlich aus den umliegenden Wiesen eingewandert.

#### 4.2.1.1.8 Monitoringfläche 2.3 (Relevé Nr.19)

Klasse Scheuchzerio-Caricetea fuscae

Ordnung *Caricetalia davallianae*

Verband Caricion davallianae

*Caricetum davallianae* (Davallseggen-Gesellschaft)

Auf dem Moor in der Kasslerwiese wurde *Carex davalliana* mit den höchsten Deckungswerten versehen, weswegen die Zuordnung zum *Caricetum davallianae* unumgänglich erscheint. Zusätzlich treten folgende typische Kennarten auf: *Carex davalliana*, *C. flava*, *Equisetum variegatum*, *Eriophorum latifolium*, *Parnassia palustris*, *Pinguicula vulgaris*, *Primula farinosa* und *Valeriana dioica*. Als typisch für diese



Assoziation gilt die Subdominanz von *Carex panicea* und *Molinia caerulea*, welche sich durch die extensive Bewirtschaftung der Flächen etablieren konnten.

Wie bereits im Zuge der Standortsbeschreibung festgestellt wurde, gibt es innerhalb der Dauerbeobachtungsfläche einen Gradienten. Im westlichen Teil der Untersuchungsfläche scheint *Kobresia simpliciuscula* die Davallsegge abzulösen. Gemeinsam mit Ersterer ändert sich zudem die Deckung von *Aster bellidiastrum*. Ob es sich hier tatsächlich um die selten nachgewiesene Assoziation des *Astero bellidiastro-Kobresietum simpliciusculae* handelt, sollte genauer untersucht werden.

#### 4.2.1.1.9 Monitoringfläche 2.4 (Relevé Nr.21)

Klasse Phragmiti-Magnocaricetea  
Ordnung Phragmitetalia

Klasse Scheuchzerio-Caricetea fuscae  
Ordnung Caricetalia fuscae

Klasse Oxycocco-Sphagnetea  
Ordnung Sphagnetalia medii

Klasse Molinio-Arrhenatheretea  
Ordnung Molinietaalia

Klasse Calluno-Ulicetea  
Ordnung Nardetalia

Die Einteilung dieser Monitoringfläche (Plätzwiese, ursprünglicher Almbereich) zu einer einzigen Pflanzengesellschaft erwies sich als äußerst schwierig. Mehrere Vertreter aus unterschiedlichen Klassen sind vorhanden, wodurch eine eindeutige Klassifikation nicht möglich ist. Eine Zuordnung wäre folglich zu willkürlich, wodurch ein falsches Bild entstehen könnte und die Präsenz vieler unterschiedlicher Artenzusammensetzungen nicht zur Geltung kommt. Deshalb wurde beschlossen, hier mehrere Klassen und Ordnungen, jedoch keine Gesellschaft aufzulisten.

Zum einen soll die Assoziation *Caricetum rostratae* genannt werden. Die Nennung erfolgt aufgrund des Vorhandenseins von *Carex rostrata*, *C. echinata*, *C. nigra*, *Eriophorum angustifolium* und *Menyanthes trifoliata* (im Untersuchungsgebiet). Zusätzlich geben angrenzende Stillgewässerreste Grund zu dieser Annahme.

Jedoch treten einige Arten der Braunseggen-Gesellschaft hinzu: *Viola palustris* und *Nardus stricta*. *Carex echinata* wird auch hier aufgelistet (subdominant). Jedoch übersteigt sie mit einem Deckungswert von 3 jenen Wert der Braunsegge (Deckungswert 1). Letztere sollte in einer *Caricetum goodenowii*-Assoziation aber dominieren.

Durch das Auftreten von *Sphagnum sp.*, *Carex echinata*, *C. nigra*, *Molinia caerulea* (hier Trennart), *Menyanthes trifoliata* und *Eriophorum angustifolium* besteht auch ein Verdacht in Richtung *Menyantho trifoliatae-Sphagnetum teretis* (vgl. Monitoringfläche 2.2). Zwar wurde in der Monitoringfläche kein *Menyanthes trifoliata* (gilt in der Assoziation als Trennart) kartiert, aber in unmittelbarer Nähe dazu. *Viola palustris* kommt in der Braunseggen-Gesellschaft und im Fieberklee-Torfmoos-Gesellschaft (*Menyantho trifoliatae-Sphagnetum teretis*) beidermaßen vor.

Durch den relativ großen Anteil an *Eriophorum vaginatum*, *Carex pauciflora* und *Sphagnum sp.* ist es angebracht, auch die Klasse Oxycocco-Sphagnetea (*Sphagnetum medii*) zu erwähnen. Um diesbezüglich genauere Aussagen treffen zu können, wäre es sinnvoll für die Folgerhebungen in allen Moorbereichen auch die Moose zu erfassen.

Aufgrund der früheren Beweidung deutet ein Ausschnitt der vergesellschafteten Pflanzen auf eine Sumpfdistel-Wiese (*Angelico-Cirsietum palustris*) hin: z.B. *Carex echinata* (Trennart), *C. rostrata*, *C. nigra*, *Alchemilla sp.*, *Eriophorum angustifolium* und *Ranunculus acris*, welcher in unmittelbarer Umgebung der Dauerbeobachtungsfläche gedeiht. Ganz zulässig wäre diese Klassifizierung jedoch nicht, zumal *Cirsium palustre* als namensgebende Kennart fehlt. Da diese Art aber nach Meinung von MUCINA et al. (1993) wenig Treue in der Assoziation zeigt, ist die Auflistung dieser Assoziation nicht ungerechtfertigt. Allerdings spricht etwa die Tatsache dagegen, dass eine Verbreitung in der alpinen Stufe von den Autoren nicht erwähnt wird.

Die Dauerfläche wurde nicht ganz fernab des Moorrandes errichtet, wodurch Elemente des *Eriophoro angustifolii-Nardetum* (Moorrand-Bürstlingsrasen) vertreten sind: *Nardus stricta*, *Carex nigra*, *Viola palustris* und *Ranunculus acris* (in der unmittelbaren Umgebung). Durch die frühere Beweidung dieses Moores wurde der Bürstling zusätzlich gefördert. Auch *Homogyne alpina* wanderte aus den angrenzenden Borstgrasrasen in die Moorfläche ein.

*Molinia caerulea* ist in den meisten oben angeführten Pflanzengesellschaften (außer *Angelico-Cirsietum palustris*) vertreten und kann nicht für deren Abgrenzung herangezogen werden. Ähnliches gilt für *Carex echinata*.

Diese Fläche ist in vielerlei Hinsicht schwerlich einer einzigen Pflanzengesellschaft zuzuordnen. Der Grund dafür könnte in der Beweidung der sensiblen Moorflächen, einer damit einhergehenden Degradierung sowie der Einwanderung von Arten anderer Gesellschaften liegen.

#### 4.2.1.1.10 Monitoringfläche 2.5 (Relevé Nr.22)

Klasse Scheuchzerio-Caricetea fuscae

Ordnung *Caricetalia davallianae*

Verband Caricion davallianae

*Caricetum davallianae* (Davallseggen-Gesellschaft)

Klasse Scheuchzerio-Caricetea fuscae

Ordnung *Caricetalia davallianae*

Verband Caricion davallianae

*Eleocharitetum pauciflorae* (Gesellschaft der wenigblütigen Sumpfsimse)

*Carex davalliana*, *Blymus compressus*, *Eriophorum latifolium*, *Equisetum variegatum*, sprechen für das *Caricetum davallianae* auf der Monitoringfläche 2.5 (Hochalm – Ciamparoagn). Die für diese Gesellschaft untypische geringe Artenzahl lässt aber noch andere Schlüsse zu.

Die Präsenz von *Eleocharis quinquefolia* liefert Indizien für ein *Eleocharitetum pauciflorae*. Diese Pflanzengesellschaft ist artenarm und sowohl *Carex flava* als auch *Equisetum variegatum* werden in den „Pflanzengesellschaften Österreichs“ (GRABHERR & MUCINA, 1993) als bezeichnende Arten erwähnt.

Dazu gesellt sich noch ein erheblicher Anteil an *Carex nigra*, was die Klassifizierung nicht erleichtert.

#### 4.2.1.2 Wiesen

Nachstehende Vegetationstabelle (Tabelle 4.3) ist das Ergebnis der pflanzensoziologischen Analyse der Wiesenstandorte im Rahmen des Monitoringprojekts. Auch hier werden wiederum die klassifizierten Pflanzengesellschaften aufgelistet und kommentiert.

Tabelle 4.3 Geordnete Vegetationstabelle der im Zuge dieses Monitoringprojekts erhobenen Wiesen



#### 4.2.1.2.1 Monitoringfläche 3.1 (Relevé Nr.13)

Klasse Caricetea curvulae

Ordnung Festucetalia spadiceae

Verband Nardion strictae

Sieversio-Nardetum strictae (Subalpin-alpine Bürstlingsweiden und -mälder)

Ein Großteil der diagnostischen Artenkombination, die für das Sieversio-Nardetum strictae beschrieben ist, passt zur Monitoringfläche auf dem Brunstriedl (3.1): *Anthoxanthum odoratum* agg., *Arnica montana*, *Calluna vulgaris*, *Carex pallescens*, *Festuca nigrescens*, *Hieracium pilosella*, *Homogyne alpina*, *Pseudorchis albida*, *Potentilla aurea*, *P. erecta*, *Vaccinium myrtillus* und *Veronica bellioides*. Bei den Kennarten des Verbandes Nardion strictae werden zudem Arten wie *Campanula barbata* und *Geum montanum* genannt.

Dass es sich dabei um ein Nardetum handelt, ist aufgrund der Dominanz von *Nardus stricta* unumstritten. Jedoch ist die Abgrenzung zu anderen Assoziationen fließend. Auch Arten der Ordnung Nardetalia sind vertreten (z.B. *Thesium pyrenaicum* als Kenn- und *Veronica officinalis* als Trennart). Dafür spricht auch die Tatsache, dass die Weide eine Waldersatzgesellschaft auf saurem Boden darstellt. Durch die Beweidung wurde *Nardus stricta* aufgrund seiner Unempfindlichkeit gegenüber verdichtetem Boden und Betritt gefördert (AICHELE & SCHWEGLER, 2011). Zudem wird er vom Weidevieh in adultem Zustand gemieden, weil die Blätter Kieselknollen und viel Hartgewebe enthalten und dadurch sehr starr sind (HEGI, 1935). *Calluna vulgaris* und *Avenella flexuosa* gehen mit zunehmender Beweidung zurück.

Teile der Artengarnitur passen somit zusätzlich auf das Polygolo-Nardetum (*Agrostis capillaris*, *Avenella flexuosa*), Gymnadenio-Nardetum (*Carex pilulifera*) und das Homogyno alpinae-Nardetum (*Homogyne alpina*, *Campanula scheuchzeri*, *Phleum rhaeticum*). In Klammer wurden nur die Arten genannt, welche zusätzlich vorhanden sind. Jene, welche auch das Sieversio-Nardetum strictae umfassen, werden nicht mehr erwähnt.

Aufgrund der Almwirtschaft und dem damit einhergehenden lokalen Nährstoffeinträgen konnten sich dort zusätzlich Weidezeiger etablieren. Beispiele dafür sind *Geum montanum*, *Juniperus communis*, *Trifolium repens* und *Phleum rhaeticum* (FISCHER et al., 2008). Neben den oben genannten Arten sind noch Elemente der Klasse Calluno-Ulicetea für Nardeten nicht untypisch. Einige Beispiele wären: *Antennaria dioica*, *Calluna vulgaris*, *Carex pilulifera*, *Hieracium pilosella*, *Luzula multiflora* und *Vaccinium myrtillus*. Da bis vor der Weide-Erweiterung des Gebiets vereinzelt Bäume bis in die nähere Umgebung der Monitoringfläche verbreitet waren, stellen die letztgenannten Arten Waldrelikte dar.

Durch die Einbringung einer Saatmischung im Jahr 2006 (siehe Standortbeschreibungen) kann es durchaus zu einer Verschiebung der natürlichen Artenkombination gekommen sein. Dies ist im Nachhinein nicht mehr auszumachen, da man wenige Detailinfos zur

Ausbringung des Saatgutes (Menge des ausgebrachten Saatgutes auf Monitoringfläche selbst und in unmittelbarer Umgebung) und der ehemaligen Artengarnitur hat.

#### 4.2.1.2.2 Monitoringfläche 3.2 (Relevé Nr.16)

Klasse Caricetea curvulae

Ordnung *Festucetalia spadiceae*

Verband *Festucion variae*

*Hypochoerido uniflorae-Festucetum paniculatae* (Ostalpine  
Goldschwingel-Rasen)

Die Fläche der Örtlichkeit Gollitz befindet sich aufgrund der Außernutzungstellung vor mehr als 40 Jahren in einer Sukzessionsphase. Dadurch beherbergt dieses Gebiet mehrere Pflanzengesellschaften nebeneinander, was auch auf der Monitoringfläche selbst erkennbar ist. Aufgrund der kleinräumigen Variabilität der Wiesen konnten zudem viele Arten umliegender Biotoptypen einwandern, z.B. Arten der Hochstaudenfluren (*Geranium sylvaticum*) oder des Waldsaumes (*Centaurea pseudophrygia*).

Sehr viele Taxa deuten auf die Klasse Molinio-Arrhenatheretea hin (*Agrostis capillaris*, *Deschampsia cespitosa*, *Leucanthemum vulgare* agg., *Festuca pratensis*, *F. nigrescens*, *Lathyrus pratensis*, *Persicaria vivipara*, *Trifolium pratense*). Die einzelnen Pflanzengesellschaften zeichnen sich durch eine gute Wasserversorgung aus. Die Artengarnitur der Gesellschaft *Ranunculo bulbosi-Arrhenatheretum* ist prinzipiell in Tallagen verbreitet, scheint hier aber mit einigen Vertretern angesiedelt zu sein: *Carex montana*, *Avenula pubescens*, *Trifolium montanum*, *Lotus corniculatus* und *Rumex acetosa*. *Carex montana*, welche mit einem Deckungswert von 3 eine etwas größere Rolle spielt, findet sich außerdem auch als Kennart der Ordnung *Brometalia erecti* wieder. Gegen diese Klassifizierung sprechen aber die niedrigen Deckungswerte der dafür typischen Trennarten, wie z.B. *Agrostis capillaris*, *Lotus corniculatus* und *Prunella vulgaris*. Außerdem fehlt die namensgebende Kennart und auch die standörtliche Beschreibung weicht von jener der Probefläche ab. Zur Ordnung *Poo alpinae-Trisetalia* scheint es eine Verbindung zu geben, jedoch fehlt dabei die Kennart *Poa alpina*.

Die Fläche könnte auch dem *Festuco commutatea-Cynosuretum* zugewiesen werden. Dieser Verdacht kommt angesichts des starken Auftretens von *Festuca nigrescens* und einigen Trennarten und konstanten Begleitern auf.

Außerdem wird *Festuca nigrescens* in der Assoziation *Chaerophyllo villarsii-Ágrostietum schraderianae* als Trennart angeführt. Weitere anwesende Trenntaxa sind *Carlina acaulis*, *Chaerophyllum villarsii* und *Silene vulgaris*. Als Begleiter passen *Campanula barbata*, *Carex sempervirens*, *Phleum rhaeticum* und *Potentilla aurea*.

Letztendlich kommt man aufgrund einer Deckung von 3 für *Festuca paniculata* zu dem Schluss, dass auch das Syntaxon *Hypochoerido uniflorae-Festucetum paniculatae* passt. Die Trennart *Knautia longifolia* ist vorhanden sowie einige der konstanten Begleiter.

*Arnica montana* z.B., welche knapp außerhalb der Flächengrenze bemerkt wurde oder *Carlina acaulis* und *Carex sempervirens*. Auch *Festuca nigrescens* und *Trollius europaeus* passen ins Bild. Bei dieser Pflanzengesellschaft handelt es sich um eine Mischung der Artengarnituren aus verschiedenen Klassen wie z.B. Seslerietea, Molinio-Arrentheretea und Festuco-Brometea. Dies kann hiermit bestätigt werden. Das gleichzeitige Auftreten sowohl von Kalk- als auch Säurezeigern ist laut GRABHERR & MUCINA (1993) typisch für Wildheumähder, was auf die Wiese in Gollitz zutrifft. Aufgrund der Aushagerung dieser Böden kommt es zu einer räumlichen Durchmischung. Viele Mähwiesen eines solchen Typs liegen heute brach, wodurch Sukzessionsprozesse auftreten, über die man bislang wenig weiß.

Die in dieselbe Ordnung gestellte Assoziation *Caricetum sempervirentis* beherbergt Arten wie *Nardus stricta*, *Pulsatilla alpina* und einige mehr, welche auf Fläche 3.2 kartiert wurden. Jedoch dominiert *Carex sempervirens* normalerweise den Bestand, was hier bei einer Deckung von 1 nicht zutreffend ist. Somit wurde der Untersuchungsfläche aufgrund der Standortsbeschreibungen letztendlich die Assoziation *Hypochoerido uniflorae-Festucetum paniculatae* zugewiesen.

#### 4.2.1.2.3 Monitoringfläche 3.3 (Relevé Nr.17)

Klasse Caricetea curvulae

Ordnung Festucetalia spadiceae

Verband Festucion variae

*Hypochoerido uniflorae-Festucetum paniculatae* (Ostalpine  
Goldschwingel-Rasen)

Ähnlich der benachbarten Fläche 3.2 setzt sich die Stichprobe 3.3 (Sarlwiesen) aus Arten des *Hypochoerido uniflorae-Festucetum paniculatae* zusammen. *Knautia longifolia* fällt als Trennart allerdings weg, wird aber von *Dianthus barbatus* ersetzt. Diese Nelkenart wurde geklumpt wenig außerhalb der Grenze der Monitoringfläche bestimmt. Als Begleitart konnte zusätzlich noch *Geum montanum* ausgemacht werden.

Alle anderen in 3.2 genannten Pflanzengesellschaften und Standortsbedingungen sind mehr oder minder auch auf diesen Standort übertragbar. Hinzu kommen aber mehr Arten des Verbandes Nardion stricae wie z.B. *Ajuga pyramidalis*, *Geum montanum*. Auffallend ist, dass es sich bei der Fläche 3.2 um eine frischere Wiese handelt als bei 3.3. Aber auch hier sind typische Arten der Hochstaudenfluren und des Waldrandes vertreten: *Allium victorialis*, *Centaurea pseudophrygia*, *Heracleum sphondylium* (FISCHER et al., 2008).

*Carex montana* fällt in dieser Stichprobe weg, wohingegen aber ein geringer Anteil an *Carex caryophyllea* hinzukommt. Die Nennung des *Ranunculo bulbosi-Arrhenatheretum* hat hier deshalb weiterhin seine Gültigkeit.

#### 4.2.1.2.4 Monitoringfläche 4.1 (Relevé Nr.9)

Klasse Seslerietea albicantis

Ordnung *Seslerietalia coeruleae*

Verband Seslerion coeruleae

*Seslerio-Caricetum sempervirentis* (Blaugras-Horstseggenhalde)

Dieser Standort ähnelt den anderen Flächen der Plätzwiese (5.1 und 5.2), auch wenn sie zu einem anderen Lebensraumtyp gezählt werden (AUTONOME PROVINZ BOZEN – SÜDTIROL, 2008).

Mit Arten wie *Anthyllis vulneraria*, *Erica carnea*, *Galium anisophyllum*, *Sesleria albicans* (Synonym für *S. caerulea*, einem Basenzeiger, vgl. FISCHER et al., 2008), *Gymnadenia conopsea*, *Scabiosa lucida*, *Scorzonera aristata*, *Horminum pyrenaicum*, *Carex sempervirens*, *Polygala alpestris*, *Laserpitium peucedanoides*, *Gentiana verna* usw. ist auch diese Fläche dem *Seslerio-Caricetum sempervirentis* zuzuordnen.

Die Assoziation *Ranunculo hybridi- Caricetum sempervirentis* stellt laut GRABHERR & MUCINA (1993) die Blaugrashalden der Südostalpen (inklusive Dolomiten) dar. Zusätzlich zu den Standortsbeschreibungen weisen sehr viele Begleiter, wie unter anderem *Laserpitium peucedanoides*, in diese Richtung. Da diese Gesellschaft erst spät eingeführt wurde, werden solche Artengarnituren traditionell jedoch meist dem *Seslerio-Caricetum sempervirentis* zugesprochen.

Das Auftreten von *Carex ferruginea* und *Ligusticum mutellina* als Kennarten legt die Vermutung nahe, dass der Verband Caricion ferrugineae einen gewissen Einfluss auf die Fläche hat. Die Trennart *Aster bellidiastrum* in der Gesellschaft *Caricetum ferrugineae* verstärkt die Vermutung.

Wie auch bei oben genannten benachbarten Flächen sind Arten mehrerer Assoziationen der Klasse Molinio-Arrhenatheretea auf diesem Untersuchungsplot vorgefunden worden. Vertreter des *Gentiano asclepiadeae-Molinietum caeruleae* sind wahrscheinlich aus den umliegenden feuchteren Wiesenbereichen eingewandert: *Gentiana asclepiadea*, *Veratrum album*, *Trollius europaeus* usw.

Weiters findet man auch Repräsentanten der diagnostischen Artenkombination der Ordnung *Poo alpinae-Trisetetalia*. Beispiele dafür sind *Carex montana*, *Persicaria vivipara* und *Phyteuma orbiculare*. Vor allem aus der Assoziation *Crepido-Festucetum commutatae* gibt es einige charakteristische Arten: *Aster bellidiastrum* und *Ranunculus tuberosus* als Trennart, sowie *Prunella sp.*, *Lotus corniculatus*, *Ligusticum mutellina* und *Trifolium pratense* als konstante Begleiter.

Das Auftreten von Arten wenig lichtreicher Standorte wie *Aposeris foetida* (vgl. FISCHER et al., 2008) und Fichte zeigen sich Überreste der Vegetation aus Zeiten der Brachliegenung.



#### 4.2.1.2.5 Monitoringfläche 4.2 (Relevé Nr.10)

Klasse Seslerietea albicantis

Ordnung Seslerietalia coeruleae

Verband Seslerion coeruleae

Seslerio-Caricetum sempervirentis (Blaugras-Horstseggenhalde)

Klasse Caricetea curvulae

Ordnung Festucetalia spadiceae

Verband Festucion variae

Caricetum sempervirentis (Silikat-Horstseggenhalde)

Die Probestfläche und das gesamte Gebiet der Flodigealm sind hinsichtlich der Tiefgründigkeit des Bodens sehr variabel. Dadurch kommen zum einen Vertreter bodensaurer Standorte vor und zum anderen Basen-zeigende Arten. Aufgrund des relativ großen Anteils den *Sesleria caerulea* (Deckungswert von 2) ausmacht, wurde die Fläche dem Seslerio-Caricetum sempervirentis zugesprochen. Folgende Arten waren dafür ausschlaggebend: *Anthyllis vulneraria*, *Galium anisophyllum*, *Gentiana verna*, *Globularia cordifolia*, *Selaginella selaginoides*, *Sesleria caerulea*, *Thesium alpinum*, *Aster alpinus*, *Carduus defloratus*, *Gentianella* sp. *Gymnadenia conopsea*, *Traunsteinera globosa* und *Anthoxanthum odoratum* agg. *Horminum pyrenaicum* ist eine Kennart der Gesellschaft, wohingegen *Erica carnea*, *Daphne striata* und *Polygala chamaebuxus* Trennarten darstellen. *Carex sempervirens* tritt dabei wie erwartet dominant auf. Als Begleiter gelten nachfolgende Taxa: *Helianthemum alpestre*, *Phyteuma orbiculare*, *Polygala alpestris* und *Thymus praecox*.

In diesem Zuge sei auch wiederum die Assoziation Ranunculo hybridi-Caricetum sempervirentis genannt, dessen Begleitarten zwar übermäßig vertreten sind, aber auch hier die Trenn- und Kennart fehlt.

Wie oben erwähnt machen auch Säurezeiger einen gewissen Anteil der Fläche aus. Dies sind Arten, die vor allem zu den Bürstlingsrasen zu stellen sind: *Agrostis capillaris*, *Nardus stricta*, *Trifolium repens* und *Hieracium hoppeanum*.

Der Bürstling (*Nardus stricta*) wird aber auch als subdominant im Caricetum sempervirentis erwähnt. *Carex sempervirens* tritt dabei als Kennart auf. *Anthoxanthum odoratum* agg., *Arnica montana*, *Campanula scheuchzeri*, *Festuca nigrescens*, *Hieracium hoppeanum* und *Potentilla aurea* bestärken diese Vermutung. Wahrscheinlich handelt es sich bei dieser Wiese um eine Horstseggenhalde mit Vertretern acido- und basiphiler Arten. Dies kommt aufgrund der unterschiedlichen Tiefgründigkeit des Bodens zustande.

Angeichts einer Artenkombination rund um *Festuca paniculata*, soll auch die Assoziation Hypochoerido uniflorae-Festucetum paniculatae (auch aus dem Verband Festucetalia spadiceae) nicht unerwähnt bleiben. Die dafür typischen Trennarten wurden jedoch nicht erhoben. Dazu passen würde die Mischung aus Kalk- und Säurezeigern, die als typisch für solche Wildheumäher beschrieben wird.

Einige Vertreter der *Ordnung Brometalia erecti* wurden ebenfalls kartiert: *Briza media*, *Carex montana*, *Carlina acaulis*, *Plantago media*, *Prunella sp.*, *Trifolium montanum*, *T. Pratense*, *Agrostis capillaris*, *Leucanthemum vulgare agg.* und *Lotus corniculatus*.

Überdies passt ein Teil der Artenzusammensetzung auch auf die *Ordnung Poo alpinae-Trisetetalia*: *Agrostis capillaris*, *Campanula scheuchzeri*, *Poa alpina*, *Trollius europaeus*, *Persicaria vivipara*, *Phyteuma orbiculare*, *Poa alpina*, *Potentilla aurea*, *Ranunculus nemorosus*. Auch *Centaurea pseudophrygia* kommt in einigen Assoziationen dieser Ordnung vor.

#### 4.2.1.2.6 Monitoringfläche 4.3 (Relevé Nr.11)

Klasse Seslerietea albicantis

Ordnung Seslerietalia coeruleae

Verband Seslerion coeruleae

Seslerio-Caricetum sempervirentis (Blaugras-Horstseggenhalde)

Ähnlich wie Fläche 4.2 gestaltet sich auch dieser Plot (ebenfalls im Gebiet Flodige) aus einer Mischung aus Säure- und Basenzeigern. *Carex montana* und *Horminum pyrenaicum* verlieren an Deckungswerten in der vorliegenden unbewirtschafteten Fläche. *Nardus stricta* tritt auch nicht mehr auf, was mit dem Brachliegen der Wiese zu tun haben kann, da die Art durch Beweidung gefördert wird. (DIETL, 1995)

Die Hauptmasse der diagnostischen Artenkombination bildet die Pflanzengesellschaft Seslerio-Caricetum sempervirentis.

Ansonsten prägen folgende, bei Fläche 4.2 besprochene, syntaxonomischen Einheiten auch auf diesem Standort das Bild: Ranunculo hybridi-Caricetum sempervirentis, Caricetum sempervirentis, Hypochoerido uniflorae-Festucetum paniculatae, *Ordnung Brometalia erecti* und *Ordnung Poo alpinae-Trisetetalia*.

*Calamagrostis arundinaceae* mit einem Deckungswert von 2 ist eine Art der Hochstaudenfluren und Waldränder, wodurch die Sukzessionsprozesse auf diesem Standort möglicherweise angedeutet werden.

#### 4.2.1.2.7 Monitoringfläche 4.4 (Relevé Nr.14)

Klasse Molinio-Arrhenatheretea

Ordnung *Poo alpinae-Trisetetalia*

Verband Polygono-Trisetion

*Trisetetum flavescens* (Goldhafer-Wiese der Zentralalpen)

Klasse Seslerietea albicantis

Ordnung *Seslerietalia coeruleae*

Verband Seslerion coeruleae

*Seslerio-Caricetum sempervirentis* (Blaugras-Horstseggenhalde)

Die Fläche im beweideten Gebiet der Pragser Kaser weist viele Pflanzen der Klasse Molinio-Arrhenatheretea auf und ist sehr artenreich: *Agrostis capillaris*, *Alchemilla* sp., *Carum carvi*, *Deschampsia cespitosa*, *Festuca nigrescens*, *Lathyrus pratensis*, *Leontodon hispidus*, *Leucanthemum vulgare*, *Lotus corniculatus*, *Prunella vulgaris*, *Rumex acetosa*, *Taraxacum officinale*, *Trifolium pratense* und *T.repens*. Doch so einfach einer Pflanzengesellschaft zuzuordnen, ist diese Untersuchungsfläche nicht. Aufgrund der diagnostischen Artenkombination würde am ehesten die Assoziation *Festuco commutatae-Cynosuretum* passen. *Carlina acaulis*, *Briza media* und *Lotus corniculatus* dienen dabei als Trennarten.

Aber auch unter der Ordnung *Poo alpinae-Trisetetalia* finden sich einige der kartierten Arten: *Crepis aurea*, *Phleum rhaeticum* und *Poa alpina* sind unter anderem Kennarten der Ordnung. Auch die Trenntaxa sind vertreten: *Myosotis alpestris*, *Phytoma orbiculare*, *Ranunculus nemorosus* (Synonym: *R. tuberosus*, vgl. FISCHER et al., 2008) und *Scabiosa lucida*. Die meisten übereinstimmenden Arten findet man schlussendlich bei der Assoziation *Trisetetum flavescens*. *Rhinanthus glacialis* dient dabei als Trennart. Auch *Crocus albiflorus* und *Trifolium pratense* passen ins Bild.

Daneben gibt es viele Taxa die auf die Ordnung Poion alpinae zutreffen: z.B. *Crepis aurea*, *Poa alpina* usw. Auch viele der bereits genannten Arten sind in den Alpen-Fettweiden vertreten, die durch die Beweidung des Areals gefördert werden.

Eine Artengruppe rund um *Sesleria albicans* zeigt die Klasse Seslerietea albicantis an: *Anthyllis vulneraria*, *Biscutella laevigata* und *Galium anisohyllon*. Die Ordnung *Seslerietalia coeruleae* beherbergt Arten wie *Acinos alpinus*, *Carduus defloratus*, *Gymnadenia conopsea* und *Leontodon hispidus*. Man kommt zu dem Schluss, dass es sich bei vorliegender Fläche ebenso um das *Seslerio-Caricetum sempervirentis* handelt. *Carex sempervirens* ist mit einer Deckung von 2 relativ häufig und des Weiteren ist *Horminum pyrenaicum* anwesend, eine Kennart der Assoziation. Auch einige bereits vorher genannte Taxa sind Kennarten dieser Pflanzengesellschaft.

Aufgrund der beiden nebeneinander vorkommenden, dominierenden Assoziationen, wurden hier der Monitoringfläche wiederum zwei Pflanzengesellschaften zugeteilt.

#### 4.2.1.2.8 Monitoringfläche 4.5 (Relevé Nr.15)

Klasse Seslerietea albicantis

Ordnung Seslerietalia coeruleae

Verband Seslerion coeruleae

Seslerio-Caricetum sempervirentis (Blaugras-Horstseggenhalde)

Äquivalent zu Fläche 4.4 entspricht die Artengarnitur im unbeweideten Bereich der Prager Kaser dem Seslerio-Caricetum sempervirentis. Jedoch ist die Artenzahl insgesamt deutlich niedriger. Auffallend ist zudem das gesteigerte Vorkommen von *Carex sempervirens* mit einem Deckungswert von 4 im Gegensatz zur bewirtschafteten Fläche 4.4 (*C.sempervirens*: 2). Dies spiegeln die Ergebnisse von TASSER et al. (2001) wider, welche besagen, dass die Horstsegge (*C. sempervirens*) vermehrt auf stark extensivierten bzw. brachliegenden Flächen auftritt. Auch auf anderen Brachen konnte dies Phänomen beobachtet werden, denn diese Grasart sei laut Autoren typisch für das Klimaxstadium dieser Lebensräume.

Hinzu kommen Arten wie *Aster alpinus*, *Betonica alopecuros*, *Hieracium villosum*, *Leontopodium alpinum*, *Senecio doronicum*, *S. abrotanifolius* und *Carex ornithopoda*, was ebenfalls für diese Gesellschaft treffend ist. Der Anteil der namensgebenden Arten (*Sesleria caerulea* und *Carex sempervirens*) ist auf dieser Untersuchungsfläche größer als auf Plot 4.4. Sowohl hier als auch bei der vorigen Fläche konnten sich diese beiden Arten auf den ehemaligen Schutthalden ansiedeln. Dies und auch, dass die Beweidung solcher Rasen zu Bodenverletzungen führen, postulieren GRABHERR & MUCINA (1993). In den so entstandenen Lücken können sich viele Pflanzen etablieren, da es zu einer stärkeren Durchmischung der Fläche kommt. Dies könnte der Grund dafür sein, dass auf der beweideten Fläche (4.4) viele Arten unterschiedlichster soziologischer Herkunft nebeneinander vorkommen.

Aber auch hier sind Arten der Ordnung *Poo alpinae-Trisetalia* kartiert worden. *Trisetum flavescens*, *Poa alpina* und *Phleum rhaeticum* sind nicht mehr präsent, was auf eine verminderte Stickstoffverfügbarkeit hindeutet. Auch andere Arten nährstoffreicher Standorte haben entweder an Deckung verloren oder sind ganz verschwunden. Somit sind auf dieser unbewirtschafteten Fläche weniger weideindizierende Arten erhoben worden. Wie *Oxytropis montana* zeigen viele der kartierten Arten magere, nährstoffarme Bedingungen auf basischen Böden an (vgl. FISCHER et al., 2008).

#### 4.2.1.2.9 Monitoringfläche 5.1 (Relevé Nr.7)

Klasse Seslerietea albicantis

Ordnung *Seslerietalia coeruleae*

Verband Caricion ferrugineae

*Campanulo scheuchzeri-Festucetum noricae* (Faltenschwingel-  
Wiesen)

Klasse Seslerietea albicantis

Ordnung *Seslerietalia coeruleae*

Verband Seslerion coeruleae

*Seslerio-Caricetum sempervirentis* (Blaugras-Horstseggenhalde)

Die extensiv genutzte Mähwiese in den Kasslerwiesen beherbergt einen hohen Anteil an Arten aus der Klasse Molinio-Arrhenatheretea: *Agrostis capillaris*, *Alchemilla* sp., *Festuca nigrescens* (wenig abseits der Grenzen der Dauerfläche), *Leontodon hispidus*, *Leucanthemum vulgare*, *Prunella* sp., *Persicaria vivipara*, *Taraxacum officinale*, *Trifolium pratense* und *T.repens*. Durch das Auftreten von *Carlina acaulis*, *Briza media* und *Lotus corniculatus* (Trennarten) zeigt sich eine Tendenz in Richtung *Festuco commutatae-Cynosuretum*. Da *Festuca nigrescens* eine transgressive Kennart darstellt, muss die Art nicht zwangsläufig dominant vertreten sein. Da sich *Festuca norica* und *F. nigrescens* vegetativ und generativ sehr ähnlich sind, besteht auch die Möglichkeit, dass die Arten nicht als zwei verschiedene registriert wurden. Dies kann auch bei den anderen Flächen mit Vorkommen von einer der beiden *Festuca*-Arten passiert sein. Trotz präziser Arbeitsweise, können Vertreter dieser Gattung ohne Mikroskop nicht mit 100 %-iger Sicherheit bestimmt werden.

Aufgrund des Vorhandenseins von *Campanula scheuchzeri*, *Poa alpina*, *Trollius europaeus* und den Trennarten *Myosotis alpestris*, *Phyteuma orbiculare* und *Scabiosa lucida* kann diese Untersuchungsfläche auch der Ordnung *Poo alpinae-Trisetetalia* zugewiesen werden. *Crocus albiflorus* gibt ein Indiz auf den Verband Polygono-Trisetion. Weil kein *Trisetum flavescens* kartiert wurde, ist die Fläche nicht klar einem der untergeordneten Pflanzengesellschaften zuzuordnen. In einigen Punkten würde die Assoziation *Astrantio-Trisetetum* passen. Bis auf die namensgebende Art (*Astrantia major*) sind alle Trennarten vorhanden: *Carex montana*, *Linum catharticum*, *Listera ovata* und *Scabiosa lucida*.

Standörtlich entspricht die Assoziation *Crepido-Festucetum commutatae*, die subalpine Milchkrautweide, der Fläche am besten. Sie wird als artenreiche Weide in der subalpinen bis alpinen Stufe beschrieben und ist häufig auf tiefgründigen, feinerdereichen Böden zu finden. Arten wie *Ligusticum mutellina* und *Trifolium badium* unterstützen diese Annahme.

Außerdem sind wiederum Arten der Klasse Seslerietea albicantis erhoben worden: *Anthyllis vulneraria*, *Galium anisophyllum*, *Sesleria albicans*, *Gymnadenia conopsea* und *Scorzonera aristata* verweisen weiter auf die Ordnung *Seslerietalia coeruleae*. Als Trennarten dafür konnten *Leontodon hispidus* und *Hedysarum hedysaroides* (außerhalb

des Plots festgestellt) herangezogen werden. *Horminum pyrenaicum*, *Carex sempervirens*, *Pedicularis verticillata*, *Polygala alpestris* usw. sprechen für ein *Seslerio-Caricetum sempervirentis*.

Die Dauerfläche wurde auch der Assoziation *Campanulo scheuchzeri-Festucetum noricae* zugeteilt. Nach Meinung von GRABHERR & MUCINA (1993) unterscheiden sich diese Wiesen teilweise nur wenig vom *Seslerio-Caricetum sempervirentis*. Die diagnostische Artenkombination des *Campanulo scheuchzeri-Festucetum noricae* stimmt dabei beinahe 1:1 mit den Arten der Fläche 5.1 überein.

Es sei noch angemerkt, dass auch Arten kartiert wurden, die innerhalb der Assoziation *Hypochoerido uniflorae-Festucetum paniculatae* vorkommen. Beispiele dafür sind *Festuca paniculata*, *Arnica montana* und *Knautia longifolia*, welche außerhalb der Flächengrenzen stellenweise mit größeren Deckungswerten auftreten.

#### 4.2.1.2.10 Monitoringfläche 5.2 (Relevé Nr.8)

Klasse Seslerietea albicantis

Ordnung Seslerietalia coeruleae

Verband Seslerion coeruleae

*Seslerio-Caricetum sempervirentis* (Blaugras-Horstseggenhalde)

Folgende Arten der Klasse Seslerietea albicantis bzw. der Assoziation *Seslerio-Caricetum sempervirentis* sind vorhanden: *Anthyllis vulneraria*, *Carex sempervirens*, *Sesleria albicans*, *Gymnadenia conopsea*, *Hieracium villosum*, *Homogyne discolor*, *Horminum pyrenaicum*, *Phyteuma orbiculare*, *Pedicularis verticillata*, *Senecio abrotanifolius* und *Scorzonera aristata*.

Ähnlich der Fläche 5.1 hat auch diese lang brach gelegene Wiese (Plätzwiese in Parkplatznähe) Gemeinsamkeiten mit der Gesellschaft *Ranunculo hybridi-Caricetum sempervirentis*. Diese Blaugrashalden wurden für die Südalpen (Dolomiten usw.) beschrieben und weisen einige Unterschiede zu denen der Nordalpen auf. *Laserpitium peucedanoides* und *Aster beslidiastrum* sollen als Beispiel für diese Assoziation genannt werden. Aus Gründen der Vergleichbarkeit und der fehlenden Kennarten wurde für die Fläche 5.2 aber nicht diese Assoziation vergeben.

Wie auch für Monitoringfläche 5.1 beschrieben, gibt es Vertreter aus der Klasse Molinio-Arrhenatheretea und der Gesellschaft *Hypochoerido uniflorae-Festucetum paniculatae*. Es sind aber auf 5.2 deutlich weniger dafür typische Arten erhoben worden.

*Aposeris foetida*, *Hieracium murorum* agg., *Juniperus communis*, *Vaccinium vitis-idaea*, *Picea abies* und *Pinus mugo* weisen auf die fortgeschrittene Sukzession (Wald als Klimax) dieses Standorts hin.

