



universität
wien

MASTERARBEIT / MASTER'S THESIS

Titel der Masterarbeit / Title of the Master's Thesis

„Auswirkungen naturnaher Beweidung auf auentypische
Pflanzenarten - Untersuchungen im WWF-Auenreservat
Marchegg“

verfasst von / submitted by

Florian R. Schneider BSc

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

Wien, 2019 / Vienna 2019

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

A 066 879

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

Naturschutz und Biodiversitätsmanagement

Betreut von / Supervisor:

Ass. Prof. Mag. Dr. Thomas Wrbka

Mitbetreut von / Co-Supervisor:

-

Inhaltsverzeichnis

	Abbildungsverzeichnis.....	4
	Tabellenverzeichnis.....	5
	Anhangsverzeichnis.....	5
1	Abstract.....	6
2	Zusammenfassung.....	8
3	Danksagung.....	11
4	Eidesstattliche Erklärung.....	12
5	Begriffsbestimmungen und Abkürzungen.....	13
6	Einleitung und Fragestellung.....	14
6.1	Hypothesen.....	17
7	Gebietsbeschreibung.....	18
7.1	Lage und Gebietskulisse.....	18
7.2	Gebietscharakteristika.....	19
7.3	Witterung und Wasserstand im Untersuchungszeitraum.....	21
7.4	Pferdeweide Marchegg – Projektbeschreibung.....	22
7.5	Flächenbeschreibungen.....	23
7.5.1	Beweidete Fluren.....	24
7.5.2	Gemähte (Referenz-) Fluren.....	26
8	Material und Methode.....	27
8.1	Auswahl der Zielarten.....	27
8.2	Abgrenzung des Untersuchungsraums.....	28
8.2.1	Auswahl für Zielarten relevanter Flächenteile – Auswahl der Biotoptypen.....	28
8.2.1.1	Auswahl der Fluren auf Weidefläche.....	29
8.2.1.2	Auswahl der Referenzflächen.....	29
8.2.1.3	Nachträglich ausgewählte Referenzflächen.....	30
8.3	Aufnahme-Design.....	30
8.3.1	Anzahl und Verteilung der potenziellen Aufnahmepositionen.....	30
8.3.2	Wahl der Aufnahmefläche im Gelände.....	32
8.3.2.1	Core.....	32
8.3.2.2	Edge.....	34
8.3.3	Erfassungsmethode (Durchführung einer Aufnahme).....	36
8.4	Auswertung.....	37
8.4.1	Aufbereitung der Daten.....	37
8.4.2	Ermittlung der Höhenklassen.....	37

8.4.3	Grafische Darstellungen.....	38
8.4.4	NMDS (metaMDS).....	38
8.4.5	Signifikanztest (Mann-Whitney-U-Test).....	39
9	Ergebnisse.....	40
9.1	Auswahl der Zielarten.....	40
9.2	Auswahl der Biotoptypen.....	41
9.3	Auswahl der Fluren.....	42
9.4	Art-Daten – Häufigkeitsklassen.....	42
9.5	Höhenklassen und Biotoptypen.....	48
9.6	NMDS (metaMDS).....	49
9.7	Test der Hypothesen mit Mann-Whitney-U-Test.....	50
9.7.1	Test der Hypothesen – Ergebnisübersicht (Mann-Whitney-U-Test).....	54
9.8	Zielarten – Vorkommen je Biotoptyp.....	55
9.9	Weitere erfasste Parameter.....	56
9.9.1	Offenboden.....	56
9.9.2	Gehölzaufwuchs.....	57
9.9.3	Fäzes.....	57
10	Arten Steckbriefe.....	58
10.1	<i>Allium angulosum</i> L.....	59
10.2	<i>Cardamine parviflora</i> L.....	60
10.3	<i>Cerastium dubium</i> Guépin.....	61
10.4	<i>Clematis integrifolia</i> L.....	62
10.5	<i>Cnidium dubium</i> Thell.....	63
10.6	<i>Euphorbia lucida</i> Waldst. & Kit.....	64
10.7	<i>Gratiola officinalis</i> L.....	65
10.8	<i>Leucojum aestivum</i> L.....	66
10.9	<i>Veronica longifolia</i> L. s. str.....	67
11	Biotoptypen-Steckbriefe.....	68
11.1	Brenndolden-Auenwiesen.....	68
11.2	Überschwemmungswiesen.....	70
11.3	Rasige Großseggenrieder.....	71
12	Methodendiskussion.....	73
12.1	Arten Auswahl.....	73
12.2	Auswahl für Zielarten relevante Flächenteile.....	74
12.3	Aufnahme-Design und Erfassungsmethode.....	75
12.3.1	Flächengröße 10x10 m und Anzahl der Aufnahmeflächen.....	77
12.3.2	Individuenzählung und Schwellenwert >500.....	78

12.4	Artansprache und Individuenabgrenzung.....	81
12.5	Datenauswertung.....	82
12.5.1	Aufbereitung der Daten.....	82
12.5.2	Mann-Whitney-U-Test.....	82
12.5.3	Ermittlung der Höhenklassen.....	83
12.6	Dateninterpretation.....	83
12.6.1	Interpretation der klassifizierten Daten.....	84
12.7	Fazit Methoden Diskussion.....	85
13	Ergebnisdiskussion.....	86
13.1	Multivariate Analyse – Differenz der Aufnahme­flächen (NMDS).....	86
13.2	Beweidung und Mahd.....	87
13.3	Beweidung Core und Mahd Core.....	88
13.4	Beweidung Core - Edge und Mahd Core - Edge.....	89
13.5	Diskussion der einzelnen Zielarten.....	92
13.5.1	<i>Allium angulosum</i>	92
13.5.2	<i>Cardamine parviflora</i> und <i>Cerastium dubium</i>	93
13.5.3	<i>Clematis integrifolia</i>	95
13.5.4	<i>Cnidium dubium</i> und <i>Gratiola officinalis</i>	97
13.5.5	<i>Euphorbia lucida</i>	98
13.5.6	<i>Leucojum aestivum</i>	98
13.5.7	<i>Veronica longifolia</i>	99
13.6	Besatzstärke und Zielarten.....	101
13.7	Vorkommen der Zielarten in den Biotoptypen.....	104
13.8	Offenboden.....	104
14	Management Empfehlungen.....	106
15	Forschungs-Empfehlungen.....	107
16	Quellangaben.....	108
16.1	Literatur.....	108
16.2	Internet.....	114
16.3	Richtlinien.....	115
16.4	Mündliche Mitteilungen.....	115
16.5	Software.....	116
16.6	Daten.....	116

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1: Übersichtskarte mit Lage des Untersuchungsgebiets.....	18
Abb. 2: Projektziele Pferdeweide Marchegg.....	23
Abb. 3: Schematische Darstellung des Vorgehens bei der Wahl einer Core-Aufnahmefläche.	33
Abb. 4: Schematische Darstellung des Vorgehens bei der Wahl und Positionierung einer Edge-Aufnahmefläche.....	34
Abb. 5: Histogramme – Gegenüberstellung der Abundanzen ausgewählte Zielarten auf beweideten/gemähten Flächen und Core-/Edge-Flächen.....	47
Abb. 6: Histogramme – Gegenüberstellung der Abundanzen ausgewählte Zielarten auf beweideten/gemähten Core- und beweideten/gemähten Edge-Flächen.....	48
Abb. 7: NMDS – Höhen-Klassen.....	50
Abb. 8: NMDS – Management.....	50
Abb. 9: <i>Allium angulosum</i> (Kantiger Lauch).....	59
Abb. 10: <i>Cardamine parviflora</i> (Kleinblüten-Schaumkraut).....	60
Abb. 11: <i>Cerastium dubium</i> (Klebriges Hornkraut).....	61
Abb. 12: <i>Clematis integrifolia</i> (Ganzblatt-Waldrebe).....	62
Abb. 13: <i>Cnidium dubium</i> (Brenndolde).....	63
Abb. 14: <i>Euphorbia lucida</i> (Glanz-Wolfsmilch).....	64
Abb. 15: <i>Gratiola officinalis</i> (Gottes-Gnadenkraut).....	65
Abb. 16: <i>Leucojum aestivum</i> (Sommer-Knotenblume).....	66
Abb. 17: <i>Veronica longifolia</i> (Langblatt-Blauweiderich).....	67
Abb. 18: Aufnahmeflächen im Mai.....	75
Abb. 19: <i>Cardamine parviflora</i> in Vegetationslücke.....	80
Abb. 20: Gegenüberstellung dreier Edge-Aufnahmeflächen auf Brenndolden-Auenwiesen.	90
Abb. 21: <i>Cerastium dubium</i> auf Edge-Aufnahmefläche.....	91
Abb. 22: <i>Cerastium dubium</i> und <i>Gratiola officinalis</i> in einer Vegetationslücke.....	93
Abb. 23: <i>Cardamine parviflora</i> auf einer Offenbodenstelle.....	94
Abb. 24: <i>Clematis integrifolia</i> im August.....	96
Abb. 25: <i>Gratiola officinalis</i> in einer Vegetationslücke.....	97
Abb. 26: <i>Veronica longifolia</i> auf gemähter Fläche.....	100
Abb. 27: Gegenüberstellung des Offenboden zweier Aufnahmeflächen.....	105

Tabellenverzeichnis

Tab. 1: Aufnahme-Design.....	31
Tab. 2: Übersicht über die Klassen der Ordinalskala.....	37
Tab. 3: Ausgewählte Zielarten, die Gegenstand der Arbeit waren.....	41
Tab. 4: Übersicht ausgewählter Fluren.....	42
Tab. 5: Alle Nachweise je Art je Klasse aufsummiert.....	43
Tab. 6: Nachweise der Zielarten in den Klassen prozentual an der Gesamtzahl der Nachweise.....	43
Tab. 7: Nachweise der Zielarten in den Klassen prozentual an der Gesamtzahl der Nachweise, unterteilt nach Management.....	44
Tab. 8: Nachweise der Zielarten in den Klassen prozentual an der Gesamtzahl der Nachweise, unterteilt nach Position.....	45
Tab. 9: Nachweise der Zielarten in den Klassen prozentual an der Gesamtzahl der Nachweise, unterteilt nach Management und Position.....	45
Tab. 10: Anzahl der Aufnahmeflächen je Biotoptyp aufgeteilt nach Höhenklassen.....	49
Tab. 11: Ergebnisse des Mann-Whitney-U-Test – Test der Hypothese 1.....	51
Tab. 12: Ergebnisse des Mann-Whitney-U-Test – Test der Hypothese 2 & Hypothese 3.....	52
Tab. 13: Ergebnisse des Mann-Whitney-U-Test – Test der Hypothese 4 & Hypothese 5.....	53
Tab. 14: Test der Hypothesen – Ergebnisübersicht (Mann-Whitney-U-Test).....	54
Tab. 15: Übersicht Vorkommen der Zielarten je Biotoptyp.....	55
Tab. 16: Durchschnittlicher Anteil von Offenboden an Aufnahmefläche – Mai & August.....	56
Tab. 17: Durchschnittlicher Anteil von Offenboden an Aufnahmefläche – Core & Edge.....	56

Anhangsverzeichnis

Anhang I – Aufnahmebogen.....	I
Anhang II – Karten.....	III
Anhang III – Liste aller Aufnahmeflächen.....	V
Anhang IV – Daten je Aufnahmefläche.....	VI
Anhang V – Histogramme.....	X
Anhang VI – NMDS.....	XIV

1 Abstract

In the Auenreservat Marchegg, a previously mown area of around 70 hectares has been grazed with Konik horses all year round since 2015. During the summer months, some areas are additionally grazed with a herd of suckler cows and water buffalos.

The aim of the project is to make the reserve more natural. It is expected that a mosaic of different habitats will emerge and the sharp boundary between forest/wood and open land will dissolve. Endangered plant and animal species should find a habitat in emerging niches. Accompanying studies, such as the present work, should document successes and failures.

The aim of the work was to record populations of selected plant species on grazed and mown reference areas. The selected plant species were surveyed in the wood-free parts of the areas (Core) and in the transition areas from grassland to woodland (Edge). The comparison of the data of the grazed and the mown reference areas should make it possible to assess the influence of grazing.

It has been assumed that the abundances of the target species on the grazed area differ from the abundances on the mown areas. Furthermore, it was formulated that the abundances on grazed core areas differ from mown core areas and that grazed edge areas differ from mown edge areas. It was also assumed that there was a difference between grazed core and edge areas, but not between mown core and edge areas.

For nature conservation reasons, the endangered species *Allium angulosum*, *Cardamine parviflora*, *Cerastium dubium*, *Clematis integrifolia*, *Cnidium dubium*, *Euphorbia lucida*, *Gratiola officinalis*, *Leucojum aestivum* and *Veronica longifolia* were selected as target species and investigated.

Since it was assumed that species with a low level of competition (low coverage) but high abundance with classical vegetation surveys were not adequately mapped, a method for counting the individuals of the target species was developed.

The study area was circumscribed on the basis of biotope types relevant for the occurrence of the target species. The plots which measured 10x10 metre were distributed randomly.

In addition to tabular representations, a non-metric multidimensional scaling (NMDS) and a statistical significance test (Mann-Whitney-U) were used as evaluation methods.

The results show that grazed and mown areas do not differ with regard to the abundances of the target species. Only *Veronica longifolia* might be grazing sensitive, which becomes evident by the lower abundances on grazed area. However, it should be kept in mind that the data

set is quite small and further work is recommended for accurate assessment. Especially weakly competitive species such as *Cardamine parviflora*, *Cerastium dubium* and *Gratiola officinalis* seem to benefit from grazing, e.g. by a thinning herb layer, and occur more frequently on the grazed area than on the mown areas. For *Allium angulosum*, *Clematis integrifolia*, *Cnidium dubium* and *Leucojum aestivum*, neither a negative nor a positive influence of grazing can currently be detected, a sustained damage of the population seems unlikely. Literature research suggests positive population trends. *Euphorbia lucida* could not be recorded representatively and therefore no statements can be made about the influence of grazing.

When comparing Core- and Edge-surfaces, it is noticeable that all target species except *Leucojum aestivum* and *Clematis integrifolia* occur more frequently on Core- than on Edge-plots. At present, the target species do not show significantly different abundances of grazed and mown Edge areas. The expected dissolution of the forest/wood-open-land-border is not yet clearly reflected in the abundances of the target species.

Summarized it can be said that in the context of this work no endangerment of the target species could be determined by the grazing on Pferdeweide Marchegg. For most target species grazing seems to have a positive influence.

2 Zusammenfassung

Im Auenreservat Marchegg wird seit 2015 eine vormals gemähte Fläche von rund 70 Hektar ganzjährig mit Konik-Pferden beweidet. Über die Sommermonate werden Teilflächen mit einer Herde Mutterkühe und Wasserbüffeln zusätzlich beweidet.

Ziel des Projektes ist, das Reservat naturnäher zu gestalten. Es wird erwartet, dass sich ein Mosaik unterschiedlicher Lebensräume einstellt, die scharfe Grenze zwischen Wald/Gehölz und Offenland soll sich auflösen. Gefährdete Pflanzen- und Tierarten sollen in entstehenden Nischen ein Habitat finden. Begleituntersuchungen, wie die vorliegende Arbeit, sollen Erfolge und Misserfolge dokumentieren.

Ziel der Arbeit war es, Bestände ausgewählter Pflanzenarten auf der beweideten Fläche und auf gemähten Referenzflächen zu erfassen. Es wurden Aufnahmen im gehölzfreien Bereich der Flächen (Core) und im Grenzbereich Offenland-Gehölzbestand (Edge) durchgeführt. Der Abgleich der Daten der beweideten mit den gemähten Referenzflächen sollte es ermöglichen, den Einfluss der Beweidung beurteilen zu können.

Es wurde angenommen, dass sich die Abundanzen der Zielarten auf der beweideten Fläche von den Abundanzen auf gemähten Flächen unterscheiden. Außerdem wurde formuliert, dass sich die Abundanzen auf beweideten Core- von gemähten Core-Flächen und beweidete Edge- von gemähten Edge-Flächen unterscheiden. Ebenso wurde ein Unterschied zwischen beweideten Core- und Edge-Flächen, nicht aber zwischen gemähten Core- und Edge-Flächen vermutet.

Aus naturschutzfachlichen Beweggründen wurden die gefährdeten Arten *Allium angulosum*, *Cardamine parviflora*, *Cerastium dubium*, *Clematis integrifolia*, *Cnidium dubium*, *Euphorbia lucida*, *Gratiola officinalis*, *Leucojum aestivum* und *Veronica longifolia* als Zielarten ausgewählt und untersucht.

Da angenommen wurde, dass gerade konkurrenzschwache (deckungsschwache), aber abundanzstarke Arten mit klassischen Vegetationsaufnahmen nicht ausreichend genau abgebildet werden, wurde eine Methode zur Zählung der Individuen der Zielarten erarbeitet.

Der Untersuchungsraum wurde, auf Grundlage von für das Vorkommen der Zielarten relevanten Biotoptypen, vorstratifiziert. Die 10x10 m großen Aufnahmeflächen wurden zufällig verteilt.

Neben tabellarischen Darstellungen kam ein Non-Metric-Multidimensional-Scaling (NMDS) und ein statistischer Signifikanztest (Mann-Whitney-U) als Auswertungsmethode zum Einsatz.

Die Ergebnisse zeigen, dass sich beweidete und gemähte Flächen hinsichtlich der Abundanzen der

Zielarten derzeit wenig voneinander unterscheiden. Lediglich *Veronica longifolia* ist gegebenenfalls weidesensitiv, was geringere Abundanzen auf der beweideten Fläche möglicherweise bereits andeuten. Hierbei sollte jedoch bedacht werden, dass der Datensatz recht klein ist und weitere Arbeiten zur genauen Beurteilung anzuraten sind. Gerade konkurrenzschwache Arten wie *Cardamine parviflora*, *Cerastium dubium* und *Gratiola officinalis* scheinen von der Beweidung, z.B. durch eine lichter werdende Krautschicht, zu profitieren und kommen häufiger auf der beweideten Fläche als auf den gemähten Flächen vor. Für *Allium angulosum*, *Clematis integrifolia*, *Cnidium dubium* und *Leucosium aestivum* kann im Rahmen der Arbeit weder ein negativer noch ein positiver Einfluss der Beweidung erkannt werden, eine nachhaltige Schädigung der Population scheint unwahrscheinlich. Die Literaturrecherche lässt positive Populationstrends annehmen. *Euphorbia lucida* konnte nicht repräsentativ erfasst werden, weshalb keine Aussagen zum Einfluss der Beweidung getroffen werden können.

Vergleicht man Core- mit Edge-Flächen, fällt auf, dass alle Zielarten außer *Leucosium aestivum* und *Clematis integrifolia* häufiger auf Core- als auf Edge-Flächen vorkommen. Die Zielarten zeigen zum jetzigen Zeitpunkt keine deutlich unterschiedlichen Abundanzen beweideter und gemähter Edge-Flächen. Die erwartete Auflösung der Wald/Gehölz-Offenland-Grenze schlägt sich noch nicht deutlich in den Abundanzen der Zielarten nieder.

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass im Rahmen dieser Arbeit keine Gefährdung der Zielarten durch die Beweidung auf der Pferdeweide Marchegg ermittelt werden konnte. Für die meisten Zielarten dürfte die Beweidung einen positiven Einfluss haben.

3 Danksagung

Zuerst spreche ich meinem Betreuer Prof. Mag. Dr. Thomas Wrbka für seine konstruktive und lösungsorientierte Unterstützung großen Dank aus! Ich schätze es sehr, dass wir uns auf Augenhöhe begegnet sind und die Hürden der Arbeit, stets den Rahmenbedingungen angemessen, überwunden haben!

Großer Dank gebührt auch Gerhard Egger vom WWF-Österreich, ohne den die Arbeit nicht zu Stande gekommen wäre! Sein praxisgerechter und effizienter Zugang zur Arbeit, war mir eine große Stütze! Herzlichsten Dank für die Betreuung! Gerhard, von Dir hab ich viel gelernt.

Es sei an dieser Stelle auch dem WWF-Österreich für die finanzielle Unterstützung Gedankt!

Für die Unterstützung bei der Auswahl der Zielarten und ihre fachliche Expertise möchte ich Prof. Dr. Luise Ehrendorfer-Schratt herzlich Danken!

Außerdem Bedanke ich mich bei Michael Stelzhammer vom WWF-Österreich für die „Echt-Zeit-Unterstützung“ in heiklen Momenten!

Den im Forsthaus bei Baumgarten arbeitenden und lebenden Person(en) danke ich für die tolle Zeit während der Geländearbeit.

Für die Hilfe bei statistischen Fragestellungen und dem Umgang mit einer Sprache namens „R“ waren mir Bernd Lenzner und Johannes Wessely eine sehr große Hilfe! Danke!

Ich möchte betone, dass ich es sehr schätze, einen Arbeitsplatz an der „Division of Conservation Biology, Vegetation Ecology and Landscape Ecology“ zur Verfügung gestellt bekommen zu haben!

Entschuldigen möchte ich mich bei all jenen, die durch mich „lernen durften“, dass eine Masterarbeit Stimmungsschwankungen und eine gereizte Person zur Folge haben kann.

Zum Schluss Danke ich den wichtigsten Personen im Werden als junger Naturschutzfachler: Meiner Mutter und meinem Vater! Ohne euch wäre ich niemals da, wo ich heute bin.

4 Eidesstattliche Erklärung

Ich erkläre eidesstattlich, dass ich die vorliegende Arbeit selbständig angefertigt und ohne Benutzung anderer als der angegebenen Hilfsmittel angefertigt habe.

Die aus fremden Quellen direkt oder indirekt übernommenen Formulierungen und Gedanken sind als solche kenntlich gemacht.

Diese Arbeit wurde noch keiner anderen Prüfungsbehörde vorgelegt und auch noch nicht veröffentlicht.

Florian Schneider

5 Begriffsbestimmungen und Abkürzungen

Core	Jener Bereich einer Fläche/Flur, welcher nicht an ein Gehölz angrenzt und daher als gehölzfrei angesehen wird.
Edge	Jener Bereich einer Fläche/Flur, welcher direkt an ein Gehölz angrenzt. Es handelt sich um Grasland (Wiese oder Weide), welches z. B. durch Überschirmung oder von einwandernden Gehölzen beeinflusst sein kann.
Flur	Der Begriff Flur beschreibt eine Parzelle. Anhand der Fluren können einzelne Teilflächen voneinander abgegrenzt werden (Anhang II).
Sutte	Regional gebräuchlicher Begriff für feuchte Vertiefungen, welche die Auwiesen und -weiden durchziehen.
Abb.	Abbildung
Kap.	Kapitel
Tab.	Tabelle

6 Einleitung und Fragestellung

Im Sinne der Megaherbivorentheorie wurde die Mitteleuropäische Landschaft – neben den bis heute verbliebenen Wildtierarten – vor allem von großen Pflanzenfressern (Megaherbivoren) wie Wildpferd (*Equus ferus*) und Auerochse (*Bos primigenius*) geprägt (BUNZEL-DRÜKE et al. 1994 & 2009). Durch die Weidetätigkeit der Tiere existierten von geschlossenen Wäldern über parkartige und offene, fast baumfreie Gebiete und Weiderasen alle Übergangsformen (BUNZEL-DRÜKE et al. 2001 & 2009). Das Bild eines Mitteleuropa als „fast lückenloses Waldland“ (ELLENBERG 1986: 73) trifft aus heutiger Sicht daher nicht mehr zu (vgl. BUNZEL-DRÜKE et al. 2001, 2009, GEISER 1992, VERA 2000). Ein solches, aus Beweidung resultierendes, vielfältiges räumliches und zeitliches Mosaik unterschiedlicher Lebensräume schuf die Existenzgrundlage für viele andere Tier- und Pflanzenarten. So formulieren BUNZEL-DRÜKE et al. (2009) beispielhaft, dass „Weißstorch (*Ciconia ciconia*), Feldhase (*Lepus europaeus*) und zahlreiche Wiesenpflanzen also nicht in erster Linie als Kulturfolger des Menschen anzusehen“ (ebd.: 20) sind, sondern in Mitteleuropa „Heimatrecht“ haben.

Aufgrund von Bejagung, Lebensraumzerstörung und steigender Konkurrenz mit Haustierrasen starben die wild lebenden großen Pflanzenfresser jedoch aus. Bis weit in das 19. Jahrhundert hinein übernahmen Haustiere wie Rinder, die in Form von Allmenden und Gemeinheiten gehalten wurden, die ökologische Rolle der großen Pflanzenfresser und beeinflussten so weite Teile der Mitteleuropäischen Landschaft – darunter eben auch Auen – wodurch die Lebensräume und deren Arten erhalten blieben. Erst in jüngster Zeit, kam es in Folge der Industrialisierung der Landnutzung zur Umwandlung dieser ökologisch wertvollen Fluren in monotone, artenarme Agrarflächen (BUNZEL-DRÜKE et al. 2009).

Der Naturschutz begegnete dem damit einhergehenden Artenschwund mit einer ganzen Reihe unterschiedlicher, meist konservierender und häufig kostenintensiver Maßnahmen auf meist kleiner Fläche (vgl. BfN 2019a, BUNZEL-DRÜKE et al. 2015). Es gilt als unwahrscheinlich, dass alle früher extensiv genutzten Offenlandbereiche in Zukunft mit bisherigen Instrumenten des Naturschutz (z.B. Vertragsnaturschutz) erhalten werden können. Zu drastisch ist der Rückzug der Landwirtschaft aus diesen Bereichen und zu sehr fehlen Finanzmittel für die Biotoppflege (BfN 2019a). Da Artenschutz in erster Linie über Ökosystemschutz effizient funktioniert (FISCHER 1992), ist es nur logisch, große Pflanzenfresser im Sinne der „naturnahen Beweidung“ zum Erreichen der Naturschutzziele mit einzubeziehen. Ein derartiges Konzept bietet

sich insbesondere zur vergleichsweise kostengünstigen, naturschutzfachlichen Entwicklung größerer Flächen an (vgl. BfN 2019b, BUNZEL-DRÜKE et al. 2009 & 2015).

Ursprünglich war die Beweidung mit Pferden, Rindern und Schafen auch in den Marchauen eine typische Nutzungsform. So besaß die Grundherrschaft im Jahr 1820 in Marchegg einen Bestand von 1.200 Rindern und 4.900 Hammeln (LAPIN 2010). Der skizzierte Rückgang der großen Pflanzenfresser aus der mitteleuropäischen Landschaft setzte an der March im 19. Jahrhundert in Folge des Anbaus ertragreicher Futterpflanzen ein. Bisherige Hutweiden wurden aufgelassen und die ganzjährige Stallviehhaltung setzte ein. Nachfolgend kam es immer wieder zu Entwässerungsmaßnahmen und Marchregulierungen und damit in weiterer Folge zum Umbruch von Grünland zum Zweck des Ackerbaus (PLENK & WEBER 1992). Dennoch weisen die Marchauen, die auch heute noch, trotz Maßnahmen der Flußregulierung, im Einfluss der Überschwemmungen stehen, naturnahe Wälder und Wiesen und ein vergleichsweise großes Naturentwicklungspotential auf (vgl. EGGER 2016a). Besonders charakteristisch für die Auwiesen ist ein kleinstrukturiertes Relief mit einem damit einhergehenden ausdifferenzierten Feuchtigkeitsregime. So können innerhalb weniger Meter von Großseggen dominierte, feuchte Senken auf im Sommer von Schrumpfungsrissen geprägte Brenndolden-Auenwiesen folgen und auf Flusssanden können sich Trockenrasen ausbilden. ZUNA-KRATKY (2015), der sich auf SCHRATT-EHRENDORFER (1999b) beruft, gibt an, dass in den Auwiesen des March-Thaya-Tals insgesamt 64 österreichweit gefährdete Pflanzenarten vorkommen, welche ihren Verbreitungsschwerpunkt eben auch dort haben. Zur Förderung dieses vielfältigen Naturraumes und zur Erprobung der Einflüsse der naturnahen Beweidung, hat der WWF-Österreich im Jahr 2015 im Rahmen des „Life+ Projekt 10/NAT/AT/015 Renaturierung Untere March-Auen“ bei Marchegg (NÖ) ein Beweidungsprojekt ins Leben gerufen. Vormalig gemähte Fluren werden auf einer Fläche von 70 Hektar ganzjährig mit halbwild lebenden Konik-Pferden beweidet. Der „Faktor Megaherbivoren“ samt den damit einhergehenden strukturschaffenden Eigenheiten wie etwa Verbiss, Tritt, Wälzen oder Kot wurde damit wieder in das Auenökosystem zurückgebracht. Ziel des Projektes ist, neben dem Erhalt der gebietstypischen Auwiesen, die Entwicklung eines Mosaiks unterschiedlicher Sukzessionsstadien und die Auflösung der scharfen Grenze zwischen Wald und Offenland. Das beweidete Gebiet verfügt über europaweit geschützte und gefährdete Lebensräume und Arten und ist damit von besonderem naturschutzfachlichem Interesse.

Ein positiver Einfluss großer Pflanzenfresser auf den Schutz bestandsbedrohter Arten und Lebensräume wurde bereits mehrfach belegt (BUNZEL-DRÜKE 2009). Selbst Nassgrünländer, welche in der Vergangenheit aus Angst vor Trittschäden nicht beweidet wurden, konnten mittlerweile erfolgreich in Beweidungssysteme integriert werden (vgl. Bart et al. 2000, BUNZEL-DRÜKE et al. 2009). Es ist belegt, dass Beweidung durch Schaffung vielfältiger Strukturmuster und Übergangsbereiche zwischen unterschiedlichen Habitaten die Biodiversität eben auch in für das Gebiet typischen Brenndolden-Auenwiesen erhöhen kann. Gleichzeitig kann eine zu intensive Beweidung jedoch auch den Verlust von Arten bedingen (MANN & TISCHEW 2015). Außerdem steht dem Naturschutz mit der Mahd ein Instrument des Artenschutz zur Verfügung, welches Auwiesen artenreich erhalten kann (vgl. MANN & TISCHEW 2015) – eben auch in den Marchauen (vgl. SCHRATT-EHRENDORFER 1999b, ZUNA-KRATKY 2015).

Rückt man nun von diesem bisherigen und konservierend wirkenden Ansatz ab, hin zu der sehr dynamisch wirkenden Ganzjahresbeweidung (KRAWCZYNSKI & WAGNER 2015), stellt sich die Frage, ob sich daraus möglicherweise negative Effekte für (gefährdete) Pflanzenarten ergeben.

Es liegen bereits detaillierte Arbeiten über die Vegetation der Marchauen (vgl. SCHRATT-EHRENDORFER 1999b, 1999c, SCHLEIDT 2002, PAUER 2005, SCHEIBLHOFER 2009), teilweise auch zu einzelnen Arten (vgl. BESSE 2006) oder zum Einfluss von Beweidung (vgl. TRAXLER & KORNER 1998) vor. Und auch für die Flächen des Projektgebietes „Pferdeweide Marchegg“ (vgl. SCHRATT-EHRENDORFER 1999b) und den Einfluss der Pferde auf die Vegetation (vgl. EGGER 2017b) gibt es Erkenntnisse. Jedoch fehlen bisher gezielte Untersuchungen bezüglich des Einflusses der Beweidung auf einzelne Pflanzenarten.

Ziel der vorliegenden Arbeit ist daher, die Bestände auszuwählender Pflanzenarten, sowohl auf beweideten, als auch auf gemähten (Referenz-) Flächen zu untersuchen. Dazu wurde ein Verfahren zur genauen Erfassung der Bestände erarbeitet.

Sowohl auf beweideten, als auch auf gemähten Flächen, wurden zusätzlich zu Aufnahmen in gehölzfreien Bereich der Fläche (Core), auch Aufnahmen im Grenzbereich Offenland-Gehölzbestand (Edge) durchgeführt, womit die Auflösung der scharfen Grenze zwischen Wald und Offenland dokumentiert werden sollte. Anhand des Vergleichs der Daten sollten erste Schlüsse zu dem Einfluss der Beweidung auf Pflanzenarten der Auwiesen möglich sein.

6.1 Hypothesen

Für die vorliegende Arbeit ergeben sich nachfolgend aufgeführte und zu beantwortende Hypothesen:

1. *Das Vorkommen der Zielarten auf beweideten Flächen unterscheidet sich vom Vorkommen auf gemähten Referenz-Flächen.*
2. *Das Vorkommen der Zielarten auf beweideten Core-Flächen unterscheidet sich vom Vorkommen auf gemähten Core-Referenz-Flächen.*
3. *Das Vorkommen der Zielarten auf beweideten Edge-Flächen unterscheidet sich vom Vorkommen auf gemähten Edge-Referenz-Flächen.*
4. *Core- und Edge-Flächen beweideter Flächen unterscheiden sich voneinander.*
5. *Core- und Edge-Flächen gemähter Flächen unterscheiden sich nicht voneinander.*

7 Gebietsbeschreibung

In diesem Kapitel finden sich neben Informationen zur räumlichen Lage des Untersuchungsgebietes, dem Schutzstatus und abiotischen Rahmenbedingungen auch Beschreibungen der im Rahmen der Arbeit untersuchten Fluren.

7.1 Lage und Gebietskulisse

Die March bildet, als pannonischer Tieflandfluss, die Staatsgrenze zwischen Österreich und der Slowakei. Das Untersuchungsgebiet befindet sich am rechtsseitigen Ufer der March in Niederösterreich und liegt zwischen den Dörfern Marchegg und Baumgarten und befindet sich damit ca. 35 km östlich von Wien (Abb. 1). Es erstreckt sich etwa von Flußkilometer 15 bis 21 (vgl. WASSERSTRASSENDIREKTION & SLOVENSKÝ VODOHOSPODÁRSKY PODNIK 2000). Das Untersuchungsgebiet wird im Westen durch den die March begleitenden Hochwasserschutzdamm und im Osten durch die March selbst begrenzt. Die Marchauen sind im Bereich des Untersuchungsgebiets als FFH- und Vogelschutzgebiet „March-Thaya-Auen“, als Naturschutzgebiet „Untere Marchauen“, welches nahezu flächenident mit dem „WWF Auenreservat Marchegg“ ist, als Ramsargebiet „Donau-March-Thaya-Auen“ sowie als gleichnamiges Landschaftsschutzgebiet geschützt und sind darüber hinaus Teil des Alpen-Karpaten-Korridores (vgl. LAND NIEDERÖSTERREICH 2019).



Abb. 1: Übersichtskarte mit Lage des Untersuchungsgebiets.
Lage des Untersuchungsgebiets rot eingefasst. © OPENSTREETMAP-MITWIRKENDE 2019, verändert.

7.2 Gebietscharakteristika

Die March ist der westlichste pannonisch geprägte Tieflandfluß und entspringt in dem Mittelgebirge Sudeten. Sie weist ein Einzugsgebiet von 26.658 km² auf und mündet nach 344 km Lauflänge als größter linksufriger Zubringer der Donau bei Hainburg in diese (FINK 1999, VIADONAU 2015).

Bei Hohenau mündet die Thaya, ebenfalls ein Tieflandfluss und größter Zubringer der March (SCHRATT-EHRENDORFER 1999c), in diese.

Das Gebiet ist von einer Vielzahl unterschiedlichster Lebensräume geprägt. Auwälder, Augewässer, Wiesen und Baumgruppen wechseln einander ab. Als besonders charakteristisch sind „Feuchtwiesen“ zu nennen, welche auch auf die Tätigkeit des Menschen in der Au zurückzuführen sind (NEUHAUSER 1999). Jene Flächen, welche sogar zum Mähen zu nass waren, wurden als Wald zur Holzgewinnung genutzt (NEUHAUSER & WURZER 1999). Das Gebiet weist daher, neben flussmorphologischen Strukturen wie etwa Altwässern, in weiten Teilen anthropogen geprägte Strukturen, bei denen neben Wiesen beispielsweise auch Kopfbäume zu nennen sind, auf. Aufgrund der klimatischen Bedingungen erreichen etliche Arten der kontinental geprägten Tieflandauen an der March ihre Westgrenze (NEUHAUSER & WURZER 1999). Als eines der wenigen Gebiete Mitteleuropas weisen die Marchauen auch heute noch ein großes Naturentwicklungspotential auf (EGGER 2016a).

Geologie und Geomorphologie

Der Unterlauf der March, an dem sich das Untersuchungsgebiet befindet, gehört geologisch zum Senkungsraum des Wiener Beckens. An die Flussniederung schließt westlich direkt das östliche Weinviertel und das Marchfeld an. Östlich wird die Marchniederung *Záhorská nížina* genannt, ist breiter als im Westen entwickelt, aus flugsandbedeckten Terrassen aufgebaut und reicht bis zu den Kleinen Karpaten (FINK 2009).

Aufgrund der flusseigenen Dynamik und den damit einhergehenden Sedimentations- und Erosionsprozessen bildete sich in der Flussniederung ein gestuftes Relief heraus und im Bereich der rezenten Au herrscht ein fein strukturiertes Relief vor (ZULKA & LAZOWSKI 1999).

Hydrologie

Ursprünglich war die Talflur der March etwa 3–8 km breit. In Folge der Dammbauten reduzierten sich die Retentionsräume jedoch drastisch, so dass der March heute nur noch 20 % des ursprünglichen hochwasserbeeinflussten Bereichs zur Verfügung stehen (FARKAS 1995) und

der Fluss lediglich einen mäßigen ökologischen Zustand (gemäß QZV Ökologie OG 2010) aufweist (BMNT 2018). Dennoch misst das Überschwemmungsgebiet heute eine Breite von 360–3.000 m. Das Naturschutzgebiet Untere Marchauen stellt eine Überschwemmungsfläche von rund 1.100 ha bereit (EGGER 2018, mdl. Mitt.).

Im Bereich des Untersuchungsgebietes weist die March ein auffälliges Hochwasserregime auf. Zum einen wird die Au von einer deutlichen Frühlingsflut im Zusammenhang mit dem Abflussmaximum in den Monaten März und April, in Folge der Schneeschmelze im Einzugsgebiet, geprägt (ZULKA & LAZOWSKI 1999). Somit liegt die erste Überflutung vor der Vegetationsperiode und bedingt eine gute Wasser-, wie auch durch akkumulierte Sedimente gute Nährstoffversorgung (ESSL 2005, ZUNA-KRATKY 2005). Zum anderen weist die Donau – in Folge der Schneeschmelze in den Alpen – erst im Juni und damit zeitlich versetzt zu den Pegelhochständen der March ihre höchsten Abflüsse auf. Daher kann es im Frühsommer zu einem Rückstau der Donau in die March kommen (ZULKA & LAZOWSKI 1999), welcher bis Marchegg und teilweise sogar bis Angern reicht (SCHRATT-EHRENDORFER 1999c). Nahezu das gesamte Untersuchungsgebiet wurde, bis auf die letzten Jahre, jährlich überschwemmt (vgl. Kap. 7.3).

Die March weist am Pegel Angern einen Abfluss von etwa 105 m³/s auf, was verhältnismäßig gering ist. Allerdings können die Pegelschwankungen sehr hoch sein. Die Extremwerte an der March weisen eine Differenz von 6 m auf, die monatlichen Mittel der Maxima liegen bei 1,5 m (ZULKA & LAZOWSKI 1999).

Böden

Die breite Niederung der March (und Thaya) wurde durch Sedimentations- und Erosionszyklen der Eiszeiten geformt. Der Untergrund wird von wasserstauenden (jungtertiären) Tonen und Tonmergeln aufgebaut. Darüber befinden sich mehrere Meter mächtige (pleistozäne) Sande, welche wiederum, wie nachfolgend geschildert, von alluvialen Sedimenten überlagert werden.

Kristalline Gesteine im Oberlauf der March und Thaya, in Verbindung mit einer dem Unterlauf eigenen langsamen Fließgeschwindigkeit und geringen Schleppkraft, führen dazu, dass fast ausschließlich (saure) feinkörnige Geschiebe wie Sand und Schluff transportiert werden (FINK 1999). Aus diesen Feinsedimenten bauen sich schließlich „die bindigen, schweren und stark vom Wasser beeinflussten [sic] (vergleyten) Böden der Auenzone“ (LAZOWSKI 1999: 51) auf. Das Bodensubstrat und dessen Korngröße richtet sich also hauptsächlich nach den von

Überschwemmungen transportierten und sedimentierten Sedimenten. Es resultieren Feinböden, die als sandig bis schluffig-tonig bzw. lehmig-tonig beschrieben werden können. Aufgrund der Bodenzusammensetzung herrschen bei hohen Wasserständen Sättigung und Wasserstau vor und Überschwemmungen führen zur Vergleyung der Böden.

Die sonst aus silikatischen, sauren Sedimenten aufgebaute Au ist im Bereich des Untersuchungsgebiets, aufgrund des bereits geschilderten Rückstau der Donau, aber auch von kalkhaltigen Donauhochwässern beeinflusst (LAZOWSKI 1999). Daraus resultieren erhöhte Kalkgehalte in Verlandungsgesellschaften und Feuchtwiesen (SCHRATT-EHRENDORFER 1999c).

Klima

Klimatisch werden die Marchauen der Pannonischen Klimaprovinz zugeordnet (vgl. BOBEK et al. 1971). Es herrscht ein subkontinental, pannonisches Klima vor (NEUHAUSER et al. 1999). Die Marchauen gehören somit zu den trockensten und wärmsten Regionen Österreichs (vgl. NEUHAUSER et al. 1999). Die Niederschlagssumme liegt für die Messstelle Hohenau (a. d. March) im langjährigen Mittel (1971 - 2000) bei lediglich 497,8 mm. Das Niederschlagsmaximum liegt mit durchschnittlichen 63,7 mm im Juli, das Niederschlagsminimum mit durchschnittlich 25,4 mm im Februar. Insgesamt gibt es weniger als 90 Regentage. Bei einem Tagesmittel von 19,3 °C Lufttemperatur ist der Juli der wärmste und der Jänner mit -1,4 °C im Tagesmittel der kälteste Monat. Im Jahresdurchschnitt liegt das Tagesmittel bei 9,2 °C Lufttemperatur (ZAMG 2002).

7.3 Witterung und Wasserstand im Untersuchungszeitraum

Zwar begann das Jahr 2017 mit einem kalten Jänner, von Februar bis August war es aber überdurchschnittlich warm. Das Tagesmittel an der Messstation Hohenau an der March lag im Mai mit 16,6 °C (ZAMG 2019a) und im August mit 21,0 °C (ZAMG 2019b) über den langjährigen Mitteln (1981–2010), welches im Mai 15,2 °C (ZAMG 2019b) und im August 19,3 °C beträgt.

Die Niederschläge an der Messstation Hohenau lagen im Mai bei 38 mm (ZAMG 2019a) und im August bei 30 mm (ZAMG 2019b), was gegenüber des langjährigen Mittels von 59 mm im Mai (ZAMG 2019a) und 57 mm im August (ZAMG 2019b) recht niedrig ist. Aufgrund der geringen Niederschläge zeigten sich die Auwiesen und -weiden im August aufgrund großer Anteile abgestorbener Halme sehr karg.

Überflutungen und Hochwässer der March blieben, wie bereits in den vergangenen Jahren, aus. Ende April, Anfang Mai kam es über die Einmündung des Mühlbachs zu höheren Wasserständen in den Augewässern und in weiterer Folge zur Flutung einiger Suttten und Geländesenken. Hinzu kam am 1. Mai eine kurzzeitige Überschwemmung aufgrund eines Rückstaus der Donauhochwässer (EGGER et al. 2017a).

