



UNIVERSITÄT FÜR BODENKULTUR WIEN
University of Natural Resources
and Life Sciences, Vienna

Masterarbeit

Wiesen der Österreichischen Bundesforste im Wienerwald – aktueller Zustand und Veränderungen

verfasst von

Simon Kellerer, BSc

im Rahmen des Masterstudiums

Landschaftsplanung und Landschaftsarchitektur

zur Erlangung des akademischen Grades

Diplom-Ingenieur

Wien, März 2024

Betreut von:

Priv.-Doz. Dipl.-Biol. Dr.rer.nat. Matthias Kropf
Institut für Integrative Naturschutzforschung (INF)
Department für Integrative Biologie und Biodiversitätsforschung (DIB)

Mitbetreut von:

Ao.Univ.Prof. Dipl.-Ing. Dr.nat.techn. Monika Kriechbaum
Institut für Integrative Naturschutzforschung (INF)
Department für Integrative Biologie und Biodiversitätsforschung (DIB)

Eidesstaatliche Erklärung

Hiermit bestätige ich, dass ich diese Masterarbeit selbstständig verfasst und keine anderen als die angegebenen Quellen und Hilfsmittel verwendet habe. Alle Gedanken, die im Wortlaut oder in grundlegenden Inhalten aus unveröffentlichten Texten oder aus veröffentlichter Literatur übernommen wurden, sind ordnungsgemäß gekennzeichnet, zitiert und mit genauer Quellenangabe versehen. Die vorliegende Arbeit wurde bisher weder ganz noch teilweise in gleicher oder ähnlicher Form an einer Bildungseinrichtung als Voraussetzung für den Erwerb eines akademischen Grades eingereicht. Sie entspricht vollumfänglich den Leitlinien der wissenschaftlichen Integrität und den Richtlinien der guten wissenschaftlichen Praxis.

Wien, am 27. März 2024

Simon Kellerer (eigenhändig)

Danksagung

Mein besonders großer Dank geht an Dr. Monika Kriechbaum und Dr. Matthias Kropf für die unkomplizierte Betreuung und fachliche Unterstützung im Rahmen der Erstellung dieser Masterarbeit.

Bei Mag. Johanna Scheiblhofer und Dipl.-Ing. Harald Brenner vom Biosphärenpark Wienerwald Management möchte ich mich für das Angebot über die Zusammenarbeit bei der Durchführung der Masterarbeit bedanken.

Mein Dank gilt auch den Österreichischen Bundesforsten und hierbei besonders dem Team des Naturraummanagements und den Revierleitern des Forstbetriebes Wienerwald für die Kooperationsbereitschaft. Namentlich erwähnen möchte ich hier Mag. Ramona Gockert, die mir für Informationsauskünfte zu den Wiesen zur Verfügung stand.

Dankbar bin ich auch meiner Familie und Freunden für die Unterstützung während des Studiums. An dieser Stelle möchte ich mich auch bei Michael Hohla für die vielen gemeinsamen Exkursionen bedanken.

Inhalt

Eidesstaatliche Erklärung	i
Danksagung	ii
Kurzfassung	v
Abstract	vi
1 Einleitung	1
1.1 Wissenschaftliche Forschung zum Thema Wienerwaldwiesen.....	2
1.2 Forschungsfragen	3
1.3 Aufbau der Arbeit	3
2 Gebietsbeschreibung und Grundlagen	5
2.1 Biosphärenpark Wienerwald	5
2.2 Lage.....	5
2.2.1 Böden und Geologie.....	7
2.2.2 Klima.....	8
2.2.3 Geschichte	9
2.3 Schutzstatus	10
2.4 Wiesentypen und Pflanzengesellschaften.....	13
2.4.1 Kalk-Trockenrasen (LRT 6210)	15
2.4.2 Borstgrasrasen (LRT 6230).....	17
2.4.3 Pfeifengraswiesen (LRT 6410)	19
2.4.4 Flachland-Mähwiesen (LRT 6510).....	20
2.4.5 Kalkreiche Niedermoore (LRT 7230)	22
2.4.6 Bach-Kratzdistelwiesen (<i>Cirsietum rivularis</i>).....	24
3 Methodik	25
3.1 Vorarbeiten	25
3.2 Feldarbeit.....	26
3.2.1 Erhebung des Arteninventars	26
3.2.2 Bewertung des Erhaltungsgrades.....	26
3.3 Datenaufbereitung und -auswertung	37
4 Ergebnisse	38
4.1 Lebensraumtypen	38

4.1.1	Kalk-Trockenrasen	38
4.1.2	Borstgrasrasen.....	42
4.1.3	Pfeifengraswiesen.....	45
4.1.4	Flachland-Mähwiesen	47
4.1.5	Kalkreiche Niedermoore	52
4.1.6	Bach-Kratzdistelwiesen	57
4.2	Pflanzenarten.....	62
4.2.1	Österreichweit vom Aussterben bedrohte Arten (Critically endangered/CR)	62
4.2.2	Stark gefährdete Arten (Endangered/EN).....	64
4.2.3	Gefährdete Pflanzenarten (Vulnerable/VU)	65
4.2.4	Potenziell gefährdet (Near threatened).....	66
4.2.5	Nicht gefährdet (Least concern)	67
4.2.6	Neophytische Arten.....	67
5	Diskussion.....	68
5.1	Aktueller Zustand der Wiesen im Untersuchungsgebiet und Veränderungen seit den Erhebungen 2007 und 2013.....	68
5.2	Ursachen für Beeinträchtigungen der Wiesen	70
5.3	Handlungsempfehlungen und Ausblick	71
5.4	Methodische Anmerkungen.....	73
6	Verzeichnisse	75
6.1	Literaturverzeichnis	75
6.2	Abbildungsverzeichnis	84
6.3	Tabellenverzeichnis	85
6.4	Abkürzungsverzeichnis	85
7	Anhang.....	87
7.1	Bewertungsergebnisse der einzelnen Flächen	87
7.2	Beeinträchtigungen	90
7.3	Artenlisten der Aufnahmen (2007/2013 und 2023)	91

Kurzfassung

Die Österreichischen Bundesforste sind mit mehreren hundert Flächen der größte Wiesenbesitzer im Wienerwald. Von naturschutzfachlichen Erhebungen aus den Jahren 2007 und 2013 existieren für diese Wiesenflächen, neben Aufzeichnungen der vorkommenden Pflanzenarten, eine Zuordnung zu Wiesengesellschaften und FFH-Lebensraumtypen sowie eine Bewertung des Erhaltungsgrades.

Im Rahmen dieser Masterarbeit wurden 127 naturschutzfachlich besonders wertvolle Flächen erneut aufgesucht und vorkommende Pflanzenarten sowie der Erhaltungsgrad von Flachland-Mähwiesen, Kalk-Trockenrasen, Borstgrasrasen, Pfeifengraswiesen, Kalk-Niedermooren und Bach-Kratzdistelwiesen erhoben. Hierfür wurde wie bei den früheren Erhebungen das Bewertungsschema für FFH-Lebensräume des Umweltbundesamtes herangezogen. Für die nicht zu den FFH-Lebensraumtypen zählenden Bach-Kratzdistelwiesen wurde ein daran angelehntes Bewertungsschema erstellt.

Es zeigte sich, dass sich insbesondere der Erhaltungsgrad von Kalk-Niedermooren deutlich verschlechtert hat. Manche Flächen, die einst den Borstgrasrasen, Bach-Kratzdistelwiesen und Kalk-Niedermooren zugerechnet wurden, können heute nicht mehr entsprechend eingestuft werden. Infolge der Zerstörung einzelner Wiesen muss das lokale Erlöschen von Beständen gefährdeter Pflanzenarten angenommen werden. Bei Kalk-Trockenrasen, Pfeifengraswiesen und Flachland-Mähwiesen kam es hingegen nur zu geringfügigen Veränderungen des Erhaltungsgrades.

Das Ausbleiben der landwirtschaftlichen Bewirtschaftung und Wildfütterungen stellen dabei die größten Bedrohungen dar. Als wichtigste Erhaltungsmaßnahmen können die Aufnahme der Managementempfehlungen in die Pachtverträge sowie eine verstärkte Kontrolle der Einhaltung der Pachtvereinbarungen genannt werden.

Schlüsselwörter: FFH-Lebensräume, Kalkreiche Niedermoore, Kalk-Halbtrockenrasen, Flachland-Mähwiesen, Pfeifengraswiesen, Borstgrasrasen, Bach-Kratzdistelwiesen, Erhaltungsgrad

Abstract

With several hundred areas, the Austrian Federal Forests are the largest owner of meadows in the Vienna Woods. Nature conservation surveys were carried out 2007 and 2013, resulting in plant species lists, habitat types according to the Habitats Directive and the assessment of the conservation status.

As part of this master's thesis, the most valuable meadows in terms of nature conservation were surveyed again, recording plant species and conservation status of lowland hay meadows, semi-natural dry grasslands, *Nardus* grasslands, *Molinia* meadows, calcareous fens and meadows belonging to the association of *Cirsietum rivularis*. As in the previous surveys, the Federal Environment Agency's assessment scheme was applied.

It was found that in particular the conservation status of calcareous fens has deteriorated significantly. Some areas, that were previously categorised as *Nardus* grasslands, meadows of *Cirsietum rivularis* and calcareous fens, can no longer be assigned to these habitat types. As a result of the destruction of meadows, the local extinction of endangered species must be assumed. In contrast, there was only a slight deterioration in the conservation status of semi-natural dry grasslands, *Molinia* meadows and lowland hay meadows. The absence of agricultural management and game feeding represent the greatest threats. The most important conservation measures are the inclusion of management recommendations in the lease agreements and increased monitoring of compliance.

Keywords: Vienna Woods, meadows, Habitats Directive, calcareous fens, semi-natural dry grasslands, lowland hay meadows, *Molinia* meadows, *Nardus* grasslands, *Cirsietum rivularis*

1 Einleitung

Grünlandlebensräume zählen aus botanischer Sicht zu den artenreichsten Biotoptypen, sind Lebensraum vieler Tierarten und bereichern die Landschaft aus ästhetischer Sicht (vgl. Dierschke & Briemle 2008, S. 196f, Wilson et al. 2012, S. 797). Abgesehen davon erbringt Kulturgrasland eine Vielzahl an Ökosystemleistungen. So trägt es beispielsweise zum Schutz vor Hochwässern und zur Bindung von Kohlendioxid bei (vgl. Dierschke & Briemle 2008, S. 196f; Sauberer et al. 2021).

Zugleich gehören Grünlandlebensräume aber auch zu jenen Ökosystemen, die am meisten bedroht sind (vgl. Habel et al. 2013, S. 2133). Innerhalb der Europäischen Union gelten etwa 50 % der Grünlandlebensräume als gefährdet. Damit stellen sie nach Mooren und Sümpfen die am meist gefährdetsten Biotoptypen unter allen Land- und Süßwasserlebensräumen in den Staaten der Europäischen Union dar (vgl. Janssen et al. 2016, S. 7).

Der zuletzt erschienene Artikel 17-Bericht über den Erhaltungszustand von Lebensraumtypen (LRT) und Arten gemäß Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie weist für alle in dieser Masterarbeit behandelten Grünlandlebensräume, sowohl in der alpinen als auch in der kontinentalen biogeografischen Region in Österreich, ungünstige Erhaltungszustände aus (vgl. Ellmauer et al. 2020, S. 85f). Die Biodiversitätsstrategie Österreich 2030+ beinhaltet das Ziel, dass 30 % der sich aktuell in einem ungünstigen Erhaltungszustand befindlichen FFH-Schutzgüter bis 2030 einen zumindest guten Erhaltungszustand aufweisen sollen oder wenigstens ein positiver Trend bei ihnen festgestellt werden kann (vgl. BMK 2022, S. 19).

Der Wienerwald, der als Untersuchungsgebiet für diese Masterarbeit ausgewählt wurde, zählt zu einem der wichtigsten Biodiversitätszentren in Österreich. In Summe beherbergen die Wiesen des Wienerwaldes etwa 500 verschiedene Pflanzenarten (Böhmer et al. 1997, S. 287). Die Österreichischen Bundesforste (ÖBf) tragen als größter Wiesenbesitzer im Biosphärenpark Wienerwald große Verantwortung, was den Erhalt von naturschutzfachlich wertvollen Wiesenflächen in dieser Region anbelangt (vgl. Pfundner & Sauberer 2009, S. 7).

Um Maßnahmen setzen zu können, die eine weitere Verschlechterung verhindern beziehungsweise eine Verbesserung herbeiführen, ist es notwendig zu wissen, wie es um die besonders naturschutzfachlich wertvollen Wiesen im Wienerwald bestellt ist. Die vorliegende Arbeit soll dazu einen Beitrag leisten.

1.1 Wissenschaftliche Forschung zum Thema Wienerwaldwiesen

Auf den naturschutzfachlichen Wert der Wienerwaldwiesen und die Problematik des Erhalts dieser naturnahen Kulturlandschaft weisen bereits Böhmer et al. (1997) in einer Studie vor mehr als 25 Jahren hin. Daneben hatten mehrere wissenschaftliche Arbeiten die Wienerwaldwiesen, deren Biodiversität und Erhalt zum Thema. So erhob Schardinger (2005) den naturschutzfachlichen Wert von Waldwiesen in der Gemeinde Klausen-Leopoldsdorf und arbeitete Schutzmöglichkeiten dieser aus. Weiters beschäftigte sich Stella (2013) mit regionalen Hotspots der pflanzlichen Biodiversität am Westrand des Wienerwaldes.

Der Erfassung der Pflanzengesellschaften widmeten sich Auer (1982) in ihrer wissenschaftlichen Arbeit sowie Hundt & Hübl (1983) mit der Beschreibung des *Filipendulo-Arrhenatheretums*, einer besonders im Wienerwald verbreiteten Pflanzengesellschaft. Desweiteren erstellten Willner et al. (2013) einen Schlüssel zur Bestimmung der im Wienerwald vorkommenden Rasengesellschaften.

Speziell die Wiesen des Lainzer Tiergartens waren und sind Gegenstand wissenschaftlicher Forschung. So befasste sich Lepusch (1997) mit den Wiesen des Lainzer Tiergartens unter besonderer Berücksichtigung der Jagdtradition und der Erholungsnutzung. Weiters läuft seit mehreren Jahrzehnten eine Langzeit-Fallstudie in Zusammenarbeit zwischen der Stadt Wien und der Universität für Bodenkultur Wien zum Erhalt der artenreichen Wiesen im Lainzer Tiergarten (vgl. Angeringer & Karrer 2012; Universität für Bodenkultur o. J.). Im Zuge dieses Forschungsprojektes entstanden auch mehrere Masterarbeiten. So erfasste beispielsweise Angeringer (2007) die Vegetationsentwicklung auf unterschiedlich bewirtschafteten Wiesen des Lainzer Tiergartens von 1999 bis 2006. Über die Homogenisierung von Wiesen infolge von naturschutzfachlich begründeten Bewirtschaftungsmaßnahmen berichtet Kößl (2017). Ebenfalls mit der Erforschung der Wiesen im Lainzer Tiergarten und den Auswirkungen von Entbuschungsmaßnahmen auf verschiedene Wiesentypen im ersten Jahr nach erfolgter Maßnahme setzte sich Redl (2021) auseinander.

Hülber et al. (2017) sowie Kapitany (2021) untersuchten die Effektivität von Agrarumweltprogrammen zum Erhalt von extensivem Grünland und der dort vorkommenden Pflanzenarten. Kapitany (2021) legte in seiner Masterarbeit hierbei einen Schwerpunkt auf die Erhebung des naturschutzfachlichen Zustands von Feuchtgrünland. Sowohl Hülber et al. (2017) als auch Kapitany (2021) mussten feststellen, dass die aktuellen Fördermaßnahmen für den Erhalt wertvoller Wiesen im Wienerwald unzureichend sind.

1.2 Forschungsfragen

Das Ziel dieser Arbeit ist es, Informationen darüber zu erhalten, wie es um die im Eigentum der Österreichischen Bundesforste AG befindlichen naturschutzfachlichen „Spitzenflächen“ im Biosphärenpark Wienerwald bestellt ist. Hierbei soll auch analysiert werden, ob die aktuellen Bewirtschaftungsmethoden und Pflegemaßnahmen im Hinblick auf den Erhalt der jeweiligen Lebensraumtypen und der für sie typischen Artenzusammensetzung zielführend und geeignet sind. Die daraus gewonnenen Informationen sollen anschließend dazu genutzt werden, Handlungsempfehlungen für die Zukunft abzuleiten.

Im Rahmen dieser Masterarbeit werden daher folgende Forschungsfragen beantwortet:

- In welchem Zustand befinden sich die Spitzenflächen im Biosphärenpark Wienerwald?
- Wie hat sich der Erhaltungsgrad der Wiesen seit der naturschutzfachlichen Bewertung im Zuge der Offenlanderhebung im Jahr 2013 verändert?
- Welche Veränderungen sind im Arteninventar auf den Wiesen der Österreichischen Bundesforste seit den naturschutzfachlichen Erhebungen der Jahre 2007 beziehungsweise 2013 feststellbar?
- Wie hat sich hier insbesondere das Vorkommen der in Österreich gefährdeten Pflanzenarten verändert?
- Welche Ursachen gibt es für Beeinträchtigungen der Wiesen?
- Gibt es Unterschiede zwischen den einzelnen Wiesentypen?
- Welche Handlungsempfehlungen zum Erhalt der Wienerwaldwiesen können aus den Erhebungen dieser Masterarbeit abgeleitet werden?

1.3 Aufbau der Arbeit

Die vorliegende Arbeit gliedert sich in drei Blöcke. Der erste Abschnitt dieser Arbeit widmet sich grundlegenden Informationen zum Untersuchungsgebiet Biosphärenpark Wienerwald sowie zu den einzelnen Wiesengesellschaften und Lebensraumtypen. Dabei wird insbesondere auf die Themenbereiche Böden, Geologie, Klima und Geschichte des Gebietes eingegangen. Die Beschreibungen der einzelnen Wiesentypen beinhalten Informationen zu Entstehung, Lebensraumstruktur, pflanzensoziologischer Einordnung, Gefährdungsursachen, Gefährdungsgrad und Erhalt. Behandelt werden auch der Schutzstatus sowie die Erhaltungszustände in den biogeographischen Regionen Österreichs und die Erhaltungsgrade im Biosphärenpark Wienerwald.

Der zweite Block dieser Arbeit widmet sich der Methodik. Dies beinhaltet eine Erklärung des Bewertungsschemas sowie eine Erläuterung der einzelnen Beurteilungsparameter. Zudem

wird in diesem Abschnitt Bezug genommen auf die Originalstudien, die als zeitliche Vergleichswerte der vorliegenden Arbeit dienen.

Der Ergebnisteil präsentiert nach Lebensraumtypen differenziert die Auswertung der Veränderungen des Erhaltungsgrades samt einer Gefährdungsanalyse und einer Managementempfehlung. Dies wird zusätzlich durch die Beschreibung einzelner Flächen exemplarisch nachvollziehbar gemacht. Im Anschluss folgen Berichte über Nachweise gefährdeter Pflanzenarten. Den Abschluss der Arbeit bildet die Diskussion der Ergebnisse sowie die Beantwortung der Fragestellungen samt Handlungsempfehlung.

Im Anhang findet sich neben einer Auflistung aller untersuchten Wiesenflächen mit Informationen zu Erhaltungsgrad und Beeinträchtigungen auch eine Auflistung aller nachgewiesenen Gefäßpflanzenarten.

2 Gebietsbeschreibung und Grundlagen

2.1 Biosphärenpark Wienerwald

Biosphärenparke dienen dem Schutz von Ökosystemen und Landschaften ebenso, wie dem Erhalt der biologischen und kulturellen Vielfalt sowie genetischer Ressourcen. Daneben sollen durch sie ökologisch, wirtschaftlich und soziokulturell nachhaltige Formen der Landnutzung entwickelt und gefördert werden. Nicht zuletzt sollen sie Forschung, Umweltbeobachtung und Bildungsaktivitäten für ein besseres Verstehen von Wechselwirkungen zwischen Mensch und Natur unterstützen (vgl. Drozdowski & Mrkvicka 2014, S. 32f).

Diese Schutzgebietsart gliedert sich in drei Zonen. Es sind dies die Kern-, Pflege- und Entwicklungszone. In der Kernzone soll durch den Prozessnaturschutz die Ausbildung der potenziellen natürlichen Vegetation ermöglicht werden. In der Pflegezone finden sich meist durch die Nutzung des Menschen geschaffene Lebensräume, die eine hohe Biodiversität aufweisen. Dazu zählen etwa Wiesen und Weiden, die erhalten werden sollen. Die Entwicklungszone dient als Wohn- und Arbeitsraum der Menschen. In ihr befinden sich Siedlungen, Betriebsgebiete und Verkehrswege (vgl. Drozdowski & Mrkvicka 2014, S. 35ff).

Der seit dem Jahr 2005 offiziell von der UNESCO anerkannte Biosphärenpark Wienerwald erstreckt sich über die Bundesländer Niederösterreich und Wien. Er deckt dabei mit etwa 115.000 Hektar den östlichsten Ausläufer der Nordalpen ab (vgl. Drozdowski & Mrkvicka 2014, S. 10f).

Der Biosphärenpark Wienerwald ist gekennzeichnet durch einen hohen Bewaldungsgrad mit mehr als 30 unterschiedlichen Waldtypen, wobei Buchen- und Eichen-Hainbuchen-Wälder vorherrschen (vgl. Staudinger & Willner 2014, S. 271). Auf Offenlandflächen finden sich wiederum mehr als 20 verschiedene Wiesentypen. Etwa 14 % der Wiesen und Weiden im Biosphärenpark Wienerwald werden extensiv bewirtschaftet (vgl. Drozdowski & Mrkvicka 2014, S. 21).

2.2 Lage

Die im Rahmen dieser Masterarbeit untersuchten Erhebungsflächen befinden sich allesamt im niederösterreichischen Anteil des Biosphärenparks Wienerwald. Sie verteilen sich dabei auf die Bezirke:

- Baden (mit den Gemeinden Alland, Altenmarkt an der Triesting, Bad Vöslau, Klausen-Leopoldsdorf, Pottenstein, Weissenbach an der Triesting),
- Mödling (Breitenfurt bei Wien, Hinterbrühl, Kaltenleutgeben, Laab im Walde, Wienerwald),
- St. Pölten-Land (Pressbaum, Purkersdorf, Tullnerbach, Wolfsgraben) und

- Tulln (Klosterneuburg, Königstetten, St. Andrä-Wördern).

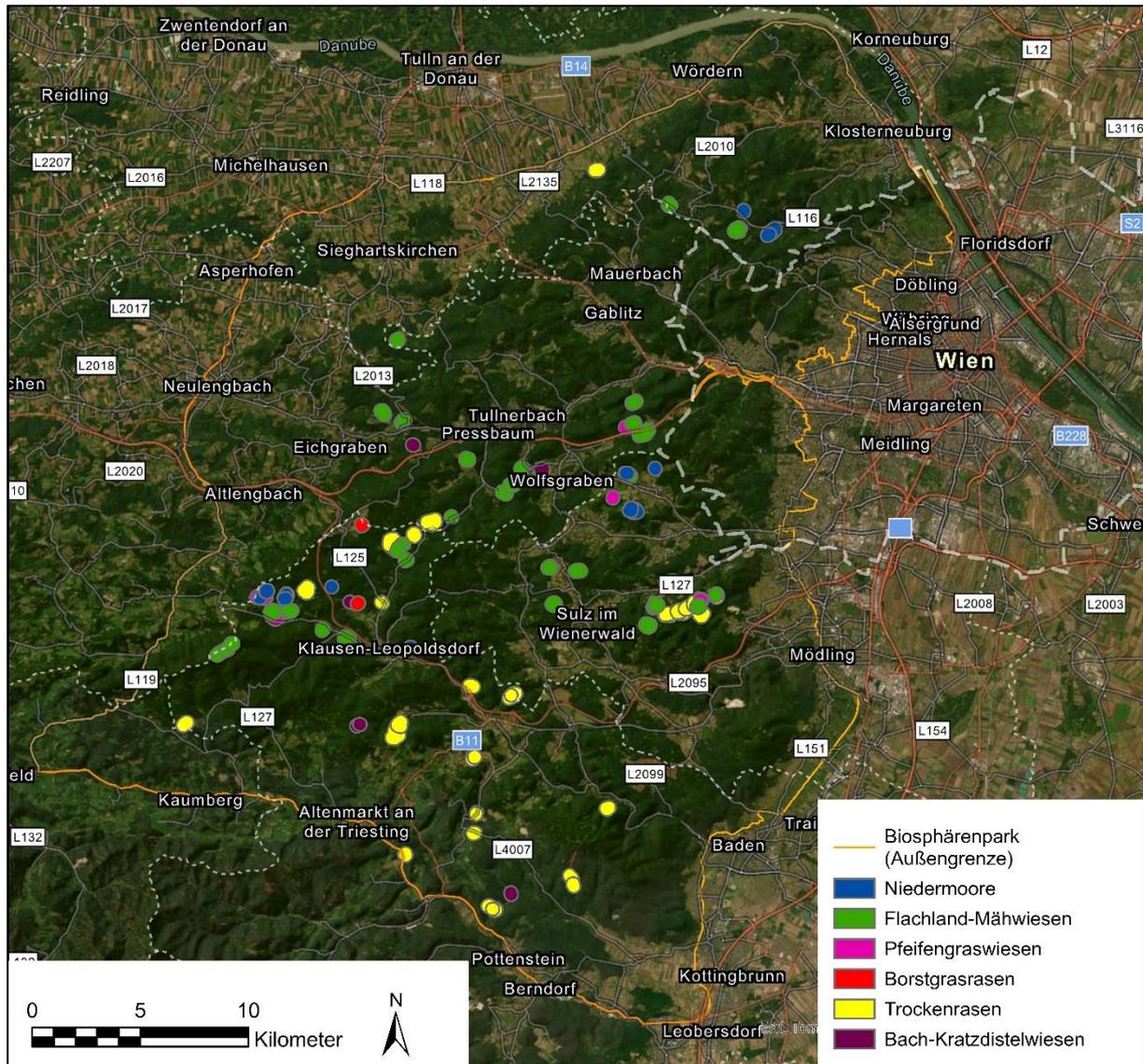


Abbildung 1: Lage der Wiesenflächen im Biosphärenpark Wienerwald

(basemap: Esri, TomTom, Garmin, Foursquare, METI/NASA, USGS, Earthstar Geographics)

Die nördlichste Aufnahmefläche liegt am Abfall des Wienerwaldes ins Tullnerfeld in der Gemeinde Königstetten. Die südlichsten Aufnahmeflächen befinden sich im Triestingtal bei Pottenstein. Im Westen reichen die Aufnahmeflächen bis St. Corona am Schöpfl in der Gemeinde Altenmarkt an der Triesting und im Osten grenzt das Untersuchungsgebiet mit Standorten in Kaltenleutgeben bis fast an die Stadtgrenze Wiens (Abbildung 1).