#### 4.2.1.2.11 Monitoringfläche 5.3 (Relevé Nr.12)

Klasse Molinio-Arrhenatheretea

Ordnung *Poo alpinae-Trosetetalia*

Verband Polygono-Trisetion

*Trisetetum flavescens* (Goldhafer-Wiese der Zentralalpen)

Bei der recht nährstoffreichen Fläche auf der Postmeisteralm handelt es sich um ein Gemisch von Arten aus der Klasse Molinio-Arrhenatheretea: *Achillea millefolium* agg., *Agrostis capillaris*, *Carum carvi*, *Cerastium holosteoides*, *Dactylis glomerata*, *Festuca nigrescens*, *Leucanthemum vulgare* agg., *Lotus corniculatus*, *Prunella vulgaris*, *Ranunculus acris*, *Trifolium pratense*, *T. repens* und *Trisetum flavescens*. Zusammen mit *Phleum rhaeticum*, *Poa alpina* und *Vicia sepium* zeigen nach FISCHER et al. (2008) viele Pflanzenarten hohe Stickstoff-Verfügbarkeit an und sind typisch für Fettwiesen: *Trifolium repens*, *T. pratense*, *Galium album*, *Silene vulgaris*, *Ranunculus acris*, *Dactylis glomerata*, *Poa alpina*, *Colchicum autumnale*, *Trisetum flavescens* und *Rumex alpestris* (FISCHER et al., 2008). Das Taxon *Phleum rhaeticum* stellt wie *Agrostis capillaris*, *Poa alpina*, *Rumex alpestris* und *Campanula scheuchzeri* eine Kennart der Ordnung *Poo alpinae-Trosetetalia* dar. Aufgrund des Auftretens von *Trisetum flavescens*, *Myosotis alpestris*, *Ranunculus acris*, *Rumex alpestris* und *Crocus albiflorus* konnte die Fläche also der Assoziation *Trisetetum flavescens* zugeordnet werden. Es ist möglich, dass aufgrund der starken Weidenutzung *Trisetum flavescens* zurück gedrängt wurde.

Mehrere Taxa deuten aber auch auf den Verband *Poion alpinae*, der als Fettweide, die häufig in der Nähe von Almhütten auftritt, beschrieben wird. Dies entspricht dem Standort und wird durch das Auftreten weidezeigender Arten gestützt. Viele Arten zählen zur diagnostischen Artenkombination des *Crepido-Cynosuretum*.

Aber auch einige Vertreter der Ordnung *Brometalia erecti* etablierten sich auf diesem Standort. Allen voran *Carlina acaulis* mit einem Deckungswert von 4. Zusätzlich dazu deutet auch das Auftreten von *Carex caryophyllea* auf ein *Carlino acaulis-Brometum*, einem intensiv beweideten Kalkmagerrasen, hin.

#### 4.2.1.2.12 Monitoringfläche 5.4 (Relevé Nr.18)

Klasse Caricetea curvulae

Ordnung *Festucetalia spadiceae*

Verband Nardion strictae

*Sieversio-Nardetum strictae* (Subalpin-alpine Bürstlingsweiden und mähder)

Aufgrund der klaren Dominanz von *Nardus stricta* wurde dieser Standort in der Örtlichkeit Colac dem *Sieversio-Nardetum strictae* zugeteilt. Ähnlich der Untersuchungsfläche am Brunstriedl (3.1) ergeben sich auch hier eine Vielzahl charakteristischer Arten: *Carex sempervirens* als subdominante Art, sowie *Anthoxanthum*

*odoratum*, *Arnica montana*, *Avenula* sp., *Calluna vulgaris*, *Festuca nigrescens*, *Hieracium hoppeanum*, *Homogyne alpina*, *Hypochoeris uniflora*, *Leontodon helveticus*, *Pseudorchis albida*, *Potentilla aurea* und *Vaccinium myrtillus*. Die Taxa *Geum montanum*, *Agrostis capillaris*, *Campanula barbata* und *Trifolium repens* zählen außerdem zur Artenausstattung des Verbandes *Nardion strictae*.

Durch das Vorhandensein vieler oben genannter Pflanzenarten käme auch das *Caricetum sempervirentis* in Frage. Diese Klassifikation passt aber letztendlich aufgrund der starken Deckung von *Nardus stricta* weniger gut.

Auch hier sind ähnlich der Monitoringfläche 2.1 Arten anderer Assoziationen rund um *Nardus stricta* vertreten: *Polygolo-Nardetum* (*Agrostis capillaris*, *Avenella flexuosa*, *Briza media*), *Gymnadenio-Nardetum* (*Agrostis capillaris*, *Gymnadenia conopsea*, *Leucanthemum vulgare* agg.), *Homogyno alpinae-Nardetum* (*Campanula scheuchzeri*, *Crepis aurea*, *Carlina acaulis*) und *Carici curvulae-Nardetum* (*Avenella flexuosa*, *Carex sempervirens*, *Gentiana acaulis*, *Leontodon helveticus*).

Aufgrund einiger Begleiter der Milchkrautweide (*Crepido-Festucetum commutatae*) würde ein solcher Borstgrasrasen durch geringfügige Düngung in diese Pflanzengesellschaft übergehen.



#### 4.2.2 Pflanzensoziologie – Daten Frequenzaufnahmen (1x1 m plots)

Da die Frequenzdaten (%-Werte) nicht direkt in das Programm JUICE 7.0 (TICHÝ, 2002) einspielbar waren, wurden sie Programm-intern in eine BRAUN-BLANQUET-Skala umgewandelt. Der prozentuelle Anteil in den unteren Skalenbereichen entspricht dabei nicht der Originalskala. So wurden etwa alle %-Werte von 1 bis 10 dem Wert „r“ zugeschrieben. Alle anderen Umwandlungen ab 20 % entsprechen weitgehend der Skala nach BRAUN-BLANQUET (1951).

<b>nW</b> = Nordwest		<b>nO</b> = Nordost
	<b>m</b> = Mitte	
<b>SW</b> = Südwest		<b>SO</b> = Südost

Abbildung 4.8 Skizze der Monitoringfläche, welche im Anhang befindende Abbildungen erklärt. Es werden dabei die in einer Fläche erhobenen Frequenzdaten und daraus abgeleitete syntaxonomische Einheiten anschaulich dargestellt.

Die in Abbildung 4.8 gezeigte Graphik soll die Abbildungen des Anhangs erklären und somit die Pflanzengesellschaften der einzelnen Frequenzplots anschaulich darstellen. Lagegetreu stellt die Graphik die Gesellschaften einer Monitoringfläche in einen Kontext. Es darf aber bei dieser Darstellung nicht vergessen werden, dass die Dauerfläche 5x5 m groß ist und die fünf Frequenzplots (1x1 m!) darin eingebettet und in Natura wesentlich kleiner sind.

Bei den Frequenzplots wurde das Wissen um zusätzlich Arten in bzw. um die Untersuchungsfläche bewusst ausgeblendet. Während bei der Klassifikation der 5x5 m-Flächen noch Taxa der näheren Umgebung miteinbezogen wurden, sollen diese hier nicht mehr einfließen. Die Zuteilung der Frequenzplots zu einer Assoziation wird anders als bei der pflanzensoziologischen Analyse der BRAUN-BLANQUET-Daten (5x5 m) hier nicht weiter diskutiert. Die aufgelisteten syntaxonomischen Einheiten sind jene, welche der Probefläche am ehesten entsprechen. Ist eine Gesellschaft in allen Plots sehr stark vertreten (aber dennoch subdominant), wird sie dafür in einer anderen Stichprobe aufgewertet. Folglich erhält der Plot, in dem die meisten Charakterarten vorkommen, die Zuordnung zu dieser (eigentlich immer subdominanten) Gesellschaft. Dies wurde so entschieden, wenn es lediglich kleine Unterschiede in den Anteilen der diagnostischen Artenkombination der beiden Gesellschaften gibt. Nicht jedoch, wenn die Anzahl der Arten (und deren Frequenzwerte) einer Pflanzengesellschaft jener der dominierenden Assoziation stark unterliegt.

### 4.3 Gegenüberstellung der Ergebnisse beider Methoden

#### (Deckungsschätzung vs. Frequenzanalyse)

Die umgerechneten Werte der Prozent- in die BRAUN-BLANQUET-Skala unterscheiden sich häufig stark von den „echten“ BRAUN-BLANQUET-Werten. Einerseits sind es die nicht übereinstimmenden Bereiche unter 10 %, welche ausnahmslos in in den Wertebereich „r“ umgewandelt wurden. Diese Ungenauigkeit kommt im oberen Wertebereich jedoch nicht mehr zum Tragen. Andererseits entsprechen diese transformierten Daten nicht der Artmächtigkeit, welche mithilfe der BRAUN-BLANQUET-Skala erhoben wird. Deckung und Frequenz sind laut TRAXLER (1997) nicht zusammenhängend: „Eine Abnahme der Frequenz kann durchaus mit einer Zunahme der Deckung einhergehen.“ Die Artmächtigkeit spielt bei der Frequenz keine Rolle, wohingegen Menge und räumliche Verteilung die Frequenzwerte ausmachen.

Somit konnten teils starke Unterschiede in den Ergebnissen der beiden Erhebungsmethoden festgestellt werden. Kleine Individuen erhielten bei der Deckungsschätzung häufig eine geringere Wertung als bei den modifizierten Frequenzdaten. Auch die Klumpung von Arten führt zu unterschiedlichen Ergebnissen in den beiden Aufnahmemethoden. Dazu kommt, dass einzelne Arten in einigen Frequenzplots wegfallen, obwohl sie bei der Deckungsschätzung der gesamten Fläche stark vertreten sind. Dieses räumliche Muster war häufig zu beobachten. Innerhalb der gesamten Monitoringfläche mit einer Größe von 25 m<sup>2</sup> wird die kleinräumliche Variabilität der Lebensräume oft nicht aufgelöst. Die Unterschiede, z.B. hinsichtlich des Basenhaushaltes, kommen auch durch die Zeigerwerte zum Vorschein. Bei den Kartierungen wurde beobachtet, dass innerhalb einer Untersuchungsfläche anstehendes Gestein neben vom Ausgangsgestein unbeeinflussten Bereichen anzutreffen war. Dabei muss noch beachtet werden, dass viele alpine Pflanzenarten keinem Zeigerwert nach ELLENBERG (1992) zugeteilt werden konnten, da der Autor viele Alpentaxa nicht klassifiziert hat.

Die dadurch nebeneinander auftretenden Charakterarten aus verschiedenen Assoziationen erschweren die Klassifizierung der BRAUN-BLANQUET-Daten. Etwas einfacher fiel die Zuteilung der Pflanzengesellschaft zu den Frequenzaufnahmen aus. Sicherlich auch deshalb, weil für die Gesamtfläche bereits eine Vorauswahl der pflanzensoziologischen Einheiten getroffen wurde, von der keine starken Abweichungen zu erwarten waren. Hiermit sei betont, dass nur in wenigen Fällen alle fünf Frequenzplots derselben Assoziation wie der Gesamtfläche zugeschrieben wurden. Teilweise ergab sich auch, dass Vegetation auf Frequenzplots anderen Gesellschaften angehören, welche zwar bei der pflanzensoziologischen Analyse der Deckungswerte genannt, aber nicht klassifiziert wurden. Beispiel dafür ist Fläche 3.1: Die Assoziation *Homogyno alpinae-Nardetum* im Nordwest-Plot. Aber auch noch nicht erwähnte syntaxonomische Einheiten kristallisierten sich bei der Analyse der einzelnen Frequenzplots heraus: Fläche 1.1 – der Verband *Caricinion gracilis*.

Wie in letztem Beispiel konnte eine Fläche nicht immer bis auf die Assoziation aufgelöst werden. War die Zuweisung zu einer Ordnung bzw. einem Verband aber eindeutig möglich, wurde aus Gründen der Integrität nur die übergeordnete Einheit vergeben. Mit beiden Datensätzen wurde so verfahren.

Zusammenfassend eignen sich beide Methoden zur pflanzensoziologischen Analyse, da beide Rückschlüsse auf die Menge der kartierten Arten erlauben. Jedoch ist es die Größe der Untersuchungsflächen, welche zu den unterschiedlichen Ergebnissen führt. Auf der großen Monitoringfläche kommen immer jeweils einige Gesellschaften nebeneinander vor, was bei zunehmender Homogenität weitgehend ausbleibt. Es handelt sich bei den kartierten Lebensräumen aber vorwiegend um ein Mosaik verschiedener Pflanzenassoziationen. In den kleineren Frequenzplots kann diese Homogenität besser gewährleistet werden. Ein Vergleich der Ergebnisse beider Methoden sollte dadurch auf gleich großen Untersuchungsplots aufbauen. Dabei soll die Monitoringfläche ebenfalls in Schätzflächen für die Deckungsschätzung aufgeteilt werden, die mit den Frequenzflächen korrespondieren. Der Raster dient dabei als Schätzhilfe (TRAXLER, 1997). Jedoch schlagen die Autoren vor, für kleine Flächen (bis etwa 4 m<sup>2</sup>) die Prozent-Skala zu verwenden. Dies würde hier die Vergleichbarkeit, aufgrund der übereinstimmenden Skala der Frequenz- und der Deckungsdaten, erhöhen.

Für die Anwendung im Rahmen eines Monitoringprojekts sprechen allerdings einige Argumente gegen die genaue Prozent-Skala und die kleinen Schätzflächen. Ein solches Design würde die pflanzensoziologische Zuordnung zwar erleichtern, jedoch einen deutlichen Mehraufwand bedeuten. Außerdem wirken sich wechselnde Kartierer auf die Schätzergebnisse (Schätzfehler) bei feinen Skalen deutlicher aus als bei der groben BRAUN-BLANQUET-Skala. Zusätzlich wird bei einer sehr feinen Skala eine Genauigkeit vorgetäuscht, welche durch die Schätzung nicht gewährleistet werden kann. (TRAXLER, 1997)

## 4.4 Deckungswerte

Die in folgenden Kapiteln dargestellten Analysen und Diagramme dienen dazu, die Deckungswerte verschiedener Parameter je Dauerbeobachtungsfläche vergleichend darzustellen. Zudem werden diese Deckungswerte nach Bewirtschaftungsform gruppiert, gemittelt und sowohl innerhalb der Moor- als auch der Wiesenlebensräume gegenüber gestellt. Da die Flächen einem Lebensraumtyp nur sehr grob zugeordnet wurden, werden diese Mittelwerte nicht innerhalb eines Lebensraums verglichen, sondern lediglich getrennt nach Mooren und Wiesen.

Bei jeder Monitoringfläche wird die Art der Bewirtschaftung durch eines der folgenden Kürzel ersichtlich: M= Mähwiese, W= Weide, N= Außer Nutzung. Die Zuordnung zu diesen Bewirtschaftungsformen ist in den meisten Fällen eindeutig und wurde aufgrund der Nutzungssituation im Jahr 2012 entschieden. Jedoch treten auch Übergangsformen auf. An einzelnen Standorten wurde aufgrund folgender Gegebenheiten die Zuordnung getroffen:

- 3.2 (Sarl-Gollitz): Die Wiese wurde im Jahr 2011 einer einmaligen Pflegemahd unterzogen. Da diese Maßnahme eine Saison vor den Kartierungen stattfand, wurde entschieden, die Fläche zu den Mähwiesen zu zählen.
- 4.1 (Tolerwiese): Bis 2012 galt dieser Standort als aufgelassen. In besagtem Jahr wurde nach leichtem Mulchen die Nutzung in Form einer Beweidung mit Esel wieder aufgenommen. Somit wird der Dauerfläche die Bewirtschaftungsform Weide zugesprochen.
- 4.2 (Flodige): Dieser Standort wurde den Mähwiesen zugeteilt. Die Bewirtschaftung setzt sich aber sowohl aus einer einschürigen Mahd als auch einer Nachweide zusammen.
- 5.2 (Plätzwiese, nahe Parkplatz): Diese Fläche entspricht hinsichtlich ihrer Bewirtschaftung der Tolerwiese (4.1) und wurde ebenfalls als Weide gehandhabt.
- 5.4 (Colac): Hier wurde 2009 eine einmalige Pflegemahd durchgeführt. Die Fläche liegt seit damals wieder brach. Deshalb wurde hier entschieden, den Standort als „Außer Nutzung“ zu deklarieren.

Einige Monitoringflächen wurden bewusst geklumpt stationiert, basierend auf der Annahme, dass somit die Standortparameter weitgehend gleich sind und die Wahrscheinlichkeit dieselben Pflanzentaxa vorzufinden, relativ hoch ist. Dadurch sollte sich vor allem bei folgenden Flächenpaaren lediglich die Bewirtschaftungsform unterscheiden. Auf diese Flächen und deren Vergleich soll aus oben genannten Gründen ein besonderes Augenmerk gelegt werden:

- 1.1 und 1.2 (Toblacher See)
- 4.2 und 4.3 (Flodige)
- 4.4 und 4.5 (Pragser Kaser)

Aufgrund der geringen Stichprobengröße sind die Ergebnisse nicht statistisch abgesichert und können nur für diese Flächen angewandt werden. Nachfolgende Resultate können

jedoch einer zukünftigen Hypothesenbildung dienen, die im Zuge weiterer Studien statistisch belegt werden kann.

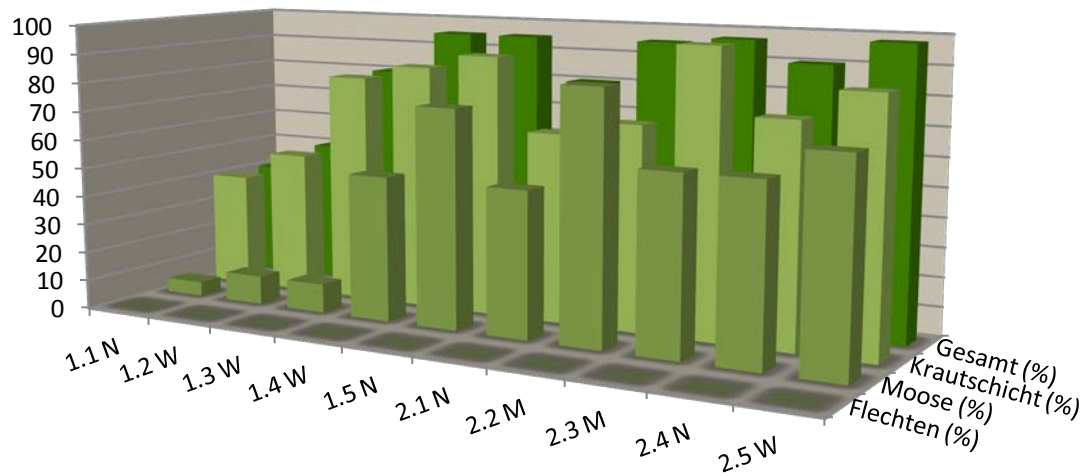
#### 4.4.1 Lebende Biomasse

Abbildung 4.9 zeigt die Deckungswerte der gesamten lebenden Biomasse, der Krautschicht, sowie der Moose und Flechten, jeweils getrennt nach Moor- und Wiesenlebensräumen, auf.

Bei den Moorstandorten wird ersichtlich, dass die lebende Biomasse der Dauerbeobachtungsflächen ausschließlich aus Kraut- und Moosschicht besteht. Meist dominiert die Krautschicht, jedoch nicht auf der Fläche 2.2, welche in der Örtlichkeit Förra angelegt wurde. Flechten wurden durchwegs keine kartiert. Die Plots 1.1 und 1.2 am Toblacher See zeigen tendenziell eine geringere Deckung der lebenden Biomasse (40 bzw. 50 %, bei allen anderen Plots übersteigt die Gesamtdeckung 80 %). Dies könnte daran liegen, dass aufgrund der frühen Aufnahmetermine Anfang Juni die Vegetationsperiode noch nicht weit fortgeschritten war. Möglicherweise fanden die Erhebungen dort zu früh statt. TRAXLER (1997) betont, dass die Kartierung dann erfolgen soll, wenn die Vegetationsperiode ihren Höhepunkt erreicht hat. (Vergleiche auch den Anteil der toten Biomasse in Abbildung 4.10.)

Für die Wiesenlebensräume zeigt sich eine durchwegs recht hohe Gesamtdeckung der lebenden Biomasse mit mindestens 70 %. Die höchsten Deckungswerte erreichen die Kalkrasen. Die Flächen 4.1 (Tolerwiese) und 5.2 (Plätzwiese, nahe Parkplatz) weisen eine geringere Deckung an lebender Biomasse auf. Aufgrund der erst kürzlich erfolgten Mulchung, konnte sich die Vegetationsdecke noch nicht schließen. Anders als bei den Moorflächen setzt sich die lebende Biomasse fast ausschließlich aus krautigen Pflanzen zusammen. Nur in wenigen Flächen wurde auch eine Moosschicht erfasst und zwar in den Monitoringflächen folgender Ortschaften: Brunstriedl (3.1), Tolerwiese (4.1), Kasslerwiese (5.1) und auf der Fläche nahe dem Parkplatz der Plätzwiese (5.2). Lediglich auf einem Plot (3.1, Brunstriedl) wurde zusätzlich eine Flechtenschicht von 8 Deckungsprozenten vermerkt. Da es sich dabei um den Lebensraum des boreoalpiner Graslandes auf Silikatsubstrat handelt, ist dies als eine typische Ausprägung dieses Biotops anzusehen. ELLMAUER (1996) betont ebenfalls, dass dieses Natura 2000-Schutzgut einen hohen Anteil an Strauchflechten aufweisen kann.

### Deckung lebende Biomasse - Moore



### Deckung lebende Biomasse - Wiesen

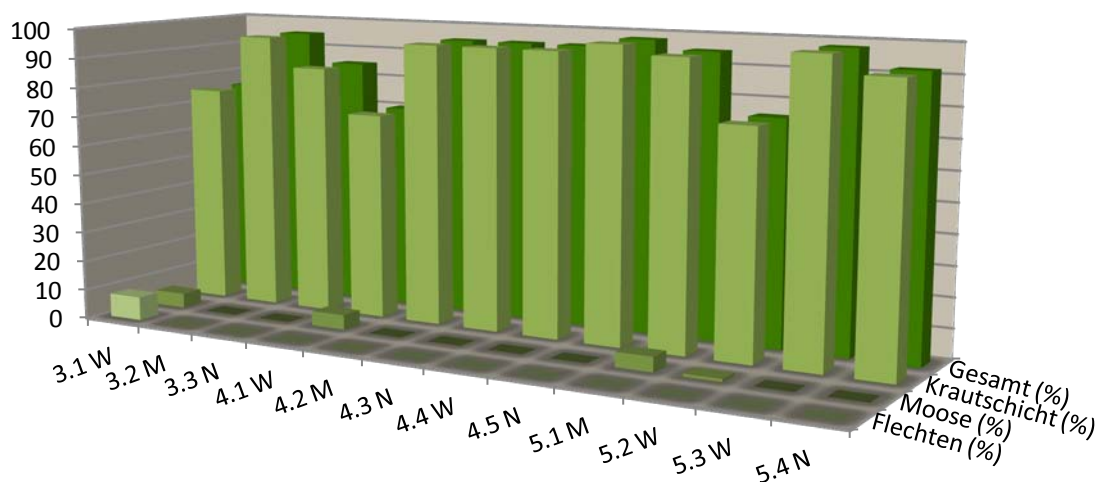


Abbildung 4.9 Deckung lebender Biomasse für Moore und Wiesen

#### 4.4.2 Bewirtschaftungs-features

In den folgenden Diagrammen erlauben folgende Parameter Rückschlüsse auf die Bewirtschaftungsweise: totes Pflanzenmaterial, Jungwuchs von Gehölzen, ehemalige Baumvorkommen und Feces möglicher Weidetiere.

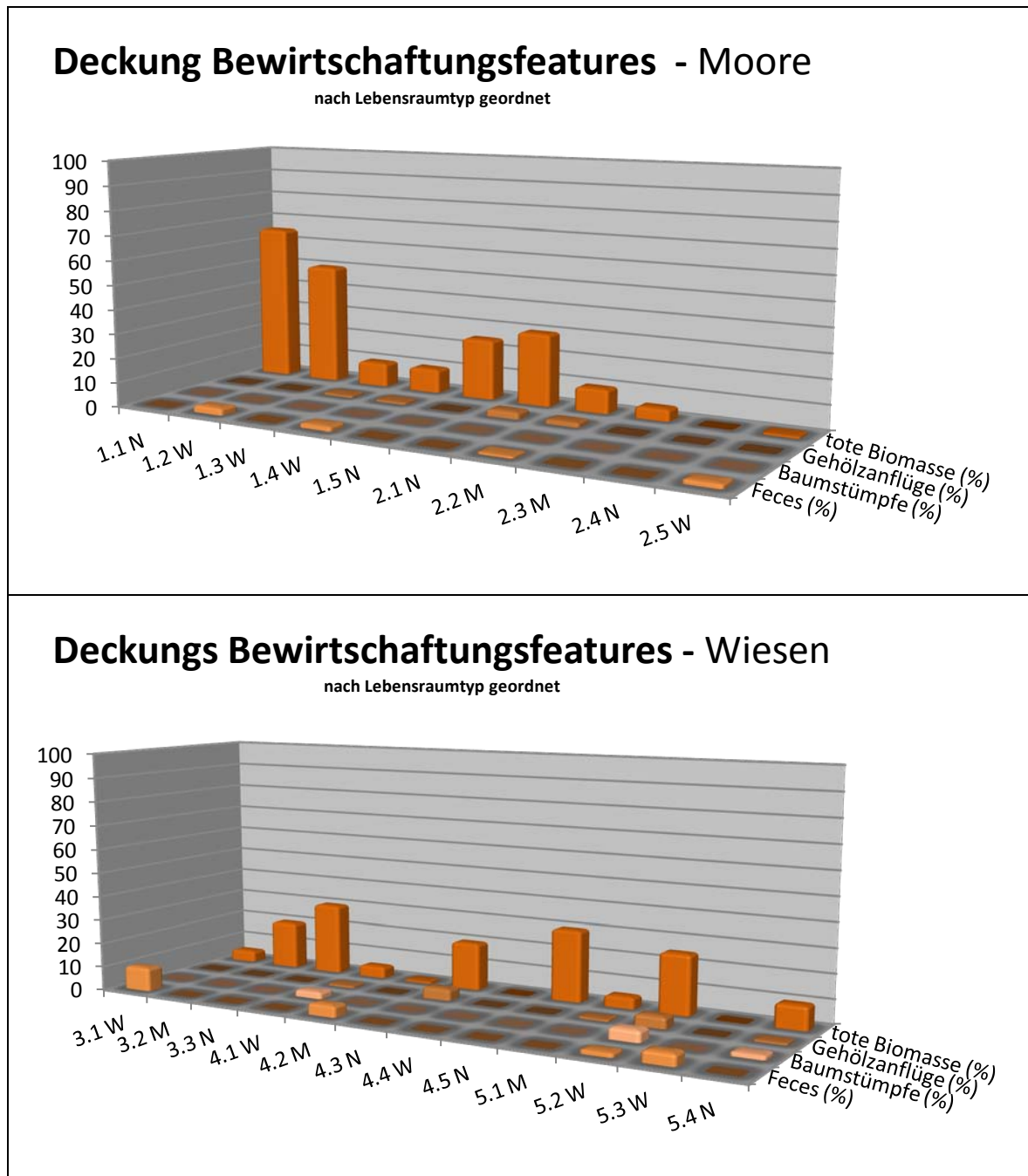


Abbildung 4.10 Deckung verschiedener Bewirtschaftungsfeatures für Moore und Wiesen

Bei der Abbildung 4.10 (Moore) fällt auf, dass vor allem auf den Flächen am Toblacher See (1.1 und 1.2) tote Biomasse in größeren Mengen vorhanden ist. Wie bereits im Zuge der Gesamtdeckung diskutiert wurde, hängt dies höchstwahrscheinlich mit dem frühen Erhebungszeitpunkt zusammen. Ein Grund für die hohen Deckungswerte ist, dass organisches Material über den Winter nicht bzw. nur marginal abgebaut wird. Dadurch

sind Vergleiche mit später erhobenen Flächen schwierig, auch wenn bei der Studie auf eine Korrelation von Erhebungszeitpunkt und Höhenstufe geachtet wurde. Abgestorbenes Material wird nach eigenen Erfahrungen vermehrt wahrgenommen, wenn die darüberstehende lebende Biomasse weitgehend fehlt. Dennoch wurde bei der Kartierung versucht, dieser „optischen Täuschung“ nicht zu erliegen. Die Fläche ohne Bewirtschaftung (1.1) hat einen Anteil von 65 % an nicht zersetztem Material, während der Weidebereich um 15 % niedrigere Werte aufweist. Im direkten Vergleich dieses Flächenpaars wird der durch die Beweidung entstandene Unterschied wahrnehmbar. Auch das Vorhandensein von Rinderdung gibt einen Hinweis auf die aktuelle Form der Bewirtschaftung. Ebenso hohe Deckungswerte an toter Biomasse weisen die Flächen 1.5 (Plätzwiese) und 2.1 (Maite) auf, was auf die Nutzungsaufgabe zurück zu führen ist.

Im Vergleich der beiden Wiesenstandorte der Örtlichkeit Flodige (4.2 und 4.3) zeigt sich ebenfalls der erhöhte Anteil an totem Material auf der brachliegenden Fläche. Zusätzlich wurden Keimlinge von *Picea abies* (Fichte) notiert, was auf das Einleiten der Sukzession hindeutet. Da auf der gemähten Wiese auch eine Nachweide erfolgt, kann somit das Vorhandensein von Feces erklärt werden.

Im Gebiet der Pragser Kaser (Flächen 4.4 und 4.5) übersteigt auch hier der Prozentanteil der toten Biomasse auf der ungenützten Stichprobe jenen des Almstandorts deutlich.

Bei der Abbildung 4.11 wird sowohl bei den Mooren, als auch bei den Wiesen ersichtlich, dass der Anteil an toter Biomasse auf den ungenützten Parzellen jenen der Mähwiesen und Weiden übersteigt. Die Nutzungsaufgabe hat in vielen Lebensräumen die Folge, dass die Krautschicht während bzw. nach der Vegetationsperiode nicht entfernt und somit mehr Zeit für den Abbau benötigt wird. Tote oberirdische Biomasse gibt Auskunft über die Nutzungsintensität eines Standorts. Daraus resultierend ändern sich die Keimbedingungen vieler Pflanzenarten, weswegen es zu einer Änderung im Artenpool kommt. (LUDHARDT et al., 2006) Unzersetzte Streu verringert außerdem das Lichtangebot der Vegetationsschichten in Bodennähe (KORNER et al., 1999).

Der größte Anteil an Feces ist selbsterklärenderweise auf den beweideten Standorten sowohl bei den Mooren als auch bei den Wiesen. Weniger deutlich geht hervor, dass bei den Wiesenflächen der Anteil an Gehölzanflügen und Baumstümpfen auf den Weiden höher ist als in den Mähwiesen. Auf den aufgelassenen Bereichen nähern sich die Werte denen der Weiden. Gehölze scheinen auf den Monitoringflächen der Moore eine geringere Rolle zu spielen.



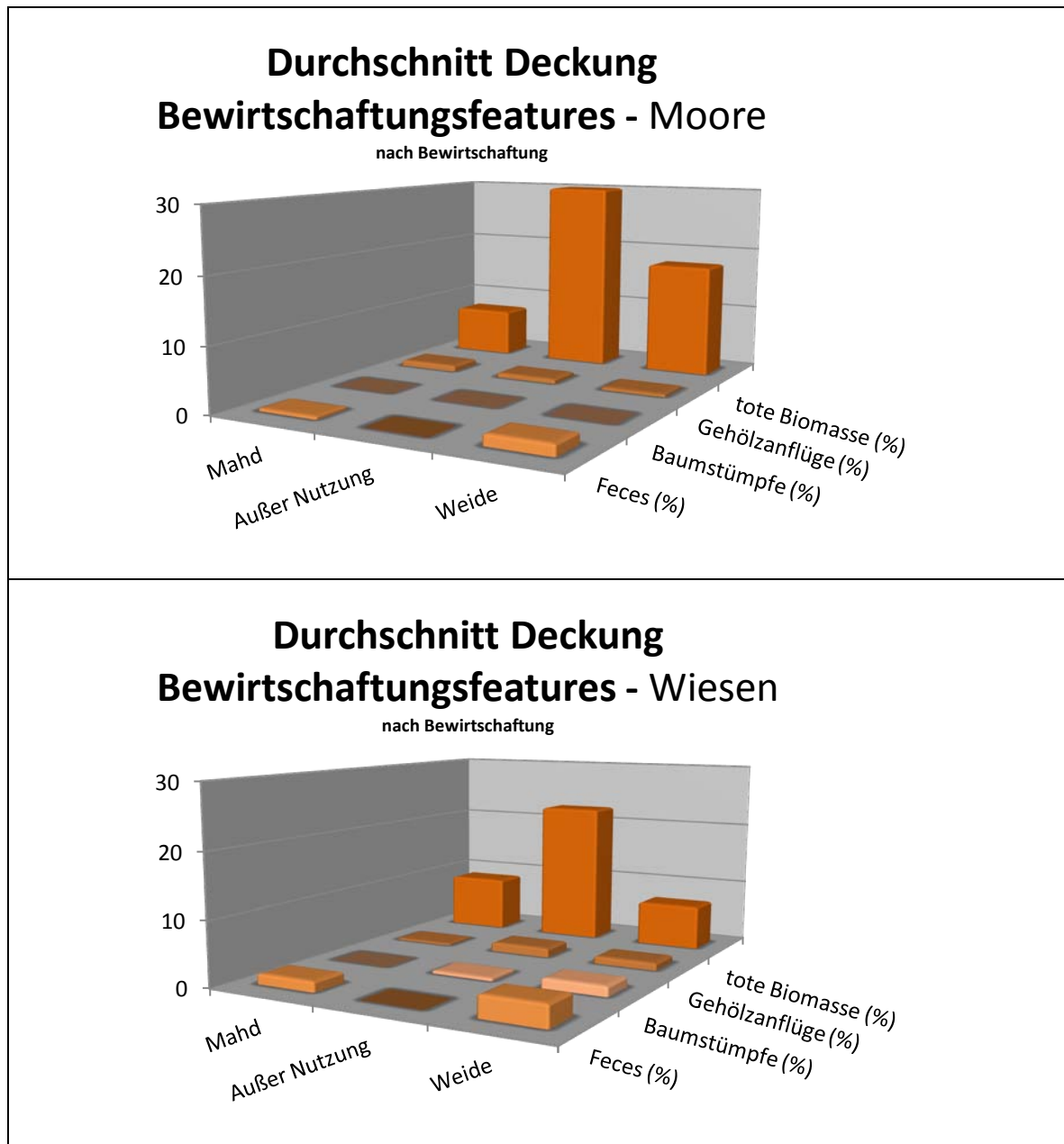


Abbildung 4.11 Durchschnittliche Deckung verschiedener Bewirtschaftungsfeatures für Moore und Wiesen nach Bewirtschaftung

### 4.4.3 Weide-/Störungszeiger

Auch in den folgenden Abbildungen werden Parameter genannt, welche in engem Zusammenhang mit der Flächennutzung stehen. Denn Pflanzenarten mit giftigen oder ungenießbaren Inhaltsstoffen bzw. mit Stacheln oder Dornen haben auf Weideflächen einen Vorteil, da sie vom Weidevieh gemieden werden (KORNER et al., 1999).

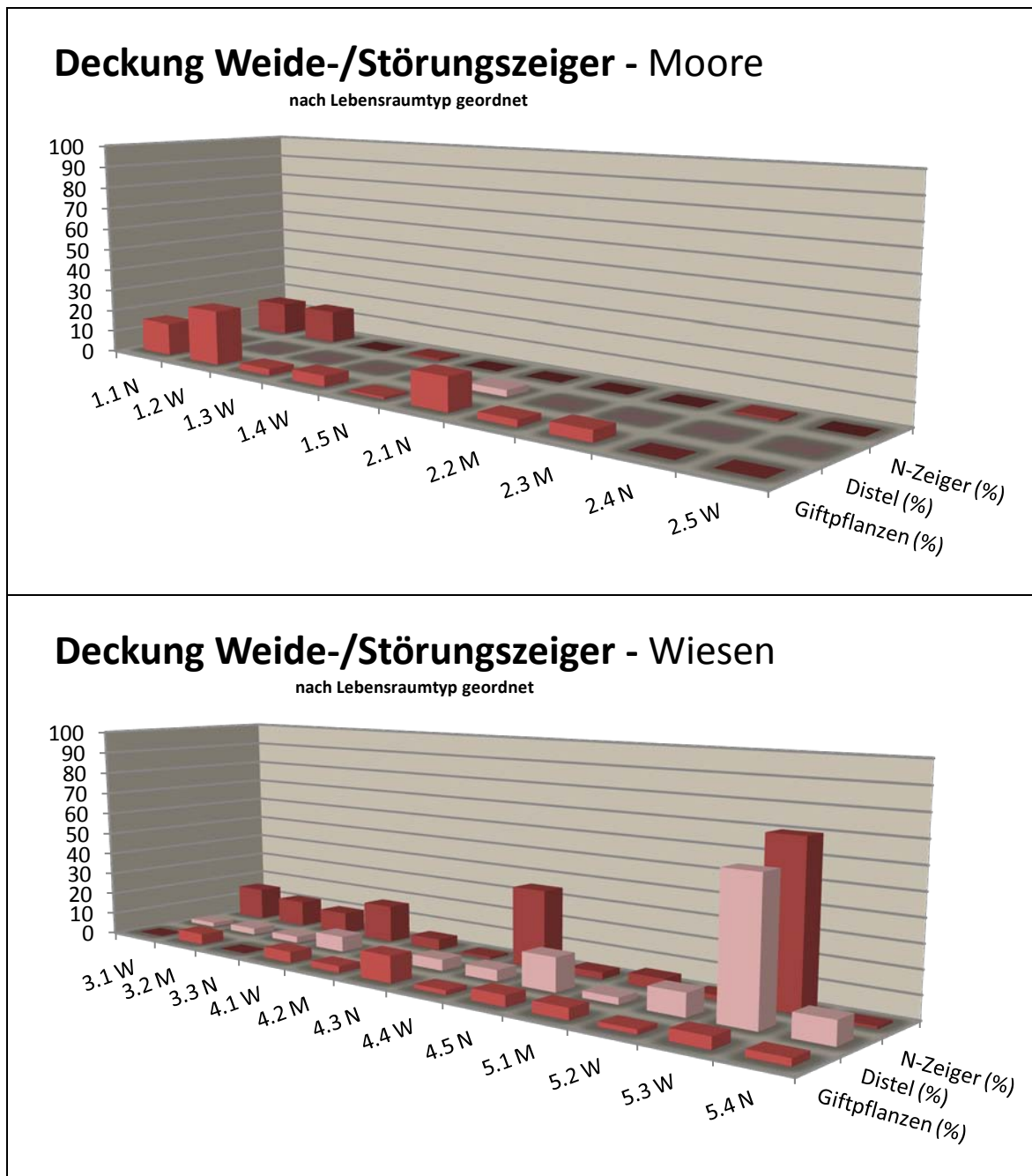


Abbildung 4.12 Deckung Weide- und Störungszeiger für Moore und Wiesen

Abbildung 4.12 lässt vermuten, dass Stickstoffzeiger bei den Wiesen, sowie Giftpflanzen bei den Moorstandorten, jeweils die größte Rolle spielen. Ob dieses Ergebnis hier ein Produkt des Zufalls ist, oder ob dem eine gewisse Gesetzmäßigkeit zu Grunde liegt, kann im Zuge dieser Arbeit nicht festgestellt werden.

Beim Vergleich des Flächenpaares am Toblacher See (1.1 und 1.2) zeigt sich ein höherer Anteil an Giftpflanzen in der beweideten Stichprobe. Der Anteil an stickstoffliebenden Arten ist bei beiden Flächen gleich groß. Die Untersuchungsflächen liegen lediglich rund 2 m auseinander, infolge dessen die Nährstoffe diese kurze Distanz durch das Bodenwasser überbrücken können. Da die ungenutzte Fläche dem See näher ist, kann das seewärts fließende Wasser Nährstoffe aus der außerhalb liegenden Weidefläche mittransportieren. Die Nutzung der Fläche 1.1 wurde erst im Jahr 2009 eingestellt. Es besteht somit die Möglichkeit, dass sich das Artenspektrum noch weiter ändert und künftig die Unterschiede zunehmen. Das leicht verstärkte Auftreten von Giftpflanzen (15 %) auf der Erhebungsfläche bei den Maitequellen (2.1) ist durch die Anwesenheit mehrerer Ranunculaceae-Arten zu erklären.