7.4 Pferdeweide Marchegg – Projektbeschreibung

Die Pferdeweide Marchegg befindet sich im Naturschutzgebiet Untere Marchauen, was nahezu flächengleich mit dem WWF Auenreservat Marchegg ist und grenzt an das Siedlungsgebiet der Stadtgemeinde Marchegg an.

Seit Frühjahr 2015 wird eine, zum Zeitpunkt der Geländearbeit 70 ha große, Fläche mit halbwild lebenden Konik-Pferden ganzjährig beweidet. Im Spätsommer 2017 wurde die Fläche auf 76 ha erweitert (EGGER et al. 2017a). Die Fläche ist über zwei Rundwanderwege für Besucher*innen zugänglich.

Bis zu Beginn des Beweidungsprojektes wurden die Flächen gemäht. Unter anderem in Folge feuchter Sommer vor Projektbeginn, in denen keine Mahd durchgeführt werden konnte, verfilzten insbesondere für die Heumahd uninteressante Flächen.

Für die Auflichtung und dauerhafte Offenhaltung dieser Bestände, wurde der Beweidungsdruck der Pferde zu Projektbeginn als zu gering eingeschätzt. Daher werden, zusätzlich zur ganzjährigen Beweidung mit Pferden, Teilflächen über die Sommermonate mit einer Mutterkuhherde und Wasserbüffeln beweidet. Neben der Offenhaltung ist von Projektseite auch das unterschiedliche Fraßverhalten der Weidetiere zur Förderung der Biodiversität gewünscht (EGGER 2017a, mdl. Mitt.). Zusätzlich werden einzelne Flächen gemäht oder gehäckselt (EGGER et al. 2017a).

Der Weidetierbestand betrug zum Zeitpunkt der Geländearbeit 9 Pferde und in den Sommermonaten auf Teilflächen zusätzlich zwischen 17 und 25 Mutterkühe samt Kälber und 5 Wasserbüffel (EGGER et al. 2017a). Detaillierte Angaben zur Beweidungsstärke können Kapitel 13.6 entnommen werden.

Den Pferden steht ein hochwassersicherer Unterstand zur Verfügung. Eine Zufütterung findet nicht statt.

Die Ziele des Projekts können, wie in Abbildung 2 dargestellt, zusammengefasst werden.

1. Auf einer repräsentativen Naturentwicklungsfläche wird die dynamische Entwicklung der Au unter dem Einfluss von freilebenden Huftieren erprobt. Die Pferde erfüllen aber nicht (nur) eine Landschaftspflegefunktion, sie sind vielmehr ein integraler Bestandteil des Auenökosystems.
2. Hochgradig gefährdete, ehemals charakteristische Arten der Au finden als Folge der Beweidung wieder mehr geeignete Habitate vor.
3. Das Modellprojekt soll zeigen, ob und unter welchen Bedingungen eine Ganzjahresbeweidung in den March-Auen auch auf größeren Flächen möglich ist.
4. Die Attraktivität des Naturschutzgebiets für Besucher wird gesteigert.

Abb. 2: Projektziele Pferdeweide Marchegg.
Aus EGGER (2016a) nach HOLZER et al. (2015).

Zu den Zielen gehört auch, dass sich die scharfen Grenzen zwischen Wald und Offenland auflösen, naturnähere Übergangszonen entstehen und so Nischen für (gefährdete) Arten geschaffen werden. Zudem sollen Begleituntersuchungen überprüfen, ob die erwarteten Effekte eintreten (EGGER 2016a).

7.5 Flächenbeschreibungen

Da die Marchauen seit Jahrhunderten landwirtschaftlich genutzt werden, weisen sie einen hohen Anteil offener Flächen auf (NEUHAUSER & WURZER 1999). Die Grünländer an der March wurden traditionell großteils als Weiden genutzt (NEUHAUSER & WURZER 1999).

Ab dem 19. Jahrhundert kam es zu Nutzungsintensivierungen und Marchregulierungen und erhebliche Flächenteile gingen verloren (PLENK & WEBER 1992). Grünländer, die von der Intensivierung verschont blieben und auch nicht brach fielen, werden heute als ein- bis zweischürige Mähwiesen genutzt. Die erste Mahd erfolgt Ende Mai bis Anfang Juni, die zweite Mahd im August (NEUHAUSER & WURZER 1999).

Besonders charakteristisch für die Auwiesen ist ein klein strukturiertes Relief, womit stark wechselnde Feuchtigkeitsbedingungen einhergehen. Je nach Feuchtigkeitsversorgung (Abstand zum Grundwasser, Dauer der Überschwemmung) bilden sich unterschiedliche Pflanzengesellschaften heraus. Die im Rahmen dieser Arbeit betrachteten Brenndolden-Auenwiesen (vgl. Kap. 11.1) sind dabei nur von Überschwemmungen und, anders als beispielsweise Pfeifengraswiesen, nicht vom Grundwasser abhängig. Auf Standorten weniger stark schwankender Wasserstände finden sich Überschwemmungswiesen, die ebenso in dieser Arbeit behandelt wurden (vgl. Kap. 11.2). Die Bestände zeigen sich deutlich artenärmer als Brenndolden-Auenwiesen. Die Grünländer werden häufig von feuchten Vertiefungen (im Fol-

genden wie regional gebräuchlich: „Sutten“), welche als Überreste verlandeter Altarme anzusehen sind, durchzogen (NEUHAUSER & WURZER 1999). Diese sind häufig von Großseggenriedern bestanden, welche in dieser Arbeit betrachtet werden. Großseggenrieder wurden traditionell zur Streugewinnung gemäht. Mehr und mehr sind sie jedoch aus der Nutzung gefallen, findet das Mähgut doch keine Verwendung mehr. Die Folge ist eine Verstaudung und Verbuschung, was zum Verlust der Großseggenrieder führt (NEUHAUSER & WURZER 1999) (vgl. Kap. 11.3).

Nachfolgend finden sich kurze Beschreibungen der Fluren, auf denen die Aufnahmen durchgeführt wurden. Es wird in beweidete und gemähte (Referenz-) Fluren unterteilt. Eine kartografische Abgrenzung kann Anhang II entnommen werden.

7.5.1 Beweidete Fluren

Die beweideten Flächen wurden in der Vergangenheit, bis zum Beginn des Weideprojektes „Pferdeweide Marchegg“, gemäht. Wie in Kapitel 7.4 beschrieben, werden die Flächen heute mit Pferden und saisonal zusätzlich mit Mutterkühen und Wasserbüffeln beweidet. Kleinere Flächenteile werden zudem gemäht oder gehäckselt. Die Zusatzbeweidung findet, mit Ausnahme der „Bad Wiese“, auf allen behandelten und nachfolgend aufgeführten Fluren statt.

In der Vergangenheit wurden die Fluren teilweise relativ uneinheitlich benannt (EGGER 2017a, mdl. Mitt.). Im Rahmen dieser Arbeit wird einheitlich vorgegangen. Nach Kenntnisstand des Autors können von einer uneinheitlichen Namensgebung die Fluren „Hahnfrätz“, „Schlosswiese II“, „Vogelsee“ und „Toter Hund“ betroffen sein. Andere mögliche Namen finden sich in der jeweiligen nachfolgend aufgeführten Beschreibung.

Hahnfrätz

Die Fläche ist stark reliefiert, daher von unterschiedlichen Feuchtigkeitsbedingungen geprägt, und hinsichtlich der Ausgestaltung der Vegetation recht heterogen. Es existieren sowohl trockene Flächenteile, auf denen typische Brenndolden-Auenwiesen-Arten zu finden sind, als auch feuchtere, von Großseggen dominierte, Bereiche.

Die tiefsten Bereiche werden von *Phalaris arundinacea*, die Bereiche mittlerer Höhe von *Alopecurus pratensis* dominiert. Höher gelegene, wechselfeuchte Bereiche werden von *Carex melanostachya* und *Carex praecox* bereichert (SCHRATT-EHRENDORFER 1999b). Weidengebüsche, Auwald und ein Altarm grenzen die Fläche ein.

Der Name der Flur wird stellenweise „Hanfrätz“ geschrieben.

Schlosswiese II

Im Rahmen dieser Arbeit wird unter „Schlosswiese II“ die nördlich des von Pappeln (*Populus sp.*) begleiteten Fahrwegs gelegene Flur verstanden. Die Fläche wird von einer Vertiefung durchzogen und ist verhältnismäßig klein.

Alopecurus pratensis dominiert. Teilweise ist der Neophyt *Symphyotrichum lanceolatum* dominant. Arten der Brenndolden-Auenwiese, als auch *Cardamine parviflora* kommen vor.

Die Flur trägt auch den Namen Schlosswiese West.

Vogelsee

Die Fläche beherbergt die Storchenkolonie Marchegg. Um das Brutgeschäft nicht zu beeinträchtigen, konnten nur die nord-östlichsten Flächenteile in die Untersuchungen mit einbezogen werden. Eine Sutte durchzieht die Fläche von Ost nach West und stellt die nördliche Grenze zur Flur „Toter Hund“ dar. In anderen Arbeiten wird diese Flur auch Nördliche Schlosswiese genannt.

Toter Hund

Der „Tote Hund“ stellt eine große und recht heterogene Fläche dar. Einzelbäume, Baumgruppen und feuchte Senken sind immer wieder eingestreut. Die Fläche wird von Gräben durchzogen, welche von Großseggen und *Phalaris arundinacea* dominiert werden. Auf wechselfeuchten/-trockenen Erhebungen finden sich u. a. *Clematis integrifolia* und *Allium angulosum*.

Im Nord-Osten ist die Fläche von die March begleitenden Gehölzen begrenzt.

In anderen Arbeiten wird die hier als „Toter Hund“ bezeichnete Fläche in „Toter Hund“ und „Vogelsee“ unterteilt.

Bad Wiese

Die „Bad Wiese“ wird durch den Hochwasserschutzdamm in zwei Teile geteilt: Den inneren, hinsichtlich des Geländeneiveaus hoch gelegenen und sich im Überschwemmungsbereich der March befindenden Teil und den äußeren, abgedämmten Teil.

Die äußere „Bad Wiese“ teilt sich wiederum in einen nördlichen, trockeneren und einen, im Rahmen der Arbeit betrachteten, südlich und tiefer gelegenen, feuchteren Teil. Somit ist der betrachtete Teil der „Bad Wiese“ die einzige Flur, welche nicht von den Überschwemmungen direkt betroffen ist. Jedoch ist die Fläche stark vom Grundwasserspiegel beeinflusst und wird regelmäßig, auch über den durch die Flur verlaufenden Mühlgraben, überschwemmt. Zwar zeigt sich dieser Flächenteil floristisch weniger interessant als andere Fluren, doch kommen

auch hier bedeutende Arten der Brenndolden-Auenwiesen, wie beispielsweise *Allium angulosum*, vor.

7.5.2 Gemähte (Referenz-) Fluren

Die hier aufgeführten Flächen dienen im Rahmen der vorliegenden Arbeit als Referenzflächen. Alle Flächen werden jährlich, in Abhängigkeit der Witterung, ein bis zweimal gemäht.

Bienenhüttenwiese

Die „Bienenhüttenwiese“ liegt auf verhältnismäßig niedrigem Geländeniveau und ist lange nass. Einzelne Erhöhungen stechen heraus, auf diesen finden sich Brenndolden-Auenwiesen. Außerdem wird die Fläche von einer von Großseggen dominierten Rinne durchzogen. Großseggenrieder sind immer wieder von Lücken durchsetzt, in denen sich z.B. *Cardamine parviflora* findet (vgl. SCHRATT-EHRENDORFER 1999b).

Brücklwiese

Das Relief der Fläche ist sehr klein strukturiert. Eine feuchte Rinne, die häufig auch in den Sommermonaten Wasser führt, durchzieht die Wiese. *Alopecurus pratensis* ist vorherrschend. Etliche Arten der Brenndolden-Auenwiesen, als auch Arten der feuchteren Standorte wie *Cardamine parviflora* kommen vor (vgl. SCHRATT-EHRENDORFER 1999b). Auwälder und von Röhricht geprägte Altarme rahmen die Fläche ein.

Wehrwiese

Die „Wehrwiese“ wird von SCHRATT-EHRENDORFER (1999b) als „botanisch wertvoll“ beschrieben. In tiefen Lagen dominiert *Alopecurus pratensis*, die höheren Lagen werden von *Festuca pratensis* dominiert.

Brenndolden-Auenwiesen sind auf weiten Flächenteilen sehr typisch entwickelt. Weidengebüsche sind in die Fläche eingestreut. Angrenzend findet sich ein verlandetes und mit Schilf bestandenes Altwasser. Die „Wehrwiese“ liegt, im Gegensatz zu den meisten übrigen Flächen, auf relativ hohem Geländeniveau und wird daher recht zeitig gemäht.

Reitsteigwiese

Die „Reitsteigwiese“ weist eine vergleichsweise geringe Flächengröße auf. Sie grenzt im Osten an die „Brücklwiese“ an und wird von dieser durch ein Gehölz und einen Fahrweg getrennt. Ähnlich der „Brücklwiese“ herrscht ein recht stark strukturiertes Mikrorelief, mit

einer deutlichen Eintiefung im Norden der Fläche, vor. Die Fläche weist Brenndolden-Auenwiesen auf.

8 Material und Methode

Zu Beginn der Arbeit wurden die zu kartierenden Arten (Zielarten) nach deren lokaler naturschutzfachlicher Bedeutung ausgewählt. Es bestand die Befürchtung, dass einige Arten aufgrund ihrer Lebensform (v.a. Anuelle) in klassischen Vegetationsaufnahmen nach BRAUN-BLANQUET (1964) nicht detailliert genug abgebildet werden. Dies legte nahe, eine Alternative zur klassischen Abundanz-Dominanz Schätzung anzuwenden. Daher wurden die auszuwählenden Zielarten auf Individuenniveau gezählt.

Da es ein Ziel dieser Arbeit war, den Einfluss der Beweidung auf die Zielarten im Zusammenhang mit der, unter der Beweidung erwarteten, Auflösung der Wald/Gehölz-Offenland-Grenze zu erfassen, wurden zusätzlich zu Aufnahmen im gehölzfreien Bereich der Fläche (Core) auch Aufnahmen im Grenzbereich Offenland-Gehölzbestand (Edge) durchgeführt.

8.1 Auswahl der Zielarten

Die zu untersuchenden Zielarten wurden anhand der Gefährdung nach Rote Liste Österreich (NIKL FELD & SCHRATT-EHRENDORFER 1999) und der Bedeutung der Populationen des March-Thaya-Tals für gesamt Österreich (SCHRATT-EHRENDORFER 1999a) ausgewählt.

Hinzugezogen wurde auch die Expertise von Luise Schrott-Ehrendorfer (SCHRATT-EHRENDORFER 2017, mdl. Mitt.), Thomas Wrбка (WRBKA 2017, mdl. Mitt.) und Gerhard Egger (EGGER 2017a, mdl. Mitt.) – allesamt langjährige Kenner des Gebietes, die die lokale naturschutzfachliche Relevanz der einzelnen Arten beurteilen können.

Die Arten kamen nur dann als Zielarten in Frage, wenn sie in vorangegangenen Untersuchungen bereits auf der Weidefläche nachgewiesen wurden. Ob ein Nachweis bereits erfolgt war, wurde der Pflanzenarten-Datenbank des WWF-Österreich und den Ergebnissen der Kartierung von SCHRATT-EHRENDORFER (1999b) entnommen. Die Pflanzenarten-Datenbank wurde im Rahmen der Erstellung des „Katalog prioritärer Pflanzenarten“ (EGGER et al. 2014) aufgebaut und vom WWF-Österreich zur Verfügung gestellt. Darüber sollten die Blühzeiten der Arten soweit übereinstimmen, dass ihre Abundanzen zuverlässig, in einem von zwei zu ermittelnden Zeiträumen erfasst werden konnten (siehe Kap. 9.1).

Außerdem sollten die Arten rasch und ohne Verwechslungsgefahr zu kartieren sein.

8.2 Abgrenzung des Untersuchungsraums

Da vor der Durchführung dieser Arbeit keine zielartenspezifischen Untersuchungen durchgeführt wurden, lagen folglich auch keine detaillierten, artbezogenen Daten für die Zeit vor dem Beginn der Beweidung vor. Somit bestand die Notwendigkeit, Referenzflächen zu finden, um die Ergebnisse der Kartierung auf der Weidefläche einordnen zu können. Hierbei bieten sich jährlich gemähte Flächen an, da es sich dabei um das gebietstypische Management handelt, welches auch auf den nun beweideten Flächen vor Beginn des Projektes „Pferdeweide Marchegg“ jährlich erfolgte. Demnach kann der Untersuchungsraum in beweidete und gemähte Flächen unterteilt werden. Gemähte Flächen wurden zunächst nach dem Vorkommen der Zielarten ausgewählt. Da nur jene Arten als Zielarten ausgewählt wurden, die nachweislich auf der beweideten Fläche vorkamen (siehe Kap. 8.1), war dies für die beweidete Fläche nicht nötig.

Bei einem Lokalaugenschein am 29.03.2017 wurde deutlich, dass eine systematische Streuung der Aufnahmeflächen nötig ist, um die Zielarten adäquat, bei möglichst zeiteffizientem Aufwand, zu erfassen. Ein gezieltes, selektives Aufsuchen der Arten wurde, nicht zuletzt aufgrund des teilweise sehr unscheinbaren Wuchses, als nicht zielführend angesehen. Die Stratifizierung basiert im Wesentlichen auf verschiedenen Biotoptypen (siehe Kap.8.2.1) und der zufälligen Verteilung der Aufnahmepositionen (siehe Kap. 8.3.1).

8.2.1 Auswahl für Zielarten relevanter Flächenteile – Auswahl der Biotoptypen

Um für das Vorkommen der Zielarten relevante Flächenteile auszuwählen und nicht die Gesamtfläche untersuchen zu müssen, wurden zur räumlichen Eingrenzung Biotoptypen herangezogen. Als Grundlage dienten die Geodaten des Biotoptypenmonitoring von STELZHAMMER et al. (2014). Es wurden nur jene Biotoptypen berücksichtigt, in denen die Zielarten typischerweise vorkommen.

Biotoptypen stellen also konkrete Flächenteile da, welche für das Vorkommen der Zielarten von besonderer Relevanz sind. Ebenso sollte es möglich sein, irrelevante Biotoptypen (z.B. Großröhrichte, Feldgehölze) bzw. Flächenteile von vorneherein auszuschließen und nicht unnötig untersuchen zu müssen.

SCHRATT-EHRENDORFER (1999a) gibt für die Arten der March-Thaya-Auen, worunter sich die Zielarten befinden, eine gebietstypische Kurzcharakteristik an, welche im Bezug zur Ökologie der jeweiligen Art die bevorzugten Wuchsorte widerspiegelt.

Für die Zielarten sind dies: „feuchte Wiesen“, „Verlandungsbereiche“ und „nasse bis feuchte Auwälder und ihre Säume“.

Die Kurzcharakteristik verfeinert SCHRATT-EHRENDORFER (1999a) teilweise um Angaben wie „Geländesenken, Flutmulden“ (Sutten), oder „wechseltrockene/wechselfeuchte Wiesen“ (im folgenden wechselfeucht).

Um sicherzustellen, dass die Biotoptypen alle für die Zielarten wichtigen Wuchsorte berücksichtigen, wurde die Kurzcharakteristik von SCHRATT-EHRENDORFER (1999a) mit den Standorteigenschaften der Biotoptypen abgeglichen.

8.2.1.1 Auswahl der Fluren auf Weidefläche

Auf der Weidefläche wurden jene Fluren (Teilflächen) näher betrachtet, welche über mindestens einen der auszuwählenden Biotoptypen verfügten. Außerdem sollte auf die räumliche Lage der Flächen innerhalb des Hochwasserschutzdammes geachtet werden.

Da generell nur jene Arten als Zielarten ausgewählt wurden, welche bereits auf der Weidefläche nachgewiesen wurden (siehe Kap. 8.1), musste – anders als bei der Auswahl der Referenzflächen – bei der Auswahl der Fluren auf der Weidefläche nicht speziell überprüft werden ob die Zielarten vorkommen.

Einige Teilbereiche (v.a. „Hahnfrätz“) der Weidefläche weisen kleinräumige, relativ uneinheitliche, im folgenden als „heterogen“ bezeichnete Vegetationsbestände auf.

8.2.1.2 Auswahl der Referenzflächen

Wie in Kapitel 8.2 bereits geschildert, bestand die Notwendigkeit, Referenzflächen auszuwählen.

Anforderung an die Referenzflächen waren, ...

- dass diese jährlich gemäht werden und kontinuierlich genutzt wurden.
- dass diese in näherer Umgebung der Weidefläche liegen.
- dass diese innerhalb des Hochwasserschutzdamm liegen.
- dass möglichst viele der Zielarten bereits nachgewiesen werden konnten.
- dass möglichst einer der drei Biotoptypen vorkommt.
- dass diese eine Charakteristik aufweisen, die möglichst ähnlich den Flächen des Weidegebietes ist.

Die Anforderung an eine ein-bis mehrschürige Mahd ergibt sich aus der, der Beweidung vorangegangenen, Wiesennutzung. Die räumlich kurzen Distanzen zu der Weidefläche sind v.a. aus Gründen der Zusammensetzung des Bodens relevant (donaunähere Flächen weisen höhere Kalkgehalte auf, siehe Kap. 7.2). Auf die Lage innerhalb des Hochwasserschutzdamms wurde aus Gründen der Auendynamik geachtet. Eine Flur kam nur dann als Referenzfläche in Frage, wenn die mehrheitliche Anzahl der Zielarten auf der jeweiligen Fläche bereits nachgewiesen wurde. Das Vorkommen der Zielarten wurde der Pflanzenarten-Datenbank des WWF-Österreich (erstellt im Rahmen von EGGER et al. 2014) und SCHRATT-EHRENDORFER (1999b) entnommen. Zusätzlich entschied das Vorkommen von mindestens einem der ausgewählten Biotoptypen (siehe Kap. 8.2.1) über die Eignung als Referenzfläche. Informationen zum räumlichen Vorkommen der Biotoptypen wurde den Geodaten von STELZHAMMER et al. (2014) entnommen. Zusätzliche Informationen zur Einschätzung der Eignung der Fluren wurde den Standortbeschreibungen von SCHRATT-EHRENDORFER (1999) entnommen. Generell sollte darauf geachtet werden, dass die Standortbeschreibungen möglichst wenig von den ökologischen Verhältnissen der beweideten Fläche abwichen.

8.2.1.3 Nachträglich ausgewählte Referenzflächen

Während der Geländearbeit stellte sich heraus, dass es nicht ausreichend viele Aufnahmepositionen, die den Anforderungen (siehe Kap. 8.3.2) entsprachen, gab. Daher mussten nachträglich weitere Bestände hinzugenommen werden. Bei der nachträglichen Flächenauswahl wurde nach denselben Prinzipien wie für die erste Flächenauswahl vorgegangen (Kap. 8.2.1.1 & 8.2.1.2).

8.3 Aufnahme-Design

In diesem Kapitel wird die GIS gestützte Verteilung der potenziellen Aufnahmepunkte, die Methode zur Auswahl der konkreten Aufnahmefläche und die Methode zur Zählung der Zielarten beschrieben.

8.3.1 Anzahl und Verteilung der potenziellen Aufnahmepositionen

Die Zielarten wurden im gehölzfreien Flächenbereich (Core) der ausgewählten Fluren, wie auch am Grenzbereich Offenfläche-Gehölzbestand (Edge) kartiert (siehe Kap. 8). Je Biotoptyp waren dabei 3 Aufnahmen für Core- und 3 Aufnahmen für Edge-Flächen vorgesehen – jeweils für die beweideten und die gemähten Flächen. Da Teilbereiche der Weidefläche eine sehr heterogene Vegetationsstruktur aufweisen, wurden diese im Core mit jeweils einer

zusätzlichen Aufnahme je Biotoptyp erfasst. Ziel war, eine bessere statistische Belastbarkeit zu erreichen. Daraus resultiert für die Weidefläche eine Anzahl von insgesamt 12 Aufnahme-
flächen im Core und 9 Aufnahmeflächen im Edge. Für gemähte Flächen waren es 9 Aufnah-
men im Core und 9 Aufnahmen im Edge (Tab. 1).

Die ausgewählten Zielarten (siehe Kap.9.1) legten die Kartierzeiträume Mai und August nahe.

Tab. 1: Aufnahme-Design.

Anzahl der Aufnahmeflächen je Biotoptyp, Position (Core/Edge) und Management für die
Kartierzeiträume Mai und August (Aug.). Aufnahmen im August wurden auf derselben Fläche wie
Aufnahmen im Mai durchgeführt. B – Brenndolden-Auenwiesen, Ü – Überschwemmungswiesen, G –
Rasige Großseggenrieder.

	beweidet									gemäht					
	Core			Core heterogen			Edge			Core			Edge		
	B	Ü	G	B	Ü	G	B	Ü	G	B	Ü	G	B	Ü	G
Mai	3	3	3	1	1	1	3	3	3	3	3	3	3	3	3
Aug.	3	3	3	1	1	1	3	3	3	3	3	3	3	3	3

Die Aufnahmeflächen (Tab. 1) wurden mit gleicher Anzahl auf die einzelnen, zuvor auszu-
wählenden Fluren (siehe Kap. 8.2.1.1 & 8.2.1.2) verteilt.

Da die Anzahl der Aufnahmeflächen nicht exakt der Anzahl der Fluren entsprach, wurden
„überschüssige“ Aufnahmeflächen per Zufall verteilt.

Zur Verteilung der potenziellen Aufnahmepositionen wurde das Untersuchungsgebiet
– in ArcMap 10.5 (ESRI 2017) – auf die auszuwählenden Biotoptypen der relevanten Flächen
(Wiesen/Weiden) eingegrenzt.

Um potentielle Aufnahmepositionen im Core zu generieren, wurde ein Raster mit einer Kan-
tenlänge von 30 x 30 Meter über die relevanten Flächenteile (Biotoptypen) gelegt. Dabei ent-
sprach die Größe von 30 x 30 Meter nicht der Größe der Aufnahmefläche, sondern sollte die
flexible Positionierung der konkreten Aufnahmeposition im Gelände ermöglichen (Kap.
8.3.2). Anschließend wurde der Mittelpunkt der einzelnen Rasterzellen (= potentieller Auf-
nahmepunkt) ermittelt.

Für die Edge-Aufnahmen wurden die potenziellen Aufnahmepositionen, mit einem Abstand
von 30 Metern zueinander, auf die Außengrenze der zu untersuchenden Fläche (=Außengren-
ze des Biotoptyp-Polygon) gelegt. Der Abstand von 30 Metern sollte bei der späteren Gelän-
dearbeit, analog zu Core-Aufnahmen, die Adaption der konkreten Aufnahmeposition und
zusätzlich auch die Ausrichtung der Aufnahmefläche am Gehölzrand ermöglichen.

Im Anschluss wurden die potenziellen Aufnahmepositionen für Core-, wie auch für Edge-Aufnahmen tabellarisch ausgegeben und anschließend zufällig sortiert. Es resultierten für jeden Managementtyp (Beweidung/Mahd) zwei Listen mit potenziellen Aufnahmepositionen (Aufnahmepunkte-Liste): Eine Liste für Core-, eine weitere Liste für Edge-Aufnahmen.

Es sei angemerkt, dass es durch Erzeugung der Aufnahmepositionen in GIS deutlich mehr potentielle Aufnahmepositionen als tatsächlich durchzuführende Aufnahmen gab.

8.3.2 Wahl der Aufnahmefläche im Gelände

Die Reihenfolge, mit der die beweideten Fluren untersucht wurden, wurde an die Zusatzbeweidung mit Mutterkühen angepasst. Dabei wurde die Reihenfolge so gewählt, dass möglichst wenige Teilflächen bereits mit Rindern beweidet wurden (siehe Kap. 7.4). Die gemähten Fluren wurden vor der Mahd erfasst.

Da sich die Vorgehensweisen, nach der Core- und Edge-Flächen ausgewählt wurden, voneinander unterscheiden, wird die Wahl der Aufnahmeflächen für die beiden Positionen (Core, Edge) gesondert dargelegt.

Jede Aufnahmefläche wurde in den vier Ecken mit jeweils einem $\frac{1}{2}$ Zoll-Vermessungsrohr mit einer Länge von 50 Zentimeter dauerhaft verortet. Somit sollte es möglich sein, Aufnahmen im zweiten Kartierzeitraum und in nachfolgenden Arbeiten auf exakt derselben Fläche durchführen zu können. Zum Auffinden der Aufnahmeflächen im zweiten Kartierzeitraum kam ein handelsübliches Metallsuchgerät zum Einsatz. Die Rohre wurden mit einem Fäustel bündig in den Boden eingeschlagen. Um ein Verletzen der Tiere und eine Schädigung von Fahrzeugreifen aus zu schließen, wurden die Rohre mit einer weißen Kunststoff-Abschlussplatte mit einem Durchmesser von 90 mm abgeschlossen.

8.3.2.1 Core

Im Gelände wurden die zufällig sortierten potenziellen Aufnahmepunkte (Aufnahmepunkte-Liste) mit einem handelsüblichen GPS-Gerät (Garmin Dakota 20) aufgesucht. Dabei wurde die Liste der Reihe nach abgearbeitet, was die willkürliche Verteilung (da zufällig sortiert) der Aufnahmepositionen gewährleistete.

Die Größe der quadratischen Core-Aufnahmeflächen wurde auf 10x10 m festgesetzt. Somit sollte sichergestellt werden, dass alle Strukturen der heterogenen Auwiesen und Weiden erfasst werden. Außerdem sollte so verhindert werden, dass (horstig wachsende) Zielarten außerhalb der Aufnahmeflächen wachsen und nur unterrepräsentiert erfasst werden.

Um eine subjektive Positionierung der Aufnahme­fläche zu vermeiden, wurden Core-Aufnahmen immer nach Norden ausgerichtet. Daher fand, am jeweiligen potenziellen Aufnahme­punkt angekommen, unter Verwendung eines Kompasses zunächst die Orientierung nach Norden statt. Anschließend wurde überprüft, ob eines der nachfolgend aufgeführten Ausschlusskriterien auf die, den aufgesuchten Punkt umgebende, Fläche von 10x10 Meter zutraf.

Ausschlusskriterien:

- Es liegt ein anderer Biotoptyp als der zu erfassende vor (Abgleich mit STELZHAMMER et al. 2014).
- Die Fläche ist durch Gräben, tiefe Löcher, Wühlstellen (Flächenanteil > 15 %), Treibgut (Flächenanteil > 15 %) oder starke Neigung (Neigung größer als im Durchschnitt) zu inhomogen.
- Die Fläche ist überschwemmt.

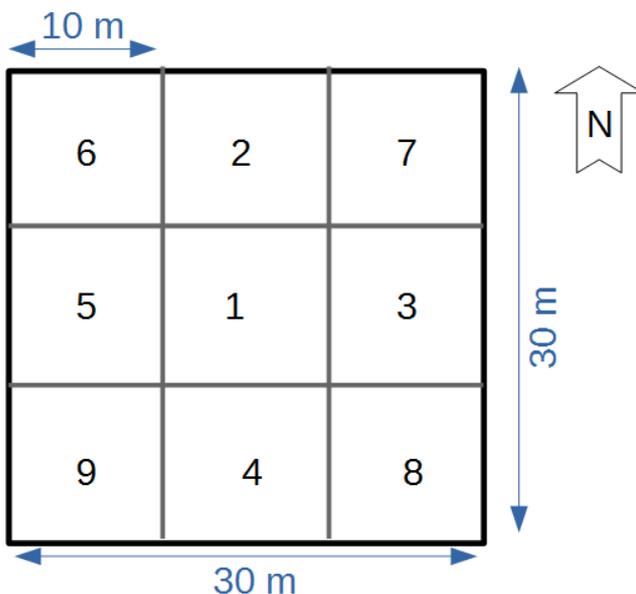


Abb. 3: Schematische Darstellung des Vorgehens bei der Wahl einer Core-Aufnahme­fläche.

30x30 m (= 9 potentielle Aufnahme­flächen mit je 10x10 m) entsprechen der Größe der einzelnen Rasterzellen des über die relevanten Flächenteile (Biotoptypen) gelegten Rasters. Nummerierung gibt Reihenfolge an, nach der einzelne potentielle Aufnahme­flächen auf Tauglichkeit überprüft wurden. 1 entspricht dem in GIS ermittelten Mittelpunkt. (Koordinaten des ersten potenziellen Aufnahme­punktes). © Florian Schneider

Sobald ein aufgeführtes Kriterium zutraf und daher keine Aufnahme durchgeführt werden konnte, wurden alle acht restlichen Quadrate (= potenziellen Aufnahme­flächen) innerhalb der 30 x 30 m (siehe Kap. 8.3.1) auf Eignung überprüft.

Hierfür wurde kreuzweise im Uhrzeigersinn vorgegangen (Abb. 3), wobei im rechten Winkel zum aufgesuchten Aufnahme­punkt eine Entfernung von 10 m, per GPS-Gerät, einzumessen war. Zugleich konnten somit die Koordinaten des Zentrums der neuen Aufnahme­fläche ermittelt werden.

Insgesamt lagen für einen aufgesuchten, potenziellen Aufnahme­punkt von der Auf-

nahmepunkte-Liste also neun potentielle Aufnahmeflächen mit jeweils 10 Meter Kantenlänge vor.

Auf der ersten potenziellen Aufnahmefläche, welche über kein Ausschlusskriterium verfügte, wurde die Aufnahme durchgeführt. War keine der potenziellen Aufnahmeflächen geeignet, wurde der nächste, auf der Liste mit potenziellen Aufnahmepositionen aufgeführte Punkt aufgesucht. Das Verfahren begann von neuem.

8.3.2.2 Edge

Auch die Reihenfolge der Edge-Aufnahmen war durch die Aufnahmepunkte-Liste per Zufall bestimmt.

Ebenso wie die Core-Aufnahmen, wurden auch die Edge-Aufnahmen auf einer quadratischen Fläche mit einer Kantenlänge von 10x10 m durchgeführt.

Grenzte der potentielle Aufnahmepunkt bereits an ein Gehölz an, so wurde dieser (Punkt A) (Abb.4) direkt auf Tauglichkeit (siehe unten) überprüft (in diesem Fall ist Punkt A = 1).

Aufgrund der Ermittlung der potenziellen Aufnahmepunkte in 30 m Abständen auf der Außengrenze der Biotoptyp-Polygone in GIS, bestand aber auch die Möglichkeit, dass dieser Punkt (A) nicht an ein Gehölz angrenzte.

Sofern dies der Fall war, wurde dieser Punkt (A) an den Gehölzrand verlegt. Um einheitlich vorzugehen, wurde der Punkt auf einer imaginären Linie mit einem Bezug von 90° zum Gehölzrand verschoben. Dadurch ergab sich der Mittelpunkt (Punkt 1) einer potenziellen Aufnahmefläche.

Existierte in direkter Umgebung (Umkreis von ca. 30 m) des Punktes A überhaupt kein Gehölzbestand, an den der Punkt hätte gelegt werden können, wurde der nächste, auf der Liste mit potenziellen Aufnahmeposition aufgeführte Punkt aufgesucht.

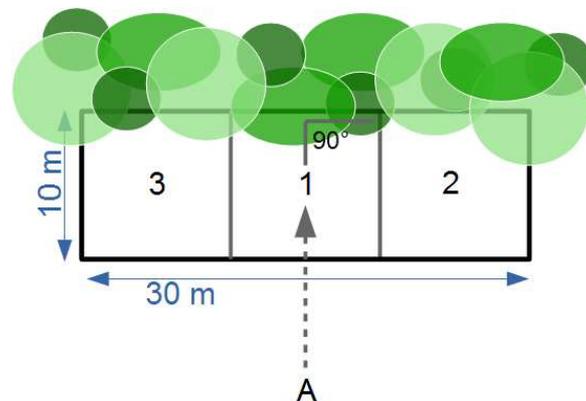


Abb. 4: Schematische Darstellung des Vorgehens bei der Wahl und Positionierung einer Edge-Aufnahme.

Sofern der in GIS generierte potentielle Aufnahmepunkt (Punkt-A) nicht an ein Gehölz angrenzte, war dieser auf einer imaginären Linie mit einem Bezug von 90° zum Gehölzrand an diesen zu verschieben. Der sich daraus ergebende Aufnahmepunkt 1 wurde auf Tauglichkeit überprüft. Sofern ein Ausschlusskriterium zutraf, war Punkt 2 und in weiterer Folge Punkt 3 auf Tauglichkeit zu überprüfen. © Florian Schneider

Um eine Ausrichtung der Aufnahme am Gehölzrand zu ermöglichen, konnten die Aufnahmen nicht grundsätzlich nach Norden ausgerichtet werden (Gehölzränder verlaufen nicht immer in nord-südliche oder ost-westliche Richtung ...). Stattdessen wurden die Aufnahmeflächen:

- ...mit größtmöglicher Berührung einer der Kanten der (potenziellen) Aufnahmefläche mit dem Gehölzbestand ...
 - ...bei Beständen mit Altbäumen (> ca. 15 m Höhe) direkt an die zur Weide/Wiese gerichteten Stammseite angrenzend oder bei niedrigeren Bäumen (< 5 m) so, dass maximal ca. 50 % der Aufnahmefläche überschirmt sind ...
 - ...bei Gebüschern soweit wie möglich, höchstens aber 2 m in das Gebüsch hinein ...
- ... eingerichtet.

Im Anschluss daran wurden die Ausschlusskriterien, welche auch für Core-Aufnahmen (siehe Kap. 8.3.2.1) Anwendung fanden, durchgegangen.

Lag ein Ausschlusskriterium vor, wurde die potentielle Aufnahmefläche nicht verwendet und die übrigen potenziellen Aufnahmeflächen (Punkt 2, 3) wurden aufgesucht. Dabei konnte jedoch nicht nach dem für Core-Aufnahmen geschilderten Verfahren des kreuzweisen Verlegens im Uhrzeigersinn vorgegangen werden, da die Aufnahmefläche sonst mitunter gar nicht an einem oder zur Gänze in einem Gehölzbestand liegen konnten. Deshalb wurde ein Abstand von 10 Meter zu dem ersten möglichen Mittelpunkt einer potenziellen Aufnahmefläche entlang des Gehölzrandes eingemessen. Je potentiell Aufnahmeort sind somit 3 potentielle Aufnahmeflächen denkbar. Dabei wurde immer zuerst die, mit Blickrichtung auf das Gehölz, rechte potentielle Aufnahmefläche (Punkt 2) auf Tauglichkeit überprüft (Abb. 4).

Analog zum Vorgehen bei Core-Aufnahmen, wurde auf der ersten geeigneten potenziellen Aufnahmefläche eine Aufnahme durchgeführt. Andernfalls wurde der nächste Punkt von der Liste mit potenziellen Aufnahmeort aufgesucht.

8.3.3 Erfassungsmethode (Durchführung einer Aufnahme)

Sobald eine geeignete Aufnahmefläche ausgewählt werden konnte (siehe Kap. 8.3.2), wurden deren Außengrenzen mit einem 40 Meter langen Polypropylen Seil abgesteckt und, zur besseren Übersicht, mit weiteren Seilen halbiert bis geviertelt. Die Seile waren in zwei Meter Abständen markiert, um Deckungen genauer schätzen zu können.

In einem Aufnahmebogen (Anhang I) wurden grundlegende Informationen zur Flächenposition und -struktur, Deckungswerten der einzelnen Vegetationsschichten, der Gehölzverjüngung, dem Offenbodenanteil und den Fäzes notiert. Weitere erfasste Parameter, die jedoch im Rahmen dieser Arbeit nicht weiter verarbeitet wurden, können dem Aufnahmebogen in Anhang I entnommen werden.

Zur detaillierten Erfassung der Zielarten war das Zählen aller Individuen auf der jeweiligen Aufnahmefläche (10x10 m) vorgesehen.

Zu Beginn des zweiten Erfassungszeitraumes (August) zeigte sich jedoch, dass das Zählen aller Individuen oftmals mit einem unverhältnismäßig hohen zeitlichen Aufwand einherging. Grund dafür waren sowohl individuenstarke Bestände als auch kleine Individuen, welche oftmals durch höherwüchsige krautige überdeckt werden, was das zeitaufwändige, händische „Durchkämmen“ des Bestandes unumgänglich machte.

Um kleine Bestände dennoch detailliert zu erfassen, wurde ein Schwellenwert von 500 festgelegt. Bis zu einem Wert von 500 wurde jedes Individuum einer Art gezählt. Kamen mehr als 500 Individuen vor, war „>500“ zu notieren und die Aufnahme der jeweiligen Art zu beenden. Ein Schwellenwert von 500 bietet sich dabei an, da bis 500 zum einen mit vertretbarem zeitlichen Aufwand gezählt werden kann und zum anderen eine kurze erste Analyse der bereits erfassten Abundanzen diesen Schwellenwert nahelegte.

Um keine Individuen zu übersehen, wurden die Aufnahmeflächen zuerst in eine Richtung und dann ein weiteres mal in die andere Richtung (um 90° versetzt) in Streifen abgesprochen.

Um doppeltes Zählen der Individuen zu vermeiden, wurden bereits gezählte Individuen entweder mit einem Stab markiert, oder die Aufnahmefläche in ca. 50 cm breite Streifen unterteilt und jeder Streifen einzeln erfasst.

Die Aufnahmebögen wurden im Anschluss in einer MICROSOFT ACCESS (2007) Datenbank digitalisiert.

Individuenabgrenzung

Es wurde davon ausgegangen, dass Individuen der Zielarten voneinander abgrenzbar sind.

Sofern es bei räumlich dicht nebeneinander wachsenden Individuen einer Art zu Problemen kam, wurde immer die kleinste, zusammenfassbare Einheit, welche an der Erdoberfläche entspringt, als Individuum angesehen.

8.4 Auswertung

Die wesentlichen durchgeführten Arbeitsschritte der Auswertung, von der Aufbereitung der Daten bis zur statistischen Verarbeitung, sind in die nachfolgenden einzelnen Kapitel unterteilt.

8.4.1 Aufbereitung der Daten

Aufgrund der Erfassungsmethode (Zählen aller Individuen bis 500) lagen die erhobenen Daten bis 500 Individuen metrisch und ab 501 Individuen als ordinal skalierte Daten vor. Um mit den Daten statistisch arbeiten zu können, mussten sie einheitlich skaliert werden. Dazu wurden alle Daten in Klassen (Abundanz-Klassen) einer Ordinalskala überführt.

Es wurden fünf Klassen definiert, in die je nach Abundanz überführt wurde. Die Klassen können Tabelle 2 entnommen werden.

Ein Limit von 5.000 Individuen konnte, durch individuengenaue Erfassungen großer Bestände, bei denen kein Wert größer 3.000 erreicht wurde, ermittelt werden.

Tab. 2: Übersicht über die Klassen der Ordinalskala, in die die erhobenen Daten überführt wurden.

Dimension (Anzahl Individuen)	Klassen Name
0	Klasse 0
1–5	Klasse 1
6–50	Klasse 2
51–500	Klasse 3
501–5.000	Klasse 4

8.4.2 Ermittlung der Höhenklassen

Für weitere Auswertungsschritte (siehe Kap. 8.4.3 & 8.4.4), sollte die Höhe der einzelnen Aufnahmeflächen ermittelt werden.