Bei den untersuchten Wiesen handelt es sich um sogenannte „Spitzenflächen“. So werden im Biosphärenpark Wiesenflächen bezeichnet, auf denen mehr als zehn österreichweit gefährdete Pflanzenarten vorkommen, oder sich durch ihre Ausprägung und Seltenheit auszeichnen (vgl. Pfundner & Sauberer 2009, S. 67). Da manche Wiesen jedoch mehr als nur

einem FFH-Lebensraumtyp zugeordnet wurden, ergeben sich in Summe 129 untersuchte Flächen. Davon sind:

- 8 Borstgrasrasen
- 36 Kalk-Trockenrasen
- 41 Flachland-Mähwiesen
- 14 Kalkreiche Niedermoore
- 17 Pfeifengraswiesen
- 13 Bach-Kratzdistelwiesen

2.2.1 Böden und Geologie

Der Wienerwald gliedert sich in zwei sich stark voneinander unterscheidende geologische Bereiche. Der Nordteil besteht aus Flyschgesteinen und der Süden aus Karbonatgesteinen (vgl. Drozdowski & Mrkvicka 2014, S.12; Haberreiter 2003, S. 211).

Beim Flysch handelt es sich um einst in der Tiefsee abwechselnd abgelagerte Schichten von unterschiedlichem Kalkgehalt aus harten und weichen Sedimenten (vgl. Drozdowski & Mrkvicka 2014, S. 12; Haberreiter 2003, S. 211). Sie sind die Folge von Schlammlawinen unverfestigter Sedimentkomplexe, die vom Schelfrand in das Meer glitten (vgl. Schuster et al. 2013, S. 34; Wessely 2006, S. 86).

Der Flysch-Wienerwald weist aufgrund der weichen Gesteine, welche leicht verwittern, eine sanft hügelige Landschaftsform auf (vgl. Haberreiter 2003, S. 211; Schuster et al. 2013, S. 10). Die Eigenschaften des Flyschs führen weiters dazu, dass aus ihnen gebildete Böden einerseits bei Niederschlägen einen hohen Tagwasserstau aufweisen und andererseits aber in niederschlagsärmeren Zeiten austrocknen (vgl. Drozdowski & Mrkvicka 2014, S.12). Diese Eigenschaft ist auch der Grund für die Ausbildung spezieller Wiesentypen, die durch Wechselfeuchte beziehungsweise Wechselfeuchte gekennzeichnet und typisch für die Region sind (Haberreiter 2003, S. 211).

Der südöstliche Karbonat-Wienerwald ist aufgebaut aus Kalk- und Dolomitgesteinen (vgl. Drozdowski & Mrkvicka 2014, S. 12f). Sie stellen im Trias erfolgte mächtige Meeresablagerungen von Korallenriffen in Lagunen dar (vgl. Schuster et al. 2013, S. 38).

Der Karbonat-Wienerwald zeichnet sich im Vergleich zum Flysch-Wienerwald durch weniger abgerundete Landschaftsformen aus (vgl. Haberreiter 2003, S. 211). Die Wiesenflächen im Karbonat-Wienerwald sind gekennzeichnet von wasserdurchlässigem Gestein, welches Niederschläge schnell versickern lässt. Die Böden sind dadurch trockener als jene im Flysch-Wienerwald (vgl. Drozdowski & Mrkvicka 2014, S. 13). Auch die für diese Masterarbeit ausgewählten Trockenrasen finden sich großteils in dieser Hälfte des Wienerwaldes.

Gaadener und Gainfarner Becken, das Triestingtal flussabwärts von Pottenstein sowie die Molassezone am Übergang zum Tullnerfeld waren im Tertiär Teil des Tethysmeeres und sind geprägt von Meeresablagerungen aus diesem Erdzeitalter. Die dort vorherrschenden

fruchtbaren und tiefgründigen Böden werden für Acker- und Weinbau genutzt (vgl. Drozdowski & Mrkvicka 2014, S. 13).

2.2.2 Klima

Mit seiner hügeligen Landschaft stellt der Wienerwald eine bedeutende Wetterscheide dar. Während der westliche Teil des Wienerwaldes ozeanisch geprägt ist, herrscht am Ostrand pannonischer Einfluss. Die Thermenlinie am Ostrand des Wienerwaldes weist dabei besonders trockenes und warmes Klima auf und wird deshalb für Weinbau genutzt (vgl. Drozdowski & Mrkvicka 2014, S. 10, S. 27).

Die Untersuchungsflächen dieser Masterarbeit liegen auf einer Seehöhe zwischen 350 und knapp 900 Metern. Die Höhenamplitude beträgt somit mehr als 500 Meter, wobei sich die am tiefsten gelegenen Wiesen bei Weidlingbach in der Gemeinde Klosterneuburg und die am höchstgelegenen Aufnahmeflächen am Schöpfl befinden. Der Schöpfl selbst stellt mit 893 m die höchste Erhebung im Biosphärenpark Wienerwald dar und befindet sich an der Gemeindegrenze von Brand-Laaben und Altenmarkt an der Triesting (vgl. Land Niederösterreich, o. J.)

Für das Untersuchungsgebiet können die Klimadaten der Wetterstationen Langenlebarn, Altenmarkt an der Triesting sowie Baden und Gumpoldskirchen herangezogen werden. Jene Station in Altenmarkt an der Triesting auf einer Seehöhe von 397 m ist von diesen vier die höchstgelegene (vgl. ZAMG 2023, o. S.). Zu beachten ist, dass die Wiesen am Schöpfl nochmals bis zu 500 m höher liegen.

Die Jahresdurchschnittstemperatur liegt in Langenlebarn bei 9,5 °C, in Altenmarkt an der Triesting bei 7,8 °C und bei 9,9 °C in Baden und Gumpoldskirchen. Bei der Station in Altenmarkt an der Triesting handelt es sich mit zirka 825 Litern auch um jene mit dem meisten Jahresniederschlag. In Baden und Gumpoldskirchen fallen durchschnittlich 620 Liter Niederschlag und in Langenlebarn etwas weniger als 600 Liter pro Jahr (vgl. ZAMG 2023, o. S.).

Auffallend ist, dass in den beiden westlich gelegeneren Wetterstationen Altenmarkt an der Triesting und Langenlebarn der Monat Juli die höchste Summe an Niederschlägen aufweist, während dies bei den Wetterstationen Baden und Gumpoldskirchen am Ostrand des Wienerwaldes der Monat Juni ist (vgl. ZAMG 2023, o. S.).

Deutliche Unterschiede zeigen sich auch in der Anzahl der jährlichen Frosttage. Während in Baden durchschnittlich etwa 77 Frosttage verzeichnet werden, sind es im gerade einmal 16 km westlich davon gelegenen Altenmarkt an der Triesting 117 Tage, also mehr als eineinhalb so viele. Genau umgekehrt verhält es sich bei den Hitzetagen. Die Hauptwindrichtung im Biosphärenpark Wienerwald ist Westen (vgl. ZAMG 2023, o. S.).

2.2.3 Geschichte

Während sich Siedlungen am Rand des Wienerwaldes bis in die Jungsteinzeit zurückverfolgen lassen, erfolgte die Besiedelung der zentralen Gebiete des Wienerwaldes vergleichsweise spät. Erst ab Mitte des 15. Jahrhunderts wurden auch im Inneren dieses Waldgebietes Wiesenflächen geschaffen, doch erst mit der Ansiedelung von Holzarbeitern aus Oberösterreich, Salzburg und der Steiermark nach dem Ende der Zweiten Wiener Türkenbelagerung waren die dadurch geschaffenen Siedlungen und damit verbundenen Offenlandflächen von Dauer (vgl. Drozdowski & Mrkvicka 2014, S. 30; Rieder 2002, S. 215; Stadler 2010). Viele Wiesen im Wienerwald entstanden so erst am Ende des 17. Jahrhunderts (vgl. Gruber & Pauli 2007, S. 14).

Aufgrund der Nähe zur Großstadt Wien wurde bis zur Motorisierung zu Beginn des 20. Jahrhunderts Heu für die Versorgung der Zugpferde nach Wien geliefert. Damit war ein Nährstoffzug verbunden, da der Pferdemist umgekehrt nicht mehr zurücktransportiert wurde. Nachdem diese Erwerbsquelle wegfiel, wechselten viele landwirtschaftliche Betriebe im Wienerwald zur Produktion von Fleisch und Milch. Ab etwa der Mitte des 20. Jahrhunderts wurden abgelegene Flächen zusehends nicht mehr bewirtschaftet. Ein Teil der Wiesen verdankt ihre Offenhaltung der jagdlichen Nutzung, bei der sie als Wildäsungsflächen verwendet werden (vgl. Drozdowski & Mrkvicka 2014, S. 22).

Bereits früh gab es Bestrebungen um den Erhalt der Wienerwaldwiesen. So beschloss im Jahr 1905 der Wiener Gemeinderat den sogenannten Wiener Wald- und Wiesengürtel, der auch die im Westen der Stadt liegenden Ausläufer des Wienerwaldes mit seinen Wiesen vor fortschreitender Verbauung schützen sollte (vgl. Drozdowski & Mrkvicka 2014, S. 31). Zudem wurde 1941 der Lainzer Tiergarten zum Naturschutzgebiet erklärt (vgl. Prossinagg 2005, S. 344). In den 1970er Jahren wurden schließlich große Teile des Wienerwaldes als Landschaftsschutzgebiet ausgewiesen (vgl. Fritz 2005, S. 351). Bis zur Schaffung und Anerkennung des Biosphärenparks dauerte es anschließend noch bis zum Jahr 2005 (vgl. Drozdowski & Mrkvicka 2014, S. 9).

Seit den letzten Jahrzehnten werden im Wienerwald verstärkt Reitpferde gehalten. Dies ist vor allem auf die Nähe zur Stadt Wien zurückzuführen. Anders als bei der Milchviehhaltung und Rindermast werden in der Reitpferdehaltung keine so energiereichen Futtermittel benötigt, da die Pferde auf ballaststoffreiche Fütterung angewiesen sind. Zur Produktion von ballaststoffreichem Heu erfolgt die Mahd deutlich später, was dem Erhalt extensiv genutzter Wiesen zugutekommt (vgl. Böhmer et. al. 1997, S. 293; Drozdowski & Mrkvicka 2014, S. 22).

Zusätzlich konnten mit der im Jahr 1997 vom Österreichischen Kuratorium für Landtechnik und Landentwicklung initiierten Heubörse neue Absatzwege für das auf den Wienerwald-

wiesen anfallende Heu geschaffen werden (vgl. Böhmer et al. 1997, S. 293; Drozdowski & Mrkvicka 2014, S. 22). Weiters von Bedeutung ist, dass durch den Umstieg von konventioneller auf biologische Wirtschaftsweise wieder vermehrt Rinder auf Weiden gehalten werden (vgl. Gruber & Pauli 2007, S. 20).

Im Jahr 2006 wurde im Biosphärenpark Wienerwald zum ersten Mal eine sogenannte Wiesenmeisterschaft abgehalten (vgl. Amt der Niederösterreichischen Landesregierung 2006). Damit soll die nachhaltige Bewirtschaftung durch die Landwirtinnen und Landwirte gewürdigt werden und zugleich auf die Bedeutung dieser für die Schönheit und den naturschutzfachlichen Wert artenreicher Wiesen hingewiesen werden (vgl. Biosphärenpark Wienerwald Management GmbH 2013, S. 14).

2.3 Schutzstatus

Alle untersuchten Wiesenflächen befinden sich im Biosphärenpark Wienerwald und dem Landschaftsschutzgebiet Wienerwald. Während das Vogelschutzgebiet Wienerwald-Thermenregion fast den gesamten niederösterreichischen Anteil des Biosphärenparks abdeckt, beschränkt sich das FFH-Gebiet auf die östliche Hälfte des niederösterreichischen Anteils am Biosphärenpark. Einzelne Wiesen sind auch als Naturdenkmal ausgewiesen oder liegen in einem Naturpark (vgl. Land Niederösterreich; o. J.).

FFH-Schutzgebiet Wienerwald

Das FFH-Gebiet Wienerwald dient dem Schutz von mehr als 20 verschiedenen Lebensraumtypen nach Anhang I und fast 25 Tier- beziehungsweise Pflanzenarten nach Anhang II der FFH-Richtlinie (vgl. European Environment Agency 2021, o. S.). Die im Rahmen dieser Masterarbeit untersuchten Wiesenflächen wurden folgenden FFH-Lebensraumtypen zugeordnet:

- 6210 Naturnahe Kalk-Trockenrasen und deren Verbuschungsstadien (Festuco-Brometalia)
- 6230 Artenreiche montane Borstgrasrasen (und submontan auf dem europäischen Festland) auf Silikatböden
- 6410 Pfeifengraswiesen auf kalkreichem Boden, torfigen und tonig-schluffigen Böden (Molinion caeruleae)
- 6510 Magere Flachland-Mähwiesen
- 7230 Kalkreiche Niedermoore

Bei den ebenfalls in dieser Masterarbeit behandelten Bach-Kratzdistelwiesen handelt es sich um keinen Lebensraumtyp der FFH-Richtlinie.

Erhaltungszustand

Auskünfte darüber, wie es um FFH-Arten und -Lebensräume in den biogeographischen Regionen eines Mitgliedsstaates bestellt ist, gibt der Erhaltungszustand. Die Mitgliedsstaaten der Europäischen Union sind verpflichtet in regelmäßigen Abständen den Erhaltungszustand nach biogeographischen Regionen getrennt zu erfassen und in den sogenannten Artikel 17-Berichten der Europäischen Kommission mitzuteilen. Der Erhaltungszustand wird dabei in Form eines dreistufigen Bewertungsschemas angegeben (vgl. Suske et al. 2016, S. 69ff):

- FV = favourable (günstig)
- U1 = unfavourable–inadequate (ungünstig-unzureichend)
- U2 = unfavourable–bad (ungünstig–schlecht).

Zusätzlich sind in den Artikel 17-Berichten auch die Entwicklungstrends der einzelnen Schutzgüter im Vergleich zum vorherigen Berichtszeitpunkt ersichtlich (vgl. Suske et al. 2016, S. 165). Ein Plus (+) steht dabei für eine Verbesserung, ein Minus (-) für eine Verschlechterung und ein Ist-Gleich-Zeichen (=) für gleichbleibend. Ist der Trend unbekannt, so ist dies mit „x“ vermerkt (vgl. Suske et al. 2016, S. 27).

Wie in Tabelle 1 ersichtlich, weist keiner von den in dieser Masterarbeit untersuchten Lebensraumtypen in der alpinen biogeografischen Region, welcher der Wienerwald zugeordnet wird, in Österreich einen günstigen Erhaltungszustand auf (vgl. Ellmayer et al. 2020, S. 85f). Aufgrund der Randlage des Wienerwaldes in der alpinen biogeographischen Region zur kontinentalen Region soll der Blick über diese biogeografische Region hinausgehen. Daher wurden auch die Daten für die kontinentale biogeographische Region Österreichs verglichen. Dort wurden alle behandelten Lebensraumtypen mit einem ungünstig-schlechten Erhaltungszustand eingestuft. Der Entwicklungstrend ist, sowohl in der alpinen als auch in der kontinentalen biogeographischen Region, bei keinem der Lebensraumtypen positiv (vgl. Ellmayer et al. 2020, S. 85f).

Tabelle 1: Erhaltungszustände in den biogeografischen Regionen Österreichs (vgl. Ellmayer et al. 2020, S. 85f)

FFH-Lebensraumtyp	Alpine Region						Kontinentale Region					
	2007		2013		2019		2007		2013		2019	
6210 Kalk-Trockenrasen	U1		U1	=	U2	-	U1	*	U1	=	U2	-
6230 Borstgrasrasen	U1		U1	=	U1	x	U2	*	U2	-	U2	-
6410 Pfeifengraswiesen	U1		U1	-	U1	-	U2	*	U2	-	U2	-
6510 Flachland-Mähwiesen	U2		U2	x	U2	x	U2	*	U2	x	U2	x
7230 Kalk-Niedermoore	U2		U2	x	U2	x	U2	*	U2	x	U2	x

Erhaltungsgrad

Während sich der Erhaltungszustand auf die biogeographische Region in einem Mitgliedsstaat bezieht, gibt der in den Standarddatenbögen ersichtliche Erhaltungsgrad Auskünfte über den Zustand von FFH-Schutzgütern in einem bestimmten Natura-2000-Gebiet. Der Erhaltungsgrad stellt dabei den aggregierten Zustand aller Einzelvorkommen einer Art oder eines Lebensraumes in einem Gebiet dar. Abgesehen davon wird der Begriff Erhaltungsgrad auch für die Beschreibung von einzelnen Vorkommen verwendet. Die Bewertung folgt dabei dem Ampelschema. Ein hervorragender Erhaltungsgrad wird mit A, ein guter Erhaltungsgrad mit B und ein durchschnittlicher oder eingeschränkter Erhaltungsgrad mit C ausgedrückt (vgl. Suske et al. 2016, S. 75f).

Die Standarddatenbögen enthalten aber nicht nur Informationen über den Erhaltungsgrad, sondern auch über die Repräsentativität, den relativen Flächenanteil und die Gesamtbeurteilung von FFH-Schutzgütern in einem Natura-2000-Gebiet. Die Repräsentativität gibt an, wie typisch der jeweilige Lebensraumtyp in einem FFH-Schutzgebiet ausgebildet ist (vgl. Ellmauer 2020, S. 6f). Die relative Fläche zeigt den prozentuellen Anteil des im Schutzgebiet vorkommenden Lebensraumtyps am gesamtösterreichischen Bestand, wobei A für mehr als 15 % steht, B für mehr als 2 % bis 15 % und C für maximal 2 % (vgl. Amt der Kärntner Landesregierung 2020, S. 8).

Tabelle 2: Auszug aus dem Standarddatenbogen für das FFH-Gebiet Wienerwald (vgl. European Environment Agency 2021, o. S.)

Code	Lebensraumtyp	Repräsen- tativität	Relative Fläche	Erhaltungs- grad	Gesamt- beurteilung
6210	Kalk-Trockenrasen	B	A	B	B
6230	Borstgrasrasen	C	C	B	C
6410	Pfeifengraswiesen	A	C	B	B
6510	Flachland-Mähwiesen	A	B	B	B
7230	Kalkreiche Niedermoore	B	C	B	B

Die Borstgrasrasen, Pfeifengraswiesen und kalkreichen Niedermoore des FFH-Schutzgebiets Wienerwald machen nur einen geringen Anteil am gesamtösterreichischen Bestand aus. Der Anteil der Kalk-Trockenrasen und Flachland-Mähwiesen ist hingegen deutlich höher (Tabelle 2). Der Erhaltungsgrad wird für alle fünf Lebensraumtypen im Standarddatenbogen mit B angegeben. Die Gesamtbeurteilung fiel für Kalk-Trockenrasen, Pfeifengraswiesen, Flachland-Mähwiesen und kalkreiche Niedermoore mit B aus. Für Borstgrasrasen wurde ein C vergeben (vgl. European Environment Agency 2021, o. S.).

2.4 Wiesentypen und Pflanzengesellschaften

Die im Rahmen dieser Masterarbeit untersuchten Wiesen können unterschiedlichen pflanzensoziologischen Ordnungen beziehungsweise Klassen zugeordnet werden. Mit Flachland-Mähwiesen und Pfeifengraswiesen finden sich Beispiele der Klasse Molinio-Arrhenatheretea. Aus der Klasse Festuco-Brometea wurden Kalk-Trockenrasen untersucht. Mit den Borstgrasrasen finden sich auch Beispiele für Zwergstrauchheiden (Calluno-Ulicetea) unter den behandelten Flächen. Kalkreiche Niedermoore werden den Kleinseggensümpfen und -mooren (Scheuchzerio-Caricetea fuscae) zugerechnet.

Mit der untenstehenden Übersicht in Anlehnung an Mucina, Grabherr & Ellmauer (1993) sowie Grabherr & Mucina (1993) soll ein leichterer Überblick über die in dieser Masterarbeit behandelten Pflanzengesellschaften und ihre Einordnung in die pflanzensoziologische Hierarchie ermöglicht werden. Auf die Nennung der Autorinnen und Autoren der Pflanzengesellschaften wird im weiteren Verlauf der Arbeit verzichtet.

Einordnung der Wiesen im pflanzensoziologischen System

- **Molinio-Arrhenatheretea R. Tx. 1937 em. R. Tx. 1970**
(Mäh- und Streuwiesen sowie Weiden)
 - **Molinietalia caeruleae Koch 1926**
(Nasse Wiesen und Hochstaudenfluren)
 - **Molinion Koch 1926**
(Pfeifengras-Streuwiesen)
 - ***Succiso-Molinietum caeruleae [Kovács 1962] Soó 1969***
(Pannonische Pfeifengras-Wiese)
 - **Calthion palustris Tx. 1937**
(Feucht- und Nasswiesen)
 - ***Cirsietum rivularis Nowinski 1928***
(Bach-Kratzdistelwiese)
 - **Arrhenatheretalia Tx. 1931** (Gedüngte Frischwiesen und -weiden)
 - **Arrhenatherion Koch 1926** (Talfettwiesen)
 - ***Ranunculo bulbosi-Arrhenatheretum***
Ellmauer ass. nova hoc loco
(Knollen-Hahnenfuß-Glatthaferwiese)
 - ***Ranunculo repentis-Alopecuretum pratensis***
Ellmauer ass. nova hoc loco
(Fuchsschwanz-Frischwiese)
 - ***Filipendulo vulgaris-Arrhenatheretum Hundt et Hübl 1983***
(Wienerwald-Wiesen)

- **Festuco-Brometea Br.-Bl. et. R. Tx. Ex Klika et Hadač 1944**
(Trocken-, Halbtrockenrasen und basiphile Magerrasen – Schwingel-Trespen-Trocken- und Halbtrockenrasen)
 - **Brometalia erecti Br.-Bl. 1936**
(Submediterrane Trespen-Trocken- und Halbtrockenrasen)
 - **Bromion erecti Koch 1926**
(Submediterran-subatlantische Trespen-Halbtrockenrasen)
 - ***Euphorbio verrucosae-Caricetum montanae Karrer 1985 em. Mucina in Mucina et Kolbek 1926***
(Wienerwald-Halbtrockenrasen)
 - ***Onobrychido viciifoliae T. Müller 1966 (inkl. Filipendulo vulgaris-Brometum)***
(Magere Kalk-Halbtrockenrasen)
 - **Festucetalia valesiaca Br.-Bl. et Tx. 1943 ex Br.-Bl. 1949**
(Kontinentale Schwingel-Trocken- und Halbtrockenrasen)
 - **Cirsio-Brachypodion pinnati Hadač et Klika in Klika et Hadač 1944**
(Subkontinentale Halbtrockenrasen – Wiesensteppen)
 - ***Polygalo majoris-Brachypodietum pinnati Wagner 1941***
(Kreuzblumen-Fiederzwenken-Rasen der Thermenlinie)
- **Calluno-Ulicetea Br.-Bl. et R. Tx. ex. Klika et Hadač 1944**
(Zwergstrauchheiden und Magertriften)
 - **Nardetalia Oberd. ex Preising 1949**
(Borstgrasrasen)
 - **Violion caninae Schwickerath 1944**
(Atlantische und subatlantische Borstgrasrasen)
 - ***Polygalo-Nardetum (Preising 1953) Passarge 1964***
(Kreuzblumen-Borstgrasweide)
- **Scheuchzerio-Caricetea fuscae R. Tx 1937**
(Kleinseggensümpfe und -moore)
 - **Caricetalia davalliana Br.-Bl. 1949**
(Kleinseggengesellschaften basenreicher Niedermoore)
 - **Caricion davalliana Klika 1934**
(Kleinseggengesellschaften basenreicher Niedermoore der Planar- bis zur Subalpinstufe)
 - ***Caricetum davalliana Dutoit 1924***
(Davallseggengesellschaft)

2.4.1 Kalk-Trockenrasen (LRT 6210)

Dieser Lebensraumtyp umfasst sowohl submediterrane bis subkontinentale Trocken- als auch Halbtrockenrasen. In der FFH-Richtlinie werden für diesen Lebensraumtyp mehrere Subtypen unterschieden. Dabei deckt Subtyp 6211 die subkontinentalen Steppenrasen der inneralpinen Täler (*Stipo-Poion xerophilae*), Subtyp 6212 die submediterranen Halbtrockenrasen (*Brometalia erecti*), Subtyp 6213 die xerophilen artenreichen dealpinen Felstrockenrasen (*Diantho lumnitzeri-Seslerion*) und Subtyp 6214 die bodensauren, zwergstrauchreichen Silkat-Trockenrasen (*Koelerio-Phleetalia*) ab (vgl. Essl 2005a, S. 199f).