Bei den Wiesen in Abbildung 4.12 sticht die Dauerbeobachtungsfläche auf der Postmeisteralm (5.3) durch die hohen Deckungswerte von Stickstoffzeigern und Distelartigen ins Auge. Die Erhebungen fanden dort in etwa 200 m neben bzw. schräg unterhalb des Almstalles statt. Durch den vermehrten Aufenthalt der Rinder in dessen unmittelbarer Umgebung kam es zu einer Anreicherung von weideindizierenden Arten wie z.B. *Carlina acaulis* (FISCHER et al., 2008). Außerdem weist eine Vielzahl an zusätzlichen Rosettenpflanzen darauf hin, dass die Vegetation starker Druckbelastung durch Weidevieh ausgesetzt ist (BRIEMLE et al., 2002). Der vermehrte Aufenthalt des Almviehs in Stallnähe ergibt sich durch das Fehlen einer regelmäßigen Hütung.

Im Gebiet der Flodige (Flächenpaar 4.2 und 4.3) ist der Prozentsatz an Giftpflanzen auf der Brachfläche höher, jener der Stickstoffzeiger aber niedriger. Die Mähwiese wird sehr extensiv bewirtschaftet, was sich auch bei den Ergebnissen widerspiegelt.

Deutlicher zeigt sich der erhöhte Anteil an nährstoffliebenden Arten auf der Weidefläche im Gebiet der Prager Kaser (4.4), wo diese Taxa in etwa ein Drittel ausmachen. Im Vergleich dazu ist die Stichprobe im ungenutzten Bereich (4.5) mit einem etwas höheren Anteil an Distelartigen und Giftpflanzen ausgestattet.

Bei dem Diagramm der Moore in Abbildung 4.13 gibt es kaum Unterschiede in den Deckungswerten für Giftpflanzen und Stickstoffzeiger für aufgelassene sowie beweidete Flächen. Die Säulen werden vor allem durch das vermehrte Auftreten von Störungsindizierenden Arten in den Flächen 1.1, 1.2 (Toblacher See) und 2.1 (Maite) stark nach oben getrieben. Das Vorkommen der Distel wurde lediglich in einem einzigen Untersuchungsplot (2.1 Maite, siehe Abbildung 4.12) registriert, weswegen diesen Daten keine Grundsätzlichkeit zu Grunde liegen muss. Gemähte Moorbereiche erreichen in dieser Studie den niedrigsten Wert in allen drei Pflanzengruppen. Dies deutet auf eine extensive Nutzung der gemähten Moore des Monitoringprojekts hin.

Bei den Wiesen in Abbildung 4.13 liegen die im Zuge dieser Arbeit erhobenen Weiden bei den Features Distelartige und Stickstoffzeiger stark vorn. Einen wesentlichen Beitrag dazu liefert vor allem die Probefläche auf der Postmeisteralm (5.3). Im oft frequentierten Bereich dieser Alm reichern sich die Nährstoffe an, welche anderswo entzogen wurden. DIETL (1995) fand heraus, dass die intensivste Nutzung von Almweiden in der näheren Umgebung von Almhütten sei, sowie an Orten mit keiner bis geringer Geländeneigung.

An Viehlägern und Orten mit gehäuftem Aufenthalt von Rindern etablieren sich durch erhöhte Düngierzufuhr stickstoffzeigende Gesellschaften (DIETL, 1995). Somit wird auch verständlich, weswegen auf den brachliegenden Standorten der geringste Anteil an Nährstoffzeigern auftritt. Interessanterweise überragt der Balken für Distelartige auf den Brachen jenen der Mähwiesen. Eine mögliche Erklärung dafür wurde nicht gefunden. Hinsichtlich des Anteils an Giftpflanzen halten sich in etwa alle drei Bewirtschaftungsformen die Waage. Obzwar durch die niedrigen Werte und Unterschiede eine Überinterpretation vermieden werden soll, haben entgegen den Erwartungen Giftpflanzen auf Weideflächen die niedrigsten Deckungswerte.

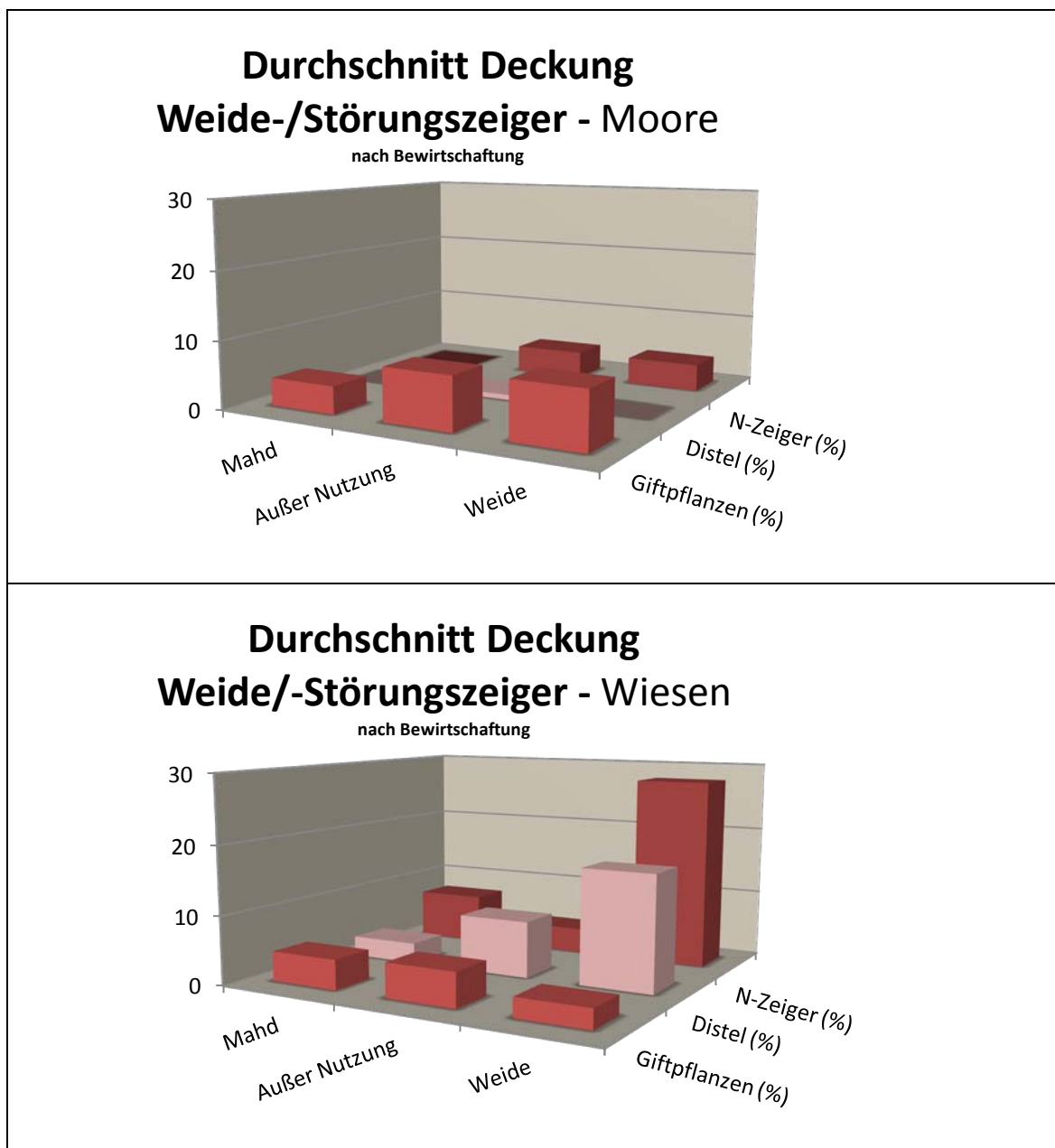


Abbildung 4.13 Durchschnittliche Deckung Weide- und Störungszeiger für Moore und Wiesen nach Bewirtschaftung

#### 4.4.4 Boden-features

In den nachstehenden Diagrammen zum Themenbereich Boden wird folgendes unterschieden: offener Boden, Schutt und größere Steine bzw. anstehender Fels.

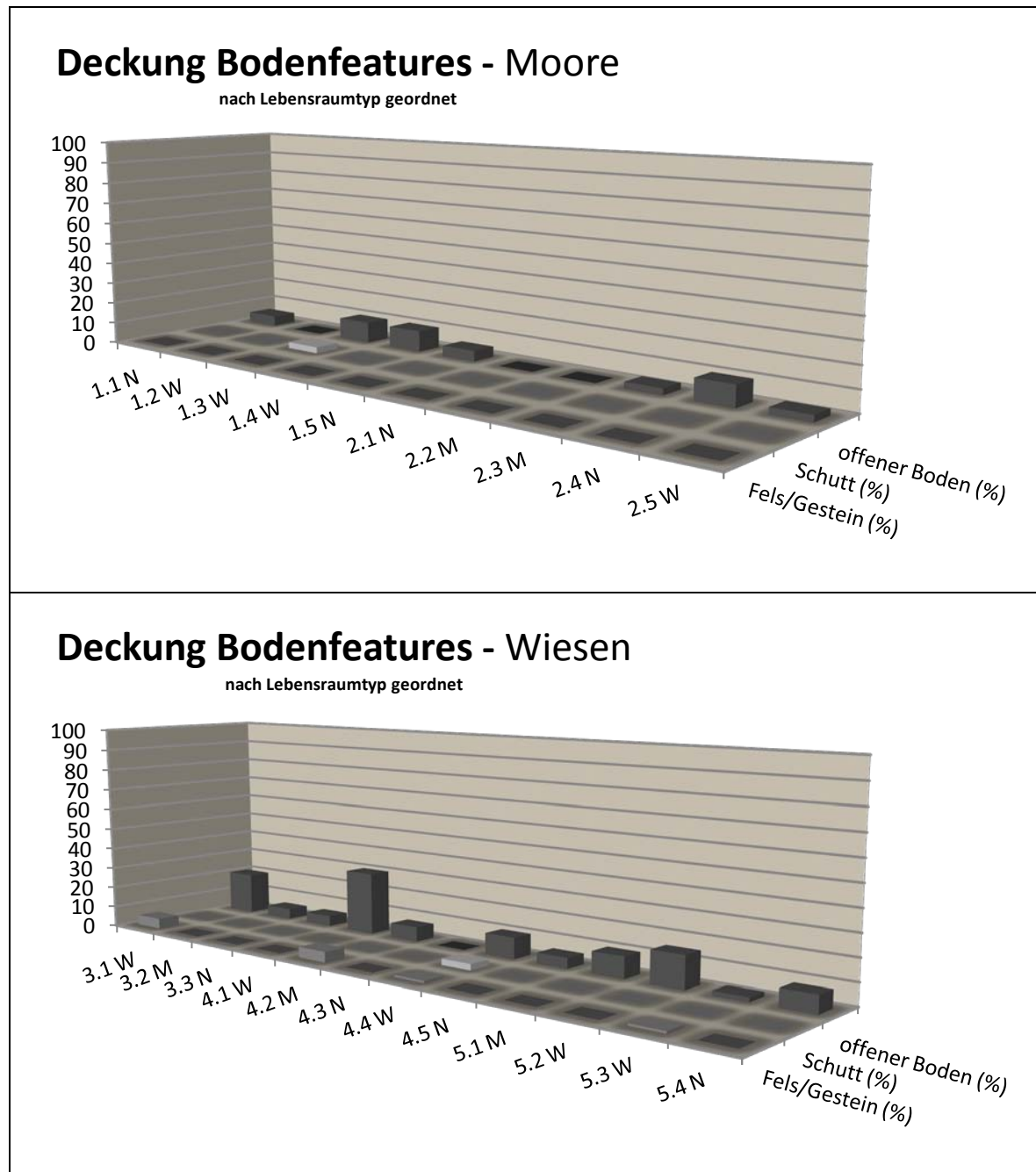


Abbildung 4.14 Deckung verschiedener Bodenfeatures für Moore und Wiesen

Die Frage nach anstehendem Gestein, Schutt oder offenem Boden geht mit dem Vorkommen verschiedener Pflanzenarten einher. Auf Flächen mit oberflächennahem Ausgangsgestein und damit einhergehender geringer Bodenaufgabe etablieren sich andere Arten als auf Flächen mit tiefgründigen Böden. Jedoch können diese beiden Parameter kleinstandörtlich wechseln. Somit sind die Bodengrößen in dieser Hinsicht nicht sehr aussagekräftig. Bei den Mooren spielt anstehendes Gestein keine Rolle und auch auf den

Wiesenstandorten sind die Deckungswerte für Fels/Gestein mit maximal 5 % (Fläche 4.2, Flodige Alm und 3.1, Brunstriedl) nicht sehr hoch. Bei den beiden genannten Standorten kommt hinzu, dass es sich jeweils um ein anderes Ausgangsgestein handelt. Während im Gebiet der Flodige karbonatisches Material Einfluss auf die Vegetation nimmt, ist es am Brunstriedl ausschließlich saures Muttergestein.

Auf Schuttstandorten gedeihende Pflanzengesellschaften unterscheiden sich von anderen häufig aufgrund der Eigenschaften hinsichtlich der Wasserversorgung und dem Umgang mit Bewegungen des Bodens. Speziell angepasste Pflanzentaxa leiten die Besiedelung dieser Standorte ein und sind deshalb auch in späteren Sukzessionsstadien auf solchen Flächen vertreten. (REISIGL & KELLER, 1987) Als Beispiel für die Fläche auf der Pragser Kaser (4.4) soll *Tussilago farfara* (Huflattich) genannt werden, der auf Felsschutt vorkommt und als Bodenfestiger gilt (FISCHER et al., 2008). Auf der Moorfläche 1.3 nahe dem Gasthaus Brücke sind regelmäßige Murenabgänge der Grund für den geringfügigen Anteil an Schutt.

Der Standortparameter „offener Boden“ spielt wie die tote Biomasse eine Rolle bei der Keimung und somit der Etablierung von Arten, welche auf offene Bodenbedingungen angewiesen sind. Vielfach entstehen freie Bodenbereiche durch den Weidegang der Tiere. (BRIEMLE et al., 2002) Vor allem aber in den Wiesen, wo im selben Jahr bzw. im Vorjahr gemulcht wurde, konnte ein größerer Deckungswert (Abbildung 4.14) an offenem Boden vermerkt werden (Flächen 4.1 und 5.2 auf der Plätzwiese). Aber auch dort, wo aufgrund der Managementmaßnahmen in jüngster Vergangenheit Bäume und Sträucher entfernt wurden: Fläche 3.1, Brunstriedl und 5.4, Colac. Die Vegetationsdecke nahe der ehemaligen Stammbasis ist aufgrund des geringeren Lichtgenusses sehr lückig. Wie schnell sich eine geschlossene Vegetationsdecke und damit die verringerte Anfälligkeit für Bodenerosion ergibt, soll durch die zukünftigen Erhebungen ermittelt werden. Der Vergleich der Flächenpaare auf der Pragser Kaser (4.4 und 4.5) und im Gebiet der Flodige (4.2 und 4.3) ergibt, dass der Anteil an offenem Boden auf den genutzten Flächen höher liegt als auf den brachliegenden. Möglich ist, dass aufgrund der vermehrten toten Biomasse auf Brachen der Anteil an offenem Boden unterschätzt wird.

In den Moorflächen (Abbildung 4.14) fiel auf, dass der offene Boden dort zu finden ist, wo bei erhöhtem Grundwasserspiegel (z.B. nach einer Regenperiode) häufig offenes Bodenwasser notiert wurde. Somit besteht eine positive Korrelation zwischen offenem Boden und hoch anstehendem Wasser. Aufgrund dieses Hintergrunds wird ein Vergleich des Anteils an offenem Bodens auf den Moorstandorten vermieden.

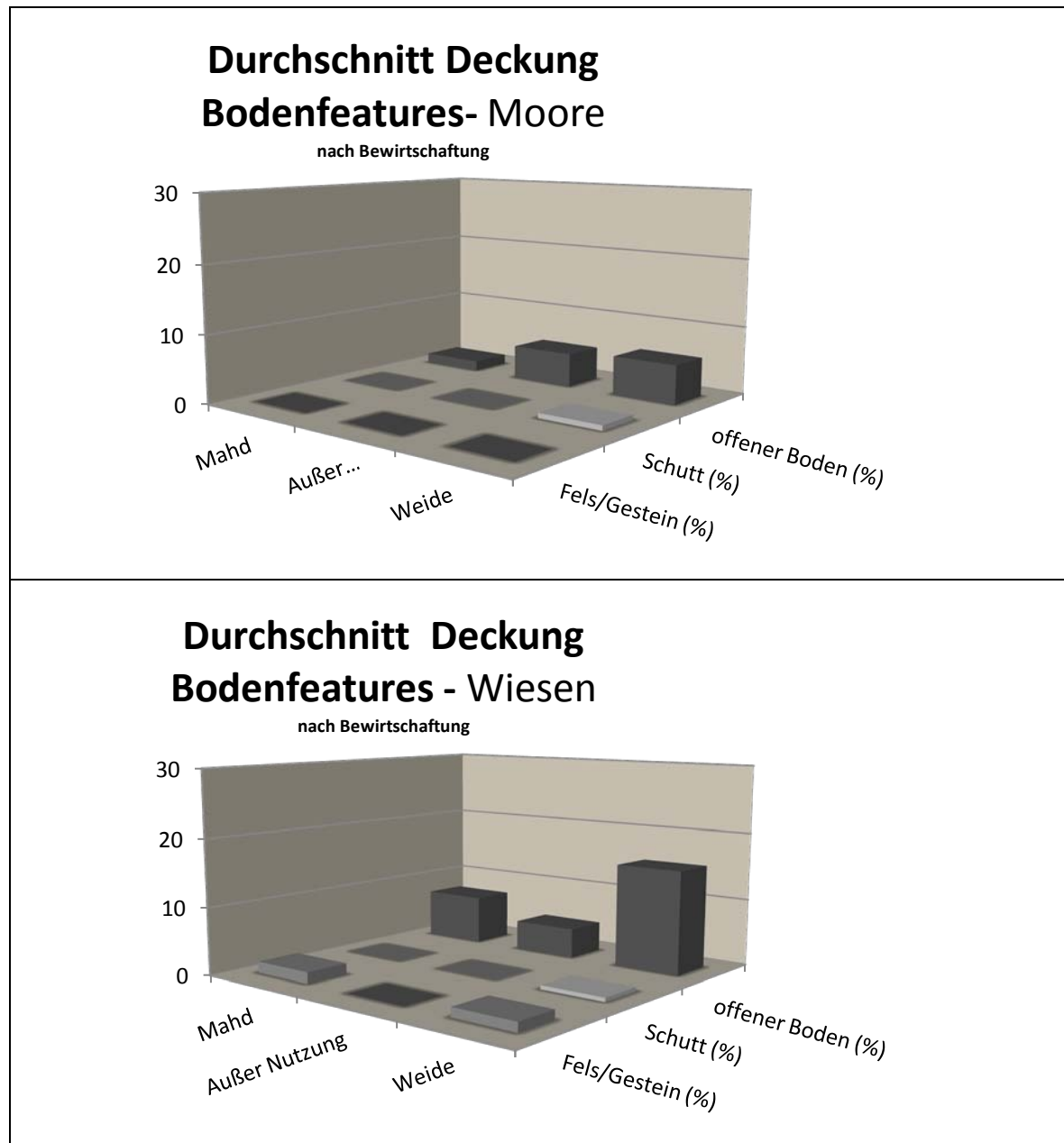


Abbildung 4.15 Durchschnittliche Deckung verschiedener Bodenfeatures für Moore und Wiesen nach Bewirtschaftung

Der Anteil an Fels und Schutt auf einer Untersuchungsfläche steht nur in geringem bzw. keinem Zusammenhang mit der Bewirtschaftungsform. Jedoch soll ein Augenmerk auf den offenen Boden in Hinblick auf die unterschiedlichen Nutzungsformen gelegt werden: Es wurde häufig beobachtet, dass aufgrund der Weidetätigkeit eine Offenhaltung des Bodens gefördert wird. Darum werden für Naturschutzzwecke (unter anderem zur Schaffung offener Keimbereiche und zum Verhindern der Sukzession) immer öfter Weidetiere für das Management herangezogen. Wichtig dabei ist die Viehzahl und – dichte pro Fläche. (SCHLEY & LEYTEM, 2004) Meistens kommen wenig gewichtige Arten wie Schafe und Ziegen zum Einsatz, da es durch die schweren Rinder zu einer unerwünschten Bodenverdichtung kommen kann. Das Rind bewegt sich im Laufe eines Weidegangs in etwa 10-15 km und berührt dabei 150-350 m<sup>2</sup> Bodenfläche. Der Druck auf



den Boden sei damit in Ruhe 1,3-1,6 kp/cm<sup>2</sup>. Die „Druckzwiebel“ reicht 15 cm weit in den Boden, was natürlich unmittelbar zu einer Bodenverdichtung führt. Sie ist umso tiefer, je feuchter der Boden ist. Einjährige Pflanzen sind oft anpassungsfähiger als Ausdauernde. Diese können dadurch offene Bodenstellen verletzter Grasnarbe besser besiedeln und haben dadurch einen Vorteil. (BRIEMLE et al., 2002)

Die im Zuge dieser Arbeit kartierten offenen Bereiche weisen auf den Weideflächen die größte Ausdehnung auf. Jedoch sollen die Werte auf den Moorflächen aus oben genanntem Grund nicht überinterpretiert werden. Die Gründe für die Offenheit des Bodens auf Mooren sind sicher Andere als auf Wiesen und müssen dadurch in Hinblick auf die Hydrologie anderweitig beleuchtet werden. Da keine hydrologischen Messwerte vorliegen, wäre eine Interpretation der Daten reine Spekulation.

Für die Wiesen in Abbildung 4.15 lässt sich jedoch ein Trend erahnen, welcher auf die höchsten Prozentanteile von offenem Boden auf den beweideten Standorten hindeutet. Für nutzungsfreie Bereiche wurden die geringsten Werte vergeben. Dabei muss aber im Hinterkopf behalten werden, dass die beiden gemulchten Flächen auf der Plätzwiese in die Berechnung der Weidebereiche mit einfließen, wodurch der Anteil nach oben getrieben wurde.

#### 4.4.5 Offenes Wasser

Der Parameter des offenen Bodenwassers wurde lediglich auf den Moorflächen erhoben (Abbildung 4.16) und dient der vollständigen Erfassung der Standortparameter. Diese Werte können sich bei unterschiedlicher Witterung stark ändern und fluktuieren dadurch im Jahresverlauf. Somit dienen sie ausschließlich dem schnellen Überblick und werden, wenn auch kommentarlos, der Vollständigkeit halber angeführt.

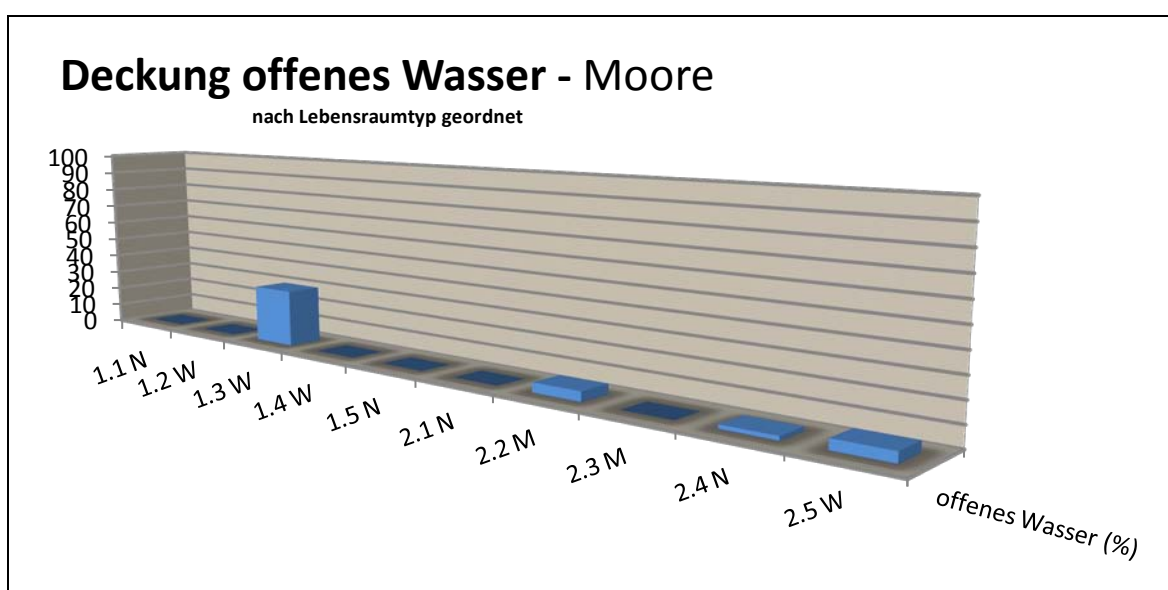


Abbildung 4.16 Deckung offenen Bodenwassers für Moore



## 4.5 Biodiversität

Wie bereits in Hinblick auf die Deckungswerte sollen auch hier verschiedene Biodiversitäts-Parameter unter Vergleich gestellt werden. Dabei werden die benachbarten Flächen wie im Kapitel der Deckungswerte gegenüber gestellt. Außerdem sind auch bei diesem Kapitel die Flächen zu Nutzungsformen zusammengefasst und werden demnach interpretiert. Alle übrigen Voraussetzungen und Überlegung bezüglich der Darstellung, der Daten im Kapitel 4.4 (Deckungswerte), gelten auch hier.

### 4.5.1 Richness

Der Parameter Richness gibt die Anzahl der kartierten Arten je Fläche  $\omega$  wieder ( - Diversität). Da dieser Anteil rein quantitativ ist, können die einzelnen Monitoringflächen im Hinblick darauf verglichen werden. Nachfolgend wird die Artenzahl je Fläche graphisch dargestellt und die Mittelwerte sowohl nach Lebensraumtyp als auch Bewirtschaftungsform geordnet.

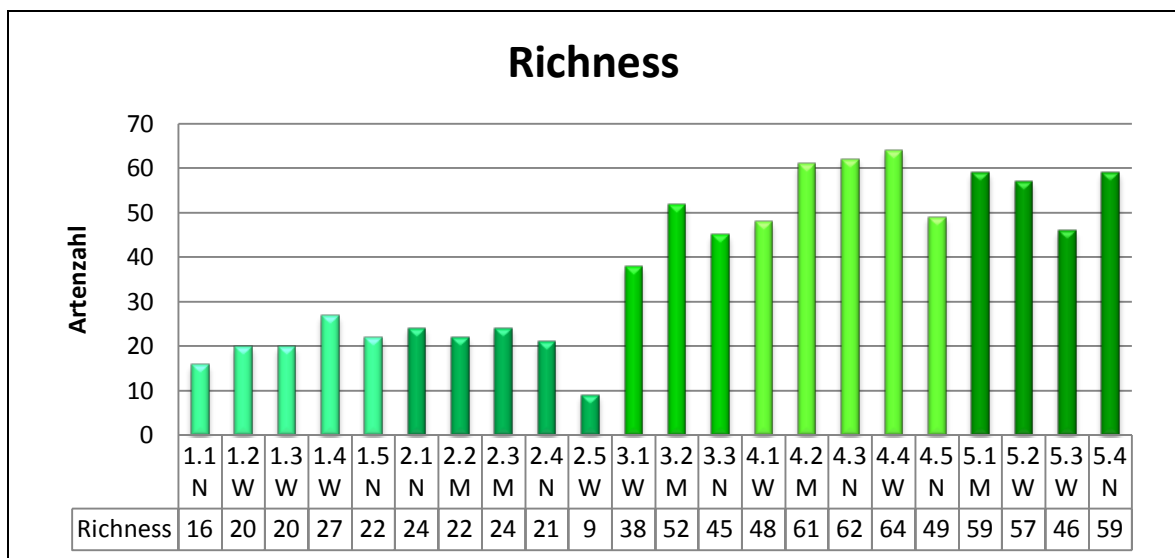


Abbildung 4.17 Richness – Artenzahl, welche je Monitoringfläche erhoben wurde

Abbildung 4.17 zeigt alle Monitoringflächen mit den jeweiligen Artenzahlen. Stellt man die Flächenpaare (Toblacher See: 1.1 und 1.2, Flodige: 4.2 und 4.3, Pragser Kaser: 4.4 und 4.5) zueinander in Vergleich, geht hervor, dass sich die bewirtschafteten Flächen meist aus mehr verschiedenen Arten zusammensetzen als die Brachliegenden. Aufgrund der kleinräumlichen Durchmischung als Folge der Bodenaushagerung (v.a. bei Wildheumähdern) (GRABHERR & MUCINA, 1993) finden viele Pflanzenarten die für sie nötigen Bedingungen, um zu gedeihen. Aber auch eine extensive Beweidung wirkt sich positiv auf die Biodiversität aus, da die Strukturvielfalt durch die Weidetätigkeit stark erhöht wird (SCHLEY & LEYTEM, 2004). Auf ungenutzten Flächen erschwert hingegen unverrottetes Pflanzenmaterial die Keimbedingungen vieler Pflanzen (LUDHARDT et al., 2006).

Die weitaus niedrigste Artenzahl (9) wurde auf der Fläche 2.5 (Hochalm) kartiert. Bei den Wiesenlebensräumen ist es die Dauerfläche 3.1 auf dem Brunstriedl mit 38 Arten. Die größte Summe an Pflanzenarten erreichte die Fläche 1.4 (Brückeke) bei den Mooren (27 Pflanzentaxa) und 4.4 (Pragser Kaser, Almweide) bei den Wiesenlebensräumen (64 Arten). Die Monitoringfläche 1.4 weist eine derart hohe Artenzahl auf, da aufgrund der Beweidung viele Pflanzen anderer Lebensräume eindringen können. Die Artengarnitur ist nicht durchwegs eine typische für diesen Lebensraum. An diesem Beispiel wird ersichtlich, dass eine hohe Artenzahl nicht immer Ziel des Naturschutzes, sondern oft wichtiger ist, die typische Ausprägung des Lebensraums zu gewährleisten.

Auffallend sind die recht niedrigen Artenzahlen auf der Postmeisteralm (5.3). Durch den aus der Beweidung resultierenden erhöhten Nährstoffgehalt der Böden etablierten sich viele Weidezeiger. Dadurch wird es anderen Taxa erschwert, aufzukommen. Zudem ändern sich durch direkte oder indirekte Düngung und Nutzung der Wasser- und Wärmehaushalt des Standorts. Somit entstehen bei starken Düngegaben grasreiche Weiden. Durch mäßigen Nährstoffeintrag werden Arten wie z.B. Alpenrispengras (*Poa alpina*), Rotschwengel (*Festuca rubra* agg.), Braunklee (*Trifolium badium*), Rotklee (*Trifolium pratense*), Kümmel (*Carum carvi*) usw. gefördert. Bei starker Düngung erzielt man Bestände mit Knaulgras (*Dactylis glomerata*), Sternmiere (*Stellaria* sp.), Brennessel (*Urtica dioica*) und Gutem Heinrich (*Chenopodium bonus-henricus*). (DIETL, 1995) Die beiden letztgenannten Arten machen gemeinsam mit dem Alpenampfer (*Rumex alpinus*) die Hauptmasse der Vegetation in der direkten Umgebung der Almhütte auf der Postmeisteralm aus. Der Anteil dieser Taxa nimmt mit zunehmendem Abstand zur Hütte ab und ist somit auf der Monitoringfläche selbst nicht mehr vertreten. Jedoch treten viele andere Viehlägerpflanzen auf: z.B. *Ranunculus acris*, *Phleum rhaeticum*, *Poa alpina* usw. (vgl. FISCHER et al., 2008).

Der Artenreichtum vieler Lebensräume nimmt mit Zunahme der Nährstoffverfügbarkeit ab (OSBORNOVA et al, 1990; zitiert in TASSER et al., 2001). Umgekehrt führen der Einsatz von Dünger sowie sonstige Nutzungsintensivierungen zum Artenverlust. Gründe dafür sind folgende: viele Arten meiden Bereiche mit erhöhten Nährstoffwerten oder sie sind mit daran besser angepassten Taxa nicht konkurrenzfähig und werden somit verdrängt. Letzteres kommt häufig auch dadurch zu Stande, dass die konkurrenzstarken Arten meist höherwüchsig sind und andere überwuchern. Findet kein Nährstoffeintrag statt, ist die gesamte Vegetationshöhe niedriger und alle Arten können sich gleichermaßen behaupten. (TASSER et al., 2001)

In einer heterogenen Landschaft, die durch eine extensive Bewirtschaftung gewährleistet wird, kann der höchste Artenreichtum (sowohl hinsichtlich Flora als auch Fauna) erzielt werden. Dabei wird vor allem die Beweidung genannt, da durch die selektive Futteraufnahme der Weidetiere eine mosaikartige Struktur entsteht. (SCHLEY & LEYTEM, 2004)

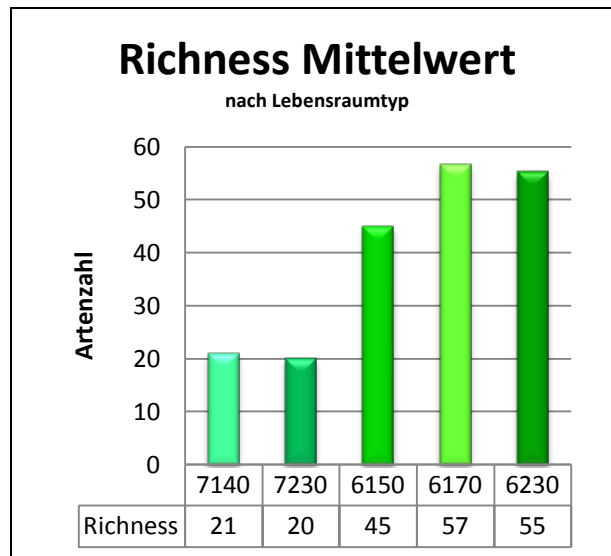


Abbildung 4.18 Richness – Mittelwerte der Artenzahlen nach Lebensraumtyp

Aus Abbildung 4.18 wird ersichtlich, dass der Artanzahl auf Wiesen jenen der Moore klar übersteigt. Wiesenlebensräume sind artenreicher und vor allem basenreiche Standorte gelten als Hotspots der Biodiversität im Alpenraum (LASSEN et al., 2004). Diese Annahme bestätigt Abbildung 4.18, in der veranschaulicht wird, dass die mittleren Artenzahlen auf dem Lebensraum 6170 (Alpine und subalpine Kalkrasen) alle anderen überragen. Dazu kommt, dass sich auf vielen Kalkstandorten über tiefergründigen Bodenschichten Säure- und Lehmzeiger nebeneinander etablieren konnten. Der Lebensraum 6150 (Boreoalpines Grasland auf Silikatsubstraten) ist erwartungsgemäß artenärmer (ELLMAUER et al., 2005). Der direkte Vergleich der Mittelwerte je FFH-Lebensraum zeigt außerdem, dass die erhobenen Wiesenlebensräume mehr als doppelt so viele Arten beherbergen als die Moore. Feuchtlebensräume sind folglich artenärmere Biotope.

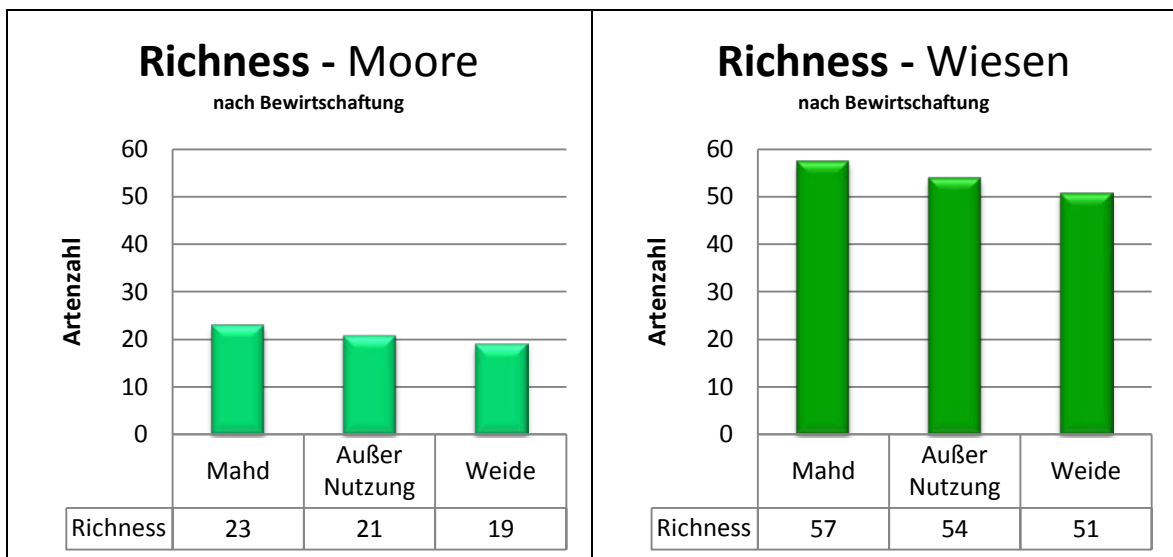


Abbildung 4.19 Richness – Mittelwerte der Artenzahlen nach Bewirtschaftungsform für Moore und Wiesen

Werden die Flächen nach der Bewirtschaftungsform geordnet (Abbildung 4.19), ergibt sich sowohl bei den Mooren als auch bei den Wiesen der größte Artenreichtum auf den

gemähten Dauerflächen. Allerdings sind die Unterschiede nicht sehr groß. Viele Autoren sind der Meinung, dass die Biodiversität auf Weiden jene der Mähwiesen übersteigt und die Vielfalt in den Brachen am niedrigsten ist (KORNER et al., 1999; SCHLEY & LEYTEM, 2004; TASSER et al., 2001). Dabei ist aber zu beachten, dass Flächen kurz nach der Nutzungsaufgabe vorerst mit einem deutlichen Artenanstieg reagieren, die Biodiversität dieser Flächen langfristig aber abnimmt (TASSER et al., 2001). Zudem kann die Vielfalt bei zu hohen Weideintensitäten und übermäßigem Viehbesatz auch rückläufig sein und v.a. bestimmte Lebensräume (z.B. Moore) reagieren besonders ungünstig darauf (SCHMID, 2003). Ein Rückgang der Artenzahlen bzw. auch eine Veränderung der Pflanzenzusammensetzung gehen damit einher. Schon allein deshalb sind Wiesen- und Moorlebensräume in Hinblick auf Artenvielfalt und Nutzungsform unterschiedlich zu betrachten.