Dafür wurde ein digitales Höhenmodell, welches sich auf den Pegel der March bezieht (BUCHLEITNER o. J.), eingesetzt. In ArcMap 10.5 (ESRI 2017) wurde zum Herausbilden

unterschiedlicher Höhen-Klassen (\approx Überflutungshäufigkeiten) eine Supervised-Classification mit anschließender Maximum-Likelihood-Classification durchgeführt. Um die Anzahl der Klassen gering zu halten, wurde der Bearbeitungsraum auf den relevanten Auenbereich (Untersuchungsgebiet) eingegrenzt.

Nach Glätten (Majority Filter) der Ergebnis-Datei wurde jeder Aufnahmefläche eine Höhenklasse zugewiesen.

8.4.3 Grafische Darstellungen

Zur Veranschaulichung der Anzahl der Nachweise der einzelnen Zielarten auf die einzelnen Abundanz-Klassen (siehe Kap. 8.4.1), auch im Zusammenhang mit dem Management bzw. der räumlichen Lage (Core, Edge), wurden Tabellen und Histogramme eingesetzt.

Da aufgrund der höheren Stichprobenzahl heterogener, beweideter Fluren unterschiedlich große Stichproben vorlagen (siehe Kap. 8.3.1), wurden die Nachweise je Abundanz-Klasse als prozentualer Anteil an der maximal möglichen Zahl der Nachweise dargestellt.

Um erkennen zu können, in welchen Biotoptypen die einzelnen Zielarten ihren Vorkommenschwerpunkt haben, wurden die einzelnen Aufnahmeflächen nach Abundanzen tabellarisch sortiert und eingefärbt, gleichzeitig wurde der Biotoptyp aufgeführt.

Außerdem wurde die Anzahl der durchgeführten Aufnahmen innerhalb eines Biotoptypen den Höhenklassen (siehe Kap. 8.4.2) zugeordnet.

8.4.4 NMDS (metaMDS)

Um die Differenzen zwischen den einzelnen Aufnahmeflächen, basierend auf den Abundanzen der Zielarten, in Form einer Ordination grafisch aufzuzeigen, sollte ein „Nonmetric Multi-dimensional Scaling“ (NMDS) erstellt werden. Dazu muss zunächst ein Dissimilarity-Index gerechnet werden. In R (R DEVELOPMENT CORE TEAM 2014) wurde dieser mit der, in dem package „vegan“ (OKSANEN et al. 2018) enthaltenen, Funktion „vegdist“ in Form der Bray-Curtis dissimilarity berechnet. Im Anschluss war die Berechnung des eigentlichen NMDS durch die Funktion „metaMDS“, welche im package „MASS“ (VENABLES & RIPLEY 2002) enthalten ist, möglich. Schlussendlich wurde dann über die Funktion „plot“ geplottet.

Da es sich bei vegdist bzw. der Bray-Curtis dissimilarity um einen Index zur Analyse von Gesellschaften handelt, welche die Art-Zusammensetzung einer Aufnahmefläche mit der Art-Zusammensetzung aller übrigen Aufnahmeflächen vergleicht (vgl. OKSANEN et al. 2008), ergibt hier nur die Betrachtung des Gesamtartenpools, nicht aber von einzelnen Arten Sinn.

Als Eingangsdaten wurden die klassifizierte Zählwerte (Abundanzen) (siehe Kap. 8.4.1) der Zielarten verwendet.

Um einen möglichen Gradienten besser sichtbar zu machen, wurden die einzelnen Datenpunkte (=Aufnahmeflächen) in dem NMDS, auf Grundlage unterschiedlicher Umwelt-Variablen, unterschiedlich eingefärbt. Als Umwelt-Variablen wurde das Management (Weide, Mahd), die Position (Core, Edge), der Biotoptyp und die Höhenklasse (siehe Kap. 8.4.2), in welcher die jeweilige Aufnahmefläche lag, herangezogen.

Zusätzlich wurden Ellipsen, um den Mittelpunkt der Datenpunkte anzuzeigen, eingesetzt. Hierzu wurde die Funktion „ordiellipse“, aus dem package `vegan` verwendet.

8.4.5 Signifikanztest (Mann-Whitney-U-Test)

Als Signifikanztest wurde ein Mann-Whitney-U-Test durchgeführt. Dieser wurde gewählt, da zum einen ungepaarte Stichproben (beweidet: 21 Aufnahmeflächen, gemäht: 18 Aufnahmeflächen) und zum anderen – aufgrund der Überführung der Daten in Klassen (vgl. Kap. 8.4.1) – ordinal-skalierte Variablen vorlagen.

Ziel des Tests war es, zu überprüfen, ob ein signifikanter Unterschied der Abundanzen der einzelnen Zielarten im Zusammenhang mit dem Management (beweidet, gemäht) und/oder der räumlichen Lage (Core oder Edge) besteht. Außerdem wurde getestet, ob sich die Abundanzen der Zielarten und des Artenpools zwischen beweideten Edge- und Core-Flächen signifikant voneinander unterscheiden. Ebenso wurde der Test auch für gemähte Core- und Edge-Flächen durchgeführt.

Zur Berechnung wurde R (R DEVELOPMENT CORE TEAM 2014) eingesetzt. Als Test wurde der „`wilcox.test`“, bei dem das Argument „`paired`“ auf „`false`“ gesetzt wurde, was dem Mann-Whitney-U-Test entspricht, verwendet.

9 Ergebnisse

Im Folgenden werden die Ergebnisse dargelegt. Zuerst werden die ausgewählten Zielarten und Fluren aufgeführt. Im Anschluss daran finden sich die ermittelten Abundanzen der Zielarten und es werden Auffälligkeiten hervorgehoben. Darauf folgend sind die Ergebnisse des Mann-Whitney-U-Testes und eine Darlegung der Häufigkeitsverteilungen auf die unterschiedlichen Biotoptypen aufgeführt. Außerdem werden die ermittelten Höhenklassen genannt. Abschließend wird das Ergebnis des NMDS präsentiert.

9.1 Auswahl der Zielarten

Anhand der formulierten Kriterien (siehe Kap. 8.1) wurden 12 Zielarten ausgewählt. Davon mussten 3 Arten, aufgrund zu hohen Zeitaufwands, während der Arbeit ausgeschlossen werden. Dabei handelt es sich um *Carex melanostachya*, *Eleocharis uniglumis* und *Filipendula ulmaria* subsp. *picbaueri*.

Die untersuchten Arten mit Informationen zu Blühzeit, Gefährdung, Bedeutung der Populationen des March-Thaya-Tals und der Kurzcharakteristik nach SCHRATT-EHRENDORFER (1999a) können Tabelle 3 entnommen werden.

Anhand der Blühzeit können die Arten zwei Kartierzeiträumen zugeordnet werden. Ein Teil der Arten war im Mai, der andere Teil im August zu kartieren.

Kapitel 10 können weitere Informationen zu den einzelnen Zielarten entnommen werden.

Tab. 3: Ausgewählte Zielarten, die Gegenstand der Arbeit waren.

Angabe der Blühzeit in Monaten aus Fischer (2008); Angabe der Gefährdung in Kategorien aus Rote Liste Österreich nach Niklfeld & Schratt-Ehrendorfer (1999): 2r! – Stark gefährdet u. regional noch stärker gefährdet, 2 – Stark gefährdet, 3 – Gefährdet; Ein „●“ im Feld „Bedeutung“ gibt an, dass die Population der jeweiligen Art im March-Thaya-Tal für den Erhalt der Art in Österreich von Bedeutung ist, Angaben nach Schratt-Ehrendorfer 1999a; Kurzcharakteristik der Lebensräume spiegelt bevorzugte Standorte der jeweiligen Art wider, Angaben nach Schratt-Ehrendorfer 1999a: fAuwald – nasse bis feuchte Auwälder und ihre Säume, fWiesen – feuchte Wiesen, Verland – Verlandungsbereiche, ^{muld} – Geländesenken, Flutmulden, ^{salz} – salzbeeinflusste Standorte, ^{wtr} – wechsellückene/wechselfeuchte Wiesen; In der Tabelle abgesetzt finden sich Arten, die zwar zu Beginn der Arbeit ausgewählt, dann jedoch nicht erhoben wurden.

Art	Blühzeit	RL-Ö Kat.	Bedeutung	Kurzcharakteristik
<i>Allium angulosum</i>	VII – VIII	2r!	●	fWiesen
<i>Clematis integrifolia</i>	V – VI (X)	2	●	fwiesen ^{wtr}
<i>Cnidium dubium</i>	VIII – IX	2	●	fwiesen ^{wtr}
<i>Veronica longifolia</i>	(VI) VII – IX (X)	2	●	fWiesen
<i>Cardamine parviflora</i>	V – VII	2	●	Verland ^{muld}
<i>Cerastium dubium</i>	IV – VI	2	●	Verland ^{salz+muld}
<i>Euphorbia lucida</i>	V – VII	3	●	fWiesen
<i>Gratiola officinalis</i>	VI – VIII (–X)	2	●	Verland ^{muld}
<i>Leucojum aestivum</i>	(IV) V – VI	2	●	fAuwald
<i>Carex melanostachya</i>	V – VI	2	●	fWiesen ^{wtr+salz}
<i>Eleocharis uniglumis</i>	V – VIII (–X)	3	/	Verland ^{muld}
<i>Filipendula ulmaria</i> ssp. <i>picbaueri</i>	VI	3	●	fwiesen ^{wtr}

9.2 Auswahl der Biotoptypen

Nach Auswahl der Zielarten (siehe Kap. 8.1), einem ersten Lokalaugenschein mit Thomas Wrbka und Gerhard Egger (29.03.2017) und dem Abgleich mit der Biotoptypenkartierung (siehe Kap. 8.2.1) konnten drei konkrete Biotoptypen ausgewählt werden, welche auf der Weidefläche die für das Vorkommen der Zielarten relevante Biotoptypen darstellen.

Diese sind: „Brenndolden-Auenwiesen“, „Überschwemmungswiesen“ und „Rasige Großseggenrieder“

Der Abgleich der Biotoptypen mit den von SCHRATT-EHRENDORFER (1999a) für die Zielarten genannten gebietstypischen Wuchsorten (Kurzcharakteristik) ergab, dass die ausgewählten Biotoptypen alle für die Zielarten relevanten Wuchsorte auf der Weidefläche abdecken.

Beschreibungen der Biotoptypen können den Steckbriefen in Kapitel 11 entnommen werden.

9.3 Auswahl der Fluren

Anhand der formulierten Kriterien wurden, neben 5 beweideten Fluren, insgesamt 4 gemähte Fluren als Referenzflächen ausgewählt. Eine Übersicht über ausgewählte Fluren findet sich in Tabelle 4. Genaue Beschreibungen der einzelnen Fluren finden sich in Kapitel 7.5.

Tab. 4: Übersicht ausgewählter Fluren.
Nachträglich, aufgrund von einer zu geringen Anzahl geeigneter Aufnahmepositionen, hinzugefügte Fluren, sind mit [] eingeklammert. Auf allen aufgeführten Fluren wurden Aufnahmen durchgeführt.

Beweidete Fluren	Gemähte (Referenz-) Fluren
Bad Wiese	Bienenhüttenwiese
Hahnfrätz	[Brücklwiese]
Schlosswiese II	[Reitsteigwiese]
Toter Hund	Wehrwiese
Vogelsee	

9.4 Art-Daten – Häufigkeitsklassen

In Tabelle 5 findet sich die Darstellung der Nachweise der einzelnen Arten je Häufigkeitsklasse (Klasse) absolut, in Tabelle 6 prozentual.

Die Häufigkeit, mit der einzelne Arten nachgewiesen wurden, kann in drei grobe Gruppen unterteilt werden: Arten, die wenig nachgewiesen wurden, Arten, die häufig nachgewiesen wurden und Arten, die zwischen den beiden „Extremen“ lagen.

Bei Arten, die selten nachgewiesen wurden, ist die Anzahl nicht erfolgter Nachweise (Klasse 0) hoch, bei häufig nachgewiesen Arten ist die Anzahl nicht erfolgter Nachweise dementsprechend gering.

Die Nachweise verteilen sich zu unterschiedlichen Anteilen auf die einzelnen Klassen. Es gibt Arten, die in allen Klassen relativ gleichmäßig und Arten, welche mit Schwerpunkt in wenigen Klassen nachgewiesen wurden.

Cnidium dubium (N = 22) und *Gratiola officinalis* (N = 25) wurden am häufigsten nachgewiesen. Dabei kamen die Arten, wenn sie vorkamen, mit hohen Abundanzen vor, so dass die Nachweise den oberen Klassen und nicht oder kaum den unteren Klassen zuzuordnen sind.

Weder besonders häufig, noch besonders selten wurden *Allium angulosum* (N = 17), *Cardamine parviflora* (N = 18), *Cerastium dubium* (N = 18) und *Leucojum aestivum* (N = 18) nachgewiesen. *Allium angulosum* wurde in allen Klassen relativ gleichmäßig nachgewiesen, wobei in Klasse 1 die wenigsten Nachweise erfolgten.

Cardamine parviflora und *Leucojum aestivum* zeigen einen deutlichen Schwerpunkt in Klasse 2 und 3. *Cerastium dubium* hat einen Schwerpunkt in den unteren bis mittleren Klassen und kommt nicht in Klasse 4 vor.

Die am seltensten nachgewiesenen Arten verteilen sich unterschiedlich auf die einzelnen Klassen. So bilden die Nachweise von *Clematis integrifolia* zwei „Gipfel“ und in Klasse 2 wie auch in Klasse 4. *Euphorbia lucida* wurde am häufigsten in den mittleren Klassen nachgewiesen. Die Nachweise von *Veronica longifolia* verteilen sich auf alle Klassen und haben in keiner Klasse einen deutlichen Schwerpunkt.

Die Abundanzen der Arten je Aufnahme­fläche finden sich in tabellarischer Form in Anhang IV.

Tab. 5: Alle Nachweise je Art je Klasse aufsummiert.
39 maximal mögliche Nachweise je Art, da insgesamt 39 Aufnahmen durchgeführt wurden.
Klasse 0: 0 Individuen, Klasse 1: 1–5, Klasse 2: 6–50, Klasse 3: 51–500, Klasse 4: 501–5.000.

	Klasse 0	Klasse 1	Klasse 2	Klasse 3	Klasse 4	Summe Nachweise
<i>Allium angulosum</i>	22	2	5	6	4	17
<i>Cardamine parviflora</i>	21	2	5	8	3	18
<i>Cerastium dubium</i>	21	4	4	9	1	18
<i>Clematis integrifolia</i>	29	1	3	0	6	10
<i>Cnidium dubium</i>	17	0	0	8	14	22
<i>Euphorbia lucida</i>	29	1	5	4	0	10
<i>Gratiola officinalis</i>	14	0	5	10	10	25
<i>Leucojum aestivum</i>	21	2	7	7	2	18
<i>Veronica longifolia</i>	29	2	4	2	2	10
SUMME	203	14	38	54	42	148

Tab. 6: Nachweise der Zielarten in den Klassen prozentual an der Gesamtzahl der Nachweise.
Nachweise einschl. Klasse 0. Klasse 0: 0 Individuen, Klasse 1: 1–5, Klasse 2: 6–50,
Klasse 3: 51–500, Klasse 4: 501–5.000. Werte gerundet.

	Klasse 0	Klasse 1	Klasse 2	Klasse 3	Klasse 4
<i>Allium angulosum</i>	56	5	13	15	10
<i>Cardamine parviflora</i>	54	5	13	21	8
<i>Cerastium dubium</i>	54	10	10	23	3
<i>Clematis integrifolia</i>	74	3	8	0	15
<i>Cnidium dubium</i>	44	0	0	21	36
<i>Euphorbia lucida</i>	74	3	13	10	0
<i>Gratiola officinalis</i>	36	0	13	26	26
<i>Leucojum aestivum</i>	54	5	18	18	5
<i>Veronica longifolia</i>	74	5	10	5	5

Genauere Betrachtung der Arten

Alle Zielarten konnten sowohl auf den beweideten, als auch auf den gemähten Flächen nachgewiesen werden.

Zwischen der beweideten und der gemähten Fläche liegen hinsichtlich des prozentualen Anteils der Nachweise der Zielarten, verteilt auf die einzelnen Klassen, meist nur geringfügige Unterschiede vor.

Manche Arten sind häufiger auf der beweideten (*Cardamine parviflora*, *Cerastium dubium*, *Cnidium dubium*, *Gratiola officinalis*, *Leucojum aestivum*), andere Arten etwas häufiger auf der gemähten Fläche (*Allium angulosum*, *Clematis integrifolia*, *Euphorbia lucida*, *Veronica longifolia*) nachgewiesen worden (Tab. 7).

Tab. 7: Nachweise der Zielarten in den Klassen prozentual an der Gesamtzahl der Nachweise, unterteilt nach Management.

Nachweise einschl. Klasse 0. Management: B – Beweidet, M – gemäht; Klasse 0: 0 Individuen, Klasse 1: 1–5, Klasse 2: 6–50, Klasse 3 51–500, Klasse 4 501–5.000; SUMME % gibt Anteil der Nachweise in der jeweiligen Klasse von 351 maximal möglichen Nachweisen an.

Werte gerundet.

	Klasse 0		Klasse 1		Klasse 2		Klasse 3		Klasse 4	
	B	M	B	M	B	M	B	M	B	M
<i>Allium angulosum</i>	62	50	5	6	5	22	14	17	14	6
<i>Cardamine parviflora</i>	52	56	10	0	14	11	19	22	5	11
<i>Cerastium dubium</i>	52	56	19	0	10	11	14	33	5	0
<i>Clematis integrifolia</i>	76	72	0	6	10	6	0	0	14	17
<i>Cnidium dubium</i>	43	44	0	0	0	0	29	11	29	44
<i>Euphorbia lucida</i>	86	61	5	0	10	17	0	22	0	0
<i>Gratiola officinalis</i>	38	33	0	0	14	11	24	28	24	28
<i>Leucojum aestivum</i>	52	56	5	6	24	11	10	28	10	0
<i>Veronica longifolia</i>	86	61	5	6	10	11	0	11	0	11
SUMME %	58		4		11		15		12	

Berücksichtigt man nicht das Management, sondern unterscheidet die Aufnahmeflächen nach Core und Edge, fällt auf, dass die größere Anzahl der Zielarten (*Allium angulosum*, *Cardamine parviflora*, *Cerastium dubium*, *Cnidium dubium*, *Gratiola officinalis*, *Veronica longifolia*) häufiger auf Core-Flächen und eine kleinere Anzahl der Zielarten (*Clematis integrifolia*, *Euphorbia lucida*, *Leucojum aestivum*) häufiger auf Edge-Flächen nachgewiesen wurde (Tab. 8).

Tabelle 9 stellt die beiden Managementformen und jeweils Core und Edge gegenüber. Auffälligkeiten werden bei der Abhandlung der einzelnen Zielarten genannt.

Tab. 8: Nachweise der Zielarten in den Klassen prozentual an der Gesamtzahl der Nachweise, unterteilt nach Position.

Nachweise einschl. Klasse 0. Position: C – Core, E – Edge; Klasse 0: 0 Individuen, Klasse 1: 1–5, Klasse 2: 6–50, Klasse 3 51–500, Klasse 4 501–5.000. Werte gerundet.

	Klasse 0		Klasse 1		Klasse 2		Klasse 3		Klasse 4	
	C	E	C	E	C	E	C	E	C	E
<i>Allium angulosum</i>	43	72	10	0	14	11	19	11	14	6
<i>Cardamine parviflora</i>	48	61	10	0	14	11	14	28	14	0
<i>Cerastium dubium</i>	52	56	5	17	14	6	24	22	5	0
<i>Clematis integrifolia</i>	76	72	5	0	10	6	0	0	10	22
<i>Cnidium dubium</i>	33	56	0	0	0	0	29	11	38	33
<i>Euphorbia lucida</i>	76	72	0	6	10	17	14	6	0	0
<i>Gratiola officinalis</i>	33	39	0	0	14	11	24	28	29	22
<i>Leucojum aestivum</i>	67	39	5	6	14	22	14	22	0	11
<i>Veronica longifolia</i>	67	83	0	11	14	6	10	0	10	0

Tab. 9: Nachweise der Zielarten in den Klassen prozentual an der Gesamtzahl der Nachweise, unterteilt nach Management und Position.

Nachweise einschl. Klasse 0. Management: B – Beweidet, M – gemäht; Position: C – Core, E – Edge; Klasse 0: 0 Individuen, Klasse 1: 1–5, Klasse 2: 6–50, Klasse 3 51–500, Klasse 4 501–5.000. Werte gerundet.

		Klasse 0		Klasse 1		Klasse 2		Klasse 3		Klasse 4	
		C	E	C	E	C	E	C	E	C	E
<i>Allium angulosum</i>	B	50	78	8	0	0	11	17	11	25	0
	M	33	67	11	0	33	11	22	11	0	11
<i>Cardamine parviflora</i>	B	42	67	17	0	17	11	17	22	8	0
	M	56	56	0	0	11	11	11	33	22	0
<i>Cerastium dubium</i>	B	42	67	8	33	17	0	25	0	8	0
	M	67	44	0	0	11	11	22	44	0	0
<i>Clematis integrifolia</i>	B	83	67	0	0	8	11	0	0	8	22
	M	67	78	11	0	11	0	0	0	11	22
<i>Cnidium dubium</i>	B	33	56	0	0	0	0	33	22	33	22
	M	33	56	0	0	0	0	22	0	44	44
<i>Euphorbia lucida</i>	B	100	67	0	11	0	22	0	0	0	0
	M	44	78	0	0	22	11	33	11	0	0
<i>Gratiola officinalis</i>	B	42	33	0	0	17	11	17	33	25	22
	M	22	44	0	0	11	11	33	22	33	22
<i>Leucojum aestivum</i>	B	67	33	8	0	17	33	8	11	0	22
	M	67	44	0	11	11	11	22	33	0	0
<i>Veronica longifolia</i>	B	92	78	0	11	8	11	0	0	0	0
	M	33	89	0	11	22	0	22	0	22	0

Neben den abgebildeten tabellarischen Darstellungen findet sich im Anhang V für jede einzelne Art eine detaillierte Darstellung der Abundanzen in Form von Histogrammen.

Allium angulosum wurde häufiger auf gemähten als auf beweideten Flächen nachgewiesen. Außerdem kommt die Art häufiger auf Core- als auf Edge-Flächen vor.

Die Anzahl der Nachweise ist bei gemähten Core-Flächen höher, gleichzeitig kommt die Art auf beweideten Core-Flächen jedoch mit höheren Abundanzen vor.

Auf gemähten Edge-Flächen zeigt die Art eine höhere Häufigkeit und auch höhere Abundanzen.

Cardamine parviflora zeigt auf gemähten Flächen, sofern sie vorkommt, relativ große Abundanzen, wohingegen die Art auf beweideten Flächen in allen Klassen relativ gleichmäßig verteilt ist. Unterscheidet man zwischen Core und Edge, wird ein ähnliches Bild deutlich: auf Core-Flächen erfolgte Nachweise über alle Häufigkeitsklassen verteilt, auf Edge-Flächen war die Art nur in den mittleren Häufigkeitsklassen vertreten.

Bei weiterer Unterscheidung in gemähte und beweidete Core-Flächen verstärkt sich das geschilderte Verteilungsmuster, so dass im Falle des Vorkommens auf gemähten Core-Flächen eine hohe Abundanz ermittelt wurde (Abb. 6).

Cerastium dubium zeigt ein ganz ähnliches Bild wie *Cardamine parviflora*. So ist die Art auf beweideten Flächen konstant in allen Klassen vertreten und wurde dagegen auf gemähten Fläche gehäuft in den mittleren Klassen nachgewiesen.

Auffällig ist insbesondere der Vergleich gemähter Core- und Edge-Flächen. So wurde die Art auf beweideten Core-Flächen deutlich häufiger als auf beweideten Edge-Flächen nachgewiesen, zeigt auf den gemähten Vergleichsflächen jedoch ein genau umgekehrtes Bild.

Clematis integrifolia zeigt zwischen beweideten und gemähten Flächen keinen deutlichen Unterschied. Auf Edge-Flächen ist die Art geringfügig häufiger vertreten. Besonders auf Edge-Flächen zeigte sich, dass die Art, wenn sie vorkommt, auch mit hohen Abundanzen nachgewiesen wurde (Abb. 5).

Cnidium dubium kam sowohl auf beweideten und gemähten Flächen, als auch auf Core- und Edge-Flächen ausschließlich in den oberen Klassen vor, wenngleich auf Core-Flächen die insgesamt höhere Anzahl an Nachweisen erzielt wurde (Abb. 5).

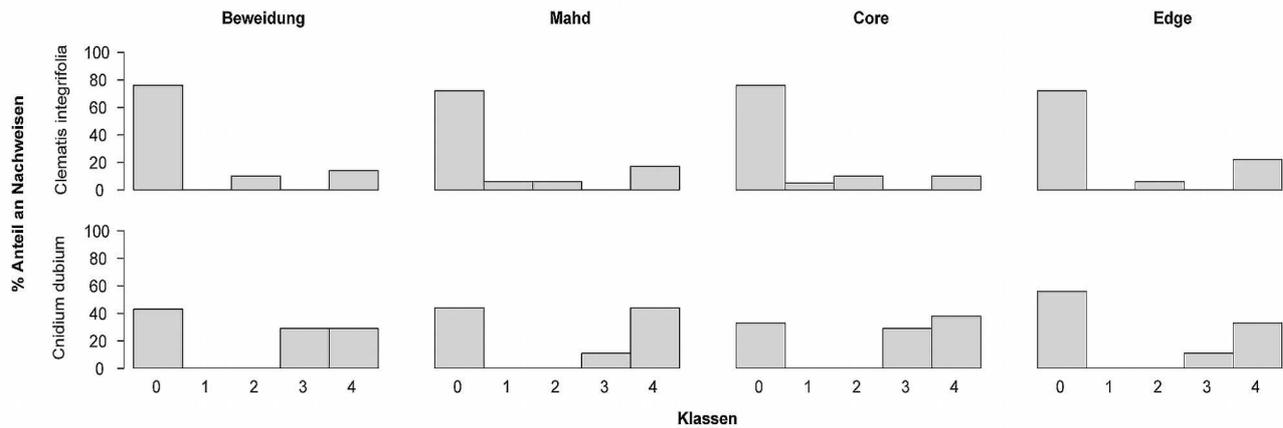


Abb. 5: Histogramme – Gegenüberstellung der Abundanzen ausgewählte Zielarten auf beweideten/gemähten Flächen und Core-/Edge-Flächen

Clematis integrifolia zeigte keine deutlichen Unterschiede in den Abundanzen beweideter und gemähter Flächen. Auf Edge-Flächen kam die Art mit etwas höheren Abundanzen als auf Core-Flächen vor.

Die Abundanzen von ***Cnidium dubium*** sind auf beweideten, gemähten, Core- und Edge-Flächen sehr ähnlich. Wenn die Art nachgewiesen wurde, kam sie mit hohen Abundanzen vor.

Euphorbia lucida ist neben *Veronica longifolia* (siehe unten) die einzige Art, welche auf den gemähten Flächen wesentlich häufiger nachgewiesen wurde und bedeutend höhere Abundanzen als auf den beweideten Flächen zeigt.

Die Art wurde auf der beweideten Fläche nur im Edge nachgewiesen. Auf gemähten Core-Flächen sind mehr Nachweise als auf gemähten Edge-Flächen erzielt worden.

Gratiola officinalis zeigt sehr ähnliche Abundanzen, wie sie bereits für *Cnidium dubium* geschildert wurden. So ist die Art mit Schwerpunkt in den oberen Klassen nachgewiesen worden.

Leucojum aestivum ist deutlich häufiger auf Edge-Flächen, als auf Core-Flächen nachgewiesen worden. Zudem zeigt die Art auf Edge-Flächen in nahezu allen Klassen deutlich höhere Abundanzen als auf Core-Flächen.

Der Unterschied zwischen gemähten und beweideten Flächen ist gering, wenngleich gemähte Core-Flächen und beweidete Edge-Flächen geringfügig höhere Abundanzen aufwiesen als die entsprechenden Gegenflächen (Abb. 6).

Veronica longifolia wurde auf den gemähten Flächen häufiger nachgewiesen und dies zudem mit höheren Abundanzen. Sowohl auf der gemähten, als auch auf der beweideten Fläche erfolgten mehr Nachweise – mit gleichzeitig höherer Abundanz – im Core als im Edge.

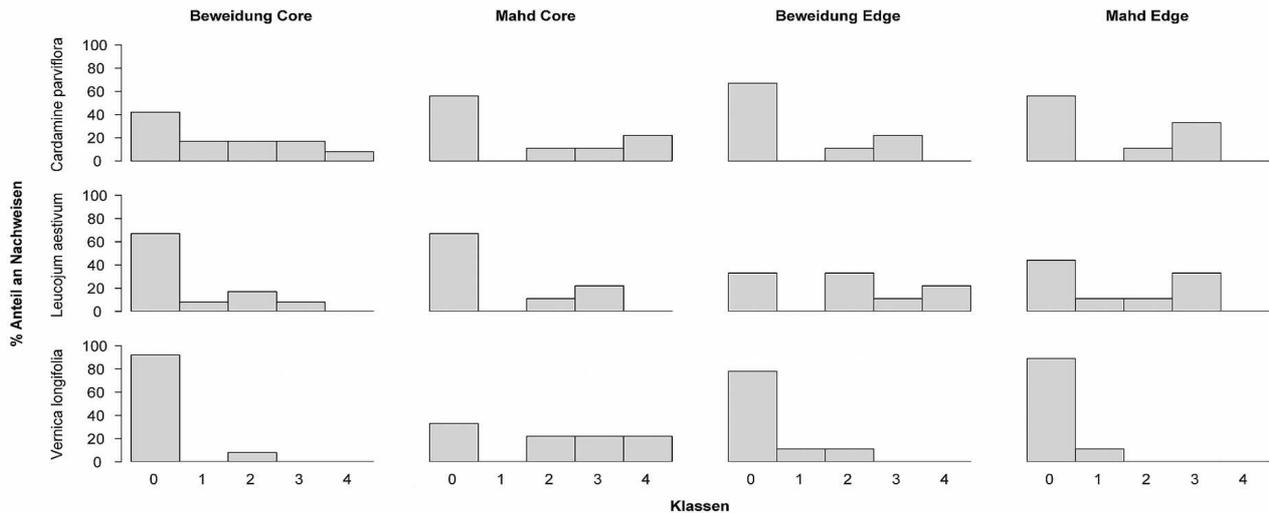


Abb. 6: Histogramme – Gegenüberstellung der Abundanzen ausgewählte Zielarten auf beweideten/gemähten Core- und beweideten/gemähten Edge-Flächen

Dargestellt ist der prozentuale Anteil aller Nachweise einer Art je Klasse; Klasse 0: 0 Individuen, Klasse 1: 1–5, Klasse 2: 6–50, Klasse 3 51–500, Klasse 4 501–5.000. Werte gerundet.

Cardamine parviflora wurde auf beweideten Core-Flächen über alle Klassen gleichmäßig verteilt nachgewiesen. Sofern die Art auf gemähten Core-Flächen vorkam, kam sie mit hohen Abundanzen vor.

Leucorum aestivum wurde, unabhängig vom Management, auf Edge-Flächen häufiger und mit höheren Abundanzen, als auf Core-Flächen nachgewiesen. **Veronica longifolia** wurde auf gemähten Core-Flächen, gegenüber beweideten Core-Flächen, deutlich häufiger und zudem mit höheren Abundanzen nachgewiesen.

9.5 Höhenklassen und Biotoptypen

In ArcMap wurden insgesamt acht Höhenklassen für das Untersuchungsgebiet ermittelt (vgl. Kap. 8.4.2). Je kleiner die Zahl der Höhenklasse, desto niedriger ist die Höhe im Bezug zum Pegel der March und desto größer ist die Überflutungshäufigkeit. Die Aufnahmeflächen liegen in den Klassen 3 bis 6. In den übrigen niedrigeren und höheren Klassen wurden demnach keine Aufnahmen durchgeführt. Somit wurden die Aufnahmen weder auf sehr tief gelegenen, noch auf sehr hoch gelegenen Bereichen durchgeführt. Die Höhenklassen 3 bis 6 decken den Bereich 139,5 bis 140,7 Meter über Adria ab.

Die Anzahl der Aufnahmen innerhalb eines Biotoptypen verteilen sich mit unterschiedlicher Gewichtung auf die Höhenklassen (Tab. 10). Dabei sind Rasige Großseggenrieder und Überschwemmungswiesen v.a. in den niedrigeren Lagen, Brenndolden-Auenwiesen hingegen in den höheren Lagen vertreten.

Tab. 10: Anzahl der Aufnahme­flächen je Biotoptyp aufgeteilt nach Höhenklassen

RasGro – Rasiges Großseggenried; Übersch – Überschwemmungswiesen; Auw – Brenndolden-Auenwiesen. Höhenklassen wurden in ArcMap ermittelt und entsprechen einer Höhe von 139,5 bis 140,7 Meter über Adria.

Höhen-Klasse	RasGro	Übersch	Auw
Klasse 3	11	9	0
Klasse 4	2	2	3
Klasse 5	0	2	3
Klasse 6	0	0	7

9.6 NMDS (metaMDS)

Die metaMDS zeigt zunächst keinen deutlichen Gradient. Färbt man die einzelnen Datenpunkte (=Aufnahme­flächen) auf Grundlage unterschiedlicher Variablen ein, wird je nach Variable teilweise ein Gradient sichtbar. Dabei liegen Datenpunkte mit derselben Ausprägung einer Variablen häufig näher beieinander und gleichzeitig auch weiter entfernt von Datenpunkten, welche einer anderen Ausprägung der jeweiligen Variable entsprechen.

Verdeutlicht werden die Gradienten durch das Einfügen von Ellipsen, welche sich auf den Mittelpunkt der Datenpunkte (Aufnahme­flächen), die der jeweils gleichen Variablen entsprechen, beziehen.

So werden bei Einfärbung der Datenpunkte nach Höhenklasse (Abb. 7), wie auch bei Einfärbung nach Biotoptyp (Anhang XIV) Gradienten deutlich, welche sich weitestgehend gleichen. Dabei ist ein Gradient zwischen Datenpunkten, welche höher gelegenen (trockeneren) Flächenteilen bzw. Brenndolden-Auenwiesen entsprechen und Datenpunkten, welche tiefer gelegenen (feuchteren) Flächenteilen bzw. Rasigen Großseggenriedern entsprechen, erkennbar. Aufnahme­flächen auf Überschwemmungswiesen befinden sich in der Mitte der gesamten Punktwolke und damit zwischen den am höchsten bzw. niedrigsten gelegenen Aufnahme­flächen. Es sind aber auch einige „Ausreißer“ sichtbar.

Eine Einfärbung nach Management (Abb. 8) oder Core und Edge (Anhang XIV) zeigt dahingegen keinen Gradient auf.

Anhang XIV sind weitere Einfärbungen des NMDS zu entnehmen.

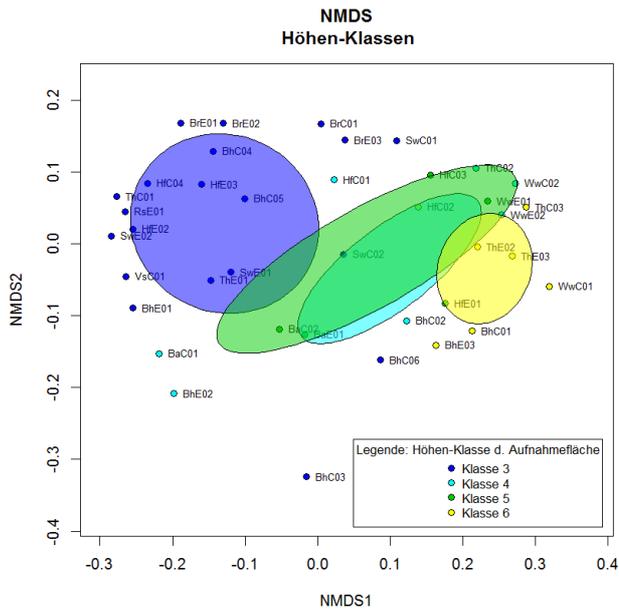


Abb. 7: NMDS – Höhen-Klassen
 Datenpunkte (=Aufnahmeflächen) nach Höhen-Klassen eingefärbt; Ellipsen zeigen Mittelpunkte der Datenpunkte der jeweiligen Höhen-Klasse an. NMDS berechnet auf Grundlage der klassifizierten Daten; Dissimilarity-Index: Bray-Curtis dissimilarity.

Es wird ein Gradient zwischen unterschiedlich hoch gelegenen Aufnahmeflächen deutlich. Die Abundanzen der Zielarten können durch die Höhe – mit der eine höhere Feuchtigkeit/Überflutungshäufigkeit einhergeht – erklärt werden.

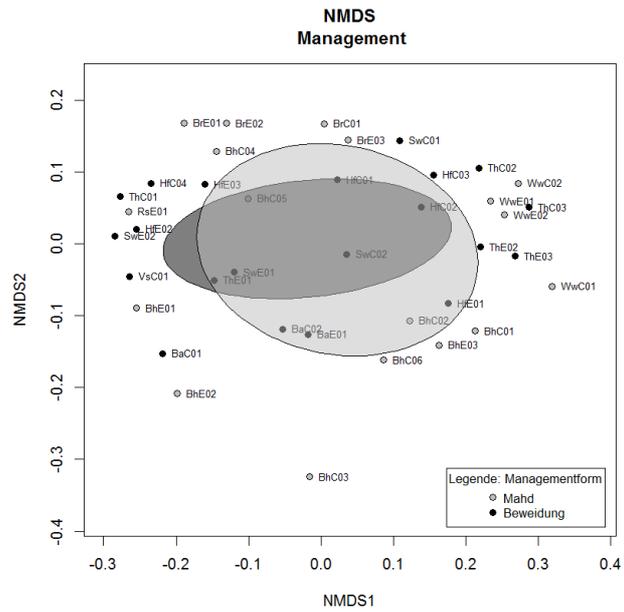


Abb. 8: NMDS – Management
 Datenpunkte (=Aufnahmeflächen) nach Management eingefärbt; Ellipsen zeigen Mittelpunkte der Datenpunkte des jeweiligen Managements an. NMDS berechnet auf Grundlage der klassifizierten Daten; Dissimilarity-Index: Bray-Curtis dissimilarity.

Es wird kein Gradient zwischen den beiden Managementformen deutlich. Die Abundanzen der Zielarten können nicht durch das Management erklärt werden.

9.7 Test der Hypothesen mit Mann-Whitney-U-Test

Nachfolgend sind die Hypothesen der Arbeit aufgeführt und es kann entnommen werden, ob diese nach erfolgtem Signifikanztest, angenommen oder verworfen wurden. Im Anschluss an die jeweilige Hypothese finden sich dann die durch den Mann-Whitney-U-Test ermittelten Ergebnisse.

Hypothese 1

Das Vorkommen der Zielarten auf beweideten Flächen unterscheidet sich vom Vorkommen auf gemähten Referenz-Flächen.

Werden im Test lediglich die Zielarten und das Management berücksichtigt und nicht zwischen Core und Edge unterschieden, ist anhand des Mann-Whitney-U-Test, mit Ausnahme einer Art, kein signifikanter Unterschied zwischen beweideten und gemähten Flächen erkennbar (Tab. 11). So unterschieden sich die Abundanzen von *Euphorbia lucida* mit einem *p*-Wert

von 0,049 auf einem signifikanten Niveau. Die Abundanzen von *Veronica longifolia* zeigen zwar keinen signifikanten Unterschied, fallen mit einem p -Wert von 0,056 aber dennoch auf.

Hypothese 1 kann daher für alle Zielarten, mit Ausnahme von *Euphorbia lucida*, verworfen werden.

Tab. 11: Ergebnisse des Mann-Whitney-U-Test – Test der Hypothese 1

Getestet wurde, ob sich die Abundanzen der jeweiligen Zielart zwischen den beweideten Aufnahme-Flächen und den gemähten Aufnahme-Flächen (unabhängig von Core und Edge) signifikant unterscheiden. Angabe von Test-Statistik (W), Signifikanzwert (p -Wert) und Signifikanzniveau (n.s. – nicht signifikant, $\geq 5\%$ ($p > 0,05$); * – signifikant, $< 5\%$ ($p < 0,05$)).

	W	p-Wert	Signifikanzniveau
<i>Allium angulosum</i>	179	0,7668	n.s.
<i>Cardamine parviflora</i>	181	0,8169	n.s.
<i>Cerastium dubium</i>	180	0,7927	n.s.
<i>Clematis integrifolia</i>	182,5	0,8251	n.s.
<i>Cnidium dubium</i>	174	0,6601	n.s.
<i>Euphorbia lucida</i>	135	0,04897	*
<i>Gratiola officinalis</i>	175	0,6915	n.s.
<i>Leucojum aestivum</i>	192,5	0,9262	n.s.
<i>Veronica longifolia</i>	136,5	0,05603	n.s.

Hypothese 2

Das Vorkommen der Zielarten auf beweideten Core-Flächen unterscheidet sich vom Vorkommen auf gemähten Core-Flächen.

Der Unterschied der Abundanzen der Zielarten zwischen beweideten und gemähten Core-Flächen zeigt sich ähnlich wie jener zwischen beweideten und gemähten Flächen (Tab. 12). Dabei unterschieden sich die Abundanzen gemähter und beweideter Core-Flächen sowohl von *Veronica longifolia* ($p = 0.005082$) als auch von *Euphorbia lucida* ($p = 0.004899$) auf einem hoch signifikanten Niveau.

Hypothese 2 kann daher für alle Zielarten, mit Ausnahme von *Euphorbia lucida* und *Veronica longifolia* verworfen werden.

Hypothese 3

Das Vorkommen der Zielarten auf beweideten Edge-Flächen unterscheidet sich vom Vorkommen auf gemähten Edge-Referenz-Flächen.

Keine der Zielarten zeigt in ihrer Abundanz einen signifikanten Unterschied, getestet man beweidet gegen gemähte Edge-Flächen (Tab. 12).

Hypothese 3 wird daher für alle Zielarten verworfen.

Tab. 12: Ergebnisse des Mann-Whitney-U-Test – Test der Hypothese 2 & Hypothese 3

Getestet wurde zum einen, ob sich die Abundanzen der jeweiligen Zielart zwischen beweideten Core-Flächen und gemähten Core-Flächen signifikant unterscheiden (Hypothese 2); Ergebnisse in Spalten mit Überschrift „Core“.

Zudem wurde getestet, ob sich die Abundanzen der Zielarten zwischen beweideten Edge-Flächen und gemähten Edge-Flächen signifikant unterscheiden (Hypothese 3); Ergebnisse in Spalten mit Überschrift „Edge“.

Angabe von Test-Statistik (W), Signifikanzwert (p -Wert) und Signifikanzniveau (n.s. – nicht signifikant, $\geq 5\%$ ($p > 0,05$); ** – hoch signifikant, $< 5\%$ ($p < 0,01$)).

	W		p-Wert		Signifikanzniveau	
	Core	Edge	Core	Edge	Core	Edge
<i>Allium angulosum</i>	55,5	35	0,9406	0,5757	n.s.	n.s.
<i>Cardamine parviflora</i>	54,5	35,5	1	0,6466	n.s.	n.s.
<i>Cerastium dubium</i>	67	24	0,3329	0,1176	n.s.	n.s.
<i>Clematis integrifolia</i>	46	44	0,4752	0,7353	n.s.	n.s.
<i>Cnidium dubium</i>	50	36,5	0,7916	0,7285	n.s.	n.s.
<i>Euphorbia lucida</i>	24	43	0,004899	0,8226	**	n.s.
<i>Gratiola officinalis</i>	41,5	44,5	0,3753	0,746	n.s.	n.s.
<i>Leucojum aestivum</i>	51	48	0,8318	0,5194	n.s.	n.s.
<i>Veronica longifolia</i>	20,5	45,5	0,005082	0,5403	**	n.s.