Viele der Trockenrasen-Biotope in Mitteleuropa sind anthropo-zoogenen Ursprungs und verdanken ihre Entstehung der landwirtschaftlichen Nutzung durch den Menschen. Sie werden daher als sekundäre Trockenrasen bezeichnet. Während hingegen primäre Trockenrasen aufgrund ihrer flachgründigen Böden und des trocken-warmen Kleinklimas von Natur aus baumfrei sind. Primäre Trockenrasen treten in Mitteleuropa meist nur kleinflächig auf und beschränken sich auf Sonderstandorte. Zum Aspekt des mageren Untergrundes kommt zusätzlich hinzu, dass durch die Trockenheit des Standorts weniger Nährstoffe umgesetzt werden können, was zusätzlich eine verminderte Verfügbarkeit an Stickstoff bewirkt (vgl. Ellenberg 1996, S. 675). Sekundäre Trockenrasen entstanden hingegen auf tiefgründigeren und besser mit Wasser versorgten Böden und weisen dadurch auch Arten auf, die weniger trockenheitsverträglich sind (vgl. Pott 1996, S. 215).

Im Rahmen dieser Masterarbeit werden nur Flächen des Subtyps 6212 Submediterrane Halbtrockenrasen (*Brometalia erecti*) untersucht. Gesellschaften dieser Ordnung zeichnen sich durch das Vorkommen submediterran-subatlantisch verbreiteter Pflanzenarten aus (vgl. Pott 1995, S. 353). Zu den Trennarten gegenüber anderen Ordnungen aus der Klasse der Trocken-, Halbtrockenrasen und basiphilen Magerrasen (*Festuco-Brometea*) zählen Arten deren Hauptvorkommen in Mähwiesen der Klasse *Molinio-Arrhenatheretea* liegen. Dazu zählen beispielsweise *Anthoxanthum odoratum*, *Leucanthemum vulgare* oder auch *Lotus corniculatus* (vgl. Mucina & Kolbek 1993, S. 423).

Die Ordnung *Brometalia erecti* gliedert sich wiederum in die Verbände *Bromion erecti* und *Cirsio-Brachypodion pinnati*. Das *Bromion erecti* stellt dabei die submediterran-subatlantische und das *Cirsio-Brachypodion pinnati* die subkontinentale Variante dar. Für diese Arbeit erwähnenswert ist, dass der Wienerwald im Übergangsbereich beider Verbände liegt (vgl. Mucina & Kolbek 1993, S. 430).

Bromion erecti (Submediterran-subatlantische Trespen-Halbtrockenrasen)

Charakteristisch für das *Bromion erecti* ist das Aufeinandertreffen von Arten mehrerer pflanzensoziologischer Ordnungen beziehungsweise Klassen. So finden sich in

Ausbildungen dieses Verbandes neben Arten der echten Trockenrasen auch solche der mesischen Wiesen, Wechselfeuchtezeiger der Molinietalia und Magerrasenarten aus der Klasse Calluno-Ulicetea. In Österreich sind mehrere Assoziationen aus dem Verband des Bromion erecti anzutreffen, wobei das *Filipendulo vulgaris-Brometum* und *Euphorbio verrucosae-Caricetum montanae* für den Wienerwald relevant sind (vgl. Mucina & Kolbek 1993, S. 424ff; Willner et al. 2013, S. 427).

Das *Filipendulo vulgaris-Brometum*, von Mucina & Kolbek (1993) zum *Onobrychido viciifoliae-Brometum* gestellt, findet sich oftmals auf lehmigen und etwas besser mit Wasser und Nährstoffen versorgten Böden (vgl. Willner et al. 2013, S. 436f, S. 452). Die Gesellschaft weist sehr häufig auch Wechselfeuchtezeiger auf. Das *Euphorbio verrucosae-Caricetum montanae* (Wienerwald-Halbtrockenrasen) kommt hingegen auf trockeneren und auch basenreicheren, aber zugleich weniger nährstoffreichen Standorten vor (vgl. Willner et al. 2013, S. 455). Beide Gesellschaften vermitteln zu Wiesengesellschaften mesischer Standorte (vgl. Mucina & Kolbek 2013, S. 428). Bezeichnungen wie Trockene Trespen-Glatthaferwiesen verdeutlichen dies (vgl. Mucina & Kolbek 1993, S. 427f).

Diese Einteilung darf aber nicht all zu starr verstanden werden. Sehr häufig kommen auf den Wienerwaldwiesen auf einer Fläche Trespen-Halbtrockenrasen, Trespen-Glatthafer-Wiesen und Glatthaferwiesen gleichzeitig nebeneinander vor. Dies ist besonders auf Hangflächen besonders gut zu sehen, wo in den mageren oberen Bereichen Trespen-Halbtrockenrasen zu finden sind und diese in den weiter unten gelegenen Bereichen und besser mit Wasser und Nährstoffen versorgten Böden von Glatthaferwiesen abgelöst werden (vgl. Bischof 2003, S. 214).

Cirsio-Brachypodium pinnati

(Subkontinentale Halbtrockenrasen – Wiesensteppen)

Hierbei handelt es sich um die subkontinentale Vikariante zu den submediterransubatlantischen Trespen-Trockenrasen (vgl. Mucina & Kolbek 1993, S. 430). Es sind Ersatzgesellschaften von wärmeliebenden Laubwäldern auf kalkhaltigen Lehm- und Mergelböden (vgl. Runge 1990, S. 206). Von den Trespen-Halbtrockenrasen unterscheiden sie sich durch das vermehrte Vorkommen kontinentaler Pflanzenarten (vgl. Mucina & Kolbek 1993, S. 430).

In Österreich werden mehrere Assoziationen an subkontinentalen Halbtrockenrasen unterschieden (vgl. Mucina & Kolbek 1993, S. 431ff). Im Rahmen dieser Masterarbeit und dessen Untersuchungsgebietes ist das *Polygalo majoris-Brachypodietum pinnati* (Kreuzblumen-Fiederzwenken-Rasen der Thermenlinie) von Bedeutung (vgl. Mucina & Kolbek 1993, S. 431; Willner et al. 2013, S. 427). Dieser meist von *Brachypodium pinnatum* dominierte Trockenrasen-Typ findet sich auf tiefgründigen Rendsinen. Genauso wie die submediterransubatlantischen Trespen-Halbtrockenrasen sind auch sie erst durch die Nutzung des

Menschen entstanden. Meist handelt es sich um Standorte früherer Flaumeichen-Wälder (vgl. Mucina & Kolbek 1993, S. 431).

Gefährdung

Naturnahe Halbtrockenrasen zählen in Österreich zu den gefährdeten bis stark gefährdeten Biotoptypen. Zu den Gefährdungsursachen zählen Nutzungsaufgabe, Düngung, Nährstoffeintrag und Verbauung (vgl. Essl et al. 2004, S. 63ff).

Erhalt

Für den langfristigen Erhalt dieses Lebensraumtyps ist eine extensive Beweidung mit Rindern, Schafen oder Ziegen, beziehungsweise eine einschürige Mahd erforderlich (vgl. LfU 2014, S. 70).

2.4.2 Borstgrasrasen (LRT 6230)

Borstgrasrasen sind niedrigwüchsige, einschichtige Grünlandbestände nährstoffarmer, saurer Böden, die vom Vorkommen des Bürstlings (*Nardus stricta*) geprägt sind. Neben der namensgebenden Art zählen noch weitere kalkmeidende Pflanzenarten wie *Danthonia decumbens*, *Potentilla erecta* und *Viola canina* zu den typischen Pflanzen von Borstgrasrasen (vgl. Dierschke & Briemle 2008, S. 58; Pott 1996, S. 435). Die Artenzusammensetzung spiegelt dabei sehr häufig die selektive Nahrungsaufnahme durch das Weidevieh wider (vgl. Wilmanns 1998, S. 239).

Borstgrasrasen stellen Ersatzgesellschaften bodensaurer Wälder, je nach Höhenlage der Verbände Quercion roboris, Luzulo-Fagenion oder Vaccinio-Piceeion, dar (vgl. Ellmauer 1993, S. 408; Pott 1996, S. 205). Durch Rodung dieser Wälder und die anschließende extensive Mahd und Beweidung und den damit verbundenen Nährstoffentzug entstanden Borstgrasrasen (vgl. Pott 1996, S. 205).

Die Kombination aus feucht-kühlem Klima und silikatischem Ausgangsgestein begünstigt dabei die Entstehung von Borstgrasrasen. Die durch hohe Niederschläge bedingte Auswaschung von Nährstoffen und der aufgrund des niedrigen pH-Wertes gehemmte Abbau organischer Substanz führen zur Bildung von Rohhumusauflagen (vgl. Ellmauer 1993, S. 408; Opitz von Boberfeld 1994, S. 100f).

Borstgrasrasen lassen sich in zwei Typen untergliedern, es sind dies einerseits die artenreichen Bestände höherer Lagen des Nardion strictae und der, im Tiefland und den Mittelgebirgen zu findende, Verband Violion caninae (vgl. Dierschke & Briemle 2008; S. 58). Die Höhenverbreitung der atlantischen und subatlantischen Borstgrasrasen (Violion caninae) reicht dabei von der planaren bis in die montane Höhenstufe auf etwa 1.000 m Seehöhe (Oberdorfer 1983, S.435, S. 438). Letztgenannter Verband wird in Österreich wiederum in

die Kreuzblumen-Borstgrasweide (*Polygalo-Nardetum*) und die Orchideen-Borstgrasmatte (*Gymnadenio-Nardetum*) unterteilt (vgl. Ellmauer 1993, S. 410f).

Die wenigen Borstgrasrasen, die im Wienerwald anzutreffen sind, finden sich meist in höher gelegenen Gebieten (vgl. Drozdowski & Mrkvicka 2014, S. 26). Sie dürften dem *Polygalo-Nardetum* zuzuordnen sein (vgl. Pfundner & Sauberer 2009, S. 39).

Anthoxantho-Agrostietum tenuis

Willner et al. (2013, S. 427) unterstellen den atlantischen und subatlantischen Borstgrasrasen (*Violion caninae*) auch noch das *Anthoxantho-Agrostietum tenuis* s. lat. Sillinger 1933. Hierbei handelt es sich um mäßig saure Magerrasen, deren Artengarnitur sich aus Sippen der pflanzensoziologischen Klassen Festuco-Brometea, Molinio-Arrhenatheretea und Calluno-Ulicetea zusammensetzt. Es finden sich sowohl Ausprägungen auf feuchten als auch auf trockenen Standorten. Feuchtere Varianten vermitteln zu Pfeifengraswiesen, trockenere Varianten zu Wienerwald-Halbtrockenrasen. Im Gegensatz zu Glatthaferwiesen und Trespen-Halbtrockenrasen werden die Flächen nicht von *Arrhenatherum elatius* beziehungsweise *Bromus erectus* dominiert. Von Pfeifengraswiesen unterscheiden sie sich dadurch, dass es sich um frische, nicht jedoch nasse Standorte handelt (vgl. Willner et al. 2013, S. 454ff).

Willner et al. (2013, S. 447) weisen zugleich aber darauf hin, dass die von ihnen vorgeschlagene pflanzensoziologische Zuordnung als vorläufig angesehen werden muss, da in diesem Zusammenhang noch Unklarheiten bestehen. Diesbezüglich wird auch auf andere Pflanzensoziologinnen beziehungsweise -soziologen verwiesen, die das *Anthoxantho-Agrostietum* dem Cynosurion oder auch dem Arrhenatherion zurechnen (vgl. Chytrý 2007, S. 200ff; Janišová 2007, S. 103; Rozbrojová et al. 2010, S. 319).

Der Verband *Violion caninae* stellt eine vollständig zum FFH-Lebensraumtyp 6230 (Artenreiche montane Borstgrasrasen auf Silikatböden) zugeordnete pflanzensoziologische Einheit dar (vgl. Essl 2005b, S. 212). Nachdem FFH-Lebensraumtypen unter anderem durch pflanzensoziologische Einheiten definiert sind, ergibt sich in diesem Fall der Umstand, dass das *Anthoxantho-Agrostietum* je nach Zuordnung einen FFH-Lebensraumtyp darstellt oder auch nicht.

Darauf zurückzuführen ist, dass die als *Anthoxantho-Agrostietum* ausgewiesenen Flächen, bei der Biotopkartierung, für welche der Schlüssel zur Bestimmung der Wiesengesellschaften im Wienerwald von Willner et al. (2013) herangezogen wurde, dem Lebensraumtyp Artenreiche montane Borstgrasrasen zugeordnet wurden.

Gefährdung

Frische basenarme Magerweiden und -wiesen der Tieflagen, denen auch Borstgrasrasen angehören, zählen in Österreich zu den gefährdeten bis stark gefährdeten Biotoptypen (vgl. Essl et al. 2004, S. 38). Gefährdungen für Borstgrasrasen ergeben sich durch Wiederbewaldung oder bewusste Aufforstungen infolge der Bewirtschaftungsaufgabe ebenso wie durch Intensivierungen (vgl. Essl 2005b, S. 216). Neben direkter Düngung können sich auch Stickstoffeinträge aus der Luft problematisch auf Borstgrasrasen-Bestände auswirken (vgl. LfU 2014, S. 73; Pott 1996, S. 434).

Erhalt

Für den Erhalt von artenreichen Borstgrasrasen ist auf eine dauerhafte Nährstoffarmut zu achten. Dies sollte durch extensive Bewirtschaftung in Form von Mahd oder Beweidung und den Verzicht auf Düngung erfolgen (vgl. LfU 2014, S. 73).

2.4.3 Pfeifengraswiesen (LRT 6410)

Pfeifengraswiesen sind nährstoffarme Wiesen auf feuchten oder wechselfeuchten Böden (vgl. Ellmauer & Mucina 1993, S. 303). Charakteristisch für Pfeifengraswiesen ist ihre meist sehr lockere Oberschicht in der Vegetation, die eine ausreichende Versorgung der darunter liegenden Schichten mit Licht ermöglicht. Dadurch können sich dort auch konkurrenzschwache Arten entwickeln (vgl. Dierschke & Briemle 2008, S. 124).

Pfeifengraswiesen sind gekennzeichnet durch eine späte Vegetationsentwicklung, die einem Wasserüberschuss im Frühjahr und dem dadurch bedingten Luftmangel im Wurzelbereich der Pflanzen geschuldet ist (vgl. Merz 2002, S. 252). Viele der für Pfeifengraswiesen typischen Arten blühen dadurch vergleichsweise spät (vgl. Dierschke & Briemle 2008, S. 124; Essl 2005c, S. 247).

Zur Gewinnung von Einstreu mit besonders hohem Rohfaseranteil und hoher Saugfähigkeit erfolgt die Mahd von Streuwiesen erst im Herbst (vgl. Dierschke & Briemle 2008, S. 124; Wilmanns 1998, S. 224f). Dadurch wird es den spät blühenden Pflanzenarten ermöglicht sich generativ fortzupflanzen und auch Nährstoffe in unterirdische oder in Bodennähe liegende Organe einzulagern (vgl. Dierschke & Briemle 2008, S. 48f, S. 84; Ellenberg 1996, S. 783; Essl 2005c, S. 247). Dies ist auch der Grund, warum diesen Wiesen nur wenige Nährstoffe entzogen werden und auch ohne Düngung gute Erträge an Streu liefern (vgl. Ellenberg 1996, S. 783; Wilmanns 1998, S. 225).

In Pfundner & Sauberer (2009, S. 37) wird davon berichtet, dass die Pfeifengraswiesen auf den Flächen der Österreichischen Bundesforste im Wienerwald der Artengarnitur zufolge zwischen Mitteleuropäischen Pfeifengraswiesen (*Selino-Molinietum caeruleae* Kuhn 1937) und den Pannonischen Blaugras-Pfeifengraswiesen (*Succiso-Molinietum caeruleae*)

vermitteln. Allerdings wird darauf hingewiesen, dass es für eine genaue Zuordnung noch weitere Analysen bedürfe. Willner et al. (2013) ordnen wenig später die Pfeifengraswiesen im Wienerwald dem *Succiso-Molinietum* zu. Während Mitteleuropäische Pfeifengraswiesen (*Selino-Molinietum caeruleae*) auf Niedermoorböden mit einer konstanten Bodenfeuchte zu finden sind, treten die Pannonischen Pfeifengraswiesen (*Succiso-Molinietum caeruleae*) auf Standorten mit stark wechselnder Bodenfeuchte auf. Häufig handelt es sich hierbei um tonige und kalkreiche Böden (vgl. Ellmauer & Mucina, S. 304). Trockene Ausbildungen von Kalk-Pfeifengraswiesen gelten als besonders artenreich, da in ihnen auch Arten der Kalk-Halbtrockenrasen zu finden sind (vgl. Ellenberg 1996, S. 811).

Gefährdung

Pfeifengraswiesen gelten in Österreich als stark gefährdet (vgl. Essl et al. 2004, S. 23). Neben veränderten Haltungsformen von Nutztieren und dem damit verbundenem geringeren Bedarf an Einstreumaterial ermöglichte die leichtere Verfügbarkeit von Düngemitteln die Umwandlung nährstoffarmer Pfeifengraswiesen in ertragreichere Futterwiesen. Damit verbunden ist nicht nur eine Düngung, sondern auch eine frühere Mahd durch die jedoch Arten, die auf die Einlagerung von Reservestoffen angewiesen sind, geschwächt werden (vgl. Burkart et al. 2004, S. 75; Ellenberg 1996, S. 812f; Wilmanns 1998, S. 227). Infolge von Nutzungsaufgabe sind die Flächen auch durch Verbuschung oder Aufforstung gefährdet (vgl. Ellmauer & Mucina S. 303; Essl et al. 2004, S. 23).

Erhalt

Der langfristige Erhalt von Pfeifengraswiesen erfordert eine zumindest zweijährliche spät im Jahr erfolgende Mahd und den anschließenden Abtransport des Mähguts. Bleibt eine Mahd über längere Zeiträume aus, kommt es zu einer Veränderung in der Artenzusammensetzung (vgl. Ellenberg 1996, S. 812). Ebenfalls wesentlich für den Erhalt von Pfeifengraswiesen ist der Verzicht auf Düngung (vgl. Burkart et al. 2004, S. 74).

2.4.4 Flachland-Mähwiesen (LRT 6510)

Laut Auffassung der Europäischen Kommission fallen unter magere Flachland-Mähwiesen artenreiche Wiesen leicht oder moderat gedüngter Standorte von der planaren bis zur submontanen Höhenstufe, welche dem Arrhenatherion zugeordnet werden können und reich an Blumen sind (vgl. European Commission, DG Environment 2013, S. 80).

Eine alternative Bezeichnung für diesen Wiesentyp ist der Begriff Glatthaferwiese (vgl. Essl 2005d, S. 273). Der Wasserhaushalt dieses Wiesentyps ist relativ ausgeglichen, also weder besonders feucht noch extrem trocken (vgl. Essl 2005d, S. 274). Am Nährstoffgradienten sind Glatthaferwiesen ebenfalls mittig zwischen Magerrasen und Intensivgrünland angesiedelt (vgl. Dierschke & Briemle 2008, S. 91f).

Typisch für Glatthaferwiesen sind mehrschichtige Bestände, in denen die Ober- und Mittelschicht von höherwüchsigen Gräsern und Kräutern gebildet wird. Darunter findet sich noch eine Schicht aus weniger wüchsigen Arten. Besonders sie sind auf eine regelmäßige Mahd angewiesen, da sie bei Aufgabe dieser von höherwüchsigen Arten verdrängt werden (vgl. Dierschke & Briemle 2008, S. 91, S. 169f; Ellenberg 1996, S. 789ff). Die Wiesen werden meist zur Heugewinnung genutzt, wozu sie bis zu zweimal im Jahr gemäht und auch gedüngt werden (vgl. Dierschke & Briemle 2008, S. 91). Unter allen im Rahmen dieser Masterarbeit behandelten Wiesentypen, stellen Flachland-Mähwiesen den noch am weitest verbreitetsten Wiesentyp in Mitteleuropa dar (vgl. Ellenberg 1996, S. 789).

Mit zunehmender Seehöhe wird der namensgebende, wärmeliebende Glatthafer (*Arrhenatherum elatius*) vom kältetoleranteren Goldhafer (*Trisetum flavescens*) abgelöst (vgl. Unterladstetter 2020, S. 272; Wilmanns 1998, S. 223). Flachland-Mähwiesen gehen von da an in sogenannte Berg-Mähwiesen (FFH-LRT-Typ 6520) über (vgl. Essl 2005e, S. 283).

Je nach Standortausprägung weisen Flachland-Mähwiesen eine unterschiedliche Artengarnitur auf. Im Wienerwald können mehrere Assoziationen unterschieden werden, wobei die drei folgenden am wichtigsten sind (vgl. Pfundner & Sauberer 2009, S. 31, S. 34; Willner et al. 2013, S. 427).

***Ranunculo bulbosi-Arrhenatheretum* (Knollen-Hahnenfuß-Glatthaferwiese)**

Das *Ranunculo bulbosi-Arrhenatheretum* ist unter den hier vorgestellten Assoziationen, jene die auf den trockeneren Standorten zu finden ist (vgl. Ellmauer & Mucina 1993, S. 346f). Ellmauer & Mucina (1993, S. 346) zählen zu dieser Gesellschaft auch die sogenannte Salbei-Glatthaferwiese. Sie ist besonders auf kalkhaltigen oder zumindest basenreichen Böden in warmen Lagen zu finden (vgl. Dierschke & Briemle 2008, S. 97; Ellenberg 1996, S. 793). Nicht selten gesellen sich auch typische Arten der Halbtrockenrasen zum Artengefüge der Salbei-Glatthaferwiesen (vgl. Ellenberg 1996, S. 793).

***Filipendulo vulgaris-Arrhenatheretum* (Wienerwald-Wiese)**

Namensgebend für diese Assoziation ist das Kleine Mädesüß (*Filipendula vulgaris*). Es ist vor allem an wechsellackenen Standorten auf Lehm- und Tonböden zu finden (vgl. Oberdorfer 2001, S. 562). Neben *Filipendula vulgaris* führen Ellmauer & Mucina (1993, S. 349f) mit *Allium carinatum*, *Carex tomentosa*, *Colchicum autumnale* und *Galium boreale* noch weitere für diese Wiesengesellschaft typische Arten an, die auf wechselfeuchte beziehungsweise wechsellackene Standortbedingungen hinweisen (vgl. Oberdorfer 2001, S. 123, S. 130, S. 184, S. 769). Diese Bedingungen sind vor allem in den leicht sauren bis kalkhaltigen Ton- und Lehm Böden von Flyschgebieten gegeben (vgl. Ellmauer & Mucina S. 350).

Obwohl die Gesellschaft reich an Obergräsern ist, weist sie nicht selten um die 50 verschiedenen Pflanzenarten auf. Damit zählen Wiesen dieser Gesellschaft zu den artenreichsten innerhalb der Glatthaferwiesen (vgl. Hundt & Hübl, S. 334f).