Die Kategorisierung der Flächen zu einer Nutzungsform war in diesem Projekt (v.a. bei den Wiesen) nicht immer eindeutig. Im Zuge einer Grundlagenforschung könnte dieser Trend aber auf klar zuordenbaren Flächen weiter untersucht werden. Eine erhöhte Stichprobenanzahl würde dabei eine statistische Absicherung der Ergebnisse gewährleisten. (TRAXLER, 1997)

#### 4.5.2 Shannon-Wiener-Index

Mithilfe des Shannon-Wiener-Index wird die Biodiversität jeder Dauerbeobachtungsfläche errechnet und sowohl innerhalb der Wiesen-, als auch der Moorlebensräume verglichen. Anhand dieses Biodiversitäts-Indices kann die relative Häufigkeit ermittelt werden. Diese entspricht dem Anteil, den eine Art im Vergleich zur Gesamtartenzahl einnimmt. (TRAXLER, 1997) Die einzelnen Werte sind dabei sowohl von der Artenzahl als auch von der Variabilität der Artabundanzen abhängig. Eine gleichmäßige Verteilung der Abundanzen verspricht arten- und strukturreiche Lebensgemeinschaften. Im Gegensatz dazu weisen artenarme Dominanz-Gesellschaften niedrige Werte auf. Je mehr Biodiversität die Fläche aufweist, desto höher ist  $H$ . (SHANNON & WEAVER, 1976)

$$\text{Shannon-Wiener Index: } H' = - \sum_i p_i \times \ln(p_i) \qquad p_i = \frac{n_i}{N}$$

$p_i$  = Anteil der jeweiligen Art  $i$  ( $n_i$ ) an der Gesamtartenzahl  $N$

(aus HENNEKENS & SCHAMINÉE, 2001)

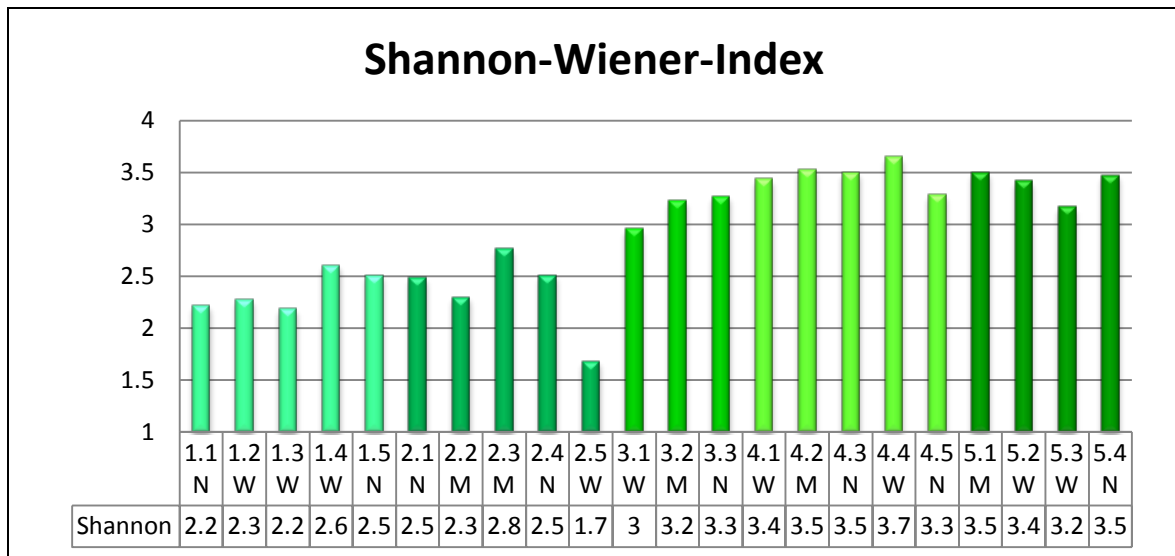


Abbildung 4.20 Shannon-Wiener-Index je Monitoringfläche

Abbildung 4.20 zeigt wiederum die einzelnen Ergebnisse für die Monitoringflächen. Im Unterschied zu den Richness-Werten, ist der höchste Wert (bei den Moorflächen) mit einem Index von 2,8 bei der Fläche 2.3 auf der Plätzwiese (Kasslerwiese). Durch die recht hohe Anzahl an Arten und die Ausgeglichenheit in deren Vorkommen, kann dieser für Moorflächen recht hohe Wert erreicht werden. Den niedrigsten Wert von 1,7 erlangt hier wiederum die Monitoringfläche 2.5 (Ciamparogn). Demnach spiegelt dies eine ungleichmäßige Verteilung der Artabundanzen wider. Vergleicht man auch hier das Flächenpaar 1.1 und 1.2 am Toblacher See, übersteigt der Wert der beweideten Fläche erneut jenen der ungenutzten. Jedoch sind die Unterschiede nicht herausstechend.

Bei den Wiesenflächen ergibt sich in Abbildung 4.20 eine ähnliche Situation wie bei den Artzahlen: Die Weidefläche auf der Pragser Kaser (4.4) weist den höchsten Index auf. Der Wert der unbeweideten Referenzfläche (4.5) liegt deutlich darunter. Die Argumentation von vorigen Kapiteln kann auch hier herangezogen werden: Durch die extensive Nutzung entsteht weniger totes Pflanzenmaterial, welches die Keimbedingungen ändert (LUDHARDT et al., 2006) und Beweidung fördert eine mosaikartige Struktur des Lebensraums, in dem viele unterschiedliche Arten nebeneinander vorkommen können (SCHLEY & LEYTEM, 2004). Dadurch entstehen keine Dominanzgesellschaften, welche den Shannon-Wiener-Index senken können. Dies gilt auch für das Flächenpaar 4.2 und 4.3 (Flodige). Hier zeigt sich (im Unterschied zum Vergleich der Artenzahlen) ein geringfügig höherer Wert (Unterschied von nur 0,03) für die bewirtschaftete Fläche.

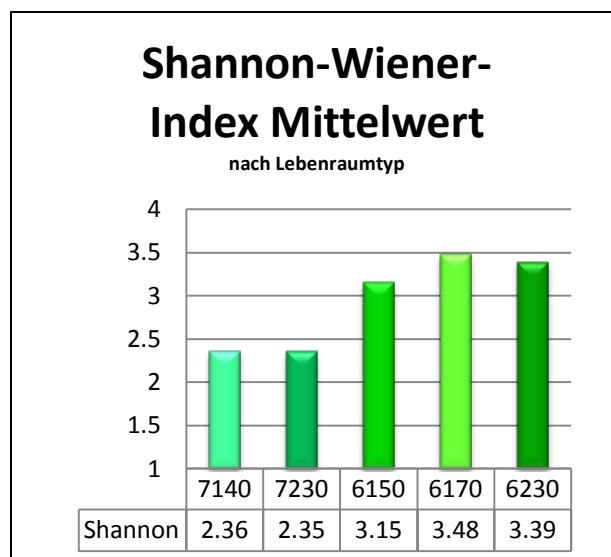


Abbildung 4.21 Shannon-Wiener-Index – Mittelwerte nach Lebensraumtyp

Für die einzelnen Lebensraumtypen in Abbildung 2.1 ergibt sich in etwa ein ähnliches Bild wie für die Artzahlen. Da dies auf dieselben Gesetzmäßigkeiten zurückzuführen ist, wird hier auf die Beschreibungen des Kapitels Richness hingewiesen.

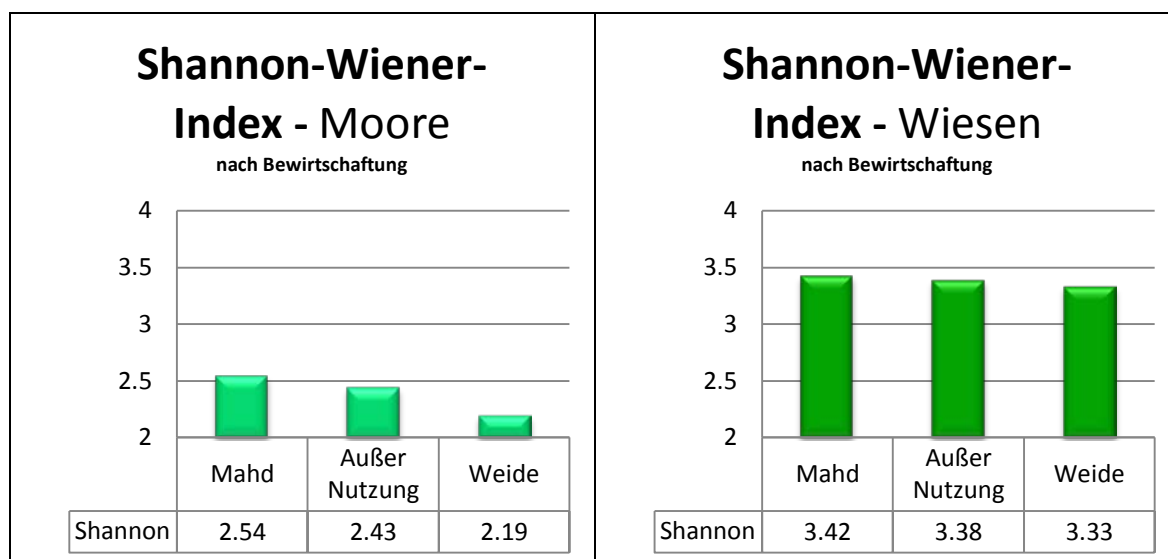


Abbildung 4.22 Shannon-Wiener-Index – Mittelwerte nach Bewirtschaftungsform für Moore und Wiesen

Auch in Abbildung 4.22 zeigt sich die identische Reihenfolge der Balkengröße wie in obigem Kapitel. Ebenso sollen die Werte auch hier nicht überinterpretiert werden und bedürfen weiterer Untersuchungen.

### 4.5.3 Evenness

Auf den Shannon-Wiener-Index aufbauend wird die Berechnung der Evenness (relative Diversität) angestellt. Diese gibt Auskunft über die Dominanzstrukturen der einzelnen Flächen und im direkten Vergleich untereinander (TRAXLER, 1997). Probeflächen mit gleichverteilten Deckungswerten erreichen eine Evenness von maximal eins (FISCHER, 1986, 1993; zitiert in TRAXLER, 1997). Bei Dominanz einzelner Arten sinkt der Wert gegen Null (TRAXLER, 1997). Im Gegensatz zum Shannon-Wiener-Index ist die Evenness weniger abhängig von der Artenzahl und bezieht sich auf das Maximum der Diversität  $H'_{max}$  (SCHMIEDEKNECHT, 1995; zitiert in TRAXLER, 1997).

$$E = \frac{H'}{H'_{max}}$$

$$\text{Evenness: } E' = \frac{H'}{\ln S}$$

$$\text{Diversität: } H' = \sum_{i=1}^S \left( \frac{n_i}{N} \right) \times \ln \left( \frac{n_i}{N} \right)$$

$S$ = Artenzahl,  $N$ = Summe der Menge aller Arten,  $n_i$ = Menge der i-ten Art (als Basis wurden hier die Deckungswerte verwendet),  $\ln$ = log mit Basis  $n$ .

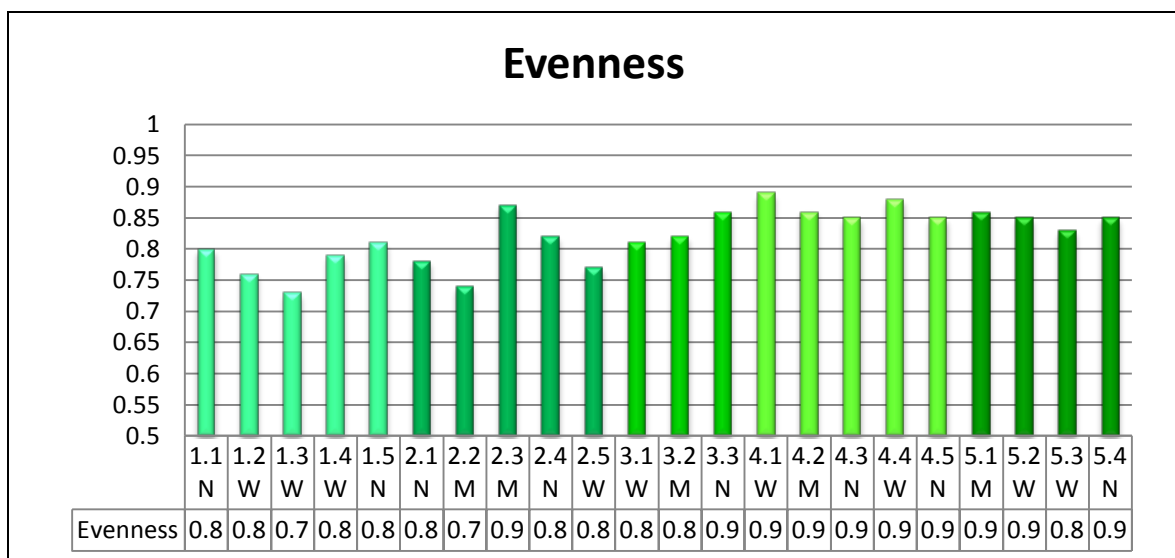


Abbildung 4.23 Evenness je Monitoringfläche

In Abbildung 4.23 ergeben sich durchwegs recht hohe Werte und eine weniger klare Abweichung der Moor- von den Wiesenflächen. Stichproben mit wenigen Arten stechen nicht mehr heraus, was daraus resultiert, dass die Artenzahl bei der Berechnung der Äquität (=Evenness) nicht berücksichtigt wird. Die niedrigsten Werte findet man aber wiederum bei den Moorlebensräumen. Die Ausgewogenheit der Arten ist auf den Monitoringflächen 1.3 (Brücke neben Gasthaus) und 2.2 (Förre) am geringsten. Dies ergibt sich daraus, dass auf Fläche 1.3 *Carex rostrata* und auf Fläche 2.2 *Schoenus ferrugineus* mit einem Deckungswert von jeweils 5 klar dominieren. Den höchsten Balken der Moore erreicht der Plot 2.3 (Kasslerwiesen), wo viele Arten mit relativ hohen Deckungswerten vertreten sind.

Für die Wiesenflächen ergibt sich die niedrigste Äquität auf der Monitoringfläche 3.1 (Brunstriedl). Auch bei der Auswertung der Richness und des Shannon-Wiener-Indices erreichte diese Fläche die niedrigsten Werte (0,8). Da hier die Artenzahl in die Berechnung nicht mit einbezogen wird, bedeuten diese drei Ergebnisse für die Fläche am Brunstriedl, dass sie die geringste Ausgewogenheit der Artmächtigkeit der in diesem Projekt erhobenen Wiesenlebensräume aufweist.

Die höchste Evenness hat die Fläche 4.1 (Tolerwiese) mit einem Wert von 0,89. Dort dominiert keine der kartierten Arten, was bedeutet, dass die Häufigkeit der Taxa ausgewogen ist. Durch das Mulchen konnten sich viele unterschiedliche Arten etablieren, aber noch überwiegt kein Taxon. Wie sich diese Verhältnisse in Zukunft entwickeln werden, sollen Folgeerhebungen aufzeigen. Bei allen anderen Wiesenstandorten pendelt sich der Wert der Evenness um 0,85 ein. Aufgrund des Platzmangels können die Werte nur gerundet angezeigt werden.

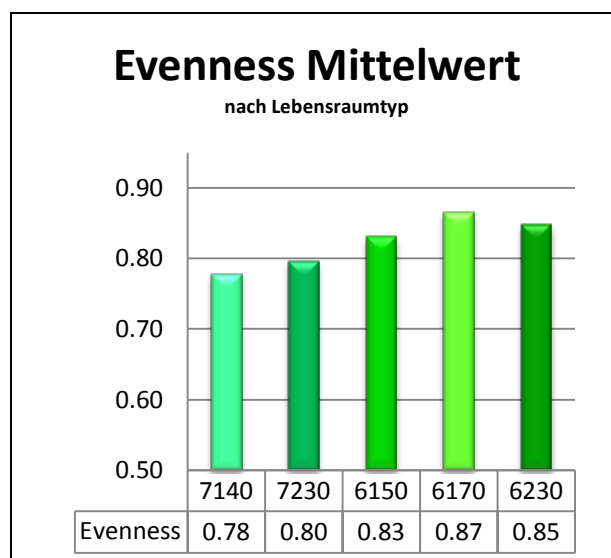


Abbildung 4.24 Evenness – Mittelwerte nach Lebensraumtyp

Bei Abbildung 4.24 sieht man jedoch wieder einen Unterschied zwischen Moor- und Wiesenstandorten. Die Wiesen weisen eine höhere Evenness auf und die alpinen und subalpinen Kalkrasen (Lebensraumcode 6170) übernehmen auch hier wiederum die Führung. Während bei den Ergebnissen der Artenzahlen und des Shannon-Wiener-Indices der Balken der Übergangs- und Schwingrasenmoore (Lebensraumcode 7140) jenen der Kalkreichen Niedermoore (7230) überragt, ist es hier umgekehrt. Daraus lässt sich ableiten, dass das Dominanzverhältnis auf den Niedermooren dieses Projekts etwas ausgeglichener ist, als das der Übergangsmoore.



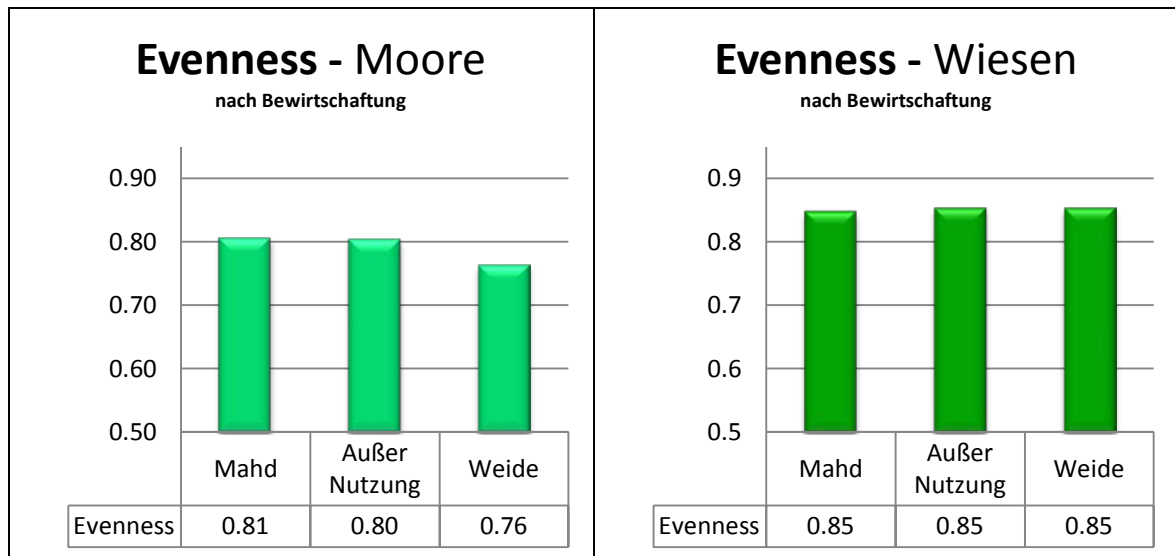


Abbildung 4.25 Evenness – Mittelwerte nach Bewirtschaftungsform für Moore und Wiesen

Stellt man die einzelnen Moore hinsichtlich ihrer Art der Nutzung (Abbildung 4.25) gegenüber, zeigt sich eine Reihenfolge die mit den anderen Ergebnissen zum Thema Biodiversität verglichen werden kann. Die gemähten Moorbereiche und die aufgelassenen Flächen weisen die höchste Evenness auf. Bei den Wiesen ergeben sich keinerlei Unterschiede. Auch hier gilt, dass aufgrund der geringen Stichprobenanzahl und der nicht eindeutigen Zuordenbarkeit der einzelnen Stichproben zu einer Nutzungsform keine konkreten Aussagen getroffen werden können.

## 4.6 Vertikalstruktur

Die Hypothese, dass die vertikale Verteilung der Vegetation auf gemähten Standorten räumlich am variabelsten ist, soll an der Vertikaldeckung getestet werden. Es wurden dafür Mittelwerte aller vier Untersuchungsplots je Monitoringfläche gebildet. Daraus wurde die Standardabweichung je Fläche und Höhenschicht errechnet (siehe Abbildung 4.27 der Wiesen - für die Moore befindet sich das Diagramm im Anhang dieses Manuskripts). Die einzelnen Dauerbeobachtungsflächen wurden wiederum zu „Bewirtschaftungsgilden“ zusammengefasst und aufgeteilt nach Mooren und Wiesen verglichen (Abbildung 4.26). Hierfür wurde die Standardabweichung der Deckungswerte der Gesamtfläche ermittelt. Da viele Lebensräume eine geringe Deckung oberhalb von 50 cm aufweisen, wurden die Deckungswerte über dieser Höhe aus der Berechnung exkludiert.

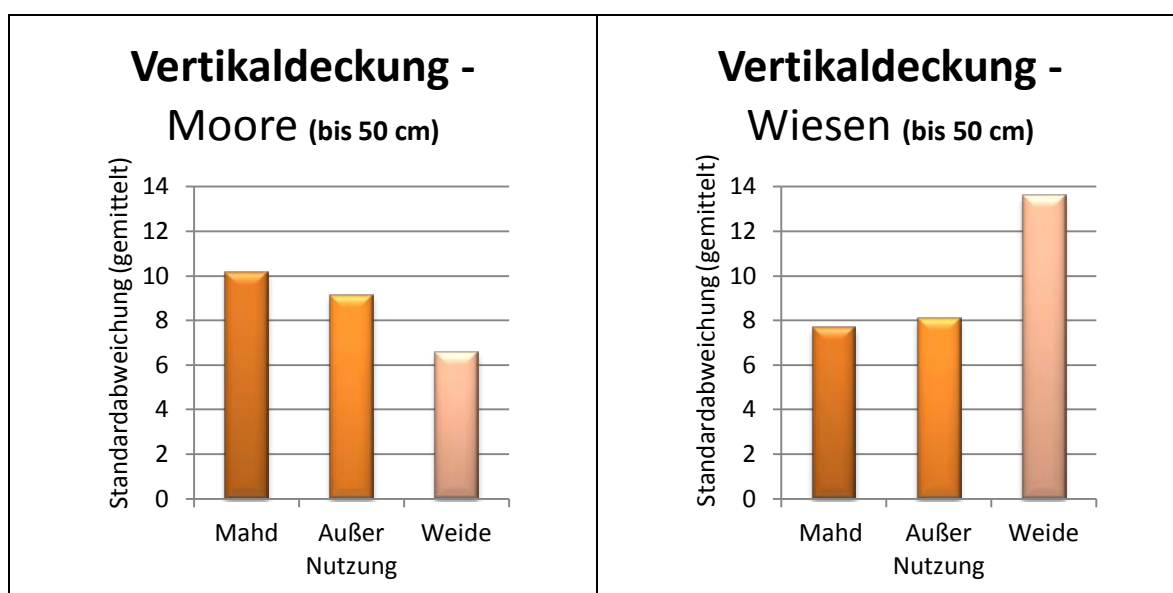


Abbildung 4.26 Mittlere Standardabweichung der Moore und Wiesen nach Bewirtschaftung

Betrachtet man die gemittelten Standardabweichungen der Moorflächen in Abbildung 4.26, zeigen sich die gemähten und nicht bewirtschafteten Bereiche unerwarteterweise in Führung. Jedoch kann dieses Ergebnis aus verschiedenen Gründen als wenig aussagekräftig betrachtet werden. Grund dafür ist die schwierige Anwendbarkeit dieser Methode auf Moorstandorten. Details dazu finden sich in der Diskussion zur Freilanderhebung (Kapitel 5.3) wieder.

Vergleicht man jedoch die Wiesen (Abbildung 4.26), bestätigen die Ergebnisse folgende Vermutung: Die größte kleinräumliche Variabilität in der vertikalen Deckung befindet sich auf den Weidebereichen. Beweidete Gebiete sind aufgrund des selektiven Fressverhaltens der Weidetiere hinsichtlich ihrer Vertikalstruktur am variabelsten. Dabei spielt es zusätzlich eine Rolle, mit welcher Nutztierart die Weide bestoßen wird. Die einzelnen Arten weichen in ihrem Fressverhalten und ihren Nahrungspräferenzen stark voneinander ab. (BRIEMLE et al., 2002)

Im Zuge dieser Arbeit wurden größtenteils Almen kartiert, welche mit Galtvieh beweidet werden. Vereinzelt (auf den beiden Monitoringflächen auf der Plätzwiese 4.1 und 5.2) kommen auch Esel zum Einsatz. Inwiefern sich die Standardabweichungen auf Flächen mit verschiedenen Arten unterscheiden, wurde hier nicht ermittelt. Dabei muss aber beachtet werden, dass auf beiden Flächen das Gehölzaufkommen gemanagt und eine Mulchung durchgeführt wurde. Jede dieser Flächen trägt deshalb entscheidend zur Höhe der Säule bei (Abbildung 4.27). Da aber auch nicht gemanagte Weidebereiche untersucht wurden, kann dieses Ergebnis als ein Trend gewertet werden. Im Vergleich des Flächenpaares 4.4 und 4.5 auf der Pragser Kaser ist der Unterschied in der Standardabweichung besonders hoch. Somit ist die Struktur der ungenutzten Flächen einheitlicher als auf der Mähwiese.

Die Weidefläche mit der niedrigsten Standardabweichung (in der Vertikalstruktur je Höhe) ist auf der Postmeisteralm (5.3). Ein überdurchschnittlicher Druck der Weidetiere auf das Gebiet um die Almhütten führte zu einem vermehrten Aufkommen von *Carlina acaulis* (Silberdistel). Diese Art hat aufgrund ihres rosettenartigen Wuchses und der Ausbildung von Dornen einen Konkurrenzvorteil gegenüber anderen Arten (BRIEMLE et al., 2002). Da dieses Pflanzentaxon die gesamte Monitoringfläche besiedelt, verstärkt es den Effekt der recht einheitlichen, niedrigwüchsigen Fläche. Das Gebiet ist zudem stark frequentiert und unter großem Weidedruck. Somit ergibt sich, dass eine angepasste Beweidung die kleinräumige Struktur der Vertikaldeckung auf den untersuchten Flächen fördert. Eine übermäßige Beweidung führt hingegen zu einer Homogenisierung der vertikalen Deckung.

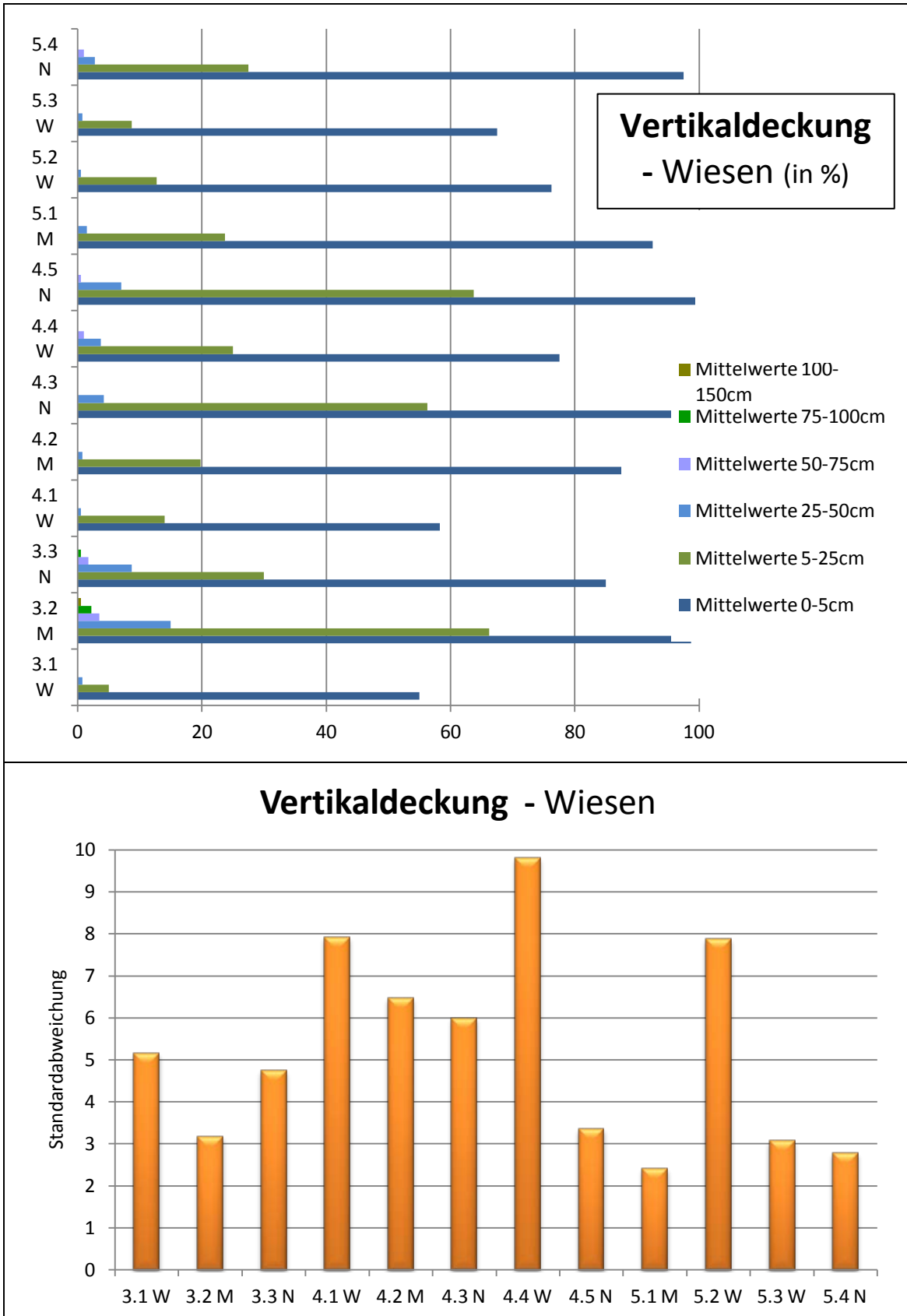


Abbildung 4.27 Mittlere Vertikaldeckung der Wiesenflächen je Höhengschicht und die Standardabweichung der gemittelten Werte

---

## 5 Diskussion

### 5.1 Design und Zielsetzung

An dieser Stelle soll betont werden, dass einem angewandten Monitoringprojekt normalerweise eine Zielsetzung bzw. ein Leitbild zugrunde liegen sollte. Verschiedene Autoren, wie z.B. GOLDSMITH (1991; zitiert in TRAXLER, 1997) sind der Meinung, dass Monitoring nur dann als ein solches bezeichnet werden sollte, wenn bereits vor Beginn Grenzwerte verschiedener Parameter definiert wurden. Diese vordefinierten Standards (Schlüsselparameter) sollen dabei kontrolliert werden, wobei bei einer Überschreitung deren Grenzwerte Handlungsbedarf besteht. Das bedeutet konkret, dass die Hintergründe für die Veränderungen festgestellt und Managementmaßnahmen (sollten ebenfalls vorher festgelegt sein) gesetzt werden. Beispiele für zu beobachtende Schlüsselparameter sind folgende: Verschwinden von wertvollen Arten aus naturschutzfachlicher Sicht, Schwankungen um einen Mittelwert usw. (TRAXLER, 1997) In den Managementplänen des Naturparks (AUTONOME PROVINZ BOZEN – SÜDTIROL, 2008) sind die Ziele und der Soll-Zustand nur sehr grob definiert. Aufgrund dessen handelt es sich bei vorliegender Arbeit um eine Kombination aus wissenschaftlicher Sukzessionsstudie ohne Zielsetzung, welche Veränderungen über die Zeit beschreibt und einem angewandten Monitoring. Hier sollen folglich die Veränderungen des Ist-Zustands überwacht werden (TRAXLER, 1997).

Um die Daten des Monitoringprojekts auf eine größere Grundgesamtheit übertragen zu können (TRAXLER, 1997), wäre eine größere Anzahl an Flächen von Nöten. Dies wurde z.B. deshalb nicht verfolgt, da es sich um gezielte Flächen aufgrund der Erfolgskontrolle von Managementmaßnahmen handeln soll (siehe Kapitel 5.2). Allerdings wäre eine größere Anzahl an Untersuchungsplots sicher auch interessant, um statistisch abgesicherte Daten zu erhalten. Somit könnte daraus Gelerntes besser umgesetzt werden. An dieser Stelle muss ausgedrückt werden, dass eine erhöhte Anzahl an Flächen auch vermehrte Bearbeitungszeit bedeuten. Für eine Person allein ist es aus folgenden Gründen schwierig, den Mehraufwand zu meistern:

- Die einzelnen Standorte waren häufig abgelegen, weswegen das Erreichen dieser sehr zeitintensiv war.
- Mehrere verschiedene Erhebungsmethoden pro Fläche erlaubten bei artenreichen Lebensräumen die Aufnahme von maximal einer Fläche pro Tag. Auch TRAXLER (1997) ist der Meinung, dass v.a. Frequenzaufnahmen sehr zeitaufwendig sind.
- Ein zeitlich begrenztes Erhebungsoptimum im Laufe der Vegetationsperiode gab den Zeitpunkt der Erhebungen vor, der wenn möglich, unbedingt eingehalten werden sollte. Dabei war es wichtig, darauf zu achten, dass die vegetative Periode weitgehend abgeschlossen war (TRAXLER, 1997).
- Die Witterungsverhältnisse sind eine weitere Limitierung, welche mögliche Kartiertage eingrenzten.

## 5.2 Flächenauswahl

Da es bei diesem Projekt vor allem um die Erfolgskontrolle von Managementmaßnahmen geht, wurden die einzelnen Untersuchungsflächen subjektiv ausgewählt. Auch aufgrund der Suche nach ähnlichen Flächen, die sich wenn möglich nur in deren Bewirtschaftung unterscheiden, wäre es bei der geringen Anzahl an Flächen nicht sinnvoll gewesen, ein objektives Design zu verwenden. Folglich musste auch die Suche nach Referenz- bzw. Kontrollflächen subjektiv erfolgen. TRAXLER (1997) betont ebenfalls, dass sich Referenzflächen standortsökologisch größtmöglich ähneln sollen und somit wesentlich in Monitoringprogrammen und folglich auch für das Management sind. Die Ergebnisse aus den hierdurch erlangten Erhebungen können aufgrund der nicht-zufälligen Auswahl (nicht statistisch abgesicherte Verteilung) der Flächen nicht auf eine Grundgesamtheit übertragen werden. Da die Ergebnisse somit nicht über die Grenzen der Dauerbeobachtungsflächen hinweg gelten, können sie statistisch nicht überprüft werden. (TRAXLER, 1997) Dieser Anspruch wird hier auch nicht erhoben, da es speziell um die ausgewählten Flächen und deren Entwicklung bzw. Veränderung geht. Vergleiche mit den Referenzflächen sind aber nach wie vor sinnvoll und wurden im Zuge der Arbeit auch durchgeführt.

STAMPFLI (1991, zitiert in TRAXLER, 1997) ist der Meinung, dass subjektiv ausgewählte Flächen Veränderungen oft besser und kostengünstiger aufzeigen als zufällig ausgewählte Stichproben.

## 5.3 Methodik Freiland

WILDI (1986) warnt davor, dass Deckungswerte und deren Änderungen oft überschätzt werden. Es sei wichtiger, ob eine Pflanzenart in einer Fläche vorkommt oder nicht. Somit soll das Verschwinden einer Art höhere Aufmerksamkeit verdienen als Veränderungen in den Deckungsschätzungen. Laut OPPERMANN (1990, zitiert in TRAXLER, 1997) eignen sich Methoden zur Erhebung der Vegetationsstruktur sogar noch besser für Monitoringprojekte, da die Struktur schneller auf abiotische Veränderungen reagiert, als die Artenzusammensetzung. Phänologische Untersuchungen sind ebenfalls wertvoll, da nach Meinung von KRÜSI (1981; zitiert in TRAXLER, 1997) auch das Blühverhalten Veränderungen besser indiziert als die Zusammensetzung der Arten.

All diese hier genannten Methoden wurden im Zuge dieser Arbeit angewandt und sollen nun kritisch betrachtet werden.

Die Schätzgenauigkeit der Deckung und Erfassung der Arten kann unter Umständen darunter gelitten haben, da die Unterscheidung einiger schwieriger Gattungen wie z.B. *Festuca* nicht leicht gefallen ist. Auch TRAXLER (1997) betont, dass ähnliche Arten beim Überblicksschätzen nicht als getrennt wahrgenommen werden. Arten, welche bei der Bestimmung Schwierigkeiten bereiteten, wurden in zweifacher Ausführung herbarisiert und die Herbariedoubletten zur Revidierung an Dr. PHD. Thomas WILHALM

(Naturmuseum Bozen) weitergegeben. Möglicherweise wurden einige Gräser aufgrund der schwierigen Unterscheidbarkeit nicht als eigene Art wahrgenommen. Dies ist dort am wahrscheinlichsten, wo die Vegetationsperiode noch sehr früh war, wie etwa bei den ersten Aufnahmeflächen am Toblacher See. Auch ist es möglich, dass man somit blühende über- und nichtblühende Arten unterschätzt. Andererseits werden niedrigwüchsige Arten aufgrund der Schichtung in der Vegetation übersehen, da sie von höher Wüchsigen verdeckt werden. (TRAXLER, 1997) Die Deckungswerte wurden nur für qualitative Aussagen über den Standort und für die Herausarbeitung der Pflanzengesellschaften herangezogen. Somit fallen diese möglichen Ungenauigkeiten beim Schätzen nicht ins Gewicht.

Ein Aspekt welcher nicht außer Acht gelassen werden darf, ist der Lerneffekt, welchen jede/r BearbeiterIn schon im Laufe einer Kartiersaison erfährt. Davon ist nach eigener Erfahrung nicht nur die Schätzgenauigkeit betroffen, sondern auch die Kenntnis der Arten und die Erwartungshaltung. Anders formuliert, akkumuliert sich das Wissen und dadurch wird auch gezielter nach gewissen Arten gesucht, wenn jene in einer ähnlich gestalteten Fläche vorher bereits beobachtet wurden. Somit ist es möglich, dass die Flächen, welche eher am Beginn kartiert wurden, scheinbar weniger Arten enthalten als jene, die zu einem späteren Zeitpunkt erhoben wurden. Dies sind dann aber nur jene Arten, welche mit geringen Deckungswerten vorkommen und somit auch weniger relevant für die Zuordnung zu einer Pflanzengesellschaft sind. Beim Vergleich der Artenzahlen zwischen den Flächen und der Berechnung des Shannon-Wiener-Indexes und der Evenness soll deshalb eine mögliche Abweichung gegebenenfalls kritisch betrachtet werden.

Obwohl im Rahmen von Monitoringprojekte pflanzensoziologische Aufnahmen nach BRAUN-BLANQUET (1951) erst ab einer Flächengröße von 100 m<sup>2</sup> empfohlen werden (TRAXLER, 1997), wurde dennoch diese Skala für dieses Projekt gewählt. Dies ist damit zu rechtfertigen, dass die Deckungsschätzung hier nicht primär quantitative Veränderungen aufzeigen soll, sondern hauptsächlich der Zuordnung zu einer Pflanzengesellschaft dient. Genau aus diesem Grund wurde auch auf die Einteilung der Monitoringplots in kleine Schätzflächen verzichtet. TRAXLER (1997) ist der Meinung, dass grobe Skalen, wie z.B. jene von BRAUN-BLANQUET (1951), bei wechselnden Kartierern sinnvoller sind, da subjektive Schätzgewohnheiten nicht so stark ins Gewicht fallen. Um Abweichungen im Laufe der Zeit zu registrieren, wurde zusätzlich die wesentlich objektivere Frequenzmethode gewählt.

Auffällig war, dass auch nach genauem, längerem Hinschauen, bei der Erstellung der Artenlisten je Fläche, meistens mehrere Arten übersehen wurden. Beim Bestimmen der Frequenz mittels Frequenzrahmen konnten diese Arten noch erfasst und deren Deckungsschätzung nachgetragen werden. Weiters wurde die Erfahrung gemacht, dass vielfach auf Flächen mit viel toter Biomasse die Deckung kleiner, unscheinbarer Arten erst bei der Frequenzaufnahme richtig abgeschätzt werden konnte. Deshalb wurden die Deckungswerte nachträglich vielfach noch nachjustiert. Dadurch erweist es sich als schwierig, Vergleiche zwischen den beiden Aufnahmemethoden anzustreben. Aber letztlich kann meines Erachtens durch dieses kombinierte Verfahren eine vollständigere

Artenliste gewährleistet werden. Wäre die einzige Methode die Erfassung der Arten und deren Deckungsschätzung, würden einige Taxa unbemerkt bleiben. Jedoch muss betont werden, dass die Vollständigkeit der Artenliste sicherlich auch von der investierten Zeit pro Fläche abhängig ist.

Bei der Frequenzbestimmung fiel weiters auf, dass vor allem nicht blühende Gräser schwierig zu unterscheiden waren und dadurch möglicherweise Fehler gemacht wurden. Auch hier sei wieder das Beispiel der Gattung *Festuca* genannt. Aber auch die Unterscheidung von z.B. *Avenula praeusta*, *Sesleria caerulea* und *Poa alpina* bereitete vor allem in dichter Vegetation Schwierigkeiten. Nicht nur von der Dichte, sondern auch von der Höhe der Pflanzen war es abhängig, wie leicht die Zählung fiel. In höher wüchsigen Wiesen wie z.B. Gollitz war es zum einen schwierig, den Frequenzrahmen auf den Boden zu legen ohne einen relativ massiven Eingriff auf die dort wachsenden Pflanzen auszuüben. Zum anderen wurde durch das Herunterdrücken der hohen Gräser die Frequenzzählung erschwert. So musste in jedem 10x10 cm Quadrat gezielt gesucht werden, wodurch sicher auch einige kleine Individuen übersehen wurden. Letztlich lässt sich festhalten, dass auch diese als quantitativ sehr objektiv beschriebene Methode (TRAXLER, 1997) sicherlich nicht auf jedem Lebensraum 100% richtige Ergebnisse liefert. TRAXLER (1997) betont, dass lediglich bis zu 10 Pflanzen pro Teilfläche gut gezählt werden können. Dies kann hiermit bekräftigt werden. Die Genauigkeit der Methode ist nach eigener Erfahrung von verschiedenen Faktoren abhängig und nur in niedrigwüchsigen Lebensräumen mit nicht zu dichter Vegetation können exakte Ergebnisse geliefert werden.