Hypothese 4

Core- und Edge-Flächen beweideter Flächen unterscheiden sich voneinander.

Testet man beweidete Core- gegen beweidete Edge-Flächen, unterscheiden sich die Abundanzen von *Euphorbia lucida* ($p = 0.04093$) „signifikant“. Die Abundanzen der restlichen Arten unterscheiden sich nicht signifikant voneinander (Tab.13).

Hypothese 4 wird für alle Zielarten, mit Ausnahme von *Euphorbia lucida*, verworfen.

Hypothese 5

Core und Edge Flächen gemähter Flächen unterscheiden sich nicht voneinander.

Beim Test gemähter Core- gegen gemähte Edge-Flächen weisen die Abundanzen von *Veronica longifolia* ($p = 0.01187$) einen hoch signifikanten Unterschied auf. Die Abundanzen der übrigen Arten zeigen keine signifikanten Unterschiede (Tab. 13).

Hypothese 5 wird für alle Zielarten, mit Ausnahmen von *Veronica longifolia*, angenommen.

Tab. 13: Ergebnisse des Mann-Whitney-U-Test – Test der Hypothese 4 & Hypothese 5

Getestet wurde zum einen, ob sich die Abundanzen der jeweiligen Zielart zwischen beweideten Core-Flächen und beweideten Edge-Flächen signifikant unterscheiden (Hypothese 4); Ergebnisse in Spalten mit Überschrift „Bew“ (Beweidung).

Außerdem wurde getestet, ob sich die Abundanzen der Zielarten zwischen gemähten Core-Flächen und gemähten Edge-Flächen signifikant unterscheiden (Hypothese 5); Ergebnisse in Spalten mit Überschrift „Mahd“.

Angabe von Test-Statistik (W), Signifikanzwert (p -Wert) und Signifikanzniveau (n.s. – nicht signifikant, $\geq 5\%$ ($p > 0,05$); * – signifikant, $< 5\%$ ($p < 0,05$)).

	W		p-Wert		Signifikanzniveau	
	Bew	Mahd	Bew	Mahd	Bew	Mahd
<i>Allium angulosum</i>	72	49,5	0,1533	0,4188	n.s.	n.s.
<i>Cardamine parviflora</i>	65	43,5	0,4176	0,8071	n.s.	n.s.
<i>Cerastium dubium</i>	76,5	30,5	0,08943	0,3461	n.s.	n.s.
<i>Clematis integrifolia</i>	44,5	43	0,3907	0,8226	n.s.	n.s.
<i>Cnidium dubium</i>	66	45,5	0,3827	0,6619	n.s.	n.s.
<i>Euphorbia lucida</i>	36	54,5	0,04093	0,1711	*	n.s.
<i>Gratiola officinalis</i>	49,5	50,5	0,7666	0,3822	n.s.	n.s.
<i>Leucospermum aestivum</i>	30,5	0,07501	32,5	0,4613	n.s.	n.s.
<i>Veronica longifolia</i>	47	66	0,4477	0,01187	n.s.	**

9.7.1 Test der Hypothesen – Ergebnisübersicht (Mann-Whitney-U-Test)

Nachfolgend findet sich mit Tabelle 14 eine Übersicht, der entnommen werden kann, welche Hypothese, für welche Zielart angenommen bzw. verworfen wurde.

Tab. 14: Test der Hypothesen – Ergebnisübersicht (Mann-Whitney-U-Test)

Übersicht, ob getestete Hypothesen für die einzelnen Zielarten angenommen oder verworfen wurde. Angenommen wurden jene Hypothesen, bei denen der Mann-Whitney-U-Test ein signifikantes ($p < 0,05$) oder hoch signifikantes ($p < 0,01$) Ergebnis zeigte.

Aa – Allium angulosum, Cp – Cardamine parviflora, Ced – Cerastium dubium, Ci – Clematis integrifolia, Cd – Cnidium dubium, El – Euphorbia lucida, Go – Gratiola officinalis, La – Leucojum aestivum, VI – Veronica longifolia.

x – Hypothese wurde verworfen, ✓ – Hypothese wurde angenommen.

	Aa	Cp	Ced	Ci	Cnd	El	Go	La	VI
Hypothese 1									
Das Vorkommen der Zielarten auf beweideten Flächen unterscheidet sich vom Vorkommen auf gemähten Referenz-Flächen.	x	x	x	x	x	✓	x	x	x
Hypothese 2									
Das Vorkommen der Zielarten auf beweideten Core-Flächen unterscheidet sich vom Vorkommen auf gemähten Core-Flächen.	x	x	x	x	x	✓	x	x	✓
Hypothese 3									
Das Vorkommen der Zielarten auf beweideten Edge-Flächen unterscheidet sich vom Vorkommen auf gemähten Edge-Referenz-Flächen.	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Hypothese 4									
Core- und Edge-Flächen beweideter Flächen unterscheiden sich voneinander.	x	x	x	x	x	✓	x	x	x
Hypothese 5									
Core und Edge Flächen gemähter Flächen unterscheiden sich <u>nicht</u> voneinander.	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	x

9.8 Zielarten – Vorkommen je Biotoptyp

Das Sortieren der einzelnen Aufnahme­flächen nach Abundanzen der Zielarten führte zu einer Gruppierung jener Aufnahme­flächen, welche demselben Biotoptyp entsprechen. Die meisten Zielarten wurden mit deutlichen Schwerpunkten in nur einem oder zwei Biotoptypen nachgewiesen.

Euphorbia lucida und *Gratiola officinalis* wurden in jedem Biotoptyp häufig nachgewiesen.

Allium angulosum, *Cerastium dubium*, *Cnidium dubium* kamen in Brenndolden-Auenwiesen und Überschwemmungswiesen häufig, in Rasigen Großseggenriedern nur vereinzelt vor.

Veronica longifolia kamen ebenso in allen drei Biotoptypen vor, war jedoch nur in Brenndolden-Auenwiesen häufig.

Cardamine parviflora und *Clematis integrifolia* kam nur in Brenndolden-Auenwiesen vor. *Cardamine parviflora* kam vereinzelt, *Clematis integrifolia* regelmäßig vor.

Leucojum aestivum ist die einzige Art, welche nicht in Brenndolden-Auenwiesen nachgewiesen wurde. Die Art kam häufig auf Überschwemmungswiesen und Rasigen Großseggenriedern vor.

Eine Übersicht über das Vorkommen der Zielarten in den einzelnen Biotoptypen kann Tabelle 15 entnommen werden. Dabei entsprechen die Angaben einer, der Übersicht dienlichen, Schätzung des Autors. Die erhobene Abundanz der jeweiligen Zielart je Aufnahme­fläche und Biotoptyp und Sortierung nach Abundanzen sind in Anhang IV ersichtlich und farblich sortiert.

Tab. 15: Übersicht Vorkommen der Zielarten je Biotoptyp
Angaben sind Schätzungen des Autors. Auw – Brenndolden-Auenwiese, Übersch – Überschwemmungswiesen, RasGro – Rasige Großseggenrieder; 1 – wurde öfters nachgewiesen, 0 – wurde nicht nachgewiesen, * – wurde selten nachgewiesen.

	Auw	Übersch	RasGro
<i>Allium angulosum</i>	1	1	*
<i>Cardamine parviflora</i>	*	0	0
<i>Cerastium dubium</i>	1	1	*
<i>Clematis integrifolia</i>	1	0	0
<i>Cnidium dubium</i>	1	1	*
<i>Euphorbia lucida</i>	1	1	1
<i>Gratiola officinalis</i>	1	1	1
<i>Leucojum aestivum</i>	0	1	1
<i>Veronica longifolia</i>	1	*	*

9.9 Weitere erfasste Parameter

In diesem Kapitel finden sich die Ergebnisse weiterer, über die zielartenspezifischen Daten hinausgehenden Parameter.

9.9.1 Offenboden

Im Mittel ist der Anteil des Offenbodens an den Aufnahme­flächen auf den beweideten Flächen höher als auf den gemähten Flächen (Tab. 16). Der Unterschied liegt, betrachtet man beide Untersuchungszeiträume (Mai, August) gemeinsam, bei 1,8 %, wenn man zwei sehr hohe Werte der beweideten Flächen, einmal 40 % und einmal 50 % (Anhang VI), nicht berücksichtigt. Gehen die beiden Extremwerte in die Berechnung ein, ergibt sich mit einer Differenz von 3,7 % auf den beweideten Flächen ein fast doppelt so hoher Wert gegenüber den gemähten Flächen. Sowohl im Mai als auch im August weist die beweidete Fläche teils deutlich höhere Offenbodenanteile auf.

Tab. 16: Durchschnittlicher Anteil von Offenboden an Aufnahme­fläche – Mai & August

Werte in %. Gesamt umfasst alle Werte aus Mai und alle Werte aus August.
* - ohne Berücksichtigung zweier Extremwerte (einmal 40 %, einmal 50 % Offenbodenanteil).

	Mai	August	Gesamt
Beweidung	4,5	8,9 / 4,2*	6,7 / 4,8*
Mahd	2,9	3,2	3,0

Differenziert man in Abhängigkeit des Managements zwischen Core- und Edge-Flächen, zeigen sich sowohl im Mai als auch im August zwischen beweideten Core- und gemähten Core-Flächen deutliche Unterschiede (Tab. 17). Gleichzeitig existiert, sofern man die Extremwerte nicht mitberücksichtigt, quasi kein Unterschied zwischen beweideten und gemähten Edge-Flächen.

Tab. 17: Durchschnittlicher Anteil von Offenboden an Aufnahme­fläche – Core & Edge.

Werte in %. * - ohne Berücksichtigung eines Extremwertes von 50 %;
** - ohne Berücksichtigung eines Extremwertes von 40 %.

	Core Mai	Edge Mai	Core August	Edge August
Beweidung	3,7	4,7	8,6 / 4,8*	9,3 / 5,5**
Mahd	1,2	4,6	1,0	5,4

Gleicht man die Abundanzen der Zielarten mit den Offenboden-Anteilen der jeweiligen Aufnahme ab, ergeben sich keine Auffälligkeiten. So kamen beispielsweise auch die annuellen Arten *Cardamine parviflora* und *Cerastium dubium*, wie auch *Gratiola officinalis* mit hohen Abundanzen sowohl auf Aufnahmeflächen mit hohen, als auch auf Aufnahmeflächen mit geringem Offenboden-Anteil vor.

Trittsiegel und Pfade wurden auf der beweideten Fläche regelmäßig dokumentiert, auf der gemähten Fläche sehr selten. Oftmals handelte es sich bei Offenboden-Stellen auch um Wühlstellen von Wildschweinen (*Sus scrofa*).

9.9.2 Gehölzaufwuchs

Sofern Gehölzaufwuchs vorhanden war, wurden nie Deckungswerte größer 5% erreicht. In den meisten Fällen wurde überhaupt kein Aufwuchs nachgewiesen.

Fast alle Nachweise von Gehölzaufwuchs erfolgten auf Edge-Flächen (n = 28), wobei auf Core-Flächen fast kein Nachweis erzielt wurde (n = 1).

Die Nachweise verteilen sich mit einem geringeren Anteil (n = 13) auf insgesamt 5 beweidete Edge-Flächen. Der höhere Anteil der Nachweise erfolgte auf insgesamt 7 gemähten Edge-Flächen (n = 15) und 1 gemähten Core-Fläche (n = 1).

Die Gehölzarten des Aufwuchses entsprachen in der Regel den Arten des angrenzenden Gehölzbestandes und können als Verjüngung angesehen werden. Meist handelte es sich um einzelne, kleine Individuen. Neben florenindigenen Arten wie *Cornus sanguinea*, *Crataegus laevigata*, *Populus sp.*, *Prunus spinosa*, *Quercus robur* und *Ulmus laevis*, wurde auch die neophytische *Fraxinus pennsylvanica* regelmäßig nachgewiesen.

9.9.3 Fäzes

Im Rahmen dieser Arbeit wird nicht näher auf den Einfluss von Kot auf Pflanzenarten eingegangen und es findet dazu keine nähere Auswertung statt. Es soll jedoch festgehalten werden, dass auf beweideten Aufnahme-Flächen regelmäßig Kot (Pferd, Rind) festgestellt wurde. Auf gemähten Aufnahmeflächen wurden nur in wenigen Ausnahmen geringe Mengen Wildtierlozung festgestellt.

10 Arten Steckbriefe

Nachfolgend finden sich kurze Steckbriefe der im Rahmen der vorliegenden Arbeit behandelten Arten.

Die Informationen zu **Art** und **Familiename**, der **Blühzeit** und der **Lebensform** wurden FISCHER (2008) entnommen. Die **Lebensdauer** wird nach KLOTZ et al. (2002) angegeben. Die **Beschreibung** der Art stammt aus AICHELE & SCHWEGLER (2000). **Standort**, **Areal** und **Vergesellschaftung** werden nach OBERDORFER (2001) angegeben. Die Angaben des Areals werden abgekürzt. Dabei bedeuten die Abkürzungen:

euraskont – Art meidet die Küstengegenden Europas und ist in dem Gebiet der östlichen Laubwälder angereichert;

med – Die Art kommt hauptsächlich im Bereich des mittelmittelmeischen Hartlaubgebiet vor;

smed – Die Art hat den Verbreitungsschwerpunkt im süd-mittelmeischen Hartlaubgebiet;

gemäßkont – steht für gemäßigt kontinental (subkontinental), die Art hat folglich ihren Verbreitungsschwerpunkt in ost- oder nur „mitteleuropäischen“ Laubwäldern und weder an der Küste, noch in asiatischen Laubwaldgebieten.

Die Angabe des **Biotoptyps** gibt an, in welchem Biotoptyp die jeweilige Art im Rahmen der vorliegenden Arbeit nachgewiesen wurde. Die **Verbreitung** in Österreich wurde FISCHER (2008) entnommen. Die **Gefährdung** nach Rote-Liste wird nach NIKLFELD & SCHRATTEHRENDORFER (1999) angegeben. Dabei werden die Kategorien 1 – Vom Aussterben bedroht, 2r! – Stark gefährdet u. regional noch stärker gefährdet, 2 – Stark gefährdet, 3 – Gefährdet und r – Regional gefährdet verwendet.

Außerdem findet sich für jede Art eine **Kurzcharakteristik**, die die bevorzugten Wuchsorte der Arten in den March-Thaya-Auen samt der Standortausprägungen, nach SCHRATTEHRENDORFER (1999a), angibt. Verwendete Abkürzungen und deren Bedeutung sind:

fAuwald – nasse bis feuchte Auwälder und ihre Säume,

fWiesen – feuchte Wiesen, Verland – Verlandungsbereiche,

^{muld} – Geländesenken, Flutmulden, ^{salz} – salzbeeinflusste Standorte, ^{wtr} – wechsellückige/wechselfeuchte Wiesen.

Die **Abbildungen** sind JÄGER (2011) entnommen.

Sofern nicht anders angegeben, beziehen sich die Angaben und Abbildungen stets auf zuvor genannte Literatur.

10.1 *Allium angulosum* L.

Trivialname: Kantiger Lauch

Familie: Alliaceae

Blühzeit: Juli–August

Lebensdauer: ausdauernd (plurienn-pollakanth)

Lebensform: Geophyt

Größe: 20–60 cm

Beschreibung: Der Blütenstand ist eine meist flache, selten halbkugelige Scheindolde und weist keine Brutzwiebeln auf. Der Durchmesser beträgt 2,5–4,5 cm. Die sechs Perigonblätter sind hellpurpur gefärbt, selten weiß und werden höchstens von den Antheren überragt (FISCHER 2008).

Der Stängel hat nur im unteren Drittel ca. 4–6 Blätter und ist scharf 3-, unterhalb der Blüte teilweise auch nur scharf 2-kantig. Die Laubblätter sind flach (nicht röhrenförmig geschlossen), 2–6 mm breit und unterseits scharf gekielt (Mittelnerv steht hervor).

Die Zwiebeln haben einen Durchmesser von 0,5–1 cm, sind wurzelstockähnlich oder eiförmig und umhätet.

Standort: Kommt auf wechsellassen, mehr oder weniger nährstoff- und basenreichen, meist kalkhaltigen, tiefgründigen, mild bis mäßig sauren, humosen Lehm- und Tonböden in Moor- und Nasswiesen vor. Vor allem in warmen Tieflagen.

Erträgt zeitweise Trockenheit (AICHELE & SCHWEGLER 2000).

Areal: euraskont

Verbreitung in Österreich: Im Pannonikum und Talgebiet der Etsch. Sonst weithin ausgestorben. Collin.

Vergesellschaftung und Biototyp: Als Stromtalpflanze hauptsächlich im Verband Cnidion (Verbandscharakterart), aber auch in Molinion und Phragmitetalia-Gesellschaften.

In dieser Arbeit im Biotyp Brenndolden-Auenwiesen und Überschwemmungswiesen.

Kurzcharakteristik in March-Thaya-Auen: fWiesen

Gefährdung: 2r!

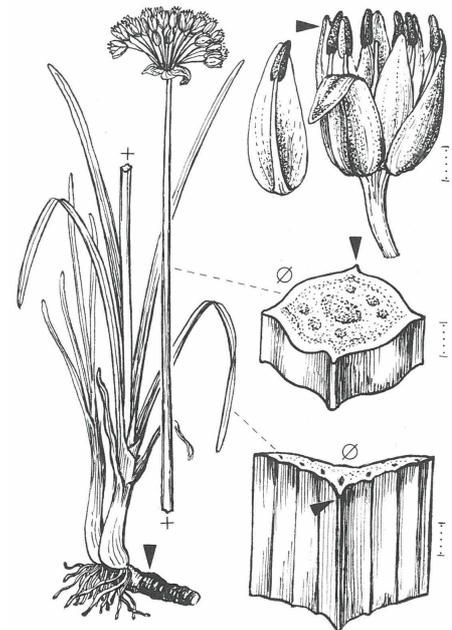


Abb. 9: *Allium angulosum* (Kantiger Lauch)

Pfeile zeigen unterscheidende Merkmale an. Aus JÄGER 2011.

10.2 *Cardamine parviflora* L.

Trivialname: Kleinblüten-Schaumkraut

Familie: Brassicaceae

Blühzeit: Mai–Juli

Lebensdauer: einjährig (annuell)

Lebensform: Therophyt

Größe (FISCHER 2008): 4–25 cm

Beschreibung (FISCHER 2008): Die Kronblätter sind weiß, länglich und 2 mm lang. Stängelblätter sind vorhanden, haben am Grund keine Öhrchen und sind meist kahl, selten mit sehr kurzen Haaren. Die Laubblätter sind gefiedert. Die Grundblätter weisen ein keilförmiges Endblättchen auf, welches zur Fruchtreife abgestorben ist.

Standort: An Flussufern auf periodisch überschwemmten, lehmig-sandigen, lückig bewachsenen Schwemmböden.

Areal: euraskont(-smed)

Verbreitung in Österreich: Pannonikum. Collin.

Vergesellschaftung und Biotoptyp : Charakterart des Poo-Cerastietum dubii [Agr.(El.)-Rumicion].

In dieser Arbeit im Biotoptyp Überschwemmungswiesen, Rasige Großseggenrieder nachgewiesen.

Kurzcharakteristik in March-Thaya-Auen: Verland^{muld}

Gefährdung: 2

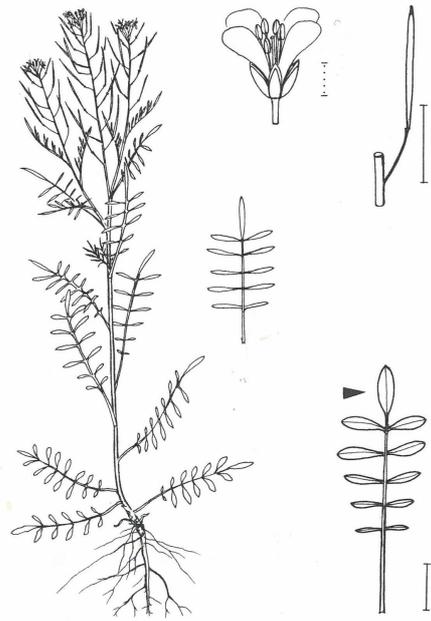


Abb. 10: *Cardamine parviflora* (Kleinblüten-Schaumkraut) Pfeile zeigen unterscheidende Merkmale an. Aus JÄGER 2011.

10.3 *Cerastium dubium* Guépin

Trivialname: Klebriges Hornkraut

Familie: Caryophyllaceae

Blühzeit: April–Juni

Lebensdauer: einjährig (annuell), zweijährig (FISCHER 2008)

Lebensform: Hemikrypthophyt, Therophyt

Größe: 5–15 cm

Beschreibung: Der Blütenstand ist 5 bis 15-blütig, selten 3-blütig und gabelig verzweigt. Am Ende des Stängels und der Blütenstandäste steht jeweils nur 1 weiße Blüte mit einem Durchmesser von 0,6-1 cm, die 3 Griffel aufweist. Die Blütenblätter sind bis ca. zur Hälfte oder tiefer eingekerbt.

Die runden Stängel sind meist einfach und nur selten spärlich verzweigt, sind aufrecht oder aufsteigend und drüsig behaart.

Die Blätter sind schmal-lanzettlich bis lineal und 1–2 cm lang. Die unteren Blätter sind zu einem breiten Blattstiel verschmälert und sitzend und daher spatelig.

Standort: Pioniergesellschaften an Ufern und Wegen, auf nassen, zeitweise überfluteten, nährstoffreichen, oft salzhaltigen Schlick- und Tonböden. In Pioniergesellschaften.

Areal: gemäßkont(-smed)

Verbreitung in Österreich: Pannonikum. Collin.

Vergesellschaftung und Biotoptyp: Charakterart des Poo-Cerastietum dubii [Agr.(El.)-Rumicion].

In dieser Arbeit hauptsächlich in Brenndolden-Auenwiesen und Überschwemmungswiesen.

Kurzcharakteristik in March-Thaya-Auen: Verland^{salz + muld}

Gefährdung: 2

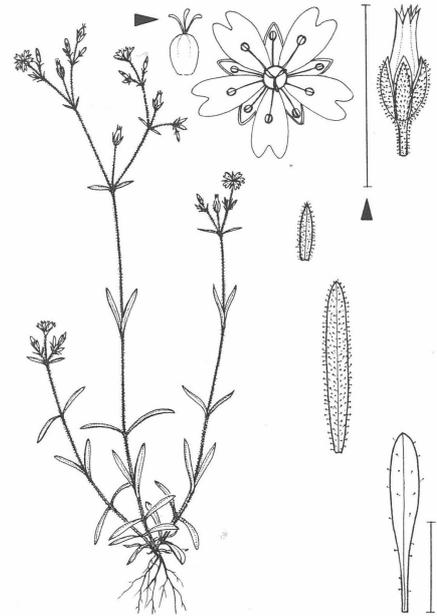


Abb. 11: *Cerastium dubium* (Klebriges Hornkraut)
Pfeile zeigen unterscheidende Merkmale an. Aus JÄGER 2011.

10.4 *Clematis integrifolia* L.

Trivialname: Ganzblatt-Waldrebe

Familie: Ranunculaceae

Blühzeit: Mai–Juni (August)

Lebensdauer (FISCHER 2008): ausdauernd

Lebensform: Hemikryptophyt

Größe (FISCHER 2008): 30–50(70) cm

Beschreibung (FISCHER 2008): Die meist einzelne Blüte ist endständige, lang gestielt und nickend bis hängend. Die 4 Perigonblätter sind dunkelviolett und 3,5 cm lang. Der Stängel ist aufrecht.

Die ganzrandigen 9 cm langen und 5 cm breiten Laubblätter sind gegenständig, einfach, ungeteilt und eiförmig bis lanzettlich.

Standort (FISCHER 2008): Auf wechselfeuchten bis wechselfeuchten Böden in Auwiesen.

Areal (FISCHER 2008): Süd-Ost Europa bis West-Asien.

Verbreitung in Österreich: Pannonikum. Collin. Besonders in den Marchauen.

Biotoptyp: In dieser Arbeit ausschließlich in Brenndolden-Auenwiesen nachgewiesen.

Kurzcharakteristik in March-Thaya-Auen: fWiesen^{wtr}

Gefährdung: 2



Abb. 12: *Clematis integrifolia*
(Ganzblatt-Waldrebe)
Aus FISCHER & KÄSTNER (2011).

10.5 *Cnidium dubium* Thell.

Trivialname: Brenndolde

Familie: Apiaceae

Blühzeit: August–September

Lebensdauer: zweijährig (bienn)

Lebensform: Hemikryptophyt

Größe: 30–60 cm

Beschreibung: Blütenstand aus Dolden 1. und 2. Ordnung. Die der 1. Ordnung fehlen zwar in der Regel, es können aber 8 pfriemliche, kurze Hüllblätter vorhanden sein. 20–30 Dolden der 2. Ordnung. Lineal-pfriemliche Hüllchenblätter sind zahlreich vorhanden. Die Blüten messen ca. 2,5 mm im Durchmesser, sind weiß und haben 5 breit-eiförmige Blütenblätter.

Die Frucht ist kugel-eiförmig, etwa 2 mm lang und fast ebenso breit, mit deutlichen Rippen.

Der Stängel ist aufrecht, starr, hohl, oben sehr spärlich verzweigt, rund und glatt, unterhalb der Dolde jedoch kantig gefurcht.

Die Blätter sind wechselständig und meist 2–3 fach fiederteilig. Grundständige Blätter sind zur Blütezeit häufig verwelkt. Die Laubblattscheiden liegen dem Stängel deutlich an.

Standort: Als Sommerwärme liebende Stromtalpflanze auf Moorwiesen (Sumpfwiesen in Auen (FISCHER 2008) besonders im Bereich feuchter Mulden, im Saum von Auengebüschen, auf wechsellassen bis wechselfeuchten, mäßig nährstoff- und basenreichen, meist kalkarmen, neutralen, humosen, sandigen, Lehm- und (AICHELE & SCHWEGLER 2000) Tonböden.

Areal: euraskont

Verbreitung in Österreich: Pannonikum, Collin. Besonders im March-Thaya-Tal.

Vergesellschaftung: Charakterart des Cnidio-Violetum (*Cnidion*).

In dieser Arbeit hauptsächlich in Brenndolden-Auenwiesen, selten in Überschwemmungswiesen und kaum in Rasigen Großseggenriedern nachgewiesen.

Kurzcharakteristik in March-Thaya-Auen: fWiesen^{wtr}

Gefährdung: 4



Abb. 13: *Cnidium dubium* (Brenndolde)
Pfeile zeigen unterscheidende Merkmale an. Aus JÄGER 2011.

10.6 *Euphorbia lucida* Waldst. & Kit.

Trivialname: Glanz-Wolfsmilch

Familie: Euphorbiaceae

Blühzeit: Mai–Juni

Lebensdauer: ausdauernd (plurienn-pollakanth)

Lebensform: Hemikryptophyt, Geophyt (KLOTZ et al. 2002)

Größe: 0,4 – 1,5 m

Beschreibung: Der Blütenstand besteht aus achselständigen Seitendöldchen und einer endständigen, meist 7 bis 11-strahligen Scheindolde. Die Strahlen können nochmals verzweigt sein. Die Blüte ist als Cyathium ausgebildet. Die Drüsen des Hüllbechers sind halbmondförmig, wachsgelb und zuletzt bräunlich. Der Fruchtknoten und die Frucht sind tief 3-furchig.

Die Tragblätter im Blütenstand sind eiförmig bis dreieckig und etwa so breit wie lang.

Der Stängel ist aufrecht, rund, kahl, hohl und meist verzweigt. Blütenträgenden Seitenäste überragen die endständige Scheindolde meist deutlich wohingegen nicht blühende Seitenäste meist kürzer sind.

Die wechselständigen Stängelblätter sind auf der Oberseite fettglänzend, 5–10 cm lang, 1,5–2,5 cm breit bei sehr schmal lanzettlicher bis linearer Form und verschmälern sich in die stumpfliche Spitze allmählich. Der Blattgrund ist herzförmig bis geöhrt und sitzend.

Der weiße Milchsaft ist giftig.

Standort: Die Stromtalpflanze wächst im Saum von Weiden- und Auen-Gebüsch, an Gräben, in Wiesenmooren und an Ufern auf feuchten, wechsellässen, nährstoff- und basenreichen, humosen Lehm- und Tonböden.

Areal: gemäßkont

Verbreitung in Österreich: Pannonikum. Collin. Besonders in den Marchauen.

Vergesellschaftung: Charakterart des Veron.-Euphorbietum luc.

In dieser Arbeit in allen Biotoptypen (Brenndolden-Auenwiesen, Überschwemmungswiesen, Rasige Großseggenrieder) nachgewiesen.

Kurzcharakteristik in March-Thaya-Auen: fWiesen

Gefährdung: 3



Abb. 14: *Euphorbia lucida* (Glanz-Wolfsmilch)
Pfeile zeigen unterscheidende Merkmale an. Aus JÄGER 2011.

10.7 *Gratiola officinalis* L.

Trivialname: Gottes-Gnadenkraut

Familie: Antirrhinaceae

Blühzeit: Juni–August (September)

Lebensdauer: ausdauernd (pluriennial-pollakanthic)

Lebensform: Hemikryptophyt

Größe: 10–30 cm

Beschreibung: Die 10–30 Blüten stehen einzeln in den Achseln der mittleren und oberen Blätter. Der Kelch ist 5–8 mm lang und 2-lippig, die 5 Kelchzipfel sind bis zum Grunde frei, spitz und kahl. Die Krone ist 1,2–1,8 cm lang, mit weiter, hellgelber oder braunroter, innen bärtiger Röhre mit weißem oder rosafarbenem Rand. Die Oberlippe ist 2-, die Unterlippe 3-zipflig.

Der Stängel ist aufsteigend oder aufrecht und einfach

oder verzweigt. Oberwärts zwar undeutlich 4-kantig, sonst aber rund und bis auf Drüsen kahl.

Die Blätter sind gegenständig und bei einer Länge von 2,5 cm 0,3–1 cm breit. Sie sind (schmal-)lanzettlich sitzend bis angedeutet stängelumfassend, ganzrandig oder fein und ziemlich scharf gezähnt-gesägt.

Gratiola officinalis ist giftig.

Standort: Die Stromtalpflanze besiedelt Sumpf- und Moorwiesen und Gräben (und Auwiesen (FISCHER 2008)). Sie kommt auf nassen bis wechsellassen, mäßig nährstoffreichen, basenreichen oft kalkarmen, neutralen humosen Tonböden oder modrigem Torf vor. Die Art ist salzertragend, wärmeliebend und zeigt Wechsellässe an.

Areal: euraskont-smed

Verbreitung in Österreich: Collin bis submontan.

Vergesellschaftung: schwache Cnidion-Verbandscharakterart.

Die Art wurde in dieser Arbeit in allen Biotoptypen nachgewiesen und hatte ihren Schwerpunkt dabei in Brenndolden-Auenwiesen.

Kurzcharakteristik in March-Thaya-Auen: Verland^{muld}

Gefährdung: 2

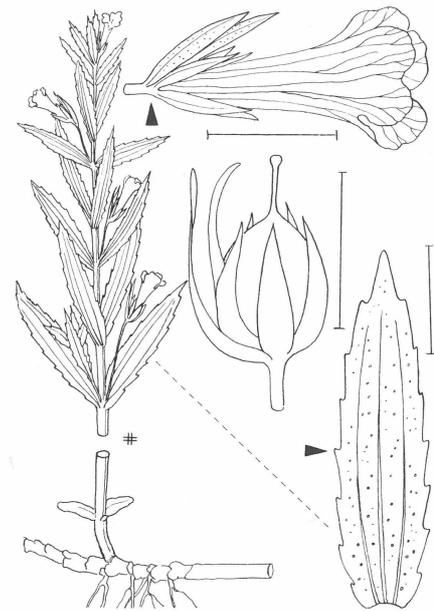


Abb. 15: *Gratiola officinalis* (Gottes-Gnadenkraut)
Pfeile zeigen unterscheidende Merkmale an. Aus JÄGER 2011.

10.8 *Leucojum aestivum* L.

Trivialname: Sommer-Knotenblume

Familie: Amaryllidaceae

Blühzeit: (April) Mai–Juni

Lebensdauer: ausdauernd (plurienn-pollakanth)

Lebensform: Geophyt

Größe: 30–50 cm

Beschreibung: Die Pflanze hat 3–7 Blüten. Die 6 Perigonblätter sind gleich lang, weiß und haben vor der Spitze einen grünen, gelbgrünen oder gelblichen Tupfer. Der Stängel ist dünn und deutlich zusammengedrückt. Die meist dunkelgrünen Blätter sind grundständig, band- oder riemenförmig und bei einer Breite von 1–2 cm 30–50 cm lang.

Die Pflanze hat eine Zwiebel mit einem Durchmesser von 2,5–3,5 cm.

Die Art wird als giftig angesehen.

Standort: Die wärmeliebende Art wächst in nassen Wiesen oder Auenwäldern. Auf nassen, zeitweise überschwemmten, nährstoffreichen, mehr oder weniger mild-humosen Ton- und Lehmböden.

Areal: smed-med

Verbreitung in Österreich: Im Pannonikum (in Niederösterreich v.a. in den March-Auen). Collin.

Vergesellschaftung: z.B. im Calthion, Magnocaricion oder Alno-Ulmion.

Die Art wurde im Rahmen dieser Arbeit in Überschwemmungswiesen und Rasigen Großseggenriedern, nicht aber in Brenndolden-Auenwiesen nachgewiesen.

Kurzcharakteristik in March-Thaya-Auen: fAuwald

Gefährdung: 2



Abb. 16: *Leucojum aestivum* (Sommer-Knotenblume)
Pfeile zeigen unterscheidende Merkmale an. Aus JÄGER 2011.

10.9 *Veronica longifolia* L. s. str.

Trivialname: Langblatt-Blauweiderich

Familie (IPNI 2019): Scrophulariaceae

Blühzeit: (Juni) Juli–September (Oktober)

Lebensdauer (FISCHER 2008): ausdauernd

Lebensform: Hemikryptophyt

Größe (FISCHER 2008): (40)60–120(200) cm

Beschreibung: Es stehen zahlreiche Blüten in meist mehreren dichten Trauben am Ende des Stängels und dessen Zweigen. Der Kelch ist 2–3 mm lang und bis zum Grund in 4 spitzige Zipfel geteilt. Die Krone ist hellblau, seltener weißlich oder rosarot und hat eine sehr kurze Röhre. Ihr Saum ist 4-zipflig und misst ausgebreitet 6–8 mm im Durchmesser. Der obere Mittelzipfel ist breiter und größer, der untere kleiner als

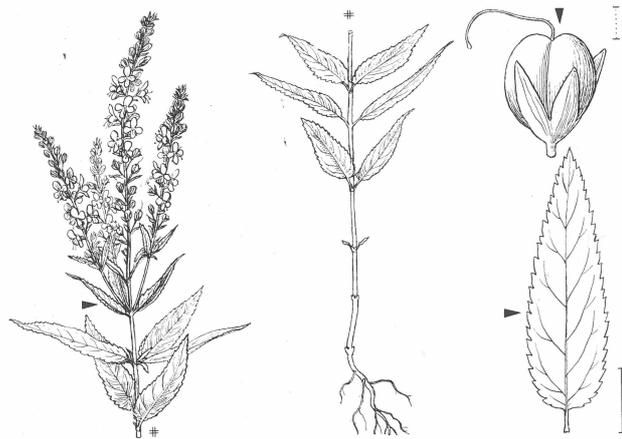


Abb. 17: *Veronica longifolia* (Langblatt-Blauweiderich)
Pfeile zeigen unterscheidende Merkmale an.
Aus JÄGER 2011.

die übrigen Zipfel, jedoch sind alle Zipfel höchstens einmal um ihre Längsachse verdreht.

Der Stängel ist nur im Blütenstandsbereich spärlich verzweigt und steigt auf oder ist aufrecht.

Er ist schütter oder kurzhaarig behaart, kann aber auch kahl sein.

Die Blätter sind gegenständig, seltener 3–4 quirlständig, kurz gestielt, schmal-lanzettlich bis lineal und am Rand scharf und spitz gezähnt. Sie sind 3–12 cm lang, 0,5–2 cm breit und am Grund abgerundet oder keilig, selten herzförmig und auf beiden Seiten sehr schütter flaumig behaart.

Standort: Kommt in Sumpfstaudenfluren, im Saum von Auengebüschen, in Moorwiesen und an Gräben vor. Die Sommerwärme liebende Stromtalpflanze wächst auf nassen bis wechsel-nassen, nährstoff- und basenreichen, mehr oder weniger neutralen, modrig-humosen Ton- und Torfböden.

Areal: no-euraskont

Verbreitung in Österreich: Pannonikum. Collin.

Vergesellschaftung: Charakterart des Veronico longif-Euphorbietum pal. (bzw. luc.) (Filipendulion).

In dieser Arbeit hauptsächlich in Brenndolden-Auenwiesen und nur vereinzelt in Überschwemmungswiesen und Rasigen Großseggenriedern nachgewiesen.

Kurzcharakteristik in March-Thaya-Auen: fWiesen

Gefährdung: 2

11 Biotoptypen-Steckbriefe

Um für das Vorkommen der Zielarten relevante Flächenteile auszuwählen, wurden Biotoptypen herangezogen (Kap. 8.2.1). In diesem Kapitel werden die drei im Rahmen dieser Arbeit relevanten Biotoptypen Brenndolden-Auenwiesen, Überschwemmungswiesen und Rasige Großseggenrieder skizziert.

11.1 Brenndolden-Auenwiesen

Der Wiesentyp Brenndolden-Auenwiesen ist in den Auen von Tieflandflüssen der kontinentalen und subkontinentalen Gebiete Europas verbreitet. Im Osten reicht das Verbreitungsgebiet bis nach Russland und die Ukraine, in Österreich erreichen sie ihre westliche Verbreitungsgrenze und sind dort heute „fast ausschließlich auf die March-Thaya-Auen im österreichisch-slowakisch-tschechischen Grenzverlauf beschränkt“ (ZUNA-KRATKY 2015: 2)(ESSL 2005). Sie kommen ausschließlich in der kollinen Höhenstufe vor und finden sich meist über aus Feinsedimenten aufgebauten Alluvionen großer Flüsse (ESSL 2005). Die für die March-Thaya-Auen prägende Frühlingsflut liegt, wie in Kapitel 7.2 geschildert, vor dem Beginn der Vegetationsperiode, wodurch sich eine gute Wasser- und Nährstoffversorgung (akkumulierte Sedimente) für den ersten Aufwuchs ergibt (ESSL 2005, ZUNA-KRATKY 2005). Brenndolden-Auenwiesen stehen dabei nicht mit dem Grundwasser in Kontakt und werden nur von den Überschwemmungen geprägt (NEUHAUSER & WURZER 1999). Die auf das Hochwasser folgende Sommertrockenheit führt daher, im Gegensatz zu den feuchten Stellen im Frühjahr, zu dünnen Stellen im Sommer und einem geringeren Aufwuchs. Diese konkurrenzarme Umwelt ermöglicht Spezialisten das Vorkommen, welche bei gleichbleibend feuchten Umweltbedingungen keine Chance hätten. Einer dieser Spezialisten und Zielart der vorliegenden Arbeit ist beispielsweise die Brenndolde (*Cnidium dubium*) (vgl. ZUNA-KRATKY 2015). Darüber hinaus sorgt ein ausgeprägtes Mikorelief, das mit von Feuchtigkeit unterschiedlich stark geprägten Stellen einhergeht, für eine kleinräumige Gliederung der Fläche (siehe Kapitel 7.5). Es verwundert daher nicht, dass in Abhängigkeit der Häufigkeit und Dauer von Überschwemmungs- und Austrocknungsphasen, verschiedene Ausprägungen dieses Biotoptyps existieren

(SCHRATT-EHRENDORFER 1999c). Daher, und nicht zuletzt aufgrund des kurzzeitigen Auftretens der einzelnen Arten, zeigen sich Brenndolden-Auenwiesen je nach Jahreszeit und von Jahr zu Jahr mit einem durchaus sehr verschiedenen Bild (ZUNA-KRATKY 2005).

In den Brenndolden-Auenwiesen kommen etliche österreichweit gefährdeten Arten vor, für deren Erhalt der Lebensraum March-Thaya-Auen von besonderer Bedeutung ist (Schratt-Ehrendorfer 1999a). Neben bereits erwähnter *Cnidium dubium*, sind *Allium angulosum*, *Clematis integrifolia*, *Euphorbia lucida*, *Gratiola officinalis* und *Leucojum aestivum* weitere charakteristische Arten der Brenndolden-Auenwiese (ESSL 2005) und gleichzeitig Zielarten der vorliegenden Arbeit.

Die typische Nutzungsform in den March-Thaya-Auen ist eine ein- bis zweischürige Mahd, selten auch eine Beweidung (SCHRATT-EHRENDORFER 1999c, vgl. ZUNA-KRATKY 2005). Nach ESSL (2005) sind Erträge von 1,5 bis 3 Tonnen Heu pro Hektar und Jahr zu erwarten. ZUNA-KRATKY (2005) gibt für die March-Thaya Auen sogar einen Wert von bis zu 5 Tonnen Heu pro Hektar, alleine für den ersten Vegetationsaufwuchs, an. Unterbleibt die Nutzung, entwickeln sich die Bestände rasch zu dichten hochwüchsigen Brachestadien, womit der Rückgang niedrigwüchsiger, konkurrenzschwacher Arten und eine insgesamt sinkenden Pflanzenartenzahl einhergeht (ESSL 2005).

Das Umweltbundesamt weist Brenndolden-Auenwiesen, sowohl im Pannonikum, als auch in gesamt Österreich, der Gefährdungskategorie „stark gefährdet“ (2) zu (ESSL et al. 2004).

Als hauptsächliche Gefährdungsursachen gelten der Wiesenumbbruch für Ackernutzung oder eine Nutzungsaufgabe oder -intensivierung, als auch das Ausbleiben der Überflutungen in Folge der Abdämmung. ZUNA-KRATKY (2005) hat speziell für die March-Thaya-Auen einen Handlungskatalog erstellt, in dem er zum Erhalt des Biotoptyp u.a. die „Förderung der traditionellen Mähnutzung oder eine extensive Beweidung nur im Rahmen von konkreten Projekten“ (ZUNA-KRATKY 2015: 16) vorschlägt.

Brenndolden-Auenwiesen sind als Lebensraumtyp in Anhang I der FFH-Richtlinie (Anhang I FFH-Richtlinie) geführt und haben somit besonderen rechtlichen Schutz.

Im Rahmen dieser Arbeit werden Brenndolden-Auenwiesen nach dem entsprechenden Biotoptyp „Pannonische und illyrische Auwiesen“ des Biotoptypenkatalogs des Umweltbundesamtes (ESSL et al. 2004) definiert. Sie entsprechen dem Flora-Fauna-Habitat-Lebensraumtyp „6440 Brenndolden-Auenwiesen (*Cnidion Dubii*)“ (ESSL 2005).

Analog der Identifikation nach ESSL et al. (2004) und ESSL (2005) setzt sich der Biotoptyp aus den Gesellschaften des Verbandes Cnidion Bal.-Tul. 1966 (Brenndolden-Überschwemmungswiesen) und Deschampsion Horvatić 1930 (Illyrische Überschwemmungswiesen) nach ELLMAUER & MUCINA (1993) zusammen.