***Ranunculo repentis-Alopecuretum pratensis* (Fuchsschwanz-Frischwiese)**

Sozusagen das Gegenstück zu den trockeneren Knollen-Hahnenfuß-Glatthaferwiesen stellen die Fuchsschwanz-Frischwiesen dar. Bei ihren Standorten handelt es sich sehr häufig um vergleyte Böden mit hohem Anteil an Tonen und Lehmen im Nahbereich von Fließgewässern (vgl. Ellmayer & Mucina 1993, S. 348). Fuchsschwanz-Frischwiesen sind besser mit Nährstoffen versorgt als das *Ranunculo bulbosi-Arrhenatheretum* und das *Filipendulo vulgaris-Arrhenatheretum* (vgl. Willner et. al. 2013, S. 455). Im Vergleich zu diesen sind Fuchsschwanz-Frischwiesen mit durchschnittlich 30 Arten auch deutlich weniger divers. Der Glatthafer tritt bei dieser Assoziation deutlich zurück und wird stattdessen vom Wiesen-Fuchsschwanz (*Alopecurus pratensis*) und Wolligem Honiggras (*Holcus lanatus*) abgelöst (vgl. Ellmayer & Mucina 1993, S. 348). Dies ist darauf zurückzuführen, dass *Alopecurus pratensis* mit seinem Aerenchym in der Wurzelrinde *Arrhenatherum elatius* auf feuchteren Standorten überlegen ist (vgl. Pott 1995, S. 308). Laut Essl (2005d, S. 273) können Fuchsschwanz-Frischwiesen nur teilweise dem Lebensraumtyp Flachland-Mähwiese zugeordnet werden.

Gefährdung

Geänderte Grünlandnutzungen, sei es in Form von Nutzungsintensivierungen mit Vorverlegung des ersten Schnitts und Düngung, Umwandlungen in Ackerland oder auch die Aufgabe der Bewirtschaftung und die damit verbundene Verbrachung, zählen zu den Gefährdungsursachen dieses Lebensraumtyps (vgl. Dierschke & Briemle 2008, S. 145; Essl 2005d, S. 277; LfU 2014, S. 96). Sowohl die Aufgabe der Mahd als auch zu späte Mahd begünstigen höherwüchsige Gräser, wodurch schwachwüchsige Arten unterdrückt werden und verschwinden (vgl. Dierschke & Briemle 2008, S. 145, S. 169).

Erhalt

Traditionelle Nutzung, bei der die Wiesen je nach Erfordernis ein- beziehungsweise zweimal im Jahr gemäht werden, sichert den Erhalt. Eine Düngung sollte sich auf Festmist beschränken (vgl. Essl 2005d, S. 277; LfU 2014, S. 70).

2.4.5 Kalkreiche Niedermoore (LRT 7230)

Im Gegensatz zu den Hochmooren verfügen die zu den Niedermooren zählenden Kleinseggenriede über Grundwasseranschluss (vgl. Traxler et al. 2005, S. 37). Sie sind oftmals gekennzeichnet durch rieselndes Wasser und kalkreiche Quellaustritte (vgl. Dierßen &

Dierßen 2008, S. 103; Pott 1996, S. 91). Die Vegetation setzt sich zusammen aus niedrigwüchsigen Sauergräsern und Moosen (vgl. Ellmauer 2005b, S. 342; Pott 1996, S. 250).

Grabherr und Mucina (1993) stellen die Ordnung *Caricetalia davallianae* zur natürlich waldfreien Vegetation. Dass viele der heute bestehenden Kleinseggengesellschaften basenreicher Niedermoore auf die extensive Nutzung durch den Menschen angewiesen sind, erklärt sich dadurch, dass es sich hierbei um Sekundärstandorte handelt. Sie sind erst durch die extensive Landbewirtschaftung entstanden. Primärstandorte nehmen zumeist nur kleinere Flächen ein und sind großteils auf alpine Gebiete beschränkt (vgl. Dierßen & Dierßen 2008, S. 103; Pott 1996, S. 235; Steiner 1993, S. 146). In kalkreichen Niedermooren auf Sekundärstandorten finden sich im Gegensatz zu den Naturstandorten neben den eigentlichen Niedermoorarten sehr häufig auch Arten der Streuwiesen (vgl. Ellenberg 1996, S. 476; Steiner 1993, S. 147).

Der Lebensraumtyp 7230 (Kalkreiche Niedermoore) deckt eine Vielzahl an Pflanzengesellschaften der Kleinseggensümpfe und -moore ab (vgl. Ellmauer 2005b, S. 341). Viele davon beschränken sich in Österreich aber auf höhere Lagen (vgl. Steiner, S. 146ff). Für das Untersuchungsgebiet sind die Kleinseggengesellschaften basenreicher Niedermoore von der Planar- bis zur Subalpinstufe (*Caricion davallianae*) und hier insbesondere das *Caricetum davallianae* (Davallseggengesellschaft) von Relevanz (vgl. Pfundner & Sauberer 2009, S. 41; Willner et al. 2013, S. 427). Das *Caricetum davallianae* findet sich meist an hängigen durchrieselten Standorten (vgl. Pott 1996, S. 250). Nicht selten kommt es dort auch zu Tuffbildungen (vgl. Ellenberg 1996, S. 617; Pott 1995, S. 250; Steiner 1993, S. 152).

Gefährdung

Basenreiche, nährstoffarme Kleinseggenrieder zählen in Österreich zu den stark gefährdeten Biotoptypen. Bestände in tieferen Lagen sind dabei deutlich gefährdeter als solche in höheren Lagen (vgl. Traxler et al. 2005, S. 39).

Dieser Wiesentyp ermöglicht nur geringe Erträge und die Aufwüchse eignen sich meist nur als Einstreu (vgl. Ellenberg 1996, S. 476). Das damit oftmals verbundene Ausbleiben der extensiven Nutzung und die damit einhergehende Wiederbewaldung oder bewusste Aufforstung führen zum Rückgang dieser Pflanzengesellschaft (vgl. Dierßen & Dierßen 2008, S. 100; Ellmauer 2005b, S. 344; Steiner 1993, S. 146). Zudem werden kalkreiche Niedermoore entwässert, um sie in Futterwiesen umzuwandeln (vgl. Ellenberg 1996, S. 476). Durch Entwässerung und die damit verbundene Mineralisierung kommt es zur Freisetzung von Stickstoff, wodurch nitrophile Arten aufkommen (vgl. Pott 1996, S. 235). Auch im Wienerwald wurden viele der kalkreichen Niedermoore, die dort ohnehin zu den selteneren Wiesengesellschaften zählen, durch Trockenlegung zerstört (vgl. Pfundner & Sauberer 2009, S. 41).

Erhalt

Während die nassesten Ausbildungen von Natur aus baumfeindlich sind, sind entwässerte oder weniger wassergeprägte Ausbildungen von kalkreichen Niedermooren auf regelmäßige Pflege in Form von Mahd oder extensiver Beweidung angewiesen. Je nach standörtlichen Gegebenheiten sollten kalkreiche Niedermoore einmal jährlich oder auch nur jedes zweite Jahr gemäht werden (vgl. Dierßen & Dierßen 2008, S. 100; Ellmayer 2005b, S. 345).

2.4.6 Bach-Kratzdistelwiesen (*Cirsietum rivularis*)

Bach-Kratzdistelwiesen sind feuchte bis nasse Wiesen und gehören dem Verband Calthion (Nährstoffreiche Feuchtwiesen) an (vgl. Ellmayer & Mucina 1993, S. 315). Bach-Kratzdistelwiesen finden sich meist auf lehmigen Gley- oder Pseudogleyböden. Sehr häufig entstanden sie durch die Düngung vorheriger Pfeifengras-Streuwiesen, die wiederum aus Au- und Bruchwäldern hervorgegangen sind (vgl. Burkart et al. 2004, S. 23; Ellmayer & Mucina 1993, S. 315).

Kennzeichnend für Bach-Kratzdistelwiesen sind eine lockere bis zu einem Meter hoch werdende Oberschicht und eine dichtere Mittelschicht. Von allen Gesellschaften aus dem Verband nährstoffreicher Feuchtwiesen (Calthion) weist das *Cirsietum rivularis* die meisten Arrhenatheretalia-Arten auf (vgl. Ellmayer & Mucina 1993, S. 316). Verglichen mit den nahestehenden Kohl-Kratzdistelwiesen (*Angelico-Cirsietum*) finden sich Bach-Kratzdistelwiesen (*Cirsietum rivularis*) an basenreicheren Standorten (vgl. Ellenberg 1996, S. 806).

Gefährdung

Bach-Kratzdistelwiesen liefern sehr häufig nur geringwertiges Futter. Gefährdungen ergeben sich deshalb durch Nutzungsintensivierungen verbunden mit Düngung und zu früher Mahd ebenso wie durch Entwässerungen und Nutzungsaufgabe (vgl. Burkart et al. 2004, S. 23).

Erhalt

Traditionell werden Bach-Kratzdistelwiesen ein- bis zweimal im Jahr gemäht und zum Teil im Herbst beweidet. Der erste Schnitt sollte dabei nicht zu früh erfolgen. Für den Erhalt bedarf es weiters des Verzichts auf übermäßige Düngung und Entwässerung (vgl. Burkart et al. 2004, S. 23; Merz 2000, S. 274).

3 Methodik

Der Ablauf dieser Masterarbeit gliederte sich im Wesentlichen in die drei Arbeitsschritte

- Vorarbeiten mit Auswahl der Flächen und eines Bewertungsschemas sowie Literaturrecherche zum Untersuchungsgebiet und zu den Wiesentypen
- Feldarbeit mit den Erhebungen der vorkommenden Arten und des Erhaltungsgrades auf den einzelnen Flächen
- Datenauswertung.

3.1 Vorarbeiten

Für die Auswahl der Flächen waren insbesondere das Vorliegen bisheriger Daten und die unkomplizierte Möglichkeit zum Aufsuchen und Betreten der Flächen von Bedeutung. Die Entscheidung fiel daher auf Flächen im Eigentum der Österreichischen Bundesforste.

Für die Durchführung von zeitlichen Vergleichen konnte auf Daten zweier ehemaliger Projekte zurückgegriffen werden. Es sind dies einerseits naturschutzfachliche Erhebungen des Projekts Wiesen im Wienerwald im Besitz der Österreichischen Bundesforste AG (Pfundner & Sauberer 2009) und andererseits die Offenlanderhebung im Biosphärenpark Wienerwald (Staudinger et al. 2014). Beide Projekte werden im Anschluss näher beschrieben.

Wiesen im Wienerwald im Besitz der Österreichischen Bundesforste AG – Naturschutzfachliche Erhebungen und Managementvorschläge

Im Jahr 2007 fanden in Zusammenarbeit des Biosphärenparks Wienerwald, der Österreichischen Bundesforste, des Naturschutzbundes sowie des Landes Niederösterreich und der Stadt Wien naturschutzfachliche Erhebungen auf allen im Eigentum der Österreichischen Bundesforste befindlichen 651 Wiesenflächen im Biosphärenpark Wienerwald statt. Hierbei wurden alle vorkommenden Pflanzenarten, wertvolle Landschaftselemente und zum Teil auch Tierarten aufgenommen. Daneben wurden auch Beeinträchtigungen und mögliche Gefährdungen miterfasst. Alle Flächen wurden daraufhin in Bezug auf ihren naturschutzfachlichen Wert eingestuft. Dabei stellte sich heraus, dass etwas weniger als 40 % der Wiesen als naturschutzfachlich wertvoll bezeichnet werden können (vgl. Pfundner & Sauberer 2009, S. 67). Der Erhebung folgte im Anschluss die Ausarbeitung eines Pflegekonzeptes, welches für die Wiesen Managementmaßnahmen auflistet (vgl. Pfundner & Sauberer 2009).

Offenlanderhebung Biosphärenpark Wienerwald 2011 – 2013

Die Offenlanderhebung beinhaltet eine flächendeckende Biotopkartierung, eine Nutzungskartierung sowie die Erfassung von FFH-Lebensraumtypen des niederösterreichischen

Anteils am Biosphärenpark. Für Flächen, die einem FFH-Lebensraumtyp zugeordnet wurden, erfolgte auch eine Bewertung des Erhaltungsgrades. Als Grundlage für die Zuordnung der Flächen zu Wiesentypen diente der Schlüssel zur Bestimmung der Wiesengesellschaften im Wienerwald von Willner et al. (2013). Bei der Erfassung und Bewertung von FFH-Lebensräumen wurde nach Ellmauer (2005a) vorgegangen (vgl. Staudinger et al. 2014).

Für die hier vorliegende Masterarbeit war es notwendig, sich auf einen Teil der Wiesen zu beschränken. Die Entscheidung fiel hierbei auf die besonders wertvollen Wiesen, also Flächen mit mehr als zehn österreichweit gefährdeten Pflanzenarten, oder solche die sich durch ihre Seltenheit und besondere Ausprägung auszeichnen.

3.2 Feldarbeit

Die Aufnahmen der Wiesen erfolgten in der Zeit von Anfang Mai bis Mitte Juli, wobei die Flächen zweimal begangen wurden. Einzelne Flächen wurden auch zu einem späteren Zeitpunkt noch einmal aufgesucht. Die Feldarbeiten setzten sich für jede Fläche aus einer Erfassung des Arteninventars und einer Bewertung des Erhaltungsgrades zusammen, deren Ablauf im Anschluss näher erläutert wird.

3.2.1 Erhebung des Arteninventars

Für die Bestimmung der Pflanzenarten wurde vorrangig Fischer et al. (2008) herangezogen. Da viele der Pflanzen aber nur in vegetativem Zustand angetroffen wurden, erwies sich Eggenberg & Möhl (2020) als besonders hilfreich. In einzelnen Fällen wurde auf die genaue Ansprache im Gelände morphologisch unbefriedigend abgrenzbarer Sippen verzichtet. So wurden beispielsweise die beiden vegetativ nicht immer sicher unterscheidbaren Sippen *Molinia caerulea* und *Molinia arundinacea*, die teilweise auch nur als Unterarten angesehen werden, zum *Molinia caerulea* agg. zusammengefasst (vgl. Schratt-Ehrendorfer et al. 2022, S. 242). Die Taxonomie und Nomenklatur der Sippen dieser Arbeit richten sich nach Fischer et al. (2008). Der Gefährdungsgrad der einzelnen Sippen wurde aus Schratt-Ehrendorfer et al. (2022) entnommen. Die Systematik der Pflanzengesellschaften folgt, sofern nicht anders angegeben, Mucina, Grabherr & Ellmauer (1993) beziehungsweise Grabherr & Mucina (1993).

3.2.2 Bewertung des Erhaltungsgrades

Nachdem keine Braun-Blanquet-Aufnahmen verfügbar waren, musste ein anderer verfügbarer Parameter herangezogen werden, der es ermöglicht, Veränderungen auf den Wiesenflächen zu erfassen. Hierbei bot sich der für alle Spitzenflächen, mit Ausnahme der Bach-Kratzdistelwiesen, die keinen FFH-Lebensraumtyp darstellen, erhobene Erhaltungsgrad an.

Für die Erhebung des Erhaltungsgrades von Natura-2000-Gütern wurde von Thomas Ellmauer und Franz Essl im Jahr 2005 im Auftrag der Bundesländer, des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft sowie des Umweltbundesamtes ein entsprechendes Konzept erstellt. Anzumerken ist, dass in diesem Leitfaden auch für einzelne Flächen beziehungsweise Schutzgebiete der Begriff Erhaltungszustand verwendet wird. Dies ist darauf zurückzuführen, dass anfangs der Begriff Erhaltungszustand sowohl für die Ebene des Schutzgebietes als auch für die biogeographische Region verwendet wurde (vgl. Suske et al. 2016, S. 75).

Mit dem Konzept von Ellmauer (2005a) ist es möglich alle in Österreich vorkommenden FFH-Lebensräume nachvollziehbar bewerten zu können. Dieses Konzept beinhaltet ein dreistufiges Bewertungsschema in den Kategorien Flächengröße, Artenzusammensetzung, Hydrologie, lebensraumtypische Habitatstrukturen beziehungsweise Vegetationsstruktur und Störungszeiger. Je nach Lebensraumtyp können auch nur eine Auswahl dieser Kategorien in die Bewertung einfließen (vgl. Ellmauer 2005a).

Nachdem es sich bei den sogenannten Bach-Kratzdistelwiesen um keinen FFH-Lebensraumtyp handelt, existiert für diesen Wiesentyp auch kein Beurteilungssystem. Aus diesem Grund wurde für diesen Wiesentyp ein eigenes Bewertungsschema in Anlehnung an Ellmauer (2005a) erstellt. Es wurden hierfür ebenfalls die Bewertungskategorien Flächengröße, Artenzusammensetzung, Hydrologie, lebensraumtypische Habitatstrukturen und Störungszeiger herangezogen.

3.2.2.1 Flächengröße

Die Flächengröße wurde als Kriterium in die Bewertung aufgenommen, da davon ausgegangen wird, dass sich lebensraumtypische Ausprägungen erst ab einer bestimmten Mindestfläche ausreichend ausbilden können. Es wird dies mit der Erforderlichkeit eines Minimum-Vegetationsareals, eines Minimum-Bestandesklimaareals sowie eines Minimum-Strukturareals begründet (vgl. Ellmauer 2005a, S. 23ff).

In der nachfolgenden Tabelle werden die optimalen Flächengrößen für die behandelten Wiesentypen angeführt. Beim Lebensraumtyp Kalkreiche Niedermoore entfällt dieser Indikator, da diese typischerweise nur sehr kleinflächig ausgebildet sind (vgl. Ellmauer 2005b, S. 342f, S. 347). Für die Bach-Kratzdistelwiesen wurden die Werte der Pfeifengraswiesen übernommen.

Tabelle 3: Indikator Flächengröße

Wiesentyp/FFH-LRT	A	B	C
Kalk-Trockenrasen (vgl. Essl 2005a, S. 209f)	3 ha	0,1 ha bis < 1 ha	0,01 ha bis < 0,1 ha

Borstgrasrasen (vgl. Essl 2005b, S. 219)	1 ha	0,1 ha bis < 1 ha	0,01 ha bis < 0,1 ha
Pfeifengraswiesen (vgl. Essl 2005c, S. 252)	1 ha	0,1 ha bis < 3 ha	0,01 ha bis < 0,1 ha
Flachland-Mähwiesen (vgl. Essl 2005d, S. 280)	3 ha	0,1 ha bis < 3 ha	0,01 ha bis < 0,1 ha
Bach-Kratzdistelwiesen (in Anlehnung an Essl 2005c, S.252)	1 ha	0,1 ha bis < 1 ha	0,01 ha bis < 0,1 ha

3.2.2.2 Artenzusammensetzung

Das von Ellmayer (2005a) erstellte Konzept beinhaltet für die meisten Lebensraumtypen eine Liste an Gefäßpflanzenarten. Je nachdem wie viele von diesen auf der jeweiligen Wiesenfläche vorzufinden sind, erfolgt eine Bewertung mit A, B oder C (Tabelle 4).

Pfeifengraswiesen auf basenreichen Standorten sind deutlich reicher an unterschiedlichen Pflanzenarten als solche auf basenarmen Standorten (vgl. Ellenberg 1996, S. 811; Essl 2005c, S. 247). Dies wird auch im Bewertungsschema des Umweltbundesamtes mit einer unterschiedlich hohen Anzahl lebensraumtypischer Arten berücksichtigt (vgl. Essl 2005c, S. 252).

Tabelle 4: Indikator Anzahl lebensraumtypischer Arten

Wiesentyp/FFH-LRT	A	B	C
Kalk-Trockenrasen (Essl 2005a, S. 210)	15 oder mehr Arten	8 bis 14 Arten	bis zu 7 Arten
Borstgrasrasen (Essl 2005b, S. 219)	15 oder mehr Arten	8 bis 14 Arten	bis zu 7 Arten
Pfeifengraswiesen basenreich (Essl 2005c, S. 252)	15 oder mehr Arten	8 bis 14 Arten	bis zu 7 Arten
Pfeifengraswiesen basenarm (Essl 2005c, S. 252)	10 oder mehr Arten	6 bis 9 Arten	bis zu 5 Arten
Flachland-Mähwiesen (Essl 2005d, S. 280)	15 oder mehr Arten	8 bis 14 Arten	bis zu 7 Arten
Bach-Kratzdistelwiesen (in Anlehnung an Essl 2005d, S. 280)	11 oder mehr Arten	7 bis 10 Arten	bis zu 6 Arten

Arten, die nur mit einzelnen wenigen Individuen auf der Fläche vorkommen und die kein stetes Vorkommen aufweisen, wurden im Rahmen dieser Masterarbeit nicht mitgezählt. Eine Ausnahme stellen Arten dar, die besonders selten sind und meist kein stetes Vorkommen aufweisen.

Für die nicht zu den FFH-Lebensräumen zählenden Bach-Kratzdistelwiesen wurde mithilfe von Chytrý (2007, S. 244), Ellmayer & Mucina (1993, S. 311, S. 315) und Runge (1990, S. 218) folgende Liste an lebensraumtypischen Gefäßpflanzenarten ausgearbeitet:

- *Angelica sylvestris*
- *Bromus racemosus*
- *Caltha palustris*
- *Carex panicea*
- *Cirsium rivulare*
- *Crepis paludosa*
- *Dactylorhiza majalis*
- *Deschampsia cespitosa*
- *Holcus lanatus*
- *Juncus effusus*
- *Lychnis flos-cuculi*
- *Lysimachia nummularia*
- *Myosotis palustris* agg.
(*M. scorpioides*/*M. nemorosa*)
- *Ranunculus acris*
- *Sanguisorba officinalis*
- *Scirpus sylvaticus*
- *Trollius europaeus*
- *Valeriana dioica*

3.2.2.3 Hydrologie

Mit dem Parameter Hydrologie sollen Beeinträchtigungen des Wasserhaushalts von feuchtegeprägten Lebensraumtypen, wie sie Kalk-Niedermoore, Pfeifengraswiesen, Bach-Kratzdistelwiesen und zum Teil auch Borstgrasrasen darstellen, bei der Bewertung Berücksichtigung finden. Dafür werden als Maßstäbe die Grundwasserstände sowie das etwaige Vorliegen von Entwässerungsmaßnahmen herangezogen (vgl. Ellmayer 2005b, S. 347; Essl 2005b, S. 219; Essl 2005c, S. 252).

Tabelle 5: Indikator Hydrologie

Wiesentyp/FFH-LRT	A	B	C
Borstgrasrasen (Essl 2005b, S. 219)	Entwässerungsmaßnahmen haben entweder nie stattgefunden oder sind nicht (mehr) wirksam	Standort schwach entwässert, Entwässerungsmaßnahmen wirksam	Standort stark entwässert, Entwässerungsmaßnahmen deutlich wirksam
Kalkreiche Niedermoore (Ellmauer 2005b, S. 347)	Standort nicht entwässert bzw. hoch anstehendes Grundwasser mit nur geringen Wasserstandsschwankungen (Jahresmittelwerte zwischen 0 – 20 cm unter Flur)	Standorte mit alten (älter als 10 Jahre) Entwässerungsmaßnahmen bzw. stärkere Wasserstandsschwankungen (zwischen 0 – 40 cm) oder permanent tiefer liegendes Grundwasser (zwischen 20 – 40 cm)	Standorte aktuell entwässert bzw. Grundwasserstände entweder stark im Jahresverlauf schwankend (zwischen 0 – > 40 cm) oder permanent tiefer liegendes Grundwasser (> 40 cm unter Flur)
Pfeifengraswiesen (Essl 2005c, S. 252)	Standort nicht entwässert Grundwasser < 30 cm unter Flur	Standort schwach entwässert Grundwasser 30 – 50 cm unter Flur	Standort stark entwässert Grundwasser > 50 cm unter Flur
Bach-Kratzdistelwiesen (in Anlehnung an Essl 2005b, S. 219)	Entwässerungsmaßnahmen haben entweder nie stattgefunden oder sind nicht (mehr) wirksam	Standort schwach entwässert, Entwässerungsmaßnahmen wirksam	Standort stark entwässert, Entwässerungsmaßnahmen deutlich wirksam

3.2.2.4 Vollständigkeit der lebensraumtypischen Habitatstrukturen

Die einzelnen Wiesentypen weisen unterschiedliche jeweils für sie typische Strukturen auf. Diesen Faktor in die Bewertung einzubeziehen, erfolgt über den Parameter Vollständigkeit der lebensraumtypischen Habitatstrukturen beziehungsweise beim Lebensraumtyp Kalkreiche Niedermoore mit dem Parameter Vegetationsstruktur.