Vergleicht man die Deckung mit der Frequenz, muss beachtet werden, dass diese Parameter laut TRAXLER (1997) nicht zusammenhängend sind: „Eine Abnahme der Frequenz kann durchaus mit einer Zunahme der Deckung einhergehen.“ Die Artmächtigkeit spielt dabei keine Rolle, wohingegen Menge und räumliche Verteilung die Frequenzwerte ausmachen.

Bei der Deckungsschätzung der vertikalen Struktur wurde eine andere Einteilung der Höhenintervalle gewählt, als von VAN DER MAAREL (1970, zitiert in TRAXLER et al, 1997) vorgeschlagen. Nach dortiger Auffassung sollen die Grenzen so eingeteilt sein, dass sie sich in etwa logarithmisch der Grundzahl  $e$  verhalten (0-1 cm, 1-3 cm, 4-10 cm usw.). Diese Einteilung sei häufig mit den natürlichen Höhenverteilungen in vielen Lebensräumen korreliert. Die erfahrungsgemäße Schwierigkeit in der genauen Positionierung der Leinwand direkt am Boden könnte möglicherweise bei den sehr engen Grenzen im unteren Bereich eine Genauigkeit vortäuschen, welche der Realität aufgrund des Methodenfehlers nicht entspricht. Somit wurde in dieser Arbeit versucht, andere Höhenintervalle zu verwenden. Nach persönlicher Einschätzung wäre es bei Grünlandstandorten sicher sinnvoll die feinere Aufteilung der Leinwand zu wählen. Für Moore aber, wäre möglicherweise eine adaptierte Skala, welche auch die Frage nach der Ausprägung der Bulten und Schlenken beinhaltet, interessant.



Zusätzlich ergibt sich bei der Erhebung der Vertikalstruktur das Problem, dass einige Flächen vor der Kartierung bereits beweidet wurden und andere noch nicht. Dies macht einen Vergleich hinsichtlich Deckung und Höhe zwischen den Flächen unmöglich. Die Abweichungen dieser Daten an den vier Probepunkten je Fläche kann aber vergleichend betrachtet werden. Dabei soll auf die Angaben zur Anwesenheit der Weidetiere bei der Ersterhebung geachtet werden.



## 6 Empfehlung für Folgeerhebungen

Um dieses Monitoringprojekt mit den Naturschutz-Bemühungen intensiver verknüpfen zu können, wird hiermit die Ausarbeitung eines detaillierten Leitplans für den Naturpark Fanes-Sennes-Prags empfohlen. Wichtig wäre vor allem eine Definition des Soll-Zustand der einzelnen Dauerbeobachtungsflächen. Aufbauend auf einem Vergleich des Ist- und Soll-Zustandes der untersuchten Standorte kann ein Weide- und Bewirtschaftungskonzept erstellt werden.

### 6.1 Freiland

Die Aufnahmefrequenz der Monitoringflächen sollte nach Meinung von TRAXLER (1997) in den ersten Jahren höher sein, damit in den Datenerhebungen Lücken, wie etwa Fehlbestimmungen, nicht registrierte Arten usw., aufgehoben werden. Zusätzlich kann dadurch Wissen über kurzfristige Vegetationsschwankungen gewonnen werden. Danach soll sich die Aufnahmefrequenz am Lebensraum orientieren. Ein drei bis fünfjähriger Rhythmus wird dabei von TRAXLER (1997) vorgeschlagen, da somit jährliche Schwankungen nicht ins Gewicht fallen.

Am wichtigsten ist die Gewährleistung desselben Zeitpunkts der Folgeerhebungen, welche phänologisch mit der Erstkartierung abgeglichen werden sollen. Die Miteinbeziehung der Wetterdaten ist darüber hinaus sehr bedeutend, um den optimalen Erhebungszeitpunkt zu ermöglichen.

Da jährliche Untersuchungen sehr aufwändig sind, wird hier empfohlen, die Erhebungsintervalle auf fünf bis maximal zehn Jahre zu legen. Um dennoch eine jährliche Dokumentation der Flächen zu gewährleisten, sollten periodisch standardisierte Fotos angefertigt werden. Wichtig dabei ist es, die Monitoringflächen, wie etwa bei der Ersterhebung, sichtbar abzugrenzen. Zugleich können die fixen Vermarkungen kontrolliert und gegebenenfalls erneuert werden. In Bildern stecken laut TRAXLER (1997) folgende Informationen: Deckung, Vegetationsstruktur und -verteilung, Phänologie und Vitalität der Arten. Diese Fotodokumentation ist somit für die Interpretation der Daten hilfreich. Es gilt darauf zu achten, dass die Foto-Standpunkte der Ersterhebung weitgehend eingehalten werden. Der Abstand parallel zur Flächengrenze beträgt in etwa fünf Meter. Möglicherweise ist es zudem sinnvoll, Bilder an den vier Eckpunkten sowie in der Mitte zu machen, welche mit den Frequenzaufnahmen korrespondieren. Die Zuhilfenahme eines Schätzrahmens soll dabei die Positionierung des Bildausschnittes erleichtern.

Für die Moorstandorte könnten zusätzlich hydrologische Messungen in das Monitoring integriert werden. STEINER (in TRAXLER, 1997) empfiehlt die Wasserstands-Messungen, da mithilfe dieser Daten vegetationsökologische Änderungen besser interpretiert werden können. Hinsichtlich des Wiederholungs-Zeitrahmens rät STEINER zu einem Intervall der Aufnahmen von fünf Jahren.

Bevor Ergebnisse eines Monitoringprojekts präsentiert werden, schlägt TRAXLER (1997) vor, dass das Projekt sinnvollerweise mindestens fünf Jahre läuft. In dieser Zeit sollen aber mehr als zwei Erhebungsdurchgänge stattgefunden haben, um aussagekräftige Folgerungen zu tätigen.

Wann endet dieses Langzeitmonitoring? Da kein konkreter Soll-Zustand für die einzelnen Flächen beschrieben ist, kann das Ende dieses Projekts nicht mit dessen Erreichung definiert werden. Deshalb liegt der Schwerpunkt auf einer dauerhaften Überwachung des Naturparks, die durch die stichprobenartigen Dauerflächen betrieben und unterstützt werden kann.

## 6.2 Auswertung

Folgende Auswertemethoden seien für zukünftige Erhebungen empfohlen. Sämtliche genannte Analysen wurden dem „Handbuch des Vegetationsökologischen Monitoring“ (TRAXLER, 1997) entnommen:

- Analyse der räumlichen sowie zeitlichen Varianz der Dauerflächen. Vor allem die Ergebnisse der Flächenpaare sollen auf ihre Variation hin untersucht werden. Diese Untersuchungen können für alle Erhebungen gemacht werden (inklusive Ersterhebung).
- Ordinationsverfahren liefern Informationen der Flächen entlang von Umweltgradienten bzw. im ökologischen Raum und können dadurch sowohl für jeden Erhebungszeitraum als auch für Zeitreihen verwendet werden. Die Ordination ist das aussagekräftigste multivariate Analysewerkzeug für vegetationsökologisches Monitoring und soll daher bei der Auswertung zum Einsatz kommen. Am besten eignet sich eine kombinierte Analyse von Klassifikation und Ordination.
- Die zeitliche Varianz der einzelnen Monitoringflächen kann und soll ab einer ausreichenden Menge an Replikationen auch statistisch getestet werden.
- Wichtig ist ein Vergleich der Artenzahlen und der -dynamik, denn dies soll stärker gewichtet werden als die Schwankungen der Deckungswerte einzelner Arten. Änderungen im Artenpool weisen nämlich auf Änderungen in der Ökologie der Standorte hin. Ein Vergleich von neu etablierten und verschwundenen Arten in einer Zeitreihe ist deshalb sehr aussagekräftig.
- Die Erstellung von Markov-Reihen ist ein Vorschlag für eine mögliche Analysemethode. Die Matrize, welche im Zuge dieser Auswertung entsteht, drückt die Übergangswahrscheinlichkeit von einem früheren zu einem späteren Zustand aus.
- Die Veränderung der Vegetation zwischen zwei Zeitpunkten kann mithilfe von Indexwerten ermittelt werden. Die Veränderungen sind die relativen Abweichungen vom Anfangszustand. Will man die jährlichen Schwankungen

ausgeschlossen wissen, sei die Verwendung von Semi-Index-Werten angeraten. Dies trägt zur Glättung der Kurve bei.

- Mithilfe des Gemeinschaftsquotienten kann der Grad der Übereinstimmung von zwei Flächen errechnet werden. Dies kann zum einen für die Flächenpaare angewandt werden und zum anderen für die einzelnen Flächen in einer Zeitreihe. Welcher Index dazu am besten geeignet ist, soll hier nicht diskutiert werden. Alternativ besteht auch die Möglichkeit der Verwendung eines Veränderungsquotienten.
- Nach Möglichkeit soll eine Zeigerwertanalyse nach LANDOLT (2010) durchgeführt werden, da die hier verwendeten ELLENBERG-Werte nur bedingt auf Alpenlebensräume anwendbar sind.
- Die Ermittlung der Lebensform nach RAUNKIAER (1937) kann in Kombination mit der Bewirtschaftungsform betrachtet werden. Die Lebensformen geben Auskunft über die Lage der Überdauerungsorgane und liefern Rückschlüsse auf verschiedene Faktoren am Standort. Es gibt somit eine Korrelation zwischen Lebensform und Art der Bewirtschaftung. Damit einhergehend können Mahd- und Weideverträglichkeitszahlen (BRIEMLE et al., 2002) für jede einzelne Monitoringfläche ermittelt werden.

Demnach sind die spannendsten Ergebnisse nach langer Lebensdauer und intensiver Beprobung der Monitoringflächen zu erwarten.



## 7 Quellenverzeichnis

- AICHELE, D.; SCHWEGLER, H.-W. (2011): Unsere Gräser. Kosmos Verlag, Stuttgart (12.Auflage).
- ANGERER, O.; MUER, Th. (2004). Alpenpflanzen. Verlag Ulmer, Stuttgart.
- AUTONOME PROVINZ BOZEN – SÜDTIROL, Amt für Landschaftsökologie : Landschaftspflegeprämien. Online unter [http://www.provinz.bz.it/naturraum/download/Landschaftspflegepraemien\\_2007-2013.pdf](http://www.provinz.bz.it/naturraum/download/Landschaftspflegepraemien_2007-2013.pdf), (aufgerufen am: 21.12.2012).
- AUTONOME PROVINZ BOZEN – SÜDTIROL, Amt für raumbezogene und statistische Informatik: Shapefile zum Managementplan für den Naturpark Fanes-Sennes-Prags.
- AUTONOME PROVINZ BOZEN – SÜDTIROL, Hydrographisches Amt: Meteodaten 2012, Wetterstation Toblach.
- AUTONOME PROVINZ BOZEN – SÜDTIROL (Hrsg.) (2008): Natura 2000 Managementplan – Naturpark Fanes-Sennes-Prags. Amtsblatt der Region Nr. 4/I-II.
- BARDUCCI, G.; MISCHÌ, G.; ZINGERLE, V; SASCOR, R. (2011): Naturparks Südtirol. Naturpark Fanes-Sennes-Prags. Herausgeber: Abteilung Natur und Landschaft / Amt für Naturparke - Autonome Provinz Bozen - Südtirol. Bozen.
- BAYFIELD, N. (1996): Approaches to monitoring for nature conservation in Scotland. Umweltbundesamt (ed.), Tagungsband zum “Seminar on Monitoring for Nature Conservation”: 6, Wien.
- BRAUN-BLANQUET, J. (1951): Pflanzensoziologie: Grundzüge der Vegetationskunde. Springer Verlag, Wien.
- BRAUN-BLANQUET, J. (1964): Pflanzensoziologie: Grundzüge der Vegetationskunde. Springer Verlag, Wien.
- BRIEMLE, G.; NITSCHKE, S.; NITSCHKE, L. (2002): Nutzungswertzahlen für Gefäßpflanzen des Grünlandes. Schriftenreihe für Vegetationskunde. Bundesamt für Naturschutz, Bonn. H.38, S.203-225.
- COMPAGNIA GENERALE RIPRESEAREE: Orthophotos 2006 vom Naturpark Fanes-Sennes-Prags. Lizenz: Autonome Provinz Bozen - Südtirol
- DANGERMOND, J.; DANGERMOND L. (1969): ArcGIS
- DIETL, W. (1995): Standörtlich angepasste Nutzung von Alpweiden. Expertentagung: Landwirtschaft und Naturschutz – Gemeinsam erhalten für die Zukunft, Gumpenstein.
- DIERSCHKE, H. (1994): Pflanzensoziologie. Grundlagen und Methoden. Ulmer, Stuttgart.
- EGGENBERG, S.; MÖHL, A. (2009): Flora vegetativa. Ein Bestimmungsbuch für Pflanzen der Schweiz im blütenlosen Zustand. Haupt Verlag, Bern, Stuttgart, Wien.

- ELLENBERG, H. (1956): Grundlagen der Vegetationsgliederung: Einführung in die Vegetationskunde für Studierende der Hochschulen. Teil 1: Aufgaben und Methoden der Vegetationskunde. Ulmer, Stuttgart.
- ELLENBERG, H. WEBER, H. E.; DÜLL, R.; WIRTH, V.; WERNER, W.; PAULISSEN, D. (1992): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. *Scripta Geobotanica*, 18: 258.
- ELLENBERG, H.; LEUSCHNER, C. (2010): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen: in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht. Verlag Ulmer, Stuttgart (6. Auflage; 1. Auflage: 1963).
- ELLMAUER, T. (Hrsg.) (2005): Entwicklung von Kriterien, Indikatoren und Schwellenwerten zur Beurteilung des Erhaltungszustandes der Natura 2000-Schutzgüter. Band 3: Lebensraumtypen des Anhangs I der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie. Im Auftrag der neun österreichischen Bundesländer, des Bundesministerium f. Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft und der Umweltbundesamt GmbH, Wien.
- FFH-Richtlinie (Richtlinie 92/43/EWG des Rates vom 21 Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen), Anhang I, ABl. L 206 vom 22.07.1992, S. 7.
- FFH-Richtlinie (Richtlinie 92/43/EWG des Rates vom 21 Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen), Artikel 3, Absatz 1
- FISCHER, M. A.; OSWALD, K.; ADLER, W. (2008): Exkursionsflora für Österreich, Liechtenstein und Südtirol. Biologiezentrum der Oberösterreichischen Landesmuseen, Linz.
- GRABHERR, G.; MUCINA, L. (Hrsg.) (1993): Die Pflanzengesellschaften Österreichs. Teil 2: Natürliche waldfreie Vegetation. Gustav Fischer Verlag, Jena Stuttgart New York: 523.
- GRABHERR, G. (1997): Farbatlas Ökosysteme der Erde. Natürliche, naturnahe und künstliche Land-Ökosysteme aus geobotanischer Sicht. Ulmer, Stuttgart.
- GÜSEWELL, S.; JEWELL, P.L.; EDWARDS, P.J. (2005): Effects of heterogeneous habitat use by cattle on nutrient availability and litter decomposition in soils of an Alpine pasture. *Plant and Soil*, Vol. 286: 135-149.
- HEGI G, 1935: Illustrierte Flora von Mitteleuropa, mit besonderer Berücksichtigung von Deutschland, Österreich und der Schweiz, I. Band, Monocotyledones (I. Teil), 2. Auflage, Carl Hanser Verlag, München.
- HEISELMAYER, P. (1985): Zur Problematik der Zeigerwerte und deren Anwendung in Pflanzengesellschaften der alpinen Stufe. *Stapfia*, 14, Linz: 105-125.
- HENNEKENS, S.; SCHAMINÉE, J.H.J. (2001): TURBOVEG, a comprehensive data base management system for vegetation data. *Journal of Vegetation Science* 12: 589-591.
- KENT, M.; COKER, P. (1992): Vegetation description and analysis: a practical approach. Boca Raton, London.



- KORNER, I.; TRAXLER, A.; WRBKA, Th. (1999): Trockenrasenmanagement und – restituierung durch Beweidung im „Nationalpark Neusiedler See – Seewinkel“. Verh. Zool.-Bot. Ges. Österreich 136: 181-212
- LANDOLT, E. (2010): Flora indicativa. Ökologische Zeigerwerte und biologische Kennzeichen zur Flora der Schweiz und der Alpen. Haupt Verlag, Bern.
- LASEN, C.; WILHALM, T.; AUTONOME PROVINZ BOZEN – SÜDTIROL (Hrsg.) (2004): Natura 2000 Lebensräume in Südtirol. Herausgeber: Abteilung Natur und Landschaft - Autonome Provinz Bozen - Südtirol.
- LUTHARDT, V.; BRAUNER, O.; DREGER, F.; FRIEDRICH, S.; GARBE, H.; HIRSCH, A.-K.; KABUS, T.; KRÜGER, G.; MAUERSBERGER, H.; MEISEL, J.; SCHMIDT, D. †; TÄUSCHER, L.; VAHRSON, W.-G.; WITT, B. & M.; ZEIDLER (2006): Methodenkatalog zum Monitoring - Programm der Ökosystemaren Umweltbeobachtung in den Biosphärenreservaten Brandenburgs. 4. akt. Ausgabe, unveröff., im Auftrag des Landesumweltamt Brandenburg, FH-Eberswalde, Teil A 177 S. + Anhang; Teil B 134 S.+ Anhang.
- MICHELETTI, C. (2010): Dolomiten UNESCO Welterbe. Herausgeber: Provincia di Belluno, Autonome Provinz Bozen - Südtirol, Provincia di Pordenone, Provincia autonoma di Trento, Provincia di Udine, Regione Autonoma Friuli Venezia Giulia, Regione del Veneto. Alcione, Trient.
- MUCINA, L.; GRABHERR, G.; ELLMAUER, Th. (Hrsg.) (1993): Die Pflanzengesellschaften Österreichs. Teil I. Anthropogene Vegetation. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.
- RAUNKIAER, C. (1905): Types biologiques pour la geographie botanique. Bull. Acad. Sc. Danemark.
- RAUNKIAER, C. 1937: Plant life forms. Clarendon Press., Oxford.
- REISIGL, H.; KELLER, R. (1994): Alpenpflanzen im Lebensraum: Alpine Rasen-, Schutt- und Felsvegetation. Gustav Fischer-Verlag, 2. Aufl., Stuttgart.
- ROTHMALER, W.; JÄGER, E.(Hrsg.) (2007): Exkursionsflora von Deutschland. Bd.3 Gefäßpflanzen: Atlasband. Spektrum, Akad. Verlag, Heidelberg 2007 (11.Auflage).
- REITER, K. (1991): VEGI – Ein Programm zur Erstellung und Bearbeitung von Vegetationstabellen. Tagungsband 6, Österreichisches Botanikertreffen, Graz.
- RUFFINI, F.V.; MORANDELL, I.; BRUTTI, E. (2001): Natura 2000 in Südtirol. Herausgeber: Abteilung Natur und Landschaft - Autonome Provinz Bozen - Südtirol in Zusammenarbeit mit der Europäischen Akademie Bozen.
- SCHLEY, L.; LEYTEM, M.: (2004): Extensive Beweidung mit Rindern im Naturschutz: eine kurze Literaturoauswertung hinsichtlich der Einflüsse auf die Biodiversität. Bull. Soc. Nat. luxemb. 105: S.65-85

- SCHMID, W. (2003): Themenbericht extensive Weiden. Online unter: [www.poel.ch/pdf/Weidebericht\\_relais.pdf](http://www.poel.ch/pdf/Weidebericht_relais.pdf) (aufgerufen am: 29.03.2013)
- SCHWEIGGL, M.; SCHREINER, P. (2005): Naturparke in Südtirol. Herausgeber: Abteilung Natur und Landschaft, Amt für Naturparke - Autonome Provinz Bozen-Südtirol. Verlagsanstalt Athesia, Bozen.
- SHANNON, C. E., WEAVER, W. (1976): Mathematische Grundlagen der Informationstheorie. München, Wien.
- SUCCOW, M.; JESCHKE, L. (1990): Moore in der Landschaft. Entstehung, Haushalt, Lebewelt, Verbreitung, Nutzung und Erhaltung der Moore. Verlag Harri Deutsch, Thun und Frankfurt/Main.
- TAPPEINER, U.; CERNUSCA, A. (1993): Alpine meadows and pastures after abandonment. *Pirineos* 141-142, *Jaca*: 97-118
- TASSER, E.; TAPPEINER, U.; CERNUSCA, A. (2001): Südtirols Almen im Wandel. Ökologische Folgen von Landnutzungsänderungen. EURAC, Bozen.
- TICHÝ, L. (2002): JUICE, software for vegetation classification. *Journal of Vegetation Science* 13: 451-453.
- TRAXLER, A. (1997): Handbuch des vegetationsökologischen Monitorings. Methoden, Praxis, angewandte Projekte. Teil A: Methoden. Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie, Wien.
- WILDI, O. (1986): Analyse vegetationskundlicher Daten – Theorie und Einsatz statistischer Methoden. Veröff. geobot. Inst. RTH Stift, 90: Rübel.
- WILHALM, T.; HILPOLD, A. (2006): Rote Liste der gefährdeten Gefäßpflanzen Südtirols. *Gredleriana*, 6: 115-198.
- ZACHARIAS, D. (1996): Vegetation Monitoring: Concepts and examples of the practical work of nature conservation in Lower Saxony, a state of the federal Republic of Germany. Umweltbundesamt (ed.), Tagungsband zum "Seminar on Monitoring for Nature Conservation": 6, Wien.

## 8 Abbildungsverzeichnis

Abbildung 2.1 Klimadiagramm Toblach 2012 (Meteodaten: Hydrographisches Amt – AUTONOME PROVINZ BOZEN – SÜDTIROL).....	5
Abbildung 3.1 Vermarkung der Monitoringflächen mit im Boden versenkten Metallstiften und Holzpfosten an den vier Eckpunkten .....	16
Abbildung 3.2 Skizze Monitoringfläche. Gesamtfläche 5x5 m, 5 Frequenzplots á 1x1 m in den 4 Eckpunkten und in der Mitte, 4 Plots außerhalb der Dauerbeobachtungsfläche (grün, Erhebung erfolgt jeweils in Richtung der Pfeile) .....	17
Abbildung 3.3 Die horizontale Projektion (h) auf eine vertikale Ebene ( $E_v$ ) erfolgt unter Betrachtung der Vegetation parallel zum Boden. Die vertikale Projektion (v) auf eine horizontale Ebene ( $E_h$ ) erfolgt unter Betrachtung der Vegetation in $90^\circ$ zum Boden. (aus TRAXLER, 1997). Das Bild rechts zeigt beispielhaft die vertikale Leinwand, in der die Vegetation 10 cm davor erhoben wird. ....	19
Abbildung 3.4 Projektion und Koordinatensystem des shapefiles „monitoring001.shp“ .....	21
Abbildung 3.5 Screenshot des Eingangsformulars der Access-Datenbank .....	22
Abbildung 3.6 Bericht der Access-Datenbank.....	22
Abbildung 3.7 Screenshot des Eingabeformulars der Access-Datenbank.....	23
Abbildung 4.1 Grenze der Almfläche der Flodige-Alm. Links Weidefläche (entspricht Monitoringfläche 4.2), rechts Brache (entspricht Monitoringfläche 4.3).....	33
Abbildung 4.2 Monitoringfläche 1.5 auf der Plätzwiese (Wiese Hostota) nach Osten (24.06.2012) .....	37
Abbildung 4.3 Monitoringfläche 2.5 auf der Hochalm (Ciamparoagn) nach Norden (10.09.2012) .....	37
Abbildung 4.4 Monitoringfläche 2.2 Übersichtsfoto aus Ost-Südost bei Baumgruppe (11.06.2012) .....	37
Abbildung 4.5 Monitoringfläche 4.1 Plätzwiese (Tolerwiese) nach Norden (24.06.2012).....	38
Abbildung 4.6 Monitoringfläche 5.4 Colac nach Westen (18.07.2012).....	38
Abbildung 4.7 Monitoringfläche 3.3 Sarl, Übersichtsfoto aus West-Südwest von Hochsitz aus..	38
Abbildung 4.8 Skizze der Monitoringfläche, welche im Anhang befindende Abbildungen erklärt. Es werden dabei die in einer Fläche erhobenen Frequenzdaten und daraus abgeleitete syntaxonomische Einheiten anschaulich dargestellt. ....	61
Abbildung 4.9 Deckung lebender Biomasse für Moore und Wiesen .....	66
Abbildung 4.10 Deckung verschiedener Bewirtschaftungsfeatures für Moore und Wiesen .....	67
Abbildung 4.11 Durchschnittliche Deckung verschiedener Bewirtschaftungsfeatures für Moore und Wiesen nach Bewirtschaftung .....	69
Abbildung 4.12 Deckung Weide- und Störungszeiger für Moore und Wiesen .....	70
Abbildung 4.13 Durchschnittliche Deckung Weide- und Störungszeiger für Moore und Wiesen nach Bewirtschaftung.....	72
Abbildung 4.14 Deckung verschiedener Bodenfeatures für Moore und Wiesen.....	73
Abbildung 4.15 Durchschnittliche Deckung verschiedener Bodenfeatures für Moore und Wiesen nach Bewirtschaftung.....	75
Abbildung 4.16 Deckung offenen Bodenwassers für Moore.....	76
Abbildung 4.17 Richness – Artenzahl, welche je Monitoringfläche erhoben wurde .....	77
Abbildung 4.18 Richness – Mittelwerte der Artenzahlen nach Lebensraumtyp.....	79
Abbildung 4.19 Richness – Mittelwerte der Artenzahlen nach Bewirtschaftungsform für Moore und Wiesen.....	79

Abbildung 4.20 Shannon-Wiener-Index je Monitoringfläche .....	81
Abbildung 4.21 Shannon-Wiener-Index – Mittelwerte nach Lebensraumtyp .....	82
Abbildung 4.22 Shannon-Wiener-Index – Mittelwerte nach Bewirtschaftungsform für Moore und Wiesen.....	82
Abbildung 4.23 Evenness je Monitoringfläche.....	83
Abbildung 4.24 Evenness – Mittelwerte nach Lebensraumtyp.....	84
Abbildung 4.25 Evenness – Mittelwerte nach Bewirtschaftungsform für Moore und Wiesen.....	85
Abbildung 4.26 Mittlere Standardabweichung der Moore und Wiesen nach Bewirtschaftung.....	86
Abbildung 4.27 Mittlere Vertikaldeckung der Wiesenflächen je Höschicht und die Standardabweichung der gemittelten Werte .....	88
Abbildung 10.1 Tägliche Niederschlagssummen und mittlere Temperaturwerte für die Sommermonate Juni, Juli und August 2012 (Meteodaten: Hydrographisches Amt – AUTONOME PROVINZ BOZEN – SÜDTIROL) .....	107
Abbildung 10.2 Skizze Monitoringfläche. Gesamtfläche 5x5 m, 5 Frequenzplots á 1x1 m in den vier Eckpunkten und in der Mitte, 4 Plots außerhalb der Dauerbeobachtungsfläche (grün, Erhebung erfolgt jeweils in Richtung der Pfeile).....	111
Abbildung 10.3 Orthophoto und Lageskizze der Monitoringflächen 1.1 und 1.2 - Toblacher See .....	115
Abbildung 10.4 Orthophoto und Lageskizze der Monitoringfläche 1.3 - Brückekele neben Gasthof „Brückekele“ .....	116
Abbildung 10.5 Orthophoto und Lageskizze der Monitoringflächen 1.4 – Brückekele .....	117
Abbildung 10.6 Orthophoto und Lageskizze der Monitoringflächen 1.5 - Plätzwiese, Wiese „Hostota“ .....	118
Abbildung 10.7 Orthophoto und Lageskizze der Monitoringflächen 2.1 – Maite .....	119
Abbildung 10.8 Orthophoto und Lageskizze der Monitoringflächen 2.2 – Förra.....	120
Abbildung 10.9 Orthophoto und Lageskizze der Monitoringflächen 2.3 - Plätzwiese, Kasslerwiese .....	121
Abbildung 10.10 Orthophoto und Lageskizze der Monitoringflächen 2.4 - Plätzwiese Alm.....	122
Abbildung 10.11 Orthophoto und Lageskizze der Monitoringflächen 2.5 - Hochalm, Ciamparagn .....	123
Abbildung 10.12 Orthophoto und Lageskizze der Monitoringflächen 3.1 – Brunstriedl .....	124
Abbildung 10.13 Orthophoto und Lageskizze der Monitoringflächen 3.2 – Gollitz.....	125
Abbildung 10.14 Orthophoto und Lageskizze der Monitoringflächen 3.3 – Sarlwiese .....	126
Abbildung 10.15 Orthophoto und Lageskizze der Monitoringflächen 4.1 - Plätzwiese, Tolerwiese .....	127
Abbildung 10.16 Orthophoto und Lageskizze der Monitoringflächen 4.2 - Flodige Alm.....	128
Abbildung 10.17 Orthophoto und Lageskizze der Monitoringflächen 4.3 – Flodige.....	129
Abbildung 10.18 Orthophoto und Lageskizze der Monitoringflächen 4.4 - Pragser Kaser Alm. ....	130
Abbildung 10.19 Orthophoto und Lageskizze der Monitoringflächen 4.5 - Pragser Kaser.....	131
Abbildung 10.20 Orthophoto und Lageskizze der Monitoringflächen 5.1 - Plätzwiese, Kasslerwiese .....	132
Abbildung 10.21 Orthophoto und Lageskizze der Monitoringflächen 5.2 - Plätzwiese, nahe Parkplatz.....	133
Abbildung 10.22 Orthophoto und Lageskizze der Monitoringflächen 5.3 – Postmeisteralm.....	134
Abbildung 10.23 Orthophoto und Lageskizze der Monitoringflächen 5.4 – Colac .....	135
Abbildung 10.24 Übersichtskarte aller Monitoringflächen im Naturpark Fanes-Sennes-Prags (Quelle Karte: COMPAGNIA GENERALE RIPRESEAREE).....	136

---

Abbildung 10.25 Mittlere Vertikaldeckung der Moorflächen je Höhengschicht und Standardabweichung der gemittelten Werte.....	150
---	-----

## 9 Tabellenverzeichnis

Tabelle 4.1 Saatgutmischung, welche auf den Flächen des Brunstriedls im Jahr 2006 ausgebracht wurde. ( <i>Festuca rubra rubra</i> = <i>Festuca rubra subsp. rubra</i> , <i>Festuca rubra commutata</i> = <i>Festuca nigrescens</i> , <i>Agrostis tenuis</i> = <i>Agrostis capillaris</i> ) (schriftliche Mitteilung von DELLAGIACOMA E., 29.11.2012).....	30
Tabelle 4.2 Geordnete Vegetationstabelle der Moorflächen .....	40
Tabelle 4.3 Geordnete Vegetationstabelle der im Zuge dieses Monitoringprojekts erhobenen Wiesen.....	47
Tabelle 10.1 Skala nach BRAUN-BLANQUET (1951) .....	112
Tabelle 10.2 Phänologischer Aufnahmeschlüssel nach DIERSCHKE (1994) für Krautige und Gräser (übernommen aus TRAXLER, 1997).....	114
Tabelle 10.3 Die geordnete Vegetationstabelle auf nachfolgender Seite enthält die Vegetationsaufnahmen aller Subplots der Moorflächen .....	140
Tabelle 10.4 Die geordnete Vegetationstabelle auf nachfolgender Seite enthält die Vegetationsaufnahmen aller Subplots der Wiesenflächen .....	146



## 10 Anhang

### 10.1 Wetterdaten 2012

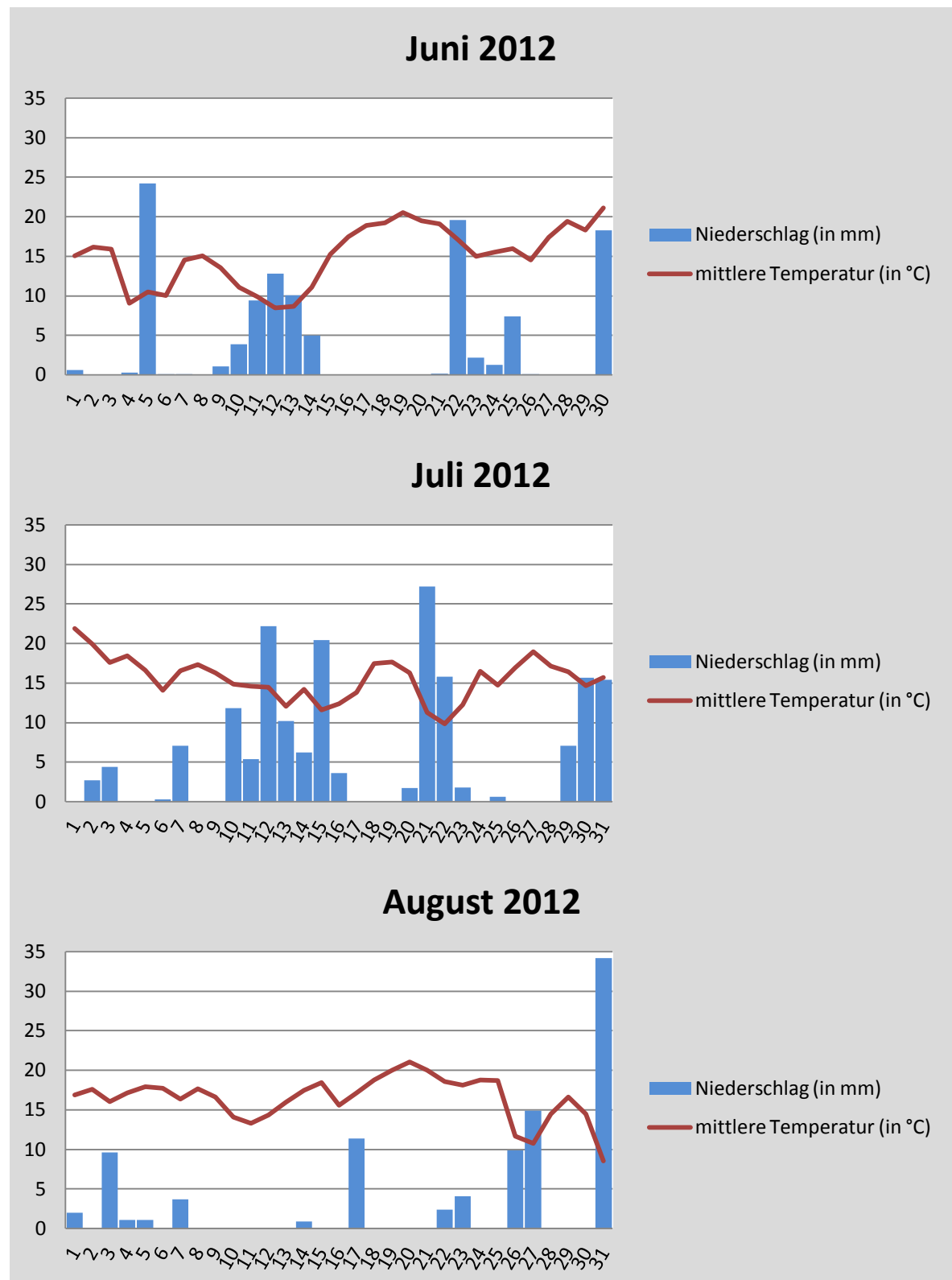


Abbildung 10.1 Tägliche Niederschlagssummen und mittlere Temperaturwerte für die Sommermonate Juni, Juli und August 2012 (Meteodaten: Hydrographisches Amt – AUTONOME PROVINZ BOZEN – SÜDTIROL)

## 10.2 Materialliste

### Verortung der Flächen:

- ✓ GPS-Gerät
- ✓ Kompass mit Neigungsmesser
- ✓ Maßband
- ✓ Fotoapparat
- ✓ 4 Stöcke: besonders empfehlenswert sind weiße Plastikweidezäune, da sie aufgrund ihres geringen Gewichts für den Transport geeignet und durch die Metallspitze einfach im Boden verankerbar sind.
- ✓ Seil (mind. 20 m lang) zum Abgrenzen der Dauerbeobachtungsfläche für das Erstellen der Übersichtsfotos
- ✓ Metallstifte und Holzpflocke für die Dauerverortung

### Aufnahmen:

- ✓ Aufnahmebögen
- ✓ Kompass mit Neigungsmesser
- ✓ Frequenzrahmen mit Raster (100 Zellen je 10x10 cm)
- ✓ 2 Stöcke (jene für die Verortung auch hier verwendbar) und weißer Stoff für die Leinwand zur Ermittlung der Vertikalstruktur
- ✓ Bestimmungsliteratur
- ✓ Aufnahmeschlüssel für Phänologie
- ✓ BRAUN-BLANQUET-Skala für die Deckungsschätzung

### Datenaufbereitung und -analyse:

- ✓ Leistungsfähiger PC mit folgenden Programmen:
  - ArcGIS 10 (DANGERMOND et al., 1969)
  - Turboveg (HENNEKENS & SCHAMINÉE, 2001)
  - Juice (TICHÝ, 2002)
- ✓ Orthophotos Naturpark Fanes-Sennes-Prags
- ✓ Shapefiles Managementplan Natura 2000 (Naturpark Fanes-Sennes-Prags)

### Weiteres:

- ✓ Fahrermächtigung im Naturpark Fanes-Sennes-Prags
- ✓ Sammelermächtigung von Pflanzen im Naturpark Fanes-Sennes-Prags



### 10.3 Erhebungsbogen

Aufnahmenr.:	Datum:	Name:
Koordinaten (WGS 84):		
Seehöhe:		
Expositon:		
Inklination (in %):		
Geländemorphologie:		
Natura 2000 LRT:		
Nutzung/ anthropogene Störung:		
Beschreibung Standort:		

Gesamtdeckung lebend:	KS:	SS:	BS:
Deckung Moose:	Flechten:		
Deckung Boden offen:			
Deckung Schutt:			
Deckung Gestein (Fels, größere Steine):			
Deckung Baumstümpfe:			
Deckung anderer toter Biomasse:			
Deckung Dung/ Feces:			
Deckung Weidezeiger (Disteln, Giftpflanzen, N-Zeiger):			
Deckung Gehölzanflüge:			

Vertikal-Struktur (Schichtung): NW:

0-5 cm:
5-25 cm:
25-50 cm:
50- 75 cm:
75-100 cm:
100- 150 cm:
über 150 cm:

NO:

0-5 cm:
5-25 cm:
25-50 cm:
50- 75 cm:
75-100 cm:
100- 150 cm:
über 150 cm:

SW:

0-5 cm:
5-25 cm:
25-50 cm:
50- 75 cm:
75-100 cm:
100- 150 cm:
über 150 cm:

SO:

0-5 cm:
5-25 cm:
25-50 cm:
50- 75 cm:
75-100 cm:
100- 150 cm:
über 150 cm:



## 10.4 Praxisorientierter Methodenkatalog

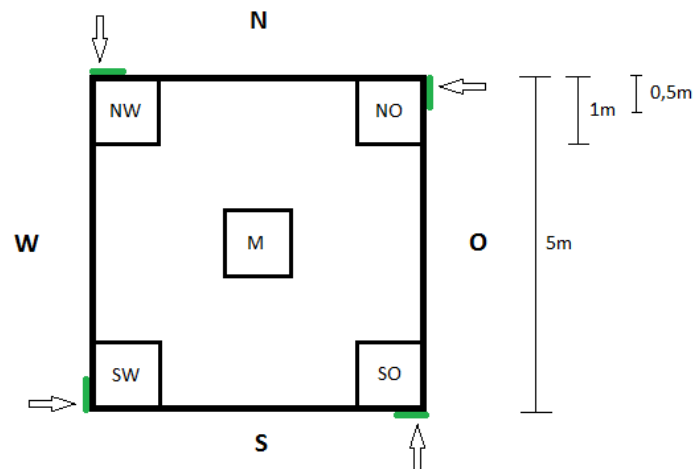


Abbildung 10.2 Skizze Monitoringfläche. Gesamtfläche 5x5 m, 5 Frequenzplots á 1x1 m in den vier Eckpunkten und in der Mitte, 4 Plots außerhalb der Dauerbeobachtungsfläche (grün, Erhebung erfolgt jeweils in Richtung der Pfeile)

Die Dauerbeobachtungsflächen wurden wie in Abbildung 10.2 angelegt und die jeweiligen Erhebungen sollen an den dafür vorgesehenen Bereichen stattfinden: 5x5 m Gesamtfläche (Deckungswerte, Gesamtartenzahl und Deckungsschätzung), 1x1 m Frequenzplots in Eckpunkten und Mitte (Frequenzaufnahmen, Phänologie) und 50x10 cm außerhalb der Dauerfläche (Vertikalstruktur).