Der Vollständigkeit halber seien die zwei im Rahmen der Arbeit relevantesten und an der March am weitesten verbreiteten Gesellschaften, die dem Verband Cnidion zuzuordnen sind, aufgeführt. Die trockenste Gesellschaft stellt die Brenndolden-Auenwiese (*Cnidio dubii-Violetum pumilae*, Korneck, 1962, Bal.-Tul., 1969) dar. Die Frühe Seggen-Auenwiese (*Gratiolo-Caricetum suzae*, Bal.-Tul., 1966) findet sich hingegen auf den stärker hochwasserbeeinflussten Standorten (PLENK & WEBER 1992, NEUHAUSER & WURZER 1999). Im Rahmen der Arbeit wird der Einfachheit halber stets der Begriff Brenndolden-Auenwiese verwendet. Damit ist jedoch immer der Biotoptyp und nicht eine einzelne Gesellschaft gemeint.

11.2 Überschwemmungswiesen

Überschwemmungswiesen kommen „von der kollinen bis montanen Höhenstufe im Überschwemmungsbereich von Fließ- und seltener auch von Stillgewässern“ (ESSL et al. 2004: 31) vor und haben in den großen Flusstälern des Alpenvorlandes ihren österreichischen Verbreitungsschwerpunkt. Sie finden sich über feuchtem bis nassem Substrat (ESSL et al. 2004), wobei die standörtliche Amplitude weit gespannt ist (AMT DER STEIERMÄRKISCHEN LANDESREGIERUNG 2008). Prägend ist eine hohe Bodenfeuchte, gelegentliche Überflutungen und eine gute Nährstoffversorgung. In Abhängigkeit genannter Faktoren steht die floristische Zusammensetzung, wobei die dichte Krautschicht von *Alopecurus pratensis* (Wiesen-Fuchschwanz) und *Festuca arundinacea* (Rohr-Schwingel) dominiert wird (ESSL et al. 2004).

Phalaris arundinacea (Rohr-Glanzgras) ist für besonders nasse Bestände typisch, wohingegen *Dactylis glomerata* (Wiesen-Knäuelgras) in trockeneren Beständen häufig ist (ELLMAUER & MUCINA 1993).

Neben den genannten Gräsern dominieren z. B. *Ranunculus acris* (Scharfer Hahnenfuß), *Cirsium oleraceum* (Kohldistel) oder *Lathyrus pratensis* (Wiesen-Platterbse) (ESSL et al. 2004).

Zwar sind Überschwemmungswiesen auf ähnlichen Standorten wie Brenndolden-Auenwiese zu finden, jedoch schwanken die Wasserstände weniger und es herrscht eine mehr oder weniger große Konnektivität zum Grundwasser. Da die standörtlichen Bedingungen weniger extrem ausfallen, sind Überschwemmungswiesen artenärmer (NEUHAUSER & WURZER 1999) und anspruchsvolle Arten der Brenndolden-Auenwiesen wie z. B. *Allium angulosum* oder

Clematis integrifolia fehlen, was die Abgrenzung zu diesem Biotoptyp ermöglicht (ESSL et al. 2004). Gerade in nährstoffärmeren Beständen können aber auch *Allium angulosum* und *Gratiola officinalis* nachgewiesen werden, sind doch die Übergänge von Brenndolden-Auenwiesen zu Überschwemmungswiesen mitunter fließend (Beobachtung im Rahmen dieser Arbeit). Ansonsten kommen vereinzelt etwas anspruchsvollere Arten wie *Lychnis flos-cuculi* (Kuckuckslichtnelke) oder *Sanguisorba officinalis* (Großer Wiesenknopf) vor (ESSL et al. 2004).

In den Marchauen ist eine zweischürige Mahd die traditionelle und aktuelle Nutzungsform (NEUHAUSER & WURZER 1999).

Als Gefährdungsursachen nennen ESSL et al. (2004) Entwässerung, Grundwasserabsenkung und Veränderung der Überflutungsdynamik durch flussbauliche Eingriffe.

Eine unregelmäßige oder ausbleibende Mahd führt über die Dominanz weniger konkurrenzstarker Arten wie z.B. *Calamagrostis epigeios* (Land-Reitgras) oder *Phalaris arundinacea* (Rohrglanzgras) zu artenarmen Hochstaudenfluren in die schlussendlich Gehölze einwandern (NEUHAUSER & WURZER 1999).

Das Umweltbundesamt gibt an, dass Überschwemmungswiesen im Pannonikum stark gefährdet (2) bis gefährdet (3) sind. Für gesamt Österreich gehen die Autoren von gefährdet (2) aus (ESSL et al. 2004). Der Biotoptyp findet sich nicht in der FFH-Richtlinie (Anhang I FFH-Richtlinie).

Im Rahmen der vorliegenden Arbeit wird dieser Typ anhand des Biotoptypenkatalog des Umweltbundesamtes definiert und kann in Teilen dem Biotoptyp Brenndolden-Auenwiesen recht ähnlich sein (vgl. ESSL et al. 2004).

11.3 Rasige Großseggenrieder

Rasige Großseggenrieder haben ihren Verbreitungsschwerpunkt auf nährstoffreichen, gemähten Nassstandorten der kollinen Höhenstufe und in Verlandungszonen von meist meso- bis eutrophen Stillgewässern (TRAXLER et al. 2005). Rasige Großseggenrieder, in denen im Rahmen der vorliegenden Arbeit Aufnahmen durchgeführt wurden, befanden sich häufig auch in flächigen Vertiefungen und Sutzen. Sie werden meist von dicht und hochwachsenden Großseggen dominiert, wodurch es sich in der Regel um artenarme Bestände handelt. Begleitet werden die Bestände häufig von Arten nasser Standorte wie *Alopecurus pratensis* (Wiesen-Fuchsschwanz), *Caltha palustris* (Sumpfdotterblume) oder *Filipendula ulmaria* (Echtes Mädesüß).

Rasige Bestände bilden sich durch vegetative Vermehrung über Ausläufer. Je nach Wasserversorgung, Überflutungshöhe und -dauer, wie auch Kalkgehalt des Wassers, dominieren unterschiedliche Seggenarten. In Beständen der Auen der Tieflagen bilden *Carex riparias* (Ufer-Segge), *C. melanostachya* (Schwarzährige Segge), *C. disticha* (Zweizeilige Segge) und *C. vulpina* (Fuchs-Segge) mitunter dominante Bestände aus. In ehemals zur Streunutzung gemähten Beständen zeigt häufig *Carex acuta* (Schlank-Segge) oder *Carex acutiformis* (Sumpf-Segge) Dominanz (TRAXLER et al. 2005). SCHRATT-EHRENDORFER (1999c) stellt für die „Röhrichte“ und „Großseggensümpfe“ der March-Thaya-Auen fest, dass im Gegensatz zu den Röhricht- und Großseggenarten kleinwüchsige Arten, wie z.B. *Cardamine parviflora* oder *Cerastium dubium* (beides Zielarten der vorliegenden Arbeit), auf offene, vegetationsarme Stellen spezialisiert sind, da sie dort genügend Licht bekommen. Ausdauernde Pflanzen zeigen oftmals einen niederliegenden Wuchs, um sich Konkurrenzvorteile zu verschaffen, was auf *Gratiola officinalis* (Zielart der vorliegenden Arbeit) zutrifft (SCHRATT-EHRENDORFER 1999c).

Traditionelle Nutzungsform der Großseggenrieder war die Streunutzung. Heute werden die Bestände gemäht. Als Gefährdungsursachen gilt die Aufgabe der Streunutzung, Entwässerung, Intensivierung der Nutzung, Nährstoffeintrag und in weiterer Folge einer aufgelassenen Nutzung die Verbuschung (TRAXLER et al. 2005).

Die Gefährdung der Rasigen Großseggenrieder wird vom Umweltbundesamt (TRAXLER et al. 2005) für das Pannonikum mit gefährdet (3) und für gesamt Österreich mit stark gefährdet (2) angegeben.

Im Rahmen der vorliegenden Arbeit wird der Subtyp „Rasiges Großseggenried, typischer Subtyp“ betrachtet. Dieser ist kein FFH-LRT (Anhang I FFH-Richtlinie). Definiert wird der Typ nach dem Biotoptypenkatlog des Umweltbundesamtes (TRAXLER et al. 2005).

12 Methodendiskussion

Im Folgenden findet sich die Diskussion der Methoden.

12.1 Arten Auswahl

Da die Zielarten aufgrund ihrer Gefährdung, der Bedeutung der jeweiligen Population für den Erhalt der Art und der fachlichen Expertise von Gebietskennern ausgewählt wurden, handelt es sich hauptsächlich um eine Auswahl auf Grundlage lokaler naturschutzfachlicher Expertisen. Hinzu kamen freilandbiologische Beweggründe. Damit handelt es sich nur bedingt um Arten, welche als Indikator für den Artenpool aller gefährdeten Auarten der March angesehen werden können. Dennoch stehen die ausgewählten Arten mit ihren ökologischen Ansprüchen stellvertretend für unterschiedliche Auwiesentypen (ESSL et al. 2004, ESSL 2005, FISCHER et al. 2008, OBERDORFER (2001), PLENK & WEBER 1992, SCHRATT-EHRENDORFER 1999c, UNTERLADSTETTER 2018). Dazugewonnenes Wissen über die jeweiligen Arten kann dem praktischen Naturschutz und für das Management des Gebiets wichtige Erkenntnisse liefern. Es ist denkbar, dass es Arten gibt, die z. B. sensibler auf Beweidung reagieren und für die eine Untersuchung dringlicher gewesen wäre. Dies setzt jedoch explizites Wissen über die jeweilige Art voraus, welches so heute nicht existiert und erst durch Arbeiten wie diese geschaffen werden muss.

Während der Arbeit mussten einzelne, zunächst ausgewählte Arten, von der Untersuchung ausgeschlossen werden. Dabei handelt es sich z. B. um *Carex melanostachya* und *Eleocharis uniglumis*. Erstere ist nicht mit vertretbarem Aufwand, auf Individuenniveau zu zählen. Dies gilt sicher auch für *E. uniglumis*, die darüber hinaus v.a. in den feuchtesten Sutteln wächst und daher eher durch eine gezielte Untersuchung der Sutteln erfasst werden sollte.

Filipendula ulmaria subsp. *picbaueri* fand sich zu Beginn der Arbeit ebenso in der Auswahl, fiel aber auf Grund des zu hohen Zeitaufwandes weg. Der Ausschluss scheint darüber hinaus aus methodischer Sicht sinnvoll, da somit eine einheitliche taxonomische Stufe der übrigen Arten erreicht werden konnte.

Zu Beginn der Arbeit war geplant, auch Arten der trockenen Standorte (z. B. trockene Sande) zu berücksichtigen. Es wurde jedoch schnell klar, dass auf Grund des zu hohen Zeitaufwandes, als auch wegen Mangel an Referenzflächen, eine Untersuchung im Rahmen dieser Arbeit nicht möglich war.

12.2 Auswahl für Zielarten relevante Flächenteile

Für das Vorkommen der Zielarten relevante Flächenteile wurden im Wesentlichen anhand von Biotypen und auf den Wiesen (Referenzflächen) zusätzlich anhand bereits erfolgter Nachweise ausgewählt.

Die einzelnen Zielarten kamen tendenziell oder sogar ausschließlich auf lediglich einem der Biotypen vor (siehe Kap. 9.8). Außerdem wurden alle Zielarten auch mit hohen Abundanz nachgewiesen. Es wird daran deutlich, dass die angewendete Methode zur Auswahl relevanter Flächenteile geeignet ist und die richtigen Flächenteile zur Untersuchung ausgewählt wurden.

Weitere Anforderungen, wie die Lage der zu untersuchenden Fläche innerhalb des Hochwasserschutzdammes, konkretisieren die Anforderungen sinnvoll und gewährleisten einen höheren Grad der Vergleichbarkeit beweideter und gemähter Flächen.

Lediglich bei drei Aufnahmeflächen auf beweideten Überschwemmungswiesen musste aufgrund von Knappheit geeigneter Aufnahmeflächenpositionen auf die Lage innerhalb des Dammes verzichtet werden. Jedoch handelt es sich bei der alternativ verwendeten Fläche („Bad Wiese“) um stark an den Wasserstand der aktiven Au gekoppelte Fläche, was die Vergleichbarkeit zumindest erhöht. Auch auf den Referenzflächen kam es zu Knappheit der Aufnahmeflächen, so dass weitere Fluren („Brücklwiese“, „Reitsteigwiese“) in das Untersuchungsgebiet integriert wurden. Diese entsprechen allen, im Rahmen der Arbeit an Referenzflächen gestellten, Anforderungen.

Die Auwiesen im gesamten Gebiet sind relativ klein strukturiert und teilweise relativ unterschiedlich in der jeweiligen Charakteristik. Eine große Reliefenergie im Mikrorelief und eine damit einhergehende unterschiedliche Wasserversorgung sind z. B. zwei Gründe für die relativ hohe Heterogenität. In Summe kann aber davon ausgegangen werden, dass sich Charakteristika der beweideten Aufnahmeflächen in ähnlicher Art und Weise auch auf den gemähten Aufnahmeflächen wiederfinden, was die Vergleichbarkeit gewährleistet.

12.3 Aufnahme-Design und Erfassungsmethode

Mit dem angewendeten Aufnahme-Design sind feuchte (Rasige Großseggenrieder), bis wechselfeuchte/-trockene Ausprägungen (Brenndolden-Auenwiesen) der Auwiesen bzw. Auweiden abgedeckt (Abb. 18).

Jedoch wurden sehr tiefgelegene Sutzen, welche im ersten Erfassungszeitraum noch Wasser führten, aufgrund der Auswahlkriterien (Aufnahmefläche ist überschwemmt) zur Wahl der Aufnahmeflächen im Gelände ausgeschlossen. Es ist denkbar, dass v.a. *Cerastium dubium* und *Euphorbia lucida* als Feuchte- bzw. Nässezeiger (ELLENBERG 2001) gehäuft in den Sutzen zu finden sind. Da gerade *Cerastium dubium* regelmäßig und auch mit hohen Abundanzen nachgewiesen wurde, ist aber nicht von einer Unterrepräsentation der Art auszugehen.



Abb. 18: Aufnahmeflächen im Mai. Bildausschnitte zeigen jeweils eine Hälfte der 10x10 m großen Aufnahmeflächen. Mit dem Aufnahme-Design wurden Brenndolden-Auenwiesen (oben), Überschwemmungswiesen (Mitte) Rasige Großseggenrieder (unten) abgedeckt. © Florian Schneider

Es wurde deutlich, dass eine eigene Untersuchung der Sutzen nötig ist, sollen diese gezielt abgebildet werden. Eine quadratische Form mit einer Kantenlänge von 10x10 Meter ist zu unflexibel, um die häufig langgezogenen und schmalen Sutzen zu erfassen. Die Aufnahmen der im Rahmen der Arbeit erfassten (flacheren) Sutzen bilden den gesamten Feuchtegradient, zwischen Sutte und umgebender Fläche, ab. Dies ist zu begrüßen, da somit, abgesehen von den tiefsten Sutzen, die gesamte Bandbreite der unterschiedlichen Ausprägungen der betrachteten Biotoptypen erfasst wurden.

Um einen Gradient zu erfassen, bieten sich grundsätzlich langgezogene rechteckige, anstelle von quadratischen Aufnahmeflächen an (vgl.

TRAXLER 1997). Die Abbildung eines Gradienten innerhalb einer Aufnahme­fläche war jedoch nicht zentraler Bestandteil der Untersuchung. Außerdem sollte eine Aufnahme­fläche immer nur einen Biotoptyp abdecken und sich nicht über mehrere unterschiedliche Biotoptypen erstrecken. Bei einer Flächengröße von 100 m² wäre dies, bei einer langgezogenen rechteckigen Aufnahme­fläche, mitunter nicht mehr gewährleistet gewesen.

Core / Edge

Die Unterteilung der Aufnahme­flächen in Core- und Edge-Flächen ist hinsichtlich der Standortfaktoren sicherlich richtig. Core-Flächen grenzen nie direkt an einen Gehölzbestand an, wohingegen Edge-Flächen immer direkt an ein Gehölz angrenzen und folglich auch der Einfluss des Gehölzes auf die Vegetation mit erfasst wird.

Auffällig war, dass sich die einzelnen Edge-Flächen in ihrer Erscheinung häufig stärker voneinander unterscheiden als die einzelnen Core-Flächen. Mal sind Edge-Flächen mehr und mal weniger überschirmt, mal geht die Wiese oder Weide direkt in ein Weidengebüsch über, mal folgt auf Wiese oder Weide ein fast vegetationsfreier Streifen, bevor der erste Stamm der waldbildenden Bäume erreicht wird. Damit einher geht eine unterschiedlich starke Überschirmung der Aufnahme­fläche. Hinzu kommt, dass die Gehölzbestände in unterschiedlichen Himmelsrichtungen an die Aufnahme­flächen angrenzen. Daraus ergeben sich unterschiedliche Lichtbedingungen für die Vegetation.

Um eine bessere Vergleichbarkeit der Edge-Flächen zu erreichen, müsste ein strengeres Verfahren zur Auswahl geeigneter Aufnahme­flächen angewendet werden. Theoretisch könnte zum Beispiel darauf geachtet werden, dass der Gehölzbestand immer mit gleicher Himmelsrichtung an die Edge-Aufnahme­fläche angrenzt oder immer derselben Ausprägung (z. B. Wald mit Bäumen > 15 Meter) entspricht. Dafür standen jedoch nicht genügend mögliche, auch weil zufällig verteilte, Aufnahme­positionen zur Verfügung. Zielführender könnte hier die freie Wahl der Aufnahme­flächen sein, wobei dann jedoch die statistische Belastbarkeit sinken kann.

Außerdem könnte eine größere Stichprobenzahl ggf. hilfreich sein.

Bei der Interpretation der erhobenen Daten ist die unterschiedliche Ausgestaltung der Aufnahme­flächen und die damit einhergehend relativ geringe Anzahl der Aufnahme­flächen je „Edge-Typ“ zu berücksichtigen. Da sich Edge-Flächen von Core-Flächen aber auch hinsichtlich der Abundanzen der Zielarten unterscheiden, wurde der Gehölzeinfluss in jedem Fall erfasst. Es

sollte nur bei dem Vergleich einzelner Edge-Flächen untereinander vorsichtig interpretiert werden.

12.3.1 Flächengröße 10x10 m und Anzahl der Aufnahmeflächen

Klassischerweise werden Vegetationsaufnahmen auf Weiden mit einer Flächengröße von 4 bis 10 m² und auf Wiesen mit 10 bis 25 m² durchgeführt (GLAVAC 1996). Diese Fläche gilt als Minimumareal, in dem alle bestandsbildenden Pflanzenarten einer Pflanzengesellschaft vorkommen.

Die notwendige Größe der Aufnahmefläche ist natürlich von Gebiet zu Gebiet unterschiedlich und hängt auch von den Standortbedingungen ab (vgl. ebd.).

Es bestand die Befürchtung, dass die Zielarten aufgrund der klein strukturierten Au-Wiesen und -Weiden (vgl. ZUNA-KRATKY 2015) relativ inhomogen verteilt sind. Hinzu kam die Vermutung, dass insbesondere horstig wachsende Arten, wie etwa die sich klonal fortpflanzende *Euphorbia lucida*, ein sehr inhomogenes Verteilungsmuster zeigen und mit gängigen Flächengrößen der Vegetationsaufnahmen nicht ausreichend erfasst werden.

Zum Test der richtigen Größe der Aufnahmeflächen wurden exemplarisch Aufnahmen auf kleineren Flächen von 25 m² durchgeführt. Dabei wurde deutlich, dass Zielarten dann mitunter nicht in den Aufnahmeflächen vorkommen, was die Wahl einer größeren Aufnahmefläche nahelegte.

Daher wurde eine Aufnahmeflächenlänge von 100 m² (10x10 m) festgelegt. Damit sollten alle Zielarten mit einer repräsentativen Individuenzahl erfasst werden. Diese Flächengröße kann als Verhältnismäßig groß angesehen werden. So führt TRAXLER (1997), für die Untersuchung der Dichte einer Pflanzenart, eine Flächengröße von 20 m² auf.

Die gewählte Aufnahmeflächenlänge zeigte sich für die Erfassung nahezu aller Zielarten als sinnvoll. Beispielsweise wurde *Gratiola officinalis* des Öfteren in eher feuchteren Einsenkungen, nicht aber im restlichen, eher trockeneren Teil der Aufnahmeflächen nachgewiesen, was die Wahl einer solch großen Aufnahmefläche plausibel erscheinen lässt.

Demgegenüber steht die nicht repräsentative Erfassung von *Euphorbia lucida* (siehe Kap. 13.5.5). Es ist auch nicht davon auszugehen, dass die Art mit noch größeren Aufnahmeflächen ausreichend erfasst worden wäre.

Grundsätzlich kann, unabhängig von der Aufnahmenflächenlänge, mit einer höheren Anzahl von Aufnahmeflächen (höhere Stichprobenzahl) ein genaueres Ergebnis erzielt werden

(TRAXLER 1997). Damit geht jedoch auch ein größerer zeitlicher Aufwand einher und es ist fraglich ob dieser dann noch im Verhältnis zum Nutzen stehen würde.

Da sich die Abundanzen der einzelnen Zielarten in den unterschiedlichen Aufnahme­flächen regelmäßig wiederholen, kann davon ausgegangen werden, dass die Anzahl der Aufnahme­flächen, zumindest für erste Rückschlüsse, ausreichend hoch war. Eine Ausnahme stellt auch hier *Euphorbia lucida* dar. Jedoch dürfte nicht die Erhöhung der Aufnahme­flächenanzahl, sondern vielmehr die isolierte Untersuchung der Art, z. B. mittels dauerhaft verorteten Beständen, zielführend sein.

Eine höhere Anzahl der Aufnahmen heterogener Bestände („Hahnfrätz“) auf der beweideten Fläche scheint rückblickend nicht notwendig, ist aber auch nicht von Nachteil. Das kleinstrukturierte Relief der Flächen mit heterogenen Beständen sollte bereits durch die 10x10 Meter großen Aufnahme­flächen Berücksichtigung finden.

12.3.2 Individuenzählung und Schwellenwert >500

Zu Beginn der Arbeit wurde angenommen, dass durch die Erfassung der Zielarten nach der, in der Vegetationsökologie gängigen, Abundanz-Dominanz-Schätzung nach BRAUN-BLANQUET (1964), keine Schlüsse über den Einfluss der Pferde auf die Zielarten gezogen werden können. Es liegt auf der Hand, dass gerade annuelle und daher deckungsschwache, zugleich jedoch häufig abundanzstarke Arten, Abundanzen höher 50 Individuen erreichen, jedoch wohl kaum Deckungswerte größer 5 %. Damit müsste, nach BRAUN-BLANQUET (1964), eine Artmächtigkeit von „2“ (über 50 Individuen, bis 5 % Deckung) vergeben werden.

Es würde also kein Unterschied zwischen einer Aufnahme, in der beispielsweise 50 Individuen nachgewiesen wurden und einer Aufnahme, in der beispielsweise 500 Individuen nachgewiesen wurden, deutlich, läge die Deckung in beiden Fällen doch unter 5 %.

Auch die Verwendung der Modifizierten Skala nach REICHELT & WILMANN (1973) ergäbe keinen Vorteil, da auch hier die Beurteilung der Deckung im Vordergrund steht.

Um dieser Situation zu begegnen und die häufig deckungsschwachen Arten, zu denen nicht nur Annuelle wie *Cardamine parviflora* und *Cerastium dubium* zählen, sondern z. B. auch *Gratiola officinalis*, zu erfassen, wurde im Rahmen dieser Arbeit eine Methode zur Zählung der Individuen ausgewählter Arten entwickelt (Kap. 8.3.3).

Sofern nicht die gesamte Pflanzengesellschaft erfasst werden soll, können mit der entwickelten Methode die Bestände einer Art sehr genau abgebildet werden. Auch HUTCHINGS (1991) schildert, dass Zählungen Daten von hoher Qualität und geringen Fehlern schaffen können,

wenn auch i. d. R. eher Arten mit geringen Dichten (z. B. Orchideen oder Bäume) erfasst werden (TRAXLER 1997).

Es ist jedoch nötig, ausreichend viel Zeit für jede einzelne Aufnahme zu Veranschlagen. Andernfalls können insbesondere kleine und unscheinbare Arten und Individuen zwischen einer höherwüchsigen umgebenden Krautschicht leicht übersehen werden. Natürlich gilt dies auch bei klassischen Vegetationsaufnahmen, verschärft sich jedoch, ist das Ziel die Angabe einer konkreten Individuenzahl und nicht der Wert einer Ordinalskala.

Eine individuengenaue Kartierung wendete auch PANTEL (2012) im Rahmen eines Populationsökologischen Monitorings auf Beweidungsflächen im Augsburger Stadtwald an. Auf den eingerichteten Dauerbeobachtungsflächen wurden die Individuen der Zielarten *Gladiolus palustris* (Sumpfgladiole) und *Chamaecytisus ratisbonensis* (Regensburger Geißklee) jedoch punktgenau eingemessen und weitere Parameter, wie etwa die Anzahl der Sprosse oder die Höhe des Blütenstandes erfasst, um Rückschlüsse auf die Fitness der Populationen ziehen zu können (vgl. auch TRAXLER 1997).

Die genaue Verortung der Individuen und die Erfassung von Fitness-Parametern wurde auch im Rahmen dieser Arbeit angedacht. Jedoch setzt dies Kenntnis über die genaue Position der Individuen voraus. Außerdem können annualen Arten, aufgrund sich jährlich ändernder Wuchsorte, nicht dauerhaft verortet werden.

HEIN et al. (2011) untersuchten den Einfluss von Beweidung auf Zielarten von Kalkmagerrasen anhand der Blühtaten und Fruchtraten ausgewählter Orchideenarten wie *Ophrys sphegodes* (Spinnen-Ragwurz), wozu mehrmals jährlich Aufnahmen durchgeführt wurden.

Sicherlich wäre die Erfassung solcher Parameter auch für Zielarten wie *C. intergrifolia* oder *Veronica longifolia* denkbar. Allerdings dürfte sich der Vergleich der Daten von z. B. Fruchtraten auf der beweideten Fläche mit den Daten der gemähten Flächen teilweise schwierig gestalten. Es muss bedacht werden, dass Beispielsweise *Veronica longifolia*, anders als auf der beweideten Fläche, auf den gemähten Flächen nicht zur Fruchtreife kommt (BESSE 2006) (siehe Kap. 13.5.7). Ein Vergleich ist damit hinfällig.

Während der Geländearbeit zeigte sich, dass die 10x10 Meter großen Aufnahmeflächen bei dichter Krautschicht nahezu zentimeterweise händisch durchkämmt werden mussten, um kleine Individuen und kleine Zielarten aufzufinden (Abb. 19).

Einzelne große Individuen lassen sich mithilfe eines Stabes leicht markieren, was die unbeabsichtigte doppelte Zählung bei einem zweiten, um 90° gedrehten Absuchen (siehe Kap. 8.3.3), ausschließt. Kleine, dicht nebeneinander wachsende Individuen können jedoch weniger gut markiert werden, was die doppelte Zählung zur Folge haben kann. Hinzu kommt, dass ein



Abb. 19: *Cardamine parviflora* in Vegetationslücke. Hier in Rasigem Großseggenried, im oberen rechten Bereich der Lücke. Ohne händischem „Durchkämmen“ des Bestandes nicht auffindbar. © Florian Schneider

detailliertes Durcharbeiten des Bestandes zu niedergetretener Vegetation führt, was die Auffindbarkeit, insbesondere im zweiten, versetzten Absuchen erschwert. Aus diesem Grund wurden Aufnahmeflächen dichter Bestände teilweise nur einfach in Streifen abgesucht, wobei so gründlich und teils krabbelnd vorgegangen wurde, dass ein zweifaches um 90° versetztes Absuchen nicht nötig war. Dies führte zwar zu einer hohen Trefferquote, gleichzeitig aber auch zu einem sehr hohen zeitlichen Aufwand.

Schwellenwert > 500

Wurden im ersten Erfassungszeitraum (Mai) konsequent alle Individuen erfasst, zeigte sich zu Beginn des zweiten Erfassungszeitraumes (August), dass das Zählen aller Individuen mit einem zu hohen zeitlichen Aufwand einherging. Eine praktikable Lösung war die Einführung eines Schwellenwertes. Der Schwellenwert wurde auf 500 Individuen festgelegt. Aus eigener Erfahrung stellt dies einen Wert da, bis zu dem mit vertretbarem zeitlichen Aufwand gezählt werden kann. Außerdem wurde eine kurze Analyse der im ersten Erfassungszeitraum erhobenen Daten durchgeführt. Damit sollte sichergestellt werden, dass keine populationsökologisch relevanten Grenzen unterschritten werden. Ein Wert von 500 schien dabei ein guter Kompromiss zwischen detaillierter Abbildung möglicherweise kritischer Bestandsgrößen und zeitlichem Aufwand während des Kartierens zu sein.

Der Schwellenwert darf also nicht als Schwelle verstanden werden, bei der das über oder unterschreiten automatisch eine populationsökologische Bedeutung hat, unter anderem auch alleine aufgrund der unterschiedlichen Zielarten.

Zwar lagen einzelne Werte deutlich über 500 Individuen, jedoch ergaben auch Schätzungen der Abundanzen über 500 während des zweiten Erfassungsdurchganges selten deutlich höhere Werte als 500. Somit wird die Sinnhaftigkeit des verwendeten Schwellenwerts bestätigt und es wird deutlich, dass gerade die detaillierten Abbildungen der Abundanzen kleiner 500 Individuen von besonderer Wichtigkeit zu sein scheinen.

Um die erfassten Daten statistisch auswerten zu können, mussten diese in Klassen überführt werden (siehe Kap. 8.4.1). Der damit einhergehende Informationsverlust der sehr genauen Zählraten aus dem ersten Erfassungsdurchgang und der Zählraten kleiner 500 Individuen aus dem zweiten Erfassungsdurchgang ist bedauerlich. Man hätte sich die mühevollen Geländearbeit teilweise ersparen können. Ggf. hätte gleich in Klassen geschätzt werden können. Aber auch in diesem Fall wäre das bereits geschilderte mühevolle Durchsuchen der Aufnahmeflächen nicht ausgeblieben.

12.4 Artansprache und Individuenabgrenzung

Sofern man einen geschulten Blick hat, können die ausgewählten Zielarten zügig und sicher angesprochen werden. Insbesondere bei vegetativen Individuen, z. B. bei *Allium angulosum*, ist jedoch mit reduzierter Erfassungsgeschwindigkeit zu rechnen.

Gräser und Seggen sind zur Erfassung von Individuen weniger gut geeignet. Vegetative Individuen können unter den umgebenden Arten leicht übersehen werden und sind in Summe nicht ausreichend schnell anzusprechen.

Die Abgrenzung einzelner Individuen mag nicht immer trivial sein. Jedoch kam es während der Geländearbeit nur sehr selten zu Unklarheiten. So konnten selbst dicht nebeneinander wachsende Individuen von *Leucojum aestivum* gut voneinander unterschieden werden. Als Individuum wurde angesehen, was eingefasst vom äußersten Laubblatt, an der Erdoberfläche sichtbar wurde.

Auch bei ausläuferbildenden Arten, wie *Veronica longifolia*, wurden an der Erdoberfläche erscheinende Triebe, da diese i. d. R. eigenständige Wurzeln ausgebildet hatten, als Individuen angesehen.

12.5 Datenauswertung

Die Auswertung ist den erhobenen Daten anzupassen. Wichtige Punkte werden in diesem Zusammenhang nachfolgend diskutiert. Es sei erwähnt, dass auf eine Korrespondenzanalyse verzichtet wurde, da keine Gesamt-Zönose, sondern nur einzelne Zielarten erfasst wurden.

12.5.1 Aufbereitung der Daten

Das Überführen der Daten in Klassen geht mit einem Informationsverlust einher. Zwar ist dies, nicht zuletzt wegen der sehr umfangreichen Geländearbeit, bedauerlich, jedoch gab es keine andere sinnvolle Möglichkeit, die Daten der Angabe „> 500 Individuen“ mit den Zähl-daten kleiner 500 Individuen gemeinsam auszuwerten. Eine von 0 ausgehend logarithmisch steigende Dimension der Klassen scheint dabei geeignet, um die Unterschiede dort sichtbar zu machen, wo es wichtig ist: ein Unterschied weniger Individuen in Klasse 1 (1 – 5 Individuen) ist von größerer Relevanz als in Klasse 3 (51 – 500 Individuen). Die Deckelung von Klasse 5 mit 5.000 Individuen scheint richtig und wurde mit hoher Wahrscheinlichkeit nie überschritten. Dies legen exemplarisch durchgeführte individuengenaue Erfassungen großer Bestände nahe.

12.5.2 Mann-Whitney-U-Test

Der Mann-Whitney-U-Test ist, aufgrund der vorliegenden Datenstruktur, ein geeigneter Test zur Ermittlung von signifikanten Unterschieden der Abundanzen der Zielarten zwischen den unterschiedlichen Managementformen (Weide, Mahd) und zwischen den unterschiedlichen Positionen (Core, Edge) der Aufnahmeflächen. Allerdings sollte bedacht werden, dass die Datengrundlage nicht allzu groß ist. Damit wird die Aussagekraft der Ergebnisse des Tests reduziert. Nur weil in einem Test kein signifikanter Unterschied ermittelt werden kann, heißt dies nicht, dass es nicht doch einen Unterschied gibt, den der Test nur nicht aufzuzeigen vermag. Dennoch können die Ergebnisse helfen, Annahmen und Einschätzungen, welche auf Grundlage der erhobenen Daten getroffen wurden, besser einzuordnen. Die ermittelten Signifikanzniveaus sind also immer im Kontext des begrenzten Datensatzes und der an der Natur-schutzpraxis orientierten Arbeit zu verstehen.

Für alle Zielarten, mit Ausnahme von *Euphorbia lucida* und *Veronica longifolia* (siehe Kap. 9.7 & 13.5), konnte kein signifikanter Unterschied zwischen Core- und Edge-Flächen ermittelt werden. Daher ist es zulässig, bei weiteren Tests nicht länger zwischen Core- und Edge-

Flächen zu unterscheiden. Dadurch vergrößert sich die Stichprobe, was die Aussagekraft von Tests zu Unterschieden zwischen Beweidung und Mahd steigert.

12.5.3 Ermittlung der Höhenklassen

Zur Ermittlung möglicher Gründe für die Höhe der Abundanzen der Zielarten wurde auch die Höhe der jeweiligen Aufnahme­fläche berücksichtigt. Die Verwendung eines von der March aus gespiegelten Geländemodell erwies sich zur Ermittlung der Höhenklassen als geeignet. Ein Testdurchlauf mit einem Höhenmodell, welches absolute Höhen widerspiegelt, ergab keine korrekten Ergebnisse. Der Grund hierfür kann u. a. sein, dass quellnähere Flächen, absolut betrachtet, immer höher über Adria liegen als mündungsnahe Flächen. Gleichzeitig können absolut höher gelegene Flächen aber deutlich früher überflutet werden, sofern sie einen geringeren Abstand zum Pegel des Fließgewässers aufweisen als dies bei einer absolut niedriger gelegene Fläche der Fall wäre.

Da den unterschiedlichen Höhenklassen die betrachteten Biotoptypen zugeordnet werden konnten, wird die Richtigkeit der Klassengrenzen deutlich. Kleinere Ungenauigkeiten sind nicht zu vermeiden und stören das Ergebnis nicht.

12.6 Dateninterpretation

Generell muss beachtet werden, dass die Aufnahmen der einzelnen Zielarten nur einen Zeitpunkt in einem Jahr abdecken. Abundanzen, gerade der annuellen Arten, können jährlichen Schwankungen unterliegen (vgl. BRESISNKY et al. 2008, vgl. STEIDL 2002), was eine langjährige Beobachtung nahelegt.

Es sollte bedacht werden, dass auf den Aufnahme­flächen nicht immer alle Arten nachgewiesen wurden, womit sich die Datengrundlage verkleinert. Wie bereits geschildert, wurden aber nahezu alle Zielarten mehrfach mit denselben Abundanzen nachgewiesen (siehe Kap. 12.3.1), was zumindest eine ausreichende Anzahl der Aufnahme­flächen und die Abbildung einer großen Bandbreite an möglichen Abundanzen widerspiegeln dürfte. Damit können aus den erhobenen Daten erste Rückschlüsse über den Einfluss der Beweidung auf die betrachteten Zielarten im Untersuchungsgebiet gezogen werden.

Um den Einfluss der Pferde auf die Vegetation möglichst genau abbilden zu können, sollten die Aufnahmen innerhalb der Untersuchungszeiträume möglichst dann erfolgen, wenn noch keine Mutterkühe (Zusatzbeweidung über die Sommermonate) auf der jeweiligen Flur waren. Insgesamt konnten nahezu alle Aufnahmen im Mai und die meisten Aufnahmen im August

vor der Zusatzbeweidung mit Mutterkühen durchgeführt werden. Da die Zusatzbeweidung auf Teilflächen jedoch schon vor der Durchführung einzelner Aufnahmen begonnen wurde, kann nicht ausgeschlossen werden, dass die Daten auch den Einfluss der Mutterkühe auf die Zielarten mit abbilden.

12.6.1 Interpretation der klassifizierten Daten

Zwar gibt es bei einigen Arten scheinbar einen Unterschied hinsichtlich der Abundanzen in Abhängigkeit des Managements oder der Lage (Core oder Edge), jedoch gleichen sich diese bei genauerer Betrachtung häufig aus.

Wenige Nachweise in einer hohen Klasse können, wie am nachfolgenden Beispiel deutlich wird, durch mehrere Nachweise in einer niedrigen Klasse ausgeglichen werden.

Beispielsweise erreichte *Cardamine parviflora* auf Edge-Flächen nie Abundanzen der Klasse 4, auf Core-Flächen dagegen schon. Dafür kommt die Art auf Edge-Flächen doppelt so häufig in Klasse 3 vor, als dies auf Core-Flächen der Fall war.

Es ist im Einzelfall abzuwägen, ob es sich um Verteilungsstruktur (wenige Nachweis mit vielen Individuen gegen viele Nachweise mit wenigen Individuen) handelt, oder um übliche Schwankungen der Abundanzen.

Außerdem sind Ungenauigkeiten auf Grund der Klassengrößen zu berücksichtigen. So kann bei Betrachtung der Klassen nicht gesagt werden, ob ein Nachweis in Klasse 4 (501–5.000 Individuen) 502, oder 5.000 Individuen entspricht.

Daran wird deutlich, dass bereits zwei Nachweise in Klasse 3 (50–500 Individuen) einen Nachweis in Klasse 4 im Bezug zur gesamt Zahl der Individuen übertreffen können.

Darüber hinaus muss bedacht werden, dass sich häufig eine geringe Anzahl an Nachweisen gegenüber steht, weshalb die Unterschiede nicht überinterpretiert werden dürfen.

Dennoch zeigen sich auch anhand der klassifizierten Daten Muster, welche aufschlussreich interpretiert werden können. Schlussendlich ist es irrelevant, ob eine Art auf einer Aufnahme-fläche mit 800 oder mit 900 Individuen vorgekommen ist. Entscheidender scheint die Feststellung, ob die jeweilige Art mit einem Individuum (Klasse 1) oder mit 400 Individuen (Klasse 3) vorkam.

12.7 Fazit Methoden Diskussion

Bisher hat keine vorausgegangene Arbeit den Einfluss der Beweidung auf die Zielarten detailliert untersucht. Aus den bereits erhobenen Daten (EGGER 2016b) konnten keine detaillierten Rückschlüsse bezüglich des Zustandes der einzelnen Zielarten gezogen werden. Das Erarbeiten einer, auf das Gebiet und die Fragestellung angepassten, Erfassungsmethode ist daher naheliegend und zielführend.

Zusammenfassend kann gesagt werden, dass eine Aufnahme­flächengröße von 100 m² (10x10 m) zur Erfassung von Abundanzen einzelner ausgewählter Arten den klein­strukturierten Wiesen und Weiden im Rahmen dieser Arbeit einen durchaus sinnvollen Ansatz darstellte. Sofern man sich bei einer möglichen Wiederholung der Arbeiten für eine kleinere Aufnahme­flächen­größe entscheidet, ist jedoch auf eine höhere Anzahl der Aufnahme­flächen – höhere Stich­proben­zahl – Wert zu legen.

Die angewendete Methode der Individuen­zählung scheint zur Abbildung der Individuen­zahlen der meisten (vgl. *Euphorbia lucida*, Kap. 13.5.5) ausgewählten Arten geeignet.

Die erhobenen Daten können zur Beurteilung der Auswirkung der Beweidung auf die Zielarten herangezogen werden.

Es ist mit einem hohen zeitlichen als auch konzentrativen Aufwand während der Datenerfassung zu rechnen. Zügiger ist die Methode bei Verwendung eines Schwellenwertes, welcher jedoch die Klassifizierung der Daten zur statistischen Auswertbarkeit erfordert und einen damit einhergehenden Informationsverlust bedingt.

Bei der Artauswahl ist auf leicht anzusprechende Arten zu achten.

Die Aussagekraft der erhobenen Daten ist durch den einjährigen Beobachtungszeitraum limitiert. Erste Rückschlüsse zu dem Zustand der Zielarten unter Weideeinfluss können aber gezogen werden.

Es wurden für die Zielarten relevante Flächenteile untersucht. Die Ergebnisse der beweideten Fläche konnten durch den Abgleich mit Ergebnissen von Referenzflächen und durch Einsatz statistischer Tests interpretiert werden.

13 Ergebnisdiskussion

Für einen generellen Überblick, werden zuerst die Ergebnisse des NMDS diskutiert. Anschließend werden die beiden unterschiedlichen Managementformen und die unterschiedlichen Positionen (Core, Edge) näher betrachtet. Im Anschluss daran werden die Ergebnisse der einzelnen Zielarten diskutiert. Außerdem wird die für einige Zielarten relevante Thematik Offenboden erörtert.

Es sei darauf hingewiesen, dass nicht ausgeschlossen werden kann, dass die Daten die Zusatzbeweidung mit Mutterkühen und Wasserbüffeln mit abbilden (siehe Kap. 12.6). Da sich die Einflüsse der Pferde und Rinder auf die Vegetation im Datensatz jedoch nicht voneinander abgrenzen lassen, wird auf eine gesonderte Darstellung weitestgehend verzichtet.

13.1 Multivariate Analyse – Differenz der Aufnahmeflächen (NMDS)

Die NMDS zeigt, dass sich die einzelnen Aufnahmeflächen hinsichtlich der vorkommenden Zielarten und deren Abundanzen unterscheiden. Von den verwendeten Variablen erklären die Höhe (Überflutungshäufigkeit) und der Biototyp am besten die Unterscheidbarkeit der Aufnahmeflächen. Die Feuchtigkeit ist derzeit damit ein wesentlicher Faktor für das Vorkommen und die Abundanz der Zielarten und scheint von größerer Relevanz als die beiden Managementformen.