Dabei werden beispielsweise bei der Bewertung der Trockenrasen und Borstgrasrasen insbesondere die Lückigkeit beziehungsweise Geschlossenheit der Bestände betrachtet. Die Ausprägung der Streuauflage spielt bei der Beurteilung der kalkreichen Trockenrasen und mageren Flachland-Mähwiesen eine Rolle. Bei den mageren Flachland-Mähwiesen wird in diesem Indikator auch noch die Wuchshöhe der Krautschicht und der Anteil an konkurrenzschwachen Gefäßpflanzenarten ebenso wie die Durchmischung der Bestände berücksichtigt. Eine geringe Durchmischung mit einschichtigen Beständen, die hauptsächlich von Gräsern oder einigen wenigen konkurrenzstarken Kräutern dominiert werden, werden mit der Wertstufe C benotet. Dasselbe trifft zu, wenn die Flächen stark verbraucht sind. Näheres kann Tabelle 6 entnommen werden.

Tabelle 6: Indikator Lebensraumtypische Habitatstruktur (LRT 6210, 6230, 6410, 6510) beziehungsweise Vegetationsstruktur (LRT 7230)

	A (typische Strukturen vollständig erhalten)	B (typische Strukturen teilweise erhalten)	C (typische Strukturen fragmentarisch erhalten)
Borstgrasrasen (Essl 2005b, S. 219)	lückige Rasen aus strukturschwachen Arten	überwiegend niedrige, mäßig geschlossene Rasen aus überwiegend konkurrenzschwachen Arten, artenarme Faziesbestände v.a. aus Zwergsträuchern nur kleinflächig	von höherwüchsigen Arten durchsetzte, geschlossene Rasen, artenarme Faziesbestände v.a. aus Zwergsträuchern auf größeren Teilflächen
Kalkreiche Niedermoor (Ellmayer 2005b, S. 347)	> 90 % der Gesamtfläche weisen die typische Vegetationsstruktur (niedrigwüchsiger Bestand) auf	10 – 30 % der Gesamtfläche mit Vegetation aus höherwüchsigen Kräutern oder Gehölzen (verbrachte oder verbuschte Flächen)	> 30 % der Fläche mit Vegetation aus höherwüchsigen Kräutern oder Gehölzen (verbrachte oder verbuschte Flächen)
Kalk-Trockenrasen (Essl 2005a, S.210)	niedrige, lückige bis geschlossene Rasen aus konkurrenzschwachen Arten, keine Streuauflage, Verbund mit thermophilen Gebüschern und Säumen	Weitgehend geschlossene Rasen, in Folge von flächenhafter Versaumung, Verfilzung oder mäßiger Verbuschung sind konkurrenzschwache Lückenzeiger selten, mäßige Streuauflage	geschlossene, durch Dominanz von Polykormonbildnern oder hochwüchsigen Gräsern einförmig strukturierte und vergleichsweise artenarme Rasen, in Folge von flächenhafter starker Versaumung, Verfilzung oder starker Verbuschung sind konkurrenzschwache Lückenzeiger völlig verschwunden, dichte Streuauflage

	A (typische Strukturen vollständig erhalten)	B (typische Strukturen teilweise erhalten)	C (typische Strukturen fragmentarisch erhalten)
Magere Flachland-Mähwiesen (Essl 2005d, S. 280)	mäßig hochwüchsige Krautschicht mit konkurrenzschwachen Arten und mit mäßigem Anteil an Obergräsern, standortstypische Artenzusammensetzung, keine Streuauflage, gehölzfreie Bestände	Mäßig hochwüchsige bis hochwüchsige Krautschicht mit hohem Anteil an Obergräsern, konkurrenzschwache Arten selten, mäßige Streuauflage, mäßig verbuscht	hochwüchsige Krautschicht mit Dominanz von Obergräsern, artenarm, konkurrenzschwache Arten fehlend, dichte Streuauflage, stark verbuscht
Pfeifengraswiesen (Essl 2005c, S. 252)	typische Strukturen vollständig vorhanden: niedrige bis mäßig hochwüchsige Krautschicht mit Vorkommen konkurrenzschwacher Arten und weitgehendem Fehlen von Obergräsern, keine Streuauflage, gehölzfrei	typische Strukturen teilweise vorhanden: mäßig hochwüchsige Krautschicht mit mäßigen Deckungswerten von Obergräsern oder mäßig verbuscht, mäßige Streuauflage, konkurrenzschwache Arten zurücktretend	typische Strukturen fragmentarisch vorhanden: mäßig hochwüchsige Krautschicht mit hohen Deckungswerten von Obergräsern oder stark verbuscht, konkurrenzschwache Lückenzeiger völlig verschwunden, dichte Streuauflage
Bach-Kratzdistelwiesen (in Anlehnung an Ellmauer 2005a; Bundesamt für Naturschutz 2016)	hohe Strukturvielfalt hoher Anteil an Kräutern gute Durchmischung mit mehrschichtigen Beständen bestehend aus niedrig-, mittel- und hochwachsenden Kräutern und Gräsern	mittlere Strukturvielfalt typische Arten treten zugunsten von Intensivierungs- oder Verbrachungszeigern zurück, trotzdem noch mehrschichtige Bestände und Durchmischung an Gräsern und Kräutern	geringe Strukturvielfalt geringe Durchmischung mit einschichtigen Beständen hauptsächlich von Gräsern (oder einigen wenigen konkurrenzstarken Kräutern) dominiert hoher Anteil an Obergräsern, Anteil an

	A (typische Strukturen vollständig erhalten)	B (typische Strukturen teilweise erhalten)	C (typische Strukturen fragmentarisch erhalten)
		mäßig verbraucht oder verbuscht	<p>Untergräsern gering</p> <p>Intensivierungszeiger überwiegen gegenüber den typischen Arten</p> <p>Dominanz von einzelnen Arten</p> <p>artenarm</p> <p>stark verbraucht oder verbuscht</p>

3.2.2.5 Störungszeiger

Störungszeiger machen Veränderungen in der Bewirtschaftung, sei es beispielsweise in Form von Bewirtschaftungsaufgabe oder Intensivierung sichtbar. Auch Standortveränderungen wie Bodenverdichtungen oder Entwässerungen verändern das Artenspektrum und werden durch das Auftreten von Störungszeigern ersichtlich (Bundesamt für Naturschutz 2016, S. 7). Die Erfassung derartiger Beeinträchtigungen erfolgt durch den Indikator Störungszeiger.

Welche Pflanzenarten als Störungszeiger gelten, hängt immer davon ab, um welchen Lebensraumtyp es sich handelt. Zu den Störungszeigern werden ganz generell invasive oder potentiell invasive Neophyten gezählt. Ebenso werden Ruderalisierungs- und Verbrachungszeiger als Störungszeiger angesehen (vgl. Ellmayer 2005b, S. 345; Essl 2005a, S. 206; Essl 2005b, S. 217; Essl 2005c, S. 250; Essl 2005d, S. 278). Auf Borstgrasrasen sowie kalkreichen Trockenrasen gelten auch Arten der Fettwiesen (Kennarten der Ordnung Arrhenatheretalia) als Störungszeiger (Essl 2005a, S. 206; Essl 2005b, S. 217; Essl 2005c, S. 250). Eine genauere Auflistung findet sich in Tabelle 7.

Zur Beurteilung ist es notwendig, den Deckungsanteil der zu den Störungszeigern zählenden Pflanzenarten zu erheben. Nehmen Störungszeiger nicht mehr als 5 % der Fläche ein wird dies mit der Kategorie A bewertet, bei über 5 % bis 20 % mit der Kategorie B. Wenn mehr als 20 % der Fläche von Störungszeigern eingenommen werden, erfolgt eine Bewertung mit der Kategorie C (vgl. Ellmayer 2005b, S. 347; Essl 2005a, S. 210; Essl 2005b, S. 220; Essl 2005c, S. 252; Essl 2005d, S. 281f).

Tabelle 7: Störungszeiger in den jeweiligen Lebensraumtypen

Wiesentyp/LRT	Störungszeiger
Borstgrasrasen (Essl 2005b, S. 217)	Ruderalisierungszeiger (Kennarten der Vegetationsklassen Artemisietea vulgaris, Galio-Urticetea, Stellarietea mediae, Polygono-Poetea annuae) Arten der Fettwiesen (Kennarten der Ordnung Arrhenatheretalia)
Kalkreiche Niedermoore (Ellmayer 2005b, S. 345)	Gehölze (z.B. <i>Alnus glutinosa</i> , <i>A. incana</i> , <i>Betula pubescens</i> , <i>B. pendula</i> , <i>Frangula alnus</i> , <i>Populus tremula</i> , <i>Salix aurita</i> , <i>S. cinerea</i> etc.) Arten der Molinietalia (z.B. <i>Deschampsia cespitosa</i> , <i>Filipendula ulmaria</i> , <i>Juncus effusus</i> , <i>Lychnis flos-cuculi</i> , <i>Molinia caerulea</i> , <i>Persicaria bistorta</i> , <i>Scirpus sylvaticus</i> , <i>Serratula tinctoria</i> , <i>Succisa pratensis</i> etc.) Arten des Magnocaricion (z.B. <i>Carex paniculata</i> , <i>C. rostrata</i> , <i>C. cespitosa</i>)

	Arten des Phragmition (<i>Cladium mariscus</i> , <i>Phragmites australis</i>)
Kalk-Trockenrasen (Essl 2005a, S. 206)	Ruderalisierungszeiger (Kennarten der Vegetationsklassen Artemisietea vulgaris, Galio-Urticetea, Stellarietea mediae, Polygono-Poetea annuae) Arten der Fettwiesen (Kennarten der Ordnung Arrhenatheretalia)
Pfeifengraswiesen (Essl 2005c, S. 250)	Ruderalisierungszeiger (Kennarten der Vegetationsklassen Artemisietea vulgaris, Galio-Urticetea, Stellarietea mediae, Polygono-Poetea annuae)
Flachland-Mähwiesen (Essl 2005d, S. 278)	Ruderalisierungszeiger (Kennarten der Vegetationsklassen Artemisietea vulgaris, Galio-Urticetea, Stellarietea mediae, Polygono-Poetea annuae)
Bach-Kratzdistelwiesen (in Anlehnung an Ellmauer 2005b, S. 345)	Ruderalisierungszeiger (Kennarten der Vegetationsklassen Artemisietea vulgaris, Galio-Urticetea, Stellarietea mediae, Polygono-Poetea annuae) Gehölze

3.2.2.6 Beurteilungsanleitung

Die Beurteilungen der einzelnen Indikatoren werden, wie in den Tabellen 8, 9 und 10 dargestellt, im Anschluss zu einem Gesamtergebnis aggregiert. Für Flächen von Kalk-Trockenrasen, Borstgrasrasen, Pfeifengraswiesen und Flachland-Mähwiesen, bei denen die Artenzusammensetzung mit C bewertet wurde, ist der Erhaltungsgrad automatisch mit C einzustufen. Dasselbe ist der Fall, wenn beim LRT Kalkreiche Niedermoore die Vegetationsstruktur mit C beurteilt wurde (vgl. Ellmauer 2005b, S. 347f; Essl 2005a, S. 210; Essl 2005b, S. 220; Essl 2005c, S. 254; Essl 2005d, S. 281).

Für alle sonstigen Konstellationen gilt:

- Finden sich alle drei Bewertungsstufen, so ist der Gesamterhaltungsgrad mit B zu beurteilen, es sei denn die Extremwerte A beziehungsweise C dominieren mit einer Häufigkeit von wenigstens 3, dann entscheidet der häufigere Wert die Beurteilung für sich.
- Wurden die Indikatoren ausschließlich mit zwei benachbarten Wertstufen (A/B, B/C) bewertet, so richtet sich der Wert für den Erhaltungszustand nach dem häufiger vergebenen Wert. In Fällen mit einer geraden Anzahl an Indikatoren fällt die Wahl auf den schlechteren.
- Bei ausschließlicher Vergabe der Wertstufen A und C ergibt das Verhältnis 3:2 den Wert B, sonst den überwiegend vergebenen Wert.

Tabelle 8: Aggregation der drei Indikatoren bei kalkreichen Niedermooren
(vgl. Ellmayer 2005b, S. 347f)

Indikator 1	A	A	A	A	A	B	B	B
Indikator 2	A	A	A	B	B	B	B	C
Indikator 3	A	B	C	B	C	B	C	C
Gesamtergebnis	A	A	B	B	B	B	B	C

Tabelle 9: Aggregation der vier Indikatoren bei Flachland-Mähwiesen, Kalk-Trockenrasen und Borstgrasrasen (sofern diese nicht feuchtegeprägt sind)
(vgl. Essl 2005a, S. 210; Essl 2005b, S. 220; Essl 2005d, S. 281)

Indikator 1	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	B	B	B	B	C
Indikator 2	A	A	A	A	A	A	B	B	B	C	B	B	B	C	C
Indikator 3	A	A	A	B	B	C	B	B	C	C	B	B	C	C	C
Indikator 4	A	B	C	B	C	C	B	C	C	C	B	C	C	C	C
Gesamtergebnis	A	A	A	B	B	B	B	B	B	C	B	B	C	C	C

Tabelle 10: Aggregation der fünf Indikatoren bei Pfeifengraswiesen, feuchtegeprägte Borstgrasrasen und Bach-Kratzdistelwiesen
(vgl. Essl 2005c, S. 254; Essl 2005b, S. 220)

Indikator 1	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	A	B	B	B	B	B	C	
Indikator 2	A	A	A	A	A	A	A	A	A	B	B	B	B	C	B	B	B	B	C	C	
Indikator 3	A	A	A	A	A	A	B	B	B	C	B	B	B	C	C	B	B	B	C	C	C
Indikator 4	A	A	A	B	B	C	B	B	B	C	B	B	C	C	C	B	B	C	C	C	C
Indikator 5	A	B	C	B	C	C	B	C	C	C	B	C	C	C	C	B	C	C	C	C	C
Gesamtergebnis	A	A	A	A	A	B	C	C	B	B	B	C	C	C							

3.3 Datenaufbereitung und -auswertung

Sowohl die von vorherigen Erhebungen vorhandenen als auch die durch die Aufnahmen im Rahmen dieser Masterarbeit erhobenen Daten wurden in Excel-Tabellen eingetragen. Die auf diesen Daten beruhenden statistischen Auswertungen wurden im Anschluss ebenfalls direkt in MS Excel durchgeführt.

4 Ergebnisse

Dieses Kapitel gliedert sich einerseits in die Auswertungen des Erhaltungsgrades der Wiesenflächen und andererseits in Berichte über neue Nachweise beziehungsweise die erfolglose Nachsuche von Arten.

4.1 Lebensraumtypen

4.1.1 Kalk-Trockenrasen

Bei den Erhebungen im Jahr 2013 wurden die Erhaltungsgrade aller Trockenrasen-Flächen als günstig oder sehr günstig eingestuft. Trockenrasen mit unzureichendem Erhaltungsgrad fanden sich nicht unter den Flächen. Bei der erneuten Bewertung dieser Flächen im Jahr 2023 war dies anders. Der Erhaltungsgrad von vier Flächen muss als eingeschränkt angesprochen werden. Die Anzahl an Flächen, deren Erhaltungsgrad als hervorragend beschrieben werden kann, hat deutlich abgenommen (Abbildung 2).

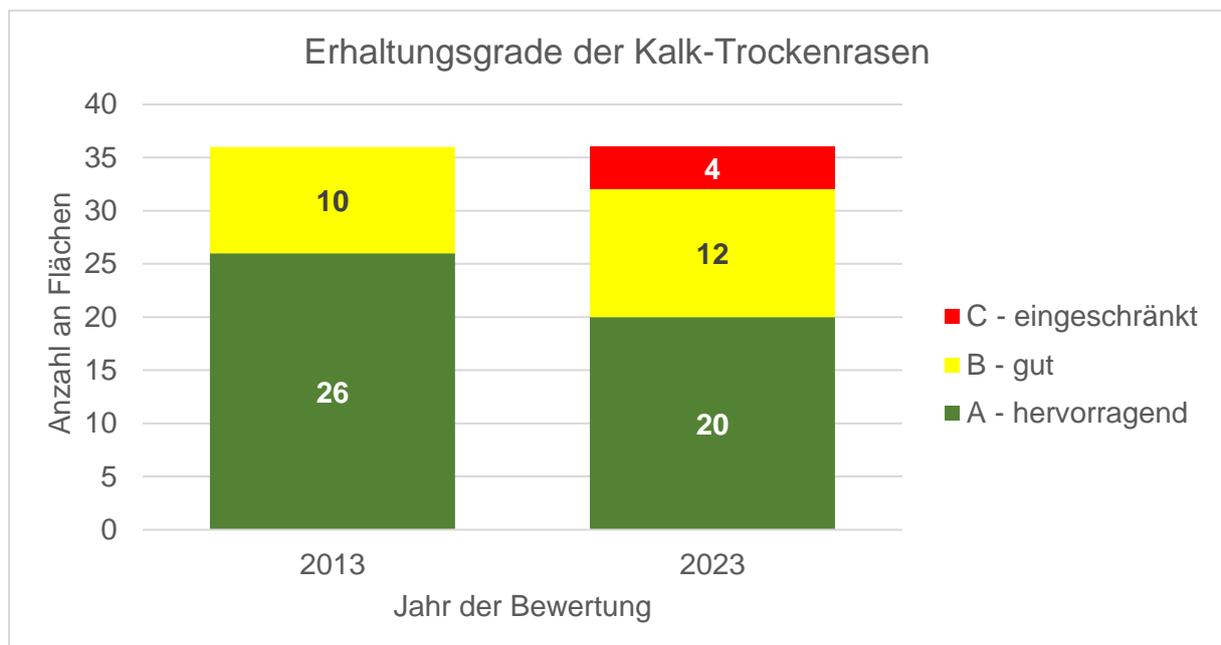


Abbildung 2: Veränderung der Erhaltungsgrade beim LRT Kalk-Trockenrasen

Gefährdungsanalyse

Beeinträchtigungen der Kalk-Trockenrasen sind vor allem auf das Ausbleiben der landwirtschaftlichen Bewirtschaftung zurückzuführen. So kam es in fünf Fällen infolge fehlender beziehungsweise ungenügender Mahd oder Beweidung zu Verbrachungen beziehungsweise Verbuschungen (Abbildung 3). Es ist ersichtlich, dass ein Zusammenhang zwischen Bewirtschaftbarkeit und dem Zustand der Flächen besteht. Denn so sind zwei Flächen, auf denen es zu einer Verschlechterung des Erhaltungsgrades kam, maschinell kaum oder nur mit großem Aufwand bewirtschaftbar. Abgesehen davon konnten keine wesentlichen Beeinträchtigungen von Flächen dieses Lebensraumtyps festgestellt werden.



Abbildung 3: Durch das Aufkommen von Gehölzen verbuschende Fläche (AL2388)

Managementempfehlung

Die Bewirtschaftung der Halbtrockenrasen ist bis auf die oben genannten Ausnahmen geeignet, um den naturschutzfachlichen Wert dieser Flächen sicherzustellen. Verschlechterungen des Erhaltungsgrades finden sich dort, wo die Bewirtschaftung ausgeblieben oder vernachlässigt wurde und nicht den Managementempfehlungen nachgekommen wurde.

Auf jenen Flächen, bei denen es zu einer Verschlechterung infolge des Ausbleibens der Bewirtschaftung kam, sollte eine regelmäßige Pflege wieder aufgenommen werden. Eine jährlich im Spätsommer stattfindende Mahd wird dazu für mähbare Flächen vorgeschlagen. Auch die auf einigen wenigen Flächen erfolgende Beweidung bietet sich als Pflegemaßnahme an, jedoch sollte dabei auf verstärktes Weidemanagement geachtet werden. Zusätzlich sollte daher eine Nachmahd von vom Weidevieh verschmähter, aus naturschutzfachlicher Sicht unerwünschter Pflanzen sowie Schwenden von aufkommenden Gehölzen erfolgen. Auch könnte zur Verhinderung von Verbuschungen eine Beweidung mit Ziegen erfolgen, da diese im Vergleich zu anderen Weidetieren verstärkt Gehölze fressen.

Wechsellrockene Trespenwiese (*Filipendulo vulgaris-Brometum*) in der Gemeinde Kaltenleutgeben (WiesenID M249)



Abbildung 4: Halbtrockenrasen im Frühlingsaspekt (M249)

Erhaltungsgrad 2013: A | 2023: A

Diese südlich von Kaltenleutgeben gelegene Fläche weist eine große Anzahl lebensraumtypischer Arten auf. Dieser Indikator kann somit mit A bewertet werden. Weiters ist die Fläche reich an Orchideenvorkommen. So finden sich auf der Fläche *Anacamptis morio*, *Gymnadenia conopsea* und *Neotinea ustulata*, wobei erstgenannte neu für diese Fläche nachgewiesen wurde.

Der Bestand ist schön kurzrasig, blütenreich und weist ein gut ausgebildetes Kräuter-Gräser-Verhältnis auf. Die Fläche wird auch nicht durch Gehölzaufkommen oder Störungszeiger beeinträchtigt. Die Indikatoren Habitatstrukturen und Störungszeiger können dementsprechend beide eindeutig mit A beurteilt werden. Der Indikator Flächengröße muss mit B bewertet werden. Unter Berücksichtigung aller vier Indikatoren kann die Fläche mit einem hervorragendem Erhaltungsgrad angesprochen werden.

Handlungsempfehlung:

Die bisherige Pflege in Form einer jährlich stattfindenden Mahd im Spätsommer sollte fortgeführt werden.

Beweideter Halbtrockenrasen in der Gemeinde Kaltenleutgeben (M220)



Abbildung 5: Bereits stark verbuschter Bereich des Halbtrockenrasens (M220)

Erhaltungsgrad 2013: A | 2023: C

Es handelt sich hierbei um eine der wenigen im Rahmen dieser Masterarbeit untersuchten Flächen, auf denen eine extensive Beweidung mit Schafen erfolgt. Dies dürfte vor allem auf die Steilheit zurückzuführen sein, welche eine maschinelle Mahd äußerst arbeitsaufwändig machen würde.

Die Fläche weist noch eine große Anzahl an lebensraumtypischen Arten auf, wobei sich diese zum größten Teil auf die noch weniger verbuschten Bereiche in Norden und Nordosten beschränken und somit von keinem steten Vorkommen mehr gesprochen werden kann. Große Bereiche der Fläche werden bereits von Baum- und Straucharten eingenommen. Zum Teil sind Rodungsmaßnahmen erkennbar.

Für die Fläche existieren aus dem Jahr 2007 Angaben von *Neotinea ustulata* sowie *Anacamptis morio*. Diese beiden Orchideenarten konnten bei der Begehung im Jahr 2023 nicht wiedergefunden werden. Ein Luftbildabgleich zeigt, dass zumindest eine Teilfläche, für die die beiden Arten angegeben werden, mittlerweile stark von Sträuchern eingenommen wird.

Aufgrund der starken Verbuschung musste der Indikator Habitatstrukturen mit C bewertet werden. In Summe muss der Erhaltungsgrad dieser Fläche mit unzureichend beschrieben werden.

Handlungsempfehlung:

Von allen Trockenrasen handelt es sich bei dieser Fläche in Bezug auf die Umsetzung von Erhaltungsmaßnahmen um jene mit besonders hoher Dringlichkeit. Die momentane Beweidung mit Schafen erscheint nicht sehr effektiv und auch nicht geeignet, die Verbuschung hintanzuhalten. Eine verstärkte Beweidung mittels Ziegen könnte aufgrund deren Nahrungspräferenzen, wie bereits von Pfundner & Sauberer (2009, S. 141) empfohlen, die aufkommenden Gehölze zurückdrängen (vgl. Opitz von Boberfeld 1994, S. 224). Auf eine regelmäßige Nachbereitung und das Schwenden aufkommender Gehölze sollte geachtet werden. Aufgrund des bereits stark fortgeschrittenen Aufkommens von Gehölzen sollten dies durch punktuell Entfernen von Sträuchern und Bäumen ergänzt werden.

4.1.2 Borstgrasrasen

Im Jahr 2013 wurden alle den Borstgrasrasen zugeordneten Spitzenflächen mit einem hervorragenden Erhaltungsgrad bewertet (Abbildung 6). Als diese Flächen im Rahmen dieser Masterarbeit zehn Jahre später erneut aufgesucht wurden, musste festgestellt werden, dass viele dieser Flächen nicht die für Borstgrasrasen typischen Strukturen aufweisen. Sieben der acht Flächen müssen daher anderen Pflanzengesellschaften zugerechnet werden. Zum Teil weisen die Flächen sehr hochwüchsige Bestände auf. Arten der Arrhenatheretalia überwiegen sehr häufig. Lediglich eine Fläche weist Strukturen von Borstgrasrasen auf, wobei auch diese stark zu Pfeifengraswiesen vermittelt. Diese Fläche ist die einzige, für die eine Bewertung nach Ellmayer (2005a) durchgeführt wurde. Ihr Erhaltungsgrad kann als hervorragend eingestuft werden.