### Deckungswerte

- ✓ Die Deckungswerte werden für den gesamten 5x5 m Plot (Dauerbeobachtungsfläche) geschätzt.
- ✓ Individuen, welche sich genau an der Grenze befinden, werden in die Erhebungen mit einbezogen.
- ✓ Gesamtdeckung: Ausschließlich lebende Biomasse schätzen. Abgestorbenes Material wird separat erhoben.

### Gesamtartenzahl und Deckungsschätzung

- ✓ Alle lebenden Pflanzenarten werden in der Dauerbeobachtungsfläche erfasst, der zugehörigen Schicht zugeteilt und mithilfe der Skala nach BRAUN-BLANQUET (1951) (siehe Tabelle 10.1) geschätzt. Bei der Erstaufnahme befanden sich alle Individuen in der Krautschicht. Die Schichteinteilung wird wie folgt gehandhabt:
  - Krautschicht: Alle verholzenden Arten bis Hüfthöhe sowie alle Krautigen.
  - Strauchschicht: Alle verholzenden Arten oberhalb Hüfthöhe bis ca. 5 m.
  - Baumhöhe: Alle Arten mit einer Höhe über 5 m.

- ✓ Die Erfassung der gesamten Arten beschränkt sich lediglich auf lebende Pflanzen. Totes Pflanzenmaterial wurde hierzu nicht weiter betrachtet.
- ✓ Die Summe der Deckungswerte der verschiedenen Schichten als auch der einzelnen Arten kann aufgrund der Schichtung der Vegetation 100 % überschreiten.

Tabelle 10.1 Skala nach BRAUN-BLANQUET (1951)

<b>Skala nach BRAUN-BLANQUET (1951)</b>		
r		1 Individuum (auch außerhalb selten), kleine Wuchsform
+	~ 1 %	2-5 Individuen kleiner Wuchsform
1	< oder = 5 %	6-50 Individuen kleiner Wuchsform oder 1-5 Individuen großer Wuchsform
2	5-25 %	Individuenzahl beliebig
3	25-50 %	Individuenzahl beliebig
4	50-75 %	Individuenzahl beliebig
5	75-100 %	Individuenzahl beliebig

#### Vegetationsstruktur – Vertikalstruktur

- ✓ Die Vertikalstruktur wird an vier Stichproben (NW, SW, SO, NO) außerhalb der Dauerbeobachtungsfläche (siehe Abbildung 10.2) erhoben.
- ✓ Die 50 cm breite, weiße Leinwand wird an der Grenze des Beobachtungsplots aufgestellt.
- ✓ Die Vegetation bis 10 cm vor der Leinwand wird ermittelt.
- ✓ Die Sichthöhe sollte bei der Schätzung jene des jeweils zu schätzendem Stratum sein. Somit verläuft die Blickrichtung weitgehend parallel zum Boden.
- ✓ Die Leinwand soll dem Boden dicht aufliegen. Eine Empfehlung von Seiten TRAXLER et al (1997): Bei dichter Vegetation soll ein senkrechter Schnitt in die Vegetation die Platzierung der Leinwand direkt am Boden optimieren. Dies ist oft aus Gründen der zu großen Einwirkung auf die Fläche (welche man vermeiden soll) und dem Vorhandensein von Bulten und Schlenken in Mooren nicht möglich. Hier wurde bei der Ersterhebung durch Hinunterstechen mit einem dünnen Gegenstand die Tiefe der lebenden Phytomasse abgeschätzt und mit den Höhengrenzen Korrektur verrechnet. Alternativ kann eine höhenverstellbare Konstruktion verwendet werden, mit der den gegebenen Anforderungen entsprechend korrigiert wird.
- ✓ Bei der Schätzung der Vertikaldeckung wird sowohl die tote als auch die lebende Vegetation miteinbezogen.

### Frequenzaufnahmen

- ✓ An 5 Stichproben je Dauerbeobachtungsfläche wird die Frequenz erhoben: An den 4 Eckpunkte und in der Mitte parallel zur Monitoringfläche (siehe Abbildung 10.2).
- ✓ Da zwischen Wurzel- und Sprossfrequenz (KENT & COKER, 1992) unterschieden wird, wurde bei diesem Projekt die Wurzelfrequenz gewählt. Hierbei werden nur Individuen gezählt, die in der jeweiligen Fläche wurzeln, da diese Vorgehensweise leichter nachvollzogen werden kann.

### Phänologie Rote Liste Arten Südtirols

- ✓ Die Phänologie wird in den 1x1 m Plots der Frequenzerhebungen ermittelt.
- ✓ Die Zuordnung erfolgt nach dem phänologischen Aufnahmeschlüssel nach DIERSCHKE (1994) in Tabelle 10.2.
- ✓ Bei dieser Arbeit wird der Durchschnitt der am weitesten entwickelten Individuen für den jeweiligen Frequenzrahmen notiert.  
Ausnahme: Wenn das fortgeschrittenste Stadium ein Einzelfall am Standort ist, dann wird derjenige Punkt im Schlüssel gewählt, der den häufigsten Ausprägungen entspricht.
- ✓ Nicht immer befinden sich Rote Liste Arten in den Untersuchungsflächen. Alternativ bzw. auch zusätzlich wird die Phänologie jener Arten erhoben, welche im Natura 2000-Managementplan vom Naturpark Fanes-Sennes-Prags (AUTONOME PROVINZ BOZEN – SÜDTIROL, 2008) als Pflanzenarten besonderer Bedeutung erwähnt werden. Sollte auch von diesen Taxa keine im Untersuchungsgebiet wachsen, so werden Orchideenarten oder ein sonstiges auffälliges Taxon gewählt.

Tabelle 10.2 Phänologischer Aufnahmeschlüssel nach DIERSCHKE (1994) für Krautige und Gräser  
(übernommen aus TRAXLER, 1997)

<b>KRÄUTER: BLATTREICHE (BLATTARME) PFLANZEN</b>			
<b>vegetative Phänostufen</b>		<b>generative Phänostufen</b>	
0	ohne neue oberirdische Triebe	0	ohne Blütenknospen
1	neue Triebe ohne entfaltete Blätter	1	Blütenknospen erkennbar
2	erstes Blatt entfaltet (bis 25 % entwickelt)	2	Blütenknospen stark geschwollen
3	2-3 Blätter entfaltet (bis 50 % entwickelt)	3	kurz vor der Blüte
4	mehrere Blätter entfaltet (bis 75 % entwickelt)	4	beginnende Blüte
5	fast alle Blätter entfaltet (fast voll entwickelt)	5	bis 25 % erblüht
6	voll entwickelt	6	bis 50 % erblüht
7	beginnende Vergilbung, Blütenstengel vergilbt	7	Vollblüte
8	Vergilbung bis 50 %	8	abblühend
9	Vergilbung über 50 %	9	völlig verblüht
10	oberirdisch abgestorben	10	fruchtend
11	oberirdisch verschwunden	11	Ausstreuen der Samen bzw. Abwerfen der Früchte

<b>GRÄSER/GRASARTIGE</b>			
<b>vegetative Phänostufen</b>		<b>generative Phänostufen</b>	
0	ohne neue oberirdische Triebe	0	ohne erkennbaren Blütenstand
1	neue Triebe ohne entfaltete Blätter	1	Blütenstand erkennbar, eingeschlossen
2	erstes neues Blatt entfaltet	2	Blütenstand sichtbar, nicht entfaltet
3	2-3 Blätter entfaltet	3	Blütenstand entfaltet
4	beginnende Halmentwicklung	4	erste Blüten stäubend
5	Halme teilweise ausgebildet	5	bis 25 % stäubend
6	Pflanze voll entwickelt	6	bis 50 % stäubend
7	beginnende Vergilbung bis vergilbte Halme	7	Vollblüte
8	Vergilbung bis 50 %	8	abblühend
9	Vergilbung über 50 %	9	völlig verblüht
10	oberirdisch abgestorben	10	fruchtend
11	oberirdisch verschwunden	11	Ausstreuen der Samen

### 10.5 Monitoringflächen – Standorte

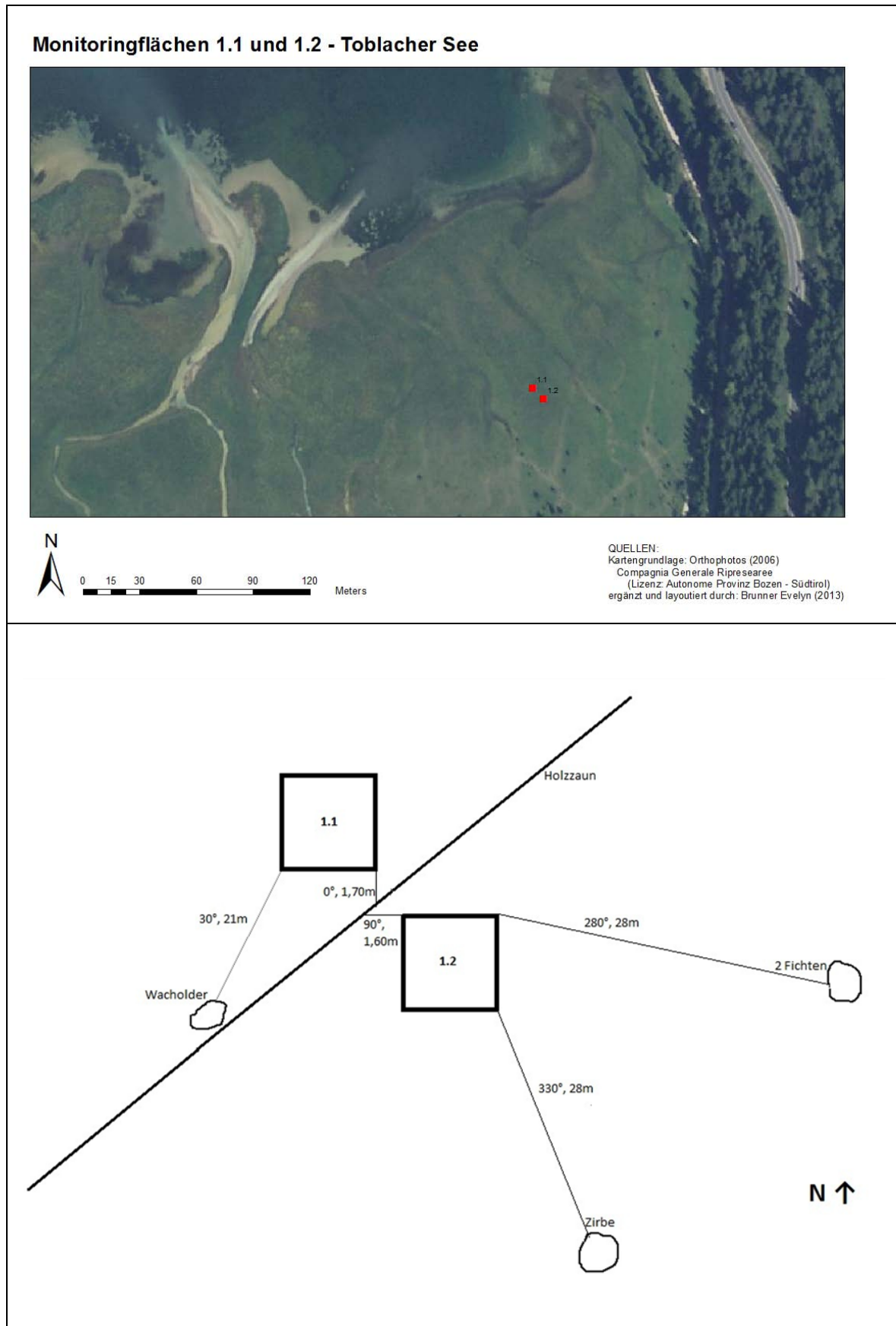
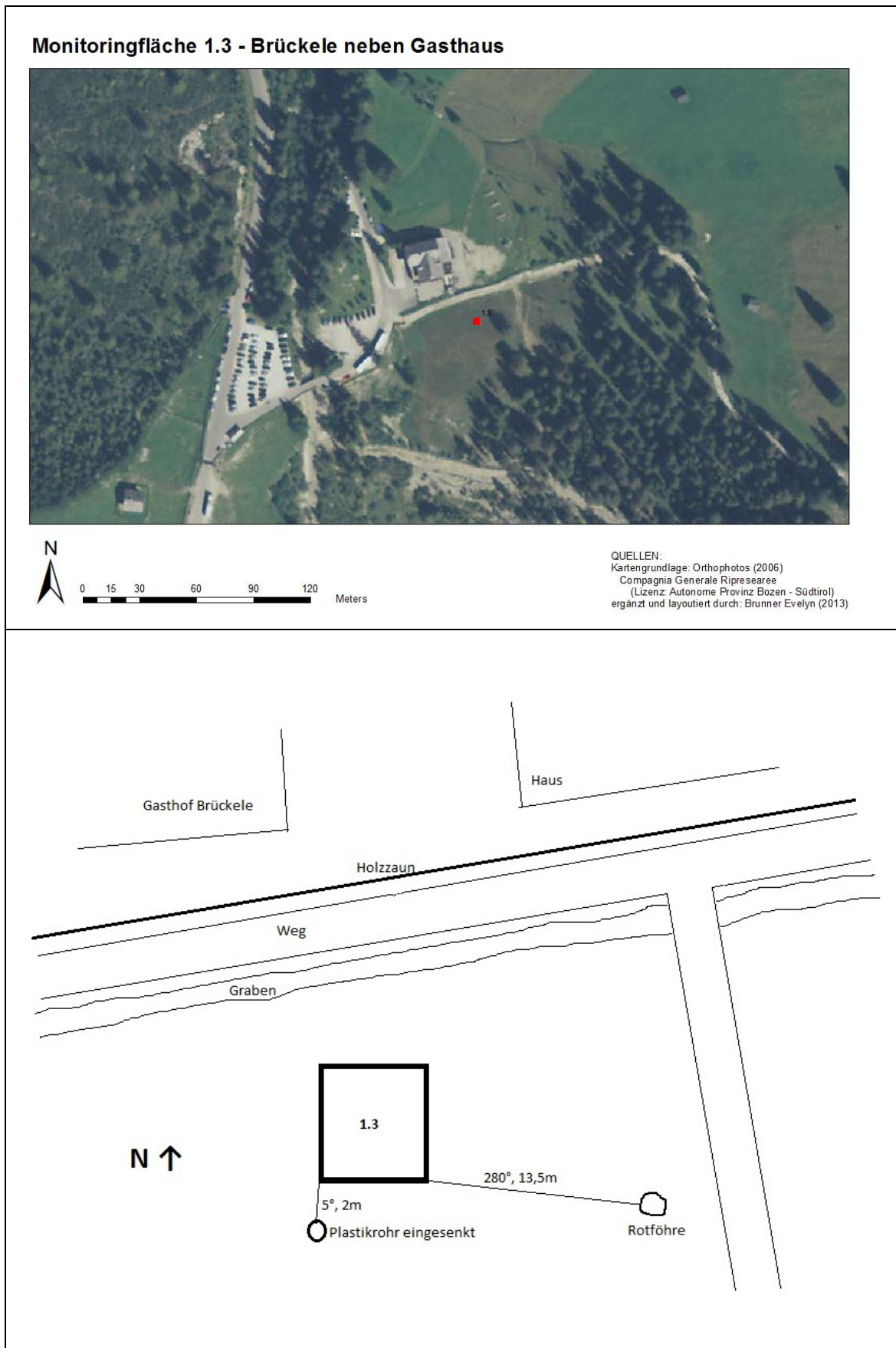


Abbildung 10.3 Orthophoto und Lageskizze der Monitoringflächen 1.1 und 1.2 - Toblacher See





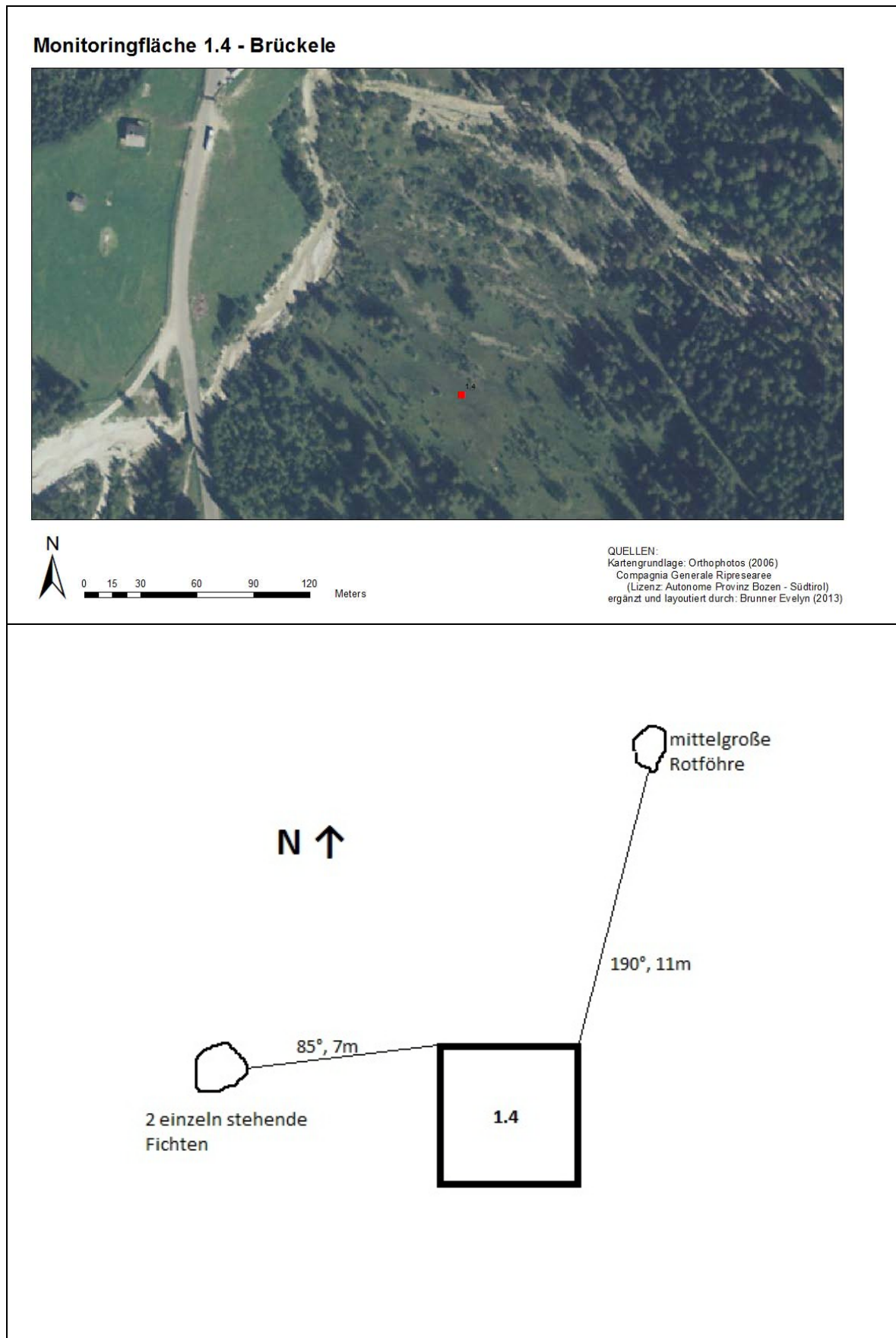


Abbildung 10.5 Orthophoto und Lageskizze der Monitoringflächen 1.4 – Brücke



Abbildung 10.6 Orthophoto und Lageskizze der Monitoringflächen 1.5 - Plätzwiese, Wiese „Hostota“

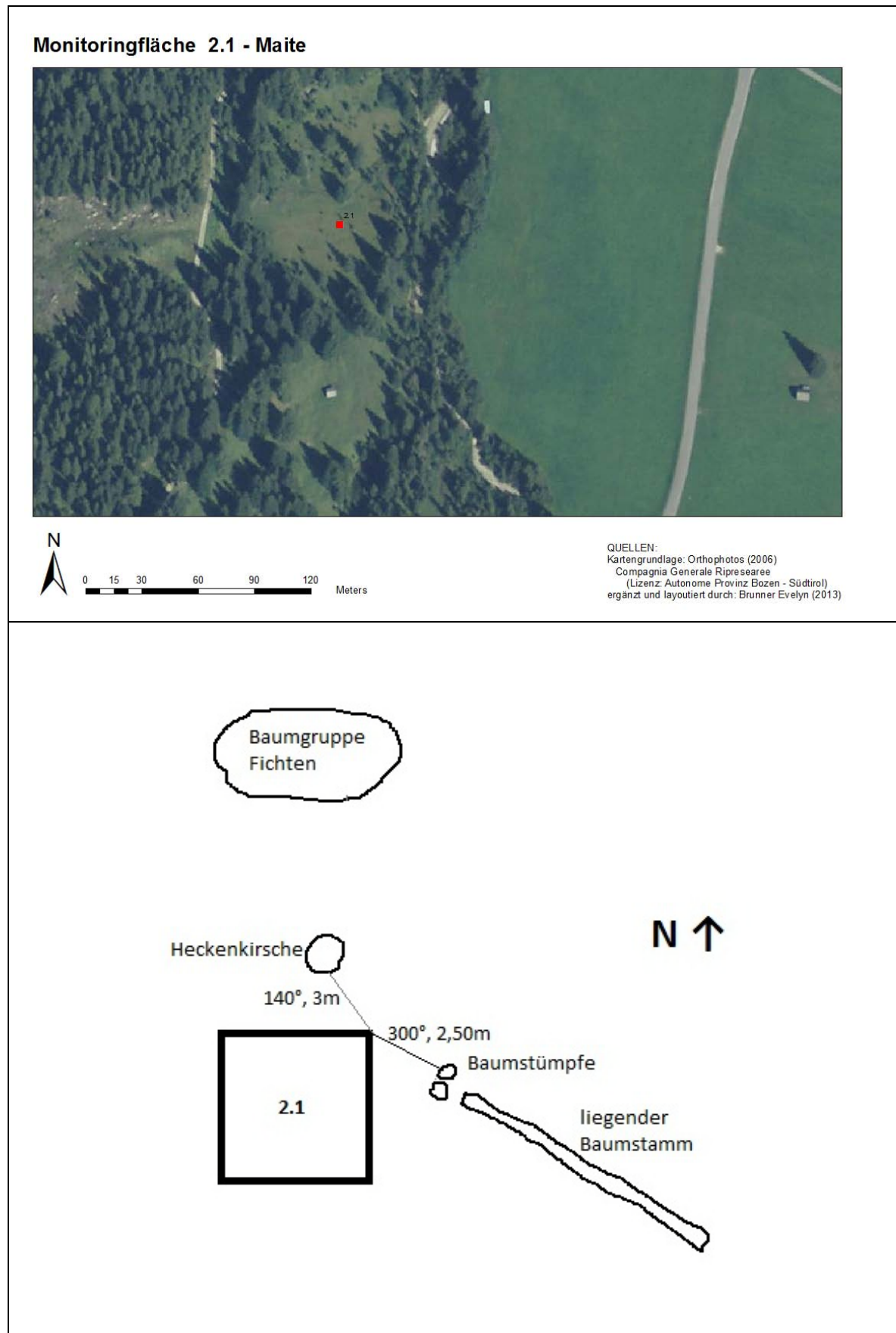
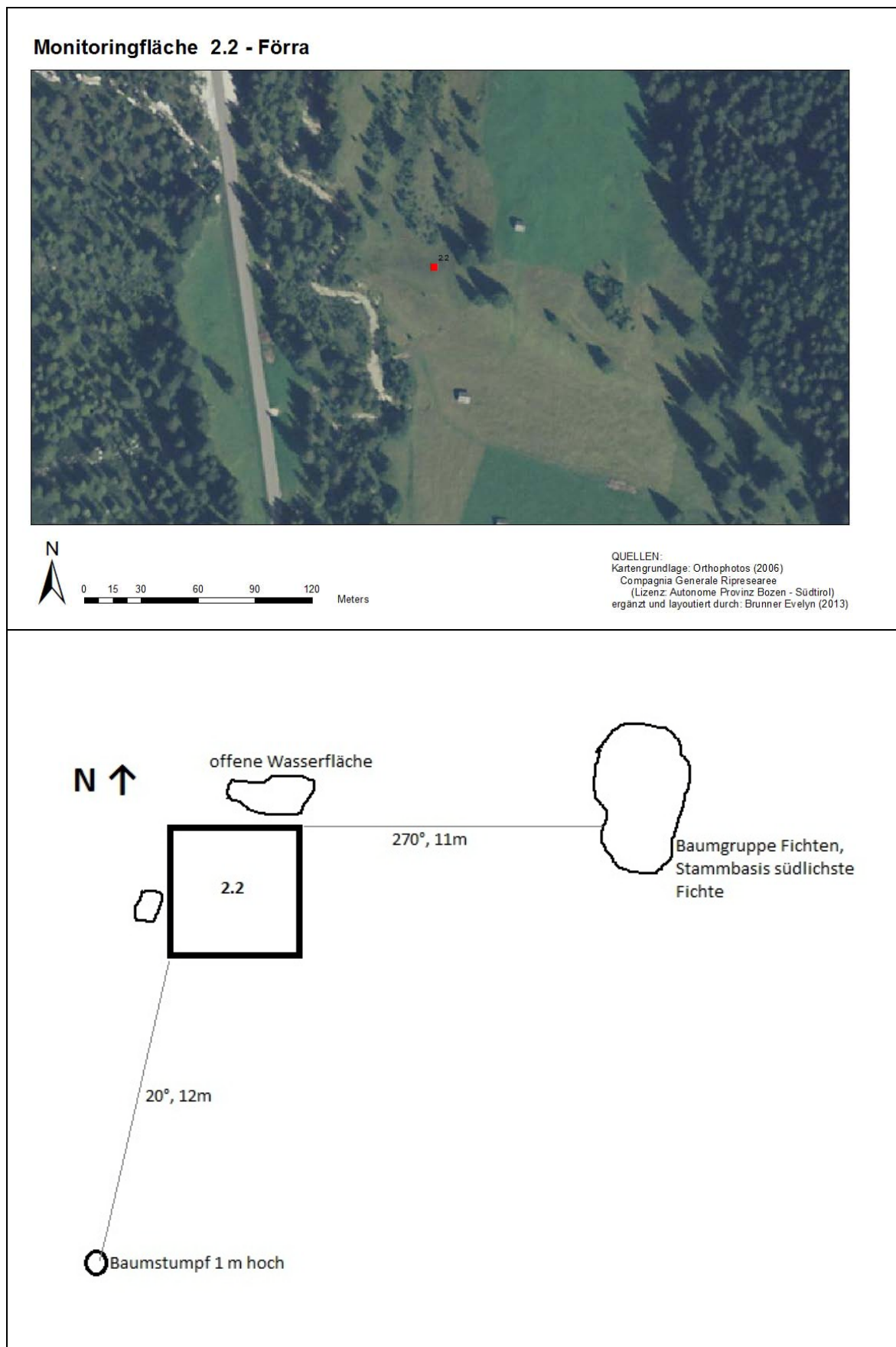
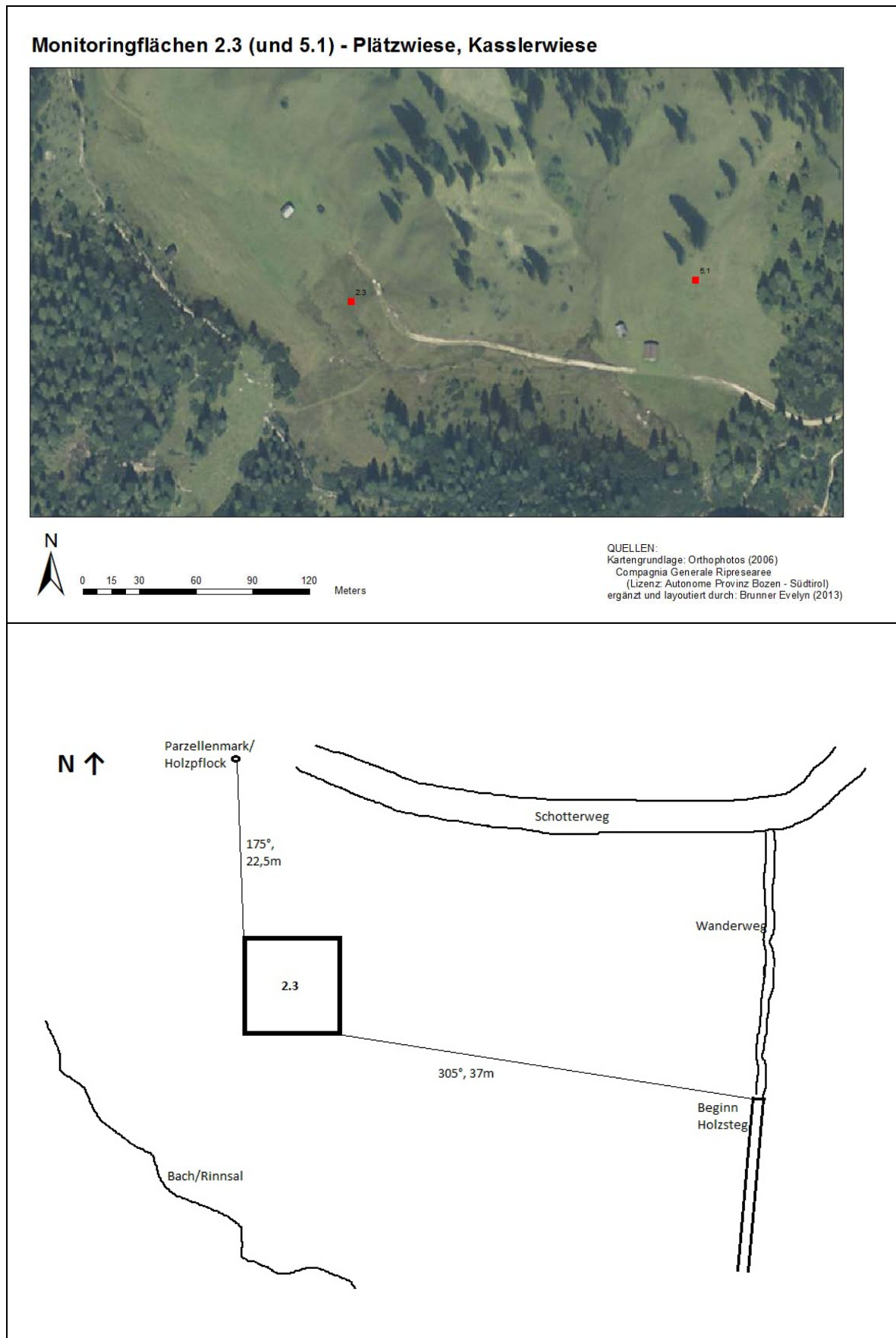


Abbildung 10.7 Orthophoto und Lageskizze der Monitoringflächen 2.1 – Maite







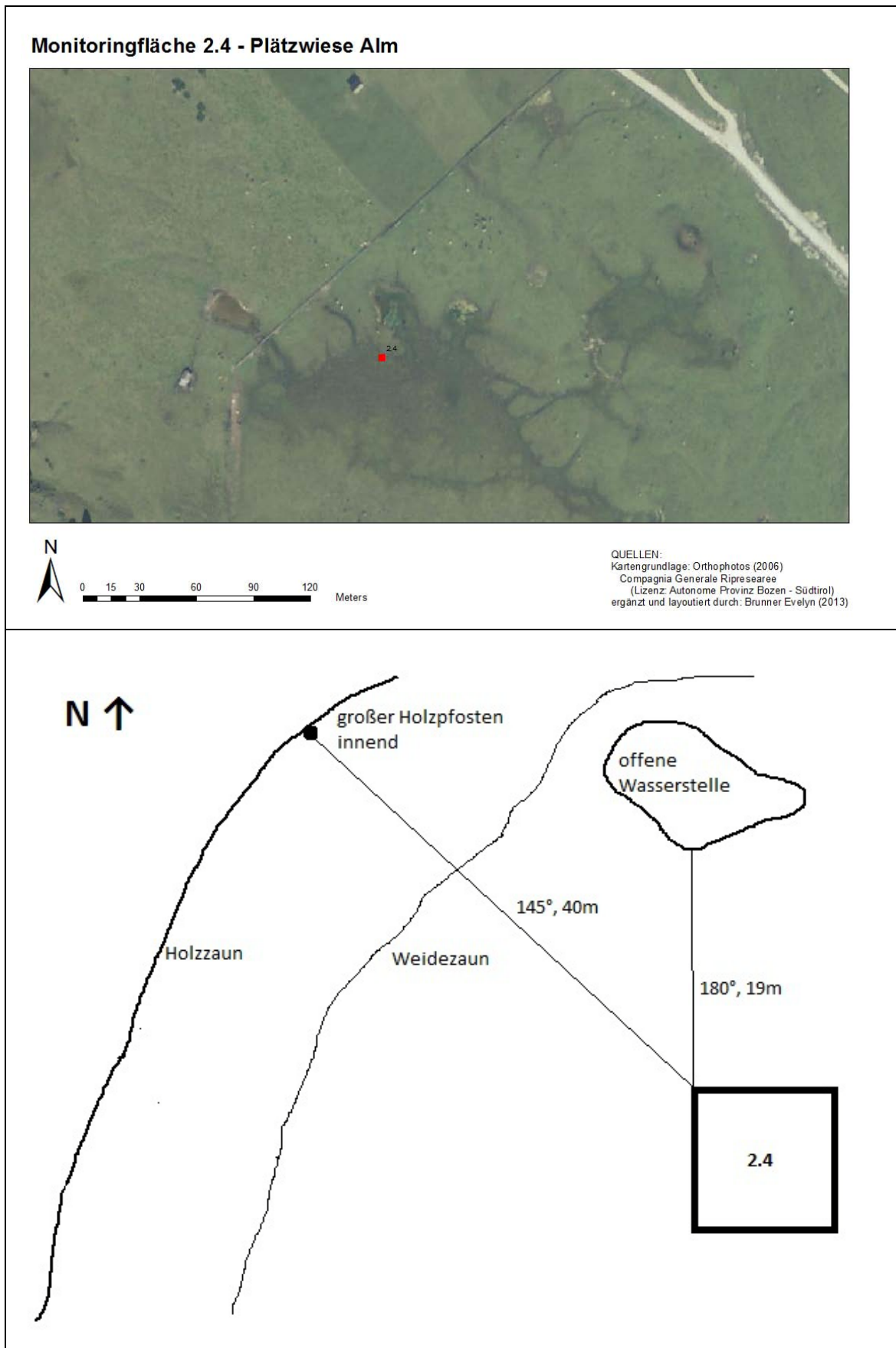


Abbildung 10.10 Orthophoto und Lageskizze der Monitoringflächen 2.4 - Plätzwiese Alm

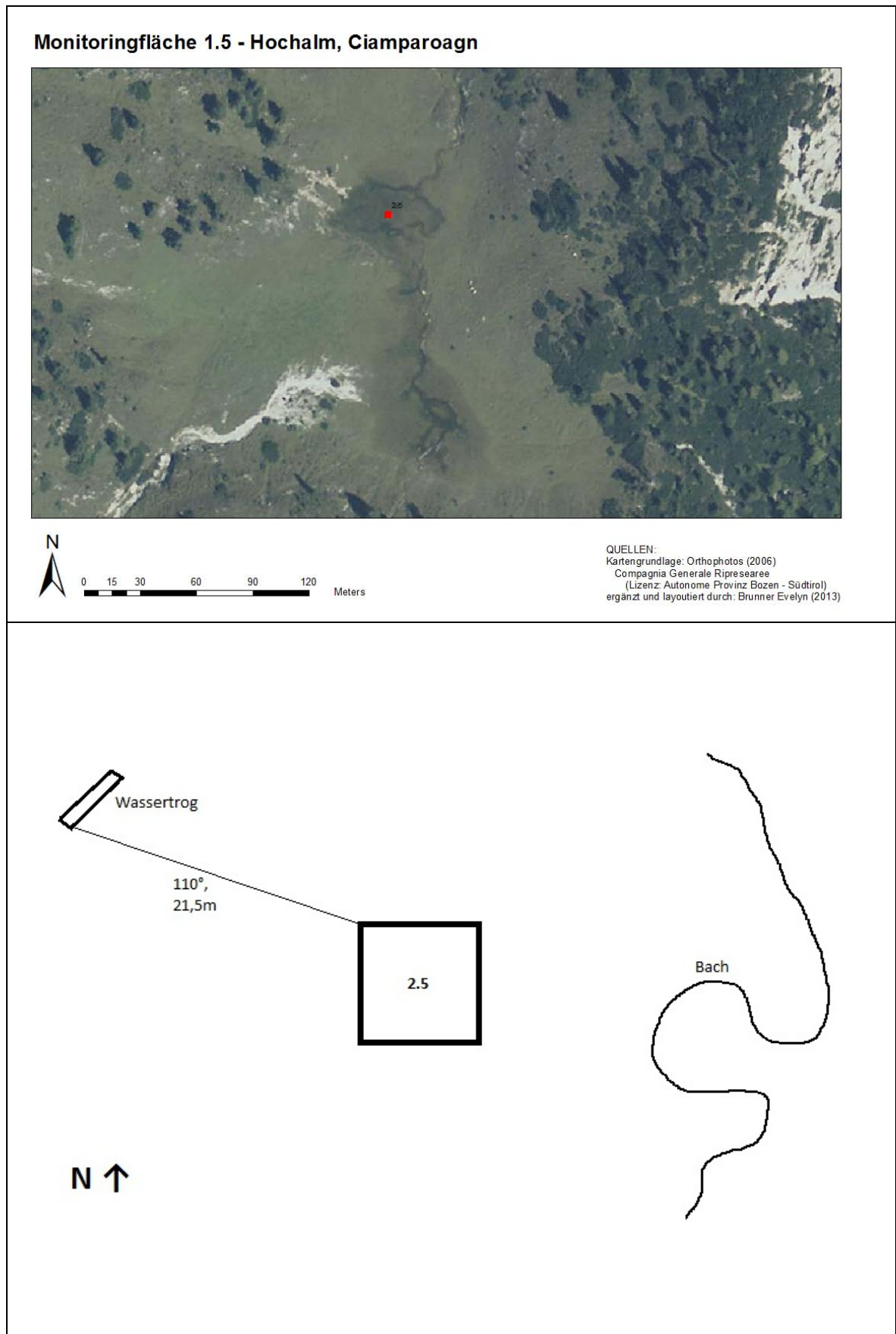


Abbildung 10.11 Orthophoto und Lageskizze der Monitoringflächen 2.5 - Hochalm, Ciamparoagn