SCHAICH (2009) wies für wiedervernässte und mit Rindern ganzjährig beweidete Auenwiesen im Syrtal (Luxemburg) die Zunahme der floristischen Diversität in allen Auenbereichen nach und führt auf, dass sich die Vegetationszusammensetzung in Abhängigkeit vom topographischen Gradienten der Au veränderte. So stieg die Anzahl typischer Arten des Feuchtgrünlandes signifikant in den ufernahen Zonen der Auen an. Daher ist denkbar, dass die, derzeit sehr dichten Rasigen Großseggenrieder und Überschwemmungswiesen unter ganzjähriger Beweidung eine Zunahme an (Ziel-)Arten, z. B. *Cardamine parviflora*, erfahren könnten. Dies nicht zuletzt, da Großseggenrieder an der March heute oftmals nur mehr selten und unregelmäßig gemäht werden, was das Einwandern von Schilf und eine Verstaudung und Verbuschung zur Folge hat (NEUHAUSER et al. 1999), was im Zusammenhang mit den Zielarten negativ zu interpretieren ist.

KORNER et al. (2008) schildern für Salzgesellschaften im Nationalpark Neusiedler-See-Seewinkel, dass unter Beweidung von Großröhrichten dominierte Flächen zugunsten konkurrenzschwächerer Arten aufgelichtet wurden. Vor diesem Hintergrund und der Tatsache, dass

extensive Beweidung in feuchten Grünländern ein vielfältiges Strukturmuster und Übergangsbereiche zwischen Habitatstrukturen schaffen kann (vgl. BARTH et al. 2000, RADLMAIR & DOLEK 2000), und davon insbesondere einige der Zielarten profitieren können (vgl. GEISSLER 2007, KOTOROVÁ & LEPŠ 1999, MANN & TISCHEW 2015, STEIDL 2002), kann vermutet werden, dass ein NMDS nachfolgender Arbeiten nicht nur einen Gradient nach Faktor „Feuchtigkeit“, sondern auch nach Faktor „Management“ zeigen wird.

Dennoch zeigen auch EULLER et al. (2014) und KORNER et al. (2008) für den Nationalpark Neusiedler-See-Seewinkel, dass „die untersuchten Salzgesellschaften deutlich stärker vom Wasserstand der Lacken als von der Beweidung beeinflusst“ (EULLER et al. 2014: 53) werden. Ähnliches gilt sicher auch insbesondere für Brenndolden-Auenwiesen, mit dem für sie charakteristischen Jahresgang unterschiedlicher Feuchtigkeitsverhältnisse und den damit einhergehenden charakteristischen (Ziel-)Arten (BURKART et al. 2004) (siehe Kap 11.1). So führen BURKART et al. (2004) als hauptsächliche Gründe für die Gefährdung der Brenndolden-Auenwiesen u. a. eine Veränderung im Wasserhaushalt und die Nutzungsaufgabe auf (vgl. auch MANN & TISCHEW 2015). PLENK (1991) beschreibt, dass, trotz regelmäßiger Nutzung, die subkontinentalen Cnidion-Arten aufgrund fehlender andauernder Überflutungen außerhalb des Hochwasserschutzdammes von mitteleuropäischen Feuchtwiesenarten verdrängt werden. Daher kann angenommen werden, dass letztendlich nicht das Management in Form einer extensiven Beweidung oder einer extensiven Mahd das Vorkommen der Zielarten auf den Flächen der Pferdeweide Marchegg entscheidend beeinflusst, sondern vielmehr eine intakte Auendynamik mit einer entsprechenden Standortvielfalt über den Fortbestand der Zielarten entscheidet.

13.2 Beweidung und Mahd

Zu Beginn der Arbeit wurde angenommen, dass sich die Abundanzen der Zielarten zwischen der beweideten Fläche und den gemähten Fluren unterscheiden.

Überblickend kann festgestellt werden, dass sich die Abundanzen der meisten Zielarten zwischen **beweideter Fläche** und **gemähten Flächen** tendenziell ähneln. Geringe Unterschiede der Abundanzen gleichen sich auf Grund der recht großen Größe der Abundanz-Klassen häufig aus (siehe Kap.12.6.1).

Es unterscheiden sich lediglich die Abundanzen von *Euphorbia lucida* und *Veronica longifolia* auf einem signifikanten Niveau. Dabei muss *Euphorbia lucida* wegen unzureichender Erfassung aufgrund deren Lebensform (siehe Kap. 13.5.5) von der Betrachtung ausgeschlossen

sen werden. *Veronica longifolia* ist, wie nachfolgend diskutiert (siehe auch Kap. 13.5.7), die einzige Art, welche derzeit negative Bestandstrends vermuten lässt. Für die übrigen Arten besteht derzeit kein Hinweis darauf, dass die derzeitige Form der Beweidung zu einer Schädigung der Populationen der Zielarten führt.

Es ist denkbar, dass weitere Arbeiten, mit fortschreitender Projektlaufzeit, deutlichere Unterschiede zwischen beweideten und gemähten Flächen aufzeigen. Dabei können, aus Sicht der Zielarten, durchaus positive Entwicklungen erwartet werden. Es ist zum Beispiel denkbar, dass einige (konkurrenzschwache) Arten, wie *Cardamine parviflora*, *Cerastium dubium*, *Cnidium dubium* und *Gratiola officinalis*, unter anderem aufgrund der durch Beweidung aufgerichteten Krautschicht profitieren werden (siehe Kap. 13.8) (vgl. BRIEMLE et al. 2002, KOTOROVÁ & LEPŠ 1999, MANN & TISCHEW 2015, STEIDL 2002).

Ebenso kann z. B. das Meiden giftiger Pflanzen durch die Pferde und ein daraus erwachsender Konkurrenzvorteil für die gemiedenen Arten ein Grund für möglicherweise steigende Abundanzen sein. Hier sind die giftigen Zielarten *Euphorbia lucida*, *Gratiola officinalis* und *Leucojum aestivum* (FISCHER 2008) zu nennen.

Bedacht werden sollte auch, dass Pferde gegenüber beispielsweise Rindern, selektiver Fressen und sich stärker auf Gräser konzentrieren (BUNZEL-DRÜKE et al. 2009, ZAHN & ZEHM 2016). Bevorzugt werden zudem nährstoffreiche, junge Pflanzen (ZAHN & ZEHM 2016). Der selektive Verbiss durch die Pferde, mit einer Präferenz von Gräsern, scheint als Gefährdungsursache für die eher unscheinbaren und kleinen Zielarten unwahrscheinlich, stellen diese doch keine „lohnenden“ Futterpflanzen da.

Da sich die weitere Diskussion beweideter und gemähter Flächen mit den Erklärungen für beweidete und gemähte Core- bzw. Edge-Flächen deckt, wird an dieser Stelle auf eine weitere Darlegung verzichtet und direkt mit der Diskussion der Core- bzw. Edge-Flächen fortgeföhren. Detaillierte artspezifische Betrachtungen können darüber hinaus den Diskussionskapiteln der einzelnen Zielarten entnommen werden (siehe Kap. 13.5).

13.3 Beweidung Core und Mahd Core

Die zu Beginn der Arbeit formulierte Annahme, die Abundanzen der Zielarten auf **beweideten Core-Flächen** würden sich von den Abundanzen auf **gemähten Core-Flächen** unterscheiden, konnte, mit Ausnahme bereits genannter *Veronica longifolia* (und *Euphorbia lucida*), für die übrigen Zielarten nicht bestätigt werden.

Veronica longifolia wurde auf gemähten Core-Flächen gegenüber beweideten Core-Flächen mit höheren Abundanzen nachgewiesen, was zu einem hoch signifikanten Unterschied führt. Erklärung findet dies möglicherweise aufgrund einer eventuellen Weidesensitivität der Art (siehe Kap. 13.5.7). Da die Anzahl der Nachweise insgesamt relativ gering ist und der Datensatz daher klein, wird die Aussagekraft des statistischen Ergebnisses jedoch reduziert. Weitere Untersuchungen können Klarheit schaffen.

Die übrigen Zielarten zeigen zwischen beweideten und gemähten Core-Flächen keine signifikanten Unterschiede hinsichtlich der Abundanzen. Dennoch gibt es einzelne Auffälligkeiten. Als Beispiel seien die Verteilungsmuster von *Cerastium dubium* und *Cardamine parviflora* auf die unterschiedlichen Häufigkeitsklassen genannt, was Möglicherweise mit Größe und Anzahl geeigneter Wuchsorte – eben auch in Verbindung mit der Weidetätigkeit – zusammenhängt (siehe Kap. 13.5.2).

13.4 Beweidung Core - Edge und Mahd Core - Edge

Zu Beginn der Arbeit wurde angenommen, dass es in Folge der Beweidung zu Auflösung der scharfen Grenze zwischen Wald/Gehölz und Offenland kommt (vgl. BUNZEL-DRÜKE et al. 2009, ZAHN 2014a, PANTEL 2012), was sich in Änderungen der Abundanzen der Zielarten auf Edge-Flächen niederschlagen sollte.

Es wurde vermutet, dass ein Unterschied zwischen beweideten und gemähten Edge-Flächen auftreten müsste.

Damit einher geht die Annahme, dass der Unterschied zwischen beweideten Core- und Edge-Flächen in Folge des Beweidungseinflusses größer sei, als jener zwischen gemähten Core- und Edge-Flächen.

Überblickend über alle untersuchten Zielarten zeichnet sich, entgegen der Annahmen, jedoch ab, dass anhand der erhobenen Daten kein deutlicher Unterschied zwischen beweideten und gemähten Edge-Flächen besteht.

In diesem Zusammenhang sei auf die recht unterschiedlichen Edge-Flächen (Abb. 20) hingewiesen, die hinsichtlich der großen Heterogenität möglicherweise nicht mit ausreichender Stichprobenzahl erfasst wurden (vgl. Kap. 12.3).



Abb. 20: Gegenüberstellung dreier Edge-Aufnahmeflächen auf Brenndolden-Auenwiesen auf der beweideten Fläche im Mai. Die Aufnahmeflächen unterscheiden sich strukturell und in der Himmelsrichtung des angrenzenden Gehölzbestandes, voneinander.

Jeweils Frontal-Ansicht (oben) und Seitliche-Ansicht (unten). © Florian Schneider.

Links: Eschen-Auwald (*Fraxinus angustifolia*) mit Schlehen-Saum (*Prunus spinosa*); Gehölzbestand grenzt im Westen an; Flächenkennung: ThE02.

Mitte: Gehölzbestand bestehend aus den Arten Flatterulme (*Ulmus laevis*), Quirl-Esche (*Fraxinus angustifolia*), Traubeneiche (*Quercus petraea*), angrenzendem Weidegebüsch (*Salix sp.*) und invasiver Rot-Esche (*Fraxinus pennsylvanica*); Gehölzbestand grenzt im Osten an; Flächenkennung: HfE01.

Rechts: Einzellbaum (*Quercus petraea*); Gehölzbestand grenzt im Süd-Westen an; Flächenkennung: ThE03.

Hinsichtlich der Auflösung der Wald-Offenland-Grenze war auf der beweideten Fläche aber lediglich eine Edge-Aufnahmefläche strukturell deutlich auffällig. So waren auf der Badwiese bereits Pappeln (*Populus sp.*) des angrenzenden Auwaldes in die Edge-Aufnahmefläche eingewandert. Die Flur scheint generell weniger stark beweidet, kamen doch Verbrachungszeiger wie *Cirsium arvense* und *Rubus sp.* vor. Da die Flur außerhalb des Hochwasserschutzdammes liegt, ist eine beschleunigte Sukzession aufgrund fehlender Auendynamik wahrscheinlich.

Ein deutlicherer Unterschied als zwischen beweideten und gemähten Edge-Flächen trat zwischen **Core-** und **Edge-Flächen im Allgemeinen** auf, wobei das Management dabei derzeit keine allzu große Rolle spielen dürfte. *Clematis integrifolia* und insbesondere *Leucojum aestivum* kommen verstärkt auf Edge-Flächen vor, was aufgrund der Ökologie beider Arten nicht verwundert (siehe Kap. 13.5.3 & 13.5.6).

Gleichzeitig entstand dem Verfasser während der Geländearbeit der Eindruck, dass einige Zielarten auf Edge-Flächen tendenziell eher im vom Gehölzrand entfernteren Teil der Aufnahmeflächen wachsen (Abb. 21). Zutreffen dürfte dies vor allem auf typische Offenland-Arten (*Cardamine parviflora*, *Cerastium dubium*, *Gratiola officinalis*), die die Beschattung durch

Bäume möglicherweise nicht tolerieren. Ebenso kann hier die Wasserkonkurrenz mit den angrenzenden Gehölzen limitierend auf die Zielarten wirken.

Zudem weisen Edge-Flächen – sowohl auf beweideter Fläche, als auch auf gemähten Flächen – höhere Offenboden-Anteile als

Core-Flächen auf (siehe Kap.

9.9.1). Ursache hierfür kann neben Trockenstress auch eine erhöhte Wildtieraktivität sein (vgl. Kap. 13.8).

Mit steigender Projektlaufzeit dürften sich die Edge-Flächen auf der beweideten Fläche stärker verändern. Einerseits können Gehölze der angrenzenden Wälder und Gebüsche einwandern,



Abb. 21: *Cerastium dubium* auf Edge-Aufnahmefläche
C. dubium wuchs häufig, wie hier auf Edge-Aufnahmefläche BrE01, nur auf dem vom Gehölzrand entfernten Teil der Aufnahmefläche. Rote Ellipse weist auf die Stäbe, mit denen Individuen oder Gruppen von Individuen markiert wurden, hin.

© Florian Schneider

andererseits kann es zur Auflichtung der Gehölzränder kommen. PANTEL (2012) berichtet von einem Beweidungsprojekt im Augsburgener Stadtwald, dass die eingesetzten Przewalski-Pferde anfangs nur junge Zweige fraßen und das Herunterbiegen höherer Zweige erst erlernen mussten.

Mit der Zeit könnte die Habitatwertigkeit für Saumarten, wie *Clematis integrifolia* daher steigen. So schildert ZAHN (2014a), dass „Waldweide lichte Waldstrukturen und Übergangsbereiche zwischen Wald und Offenland und damit die auf diese Strukturen angewiesenen Pflanzen- und Tierarten“ begünstigt. Es ist gut denkbar, dass weidesensitive Arten (siehe Kap. 13.5.7) auf den, gegenüber Core-Flächen möglicherweise weniger gestörten, Edge-Flächen Nischen finden, was deren Existenz sichert.

Grundsätzlich sollte davon ausgegangen werden, dass es nicht auf allen Edge-Fläche zum gleichen Einfluss der Weidetiere auf die Gehölz- und Flächenentwicklung kommt.

HEMM (2011) schildert von Weideflächen im FFH-Gebiet „US-Militärgelände bei Großauheim“, dass, in von Pferden bevorzugt aufgesuchten Bereichen, Pappeln, Weiden und Birken gut zurückgefressen wurden, wohingegen dieselben Arten in kaum frequentierten Bereichen zunahmen.

Es liegt daher nahe, dass eine Vielzahl unterschiedlicher Bedingungen geschaffen werden, was auch den unterschiedlichen Art-Ansprüchen gerecht werden sollte.

13.5 Diskussion der einzelnen Zielarten

Es sei noch einmal zusammenfassend dargestellt, dass von den neun untersuchten Zielarten nur wenige Arten aufgrund ihrer Abundanzen einen deutlichen Unterschied zwischen beweideten und gemähten Flächen anzeigen. So unterscheiden sich anhand der erhobenen Daten beweidete und gemähte Flächen weniger voneinander als Core- und Edge-Flächen. Dabei kommen die meisten Zielarten häufiger und zugleich auch mit höheren Abundanzen auf Core-Flächen vor, was für die derzeit höhere Habitataignung der Core-Flächen für die Zielarten spricht.

Die Arten kommen teils in allen Klassen, teils nur in wenigen Klassen vor. Beispielsweise sei *Cerastium dubium* genannt. Die Art wurde auf beweideten Core-Flächen sowohl mit 2534 Individuen in Klasse 4, als auch mit nur einem Individuum in Klasse 1 nachgewiesen. Gleichzeitig zeigte dieselbe Art auf gemähten Core-Flächen nie Abundanzen größer 274 Individuen (Klasse 3) und wurde nicht in Klasse 1 nachgewiesen. Im Gegensatz dazu wurde *Cnidium dubium* ausschließlich mit hohen Abundanzen, wie z. B. auf einer gemähten Core-Fläche mit bis zu 1500 Individuen in Klasse 4, nachgewiesen und kam sowohl auf beweideten, als auch gemähten Core- und Edge-Flächen nie in Klasse 1 vor.

13.5.1 *Allium angulosum*

Allium angulosum wurde auf Core-Flächen häufiger und mit höheren Abundanzen nachgewiesen als auf Edge-Flächen. Dies kann erwartet werden und ist trotz der geringen Unterschiede plausibel. So sind Edge-Flächen i. d. R. schattiger als Core-Flächen und ELLENBERG (2001) und BORHIDI (1995) weisen der Art schließlich eine Lichtzahl von 8 zu. Darüber hinaus ist die Art charakteristisch für die sonnigen Brenndolden-Auenwiesen der March (ESSL et al. 2004, ESSL 2005, PLENK & WEBER 1992, SCHRATT-EHRENDORFER 1999a) (siehe Kap. 11.1).

Die geringfügig unterschiedlichen Abundanzen beweideter und gemähter Core-Flächen sind aufgrund der klassifizierten Daten undeutlich. Dies spiegelt ggf. den Nachteil der Methode der Klassifizierung der Daten wider (siehe Kap. 12.6.1).

Die nachhaltige Schädigung der Populationen durch Verbiss sollte aufgrund der Lebensform als Geophyt unwahrscheinlich sein. Zwar ist denkbar, dass knapp unter der Bodenoberfläche

liegende Zwiebeln durch Tritt geschädigt werden könnten, dass sollte jedoch nur auf weichen, feuchten Böden und auch nur bei sehr häufig betretenen Bereichen von Bedeutung sein. Insgesamt ist die regelmäßige Offenhaltung der relevanten Biotoptypen sicherlich von entscheidenderer Bedeutung als die Managementform an sich.

Sofern man die Art als Indikator für intakte Brenndolden-Auenwiesen ansieht, kann derzeit keine Beeinträchtigung des Biotoptypen durch diese Form der Beweidung festgestellt werden.

13.5.2 *Cardamine parviflora* und *Cerastium dubium*

Abundanzen gerade annueller Arten, wie dies *Cardamine parviflora* und *Cerastium dubium* sind, können jährlichen Schwankungen unterliegen. Hintergrund ist die Keimverzögerung der Samen in Verbindung mit einer großen ruhenden Samenbank (BRESISNKY et al. 2008). Daher ist der Vergleich von Abundanzen, die sich nur geringfügig voneinander unterscheiden und nur aus einem Beobachtungsjahr stammen, an dieser Stelle nicht zielführend. So vermutet auch HEMM (2011), dass die Zunahme der annuellen Arten Vogelfuß (*Ornithopus perpusillus*) und Einjähriger Knäuel (*Scleranthus annuus*) im Bereich der Wildpferdekoppel des FFH-Gebiets „US-Militärgelände bei Großauheim“ auf natürliche Populationsschwankungen zurückzuführen sind.

Aufschlussreicher scheint an dieser Stelle die Betrachtung der Verteilungsstruktur an sich. Sowohl *Cardamine parviflora* als auch *Cerastium dubium*, fallen zwar nicht im U-Test auf, zeigen aber beim Vergleich beweideter und gemähter Flächen einen Unterschied hinsichtlich der Verteilung der Nachweise auf die Häufigkeitsklassen. Sofern die Arten auf gemähten Flächen vorkamen, wurden sie mit recht hohen Abundanzen nachgewiesen, wohingegen sie auf beweideten Flächen in allen Abundanz-Klassen vor kamen. Eine mögliche



Abb. 22: *Cerastium dubium* und *Gratiola officinalis* in einer Vegetationslücke
Beide Arten wurden häufig in Vegetationslücken sonst dichter Rasiger Großseggenrieder nachgewiesen – hier auf der beweideten Fläche („Hahnfrätz“). Blaue Ellipse umkreist *Cerastium dubium*, rote Ellipse umkreist *Gratiola officinalis*. © Florian Schneider

Erklärung findet sich im Zusammenhang mit der Konkurrenzschwäche beider Arten. So schildert SCHRATT-EHRENDORFER (1999c) das gehäufte Auftreten beider Arten in Lücken zwischen Großseggen. Dies deckt sich mit den Beobachtungen des Verfassers, der in Großseggenbeständen beide Arten häufig in Lücken nachgewiesen hat (Abb. 22 & 23).

Dem vielfältigen und höheren Störungsregime auf der beweideten Fläche, welches unter anderem durch z. B. Tritt auch sehr kleine Störungsstrukturen bedingt, steht ein vergleichsweise geringes Störungsregime der Mahd, allenfalls gebildet durch Fahrspuren und Bodenverwundung durch das Mähwerk, gegenüber (vgl. BRIEMLE et al. 1999). Damit zeigt sich das Störungsregime auf der Weidefläche nicht nur vielfältiger als unter Mahd, sondern wirkt darüber hinaus auch räumlich und zeitlich diverser (vgl. BUNZEL-DRÜKE 2009).



Abb. 23: *Cardamine parviflora* auf einer Offenbodenstelle
Cardamine parviflora besiedelt offene Bodenstellen und kam auf Aufnahme­fläche SwC01 in der angrenzenden dichteren Vegetation fast gar nicht vor. Rote Ellipsen zeigen die Pflanzen an. Bildausschnitt beinhaltet insgesamt ca. 50 Individuen. Auf der gesamten Aufnahme­fläche wurden 178 Individuen – hauptsächlich in Vegetationslücken – nachgewiesen. © Florian Schneider

STEIDL (2002) führt als Effekt der Beweidung in Feuchtgrünland die Schaffung günstiger Keimbedingungen für konkurrenzschwache Arten durch Viehtritt auf. Es ist daher nur logisch, dass auf der beweideten Fläche häufiger auch kleinflächige Strukturen auftreten dürften, die das Vorkommen beider Arten, auch in unteren Abundanzklassen,

ermöglichen, wohingegen auf gemähten Flächen kleinräumige Störungen deutlich seltener existieren und sich das Vorkommen daher auf weniger, aber dafür großflächigere Störungsstrukturen konzentriert. Ähnliches schildern MANN & TISCHEW (2010). Die Autoren führen für ein Beweidungsprojekt im Wulfener Bruch (Sachsen-Anhalt, Deutschland) auf, dass vor­mals gemähte Flächen in die Beweidung integriert wurden und keine Arten verloren. Stattdessen kam es u. a. zu Veränderungen der räumlichen Verbreitung, so dass insbesondere konkurrenzschwache Zielarten der Brenndolden-Auenwiesen aufgrund der Weideaktivität in Flecken oder entlang von Tierpfaden konzentriert auftraten (vgl. auch BRIEMLE et al. 2002).

Im Zusammenhang mit dichten (Großseggen)-Beständen auf der Weidefläche kann daher vermutet werden, dass diese unter Weideeinfluss eine, für annuelle Arten positiv zu interpretierende, Auflockerung erfahren dürften.

Auch wenn *Cardamine parviflora* häufiger auf Core-Flächen nachgewiesen wurde und dort auch tendenziell höhere Abundanzen zeigte, sind die Unterschiede zwischen Core- und Edge-Flächen dennoch sehr gering, bedenkt man, dass die Art im Edge zwar nicht in Klasse 4, aber dafür doppelt so häufig in Klasse 3 nachgewiesen wurde. Hinzu kommt, wie bereits für *Allium angulosum* geschildert, die Größe der Klassen, welche eine gewisse Unschärfe der Ergebnisse zur Folge hat (siehe Kap. 12.6.1). Auch bei Unterteilung in gemähte Core- bzw. Edge-Flächen und beweidete Core- bzw. Edge-Flächen ergaben sich keine erkennbaren Unterschiede, so dass auf weitere Betrachtungen verzichtet werden kann.

Es fällt auf, dass *Cerastium dubium* auf gemähten Core-Flächen mit geringeren Abundanzen als auf gemähten Edge-Flächen vorkam, wohingegen die Art auf beweideten Flächen das genaue Gegenteil zeigte. Dies kann möglicherweise durch die für annuelle Arten gewöhnlichen Abundanzschwankungen (vgl. BRESISNKY et al. 2008) erklärt werden. Andererseits könnte es aber auch sein, dass gemähte Edge-Flächen über einen entscheidenden Störungseinfluss verfügen, welcher das Vorkommen der Volllichtpflanze mit einer Lichtzahl von 9 (Ellenberg 2001, BORHIDI 1995) in den schattigen Edge-Flächen ermöglicht. So ist denkbar, dass gerade im Sommer auf Edge-Flächen ein durch Gehölze verursachter Trockenstress herrscht, dem feuchte-liebende Au-Arten über die Sommermonate nicht stand halten. Das könnte wiederum eine lückige Vegetation zur Folge haben, was sich in den ermittelten hohen Offenboden-Anteilen zeigen dürfte. Für bereits im Frühling bis Frühsommer und damit in Zeiten besserer Feuchtigkeitsversorgung blühende Arten könnte sich dadurch ein Konkurrenzvorteil ergeben. Außerdem herrscht an Waldrändern eine erhöhte (Wild-) Reh-Aktivität (AMMER et al. 2010), was grundsätzlich ebenso zu einer offenen Vegetationsstruktur beitragen kann (siehe Kap. 13.8). Gegenüber der deutlichen Trockenheit im Untersuchungsjahr dürfte dies aber eine untergeordnete Rolle gespielt haben.

13.5.3 *Clematis integrifolia*

Zwischen den Abundanzen *Clematis integrifolias* der beweideten Fläche und gemähten Flächen ist kein deutlicher Unterschied erkennbar. Auch zwischen Core- und Edge-Flächen wurden nur geringfügige Unterschiede ermittelt. Die Zahl der Nachweise ist gering, gleichwohl

die Art, sofern sie vorkam, häufig mit hohen Abundanzen nachgewiesen wurde. Abhilfe könnte hier die bereits diskutierte Erhöhung der Anzahl der Aufnahmeflächen (siehe Kap. 12.3.1) schaffen. Die hohen Abundanzen im Edge verwundern nicht, bedenkt man, dass die Art als Saumpflanze gilt. Dies legt nahe, dass die typische Art der Brenndolden-Auenwiesen eben auf jenen Biotoptyp angewiesen ist und derzeit Standortbedingungen für das Vorkommen von größerer Bedeutung zu sein scheinen als das Management durch Beweidung oder Mahd.

Zwar konnten immer wieder verbissene Individuen auf der Weidefläche festgestellt werden, jedoch waren diese in aller Regel auch wieder erneut, teilweise mehrfach, ausgetrieben. Im August wurden große blühende Bestände auf der Weidefläche festgestellt, bei denen die umgebende Vegetation teils deutlich stärker zurückgefressen und (oder) vertrocknet war (Abb. 24). Unter diesem Aspekt, scheint die Gefährdung durch Verbiss, auch in Zeiten mit wenig frischem Futter als Folge von großer Trockenheit, unwahrscheinlich.

Clematis integrifolia blüht in zwei aufeinanderfolgenden Zyklen. Dabei kommt die Pflanze in den Marchauen das erste Mal Ende Mai und das zweite Mal Mitte August zur Vollblüte (Besse 2006). Besse (2006) konnte in den Marchauen aufgrund des herrschenden Mahd-Regimes keine Fruchtbildung nachweisen. Zwar konnte dies im Rahmen dieser Arbeit nicht bestätigt werden, dennoch dürfte die extensive Ganzjahresbeweidung für die generative Fortpflanzung der Art positiv wirken.



Abb. 24: *Clematis integrifolia* im August

Die umgebende Vegetation ist, auf einem eher hoch gelegenen Teil der beweideten Fläche „Toter Hund“, deutlich zurück gefressen, aber auch in Folge der Sommertrockenheit vertrocknet (links) und auf der gemähten „Wehrwiese“ dahingegen deutlich wüchsiger (rechts). © Florian Schneider

13.5.4 *Cnidium dubium* und *Gratiola officinalis*

Cnidium dubium und *Gratiola officinalis* sind die am häufigsten nachgewiesenen Arten. Sofern die Arten vorkamen, wurden sie zudem mit hohen Abundanzen nachgewiesen. Ein Unterschied zwischen den unterschiedlichen Managementformen oder Core und Edge-Flächen wird nicht deutlich.

STEIDL (2002), die sich auf SCHEUERER (1999) beruft, geht davon aus, dass „einige konkurrenzschwache Arten der kontinentalen Stromtalwiesen, die heute fast nur noch an Grabenrändern, -böschungen und ähnlichen Reliktstandorten zu finden sind“ (STEIDL 2002: 71) von Viehtritt und den daraus resultierenden günstigen Keimbedingungen profitieren. Als Arbeitsbeispiel führt STEIDL (ebd.) dabei unter anderem *Gratiola officinalis* auf (Abb. 22 & 25).

Im Bezug zu *Cnidium dubium* berichten KOTOROVÁ & LEPŠ (1999), dass die Art durch Störung, die Lücken fördert und das Einarbeiten der Samen in den Boden beschleunigt, profitiert (vgl. auch MANN & TISCHEW 2015). GEISSLER (2007) führt auf, dass *Cnidium dubium* eine Mindestgröße zur Reproduktion benötigt und Besse (2006) schildert für die Marchauen, dass die Art, die erst Anfang Oktober zur



Abb. 25: *Gratiola officinalis* in einer Vegetationslücke
Die Art profitiert offensichtlich von geringerer Konkurrenz in Vegetationslücken. Hier in sonst dichtem Rasigen Großseggenried auf der beweideten Fläche („Hahnfrätz“).
© Florian Schneider

Samenreife gelangt, vom Ausfall der Mahd im August profitiert. Da sich die Abundanzen der beiden Arten auf den gemähten Referenzflächen mit den Abundanzen auf der beweideten Fläche in Summe weitestgehend gleichen und auch das Studium der Literatur nichts anderes vermuten lässt, kann davon ausgegangen werden, dass die Arten auf der beweideten Fläche derzeit gute Bedingungen vorfinden und von der extensiven Ganzjahresbeweidung profitieren dürften.

Cnidium dubium und *Gratiola officinalis* sind kennzeichnend für Brenndolden-Auenwiesen an der March (ESSL et al. 2004, PLENK & WEBER 1992) und SSYMANK et al. (2015) stufen den Biotoptyp Brenndolden-Auenwiesen als „gut geeignet“ für Weideprojekte ein. Es kann also angenommen werden, dass der Biotoptyp „Brenndolden-Auenwiesen“ nicht durch die derzeitige Form der Beweidung beeinträchtigt wird.

13.5.5 *Euphorbia lucida*

Euphorbia lucida wurde auf beweideten Core-Flächen nicht nachgewiesen. Dennoch wurden bei der Geländearbeit außerhalb der Aufnahmeflächen größere *Euphorbia lucida* Bestände auf beweideten Core-Flächen festgestellt, welche sicherlich auch durch vegetative Vermehrung (Wurzelspross) (KLOTZ et al. 2002) entstanden sind. Aufgrund der somit sehr ungleichmäßigen Verteilung über die Gesamtfläche, ist es mit der angewendeten Methode offensichtlich nicht möglich, diese Art repräsentativ zu erfassen (siehe Kap. 12.3.1) und weitere Interpretationen der Ergebnisse sind daher nicht zielführend.

Eine Gefährdung der Art durch Verbiss ist aufgrund der Giftigkeit der Art und der daraus folgenden Meidung durch die Weidetiere (ZAHN & ZEHM 2016), nicht anzunehmen. Auch das Umknicken der Pflanzen durch die Weidetiere sollte keine ernstzunehmende Gefährdung bedeuten, bedenkt man, dass von *Euphorbia lucida* dominierte Bestände sicherlich wenig aufgesucht werden und daher auch weniger Risiko für eine Schädigung besteht. Die extensive Ganzjahresbeweidung kann möglicherweise fördernd wirken, bleibt doch die Schädigung der Pflanzen durch eine regelmäßige Mahd aus.

13.5.6 *Leucojum aestivum*

Als Art der nassen bis feuchten Auwälder, ihrer Säume (SCHRATT-EHRENDORFER 1999a) und nassen Wiesen (FISCHER et al. 2008) verwundert es nicht, das *Leucojum aestivum* in höheren Abundanzen nachgewiesen wurde. *Leucojum aestivum* kommt auch auf Core-Flächen regelmäßig und teils mit hohen Abundanzen vor, jedoch, ebenso wie auf Edge-Flächen, nur dann, wenn ein feuchter Biotoptyp (v.a. Rasige Großseggenrieder), z.B. aufgrund von Geländesenken wie etwa Suttten, vorliegt. ELLENBERG (2001) und BORHIDI (1995) weisen der Art eine Feuchtezahl von 9 (Nässezeiger) zu, was das Ausbleiben der Art in Aufnahmen auf den sommertrockenen Brenndolden-Auenwiesen erklärt.

Die geringfügig höheren Abundanzen auf beweideten Flächen gegenüber gemähten Flächen (Core und Edge) in Kombination mit der schwachen Giftigkeit der Art (FISCHER et al. 2008), wie auch die Tatsache der geschützten Überdauerungsorgane eines Geophyten (ebd.) machen eine Gefährdung durch die derzeitige Form der Beweidung äußerst unwahrscheinlich. Darüber hinaus ist auch bei punktueller Zunahme gehölzbedingter Beschattung auf der Weidefläche (siehe Kap. 13.4) nicht von einer Gefährdung der Auwaldart auszugehen.

Es sei allerdings noch darauf hingewiesen, dass gerade in sehr trockenen Sommern, wie dies in den letzten Jahren der Fall war (siehe Kap. 7.3), auch feuchte und daher wüchsiger Suttten

als Weideflächen immer relevanter werden könnten. Um die Forcierung der Weidetätigkeit auf diese kleinen Teilflächen zu verhindern, sind ausreichend hohe Wasserstände von großer Wichtigkeit.

13.5.7 *Veronica longifolia*

Die Anzahl der Nachweise von *Veronica longifolia* sind insgesamt gering. Es ist möglich, dass die Art, die sich an ihrem jeweiligen Standort über Rhizome verbreitet und so horstige Bestände ausbilden kann (UNTERLADSTETTER 2018), nicht ausreichend genau erfasst wurde (vgl. Kap. 12.3 & 13.5.5). Die Daten sind daher vorsichtig zu interpretieren. Dennoch werden im Folgenden einige Überlegungen zur Situation der Art formuliert.

Die Abundanzen von *Veronica longifolia* auf der beweideten Fläche unterscheiden sich deutlich von den Abundanzen auf gemähten Flächen. Statistisch spiegelt sich dies zwar in keinem signifikanten Unterschied wider, vergleicht man jedoch beweidete und gemähte Core-Flächen und schließt Edge-Flächen von der Berechnung aus, werden hoch signifikante Unterschiede deutlich. So kommt die Art auf den gemähten Core-Flächen häufiger und mit deutlich größeren Abundanzen als auf beweideten Core-Flächen vor.

Eine Erklärung findet sich möglicherweise im Zusammenhang mit der Ökologie der Art.

So wächst *Veronica longifolia* u. a. in Auwiesen, Hochstaudenfluren und lichten Röhrichten (FISCHER 2008, UNTERLADSTETTER 2018). Dabei handelt es sich um Flächen, welche eine für eine Au vergleichsweise langsame Sukzession aufweisen und einem verhältnismäßig milden Störungsregime unterliegen.

Bedenkt man zudem, dass DIERSCHKE et al. (2002) angeben, dass *Veronica longifolia* gegenüber regelmäßiger Mahd und Beweidung empfindlich ist, kann angenommen werden, dass die Art verhältnismäßig störungssensitiv ist und daher vorzugsweise auf eben genannten Wuchsorten vorkommt.

Gegenüber der im Gebiet üblichen, maximal zweischürigen Mahd, kann die permanent wirkende Ganzjahresbeweidung sicherlich als vergleichsweise störungsintensiv verstanden werden. Es ist daher denkbar, dass die erhobenen Daten die mögliche Weidesensitivität der Art bereits anzeigen. Auch EGGER (2016b) wies *Veronica longifolia* durch Vegetationsaufnahmen vor dem Projektbeginn der Pferdeweide Marchegg häufiger als nach einem Jahr Projektlaufzeit nach. Daher kann die Verkleinerung der Population unter der derzeitigen Form der Beweidung nicht ausgeschlossen werden. Allerdings sollte bedacht werden, dass der zweite Mahdtermin, der in den Marchauen im August liegt, die Samenreife von *Veronica longifolia*

verhindert (BESSE 2006) (Abb. 26), was zumindest die generative Artausbreitung im Raum erschweren dürfte. Auch wenn sich die Art über Ausläufer vermehrt (UNTERLADSTETTER 2019), ist hinsichtlich der generativen Vermehrung eine extensive Ganzjahresbeweidung positiv zu interpretieren. Es ist durchaus denkbar, dass der derzeit mögliche Abwärtstrend mit steigender Diasporenproduktion und Verbreitung der Samen – sowohl durch Überschwemmungen als auch durch Fell, Hufe und Darm der Pferde (und Rinder) (vgl. COSYNS 2004) – in zukünftig wieder ansteigende Abundanzen umgekehrt werden könnte.

Die Abundanzen auf gemähten Core-Flächen unterscheiden sich von gemähten Edge-Flächen auf einem hoch signifikanten Niveau. Dabei sind die Abundanzen der gemähten Edge-Flächen denen auf beweideten Core-Flächen und beweideten Edge-Flächen sehr ähnlich. Daran wird deutlich, dass der signifikante Unterschied welcher zwi-



Abb. 26: *Veronica longifolia* auf gemähter Fläche
Hier auf der gemähten „Bienenhüttenwiese“ im August. Die Art kommt, in Folge der Mahd, nicht zur Samenreife (BESSE 2006). Beweidung könnte in diesem Zusammenhang positiv wirken. © Florian Schneider

schien Core- und Edge-Flächen besteht (ohne Berücksichtigung des Managements) durch gemähte Core-Flächen entsteht. Aufgrund des kleinen Datensatzes kann an dieser Stelle nur vorsichtig vermutet werden, dass sich Edge-Flächen derzeit weniger als Standort für *Veronica longifolia* eignen. Gleichzeitig ist aber auch denkbar, dass der größere Anteil an Nachweisen auf beweideten Edge- gegenüber gemähten Edge-Flächen bereits jetzt die Entstehung von Nischen durch Auflichtung der Wald/Gehölzränder, in die sich die Art zurückziehen kann, anzeigt.

Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass weitere Untersuchungen nötig sind, um den exakten Einfluss der extensiven Ganzjahresbeweidung auf der Pferdeweide Marchegg auf *Veronica longifolia* zu ermitteln. Die Reduktion der Abundanzen unter Weideeinfluss könnte sich bereits abzeichnen, weshalb ein fortlaufendes Monitoring anzuraten ist. Eine drastische Schädigung der Population ist, nicht zuletzt auf Grund des Vegetationsmosaik unterschiedlich

stark beweideter Bereiche und damit einhergehender Nischen (BUNZEL-DRÜKE et al. 2009, vgl. ZAHN 2014b), jedoch unwahrscheinlich.

13.6 Besatzstärke und Zielarten

BUNZEL-DRÜKE et al. (2009) schildern, dass bisher nicht bekannt ist, „welche Besatzdichte welcher Herbivorenart auf welchen Standorten zu welchen Habitaten führt“ (ebd. 2009: 117). Die Autorinnen und Autoren führen auf, dass sich der Manager bzw. die Managerin des jeweiligen Gebiets an die, zu den jeweiligen Naturschutzziele passende, Bestandsdichte herantasten muss. Folglich muss auch für Zielarten die passende Besatzdichte projektspezifisch ermittelt werden.

Als Beispiel sei die Klostermersch, eine sehr nährstoffreiche und regelmäßig überschwemmte Flussaue in Nordrhein-Westfalen (Deutschland) genannt, welche mit Rindern und Pferden beweidet wird. Über zehn Jahre hinweg wurde ein Tierbestand von 69 Rindern und 10 Pferden auf einer immer wieder vergrößerten Fläche von mittlerweile 176,4 ha aufgebaut. Im Durchschnittlich entsprach dies einer Besatzdichte mit einer Großvieheinheit (GVE) von 0,25 – 0,33 pro Hektar (Definition GVE nach Futterbedarfsschlüssel zur Vermögensbewertung, BUNDESMINISTERIUM DER JUSTIZ 2001, Deutschland). Aus der vormals intensiv genutzten Fläche resultierte, bei kontinuierlicher Aufstockung des Herbivorenbestandes und Vergrößerung der beweideten Fläche, innerhalb von zehn Jahren ein Mosaik aus Weiderasen, Hochstaudenfluren und Pioniergehölzen (BUNZEL-DRÜKE et al. 2003). Diese Form der Landschaft entspricht den Projektzielen der Pferdeweide Marchegg (vgl. EGGER et al. 2017b) und soll im Folgenden der groben Orientierung dienen.

Auf der Pferdeweide Marchegg werden vor allem dichte und häufig von Vegetationsfilz geprägte Teilflächen über die Sommermonate mit Mutterkühen und Wasserbüffeln zusätzlich beweidet. Dabei werden die mit Rindern beweideten Flächen, zum Schutz der Besucher*innen, mit einem mobilen Weidezaun von der restlichen Weidefläche abgetrennt, wodurch sich Teilflächen unterschiedlicher Flächengröße ergeben.

Somit werden nicht alle Fluren zur selben Zeit mit derselben Herbivorenart und auch nicht der gleichen Besatzdichte beweidet.

Im Mai des Untersuchungsjahres (2017) lag der Tierbestand auf der Pferdeweide Marchegg bei 6 Stuten und 3 Hengsten. Im August erhöhte sich der Bestand durch 1 Fohlen auf 10 Tiere. Für die Teilflächen kamen im Mai 2017 17 Mutterkühe, 19 Kälber und 5 Wasserbüffel hinzu.

Im August waren es schließlich 25 Mutterkühe, 26 Kälber und 5 Wasserbüffel mit einem Wasserbüffelkalb.

Im Vorjahr (2016) lag der Bestand bei 6 Stuten, 3 Hengsten, 15 Mutterkühen samt Kälbern und 5 Wasserbüffeln.

Die Besatzstärke je Hektar lag, je nach Teilfläche, 2017 bei einer GVE von 0,46 bis 0,95 und 2016 bei 0,21 bis 1 (GVE Berechnung gemäß EU-STAT Schlüssel). Dabei entfallen die geringsten Werte auf rein mit Pferden (und Wasserbüffeln) beweidete Flächenteile und die höchsten Werte auf zusätzlich mit Mutterkühen beweidete Flächenteile.

Man muss zur Beurteilung bedenken, dass die Besatzstärke die Anzahl an Großvieheinheiten je Hektar über die gesamte Weideperiode angibt. Die Besatzdichte gibt dagegen die tatsächliche Anzahl an Großvieheinheiten je Hektar zu einem bestimmten Zeitpunkt, im Beispiel der Klostermersch für das gesamte Jahr, an. Der Wert der Besatzdichte würde auf der Pferdeweide Marchegg daher je nach Jahreszeit deutlich schwanken und ist in den Zeiträumen außerhalb der Mutterkuh- und Wasserbüffel-Zusatzbeweidung deutlich niedriger als während der Zusatzbeweidung. Bedenkt man dies, dann ist die Besatzdichte auf der Pferdeweide Marchegg, im Vergleich zu der Besatzdichte der Klostermersch, vergleichsweise gering.

Der Vollständigkeit halber sei an dieser Stelle noch darauf hingewiesen, dass einige der untersuchten Fluren („Hahnfrätz“, „Schlosswiese II“, „Vogelsee“, süd-östl. Hälfte „Toter Hund“) zusätzlich einmal Mitte Juni, und damit außerhalb des Zeitraumes der Feldarbeit, gemäht wurden.