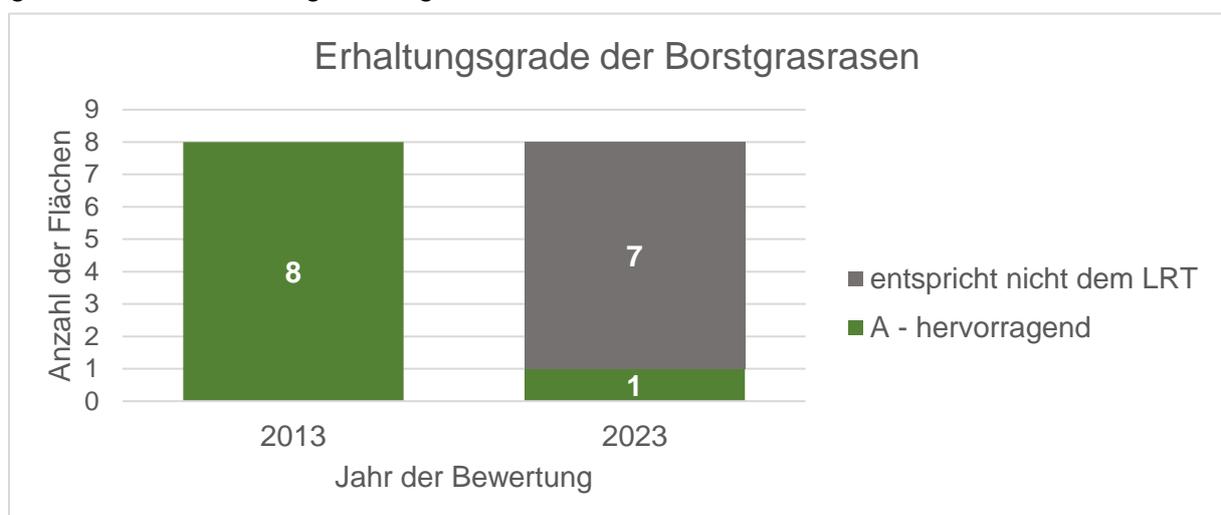


Abbildung 6: Veränderung der Erhaltungsgrade beim LRT Borstgrasrasen

Problematik *Anthoxantho-Agrostietum*

Bei einer Bewertung mithilfe des Beurteilungssystems des Umweltbundesamtes der für diese Masterarbeit ausgewählten Flächen, die dem *Anthoxantho-Agrostietum* zugeordnet werden, ergibt sich zumeist ein unzureichender Erhaltungsgrad, da die lebensraumtypischen Arten nur in geringer Anzahl vorhanden sind und die Habitatstrukturen nur bedingt dem Lebensraumtyp Borstgrasrasen entsprechen. Die aufgesuchten Flächen enthalten zwar für den Lebensraumtyp Bodensaure Borstgrasrasen charakteristische Arten wie *Nardus stricta*, *Calluna vulgaris*, *Potentilla erecta*, *Danthonia decumbens* und *Polygala vulgaris*, allerdings treten diese in nur wenigen Fällen stet auf. Weiters weisen die untersuchten Flächen, die dem *Anthoxantho-Agrostietum* zugeordnet wurden, sehr häufig Arten der Fettwiesen (Kennarten der Ordnung Arrhenatheretalia) auf. Diese gelten jedoch laut Essl (2005b, S. 217) als Störungszeiger für den Lebensraumtyp Borstgrasrasen. Ein Blick nach Deutschland zeigt, dass dort artenarme oder auch verarmte Bestände von Borstgrasrasen – zumindest im Land Sachsen-Anhalt – nicht als Lebensraumtyp Bodensaure Borstgrasrasen erfasst werden (vgl. Jäger & Frank 2002a, S. 102). Dort werden hingegen von *Festuca rubra*, *Holcus lanatus*, *Agrostis capillaris* oder *Anthoxanthum odoratum* gebildete Bestände auf mageren Standorten dem Lebensraumtyp Flachland-Mähwiesen zugeordnet. Erforderlich ist dafür jedoch auch, dass andere für den Lebensraumtyp Flachland-Mähwiesen typische Arten in den Beständen zu finden sind (vgl. Jäger et al. 2002, S. 134). Aufgrund dieser widersprüchlichen Ansichten wurde von einer weiteren Bewertung der sieben Bestände, die dem *Anthoxantho-Agrostietum* zugerechnet wurden, abgesehen.

Ellenberg (1996, S. 788) geht davon aus, dass auf ungedüngten und in Bezug auf die Wasserversorgung mittleren Standorten ein Bestand bestehend aus Arten der Verbände Molinion, Mesobromion und Nardion anzutreffen wäre. Werden diese Flächen gedüngt und regelmäßig gemäht kommen Arten der Glatthaferwiesen hinzu. Die im Wienerwald als *Anthoxantho-Agrostietum* eingestuftten Flächen beschreiben möglicherweise solche von Ellenberg (1996, S. 788) angesprochenen Magerwiesen und Übergänge zu Glatthaferwiesen.

Gefährdungsanalyse

Eine Analyse der Gefährdungen beziehungsweise Beeinträchtigungen macht in diesem Fall nur für jene Fläche Sinn, die dem Lebensraumtyp Borstgrasrasen zugeordnet werden kann. Auf ihr konnten keine Beeinträchtigungen festgestellt werden.

Managementempfehlung

Jene Fläche, die Strukturen von Borstgrasrasen aufweist, sollte wie bisher einmal jährlich gemäht und das Mähgut abtransportiert werden. Um auch in Zukunft eine Nährstoffarmut sicherzustellen, sollte auch weiterhin auf Düngung verzichtet werden.

Für alle anderen Flächen, bei denen eine Zuordnung zum Lebensraumtyp unklar ist, beziehungsweise die Frage besteht, ob es sich überhaupt um einen FFH-relevanten Lebensraumtyp handelt, ist ebenso eine ein- bis zweimalige Mahd und der Verzicht auf Düngung förderlich.

Magere Rotschwengel-Wiese, inkl. Mäh-Bürstlingsrasen (*Anthoxanto-Agrostietum*) in der Gemeinde Klausen-Leopoldsdorf (WiesenID M13093)



Abbildung 7: Magere Wiese mit Säurezeigern bei Lengbachl (M13093)

Erhaltungsgrad 2013: A | 2023: Zuordnung zum FFH-Lebensraumtyp fraglich

Diese Teilfläche einer Wiese bei Lengbachl in der Gemeinde Klausen-Leopoldsdorf wurde bei der Offenlanderhebung 2013 dem *Anthoxantho-Agrostietum* zugeordnet. Auf der Fläche kommen für Borstgrasrasen charakteristische Arten wie *Nardus stricta*, *Polygala vulgaris*, *Potentilla erecta* und *Carex pallescens* vereinzelt vor.

Die Habitatstrukturen entsprechen nicht jenen von Essl (2005b, S. 219) im Bewertungsschema des Umweltbundesamtes für Borstgrasrasen beschriebenen. Dadurch ergibt sich der Umstand, dass diese Fläche nach dem Bewertungsschema von Essl (2005b) als unzureichend eingestuft werden müsste. Und dies obwohl, die Fläche äußerst extensiv bewirtschaftet wird und eine hohe Anzahl an gefährdeten Arten beherbergt. Eine Düngung, sofern sie überhaupt erfolgt, dürfte äußerst gering ausfallen. Insgesamt ist davon

auszugehen, dass die standörtlichen Bedingungen nicht für die Ausbildung von typischen Borstgrasrasen ausreichen.

Handlungsempfehlung:

Die Bewirtschaftung dieser Wiese sollte weiterhin extensiv erfolgen. Dazu kann die Fläche zweimal im Jahr gemäht werden, wobei die erste Mahd nicht vor Mitte Juni erfolgen sollte. Auf Düngung sollte verzichtet werden oder sie sollte sich auf die Ausbringung von geringen Mengen an Festmist beschränken.

4.1.3 Pfeifengraswiesen

Im Rahmen der Offenlanderhebung im Jahr 2013 wurden jeweils acht der insgesamt 17 Pfeifengraswiesen mit einem hervorragenden beziehungsweise guten und eine Fläche mit einem eingeschränkten Erhaltungsgrad eingestuft. Zehn Jahre später konnten nur geringfügige Veränderungen des Erhaltungsgrades festgestellt werden. So wiesen im Jahr 2023 mit Ausnahme von zwei Flächen alle einen guten oder sogar hervorragenden Erhaltungsgrad auf (Abbildung 8).

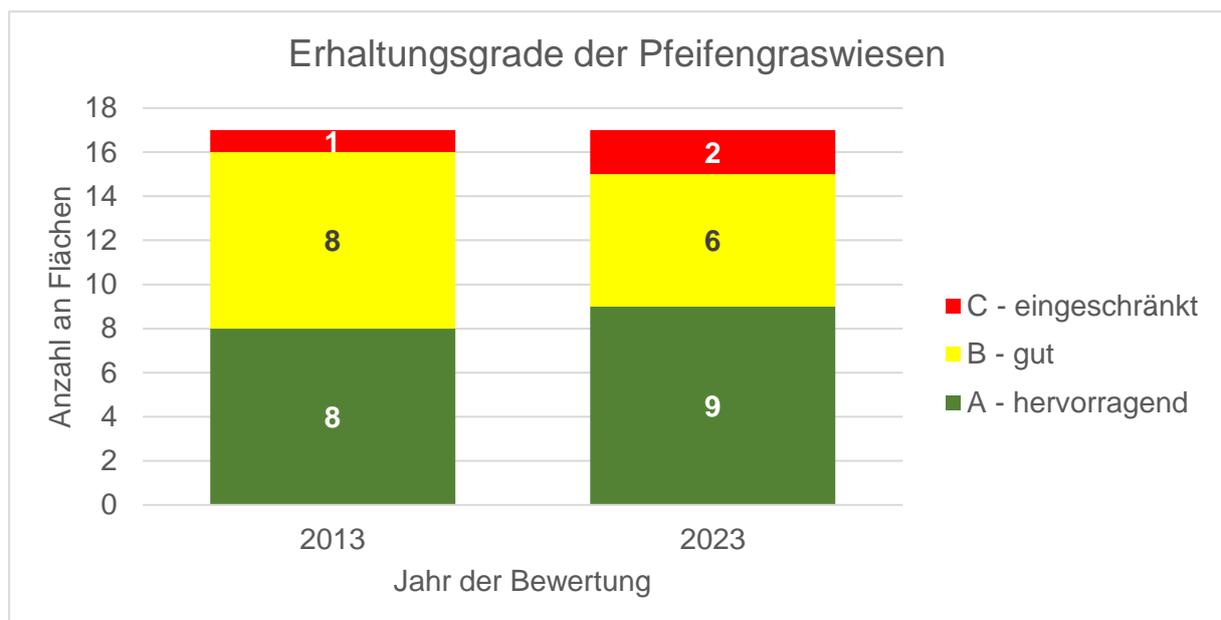


Abbildung 8: Veränderung der Erhaltungsgrade beim LRT Pfeifengraswiesen

Gefährdungsanalyse

Nutzungsintensivierungen verbunden mit Düngung und zu häufiger Mahd stellen auf keiner der Flächen eine Gefährdung dar. Die Flächen sind zumeist maschinell gut zu bewirtschaften, was sich auch in der „sauberen“ Mahd widerspiegelt. Lediglich auf einer Fläche waren Verbrachungen infolge unzureichender Mahd feststellbar. Entwässerungsgräben konnten zwar auf einigen wenigen Wiesen vorgefunden werden, allerdings dürfte die Errichtung dieser bereits vor langer Zeit erfolgt sein. Sie beeinflussen den Wasserhaushalt in den meisten Fällen nur mehr unerheblich.

Managementempfehlung

Die bisherige Bewirtschaftung der untersuchten Pfeifengraswiesen sollte, in der bestehenden Form mit einer spät im Jahr stattfindenden Mahd, weitergeführt werden. Zudem sollte weiterhin auf Düngung verzichtet werden. Bei kleineren Waldwiesen kann von Zeit zu Zeit ein Rückschnitt der vom Waldrand her in die Wiese ausbreitenden Gehölze notwendig sein. Jene Fläche, die deutliche Verbrachungen aufweist, sollte wieder regelmäßig gemäht werden.

Pfeifengraswiese in der Gemeinde Klausen-Leopoldsdorf (WiesenID X1215)



Abbildung 9: Beeinträchtigte Pfeifengraswiese (X1215)

Erhaltungsgrad 2013: A | 2023: C

Hierbei handelt es sich um den westlichen Teilbereich einer Waldwiese, die zu 60 % dem Lebensraumtyp Flachland-Mähwiese und zu 40 % dem Lebensraumtyp Pfeifengraswiese zugeordnet ist. Der Teilbereich, der einer Pfeifengraswiese zuzurechnen ist, dürfte in den vorherigen Jahren gemulcht worden sein. Auf der Fläche finden sich einige Störungs- und Verbrachungszeiger. Die Flächengröße kann mit B bewertet werden. Insgesamt muss der Erhaltungsgrad der Fläche mit unzureichend (C) beurteilt werden.

Handlungsempfehlung:

Die Fläche sollte einmal spät im Jahr gemäht werden. Da es sich um nur einen kleinen Teilbereich einer Wiese handelt, die jedoch zum größten Teil zweimal jährlich gemäht wird, würde es sich anbieten, dass beim ersten Schnitt die Waldwiese mit Ausnahme von jenem Bereich, der eine Pfeifengraswiese darstellt, gemäht wird und beim zweiten Schnitt die gesamte Fläche. Auf Mulchen der Fläche sollte jedenfalls künftig verzichtet werden. Gegebenenfalls kann eine Waldrandpflege notwendig sein.

4.1.4 Flachland-Mähwiesen

Die Flachland-Mähwiesen wiesen bei der Bewertung im Jahr 2013 allesamt einen guten oder sogar hervorragenden Erhaltungsgrad auf. Im Gegensatz dazu finden sich zehn Jahre später auch Flächen mit durchschnittlichem beziehungsweise eingeschränktem Erhaltungsgrad unter den Spitzenflächen. Besonders ausgeprägt ist der Rückgang von Wiesen, die im Jahr 2013 noch mit einem hervorragendem Erhaltungsgrad bewertet wurden (Abbildung 10).

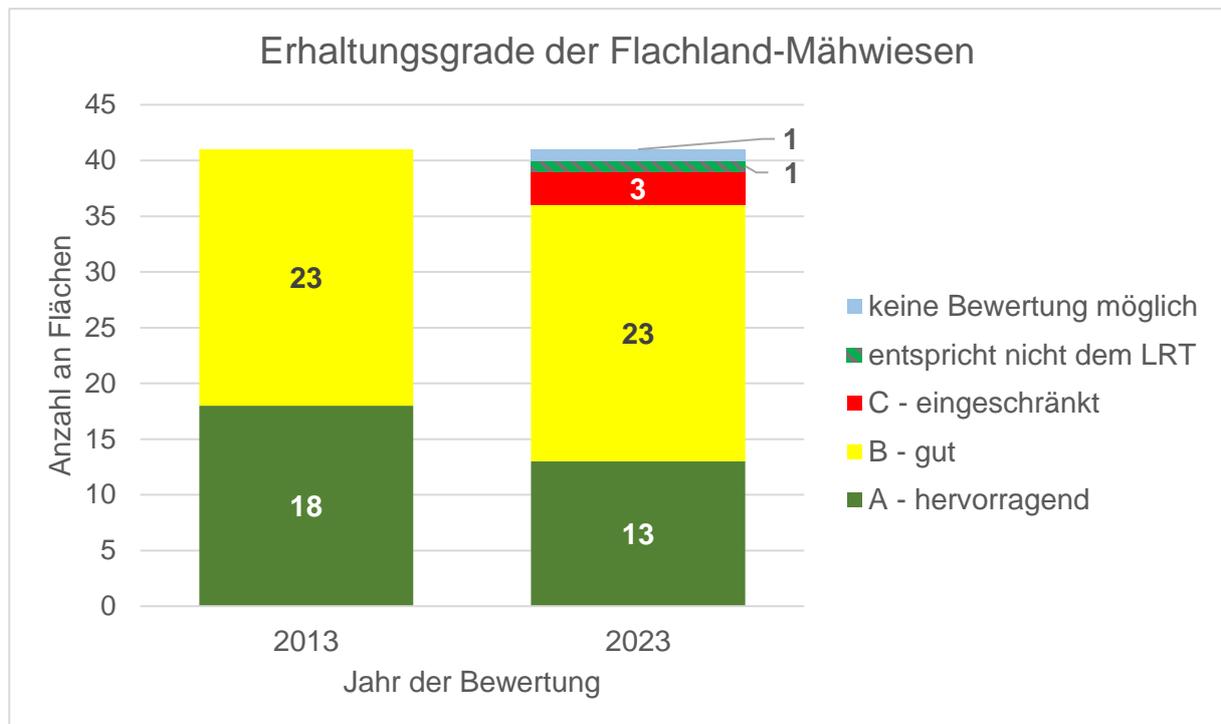


Abbildung 10: Veränderung der Erhaltungsgrade beim LRT Flachland-Mähwiesen

Eine Wiese entspricht nicht dem Lebensraumtyp Flachland-Mähwiese. Sie sollte aufgrund ihrer Artenzusammensetzung dem Lebensraumtyp Kalk-Trockenrasen zugeordnet werden. Ihr Erhaltungsgrad kann jedoch wie bereits im Jahr 2013 als sehr gut angesprochen werden.

Nicht bewertet werden konnte eine Wiese, die zum Zeitpunkt der Begehung bereits gemäht war und dadurch die dort vorkommenden Arten und Habitatstrukturen nur sehr eingeschränkt aufgenommen werden konnten.

Gefährdungsanalyse

Beeinträchtigungen der Flachland-Mähwiesen ergeben sich durch Ausbleiben der Bewirtschaftung, zu frühe Mahd und zu starke Düngung. So waren auf zwei Flächen Verbruchszeiger feststellbar, wobei auf einer davon bereits ein kleiner Bestand vom invasiven Japan-Staudenknöterich (*Fallopia japonica*) zu finden war. Eine Wiese wurde sehr stark von Obergräsern dominiert, was auf eine zu starke Düngung zurückzuführen sein dürfte. Eine deutlich zu frühe Mahd stellte auf zwei Flächen ein Problem dar. Sie wurden bereits im Mai gemäht, als die dortigen Orchideenbestände von *Dactylorhiza majalis* gerade am Blühen waren (Abbildung 11).



Abbildung 11: Zur Zeit der Orchideenblüte gemähte Wiese bei Laab im Walde (C0013)

Managementempfehlung

Je nach standörtlichen Gegebenheiten ist eine ein- bis zweimalige Mahd angemessen. Der Verzicht auf Gülledüngung sollte fortgesetzt werden und gegebenenfalls auch für Festmist Höchstmengen festgesetzt werden.

Auf jenen Flächen, auf denen die Mahd ausgeblieben zu sein scheint, sollte mit den Bewirtschafterinnen und Bewirtschaftern ehestmöglich Kontakt aufgenommen werden und möglichst rasch mit einer Wiederaufnahme der Mahd gestartet werden. Die Einhaltung des Mahdtermins von Flächen, die bereits beim ersten Aufsuchen im Mai gemäht waren, sollte überprüft werden und die Bewirtschafterin beziehungsweise der Bewirtschafter auf die Pachtvereinbarungen hingewiesen werden.

Wechselfeuchte Glatthaferwiese (*Filipendulo vulgaris-Arrhenatheretum*) in der Gemeinde Pressbaum (WiesenID C4002)



Abbildung 12: Wechselfeuchte Glatthaferwiese bei Rekawinkel (C4002)

Erhaltungsgrad 2013: B | 2023: A

Der Erhaltungsgrad dieser nördlich der Ortschaft Rekawinkel gelegenen Fläche, die nur den nördlichen und westlichen Teil eines mehrere Hektar großen Wiesenkomplexes abdeckt, wurde im Jahr 2013 mit gut (B) bewertet.

2023 kamen mit *Achillea vulgaris*, *Alopecurus pratensis*, *Arrhenatherum elatius*, *Avenula pubescens*, *Briza media*, *Crepis biennis*, *Dactylis glomerata*, *Festuca rubra*, *Galium album*, *Lathyrus pratensis*, *Ranunculus acris*, *Sanguisorba officinalis* und *Vicia sepium* 13 lebensraumtypische Gefäßpflanzenarten auf der Fläche vor, wodurch der Parameter Artenzusammensetzung mit hervorragend (A) bewertet werden kann. *Campanula patula*, *Leontodon hispidus*, *Pimpinella major* und *Tragopogon orientalis*, die ebenfalls als lebensraumtypische Arten gelten, finden sich nur vereinzelt auf der Wiese.

Die Fläche weist keine Verbuschungen auf, der Anteil an Obergräsern ist ausgeglichen und das Verhältnis Gräser-Kräuter kann als gut bezeichnet werden. Auch finden sich konkurrenzschwache Arten wie *Dactylorhiza majalis* sowie *Scorzonera humilis*. Daher können auch die lebensraumtypischen Habitatstrukturen mit hervorragend (A) bewertet werden. Mit dem Fund von *Bromus racemosus* konnte auf dieser Wiese zudem eine österreichweit vom Aussterben bedrohte Pflanzenart nachgewiesen werden.

Im Zuge der Bewertung konnten sowohl die Parameter Flächengröße (im Verbund mit anderen Wiesenflächen), Arten, Habitatstrukturen als auch Störungszeiger mit A bewertet werden, wodurch der Erhaltungsgrad der Wiese mit hervorragend (A) angesprochen werden kann. Warum die Wiese bei der vorherigen Bewertung nur mit B beurteilt wurde, lässt sich aus den Aufzeichnungen nicht feststellen. Im Jahr 2023 bestand kein Grund, warum der Erhaltungsgrad der Wiese nicht als hervorragend beschrieben werden kann.

Handlungsempfehlung

Die Pflege der Wiese in Form einer zweimaligen Mahd erscheint angemessen und sollte in der jetzigen Form beibehalten werden. Die Düngung sollte sich wie bisher auf Festmist beschränken.

Flachland-Mähwiese in der Gemeinde Klosterneuburg (T5409)



Abbildung 13: Von Obergräsern dominierte Wiese im Weidlingbachtal (T5409)

Erhaltungsgrad 2013: B | 2023: C

Diese im Weidlingbachtal gelegene Wiesenfläche wurde im Jahr 2013 mit B bewertet. Damals konnten an naturschutzfachlich bedeutsamen Arten unter anderem *Gymnadenia conopsea*, *Lathyrus pannonicus* und *Anacamptis morio* nachgewiesen werden. Die Fläche wurde damals für ihren Orchideenreichtum gelobt. Angemerkt wurden aber bereits damals auch Beeinträchtigungen durch Gülleausbringung und Entwässerung.

Bei den Erhebungen im Rahmen dieser Masterarbeit musste festgestellt werden, dass die Wiese keinen guten Erhaltungsgrad mehr aufweist. Konkurrenzschwache Arten finden sich nur äußerst selten und beschränken sich auf Ränder oder feuchtere Bereiche. Das Gräser-Kräuter-Verhältnis ist eindeutig zulasten der Kräuter ausgebildet. Obergräser sind zum Teil über 150 Zentimeter hoch. In Summe konnten für die Fläche zwar mehr Arten nachgewiesen werden, allerdings handelt es sich dabei um häufige und ungefährdete. Weder für die bereits erwähnten Sippen noch für die ebenfalls gefährdeten Rote-Liste-Arten *Campanula glomerata* und *Scorzonera humilis* konnte ein erneuter Nachweis erbracht werden.

An lebensraumtypischen Arten mit stetem Vorkommen auf der Fläche konnten *Alopecurus pratensis*, *Arrhenatherum elatius*, *Avenula pubescens*, *Dactylis glomerata*, *Lathyrus*

pratensis, *Ranunculus acris*, *Ranunculus bulbosus* sowie *Vicia sepium* vorgefunden werden. Lediglich vereinzelt beziehungsweise mit nur wenigen Individuen vorkommend sind *Pimpinella major* und *Tragopogon orientalis*.

Handlungsempfehlung

Die Wiese sollte keinesfalls mehr gedüngt werden. Eine Aushagerung der Fläche sollte angestrebt werden. Momentan wird die Fläche zweimal jährlich gemäht. Die Mahdtermine sollten überprüft werden, wobei darauf zu achten ist, dass die erste Mahd nicht zu spät erfolgen sollte, damit Obergräser konkurrenzschwache Arten nicht unterdrücken.

4.1.5 Kalkreiche Niedermoore

Spitzenflächen vom Lebensraumtyp Kalkreiche Niedermoore wiesen bei der Bewertung im Jahr 2013, bis auf eine Ausnahme, gute bis hervorragende Erhaltungsgrade auf. Zehn Jahre später bei den Bewertungen im Rahmen dieser Masterarbeit waren deutliche Verschlechterungen feststellbar (Abbildung 14).

Unter allen im Rahmen dieser Masterarbeit untersuchten Lebensraumtypen handelt es sich hierbei um jenen, bei dem besonders gravierende Veränderungen des Erhaltungsgrades zu verzeichnen sind. Zum Teil sind die Ursachen dafür ersichtlich, bei anderen kann nur gemutmaßt werden.