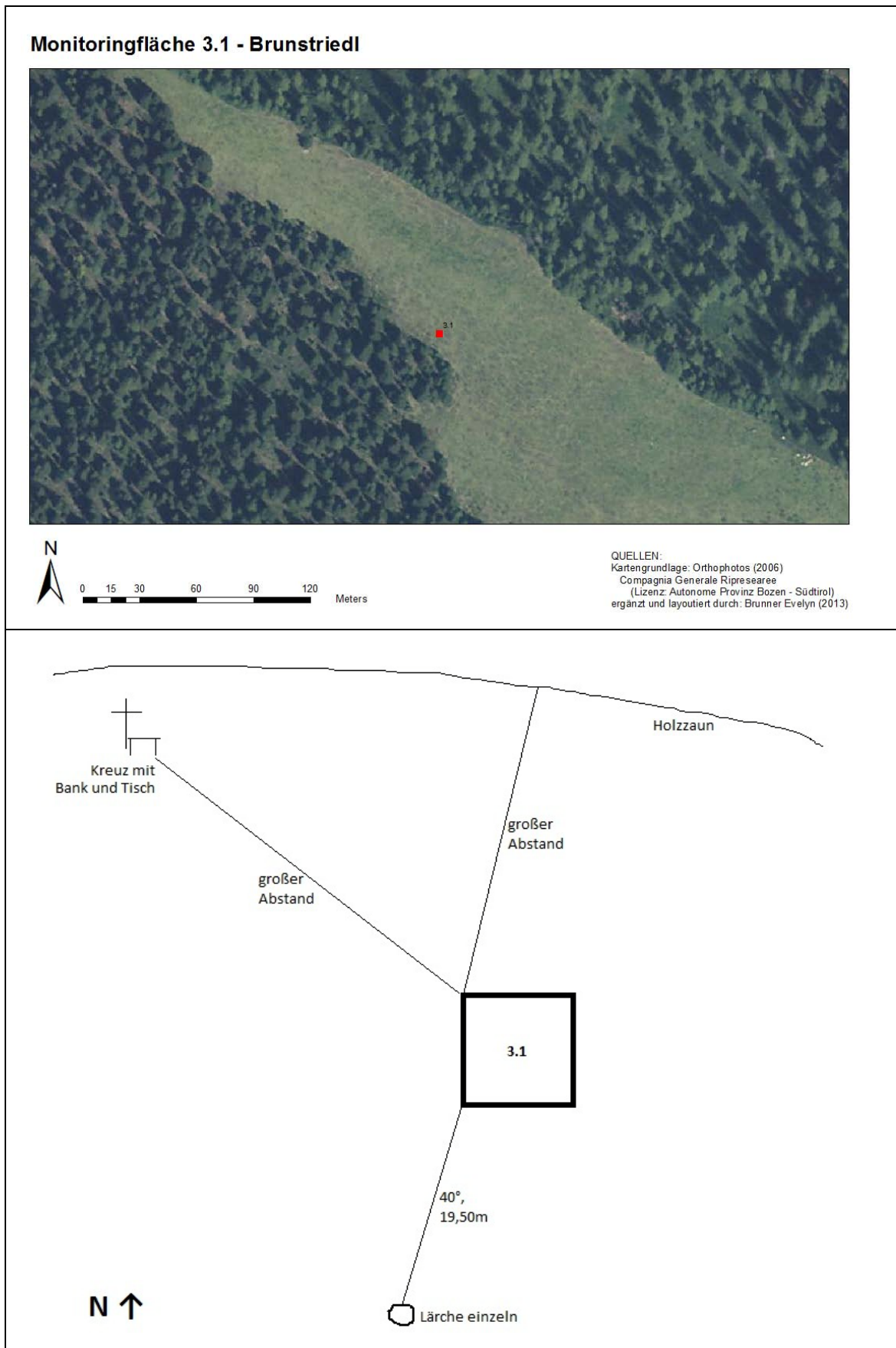


Abbildung 10.12 Orthophoto und Lageskizze der Monitoringflächen 3.1 – Brunstriedl



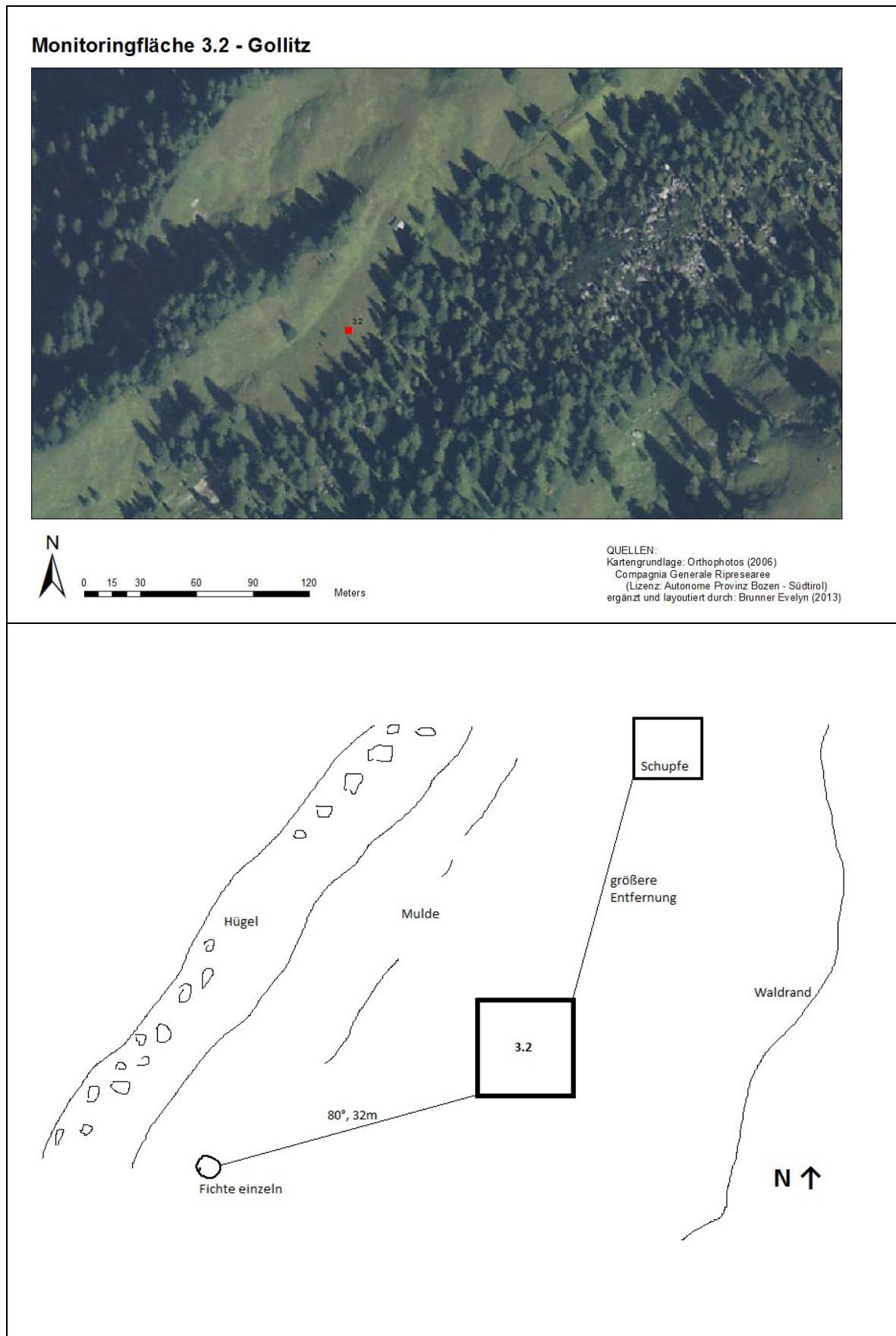


Abbildung 10.13 Orthophoto und Lageskizze der Monitoringflächen 3.2 – Gollitz

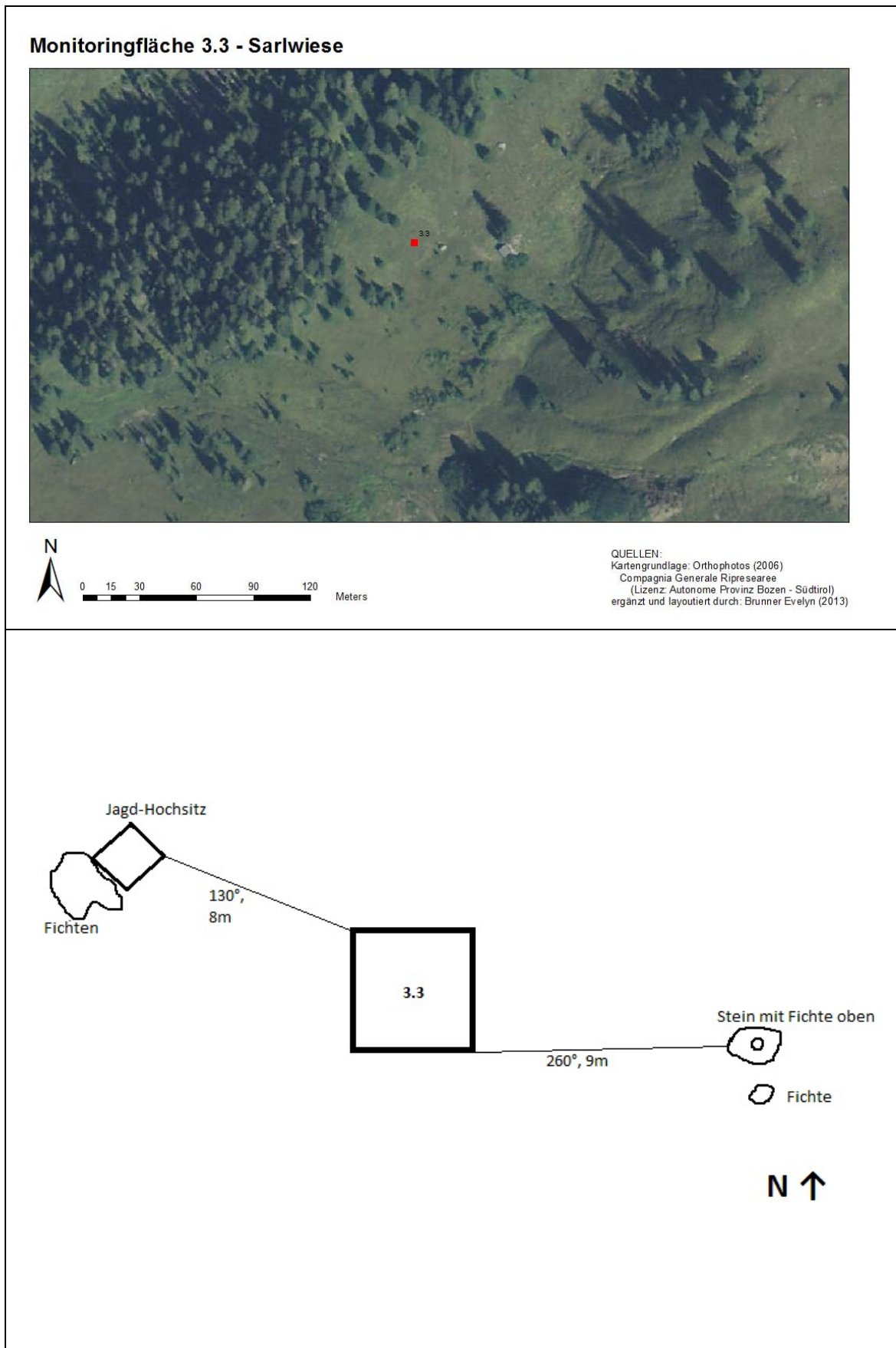


Abbildung 10.14 Orthophoto und Lageskizze der Monitoringflächen 3.3 – Sarlwiese

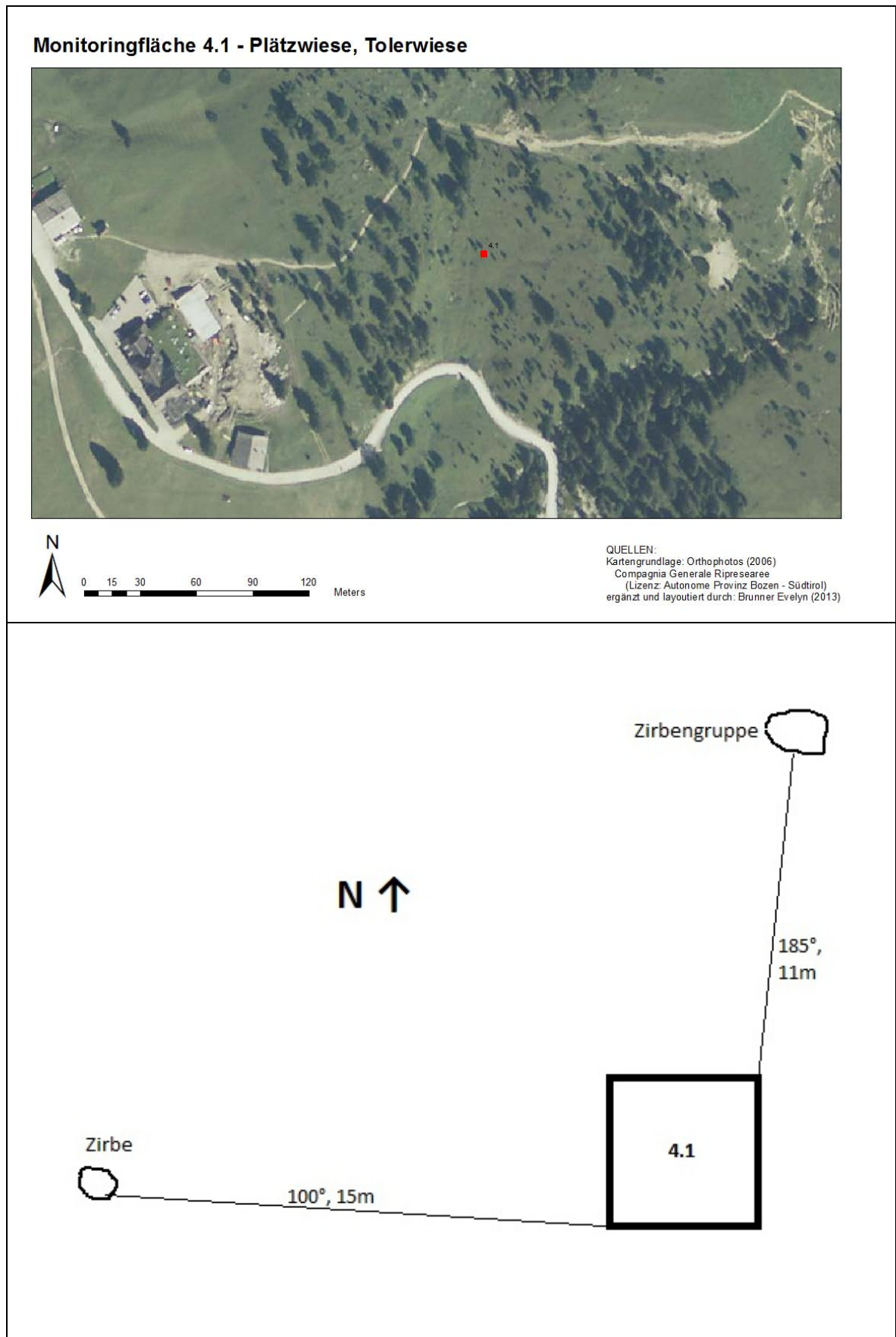


Abbildung 10.15 Orthophoto und Lageskizze der Monitoringflächen 4.1 - Plätzwiese, Tolerwiese

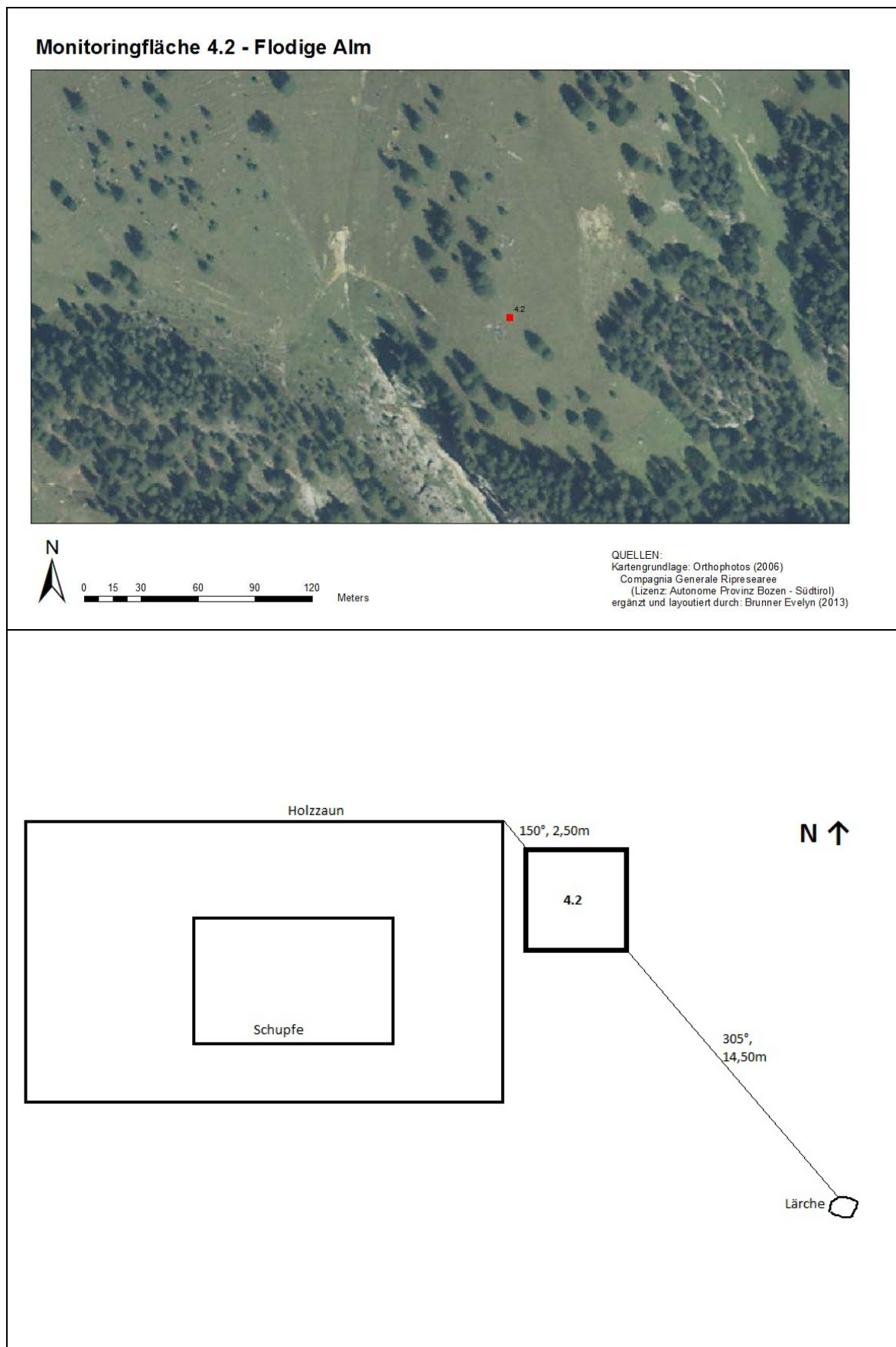


Abbildung 10.16 Orthophoto und Lageskizze der Monitoringflächen 4.2 - Flodige Alm



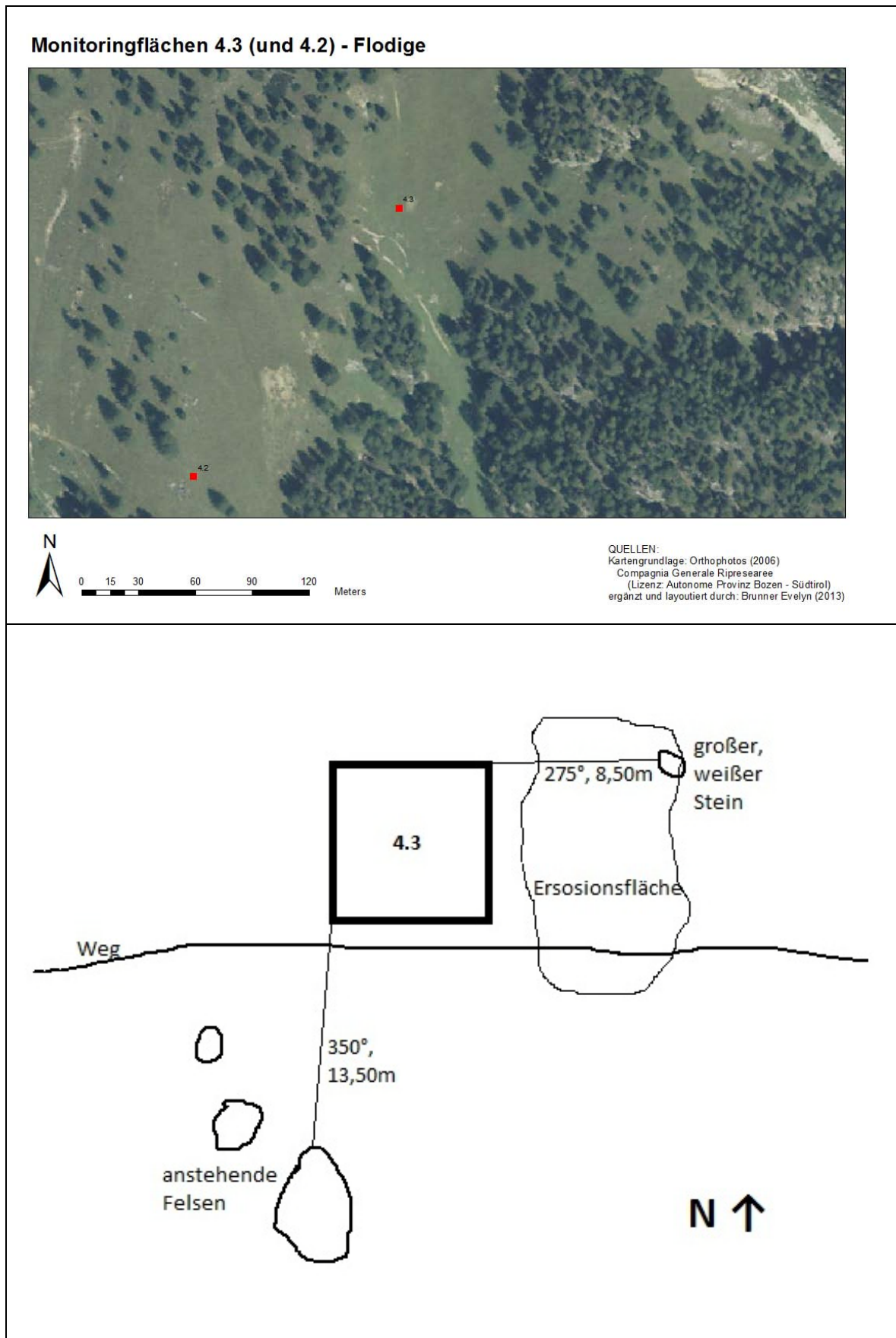


Abbildung 10.17 Orthophoto und Lageskizze der Monitoringflächen 4.3 – Flodige

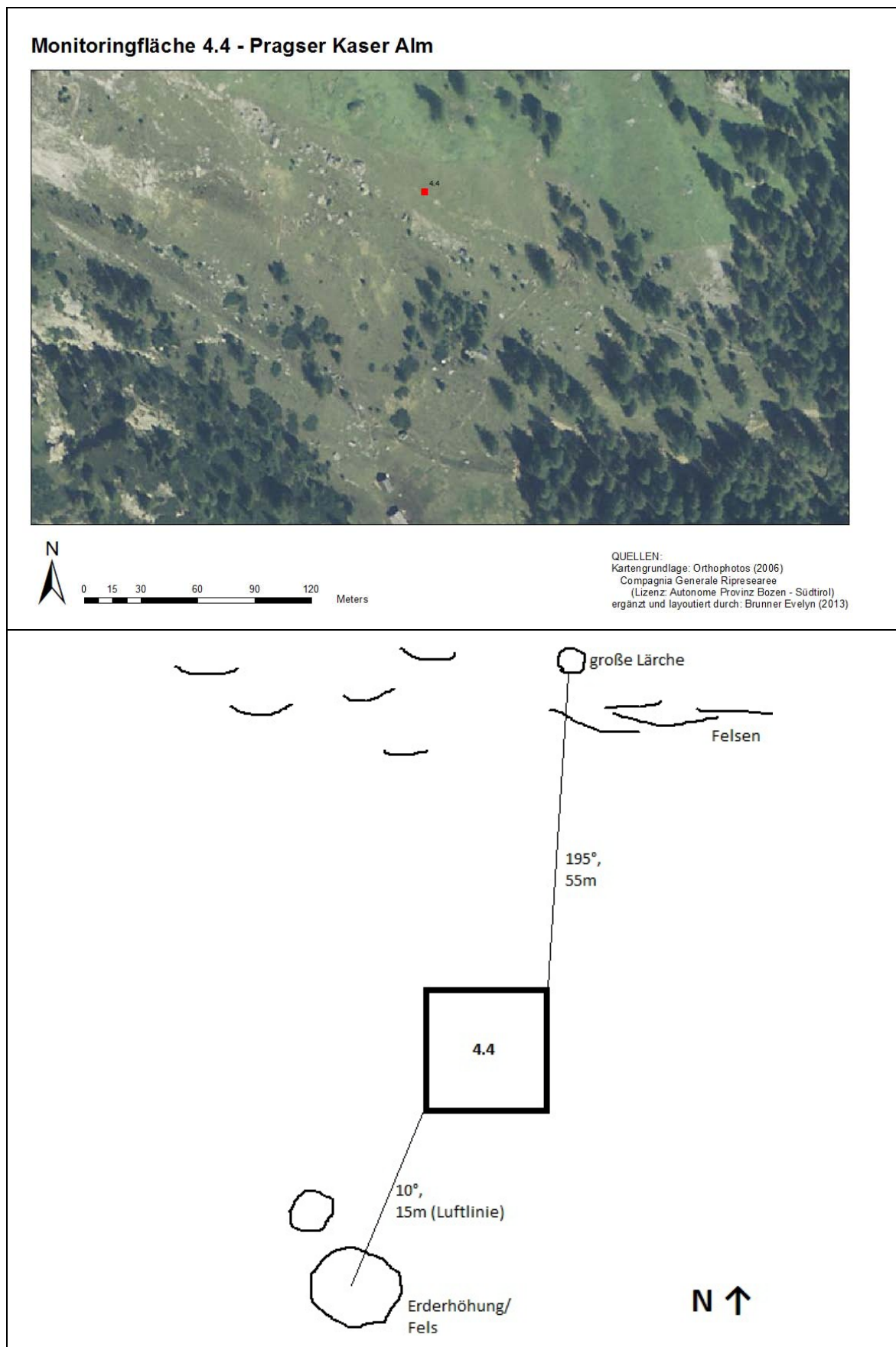


Abbildung 10.18 Orthophoto und Lageskizze der Monitoringflächen 4.4 - Pragser Kaser Alm

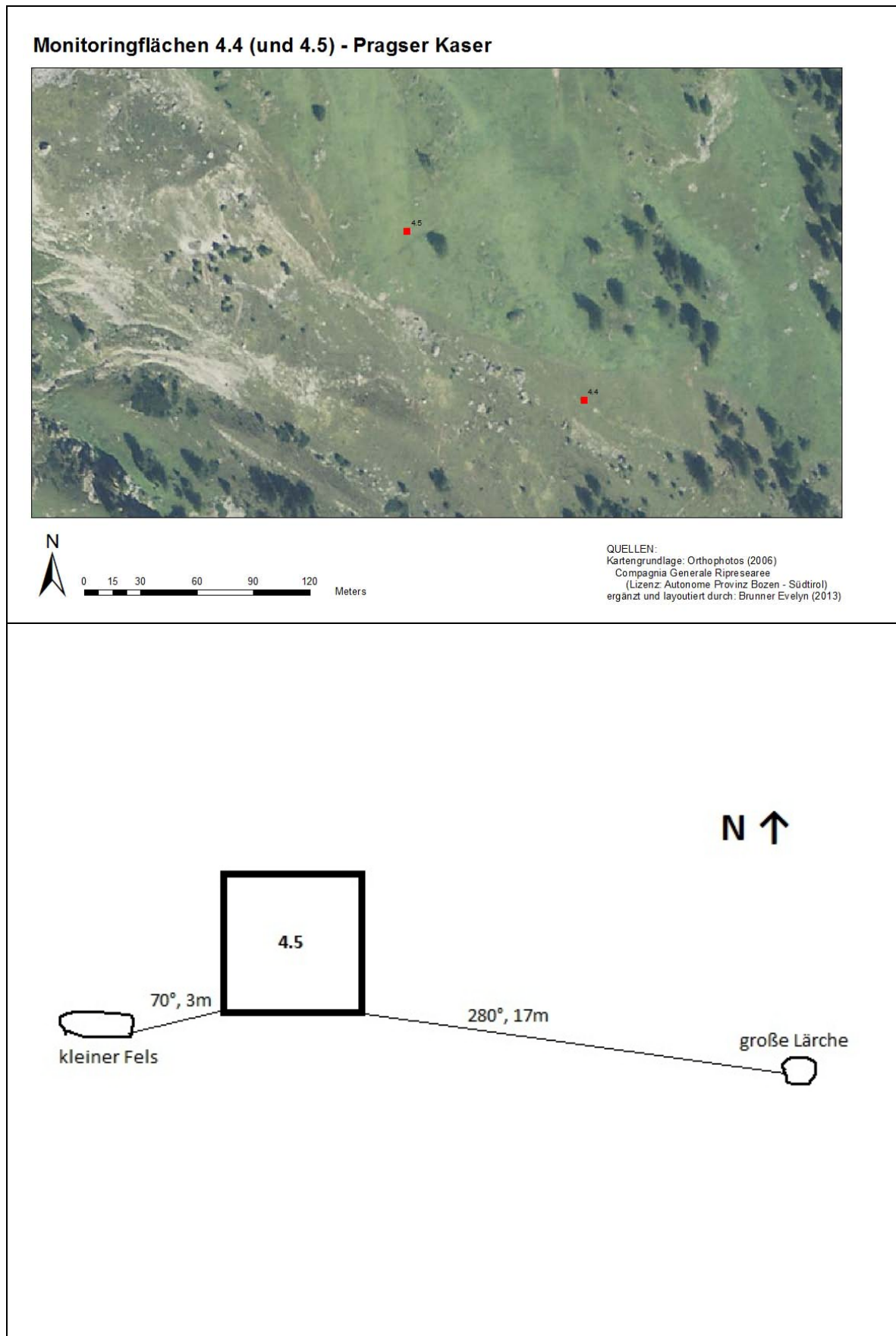


Abbildung 10.19 Orthophoto und Lageskizze der Monitoringflächen 4.5 - Pragser Kaser

### Monitoringflächen 5.1 (und 2.3) - Plätzwiese, Kasslerwiese



0 15 30 60 90 120 Meters

QUELLEN:  
 Kartengrundlage: Orthophotos (2006)  
 Compagnia Generale Ripresaree  
 (Lizenz: Autonome Provinz Bozen - Südtirol)  
 ergänzt und layoutiert durch: Brunner Evelyn (2013)

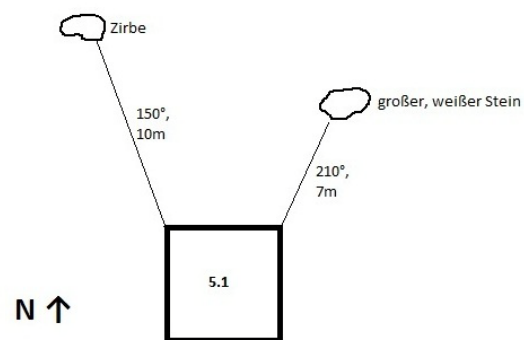


Abbildung 10.20 Orthophoto und Lageskizze der Monitoringflächen 5.1 - Plätzwiese, Kasslerwiese



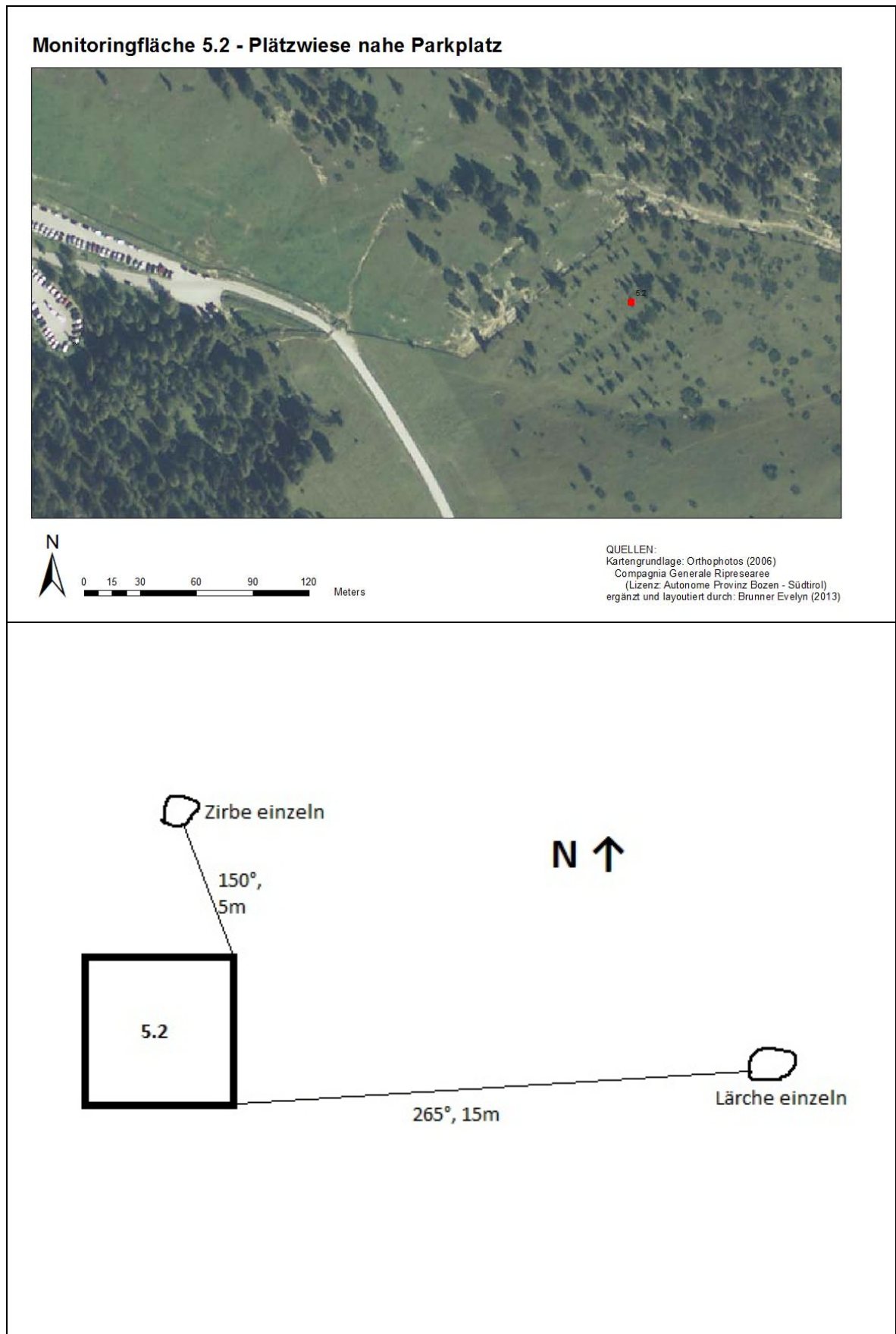


Abbildung 10.21 Orthophoto und Lageskizze der Monitoringflächen 5.2 - Plätzwiese, nahe Parkplatz

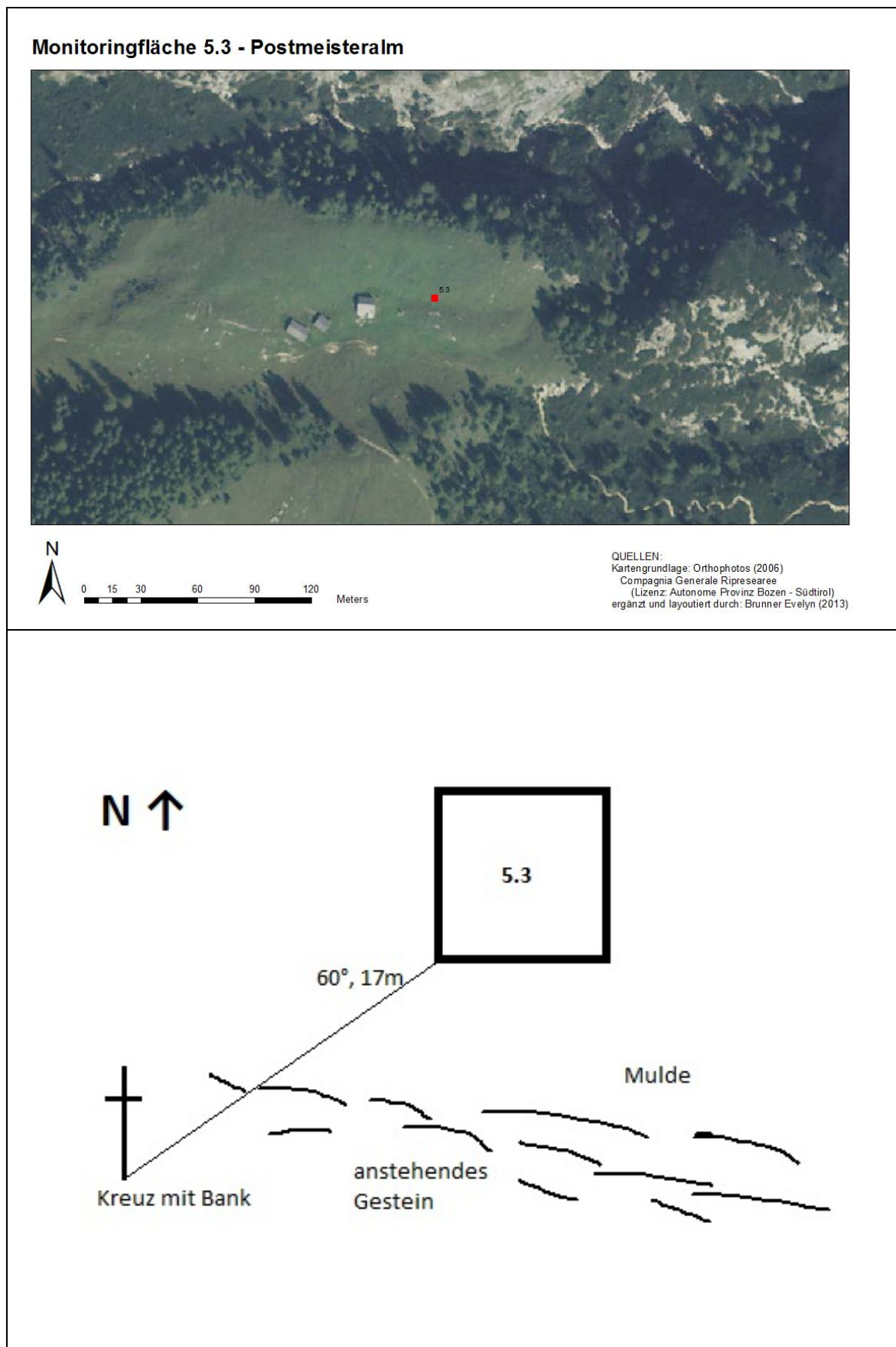


Abbildung 10.22 Orthophoto und Lageskizze der Monitoringflächen 5.3 – Postmeisteralm