Die „Lüneburger Erklärung zu Weidelandschaften und Wildnisgebieten“ (RIECKEN et al. 2004), ein von Experten erarbeitetes Dokument zum Management großflächig ganzjährig beweideter Systeme, sieht eine maximale Besatzdichte von etwa 0,6 GVE/ha (GVE Berechnung gemäß der nationalen Agrarumweltprogramme, Deutschland) bei alleinigem Einsatz von Rindern vor. Es wird angegeben, dass „in Verbindung mit anderen Weidetieren wie Pferden, (...) die Tragekapazität leicht erhöht werden.“ (REISINGER 2005: 19) kann.

In diesem Kontext und vor allem, da die Zielarten auch auf den stark zurückgefressenen Flächenteilen, auf denen sich bereits teilweise Weiderasen gebildet hatten (EGGER 2016b), auch mit hohen Abundanzen vorkamen, kann davon ausgegangen werden, dass die Besatzdichte und Weideintensität zum Zeitpunkt der Untersuchung keine negativen Auswirkungen zeigte.

Auf den Edge-Flächen schlug sich die von Projektseite erwartete Auflösung, der scharfen Grenze zwischen Wald und Offenland, noch nicht in den Abundanzen der Zielarten nieder.

Der Weidedruck dürfte, auch in Verbindung mit der kurzen Projektlaufzeit, noch zu gering sein um die Gehölzränder aufzulichten.

Inwieweit ein Unterschied im Wirkungsgefüge zwischen der ganzjährigen Beweidung mit den Pferden und der saisonalen Zusatzbeweidung mit Mutterkühen und Wasserbüffeln auf die einzelnen Zielarten besteht, kann nicht genau eruiert werden. Da der Einfluss der Kühe durch ein geschicktes Aufnahme-Design aber reduziert wurde, wird auf eine gesonderte Darlegung verzichtet.

Grundsätzlich sollte bedacht werden, dass punktuell starker Weidedruck ein elementarer Bestandteil von Weideökosystemen ist (BUNZEL-DRÜKE et al. 2001, vgl. ZAHN 2014b). Die punktuelle, räumlich begrenzte Abnahme der Abundanzen von einzelnen (Ziel-)Arten ist daher nicht ausgeschlossen.

Da Pferde jedoch ein Mosaik unterschiedlicher Vegetationsstrukturen schaffen (vgl. BUNZEL-DRÜKE 2009, PANTEL 2012), sollten sich, ein umsichtiges Management vorausgesetzt, zu jeder Zeit ausreichend viele Nischen für weidesensitive Arten finden, was die Beeinträchtigung, z. B. auch von *Veronica longifolia*, relativiert (siehe Kap. 13.5.7).

Neben stärker beweideten Bereichen kann es aber auch zu unterbeweideten Bereichen kommen. Zwar sind in Ganzjahresweiden unterbeweidete Bereiche, gerade eben auch für die vollständige Entwicklung einiger Arten, gewünscht (vgl. BUNZEL-DRÜKE 2009), doch können mit einer dauerhaften Unterbeweidung aufgrund zu niedriger Besatzdichte auch Probleme einhergehen (vgl. MANN & TISCHEW 2015, REGIERUNGSPRÄSIDIUM GIESSEN 2017). Neben Verfilzung oder Sukzession, könnte insbesondere der invasive Neophyt *Symphytotrichum lanceolatum*, welcher gerade an der March dominante Bestände ausbildet und dort indigene Arten, eben auch in Brenndolden-Auenwiesen, verdrängt (NATURSCHUTZBUND NÖ 2007, vgl. auch PAUER 2005) zunehmen. Gerade auf Aufnahmeflächen, die von *S. lanceolatum* dominiert werden, konnten die Zielarten häufig nur mit geringen Abundanzen oder gar nicht nachgewiesen werden. TRAXLER et al. (1998), PAUER (2005) und EGGER (2016b) schildern zwar die erfolgreiche Reduktion von *S. lanceolatum* durch Rinder auf Flächen an der March, jedoch stellt EGGER (2016b) fest, dass die Pferde auf der Pferdeweide Marchegg den Neophyt eher meiden. Möglicherweise findet mit steigendem Weidedruck aufgrund steigender Bestandsdichte, gerade in Zeiten von wenig verfügbarem Futter, auch durch Pferde eine Reduktion *S. lanceolatum*s statt. Außerdem ist denkbar, dass es in diesem Zusammenhang zu einer indirekten Auflichtung der Bestände kommt. So schildert PANTEL (2012) für ein Beweidungsprojekt

mit Pferden im Augsburger Stadtwald, dass gerade im Winter auch trockene und überständige Biomasse aufgenommen wurde (vgl. ZAHN & ZEHM 2016). Eine aus Pferden und Rindern kombinierte Beweidungsstrategie kann die unterschiedlichen Fraßverhalten der Weidetiere ausgleichen. Der selektive Verbiss der Pferde, mit dem ein Mosaik unterschiedlicher Vegetationsstrukturen einhergeht (BUNZEL-DRÜKE et al. 2009), kann durch den weniger selektiven Verbiss der Rinder (ebd. 2009) ausgeglichen werden. Daher dürfte die kombinierte Pferde- und Rinder-Beweidung zur Reduktion von *S. lanceolatum* ein sinnvolles Mittel darstellen.

13.7 Vorkommen der Zielarten in den Biotoptypen

Zwar dienen die Biotoptypen in erster Linie der Auswahl relevanter Flächenteile, jedoch soll der Vollständigkeit halber an dieser Stelle auf den Zusammenhang des Vorkommens der Zielarten mit den unterschiedlichen Biotoptypen eingegangen werden.

Betrachtet man das Vorkommen der Zielarten im Bezug zu den Biotoptypen, wird deutlich, dass die typischen Arten der Brenndolden-Auenwiesen (siehe Kap. 11.1) den Schwerpunkt ihres Vorkommens auch in eben diesem Biotoptyp haben oder zumindest in Rasigen-Großseggenriedern keine nennenswerten Nachweise erfolgten. So konnten *Allium angulosum*, *Cerastium dubium*, *Cnidium dubium* und *Veronica longifolia* hauptsächlich in Aufnahmen der Brenndolden-Auenwiesen und Überschwemmungswiesen nachgewiesen werden.

Clematis integrifolia kam sogar nur in Brenndolden-Auenwiesen vor und *Veronica longifolia* wurde kaum in Überschwemmungswiesen nachgewiesen.

Leucojum aestivum und *Cardamine parviflora*, beides Arten eher dauerhaft feuchter Standorte (FISCHER et al. 2008, SCHRATT-EHRENDORFER 1999a) kommen (fast) nicht auf Brenndolden-Auenwiesen vor, was die Bindung an ganzjährig gut wasserversorgte Biotoptypen unterstreicht.

Es ist logisch, dass die Feuchtigkeit und in weiterer Folge der Biotoptyp und dessen Zustand das Vorkommen der Zielarten entscheidend beeinflusst. Diese Annahme deckt sich auch mit den Ergebnissen des NMDS, mit dem deutlich wurde, dass die Feuchtigkeit die Unterscheidbarkeit unterschiedlicher Aufnahmeflächen erklärt (siehe Kap. 13.1).

13.8 Offenboden

Im Untersuchungszeitraum wiesen sowohl Aufnahmeflächen auf der beweideten als auch auf der gemähten Fläche hohe Offenbodenanteile auf.

Dies ist auch im Zusammenhang mit den geringen Niederschlägen und den hohen Temperaturen (siehe Kap. 7.3) zu sehen, was zu einer schütterten Krautschicht mit geringen Deckungswerten und in weiterer Folge vergleichsweise hohen Offenbodenanteilen geführt haben dürfte. Dabei sind höher gelegene Bereiche, meist Brenndolden-Auenwiesen, stärker betroffen als niedriger gelegene und daher feuchtere Bereiche wie Rasige Großseggenrieder.

Unterteilt man in Core- und Edge-Flächen, konkretisiert sich das Bild. So war der Anteil des Offenboden im Summe auf beweideten Core-Flächen im Mai drei mal so hoch und im August fast fünf mal so hoch als auf gemähten Core Flächen (Abb. 27). Dies verwundert nicht, bedenkt man, dass beweidungsbedingt permanent wirkende Störungsregim, was offenen Bodenstellen hervor-

bringt (vgl. BRIEMLE et al. 1999, MANN & TISCHEW 2010, ZAHN & ZEHM 2016). Auch EGGER (2016b) ermittelte seit Beginn des Projekt kontinuierlich steigende Offenbodenanteile. In diesem Kontext ist auch der Zusammenhang zwischen Abundanz bzw. Verteilungsmustern der Zielarten und Offenboden zu sehen. So konnte zwar kein direkter



Abb. 27: Gegenüberstellung des Offenboden zweier Aufnahmeflächen
Extrembeispiel in Brenndolden-Auenwiesen im August. Links: stark abgeweidete Aufnahme-Fläche (HfC03) mit Offenbodenanteil von insgesamt 20 %; Rechts: gemähte Aufnahme-Fläche (BhC06) mit Offenbodenanteil von insgesamt 1 %.

Auf beiden Aufnahmeflächen sind die Folgen der geringen Niederschläge in Form von dürre teils abgestorbener Vegetation deutlich zu sehen. Der Anteil abgestorbener organischer Substanz, war auf der Weidefläche geringer. © Florian Schneider

Zusammenhang zwischen Abundanz und Offenboden ermittelt werden, jedoch wurden konkurrenzschwache Arten wie z. B. *Cerastium dubium* häufig in deckungsarmen Vegetationslücken nachgewiesen (siehe Kap. 13.5.2 & 13.5.4).

Dem gegenüber stehen quasi gleiche, relativ hohe, Offenboden-Anteile beweideter und gemähter Edge-Flächen. Möglicherweise verursachen die angrenzende Gehölze, in Zeiten geringer Wasserversorgung, der arten Trockenstress, dass die umgebende Wiesen-/Weiden-

Vegetation abstirbt und so Vegetationsfreie Stellen entstehen. Offensichtlich überlagert die Weideaktivität den „Faktor-Edge“ hinsichtlich der Offenboden-Schaffung noch nicht.

Zu hohen Offenboden-Anteilen, gerade auf Edge-Flächen, tragen sicherlich auch Wildtiere bei – Edge-Flächen dürfte, beim Wildwechsel zwischen Wald und Offenland, eine starke Nutzung durch das Wild als umgebenden Flächen zukommen (vgl. AMMER et al. 2010). SCHNEIDER & RAZUMOVSKY (2016) ermittelten auch auf der Pferdeweide Marchegg hohe Wildtieraktivitäten – besonders von Wildschweinen (*Sus scrofa*). Es liegt also nahe, dass z. B. durch die Wühltätigkeit von Wildschweinen, Offenboden regelmäßig neu entsteht.

14 Management Empfehlungen

Die saisonale Zusatzbeweidung mit Mutterkühen und Wasserbüffeln ist in Bezug auf die (konkurrenzschwachen) Zielarten sinnvoll. Ob zu der flächigen Ganzjahresbeweidung mit Pferden auch Rinder in Frage kommen, ist, nicht zuletzt im Hinblick auf die Gebietsbesucher*innen, abzuwägen, aus Sicht der Zielarten jedoch sinnvoll.

Grundsätzlich sollte auf eine zielführende Bestandsdichte geachtet werden. So sollte zum einen gewährleistet sein, dass ein Mosaik unterschiedlicher Vegetationsstrukturen entsteht bzw. erhalten bleibt, welches weidesensitiveren Arten, wie möglicherweise bei *Veronica longifolia* der Fall, Nischen bietet. Gleichzeitig können stärker beweidete Bestände konkurrenzschwachen Zielarten eine konkurrenzarme Umwelt bieten.

Da die Besatzdichte der Pferde zum Zeitpunkt der Arbeit als gering einzuschätzen ist und an den Populationen der Zielarten, auch auf Flächenteilen mit höherem Weidedruck, keine Schädigung zu erkennen ist, besteht derzeit kein Grund zur Reduktion der Besatzdichte. Jedoch sollte *Veronica longifolia* weiterhin Beobachtet werden, um bei negativen Bestandstrends rechtzeitig eingreifen zu können. Zur Beobachtung der Zielarten bietet sich die Wiederholung der vorliegenden Arbeit an. Da, insbesondere in Verbindung mit der Auflösung der Wald-Offenland-Grenze, nicht unmittelbar mit einer drastischen Veränderung der Abundanzen der Zielarten zu rechnen ist, dürfte ein mehrjähriger Wiederholungsturnus ausreichen – ein grundlegendes Vegetationsökologisches Monitoring wird von Projektseite derzeit ausgeführt.

Sollte die saisonale Zusatzbeweidung mit Mutterkühen und Wasserbüffeln aufgelassen werden, ist auf ausreichend hohen Weidedruck durch Pferde zu achten. Besonders im Kontext derzeit verfilzter und/oder dichter Bestände ist die Förderung der Zielarten mit steigender Besatzdichte wahrscheinlich. Wird die Zusatzbeweidung beibehalten, sollte darauf geachtet werden, dass es zu keiner zu großflächigen Überbeweidung kommt.

Auf lange Sicht gesehen dürfte jedoch weniger die übergenaue Anpassung der Besatzdichte, sondern viel mehr die Frage nach ausreichender Wasserversorgung und einem intakten Hochwasserregime die entscheidende Rolle spielen. Sollten auch die kommenden Jahre derart Niederschlags- und Überschwemmungsarm wie die vergangenen Jahre ausfallen, dürfte sich dies negativ auf die Populationen der Zielarten auswirken. Im Monitoring und Flächenmanagement sollte das berücksichtigt werden.

15 Forschungs-Empfehlungen

Die vorliegende Arbeit hat einen Grundstein für das Monitoring (ausgewählter) Pflanzenarten gelegt. Weitere Arbeiten können die dauerverorteten Aufnahmeflächen erneut untersuchen und belastbare Langzeitdaten schaffen.

Dabei sollte *Veronica longifolia*, als möglicherweise weidesensitiver Art, besondere Aufmerksamkeit zukommen. Denkbar wäre z. B. auch die selektive Erfassung der Bestände einiger weniger Arten mit einem weniger auf Zufall basierenden Aufnahmedesign. Dadurch können Arten, die sich klonal fortpflanzen, wie z. B. auch *Euphorbia lucida*, repräsentativer erfasst werden.

Interessant scheint die detailliertere Betrachtung von Edge-Flächen. Hier sind deutliche Veränderungen in der Vegetationszusammensetzung in Folge der zu erwartenden Auflösung der Wald-Offenland-Grenzen bzw. Gehölz-Offenland-Grenze zu erwarten. Anzuraten ist dabei die Ausformulierung konkreter Anforderungen an mögliche Aufnahmeflächen, um die Vergleichbarkeit der sehr unterschiedlichen Gehölzränder zu erhöhen.

Außerdem könnten die erhobenen Zielarten-Daten, mit der räumlichen Aktivität der Pferde abgeglichen werden – Geodaten werden bereits in einem Projekt mit besonderer Leitstute erhoben.

Spannend wäre darüber hinaus eine gezielte Untersuchung der Sutteln. Diese kleinräumigen und beim Vergleich teils sehr heterogenen Geländevertiefungen können sich möglicherweise, vor allem bei zunehmender Sommertrockenheit, zu einem Refugium einiger Auwiesen-Arten entwickeln.

Außerdem könnten seltene Arten wie *Armeria elongata*, *Trifolium retusum* und *T. striatum*, die auf Trockenrasen der Weidefläche (hochgelegene Bereiche der „Bad Wiese“) vorkommen, gezielten Untersuchungen unterzogen werden. Die besonderen standörtlichen Gegebenheiten der „Bad Wiese“ legen eine Dauerbeobachtung nahe, lassen sich vergleichbare gemähte Flächen doch nur schwer finden.

16 Quellangaben

16.1 Literatur

- AICHELE, D. & SCHWEGLER, H.-W. (2000) Die Blütenpflanzen Mitteleuropas. Franckh-Kosmos Verlag, Stuttgart.
Band 1 – Einführung. 536 S.
Band 2 – Nacktsamer bis Schmetterlingsblütengewächse. 544 S.
Band 3 – Rosenähnliche bis Rötengewächse. 576 S.
Band 4 – Lippenblütlerähnliche bis Korbblütlerähnliche. 528 S.
Band 5 – Schwanenblumengewächse bis Wasserlinsengewächse. 527 S.
- AMMER, C., VOR, T., KNOKE, T. & WAGNER, S. (2010) Der Wald-Wild-Konflikt: Analyse und Lösungsansätze vor dem Hintergrund rechtlicher, ökologischer und ökonomischer Zusammenhänge. Göttingen University Press, Göttingen. 202 S.
- AMT DER STEIERMÄRKISCHEN LANDESREGIERUNG FACHABTEILUNG 13C NATURSCHUTZ (Hrsg.) (2008) Biotoptypenkatalog der Steiermark. Graz. 505 S.
- BARTH, U., GREGOR, T., LUTZ, P., NIEDERBICHLER, C., PUSCH, J., WAGNER, A. & WAGNER, I. (2000) Zur Bedeutung extensiv beweideter Nassstandorte für hochrangig bestandsbedrohte Blütenpflanzen und Moose. *Natur und Landschaft*, 7. S. 292–300.
- BESSE, V. (2006) Phänologie ausgewählter Arten der Überschwemmungswiesen an der March. Universität Wien, Wien. 108 S.
- BOBEK, H., KURZ, W. & ZWITTKOVITS, F. (1971) Klimatypen 1:1,000,000. Blatt III/9 des Österreich-Atlas. Österreichische Akademie der Wissenschaft (Hrsg.). Wien.
- BORHIDI, A.L. (1995) Social behaviour types, the naturalness and relative indicator values of the higher plants in the Hungarian Flora. *Acta Botanica Hungarica*, 39. S. 97–181.
- BRAUN-BLANQUET, J. (1964) Pflanzensoziologie, Grundzüge der Vegetationskunde. 3. Aufl. Springer Verlag, Wien, New York. 865 S.
- BRESISNKY, A., JAROSCH, B., KÖRNER, C. & STRASBURGER, E. (2008) Strasburger - Lehrbuch der Botanik. 36. Aufl. Spektrum, Akad. Verlag, Heidelberg. 1192 S.
- BRIEMLE, G., ECKERT, G. & NUSSBAUM, H. (1999) Wiesen und Weiden. In: U. Hampicke, R. Böcker & W. Konold (Hrsg.) (1999) *Handbuch Naturschutz und Landschaftspflege*. Wiley-VCH, Weinheim, Germany. S. 57.
- BRIEMLE, G., NITSCHKE, S. & NITSCHKE, L. (2002) Nutzungswertzahlen für Gefäßpflanzen des Grünlandes. *Schriftenreihe für Vegetationskunde*, 38. S. 203–225.
- BUNZEL-DRÜKE, M., BÖHM, C. & ELLWANGER, G., FINCK, P., GRELL, H., HAUSWIRTH, L., HERMANN, A., JEDICKE, E., JOEST, R., KÄMMER, G., KÖHLER, M., KOLLIGS, D., KRAWCZYNSKI, R., LORENZ, A., LUICK, R., MANN, S., NICKEL, H., RATHS, U., REISINGER, E., RIECKEN, U., RÖSSLING, H., SOLLMANN, R., SSYMANK, A., THOMSEN, K., TISCHEW, S., VIERHAUS, H., WAGNER, H.-G. & ZIMBALL, O. (2015) Naturnahe Beweidung und NATURA 2000: Ganzjahresbeweidung im Management von Lebensraumtypen und Arten im europäischen Schutzgebietssystem NATURA 2000. Heinz-Sielmann-Stiftung (Hrsg.), Duderstadt. 292 S.
- BUNZEL-DRÜKE, M., BÖHM, C., FINCK, P., KÄMMER, G., LUICK, R., REISINGER, E., RIECKEN, U., RIEDL, J., SCHARF, M. & ZIMBALL, O. (2009) *Wilde Weiden: Praxisleitfaden für*

- Ganzjahresbeweidung in Naturschutz und Landschaftsentwicklung. 2. Aufl.
Arbeitsgemeinschaft Biologischer Umweltschutz im Kreis Soest e.V. (ABU) (Hrsg.).
Bad Sassendorf-Lohne. 215. S.
- BUNZEL-DRÜKE, M., DRÜKE, J. & VIERHAUS, H. (2001) Der Einfluß von Großherbivoren auf
die Naturlandschaft Mitteleuropas. 9 S.
- BUNZEL-DRÜKE, M., GEYER, H.J. & HAUSWIRTH, L. (2003) Neue Wildnis in der Lippeaue.
LÖBF-Mitteilungen. 4/2003. S. 33–39.
- BURKART, M., HÖLZEL, N. & LEYER, I. (2004): 2. Cnidion dubii Balátová-Tulácková 1966
nom. mut. Propos. – Brenndolden-Auenwiesen. In: DIERSCHKE, H. et al. (2004)
Synopsis der Pflanzengesellschaften Deutschlands. Heft 9. Molinio-Arrhenatheretea
(E1). Kulturgrasland und verwandte Vegetationstypen. Teil 2: Molinietalia, Futter- und
Streuwiesen feucht-nasser Standorte und Klassenübersicht Molinio-Arrhenatheretea. S.
46–61.
- COSYNS, E. (2004): Ungulate seed dispersal: Aspects of endozoochory in a semi-natural
landscape. Dissertation. Gent University, Belgium. 178 S.
- DIERSCHKE, H., BRIEMLE, G. & KRATOCHWIL, A. (2002) Kulturgrasland: Wiesen, Weiden und
verwandte Staudenfluren. Ökosysteme Mitteleuropas aus geobotanischer Sicht. Ulmer,
Stuttgart. 239 S.
- EGGER (2016a) I Projektbeschreibung. In: EGGER et al. (2016): Pferdeweide Marchegg –
Jahresbericht 2016, Bericht des WWF Österreich im Rahmen des LIFE+ Projekts
10/NAT/AT/015 Renaturierung Untere March-Auen. Wien. S. 4–7.
- EGGER (2016b) VII Vegetationsmonitoring 2014–2016. In: EGGER et al. (2016): Pferdeweide
Marchegg – Jahresbericht 2016, Bericht des WWF Österreich im Rahmen des LIFE+
Projekts 10/NAT/AT/015 Renaturierung Untere March-Auen. Wien. S. 49–60.
- EGGER, G. (2017b) VII Vegetationsmonitoring 2014-2017. In: EGGER, G. et al. (2017)
Pferdeweide Marchegg – Jahresbericht 2017, Bericht des WWF Österreich im Rahmen
des LIFE+ Projekts 10/NAT/AT/015 Renaturierung Untere March-Auen. Wien. S. 68–
78.
- EGGER, G. GLANZ, R. & SVOBODA, L. (2016b) II Weidebericht 2016. In: EGGER et al.
(2016): Pferdeweide Marchegg – Jahresbericht 2016, Bericht des WWF Österreich im
Rahmen des LIFE+ Projekts 10/NAT/AT/015 Renaturierung Untere March-Auen. Wien.
S. 8–14.
- EGGER, G., BARTOSCH, M., HELM, N., KRAUS, R., SCHNEIDER, F., STELZHAMMER, M.,
SUMMER, L., SVOBODA, L., WESTERHOF, J. & ZUNA-KRATKY, T. (2017a) Pferdeweide
Marchegg – Jahresbericht 2017, Bericht des WWF Österreich im Rahmen des LIFE+
Projekts 10/NAT/AT/015 Renaturierung Untere March-Auen. Wien. 80 S.
- EGGER, G., GLANZ, R., KRISCHEL, S., RAZUMOVSKY, N., SCHNEIDER, F., SVOBODA, L. &
ZUNA-KRATKY, T (2016a) Pferdeweide Marchegg – Jahresbericht 2016. Bericht des
WWF Österreich im Rahmen des LIFE+ Projekts 10/NAT/AT/015 Renaturierung
Untere March-Auen. Wien. 62 S.
- EGGER, G., HELM, N., SVOBODA, L. & WESTERHOF, J. (2017a) II Beweidung 2017. In:
EGGER, G., et al. (2017) Pferdeweide Marchegg – Jahresbericht 2017, Bericht des WWF
Österreich im Rahmen des LIFE+ Projekts 10/NAT/AT/015 Renaturierung Untere
March-Auen. Wien. S. 10–15.

- EGGER, G., HELM, N., SVOBODA, L. & WESTERHOF, J. (2017b) Zusammenfassung. In: Perde-
weide Marchegg – Jahresbericht 2017, Bericht des WWF Österreich im Rahmen des
LIFE+ Projekts 10/NAT/AT/015 Renaturierung Untere March-Auen. Wien. S. 3–4.
- ELLENBERG, H. (1986) Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer Sicht. 4. Aufl.
Ulmer, Stuttgart. 989 S.
- ELLENBERG, H., WEBER, H.E., DÜLL, R., WIRTH, V. & WERNER, W. (2001) Zeigerwerte von
Pflanzen in Mitteleuropa. 3. Aufl. Erich Goltze KG, Göttingen. 248 S.
- ELLMAUER, T., & MUCINA, L. (1993) Molinio-Arrhenatheretea. In: MUCINA, L., GRABHERR,
G. & ELLMAUER, T. (Hrsg.) (1993) Die Pflanzengesellschaften Österreichs. Teil I:
Anthropogene Vegetation. Gustav Fischer Verlag, Jena. S. 297-401.
- ESSL, F. (2005): 6440 Brenndolden-Auenwiesen (*Cnidion dubii*). In: 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. S. 264-272.
- ESSL, F., EGGER, G., KARRER, G., THEISS, M. & AIGNER, S. (2004) Rote Liste der
gefährdeten Biotoptypen Österreichs. Grünland, Grünlandbrachen und Trockenrasen;
Hochstauden- und Hochgrasfluren, Schlagfluren und Waldsäume; Gehölze des
Offenlandes und Gebüsche. unveröffentlicht. NWV, Neuer Wissenschaftlicher Verlag,
Wien. 176 S.
- EULLER, K., ZMELIK, K., SCHNEIDERGRUBER, A., WRBKA & T., KORNER, I. (2014)
Auswirkungen der Beweidung in der Bewahrungszone des Nationalparks
Neusiedlersee-Seewinkel – Eine statistische Analyse der Vegetationsdaten des
Dauerflächenmonitorings. Acta ZooBot Austria 150/151. S. 41–62.
- FARKAS, J. (1995) Die Geschichte der Flußregulierung. In: Trilaterale Konferenz -
Revitalisierung der March-Thaya-Auen. 28. - 29.07.1995 in Nikolsburg. S. 2-6.
- FINK, M. (1999) Zur Geographie des unteren March-Thaya-Gebietes. In:
UMWELTBUNDESAMT (Hrsg.) (1999) Fließende Grenzen, Lebensraum March-Thaya
Auen. Umweltbundesamt, Wien. S. 15–24.
- FISCHER, A. (1992) Das Leistungspotential der Natur als wesentliches Kriterium bei der
Formulierung grundlegender Zielvorstellungen des Naturschutzes?. In: BAYERISCHE
AKADEMIE FÜR NATURSCHUTZ UND LANDSCHAFTSPFLEGE (ANL) (Hrsg.) (1991) Wald
oder Weideland – Zur Naturgeschichte Mitteleuropas. Laufener Seminarbeiträge 2/92.
Augsburg. S. 35–44.
- FISCHER, M. A. & KÄSTNER, A. (2011) Porträts ausgewählter seltener österreichischer
Gefäßpflanzenarten (IV): (31) bis (41). In: VEREIN ZUR ERFORSCHUNG DER FLORA
ÖSTERREICHS (2011) Neilreichia 6. S.123–164.
- FISCHER, M.A., OSWALD, K. & ADLER, W. (2008) Exkursionsflora für Österreich,
Liechtenstein und Südtirol. 3. Aufl. OÖ Landesmuseum, Linz. 1392 S.
- GEISER, R. (1992) Auch ohne Homo sapiens wäre Mitteleuropa von Natur aus eine halboffene
Weidelandschaft. Laufener Seminarbeiträge, 2/92. Laufen/Salzbach. S. 22-34.
- GEISSLER, K. (2007) Lebensstrategien seltener Stromtalpflanzen: Autökologische
Untersuchung von *Cnidium dubium*, *Gratiola officinalis* und *Juncus atratus* unter

- besonderer Berücksichtigung ihrer Stressresistenz. Dissertation, Universität Potsdam, Potsdam. 176 S.
- GLAVAC, V. (1996) Vegetationsökologie: Grundfragen, Aufgaben, Methoden. Fischer, Jena. 358 S.
- HEMM, K. (2011) 2. Wiederholungsuntersuchung der pflanzensoziologischen Dauerbeobachtungsflächen im Bereich der Wildpferdekoppel des FFH-Gebiets US-Militärgelände bei Großbauheim (5819-309). 17. S.
- HOLZER, T., EGGER, G. & NEUHAUSER, G. (2015) Pferdeweide Schlosswiese Marchegg. Umsetzungskonzept. Machbarkeitsstudie im Zuge des EU Life Projekts Renaturierung Untere March-Auen. 50 S.
- HUTCHINGS, M. J. (1991) Monitoring plant populations: census as an aid to conservation. In: GOLDSMITH B. (1991) Monitoring for Conservation and Ecology. Springer Netherlands, Dordrecht. S. 61-76.
- JÄGER, E. J. (2011) (Hrsg.) Rothmaler Exkursionsflora von Deutschland. Band 3: Gefäßpflanzen: Atlasband: mit 2814 abgebildeten Arten. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg. 753 S.
- KORNER, I., WRBKA, T., STAUDINGER, M. & BÖCK, M. (2008) Beweidungsmonitoring im Nationalpark Neusiedler See – Seewinkel Ergebnisse der vegetationsökologischen Langzeitmonitoring-Studie 1990 bis 2007. Abh. Zoologisch-Botanische Gesellschaft Österreich 37. S. 1–84.
- KOTOROVÁ, I. & LEPŠ, J. (1999) Comparative ecology of seedling recruitment in an oligotrophic wet meadow. *Journal of Vegetation Science*, 10, 2. S. 175–186.
- LAPIN, K. (2010) Die Entwicklung der Lebensraumdiversität der Gemeinde Marchegg mit vegetationskundlichem Schwerpunkt. Masterarbeit, Universität für Bodenkultur, Wien. 118 S.
- LAZOWSKI, W. (1999) Böden. In: UMWELTBUNDESAMT (Hrsg.) (1999) Fließende Grenzen, Lebensraum March-Thaya Auen. Wien. S. 51–53.
- MANN, S. & TISCHEW, S. (2015) Brenndolden-Auenwiesen. In: BUNZEL-DRÜKE, M. et al. (2015) Naturnahe Beweidung und NATURA 2000: Ganzjahresbeweidung im Management von Lebensraumtypen und Arten im europäischen Schutzgebietssystem NATURA 2000. Heinz-Sielmann-Stiftung (Hrsg.), Duderstadt. S. 107–111.
- NEUHAUSER, G. (1999) Urzustand. In: UMWELTBUNDESAMT (Hrsg.) (1999) Fließende Grenzen, Lebensraum March-Thaya Auen. Wien. S. 55–56.
- NEUHAUSER, G. & WURZER, A. (1999) Offene Flur. In: UMWELTBUNDESAMT (Hrsg.) (1999) Fließende Grenzen, Lebensraum March-Thaya Auen. Wien. S. 156–180.
- NIKLFIELD, H., SCHRATT-EHRENDORFER, L. (1999): Rote Liste gefährdeter Farn- und Blütenpflanzen (Pteridophyta und Spermatophyta) Österreichs. 2. Fassung. In: NIKLFELD, H. (Hrsg.): Rote Listen gefährdeter Pflanzen Österreichs. 2. Aufl. Grüne Reihe des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie, Band 10. Graz, austriam edien service: 33–152.
- OBERDORFER, E. (2001) Pflanzensoziologische Exkursionsflora für Deutschland und angrenzende Gebiete. 8. Aufl. Ulmer Verlag, Stuttgart. 1051 S.
- OXSANEN, J., BLANCHET, F.G., KINDT, R., LEGENDRE, P., MINCHIN, P.R., O'HARA, R.B.,

- SIMPSON, G. L., SOLYMOS, P., STEVENS, M. H. & WAGNER, H. (2018) Package vegan. Community ecology package, version 2.4-6. 292 S.
- PANTEL, N. (2012) Beweidungsprojekt Stadtwald Augsburg. Sicherung national bedeutsamer präalpiner Kiefernwälder auf Flusschottern. Abschlussbericht der Pilotphase von 2007 bis 2011. Landschaftspflegeverband Stadt Augsburg e. V. (Hrsg.). 96 S.
- PAUER, E. (2005) Trockenstandorte (Parzen) in den Auen des unteren Marchtales (Niederösterreich) - Bodenkundliche und geobotanische Untersuchungen. Diplomarbeit, Universität Wien, Wien. 136 S.
- PLENK, S. & WEBER, A.-M. (1992) Rückgang und vegetationsökologische Beurteilung der Feuchtwiesen der Marchniederung bei Drösing. Zoologisch-Botanische Gesellschaft in Österreich (hrsg.). Verhandlungen der Zoologisch-Botanischen Gesellschaft in Österreich, 129. S. 1–33.
- RADLMAIR, S. & DOLEK, M. (2002) Auswirkung der Beweidung auf die Insektenfauna von Feuchtgrünland unter besonderer Berücksichtigung von Tagfaltern und Heuschrecken. Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL) (Hrsg.). Laufener Seminarbeiträge 1/02. Augsburg. S. 23–34.
- REGIERUNGSPRÄSIDIUM GIESSEN (2017) Pferdebeweidung aus Sicht des Naturschutzes – Anregungen und Informationen zur Weideführung für Pferdehalterinnen und Pferdehalter. Regierungspräsidium Gießen, Obere Naturschutzbehörde – Dezernat 53.3 Forsten und Naturschutz III (Hrsg.). Gießen. 16 S.
- REICHELT, G. & WILMANN, O. (1973) Vegetationsgeographie. Westermann, Braunschweig. 210 S.
- REISINGER, E. (2005) Perspektiven großflächiger Beweidungssysteme für den Naturschutz: „Lüneburger Erklärung zu Weidelandschaften und Wildnisgebieten“. In: DEUTSCHE LANDESKULTURGESELLSCHAFT (DLKG) (2005): Neue Chancen für die Integrierte Ländliche Entwicklung durch die EU -Verordnung ELER? 26. Bundestagung, Göttingen. S. 19.
- RIECKEN, U., M. BUNZEL-DRÜKE, U. DIERKING, P. FINCK, W. HÄRDTLE, G. KÄMMER, E. REISINGER & SANDKÜHLER, J. (2004) Perspektiven großflächiger Beweidungssysteme für den Naturschutz: „Lüneburger Erklärung zu Weidelandschaften und Wildnisgebieten“. In: FINCK, P., HÄRDTLE, W., REDECKER, B., & RIECKEN, U. (Hrsg.) Weidelandschaften und Wildnisgebiete – Vom Experiment zur Praxis. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz. 78: S. 527-539.
- SCHEIBLHOFER, J. (2009) Vegetationsausstattung und Landschaftsstruktur kontinentaler Tieflandauen am Beispiel der unteren March - Ein Beitrag zur Verbesserung der Schnittstellenfähigkeit vegetationsökologischer Erhebungen im Zuge einer interdisziplinären naturschutzfachlichen Bewertung. Diplomarbeit, Universität Wien, Wien. 83 S.
- SCHAICH, H. (2009) Zukunftsfähige Auenlandschaften durch Wiedervernässung und Beweidung? Interdisziplinäre Analyse einer Renaturierungsmaßnahme am Beispiel des Syrtals (Luxemburg). Dissertation, Albert-Ludwigs-Universität, Freiburg im Breisgau. 200 S.
- SCHEUERER, M. (1999): Abschlußbericht zum Umsetzungsprojekt „Artenhilfsprogramm für stark bedrohte Pflanzenarten in den Landkreisen Straubing-Bogen, Deggendorf und Dingolfing-Landau“, Projektphase VI 1998 mit einer Zusammenstellung der

- Maßnahmen über den gesamten Projektzeitraum 1993 bis 1998. I. A. des Landesamtes für Umweltschutz, München.
- SCHNEIDER, F. & RAZUMOVSKY, N. (2016): IV Wildwechselmonitoring. In: EGGER et al. (2016): Pferdeweide Marchegg – Jahresbericht 2016, Bericht des WWF Österreich im Rahmen des LIFE+ Projekts 10/NAT/AT/015 Renaturierung Untere March-Auen. Wien. S. 19–28.
- SCHRATT-EHRENDORFER, L. (1999a) Anhang 2 – Gefährdete Farn- und Blütenpflanzen des österreichischen March-Thaya-Tales. In: UMWELTBUNDESAMT (Hrsg.) (1999) Fließende Grenzen, Lebensraum March-Thaya Auen. Wien. S. 353–361.
- SCHRATT-EHRENDORFER, L. (1999b) Die Wiesen im Naturreservat Marchegg - Kurzbeschreibungen, Artenbestand und Pflegevorschläge.
- SCHRATT-EHRENDORFER, L. (1999c) Zur Flora und Vegetation des österreichischen March- und Thaya-Tales. In: UMWELTBUNDESAMT (Hrsg.) (1999) Fließende Grenzen, Lebensraum March-Thaya Auen. Wien. S. 181–202.
- SCHRATT-EHRENDORFER, L. & PAUER, E. (2007) Lange Luss II: Nachhaltige Bewirtschaftung im Überflutungsraum - Naturschutzfachliche Expertise. Naturschutzbund Niederösterreich (Hrsg.). 113 S. Wien.
- SSYMAN, A., RATHS, U., JEDICKE, E. & LUICK R. (2015) FFH-Lebensraumtypen in Deutschland : Bezeichnung, Flächengrößen und Beziehung zu Beweidung. Tabelle in: BUNZEL-DRÜKE, M. et al. (2015) Naturnahe Beweidung und NATURA 2000: Ganzjahresbeweidung im Management von Lebensraumtypen und Arten im europäischen Schutzgebietssystem NATURA 2000. Heinz-Sielmann-Stiftung (Hrsg.), Duderstadt. S. 48 -53.
- TISCHEW, S. & MANN, S. (2010) Die Entwicklung von ehemaligen Ackerflächen unter extensiver Beweidung (Wulfener Bruch). *Herynia N. F.* S. 119–147.
- TRAXLER, A. (1997) Handbuch des Vegetationsökologischen Monitorings – Methoden, Praxis, angewandte Projekte – Teil A: Methoden. Umweltbundesamt, Wien. 397 S.
- TRAXLER, A., ZECHMEISTER, H., MINARZ, E. & ESSL, F. (2005) Moore, Sümpfe und Quellfluren. In: TRAXLER, A., et al. (2005) Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen Österreichs. Moore, Sümpfe und Quellfluren; Hochgebirgsrasen, Polsterfluren, Rasenfragmente und Schneeböden; Äcker, Ackerraine, Weingärten und Ruderalfluren; Zwergstrauchheiden; Geomorphologisch geprägte Biotoptypen. Umweltbundesamt GmbH (Hrsg.). NWV, Neuer Wissenschaftlicher Verlag, Wien. S. 22–47.
- UNTERLADSTETTER, V. (2019) *Veronica maritima* – Langblättriger Ehrenpreis (Plantaginaceae), gefährdete Stromtalpflanze und Blume des Jahres 2018. Jahrbuch Bochumer Botanischer Verein. S. 246–257.
- VERA, F.W.M. (2000) *Grazing ecology and forest history*. CABI Pub, Wallingford, Oxon, New York. 506 S.
- WASSERSTRASSENDIREKTION & SLOVENSKÝ VODOHOSPODÁRSKY PODNIK (Hrsg.) (2000): KWM 1996 - Die kennzeichnenden Wasserstände der March in der österreichisch-slowakischen Grenzstrecke. Wien, Bratislava. 18 S.
- ZULKA, K.P. & LAZOWSKI, W. (1999) Hydrologie. In: UMWELTBUNDESAMT (Hrsg.) (1999) Fließende Grenzen, Lebensraum March-Thaya Auen. Wien. S. 24–50.

ZUNA-KRATKY, T. (2015) Abgrenzung und Zustandsbewertung von Brenndolden-Auenwiesen in den March-Thaya-Auen. 18 S.

16.2 Internet

- BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (BFN) (2019a) Biotopmanagement: Alternative Strategien des Naturschutzes für die Landschaftsentwicklung. Online in Internet: URL: <https://www.bfn.de/themen/biotop-und-landschaftsschutz/biotopmanagement.html> [abgerufen 8.1.2019].
- BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (BFN) (2019b) Halboffene Weidelandschaften. Online in Internet: URL: <https://www.bfn.de/themen/biotop-und-landschaftsschutz/biotopmanagement/weidelandschaften.html> [abgerufen 8.1.2019].
- BUNDESMINISTERIUM NACHHALTIGKEIT UND TOURISMUS (BMNT) (2018) WISA – Wasser Informationssystem AUSTRIA. Online in Internet: URL: https://maps.wisa.bmnt.gv.at/gewaesserbewirtschaftungsplan-2015/?g_card=ngp_owk&g_search=500020001# [abgerufen 10.3.2019]
- HEIN, C., HILLER, G., KRETSCHMER, R., KÖHLER, M. (2011): Verbesserung des Erhaltungszustandes von Kalkmagerrasen durch standortangepasste Beweidungskonzepte im NSG Tote Täler bei Freyburg. Vortrag im Rahmen des SALVERE-Workshop vom 18.05.2011. Bernburg. Online in Internet: http://www.offenlandinfo.de/fileadmin/user_upload/Vortraege/vortrag_08.pdf [abgerufen 10.3.2019].
- IPNI (INTERNATIONAL PLANT NAMES INDEX) (Hrsg.) (2005): Plant Name Query Results. Online in Internet: URL: http://www.ipni.org/ipni/advPlantNameSearch.do?find_family=&find_genus=Veronica&find_species=&find_infrafamily=&find_infragenus=&find_infraspecies=&find_authorAbbrev=&find_includePublicationAuthors=on&find_includePublicationAuthors=off&find_includeBasionymAuthors=on&find_includeBasionymAuthors=off&find_publicationTitle=&find_isAPNIRecord=on&find_isAPNIRecord=false&find_isGCIRRecord=on&find_isGCIRRecord=false&find_isIKRecord=on&find_isIKRecord=false&find_rankToReturn=all&output_format=normal&find_sortByFamily=on&find_sortByFamily=off&query_type=by_query&back_page=plantsearch [abgerufen 29.1.2019].
- KLOTZ, S., KÜHN, I., DURKA, W. (2002): BIOLFLOR - Eine Datenbank zu biologisch-ökologischen Merkmalen der Gefäßpflanzen in Deutschland. - Schriftenreihe für Vegetationskunde 38. Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.). Bonn. Online in Internet: URL: <http://www2.ufz.de/biolflor/index.jsp> [abgerufen 3.4.2017].
- OPENSTREETMAP-MITWIRKENDE (2019): Tiles style by Humanitarian OpenStreetMap Team, hosted by OpenStreetMap France. Online in Internet: URL: <https://www.openstreetmap.org/#map=10/48.2127/16.6890&layers=H> [abgerufen 11.2.2019], verändert.
- VIADONAU- ÖSTERREICHISCHE WASSERSTRASSEN-GESELLSCHAFT MBH (2015) Life+ Projekt Untere March Auen. [Http://life-march.at/](http://life-march.at/) [abgerufen 18.1.2019].
- ZAHN, A. (2014a) Beweidung im Wald. - In: BURKART-AICHER, B. et al., Online-Handbuch Beweidung im Naturschutz. Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL). Online in Internet: URL: <https://www.anl.bayern.de/fachinformationen/beweidung/handbuchinhalt.htm>. [abgerufen 11.12.2018].