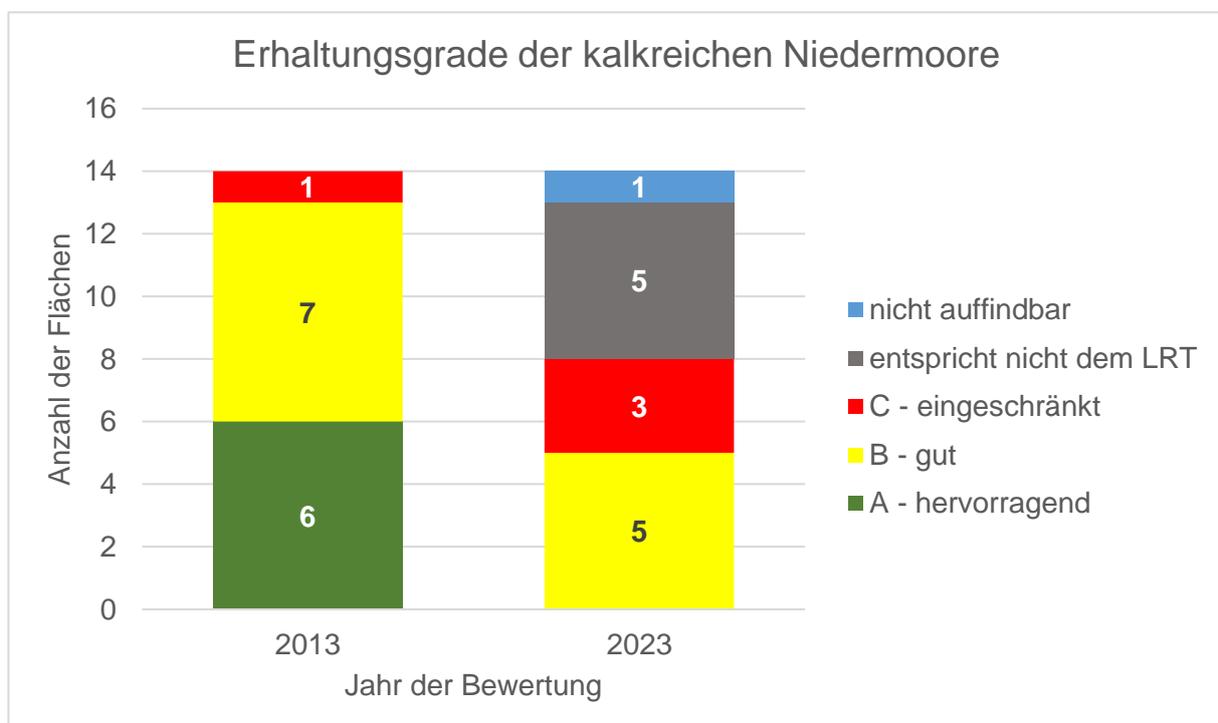


Abbildung 14: Veränderung der Erhaltungsgrade beim LRT Kalkreiche Niedermoore

Ein Teil der als kalkreiche Niedermoore erfassten Wiesenflächen muss einer anderen Pflanzengesellschaft zugeordnet werden. Dafür spricht einerseits das Fehlen lebensraum-

typischer Pflanzenarten und andererseits die für den Lebensraumtyp ungewöhnlichen Habitatstrukturen. Es soll hier aber erwähnt werden, dass bei einem Teil der Flächen keine Veränderungen der Artenzusammensetzung erkennbar sind und Niedermoorarten zum Teil bereits bei den Kartierungen 2007 beziehungsweise 2013 fehlten. Die Flächen können großteils dem *Mentho longifoliae-Juncetum inflexi* Lohmeyer ex Oberd. 1957 (Rossminzen-Blaubinsen-Hochstaudenflur) zugerechnet werden.

Bei einem anderen Teil der Flächen finden sich Angaben von eindeutigen Niedermoorarten in den damaligen Erhebungen, konnten aber bei den Kartierungen dieser Masterarbeit nicht mehr wiederaufgefunden werden. In diesem Fall kann eindeutig von einer Verschlechterung des Erhaltungsgrades ausgegangen werden. Eine weitere als kalkreiches Niedermoor ausgewiesene Fläche konnte nicht mehr aufgefunden werden. Ob der Standort derart verändert wurde, dass keine Anzeichen mehr eines ehemaligen Niedermoores ersichtlich sind oder Fehler bei der Verortung der damaligen Erhebung die Ursache für das Nichtauffinden waren, konnte nicht geklärt werden.

Der von Kapitany (2021, S. 12) beschriebene negative Entwicklungstrend dieses Lebensraumtyps auf Wienerwaldwiesen kann somit auch für die im Eigentum der Österreichischen Bundesforste befindlichen Spitzenflächen bestätigt werden.

Gefährdungsanalyse

In den meisten Fällen können Beeinträchtigungen von Flächen dieses Lebensraumtyps auf Ausbleiben der Pflege beziehungsweise Bewirtschaftung und jagdliche Nutzungen zurückgeführt werden. So waren auf vier Flächen Verbrachungen oder Verbuschungen feststellbar. Auf zwei Flächen waren deutlich Schäden durch wühlende Wildtiere sowie Eutrophierungen infolge der Wildfütterung im unmittelbaren Nahbereich von kalkreichen Niedermooeren feststellbar.

Auch der Einsatz von zu schweren Maschinen kann besonders auf feuchten und nassen Böden, wie sie für Niedermooere typisch sind, Schäden anrichten, wie dies auf mehreren Flächen festgestellt werden musste. Veränderungen im Wasserhaushalt aufgrund eines Entwässerungsgrabens waren auf einer Fläche ein Thema.

Managementempfehlung

Flächen, die dem *Caricetum davallianae* zugordnet werden, sollten einmal jährlich oder zumindest jedes zweite Jahr gemäht werden. Es ist dabei darauf zu achten, dass keine allzu schweren Maschinen auf der Fläche zum Einsatz kommen. Ein Teil der untersuchten Kalk-Niedermooere ist auf händische Pflege angewiesen, weil diese nicht mit Traktor oder Motor-mäher befahren werden können.

Bestehende Entwässerungen sollten nicht mehr erneuert beziehungsweise instandgesetzt werden. Wildfütterungsstellen sollten aus der Umgebung von kalkreichen Niedermooren entfernt werden. Gegebenenfalls ist eine Verlegung auf naturschutzfachlich weniger wertvolle beziehungsweise artenarme rein jagdlich genutzte Wiesenflächen möglich.

Kleinseggenried in der Gemeinde Breitenfurt (WiesenID C0351)



Abbildung 15: Wiesenbereich mit Davall-Seggen- und Wollgrasvorkommen (C0351)

Erhaltungsgrad 2013: A | 2023: B

Zu dieser Fläche gehören mehrere über eine leicht geneigte Wiese verstreute Quellaustritte mit großen Beständen der Davall-Segge (*Carex davalliana*). Hinzukommen Vorkommen von *Carex flava*, *Dactylorhiza majalis*, *Eriophorium latifolium*, *Equisetum palustre* und *Valeriana dioica*.

Es sind keine Entwässerungen oder andere den Wasserhaushalt beeinträchtigende Vorkommnisse erkennbar. Auf zum Teil beobachtete Bodenverdichtungen durch Maschinen bei der Bewirtschaftung muss jedoch hingewiesen werden.

Anzumerken ist, dass die einzelnen Teilflächen sich in ihrem Zustand unterscheiden. Beim östlichsten Teilbereich ist eine leichte Verbrachung durch das Auftreten von Rohrkolben und höherwüchsigen Stauden erkennbar. Der Erhaltungsgrad dieser Fläche müsste mit unzu-

reichend angegeben werden. Über alle Flächen betrachtet ist eine Beurteilung des Erhaltungsgrades mit B gerechtfertigt.

Handlungsempfehlung:

Diese Fläche sollte wieder regelmäßig gemäht werden. Dabei sollte darauf geachtet werden, dass keine zu schweren Maschinen eingesetzt werden. Ansonsten ist die derzeitige Bewirtschaftung der Fläche angemessen.

Basenreiches, nährstoffarmes Kleinseggenried in Klausen-Leopoldsdorf (M13010)



Abbildung 16: Deutlich beeinträchtigt Kleinseggenried (M13010)

Erhaltungsgrad 2013: B | 2023: C

Dieses an einem Waldrand östlich von Klausen-Leopoldsdorf gelegene Davallseggen-Moor wird durch Wildfütterungen im Nahbereich deutlich beeinträchtigt. Durch das Suhlen der Wildschweine sind die Bereiche zwischen den Horsten der Davall-Seggen (*Carex dioica*) nahezu vegetationslos und vertieft. Konkurrenzschwache Arten wie Wollgräser (*Eriophorum* sp.) sind kurz vor dem Verschwinden. Andere gefährdete Arten, von denen Nachweise für diese Fläche existierten, konnten nicht mehr wiedergefunden werden. Der Aufenthalt der Wildschweine in diesem Feuchtbereich, hat zudem den Effekt, dass die Fläche durch Kot deutlich eutrophiert wird. Zudem muss über ein Aufkommen von Gehölzen berichtet werden. Sie sind eine Folge ausbleibender Pflege dieser Fläche.

Handlungsempfehlung:

Zum Schutz dieses Feuchtlebensraumes sollte die Wildfütterung in diesem Bereich umgehend eingestellt werden. Bereits aufkommende Gehölze sollten entfernt werden und die Fläche wieder regelmäßig gemäht werden.

Basenreiches, nährstoffarmes Kleinseggenried in der Gemeinde Laab (C0024)



Abbildung 17: Feuchter Wiesenbereich (C0024)

Erhaltungsgrad 2013: A | 2023: entspricht nicht dem Lebensraumtyp

Für diesen, nördlich von Laab im Walde gelegenen dem Lebensraumtyp Kalkreiches Niedermoor zugordneten, Teilbereich einer Waldwiese wurde im Jahr 2013 ein sehr guter Erhaltungsgrad angegeben. Die Fläche wird als Niedermoorwiese beziehungsweise feuchte Senke innerhalb einer Fettwiese beschrieben.

Bei der Bewertung im Jahr 2023 wies die Fläche jedoch nur wenige Arten auf, die für eine Einstufung zu den Kleinseggenriedern sprechen. Neben *Carex distans*, *Dactylorhiza majalis* und *Valeriana dioica* finden sich keine lebensraumtypischen Arten auf der Fläche.

Deutlich mehr als 30 % der Fläche werden von höherwüchsigen Gräsern und Kräutern wie *Festuca pratensis*, *Ranunculus acris*, *Holcus lanatus*, *Plantago lanceolata*, *Colchicum autumnale* und *Poa trivialis* eingenommen. Gehölzaufkommen sind nicht vorhanden.

Der Standort wurde nicht entwässert, jedoch dürfte dieser von Natur aus stärkeren Wasserstandschwankungen ausgesetzt sein, wie bei den Begehungen zu unterschiedlichen Zeitpunkten ersichtlich war. Die für kalkreiche Niedermoore typischen Quellaustritte fehlen völlig und der Grundwasser-Flurabstand liegt deutlich unter 70 cm.

Als Besonderheit kann das Vorkommen von *Carex distans* genannt werden. Die Art gilt als Verbandscharakterart des Caricion davallianae und Molinion caeruleae (vgl. Oberdorfer 2001, S. 190). Oberdorfer (2001, S. 190) nennt als Standorte für *Carex distans* aber auch Feuchtrasen und Wege auf basen- und nährstoffreichen wechselfeuchten humosen schweren Lehm und Tonböden.

Laut Feld-Bestimmungsschlüssel für die Rasengesellschaften des Wienerwalds in Willner et al. (2013) würde diese Fläche dem *Mentha longifoliae-Juncetum inflexi* (Rossminzen-Blaubinsen-Hochstaudenflur) zugeordnet werden. Hierbei handelt es sich um eine Gesellschaft aus dem Verband der Flutrasen (Potentillion anserinae R. Tx. 1947) (vgl. Ellmauer & Mucina 1993, S. 383).

Die Gesellschaft ist auf von Zeit zu Zeit überfluteten Lehm- und Mergelböden anzutreffen (vgl. Runge 1990, S. 153; Dierschke & Briemle 2008, S. 110). Als typische Standorte dieser Gesellschaft gelten Weg- und Grabenränder sowie Bereiche um Viehtränken (vgl. Dierschke & Briemle 2008, S. 110; Schubert et al. 2001, S. 347). Die bereits erwähnte *Carex distans* wird auch von Oberdorfer (1983, S. 338) in Aufnahmen dieser Assoziation angeführt.

Störungen durch Wildschweine und schwere Maschinen sind typisch für diese Gesellschaft (vgl. Willner et al. 2013, S. 446). Dies trifft auch auf diese Wiese bedingt durch eine Wildfütterung im benachbarten Wald zu.

Handlungsempfehlung:

In Anbetracht der Tatsache, dass diese Fläche kein kalkreiches Niedermoor darstellt, sondern eine wechselfeuchte Mulde mit Vorkommen von *Carex distans*, *Sesleria uliginosa* und anderen gefährdeten Arten ist die derzeitige Bewirtschaftung mit zweimaliger Mahd angemessen.

4.1.6 Bach-Kratzdistelwiesen

Nachdem es sich bei den Bach-Kratzdistelwiesen um keinen FFH-Lebensraumtyp handelt, existieren für diesen Wiesentyp auch keine bisherigen Bewertungen des Erhaltungsgrades, wie es für FFH-Lebensräume der Fall ist. Die Tatsache, dass die Wiesen zu den Spitzenflächen aufgenommen wurden, lässt jedoch die Annahme zu, dass die Flächen zumeist einen guten Zustand aufwiesen.

Im Jahr 2023 konnten von den 13 untersuchten Bach-Kratzdistelwiesen fünf Flächen mit einem hervorragenden und vier Flächen mit einem guten Erhaltungsgrad bewertet werden. Der Erhaltungsgrad von drei Flächen kann als durchschnittlich bis unzureichend angesprochen werden. Eine Bach-Kratzdistelwiese wurde gänzlich zerstört und kann nicht mehr dieser Pflanzengesellschaft zugeordnet werden (Abbildung 18).

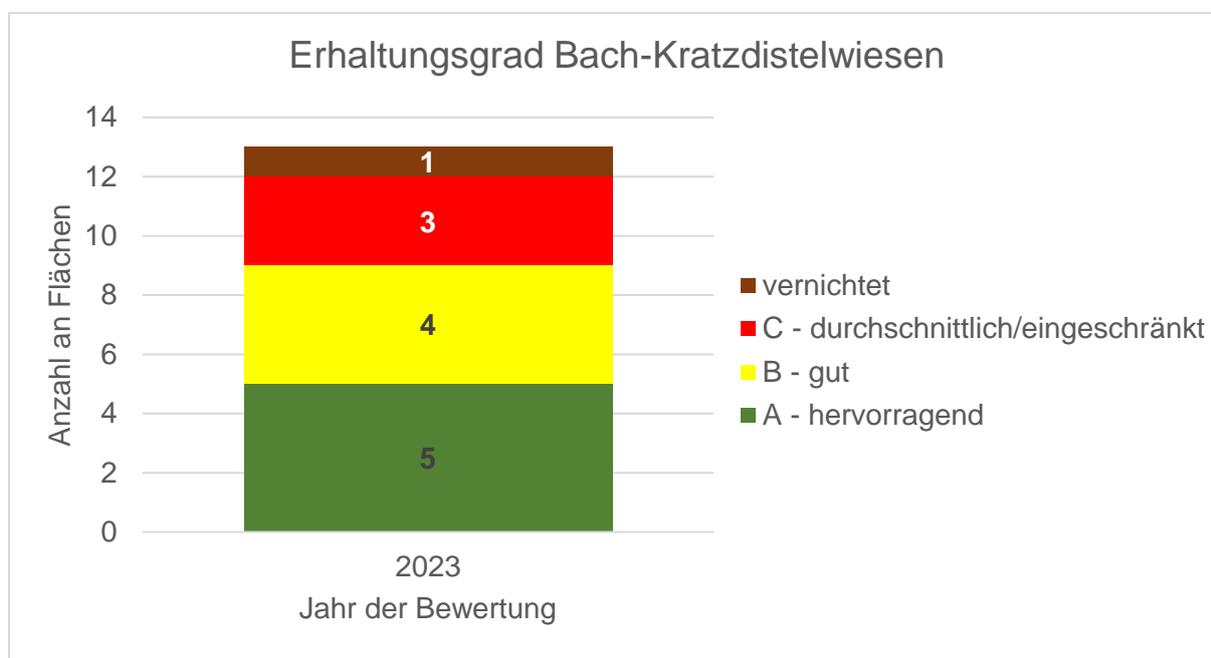


Abbildung 18: Erhaltungsgrad der Bach-Kratzdistelwiesen im Jahr 2023

Gefährdungsanalyse

Beeinträchtigungen der untersuchten Bach-Kratzdistelwiesen ergaben sich durch die jagdliche Nutzung sowie durch unangemessene landwirtschaftliche Bewirtschaftung. So ist der Verlust einer Fläche auf den Umbruch in einen Wildacker zurückzuführen. Auf einer weiteren Fläche erwies sich die Wildfütterung am Rande der Wiese als problematisch. Weiters dürfte eine Wiese zu selten gemäht und eine zu stark gedüngt werden.

Managementempfehlung

Je nach standörtlichen Bedingungen wird eine ein- bis zweimalige Mahd pro Jahr vorgeschlagen, wobei die erste Mahd nicht vor Mitte Juni erfolgen sollte. Abgesehen davon sollte darauf achtgegeben werden, dass keine Wildfütterungen auf oder in der unmittelbaren Umgebung von naturschutzfachlich wertvollen Bach-Kratzdistelwiesen stattfinden.

Bach-Kratzdistelwiese in der Gemeinde Pressbaum (WiesenID C4109)



Abbildung 19: Bach-Kratzdistelwiese mit Blühaspekt (C4109)

Erhaltungsgrad 2023: A

In einer sanften Senke einer größeren Wiese gelegen weist diese Fläche große Bestände an *Cirsium rivulare* und *Dactylorhiza majalis* auf. Als weitere typische Arten der Bach-Kratzdistelwiesen mit Vorkommen auf dieser Fläche können unter anderem *Carex panicea*, *Lychnis flos-cuculi*, *Myosotis palustris* und *Sanguisorba officinalis* genannt werden. Die Fläche ist äußerst blütenreich und weist ein gutes Gräser-Kräuter-Verhältnis auf. Auf der Fläche konnten keine Beeinträchtigungen festgestellt werden.

Handlungsempfehlung:

Die Pflege der Fläche ist angepasst und sollte in der bestehenden Form fortgesetzt werden.

Bach-Kratzdistelwiese in der Gemeinde Alland (X1222)



Abbildung 20: Wildfütterung im Nahbereich einer orchideenreichen Wiese (X1222)

Erhaltungsgrad 2023: B

Zur namensgebenden Art gesellt sich in diese Fläche auch *Cirsium palustre*. Die lichte Ober-
schicht wird neben den Kratzdistel-Arten von *Cynosurus cristatus*, *Dactylorhiza majalis*,
Festuca pratensis, *Briza media* und *Ranunculus acris* gebildet. Sie lässt ausreichend Licht in
die darunterliegende Schicht, in der sich unter anderem *Lathyrus pannonicus* ssp.
pannonicus, *Dactylorhiza majalis* und *Carex hostiana* finden.

Am südlichen Rand der Fläche ist eine Wildfütterung angesiedelt, wodurch die Wiese leicht
beeinträchtigt wird. Besonders bei nasser Witterung sind Wühlschäden durch Wildschweine
anzunehmen.

Handlungsempfehlung:

Die am Rand der Wiese stattfindende Wildfütterung sollte eingestellt werden, um insbe-
sondere die dort wachsenden Orchideen vor Wildschweinen zu schützen. Der am südlichen
Rand der Wiese verlaufende Entwässerungsgraben sollte nicht mehr erneuert werden, damit
es zu keiner weiteren Entwässerung der Wiese kommt. Mahdanzahl und -zeitpunkt sind
angemessen.

Bach-Kratzdistelwiese in der Gemeinde Klausen-Leopoldsdorf (M13009)



Abbildung 21: Umgebrochene Bach-Kratzdistelwiese (M13009)

Erhaltungsgrad 2023: entspricht nicht mehr der Pflanzengesellschaft

Diese als Bach-Kratzdistelwiese eingestufte Fläche östlich von Klausen-Leopoldsdorf beherbergte zum Zeitpunkt der Offenlanderhebung im Jahr 2013 unter anderem *Carex davalliana*, *Bromus racemosus*, *Carex flava* agg., *Carex hostiana*, *Epipactis palustris*, *Lotus maritimus*, *Sesleria uliginosa*, *Succisa pratensis*, *Parnassia palustris*, *Eriophorum latifolium* und *Dactylorhiza majalis*.

Bei den Erhebungen im Rahmen dieser Masterarbeit bot sich ein völlig anderes Bild. Die Wiese wurde umgepflügt und in einen Wildacker umgewandelt. Von den damals festgestellten gefährdeten Arten konnte keine mehr auf der Fläche wiedergefunden werden. Durch die Vernichtung dieser Wiese verschwinden die bisher einzig bekannten Vorkommen von *Parnassia palustris* und *Bromus racemosus* auf den Spitzenflächen der Österreichischen Bundesforste im Biosphärenpark Wienerwald.

Handlungsempfehlung:

Der Wildacker sollte umgehend in eine Wiese rückgeführt werden. Bei einer Neueinsaat sollte darauf geachtet werden, dass kein herkömmliches Wiesensaatgut zur Anwendung kommt. Stattdessen wird die Aufbringung von Mähdrusch aus benachbarten Flächen

empfohlen (vgl. Pfundner & Sauberer 2009, S. 85). Es ist allerdings davon auszugehen, dass durch die Bodenbearbeitung der Wasserhaushalt stark beeinträchtigt wurde. Es ist somit fraglich, ob die lebensraumtypischen Arten auf dieser Fläche noch geeignete Lebensraumbedingungen vorfinden.

4.2 Pflanzenarten

Im Anschluss wird über Nachweise beziehungsweise Nicht-Nachweise von Arten differenziert nach Gefährdungsgrad (Schratt-Ehrendorfer et al. 2022) berichtet. Daneben werden Gründe diskutiert, warum gewisse Arten im Vergleich zu den vorherigen Erhebungen nicht mehr oder nur mehr auf weniger Flächen nachgewiesen werden konnten. Vergleiche beziehen sich dabei auf die erwähnten Erhebungen der Jahre 2007 und 2013. Andere Quellen wurden hierbei nicht berücksichtigt.

Neue Nachweise dürfen dabei keinesfalls gleichgesetzt werden mit neuen Vorkommen. Genauso dürfen Fälle, in denen eine Pflanzenart nicht mehr wiedergefunden werden konnte, nicht automatisch mit einem völligen Verschwinden der Art auf der jeweiligen Fläche gleichgesetzt werden. Unterschiede können beispielsweise auch auf Ungenauigkeiten in der Flächenabgrenzung oder auf unterschiedliche Genauigkeiten der Begehungen zurückzuführen sein. Die Interpretation von Nachweis oder Nicht-Nachweis bedarf also großer Sorgfalt.

Nur in Fällen, in denen eindeutig ist, dass die Wiese nicht mehr den Lebensraumanforderungen der Art entspricht, also wenn ihr Lebensraum gänzlich zerstört wurde, kann mit großer Wahrscheinlichkeit bei einem nicht Auffinden von einem Verlust der Art ausgegangen werden. In solchen Fällen wird dies explizit erwähnt und näher beschrieben.

4.2.1 Österreichweit vom Aussterben bedrohte Arten (Critically endangered/CR)

Im Zuge der Offenlanderhebung im Jahr 2013 und der naturschutzfachlichen Kartierung im Jahr 2007 konnte mit *Bromus racemosus* auf einer Feuchtwiese bei Klausen-Leopoldsdorf eine österreichweit vom Aussterben bedrohte Pflanzenart auf den Spitzenflächen nachgewiesen werden.

Etwa zehn Jahre später musste bei der Erstellung dieser Masterarbeit festgestellt werden, dass diese Feuchtwiese in einen Wildacker umgewandelt wurde, wodurch auch das Habitat von *Bromus racemosus* zerstört wurde. Ob eine Wiederherstellung des Vorkommens durch Diasporen im Boden möglich ist, bleibt fraglich. Eine Rückführung des Wildackers in eine Wiese sollte jedoch trotzdem angedacht werden.

Im Rahmen dieser Masterarbeit konnte aber ein weiteres kleines wenige Quadratmeter großes Vorkommen von *Bromus racemosus* (Abbildung 22) auf einer Wiese bei Rekawinkel gefunden werden, welches durch Monika Kriechbaum und Matthias Kropf bestätigt wurde.