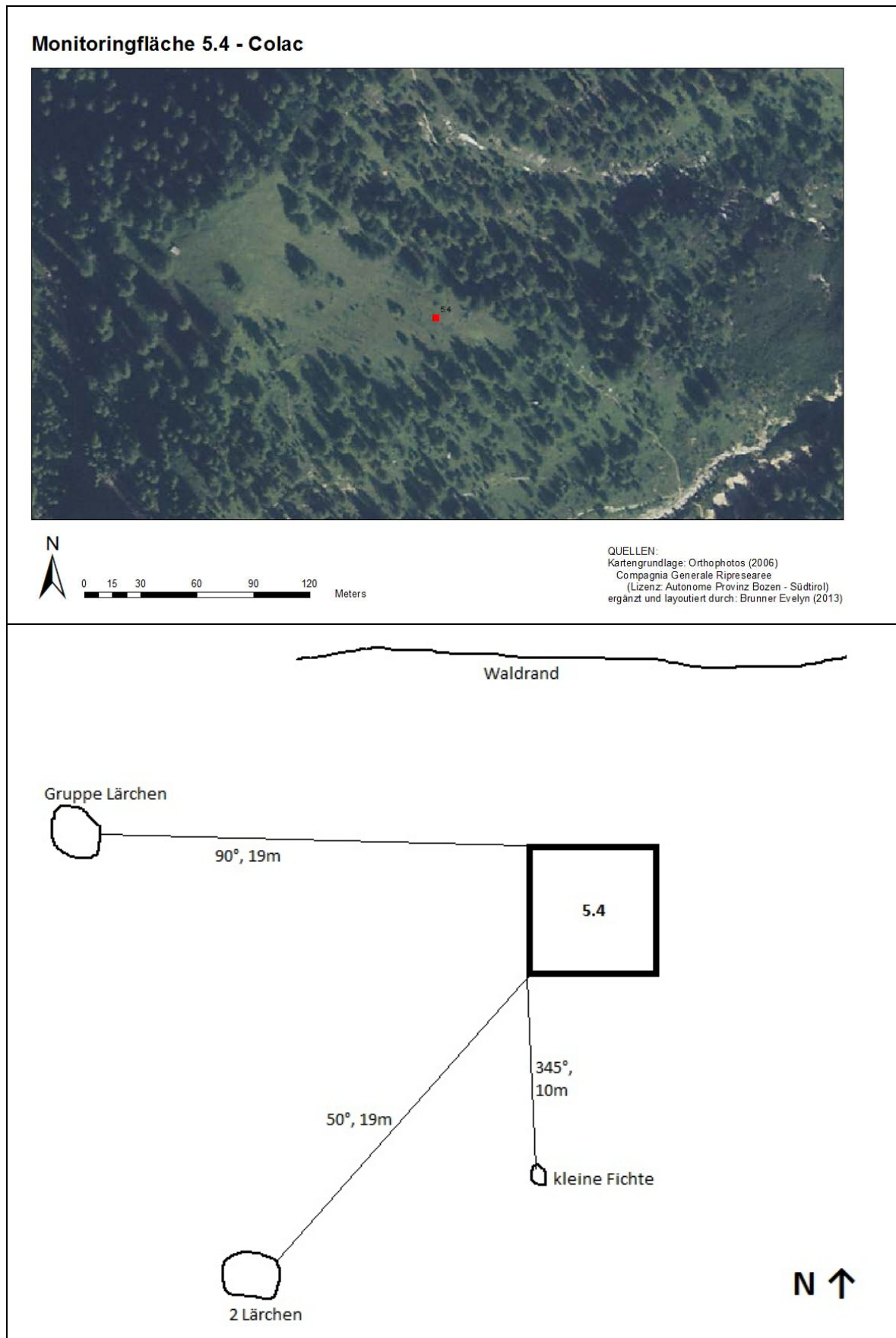


Abbildung 10.23 Orthophoto und Lageskizze der Monitoringflächen 5.4 – Colac



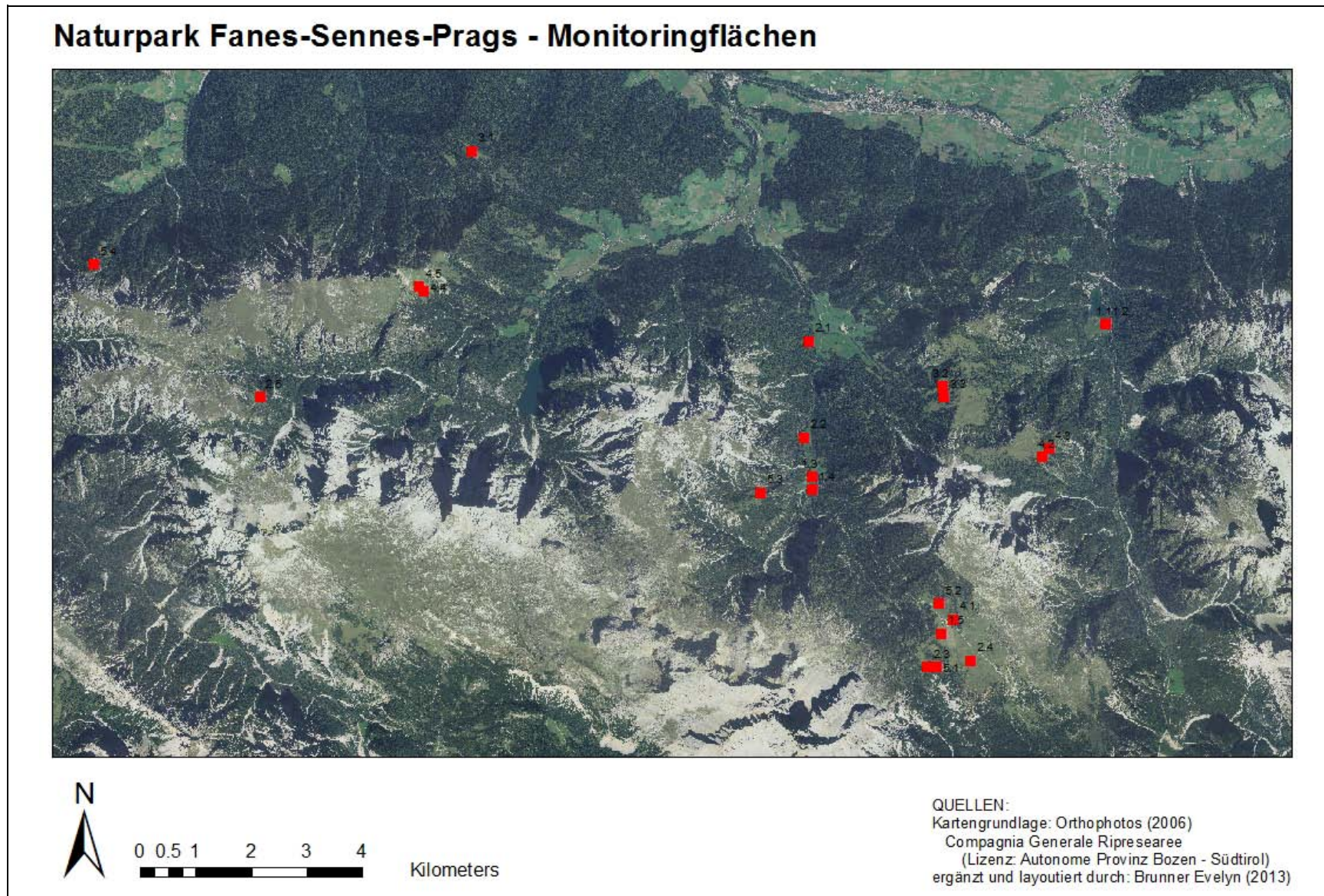


Abbildung 10.24 Übersichtskarte aller Monitoringflächen im Naturpark Fanes-Sennes-Prags (Quelle Karte: COMPAGNIA GENERALE RIPRESEAREE)

## 10.6 Pflanzensoziologie – Daten Frequenzaufnahmen (1x1 m plots)

### 10.6.1 Moore

#### 10.6.1.1 Monitoringfläche 1.1

K. Phragmiti-Magnocaricetea <i>O. Phragmitetalia</i> V. Caricenion rostratae <u><i>Caricetum paniculatae</i></u>		K. Phragmiti-Magnocaricetea <i>O. Phragmitetalia</i> V. Caricenion rostratae <u><i>Caricetum paniculatae</i></u>
	K. Phragmiti-Magnocaricetea <i>O. Phragmitetalia</i> V. Caricenion rostratae <u><i>Caricetum paniculatae</i></u>	
K. Phragmiti-Magnocaricetea <i>O. Phragmitetalia</i> V. Caricenion rostratae <u><i>Caricetum paniculatae</i></u>		K. Phragmiti-Magnocaricetea <i>O. Phragmitetalia</i> V. Caricenion gracilis

#### 10.6.1.2 Monitoringfläche 1.2

K. Phragmiti-Magnocaricetea <i>O. Phragmitetalia</i> V. Caricenion rostratae <u><i>Caricetum paniculatae</i></u>		K. Phragmiti-Magnocaricetea <i>O. Phragmitetalia</i> V. Caricenion rostratae <u><i>Caricetum paniculatae</i></u>
	K. Phragmiti-Magnocaricetea <i>O. Phragmitetalia</i> V. Caricenion rostratae <u><i>Caricetum paniculatae</i></u>	
K. Molinio-Arrhenatheretea <i>O. Molinietalia</i> V. Molinion		K. Phragmiti-Magnocaricetea <i>O. Phragmitetalia</i> V. Caricenion gracilis

#### 10.6.1.3 Monitoringfläche 1.3

K. Scheuchzerio-Caricetea fuscae <i>O. Caricetalia davallianae</i> V. Caricion davallianae <u><i>Caricetum davallianae</i></u>		K. Phragmiti-Magnocaricetea <i>O. Phragmitetalia</i> V. Caricenion rostratae <u><i>Caricetum rostratae</i></u>
	K. Scheuchzerio-Caricetea fuscae <i>O. Caricetalia davallianae</i> V. Caricion davallianae <u><i>Caricetum davallianae</i></u>	
K. Scheuchzerio-Caricetea fuscae <i>O. Caricetalia davallianae</i> V. Caricion davallianae <u><i>Caricetum davallianae</i></u>		K. Phragmiti-Magnocaricetea <i>O. Phragmitetalia</i> V. Caricenion rostratae <u><i>Caricetum rostratae</i></u>

**10.6.1.4 Monitoringfläche 1.4**

K. Scheuchzerio-Caricetea fuscae <i>O. Caricetalia davalliana</i> V. Caricion davalliana <u><i>Caricetum davalliana</i></u>		K. Scheuchzerio-Caricetea fuscae <i>O. Caricetalia davalliana</i> V. Caricion davalliana <u><i>Caricetum davalliana</i></u>
	K. Scheuchzerio-Caricetea fuscae <i>O. Caricetalia davalliana</i> V. Caricion davalliana <u><i>Caricetum davalliana</i></u>	
K. Scheuchzerio-Caricetea fuscae <i>O. Caricetalia davalliana</i> V. Caricion davalliana <u><i>Caricetum davalliana</i></u>		K. Scheuchzerio-Caricetea fuscae <i>O. Caricetalia davalliana</i> V. Caricion davalliana <u><i>Caricetum davalliana</i></u>

**10.6.1.5 Monitoringfläche 1.5**

K. Scheuchzerio-Caricetea fuscae <i>O. Caricetalia davalliana</i> V. Caricion davalliana <u><i>Caricetum davalliana</i></u>		K. Scheuchzerio-Caricetea fuscae <i>O. Caricetalia davalliana</i> V. Caricion davalliana <u><i>Caricetum davalliana</i></u>
	K. Scheuchzerio-Caricetea fuscae <i>O. Caricetalia davalliana</i> V. Caricion davalliana <u><i>Caricetum davalliana</i></u>	
K. Scheuchzerio-Caricetea fuscae <i>O. Caricetalia fuscae</i> V. Caricion fuscae <u><i>Caricetum goodenowii</i></u>		K. Scheuchzerio-Caricetea fuscae <i>O. Caricetalia davalliana</i> V. Caricion davalliana <u><i>Caricetum davalliana</i></u>

**10.6.1.6 Monitoringfläche 2.1**

K. Scheuchzerio-Caricetea fuscae <i>O. Caricetalia davalliana</i> V. Caricion davalliana <u><i>Caricetum davalliana</i></u>		K. Scheuchzerio-Caricetea fuscae <i>O. Caricetalia davalliana</i> V. Caricion davalliana <u><i>Caricetum davalliana</i></u>
	K. Scheuchzerio-Caricetea fuscae <i>O. Caricetalia davalliana</i> V. Caricion davalliana <u><i>Caricetum davalliana</i></u>	
K. Scheuchzerio-Caricetea fuscae <i>O. Caricetalia fuscae</i> V. Caricion fuscae		K. Scheuchzerio-Caricetea fuscae <i>O. Caricetalia davalliana</i> V. Caricion davalliana <u><i>Caricetum davalliana</i></u>

**10.6.1.7 Monitoringfläche 2.2**

K. Scheuchzerio-Caricetea fuscae <i>O. Caricetalia davallianae</i> V. Caricion davallianae <u><i>Schoenetum ferruginei</i></u>		K. Scheuchzerio-Caricetea fuscae <i>O. Caricetalia davallianae</i> V. Caricion davallianae <u><i>Schoenetum ferruginei</i></u>
	K. Scheuchzerio-Caricetea fuscae <i>O. Caricetalia davallianae</i> V. Caricion davallianae <u><i>Schoenetum ferruginei</i></u>	
K. Scheuchzerio-Caricetea fuscae <i>O. Caricetalia davallianae</i> V. Caricion davallianae <u><i>Caricetum davallianae</i></u>		K. Scheuchzerio-Caricetea fuscae <i>O. Caricetalia davallianae</i> V. Caricion davallianae <u><i>Schoenetum ferruginei</i></u>

**10.6.1.8 Monitoringfläche 2.3**

K. Scheuchzerio-Caricetea fuscae <i>O. Caricetalia davallianae</i> V. Caricion atrofusco- saxatilis <u><i>Astero bellidiastro-</i></u> <u><i>Kobresietum simpliciusculae</i></u>		K. Scheuchzerio-Caricetea fuscae <i>O. Caricetalia davallianae</i> V. Caricion davallianae <u><i>Caricetum davallianae</i></u>
	K. Scheuchzerio-Caricetea fuscae <i>O. Caricetalia davallianae</i> V. Caricion davallianae <u><i>Caricetum davallianae</i></u>	
K. Scheuchzerio-Caricetea fuscae <i>O. Caricetalia davallianae</i> V. Caricion atrofusco- saxatilis <u><i>Astero bellidiastro-</i></u> <u><i>Kobresietum simpliciusculae</i></u>		K. Scheuchzerio-Caricetea fuscae <i>O. Caricetalia davallianae</i> V. Caricion davallianae <u><i>Caricetum davallianae</i></u>

**10.6.1.9 Monitoringfläche 2.4**

K. Scheuchzerio-Caricetea fuscae <i>O. Caricetalia fuscae</i> V. Caricion fuscae <u><i>Menyantho trifoliatae-</i></u> <u><i>Sphagnetum teretis</i></u> *		K. Scheuchzerio-Caricetea fuscae <i>O. Caricetalia fuscae</i> V. Caricion fuscae <u><i>Caricetum goodenowii</i></u>
	K. Scheuchzerio-Caricetea fuscae <i>O. Caricetalia fuscae</i> V. Caricion fuscae <u><i>Menyantho trifoliatae-</i></u> <u><i>Sphagnetum teretis</i></u> *	
K. Oxycocco-Sphagneteta <i>O. Sphagnetalia medii</i> V. Sphagnion medii <u><i>Sphagnetum medii</i></u> *		K. Phragmiti-Magnocaricetea <i>O. Phragmitetalia</i> V. Caricion rostratae <u><i>Caricetum rostratae</i></u>

\* Dazu sei empfohlen zukünftig auch die Moose zu bestimmen, um die diagnostische Artenkombination dieser Gesellschaften auf der Moorfläche bestätigen zu können.

**10.6.1.10 Monitoringfläche 2.5**

K. Scheuchzerio-Caricetea fuscae <i>O. Caricetalia davalliana</i> V. Caricion davalliana <u><i>Caricetum davalliana</i></u>		K. Scheuchzerio-Caricetea fuscae <i>O. Caricetalia davalliana</i> V. Caricion davalliana <u><i>Eleocharitetum pauciflorae</i></u>
	K. Scheuchzerio-Caricetea fuscae <i>O. Caricetalia davalliana</i> V. Caricion davalliana <u><i>Caricetum davalliana</i></u>	
K. Scheuchzerio-Caricetea fuscae <i>O. Caricetalia davalliana</i> V. Caricion davalliana <u><i>Caricetum davalliana</i></u>		K. Scheuchzerio-Caricetea fuscae <i>O. Caricetalia davalliana</i> V. Caricion davalliana <u><i>Caricetum davalliana</i></u>

Tabelle 10.3 Die geordnete Vegetationstabelle auf nachfolgender Seite enthält die Vegetationsaufnahmen aller Subplots der Moorflächen



Relevé number	23	67	45	89	1	90	68	2	24	46	93	5	71	49	27	50	6	94	28	72	47	25	3	69	91	26	4	48	92	70	107	63	19	85	41	42	64	20	108	86	22	110	66	88	44	43	65	21	87	109																			
Nr. relevé in table	1.1	1.1	1.1	1.1	1.1	1.2	1.2	1.2	1.2	1.2	1.3	1.3	1.3	1.3	1.3	1.4	1.4	1.4	1.4	1.4	2.1	2.1	2.1	2.1	2.1	2.2	2.2	2.2	2.2	2.2	2.3	2.3	2.3	2.3	2.3	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	2.5	2.5	2.5	2.5	2.5	2.4	2.4	2.4	2.4	2.4																			
Nr.freq-plot	no	so	nw	sw	m	sw	so	m	no	nw	sw	m	so	nw	no	nw	m	sw	no	so	nw	no	m	so	sw	no	m	nw	sw	so	sw	nw	m	so	no	no	nw	m	sw	so	m	sw	nw	so	no	no	nw	m	so	sw																			
Number of relevés: 50																																																																					
Light	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	7	8	8	8	7	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	7	7	7	8	8	8	8	8	7	8	8	8	7																			
Temperature	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	4	4	4	4	4	4	4	5	4	4	4	4	4	4	4	3	3	3	4	4	3	3	3	3	3	4	4	4	5	4	4	4	4	4	4	3	3	3	3	3																			
Continentality	6	6	6	6	6	5	5	6	6	6	4	4	4	4	4	3	3	4	3	3	4	4	4	4	4	3	3	3	4	4	4	4	4	4	4	3	4	4	4	4	4	4	4	5	4	3	3	3	3	3																			
Moisture	8	8	8	8	8	7	8	8	8	8	8	8	9	8	8	8	8	7	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	9	9	9	9	9	7	8	8	8	8																			
Soil reaction	8	8	8	7	8	7	6	8	7	8	7	7	7	8	7	7	7	7	7	7	8	6	6	8	6	7	7	7	7	7	7	7	8	7	7	6	6	6	5	6	8	8	8	8	8	3	2	4	3	3																			
Nutrients	5	5	5	4	5	5	5	5	5	5	2	2	2	2	2	3	3	3	3	3	3	3	3	4	4	2	2	2	2	2	3	3	3	2	3	2	3	3	3	3	3	3	2	2	3	2	2	2	2	2																			
<i>Caltha palustris</i>	6	r	r	r	r	2	2	r	r	r	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.																			
<i>Galium palustre</i>	6	2	r	r	r	r	2	3	r	3	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.																				
<i>Poa palustris</i>	6	3	4	5	5	5	5	4	4	4	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	r	r	2	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.																		
<i>Potentilla anserina</i>	6	r	2	2	2	r	4	4	3	3	3	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.																				
<i>Ranunculus repens</i>	6	.	r	.	.	.	2	4	.	2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.																				
<i>Galium uliginosum</i>	6	r	.	r	r	r	3	2	2	r	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.																				
<i>Deschampsia cespitosa</i>	6	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.																				
<i>Cardamine pratensis</i>	6	.	r	.	.	r	.	.	.	r	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.																				
<i>Lathyrus pratensis</i>	6	.	.	.	r	.	2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.																				
<i>Vicia cracca</i>	6	.	.	.	.	.	2	r	r	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.																				
<i>Alopecurus pratensis</i>	6	.	.	.	.	.	r	r	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.																				
<i>Veronica chamaedrys</i>	6	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.																				
<i>Ranunculus acris</i>	6	.	.	.	.	r	r	.	r	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.																				
<i>Carex nigra</i>	6	5	5	5	4	5	5	5	5	5	3	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	r	2	r	r	.	.	.	r	r	r	.	.	r	.	.	.	.	r	r	4	4	5	4	4	3	r	.	.	.																			
<i>Equisetum palustre</i>	6	2	2	2	2	2	2	r	r	r	2	2	2	2	2	2	2	2	2	r	3	3	r	2	3	2	2	2	r	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.																			
<i>Equisetum variegatum</i>	6	r	r	r	r	r	r	r	r	r	2	r	r	r	2	r	r	r	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	3	4	5	5	5	.	.	.	.	.	r	r	.	r	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.															
<i>Eriophorum angustifolium</i>	6	.	.	.	r	.	.	.	.	r	r	r	.	.	.	.	.	.	.	.	r	r	r	.	.	3	3	r	2	r	r	.	.	2	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	3	2	r	r	r																			
<i>Potentilla erecta</i>	6	.	.	.	r	r	r	r	r	r	.	.	.	.	r	r	.	.	.	3	3	3	r	3	4	3	3	3	3	2	2	4	2	3	3	2	r	r	5	5	5	4	5	4	3	2	2	3	2	r	r	.	.																
<i>Carex panicea</i>	6	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	2	r	.	.	.	5	5	3	5	5	5	4	5	4	5	3	r	3	2	3	4	3	4	5	5	4	3	4	5	3	r	r	.	r	.	2	r	r	.	.															
<i>Valeriana dioica</i>	6	.	.	.	.	.	2	.	.	.	.	.	.	.	3	2	2	r	2	4	3	3	3	2	2	r	r	.	.	.	.	.	3	4	5	3	5	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.												
<i>Juncus articulatus</i>	6	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	2	r	r	r	r	3	2	3	r	.	.	.	.	.	.	.	.	2	r	r	r	3	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2	.	.	.	.	.	.	.	.												
<i>Parnassia palustris</i>	6	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	r	.	.	.	r	r	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	r	r	r	2	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.													
<i>Pinguicula vulgaris</i>	6	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	r	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	r	2	r	r	2	2	r	.	.	.	2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	r	.	.	.	.	.	.												
<i>Selaginella selaginoides</i>	6	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	r	r	r	r	r	r	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.															
<i>Picea abies</i>	6	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	r	r	r	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.													
<i>Anthoxanthum odoratum agg.</i>	6	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	r	r	3	3	r	.	2	3	.	3	r	2	r	2	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.											
<i>Agrostis canina</i>	6	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.															
<i>Sesleria albicans</i>	6	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	r	r	.	.	r	r	r	3	4	4	3	5	5	5	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.					
<i>Viola palustris</i>	6	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	2	2	2	2	.	.	.	.	.	4	4	4	5	4	.	.	.	.	.															
<i>Nardus stricta</i>	6	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	r	r	2	.	3	2	r	2	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.										
<i>Carex rostrata</i>	6	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	3	5	5	5	5	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2	2	3	2	2	.	.	.	.	.	.	r	r	2	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.										
<i>Blysmus compressus</i>	6	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	r	.	r	3	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	4	4	4	5	5	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.															
<i>Carex davalliana</i>	6	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	3	2	2	2	3	r	r	2	3	3	2	3	2	3	.	.	.	.	2	r	r	r	4	5	5	r	3	3	4	2	3	4	4	3	2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Eriophorum latifolium</i>	6	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2	2	r	r	4	3	2	3	3	r	.	.	.	r	r	r																																							



**10.6.2 Wiesen****10.6.2.1 Monitoringfläche 3.1**

K. Calluno-Ulicetea <i>O. Nardetalia</i> V. Nardo-Agrostion tenuis <u>Homogyno alpinae Nardetum</u>		K. Caricetea curvulae <i>O. Festucetalia spadiceae</i> V. Nardion strictae <u>Sieversio-Nardetum strictae</u>
	K. Caricetea curvulae <i>O. Festucetalia spadiceae</i> V. Nardion strictae <u>Sieversio-Nardetum strictae</u>	
K. Caricetea curvulae <i>O. Festucetalia spadiceae</i> V. Nardion strictae <u>Sieversio-Nardetum strictae</u>		K. Caricetea curvulae <i>O. Festucetalia spadiceae</i> V. Nardion strictae <u>Sieversio-Nardetum strictae</u>

**10.6.2.2 Monitoringfläche 3.2**

K. Caricetea curvulae <i>O. Festucetalia spadiceae</i> V. Festucion variae <u>Hypochoerido uniflorae- Festucetum paniculatae</u>		K. Molinio-Arrhenatheretea <i>O. Poo alpinae-Tristetealia</i> V. Polygono-Trisetion
	K. Caricetea curvulae <i>O. Festucetalia spadiceae</i> V. Festucion variae <u>Hypochoerido uniflorae- Festucetum paniculatae</u>	
K. Caricetea curvulae <i>O. Festucetalia spadiceae</i> V. Festucion variae <u>Hypochoerido uniflorae- Festucetum paniculatae</u>		K. Caricetea curvulae <i>O. Festucetalia spadiceae</i> V. Festucion variae <u>Hypochoerido uniflorae- Festucetum paniculatae</u>

**10.6.2.3 Monitoringfläche 3.3**

K. Molinio-Arrhenatheretea <i>O. Poo alpinae-Tristetealia</i> V. Polygono-Trisetion <u>Geranio lividi-Trisetetum</u>		K. Molinio-Arrhenatheretea <i>O. Poo alpinae-Tristetealia</i> V. Polygono-Trisetion
	K. Caricetea curvulae <i>O. Festucetalia spadiceae</i> V. Festucion variae <u>Hypochoerido uniflorae- Festucetum paniculatae</u>	
K. Caricetea curvulae <i>O. Festucetalia spadiceae</i> V. Festucion variae <u>Hypochoerido uniflorae- Festucetum paniculatae</u>		K. Caricetea curvulae <i>O. Festucetalia spadiceae</i> V. Agrostion schraderianae <u>Chaerophyllo villarsii- Agrostietum schraderianae</u>

**10.6.2.4 Monitoringfläche 4.1**

K. Seslerietea albicantis <i>O. Seslerietalia coeruleae</i> V. Caricion austroalpinae <u>Ranunculo hybridi-</u> <u>Caricetum sempervirentis</u>		K. Seslerietea albicantis <i>O. Seslerietalia coeruleae</i> V. Caricion ferrugineae <u>Caricetum ferrugineae</u>
	K. Seslerietea albicantis <i>O. Seslerietalia coeruleae</i> V. Seslerion coeruleae <u>Seslerio-Caricetum</u> <u>sempervirentis</u>	
K. Seslerietea albicantis <i>O. Seslerietalia coeruleae</i> V. Seslerion coeruleae <u>Seslerio-Caricetum</u> <u>sempervirentis</u>		K. Seslerietea albicantis <i>O. Seslerietalia coeruleae</i> V. Seslerion coeruleae <u>Seslerio-Caricetum</u> <u>sempervirentis</u>

**10.6.2.5 Monitoringfläche 4.2**

K. Molinio-Arrhenatheretea <i>O. Poo alpinae-Tristetealia</i> V. Polygono-Trisetion		K. Seslerietea albicantis <i>O. Seslerietalia coeruleae</i> V. Caricion austroalpinae <u>Ranunculo hybridi-</u> <u>Caricetum sempervirentis</u>
	K. Seslerietea albicantis <i>O. Seslerietalia coeruleae</i> V. Seslerion coeruleae <u>Seslerio-Caricetum</u> <u>sempervirentis</u>	
K. Seslerietea albicantis <i>O. Seslerietalia coeruleae</i> V. Seslerion coeruleae <u>Seslerio-Caricetum</u> <u>sempervirentis</u>		K. Seslerietea albicantis <i>O. Seslerietalia coeruleae</i> V. Seslerion coeruleae <u>Seslerio-Caricetum</u> <u>sempervirentis</u>

**10.6.2.6 Monitoringfläche 4.3**

K. Seslerietea albicantis <i>O. Seslerietalia coeruleae</i> V. Seslerion coeruleae <u>Seslerio-Caricetum</u> <u>sempervirentis</u>		K. Seslerietea albicantis <i>O. Seslerietalia coeruleae</i> V. Seslerion coeruleae <u>Seslerio-Caricetum</u> <u>sempervirentis</u>
	K. Seslerietea albicantis <i>O. Seslerietalia coeruleae</i> V. Seslerion coeruleae <u>Seslerio-Caricetum</u> <u>sempervirentis</u>	
K. Seslerietea albicantis <i>O. Seslerietalia coeruleae</i> V. Seslerion coeruleae <u>Seslerio-Caricetum</u> <u>sempervirentis</u>		K. Seslerietea albicantis <i>O. Seslerietalia coeruleae</i> V. Caricion austroalpinae <u>Ranunculo hybridi-</u> <u>Caricetum sempervirentis</u>

**10.6.2.7 Monitoringfläche 4.4**

K. Molinio-Arrhenatheretea <i>O. Poo alpinae-Trisetetalia</i> V. Polygono-Trisetion <u><i>Trisetetum flavescens</i></u>		K. Seslerietea albicantis <i>O. Seslerietalia coeruleae</i> V. Seslerion coeruleae <u><i>Seslerio-Caricetum</i></u> <u><i>sempervirentis</i></u>
	K. Molinio-Arrhenatheretea <i>O. Poo alpinae-Trisetetalia</i> V. Polygono-Trisetion <u><i>Trisetetum flavescens</i></u>	
K. Molinio-Arrhenatheretea <i>O. Poo alpinae-Trisetetalia</i> V. Polygono-Trisetion <u><i>Trisetetum flavescens</i></u>		K. Molinio-Arrhenatheretea <i>O. Poo alpinae-Trisetetalia</i> V. Polygono-Trisetion <u><i>Trisetetum flavescens</i></u>

**10.6.2.8 Monitoringfläche 4.5**

K. Seslerietea albicantis <i>O. Seslerietalia coeruleae</i> V. Seslerion coeruleae <u><i>Seslerio-Caricetum</i></u> <u><i>sempervirentis</i></u>		K. Seslerietea albicantis <i>O. Seslerietalia coeruleae</i> V. Seslerion coeruleae <u><i>Seslerio-Caricetum</i></u> <u><i>sempervirentis</i></u>
	K. Seslerietea albicantis <i>O. Seslerietalia coeruleae</i> V. Seslerion coeruleae <u><i>Seslerio-Caricetum</i></u> <u><i>sempervirentis</i></u>	
K. Seslerietea albicantis <i>O. Seslerietalia coeruleae</i> V. Seslerion coeruleae <u><i>Seslerio-Caricetum</i></u> <u><i>sempervirentis</i></u>		K. Seslerietea albicantis <i>O. Seslerietalia coeruleae</i> V. Seslerion coeruleae <u><i>Seslerio-Caricetum</i></u> <u><i>sempervirentis</i></u>

**10.6.2.9 Monitoringfläche 5.1**

K. Seslerietea albicantis <i>O. Seslerietalia coeruleae</i> V. Caricion ferrudineae <u><i>Campanulo scheuchzeri-</i></u> <u><i>Festucetum noricae</i></u>		K. Seslerietea albicantis <i>O. Seslerietalia coeruleae</i> V. Caricion ferrudineae <u><i>Campanulo scheuchzeri-</i></u> <u><i>Festucetum noricae</i></u>
	K. Seslerietea albicantis <i>O. Seslerietalia coeruleae</i> V. Caricion ferrudineae <u><i>Campanulo scheuchzeri-</i></u> <u><i>Festucetum noricae</i></u>	
K. Seslerietea albicantis <i>O. Seslerietalia coeruleae</i> V. Seslerion coeruleae <u><i>Seslerio-Caricetum</i></u> <u><i>sempervirentis</i></u>		K. Seslerietea albicantis <i>O. Seslerietalia coeruleae</i> V. Caricion ferrudineae <u><i>Campanulo scheuchzeri-</i></u> <u><i>Festucetum noricae</i></u>

**10.6.2.10 Monitoringfläche 5.2**

K. Seslerietea albicantis <i>O. Seslerietalia coeruleae</i> V. Seslerion coeruleae <u>Seslerio-Caricetum</u> <u>sempervirentis</u>		K. Seslerietea albicantis <i>O. Seslerietalia coeruleae</i> V. Caricion austroalpinae <u>Ranunculo hybridi-</u> <u>Caricetum sempervirentis</u>
	K. Seslerietea albicantis <i>O. Seslerietalia coeruleae</i> V. Seslerion coeruleae <u>Seslerio-Caricetum</u> <u>sempervirentis</u>	
K. Seslerietea albicantis <i>O. Seslerietalia coeruleae</i> V. Seslerion coeruleae <u>Seslerio-Caricetum</u> <u>sempervirentis</u>		K. Seslerietea albicantis <i>O. Seslerietalia coeruleae</i> V. Seslerion coeruleae <u>Seslerio-Caricetum</u> <u>sempervirentis</u>

**10.6.2.11 Monitoringfläche 5.3**

K. Molinio-Arrhenatheretea <i>O. Poo alpinae-Trisetetalia</i> V. Polygono-Trisetion <u>Trisetetum flavescens</u>		K. Molinio-Arrhenatheretea
	K. Molinio-Arrhenatheretea <i>O. Poo alpinae-Trisetetalia</i> V. Poion alpinae <u>Crepido-Cynosuretum</u>	
K. Molinio-Arrhenatheretea <i>O. Poo alpinae-Trisetetalia</i> V. Polygono-Trisetion <u>Trisetetum flavescens</u>		K. Molinio-Arrhenatheretea <i>O. Poo alpinae-Trisetetalia</i> V. Polygono-Trisetion <u>Trisetetum flavescens</u>

**10.6.2.12 Monitoringfläche 5.4**

K. Caricetea curvulae <i>O. Caricetalia curvulae</i> V. Caricion curvulae <u>Carici curvulae-Nardetum</u>		K. Caricetea curvulae <i>O. Festucetalia spadiceae</i> V. Nardion strictae <u>Sieversio-Nardetum strictae</u>
	K. Caricetea curvulae <i>O. Festucetalia spadiceae</i> V. Nardion strictae <u>Sieversio-Nardetum strictae</u>	
K. Caricetea curvulae <i>O. Festucetalia spadiceae</i> V. Nardion strictae <u>Sieversio-Nardetum strictae</u>		K. Caricetea curvulae <i>O. Festucetalia spadiceae</i> V. Nardion strictae <u>Sieversio-Nardetum strictae</u>

Tabelle 10.4 Die geordnete Vegetationstabelle auf nachfolgender Seite enthält die Vegetationsaufnahmen aller Subplots der Wiesenflächen









### 10.7 Vertikalstruktur Moore

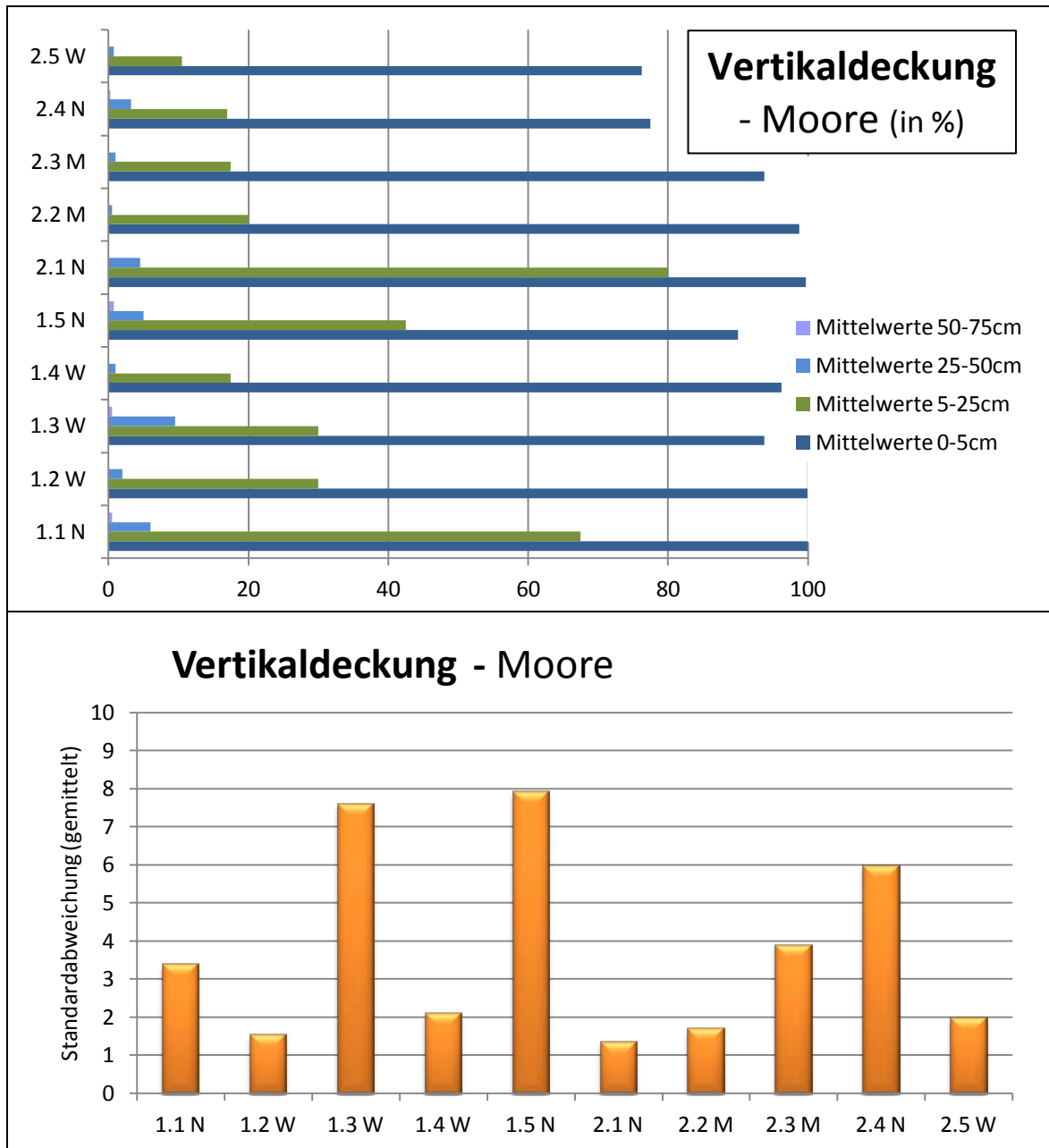


Abbildung 10.25 Mittlere Vertikaldeckung der Moorflächen je Höhenschicht und Standardabweichung der gemittelten Werte

## 10.8 Lebenslauf

### Persönliche Daten

Name: **Brunner Evelyn**  
 E-Mail-Adresse: brunner.evelyn85@gmail.com  
 Geburtsdatum: 27.08.1985  
 Staatsangehörigkeit: Italien

### Schulische Laufbahn/ Studium

09/1999 – 07/2005: Pädagogisches Gymnasium Bruneck  
 07/2005: Abschluss der Oberschule mit Matura  
 10/2005 – 05/2013: Diplom-Studium Biologie – Universität Wien  
 Studienrichtung: Ökologie  
 Schwerpunkt:  
 Natur- und Landschaftsschutz/Vegetationsökologie

### Bisherige Berufserfahrung/ Praktika

07-09/2008 - 2011: Schutzgebietsbetreuerin –  
 Naturpark Fanes-Sennes-Prags (BZ-IT)  
 03/2011: Praktikum – BirdLife Austria, 1070 Wien (VIE-AUT)  
 01-02/2013: Stellvertretung Informations- und Betreuungsdienst –  
 Naturparkhaus Drei Zinnen, 39034 Toblach (BZ-IT)  
 Sommersemester 2013: Tutorium/studentische Mitarbeit – Lehrveranstaltungen:  
 - „Übungen mit Feldarbeiten zur systematischen Botanik“  
 (Übung und Exkursion)  
 Universität für Bodenkultur (BOKU), Institut für Botanik,  
 1180 Wien (VIE-AUT)  
 - „Lebensräume und Vegetation naturnaher Landschaften –  
 Feldkurs Ötschgräben“ (Übung)  
 Universität Wien, Department of Conservation Biology,  
 Vegetation Ecology and Landscape Ecology, 1030 Wien  
 (VIE-AUT)  
 ab 06/2013: Vegetationsökologin bei REVITAL,  
 Integrative Naturraumplanung GmbH

### Fertigkeiten, Kenntnisse und Mitgliedschaften

EDV- Kenntnisse: PC-Basics, Microsoft Office, GIS-Kenntnisse, Kenntnisse in  
 diversen Programmen der Ökologie: Turboveg, Juice, R, Hitab  
 Fachkenntnisse: Vegetationsökologie, Vegetation Mitteleuropas (Schwerpunkt  
 Alpen), Botanik, Kartierungen, Biomonitoring, Ornithologie,  
 Natur- und Umweltpädagogik  
 Mitgliedschaften: BirdLife Austria  
 Naturschutzbund Niederösterreich.  
 Naturtreff Eisvogel.

Wien, 25.04.2013  
 Brunner Evelyn