- ZAHN, A. (2014b) Einführung in die naturschutzorientierte Beweidung - In: BURKART-AICHER, B. et al., Online-Handbuch Beweidung im Naturschutz. Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL). Online in Internet: URL: https://www.anl.bayern.de/fachinformationen/beweidung/2_einfuehrung_beweidung.htm [abgerufen 16.2.2019].
- ZAHN, A. & ZEHM, A. (2016) Beweidung mit Pferden - In: BURKART-AICHER, B. et al., Online-Handbuch Beweidung im Naturschutz. Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL). Online in Internet: URL: https://www.anl.bayern.de/fachinformationen/beweidung/7_3_pferdebeweidung.htm [abgerufen 16.2.2019].
- ZENTRALANSTALT FÜR METEOROLOGIE UND GEODYNAMIK (ZAMG) (2019a) Klimamonitoring. Online in Internet: URL: <https://www.zamg.ac.at/cms/de/klima/klima-aktuell/klimamonitoring/?station=2601¶m=rr&period=period-ym-2017-05&ref=3> [abgerufen 21.1.2019].
- ZENTRALANSTALT FÜR METEOROLOGIE UND GEODYNAMIK (ZAMG) (2019b) Klimamonitoring. Online in Internet: URL: <https://www.zamg.ac.at/cms/de/klima/klima-aktuell/klimamonitoring/?station=2601¶m=rr&period=period-ym-2017-08&ref=3> [abgerufen 21.1.2019].

16.3 Richtlinien

- Anhang I der FFH-Richtlinie (Richtlinie 92/43/EWG des Rates zur Erhaltung der Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen) vom 21. Mai 1992, Abl. Nr. L 206, S. 7.
99. Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über die Festlegung des ökologischen Zustandes für Oberflächengewässer (Qualitätszielverordnung Ökologie Oberflächengewässer – QZV Ökologie OG). Ausgegeben am 29. März 2010

16.4 Mündliche Mitteilungen

- EGGER, G. (2017a) mündliche Mitteilung am 29.03.2017.
- EGGER, G. (2018) mündliche Mitteilung am 12.02.2018.
- SCHRATT-EHRENDORFER, L. (2017) mündliche Mitteilung am 27.03.2017.
- WRBKA, T. (2017) mündliche Mitteilung am 29.03.2017.

16.5 Software

- MICROSOFT ACCESS (2007) Datenbanksoftware, Version 2007. Microsoft Corporation, Redmond, USA.
- ENVIRONMENTAL SYSTEMS RESEARCH INSTITUTE (ESRI) (2017) ArcMap Desktop: Release 10.5.1 Redlands, CA: Environmental Systems Research Institute.
- OKSANEN, J., BLANCHET, F. G., FRIENDLY, M., KINDT, R., LEGENDRE, P., MCGLINN, D., MINCHIN, P. R., O'HARA, R. B., SIMPSON, G. L., SOLYMOS, P., STEVENS, M. H. H., SZOECs, E., WAGNER, H. (2018) vegan: Community Ecology Package. R package. version 2.4-6. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>
- R DEVELOPMENT CORE TEAM (2014) R: A language and environment for statistical computing. Wien, R Foundation for Statistical Computing.
- VENABLES, W. N. & RIPLEY, B. D. (2002) Modern Applied Statistics with S. Fourth Edition. Springer, New York.

16.6 Daten

- BUCHLEITNER, E. (Jahr unbekannt) Waldwirtschaftsplan für die Forstverwaltung Naturresevat Marchauen, Laufzeit von 2011 bis 2020. 48 S. Unveröffentlichte Geo-Daten. Zur Verfügung gestellt von WWF-Österreich.
- EGGER, G., ENGLISCH, T., ENZENHOFER, K., NIKLFELD, H., STAUDINGER, M., STELZHAMMER, M., STEINER, H., WERLING, M., ZUNA-KRATKY, T. (2014) Pflanzenarten-Datenbank des WWF-Österreich. Unveröffentlicht. Erstellt im Rahmen von Renaturierung Untere March-Auen, Life+ 10NAT/AT/015. Katalog prioritärer Pflanzenarten. Zwischenbericht: Mai 2014. Bericht des WWF Österreich. 183 S.
- STELZHAMMER, M., EGGER, G., BIERBAUM, M., DENNER, M. (2014) Biotoptypenmonitoring. Unveröffentlichte Geo-Daten. Zur Verfügung gestellt von WWF-Österreich.

Anhang I – Aufnahmebogen

Aufnahmebogen Individuenzählung – Kombierter Bogen (Mai u. August)

Grundbogen									
Nr.	Ort:					Datum:			
Nr. 1. Aufn.:									
Bewirtschaftung:					Bearbeiter:				
Bemerkungen:					WP-Nr. (1. Aufn = 2. Aufn):				
					FID Point (nur wenn neue Fläche):				
					Tats. Aufn. Position (nur wenn neu verortet)				
					WP-NR.:				
					N				
					E				
Foto-ID:					Skizze Kreuzpeilung				
BT bestätigt:	JA	NEIN → BT:							
Bei edge : angrenz. Ghölzb.	Richtung:								
	Höhe:								
	Dom. Art:								
Deckung Gehölzaufwuchs:									
Deckung Neophyten									
Schicht									
	Baum	Strauch	Kraut	Moos	Filz	Offenb.	Fäces		
Höhe/Schicht									
Deckung/Schicht									
Deckung Gesamt									

Zielart-Bogen		
Art (Mai)	Wert	Artspezifische Bemerkung
<i>Cardamine parviflora</i>		
<i>Cerastium dubium</i>		
<i>Clematis integrifolia</i>		
<i>Euphorbia lucida</i>		
<i>Gratiola officinalis</i>		
<i>Leucojum aestivum</i>		
Art (August)	Wert	Artspezifische Bemerkung
<i>Allium angulosum</i>		
<i>Cnidium dubium</i>		
<i>Veronica maritima</i>		

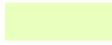
© Florian Schneider

Untersuchte Fluren
Flur-Namen

Legende

-  Zaun Weidefläche
-  Rundwanderwege
-  Aufnahmefläche mit Kennung

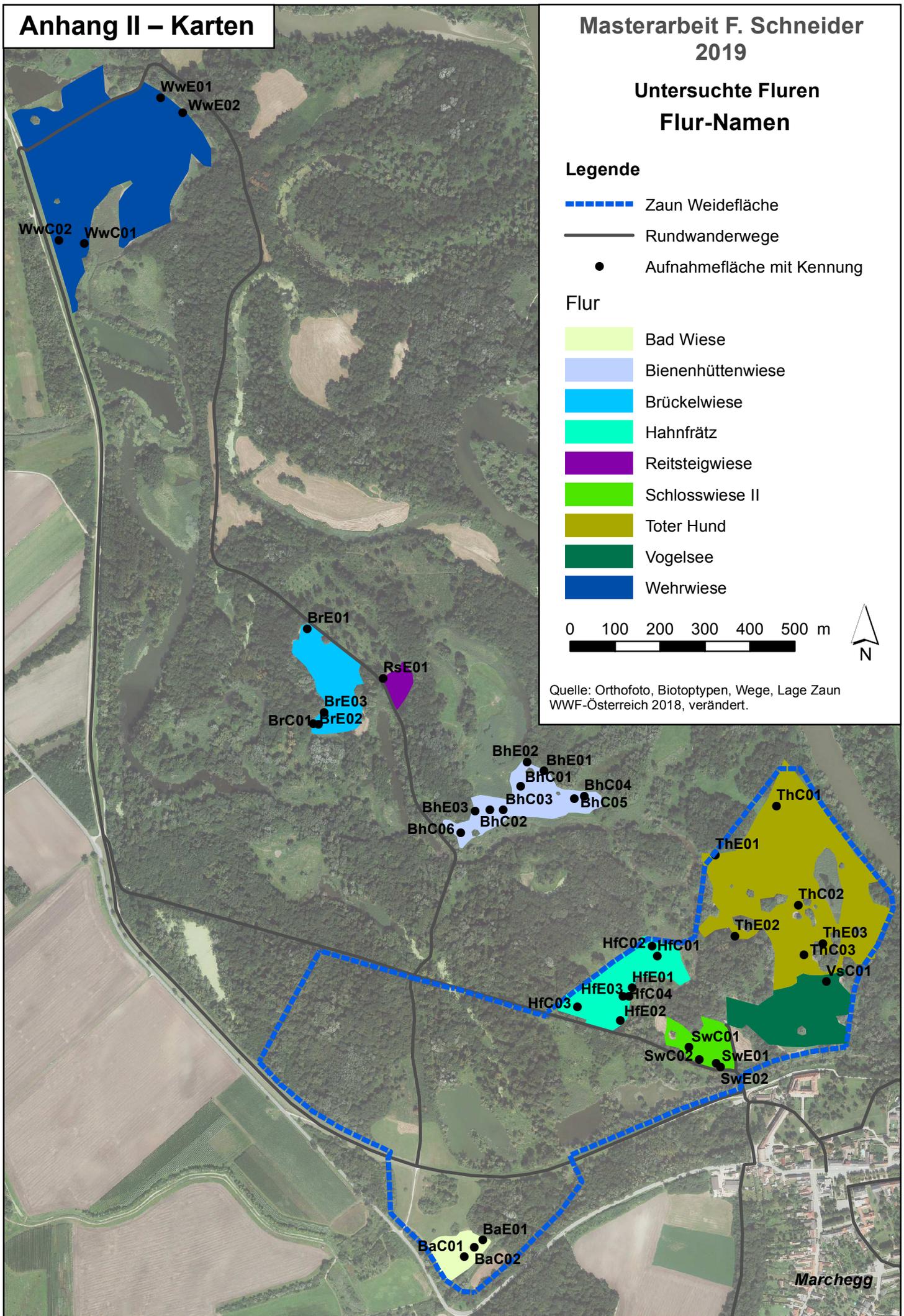
Flur

-  Bad Wiese
-  Bienenhüttenwiese
-  Brückelwiese
-  Hahnfrätz
-  Reitsteigwiese
-  Schlosswiese II
-  Toter Hund
-  Vogelsee
-  Wehrwiese

0 100 200 300 400 500 m



Quelle: Orthofoto, Biotoptypen, Wege, Lage Zaun
WWF-Österreich 2018, verändert.



Untersuchte Fluren
Biotoptypen

Legende

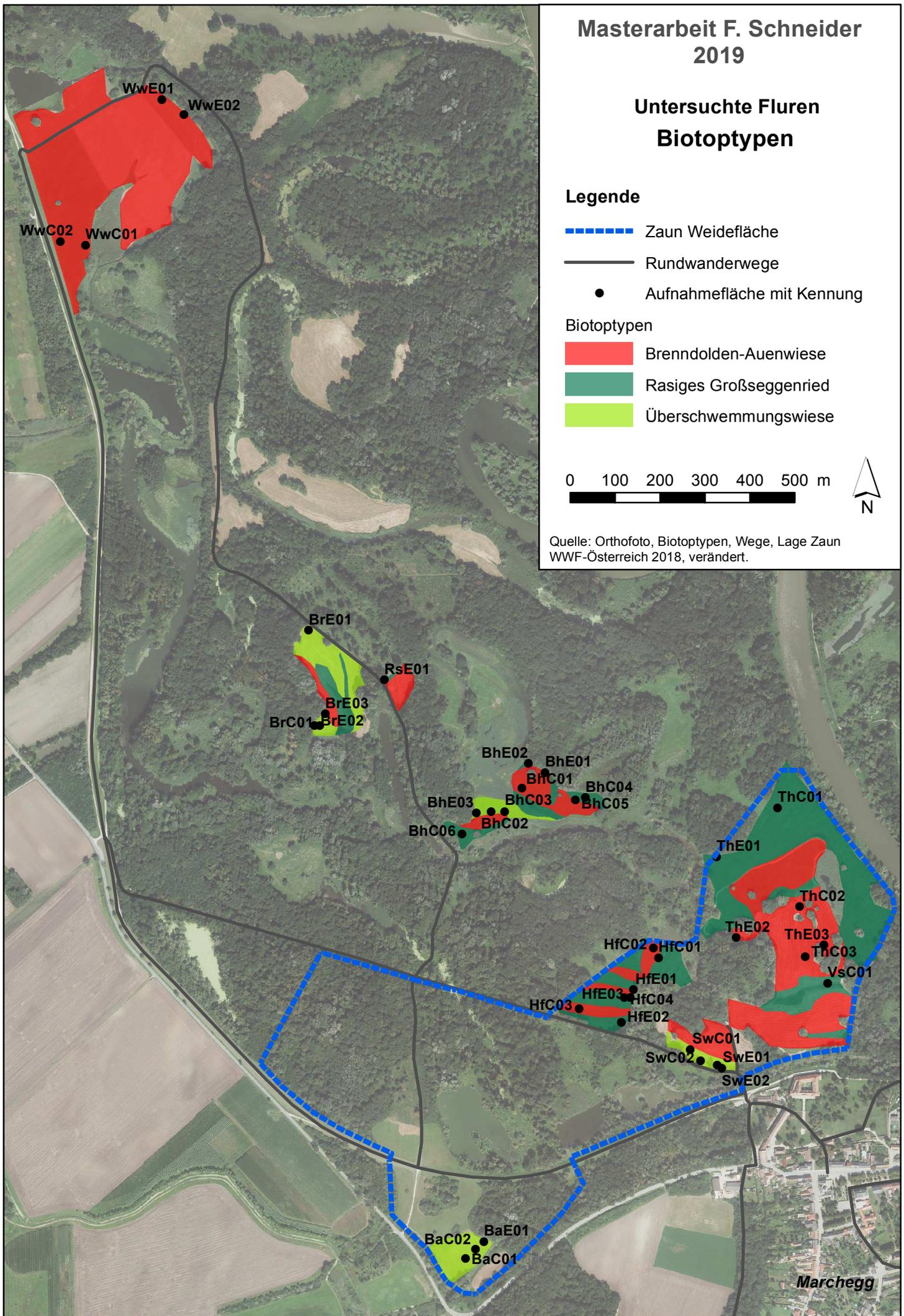
- Zaun Weidefläche
- Rundwanderwege
- Aufnahmefläche mit Kennung

Biotoptypen

- Brenndolden-Auenwiese
- Rasiges Großseggenried
- Überschwemmungswiese



Quelle: Orthofoto, Biotoptypen, Wege, Lage Zaun WWF-Österreich 2018, verändert.



Marchegg

Anhang III – Liste aller Aufnahmeflächen

Sortiert nach Management und Position.

Auw – Brenndolden Auenwiesen

Über – Überschwemmungswiesen

RasGro – Rasige Großseggenrider

Aufnahmefläche	Management	Position	Biotoptyp	Höhenklasse	Flur
BaC01	Beweidung	Core	Über	4	Badwiese
BaC02	Beweidung	Core	Über	5	Badwiese
HfC01	Beweidung	Core	RasGro	5	Hahnfrätz
HfC02	Beweidung	Core	Auw	6	Hahnfrätz
HfC03	Beweidung	Core	Auw	4	Hahnfrätz
HfC04	Beweidung	Core	RasGro	3	Hahnfrätz
SwC01	Beweidung	Core	Über	3	Schlosswiese II
SwC02	Beweidung	Core	Über	3	Schlosswiese II
ThC01	Beweidung	Core	RasGro	3	Toter Hund
ThC02	Beweidung	Core	Auw	3	Toter Hund
ThC03	Beweidung	Core	Auw	4	Toter Hund
VsC01	Beweidung	Core	RasGro	6	Vogelsee
BaE01	Beweidung	Edge	Über	3	Badwiese
HfE01	Beweidung	Edge	Auw	3	Hahnfrätz
HfE02	Beweidung	Edge	RasGro	3	Hahnfrätz
HfE03	Beweidung	Edge	RasGro	3	Hahnfrätz
SwE01	Beweidung	Edge	Über	3	Schlosswiese II
SwE02	Beweidung	Edge	Über	3	Schlosswiese II
ThE01	Beweidung	Edge	RasGro	3	Toter Hund
ThE02	Beweidung	Edge	Auw	3	Toter Hund
ThE03	Beweidung	Edge	Auw	4	Toter Hund
BhC01	Mahd	Core	Auw	3	Bienenhüttenwiese
BhC02	Mahd	Core	Über	3	Bienenhüttenwiese
BhC03	Mahd	Core	Über	3	Bienenhüttenwiese
BhC04	Mahd	Core	RasGro	3	Bienenhüttenwiese
BhC05	Mahd	Core	RasGro	4	Bienenhüttenwiese
BhC06	Mahd	Core	RasGro	6	Bienenhüttenwiese
BrC01	Mahd	Core	Über	5	Brücklwiese
WwC01	Mahd	Core	Auw	3	Wehrwiese
WwC02	Mahd	Core	Auw	5	Wehrwiese
BhE01	Mahd	Edge	RasGro	6	Bienenhüttenwiese
BhE02	Mahd	Edge	RasGro	3	Bienenhüttenwiese
BhE03	Mahd	Edge	Auw	6	Bienenhüttenwiese
BrE01	Mahd	Edge	Über	6	Brücklwiese
BrE02	Mahd	Edge	Über	3	Brücklwiese
BrE03	Mahd	Edge	Über	6	Brücklwiese
RsE01	Mahd	Edge	RasGro	4	Reitsteigwiese
WwE01	Mahd	Edge	Auw	5	Wehrwiese
WwE02	Mahd	Edge	Auw	4	Wehrwiese

Anhang IV – Daten je Aufnahme­fläche

Kategorisierte Daten

Sortiert nach Aufnahme­flächen.

0 = 0, 1 = 1 – 5, 2 = 6 – 50, 3 = 51 – 500, 4 = 500 – 5.000 Individuen

Aufnahme­fläche	<i>Allium angulosum</i>	<i>Cardamine parviflora</i>	<i>Cerastium dubium</i>	<i>Clematis integrifolia</i>	<i>Cnidium dubium</i>	<i>Euphorbia lucida</i>	<i>Gratiola officinalis</i>	<i>Leucorum aestivum</i>	<i>Veronica longifolia</i>
BaC01	0	0	0	0	0	0	0	0	0
BaC02	0	0	0	0	4	0	0	2	0
BaE01	3	0	0	0	3	0	0	3	0
BhC01	2	0	0	1	4	3	4	0	2
BhC02	3	0	0	0	4	2	3	2	2
BhC03	2	0	0	0	0	3	0	0	3
BhC04	1	4	0	0	0	0	2	0	0
BhC05	3	3	0	0	0	2	3	3	0
BhC06	0	2	0	0	3	3	3	0	3
BhE01	0	0	0	0	0	0	0	3	0
BhE02	0	0	0	0	0	2	0	0	0
BhE03	4	0	0	0	4	3	3	0	0
BrC01	0	4	3	0	3	0	4	3	0
BrE01	0	2	3	0	0	0	0	1	0
BrE02	0	3	3	0	0	0	2	3	0
BrE03	0	3	3	0	4	0	4	2	0
HfC01	0	2	2	0	4	0	3	2	0
HfC02	4	0	2	0	3	0	2	0	0
HfC03	4	1	3	0	4	0	3	0	0
HfC04	0	3	1	0	0	0	0	1	0
HfE01	0	0	0	2	4	2	4	0	0
HfE02	0	3	0	0	0	1	0	2	0
HfE03	0	3	1	0	0	2	2	2	0
RsE01	0	3	0	0	0	0	0	3	1
SwC01	3	3	3	0	3	0	4	0	0
SwC02	1	1	0	0	3	0	2	0	0
SwE01	0	0	0	0	0	0	3	2	0
SwE02	0	2	0	0	0	0	0	4	0
ThC01	0	4	0	0	0	0	0	3	0
ThC02	3	0	4	2	3	0	4	0	0
ThC03	4	0	3	4	4	0	4	0	2
ThE01	0	0	0	0	0	0	3	4	0
ThE02	0	0	1	4	3	0	3	0	1
ThE03	2	0	1	4	4	0	4	0	2
VsC01	0	2	0	0	0	0	0	0	0
WwC01	2	0	2	4	4	0	0	0	4
WwC02	0	0	3	2	4	0	4	0	4
WwE01	2	0	3	4	4	0	3	0	0
WwE02	3	0	2	4	4	0	4	0	0

Rohdaten

Sortiert nach Aufnahmeflächen.

Ein Wert von „501“ entspricht dem Schwellenwert von 500 Individuen des zweiten Kartierzeitraum im August.

Aufnahmefläche	<i>Allium angulosum</i>	<i>Cardamine parviflora</i>	<i>Cerastium dubium</i>	<i>Clematis integrifolia</i>	<i>Cnidium dubium</i>	<i>Euphorbia lucida</i>	<i>Gratiola officinalis</i>	<i>Leucojum aestivum</i>	<i>Veronica longifolia</i>
BaC01	0	0	0	0	0	0	0	0	0
BaC02	0	0	0	0	501	0	0	19	0
BaE01	123	0	0	0	112	0	0	130	0
BhC01	25	0	0	5	501	179	1394	0	40
BhC02	269	0	0	0	501	26	247	50	33
BhC03	12	0	0	0	0	155	0	0	53
BhC04	2	2838	0	0	0	0	32	0	0
BhC05	60	430	0	0	0	21	275	235	0
BhC06	0	7	0	0	88	343	404	0	224
BhE01	0	0	0	0	0	0	0	158	0
BhE02	0	0	0	0	0	36	0	0	0
BhE03	501	0	0	0	501	350	356	0	0
BrC01	0	579	274	0	181	0	655	269	0
BrE01	0	11	179	0	0	0	0	3	0
BrE02	0	375	270	0	0	0	43	51	0
BrE03	0	304	98	0	501	0	1082	7	0
HfC01	0	21	6	0	501	0	404	8	0
HfC02	501	0	22	0	496	0	24	0	0
HfC03	1764	5	274	0	501	0	440	0	0
HfC04	0	153	1	0	0	0	0	3	0
HfE01	0	0	0	18	501	49	717	0	0
HfE02	0	63	0	0	0	4	0	13	0
HfE03	0	101	1	0	0	18	16	19	0
RsE01	0	52	0	0	0	0	0	163	2
SwC01	107	178	131	0	142	0	587	0	0
SwC02	2	3	0	0	55	0	25	0	0
SwE01	0	0	0	0	0	0	142	34	0
SwE02	0	30	0	0	0	0	0	600	0
ThC01	0	3500	0	0	0	0	0	325	0
ThC02	317	0	2534	43	107	0	812	0	0
ThC03	501	0	289	665	501	0	973	0	7
ThE01	0	0	0	0	0	0	121	1048	0
ThE02	0	0	1	720	188	0	279	0	5
ThE03	14	0	1	956	501	0	642	0	20
VsC01	0	38	0	0	0	0	0	0	0
WwC01	16	0	46	2588	501	0	0	0	501
WwC02	0	0	58	47	501	0	556	0	501
WwE01	13	0	164	833	501	0	398	0	0
WwE02	167	0	19	1230	501	0	827	0	0

Biotyp und Abundanzen der Zielarten

Sortierung nach Biotypen und Abundanzen, Einfärbung nach Abundanzen.

0 = 0 Individuen

1 = 1 – 5 Individuen

2 = 6 – 50 Individuen

3 = 51 – 500 Individuen

4 = 500 – 5.000 Individuen

Auw – Brenndolden Auenwiese, Über – Überschwemmungswiese, RasGro – Rasiges Großseggenried

Aufnahmefläche	Biotyp	<i>Euphorbia lucida</i>	<i>Leucojum aestivum</i>	<i>Cardamine parviflora</i>	<i>Cerastium dubium</i>	<i>Gratiola officinalis</i>	<i>Allium angulosum</i>	<i>Cnidium dubium</i>	<i>Veronica longifolia</i>	<i>Clematis integrifolia</i>
BhC01	Auw	3	0	0	0	4	2	4	2	1
BhE02	Auw	3	0	0	0	3	4	4	0	0
HfC02	Auw	0	0	0	2	2	4	3	0	0
HfC02	Auw	0	0	1	3	3	4	4	0	0
HfE01	Auw	2	0	0	0	4	0	4	0	2
ThC02	Auw	0	0	0	3	4	4	4	2	4
ThC02	Auw	0	0	0	4	4	3	3	0	2
ThE02	Auw	0	0	0	1	3	0	3	1	4
ThE02	Auw	0	0	0	1	4	2	4	2	4
WwC01	Auw	0	0	0	2	0	2	4	4	4
WwC02	Auw	0	0	0	3	4	0	4	4	2
WwE01	Auw	0	0	0	3	3	2	4	0	4
WwE02	Auw	0	0	0	2	4	3	4	0	4
BaC01	Über	0	0	0	0	0	0	0	0	0
BaC02	Über	0	2	0	0	0	0	4	0	0
BaE01	Über	0	3	0	0	0	3	3	0	0
BhC02	Über	3	0	0	0	0	2	0	3	0
BhC02	Über	2	2	0	0	3	3	4	2	0
BrC01	Über	0	3	4	3	4	0	3	0	0
BrE01	Über	0	1	2	3	0	0	0	0	0
BrE02	Über	0	3	3	3	2	0	0	0	0
BrE02	Über	0	2	3	3	4	0	4	0	0
SwC01	Über	0	0	3	3	4	3	3	0	0
SwC02	Über	0	0	1	0	2	1	3	0	0
SwE01	Über	0	2	0	0	3	0	0	0	0
SwE02	Über	0	4	2	0	0	0	0	0	0
BhC03	RasGro	0	0	4	0	2	1	0	0	0
BhC04	RasGro	2	3	3	0	3	3	0	0	0
BhC06	RasGro	3	0	2	0	3	0	3	3	0
BhE01	RasGro	0	3	0	0	0	0	0	0	0
BhE02	RasGro	2	0	0	0	0	0	0	0	0
HfC01	RasGro	0	2	2	2	3	0	4	0	0
HfC03	RasGro	0	1	3	1	0	0	0	0	0
HfE02	RasGro	1	2	3	0	0	0	0	0	0
HfE02	RasGro	2	2	3	1	2	0	0	0	0
RsE01	RasGro	0	3	3	0	0	0	0	1	0
ThC01	RasGro	0	3	4	0	0	0	0	0	0
ThE01	RasGro	0	4	0	0	3	0	0	0	0
VsC01	RasGro	0	0	2	0	0	0	0	0	0

Offenbodenanteile

Sortiert nach Management und Aufnahmefläche.

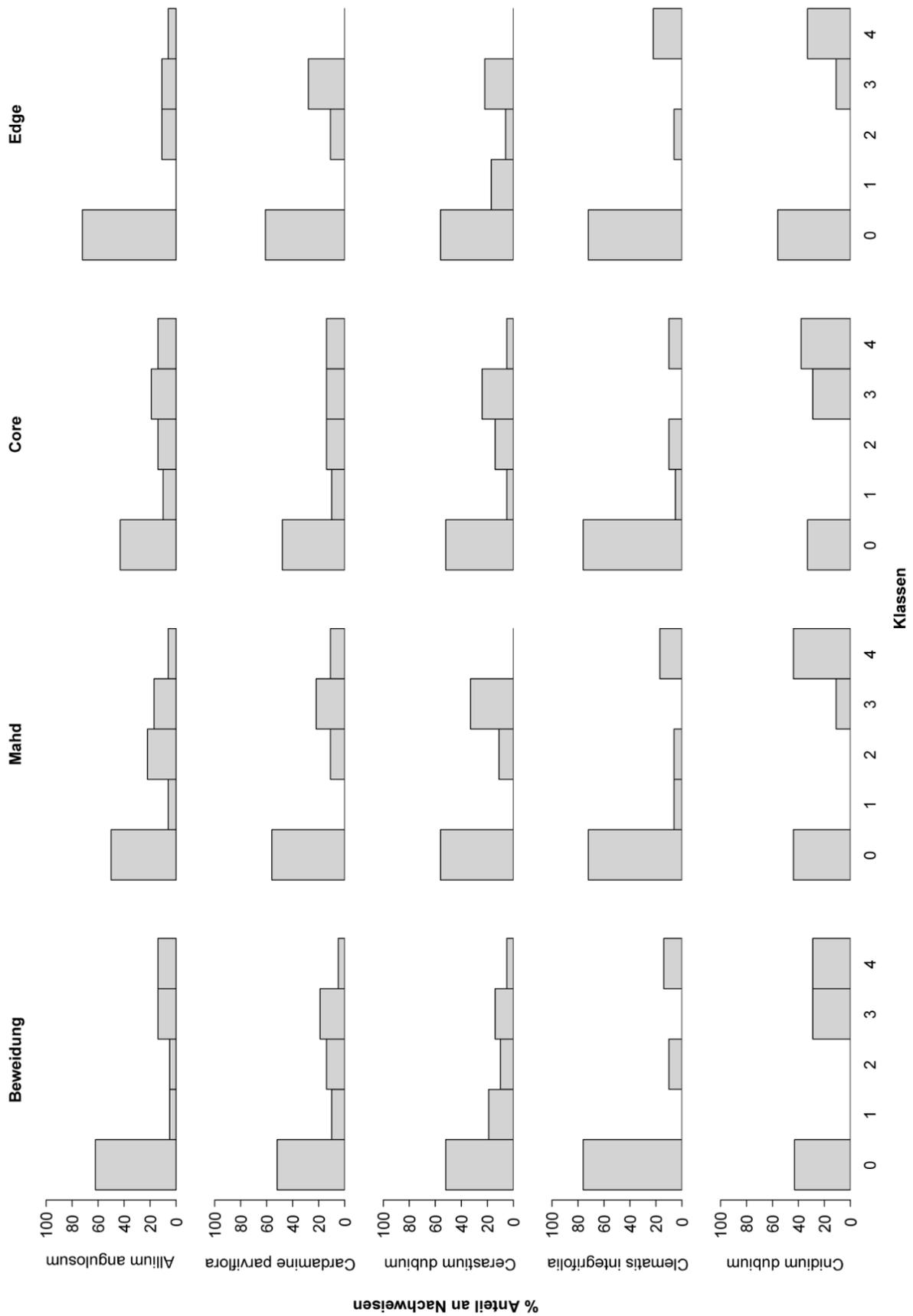
Anteil des Offenboden an Gesamtdeckung der jeweiligen Aufnahmefläche.

Aufnahmefläche	Management	Flächenanteil Offenboden Mai in %	Flächenanteil Offenboden August in %
BaC01	Beweidung	1	0
BaC02	Beweidung	1	1
BaE01	Beweidung	1	1
HfC01	Beweidung	0	0
HfC02	Beweidung	1	3
HfC03	Beweidung	15	20
HfC04	Beweidung	1	1
HfE01	Beweidung	0	3
HfE02	Beweidung	2	2
HfE03	Beweidung	1	2
SwC01	Beweidung	3	10
SwC02	Beweidung	0	2
SwE01	Beweidung	0	1
SwE02	Beweidung	2	10
ThC01	Beweidung	0	1
ThC02	Beweidung	20	50
ThC03	Beweidung	2	10
ThE01	Beweidung	10	40
ThE02	Beweidung	20	20
ThE03	Beweidung	15	5
VsC01	Beweidung	0	5
BhC01	Mahd	0	1
BhC02	Mahd	2	1
BhC03	Mahd	1	1
BhC04	Mahd	0	1
BhC05	Mahd	1	1
BhC06	Mahd	0	1
BhE01	Mahd	10	15
BhE02	Mahd	15	10
BhE03	Mahd	1	2
BrC01	Mahd	1	1
BrE01	Mahd	4	10
BrE02	Mahd	1	3
BrE03	Mahd	4	2
RsE01	Mahd	1	2
WwC01	Mahd	3	1
WwC02	Mahd	3	1
WwE01	Mahd	3	3
WwE02	Mahd	2	2

Anhang V – Histogramme

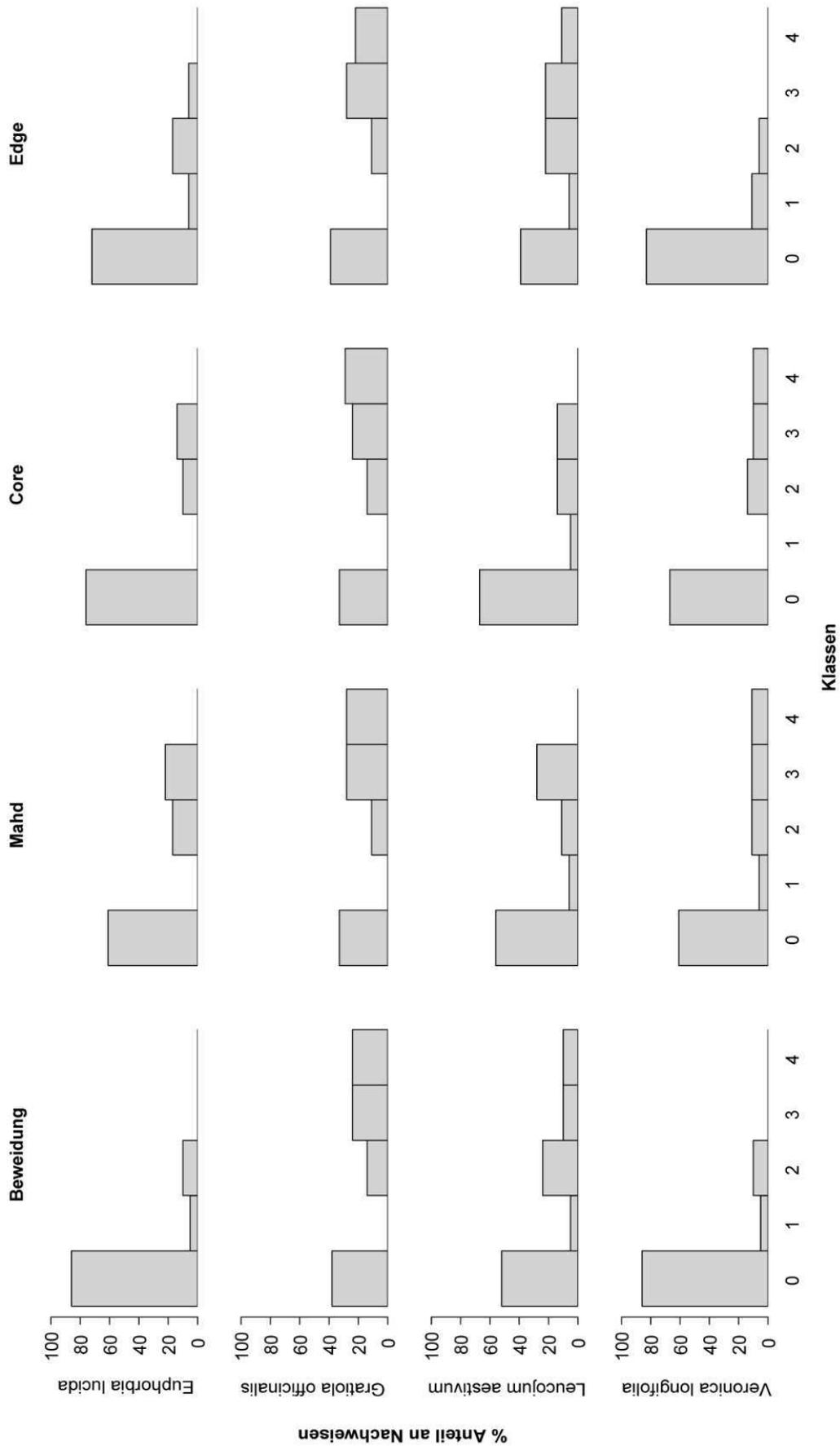
Gegenüberstellung von Beweidung, Mahd, Core und Edge je Art

Allium angulosum bis *Cnidium dubium*

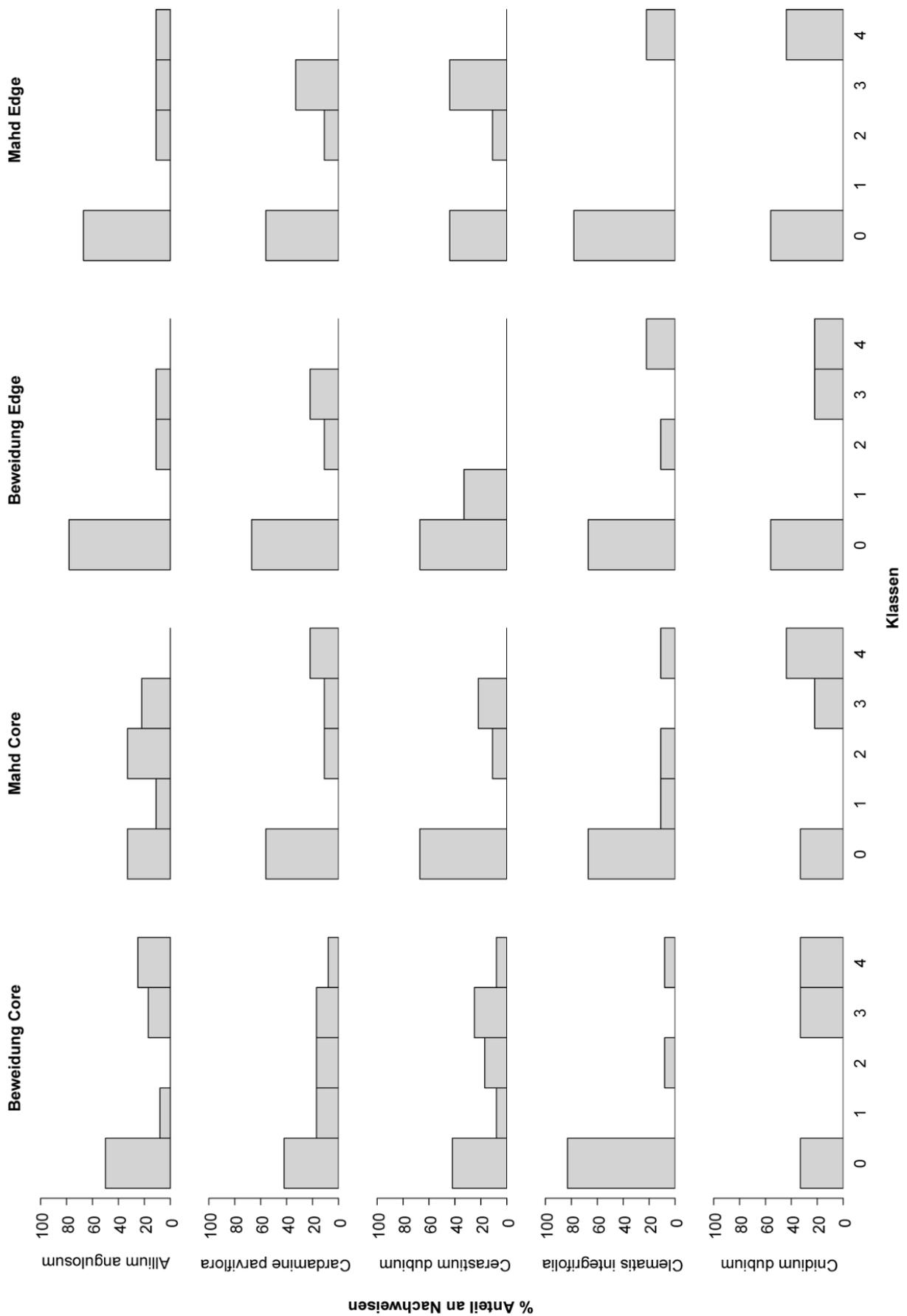


Gegenüberstellung von Beweidung, Mahd, Core und Edge je Art

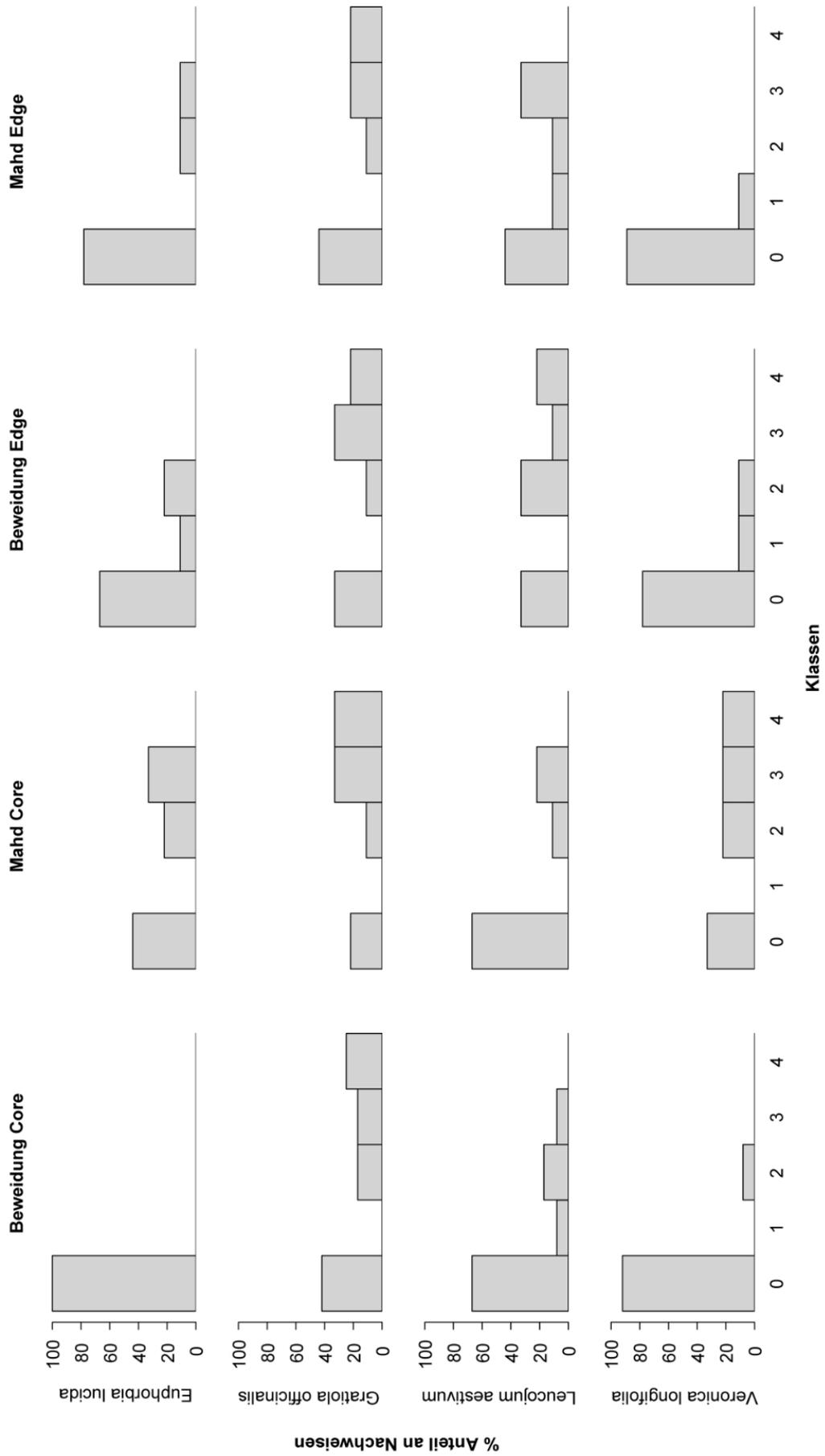
Euphorbia lucida bis *Veronica longifolia*



Gegenüberstellung von Beweidung/Mahd-Core und -Edge je Art.
Allium angulosum bis *Cnidium dubium*



Gegenüberstellung von Beweidung/Mahd-Core und -Edge je Art.
Euphorbia lucida bis *Veronica longifolia*



Anhang VI – NMDS