Sehr ähnlich ist der Trauben-Trespe (*Bromus racemosus*) die Wiesen-Trespe (*Bromus commutatus*), mit der sie manchmal auch zum *Bromus racemosus* agg. zusammenfasst wird und die beiden Sippen nur als Unterarten angesehen werden (vgl. Fischer et al. 2008, S. 1196). Während jedoch *Bromus racemosus* als österreichweit vom Aussterben bedroht eingestuft wird, gilt *Bromus commutatus* als ungefährdet (vgl. Schratt-Ehrendorfer 2022, S. 144).



Abbildung 22: *Bromus racemosus* auf einer Wiese bei Rekawinkel

Aus den bisherigen Erhebungen gibt es von den ausgewählten Flächen lediglich eine Angabe von *Bromus racemosus*, jedoch keine Angaben von *Bromus commutatus*. Im Zuge der Erhebungen dieser Arbeit konnte auf mehreren Flächen die generell häufiger vorkommende *Bromus commutatus* ebenfalls angetroffen werden.

Mit *Gladiolus* cf. *imbricatus* (Abbildung 23) konnte eine weitere österreichweit vom Aussterben bedrohte Pflanzenart auf den Spitzenflächen der Österreichischen Bundesforste im Biosphärenpark Wienerwald nachgewiesen werden. Für eine sichere Bestimmung bedarf

es noch die Untersuchung weiterer Bestimmungsmerkmale in unterschiedlichen Entwicklungsstadien beziehungsweise sogar eine molekulargenetische Analyse, um eine Hybride zwischen *Gladiolus imbricatus* und *Gladiolus palustris* ausschließen zu können (vgl. Szczepaniak 2016; Koch 2023).



Abbildung 23: *Gladiolus* cf. *imbricatus* auf einer Wiese in der Gemeinde Wienerwald

4.2.2 Stark gefährdete Arten (Endangered/EN)

Insgesamt konnten auf den Spitzenflächen 16 österreichweit stark gefährdete Gefäßpflanzenarten nachgewiesen werden. Das sind um vier mehr als vor zehn Jahren.

So konnte *Saxifraga bulbifera* neu für die Highlight-Flächen nachgewiesen werden. Auf genau derselben Fläche existiert eine Angabe von *Saxifraga granulata*, die jedoch nicht mehr bestätigt werden kann. Nicht auszuschließen ist, dass damals ein Eingabefehler in der Datenbank erfolgte.

Gänzlich neu für die Spitzenflächen sind die beiden Ragwurz-Arten *Ophrys holoserica* und *Ophrys apifera*. Erstere konnte auf einem Halbtrockenrasen in der Gemeinde Hinterbrühl, zweite im gleichen Biotoptyp in Bad Vöslau gefunden werden. Die Orchideenarten *Anacamptis morio* und *Neotinea tridentata* konnten zusätzlich zu den bereits bekannten Vorkommen jeweils auf weiteren drei Wiesen nachgewiesen werden.

Viele neue Nachweise kommen durch die Aufnahmen dieser Masterarbeit auch für *Lathyrus pannonicus* ssp. *pannonicus* hinzu. Die Art konnte aber auch auf einigen Wiesen nicht mehr nachgewiesen werden. Auf zumindest zwei Flächen kann infolge der Anlage eines Wildackers und des Ausbleibens der Bewirtschaftung das Erlöschen des Vorkommens angenommen werden.

Melampyrum cristatum konnte in fast allen Fällen wiederaufgefunden und zudem auf weiteren Wiesenflächen entdeckt werden. Auf einer mittlerweile stark von Obergräsern dominierten Fläche konnte die Art jedoch nicht mehr gesehen werden. Es ist gut denkbar, dass das dortige Vorkommen mittlerweile erloschen ist.

Auf allen Flächen abermals nachgewiesen und zusätzlich auf einigen Flächen neu gefunden werden konnte *Scorzonera purpurea*. Alle diese Vorkommen befinden sich am Höhenzug südlich von Kaltenleutgeben. Dort befinden sich auch die Vorkommen von *Stachys germanica*, von denen zwei im Rahmen dieser Masterarbeit bekannt wurden.

Bis auf eine Ausnahme konnte auf allen Flächen *Dianthus superbus* ssp. *superbus* noch beobachtet werden, von denen Angaben der Offenlandkartierung beziehungsweise den naturschutzfachlichen Erhebungen vorliegen. *Campanula cervicaria* konnte für eine zusätzliche Fläche nachgewiesen werden.

4.2.3 Gefährdete Pflanzenarten (Vulnerable/VU)

In Summe konnten durch die Kartierung etwas mehr als 50 gefährdete Pflanzenarten nachgewiesen werden. Für einige Arten konnten jedoch keine aktuellen Nachweise erbracht werden.

So konnte etwa das einzige bekannte Vorkommen von *Alyssum montanum* ssp. *gmelinii* nicht mehr bestätigt werden. Anzumerken ist jedoch, dass diese Angabe von einer Fläche vorliegt, die beim Aufsuchen bereits beweidet war. *Alyssum montanum* ssp. *gmelinii* dürfte womöglich bereits verbissen und bei der Begehung deshalb nicht mehr gesehen worden sein.

Jeweils einen weiteren Nachweis gibt es von *Trinia glauca* und *Globularia bisnagarica*. Letztgenannte konnte aber auch auf einer bereits beweideten Fläche nicht mehr gefunden werden. Neu für die Spitzenflächen ist *Orchis pallens*, eine Orchideenart, die sowohl in Wäldern als auch auf Magerrasen anzutreffen ist. Weiters kann über zahlreiche neue Nachweise von *Neotinea ustulata*, *Thesium linophyllum* und *Vicia tenuifolia* berichtet werden.

Die Nachsuche vom einzig bekannten Vorkommen von *Euphorbia falcata* auf einem Halbtrockenrasen blieb erfolglos. Die Art besiedelt meist Getreideäcker oder auch trockene Ruderalstellen (vgl. Fischer et al. 2008, S. 461). Möglicherweise handelte es sich nur um ein

unbeständiges Vorkommen auf einer offenen gestörten Bodenstelle, die mittlerweile wieder zugewachsen ist.

Zwei der Flächen, von denen *Epipactis palustris* bekannt war, wurden standörtlich so stark verändert, dass dort diese Art nicht mehr vorkommen kann. Dies ist auf die Vernichtung eines Kalk-Niedermooses und die Umwandlung einer Feuchtwiese in einen Wildacker zurückzuführen. Dasselbe trifft auch auf *Carex davalliana* zu, welche jedoch österreichweit nur als potenziell gefährdet eingestuft ist.

Eine der am häufigsten auf den Wienerwaldwiesen anzutreffenden österreichweit gefährdeten Pflanzenarten ist *Filipendula vulgaris*, welche auf zwei Flächen neu festgestellt und somit in Summe auf mehr als 120 Flächen nachgewiesen werden konnte. Auf drei Flächen konnte die Art nicht mehr gefunden werden. Bei einer dieser Flächen muss davon ausgegangen werden, dass das dortige Vorkommen mit großer Sicherheit erloschen ist.

Gänzlich neu sind für die untersuchten Flächen *Potentilla heptaphylla* und *Veronica prostrata*. Neue Nachweise gibt es auch von *Anemone sylvestris*, welche zugleich aber auch auf Flächen nicht mehr wiedergefunden werden konnte.

Von der österreichweit als gefährdet eingestuften *Hesperis sylvestris* existierte eine Angabe für eine Halbtrockenrasenfläche im Helenental. Die Art konnte dort nicht mehr bestätigt werden. Schratt-Ehrendorfer et al. (2022, S. 211) gehen bei Beständen dieser Art im Alpenraum, zu dem auch der Wienerwald gerechnet wird, von neophytischen Vorkommen aus.

Weitere Nachweise gibt es von *Rosa gallica*. Als eine Art thermophiler Saumgesellschaften, Waldränder und Eichenwälder, wurde sie bei den bisherigen Erhebungen möglicherweise nicht miterfasst.

Die leicht zu übersehende *Carex pulicaris* konnte zusätzlich zu den bereits bekannten Vorkommen auf weiteren Flächen nachgewiesen werden, zugleich aber auch auf einer Fläche nicht mehr beobachtet werden.

4.2.4 Potenziell gefährdet (Near threatened)

Ein völlig neuer Nachweis einer potenziell gefährdeten Pflanzenart für die Spitzenflächen stellt der Fund von *Viola rupestris* auf einem Halbtrockenrasen bei Pottenstein dar. Neu für die untersuchten Flächen ist auch *Nonea pulla*. Die Art gilt österreichweit zwar nur als potenziell gefährdet, jedoch wird sie im Alpenraum als stark gefährdet eingestuft. Ebenfalls neu für die untersuchten Flächen ist *Astragalus onobrychis*. Des Weiteren konnte die Anzahl an Nachweisen von *Ajuga genevensis*, *Dactylorhiza majalis*, *Orobanche gracilis*, *Salvia pratensis*, *Tanacetum corymbosum*, *Veratrum album* und *Viola canina* deutlich erhöht werden.

Sehr häufig sind auf den untersuchten Flächen im Wienerwald *Carex tomentosa* und *Galium boreale* anzutreffen. Die meisten bereits bekannten Vorkommen dieser beiden Arten konnten auch im Jahr 2023 wiedergefunden und zusätzlich für zahlreiche weitere Flächen neu dokumentiert werden. Die Arten konnten jedoch nicht mehr auf einem stark von Wildschweinen beeinträchtigten Kalk-Niedermoor und einer für die Umwandlung in einen Wildacker zerstörten Bach-Kratzdistelwiese gefunden werden. Erfolglos blieb auf diesen Flächen auch die Nachsuche von *Valeriana dioica* und *Dactylorhiza majalis*.

Ähnlich verhält es sich auch mit *Potentilla tabernaemontani* und *Orobanche alba*, welche auf einem mittlerweile sehr stark von Obergräsern dominierten Halbtrockenrasen nicht mehr bestätigt werden konnten. Generell kann gesagt werden, dass Flächen, auf denen potenziell gefährdete Pflanzenarten in vielen Fällen nicht mehr nachgewiesen werden konnten, sehr häufig auch jene Flächen sind, auf denen sich der Erhaltungsgrad negativ entwickelt hat. Diese Tatsache lässt die Annahme zu, dass die Arten dort wirklich nicht mehr vorkommen und nicht nur einfach übersehen wurden.

4.2.5 Nicht gefährdet (Least concern)

Zuletzt soll auch noch über Nachweise ungefährdeter Arten berichtet werden. Mit der österreichweit zwar nicht gefährdeten Hohlzunge (*Coeloglossum viride*) kommen vier Nachweise einer bisher nicht von den Spitzenflächen bekannten Orchideenart hinzu.

Weiters konnten zahlreiche bisher nicht erfasste Gefäßpflanzenarten mit Hauptvorkommen in Wäldern aufgefunden werden. Dies ist darauf zurückzuführen, dass sogenannte Waldarten bei der Offenlanderhebung nicht miterfasst wurden. Es können also keine Rückschlüsse daraus gezogen werden, ob mehr Nachweise solcher Arten auf Verbuschungen hinweisen.

4.2.6 Neophytische Arten

In Summe konnten auf den Spitzenflächen 19 Gefäßpflanzenarten gefunden werden, die nach Schrott-Ehrendorfer et al. (2022) Neophyten darstellen. Viele davon waren jeweils nur auf einzelnen Flächen anzutreffen und gelten laut Essl & Rabitsch (2002) als naturschutzfachlich unproblematisch.

Vorkommen von invasiven oder potenziell invasiven Neophyten beschränken sich in den meisten Fällen auf Untersuchungsflächen, die bereits anderen Beeinträchtigungen ausgesetzt sind. So findet sich *Impatiens glandulifera* auf einem von der Mahd ausgesparten und dadurch bereits verbrachenden Wiesenbereich. Der Nachweis von *Robinia pseudoacacia* stammt von einer Trockenrasenfläche, die sehr hochwüchsig ist und öfters gemäht werden sollte. Ähnlich ist es bei *Solidago gigantea*, die sich auf einer Fläche ausbreiten konnte, die länger nicht mehr gemäht wurde.

5 Diskussion

5.1 Aktueller Zustand der Wiesen im Untersuchungsgebiet und Veränderungen seit den Erhebungen 2007 und 2013

In Summe weist der Großteil der untersuchten Flächen gute oder sogar hervorragende Erhaltungsgrade auf. Nichtsdestotrotz waren im Vergleich zu den Erhebungen im Jahr 2013 trotz der geringen Zeitspanne von zehn Jahren aber deutliche Verschlechterungen des Erhaltungsgrades feststellbar. Die Erhebungen im Rahmen dieser Masterarbeit zeigen, dass es selbst auf naturschutzfachlich besonders wertvollen Wiesen im Biosphärenpark Wienerwald nicht nur zu Verschlechterungen des Erhaltungsgrades kam, sondern auch die völlige Zerstörung einzelner Wiesen erfolgte.

Beeinträchtigungen treten dabei je nach Lebensraumtyp in unterschiedlichem Ausmaß auf. Kalkreiche Niedermoore sind von deutlich stärkeren Beeinträchtigungen betroffen als Kalk-Trockenrasen und Flachland-Mähwiesen. Ein Teil der Flächen, insbesondere solche, die einst den Lebensraumtypen Kalk-Niedermoore und Borstgrasrasen zugerechnet wurden, muss anderen Wiesengesellschaften zugeordnet werden und stellt keinen FFH-Lebensraumtyp dar. Aufgrund der Artenlisten kann jedoch davon ausgegangen werden, dass manche dieser Flächen auch schon bei den vorangegangenen Bewertungen im Zuge der Offenlanderhebung (Staudinger et al. 2014) nicht diesen Lebensraumtypen entsprachen.

Die negativen Entwicklungen des Erhaltungsgrades bei kalkreichen Niedermooren decken sich dabei mit den Ergebnissen von Kapitany (2021, S. 12). Mehr als zwei Drittel der im Zuge der Offenlanderhebung noch mit gutem oder sogar hervorragendem Erhaltungsgrad bewerteten Flächen, mussten sowohl von Kapitany als auch im Zuge dieser Masterarbeit entweder mit einem unzureichenden Erhaltungsgrad eingestuft oder gänzlich einem anderen Lebensraumtyp zugeordnet werden. Bei Pfeifengraswiesen und Flachland-Mähwiesen ist die Entwicklung hingegen weniger negativ, wie von Kapitany (2022, S. 12) generell von den Wienerwaldwiesen berichtet. So reduzierte sich der Anteil der Flächen mit hervorragendem oder gutem Erhaltungsgrad von zuvor mehr als 90 % auf zirka 60 % bei den Flachland-Mähwiesen und auf etwa 50 % bei den Pfeifengraswiesen. Im Gegensatz dazu wiesen die im Rahmen dieser Masterarbeit untersuchten Flächen der beiden Lebensraumtypen bei ähnlichen Ausgangswerten zu fast 90 % gute oder sogar hervorragende Erhaltungsgrade auf.

Als Gründe können hierfür genannt werden, dass die Flächen der ÖBf nicht so sehr dem landwirtschaftlichen Nutzungsdruck ausgesetzt sind, wie dies bei Wiesen in bäuerlichem Eigentum der Fall ist. Weiters werden von Seiten der ÖBf Vorgaben zur Bewirtschaftung

gemacht, wodurch zu frühe Mahd oder Düngung durch Pachtvereinbarungen weitestgehend ausgeschlossen werden.

Der bei allen bisher erschienenen Artikel 17-Berichten mit ungünstig-schlecht eingestufte Erhaltungszustand für die alpine biogeographische Region von kalkreichen Niedermooren (vgl. Ellmauer et al. 2020, S. 86), spiegelt sich somit auch in den Erhaltungsgraden der untersuchten Flächen wider. In deutlich besserem Zustand befinden sich die untersuchten Kalk-Trockenrasen und Flachland-Mähwiesen im Vergleich zum ungünstig-schlechten Erhaltungszustand der Vorkommen dieser Lebensraumtypen in der alpinen biogeographischen Region in Österreich (vgl. Ellmauer et al. 2020, S. 85). Während der Erhaltungszustand der Pfeifengraswiesen im Artikel 17-Bericht aus dem Jahr 2019 für die alpine biogeographische Region mit ungünstig-unzureichend und für die kontinentale biogeographische Region mit ungünstig-schlecht angegeben werden (vgl. Ellmauer et al. 2020, S. 85), weisen die untersuchten Wiesen dieses Lebensraumtyps hingegen, mit Ausnahme von zwei Flächen, alle einen guten oder sogar hervorragenden Erhaltungsgrad auf. Auch wenn die untersuchten Wiesen somit im Vergleich zur Gesamtheit aller Vorkommen in Österreich deutlich besser dastehen, so muss darauf hingewiesen werden, dass es sich bei diesen um die naturschutzfachlich wertvollsten Wiesen der ÖBf im Biosphärenpark Wienerwald handelt.

Durch Nachweise weiterer gefährdeter Pflanzenarten konnte der naturschutzfachliche Wert der Wienerwaldwiesen im Eigentum der Österreichischen Bundesforste nochmals bestätigt werden. Hierbei sei insbesondere auf neu entdeckte Vorkommen der Trauben-Trespe (*Bromus racemosus*) und der Dach-Siegwurz (*Gladiolus cf. imbricatus*) hingewiesen.

Zugleich muss aber auch vom lokalen Erlöschen von Vorkommen gefährdeter Arten berichtet werden. Flächen auf denen Vorkommen von Rote-Liste-Arten im Vergleich zu den Originalstudien nicht mehr bestätigt werden konnten, waren sehr häufig jene, auf denen zugleich auch Beeinträchtigungen des Lebensraumes registriert wurden. Besonders gravierende Auswirkungen hatte die Umwandlung einer Bach-Kratzdistelwiese in einen Wildacker, bei der das Habitat von gleich mehreren gefährdeten, zum Teil sogar stark gefährdeten, Pflanzenarten zerstört wurde. Der von Hülber et al. (2017) festgestellte Rückgang von Rote-Liste-Arten auf Wiesen im Wienerwald zeigt sich auch in den Ergebnissen der vorliegenden Masterarbeit. Inwieweit es wie von Hülber et al. (2017, S. 13f) berichtet auch zu Zunahmen von Nährstoff- oder Verbrauchszeigern kam, lässt sich aufgrund fehlender Deckungswerte nicht sagen.

5.2 Ursachen für Beeinträchtigungen der Wiesen

Zu den häufigsten Gefährdungen der untersuchten Wiesenflächen zählen das Ausbleiben der landwirtschaftlichen Bewirtschaftung beziehungsweise der Biotoppflege und Beeinträchtigungen durch Wildfütterungen. In einzelnen Fällen spielen auch Ablagerungen von Mist, zu frühe Mahd und Entwässerungen eine Rolle. Invasive Neophyten treten nur in einigen wenigen Fällen auf den untersuchten Wiesenflächen auf und stellen zum aktuellen Zeitpunkt keine sonderlich große Gefährdung dar.

Wie bereits von Schardinger (2005, S. 140) hingewiesen, ergeben sich durch die langen Anfahrtswege, geringen Erträge und die kleinen Flächengrößen für die landwirtschaftlichen Bewirtschafterinnen und Bewirtschafter unattraktive Bedingungen. Je größer die Wiesen sind und je weniger abgelegen beziehungsweise verstreut diese liegen, desto einfacher ist es daher, Pächterinnen und Pächter zu finden (Ramona Gockert, ÖBf, persönliche Mitteilung, 15.03.2024). Kleine Wiesenflächen, wie sie Kalk-Niedermoore häufig darstellen, werden deshalb zum Teil nur mehr aus Naturschutzgründen gemäht. Beeinträchtigungen durch das Ausbleiben der landwirtschaftlichen Nutzung waren bei praktisch allen Lebensraumtypen festzustellen, wobei jedoch schwierig zu bewirtschaftende Kalk-Niedermoore und steile Kalk-Trockenrasen besonders betroffen waren.

Die Gefährdung durch Intensivierungen ist auf den abgelegenen Flächen aufgrund der langen Anfahrtswege, die bei häufigeren Mahden und Düngungen bewerkstelligt werden müssten, gering (vgl. Schardinger, S. 140). Zusätzlich wird durch Vereinbarungen in den Pachtverträgen die Gefahr von Intensivierungen weitestgehend minimiert. Bei den wenigen Flächen, auf denen im Rahmen dieser Masterarbeit Beeinträchtigungen durch zu starke Düngung oder zu frühe Mahd festgestellt wurden, handelt es sich um hofnahe Flächen. Sie gehören zur Gänze den Bach-Kratzdistelwiesen sowie Flachland-Mähwiesen an. Nicht unerwähnt bleiben sollten Einträge von Stickstoffverbindungen aus Industrie, Verkehr und intensiver Landwirtschaft über die Luft, die zu Eutrophierungen der Wienerwaldwiesen führen (vgl. Hülber et al. 2017, 15f). Aussagen, inwieweit diese zu Beeinträchtigungen der untersuchten Flächen beigetragen haben, lassen sich mit den Erhebungen der vorliegenden Masterarbeit nicht treffen.

Der hohe Anteil an Beeinträchtigungen, die auf jagdliche Aktivitäten zurückgeführt werden muss, ergibt sich durch den Umstand, dass viele der Flächen aufgrund ihrer abgelegenen Lage im Wald aus jagdlicher Sicht gute Voraussetzungen für die Anlage von Wildfütterungsstellen bieten. Naturschutzfachlich problematisch ist, dass hierbei in vielen Fällen Feuchtgrünland genutzt wird.

5.3 Handlungsempfehlungen und Ausblick

Da der Großteil der Verschlechterungen des Erhaltungsgrades auf Veränderungen in der Bewirtschaftung beziehungsweise Flächennutzung zurückgeführt werden kann, sollten folgende Aspekte beim zukünftigen Management Beachtung finden:

Wildäcker und Wildfütterung

Das Anlegen von Wildäckern sollte nur mehr in enger Abstimmung zwischen Naturschutz und Jagd erfolgen. Eine hohe Wilddichte führte auf mehreren Flächen zu erheblichen Beeinträchtigungen wertvoller Biotope. Besonders betroffen davon ist Feuchtgrünland wie kalkreiche Niedermoore und Bach-Kratzdistelwiesen. Naturschutzfachlich wertvolle Flächen wie es Feuchtwiesen darstellen, sollten grundsätzlich nicht für die Wildfütterung genutzt werden.

Bereits im Zuge des Projekts Wiesen im Wienerwald im Besitz der Österreichischen Bundesforste AG wurde eine Richtlinie erstellt, die die Anlage und Pflege von Wildäckern auf Wiesen der ÖBf im Biosphärenpark Wienerwald regeln soll. Die Richtlinie beinhaltet unter anderem die Regelung, dass keine Anlage von Wildäckern auf Spitzenflächen und naturschutzfachlich wertvollen Wiesen wie Bürstlingsrasen, Trockenrasen, Flachmooren und Magerrasen erfolgen soll (vgl. Pfundner & Sauberer 2009, S. 142). Nachdem auf einer solchen Fläche seither ein Wildacker errichtet wurde, sollte auf diese Regelung erneut aufmerksam gemacht werden.

Überarbeitung der Pachtverträge

Regelungen zur Bewirtschaftung der Wiesen finden sich in den Pachtverträgen der einzelnen Flächen. Zum Teil handelt es sich um lang bestehende Pachtverträge, die bereits vor der Offenlanderhebung beziehungsweise naturschutzfachlichen Kartierung abgeschlossen wurden, weshalb naturschutzfachliche Belange nur zum Teil darin Berücksichtigung fanden. Sukzessive werden jedoch seither naturschutzfachliche Interessen in diese Verträge mitaufgenommen. Dies geschieht, wenn Flächen neu verpachtet werden oder bestehende Pächterinnen und Pächter offen sind für Veränderungen, weil die Pachtverträge dann leicht mit einem Nachtrag versehen werden können, indem die Bewirtschaftung neu beziehungsweise anders geregelt wird. Mitunter kann sich das aber auch schwierig gestalten, wenn Pächterinnen oder Pächter daran kein Interesse haben (Ramona Gockert, ÖBf, persönliche Mitteilung, 15.03.2024).

Den Pächterinnen und Pächtern der Wiesenflächen steht es frei, ob sie am Österreichischen Programm für umweltgerechte Landwirtschaft (ÖPUL) teilnehmen (Ramona Gockert, ÖBf, persönliche Mitteilung, 15.03.2024). Nachdem Agrar-Umweltmaßnahmen, aber ohnehin nur bedingt zum Erhalt der Biodiversität im extensiven Grünland des Wienerwaldes beitragen

(vgl. Hülber et al. 2017; Kapitany 2021), erscheint eine Festschreibung von gebietsspezifischen Bewirtschaftungsvereinbarungen, wie sie bei Flächen der ÖBf über Pachtverträge erfolgt, als deutlich effektiver. Umso wichtiger ist es, dass die empfohlenen Maßnahmen der bisher erfolgten naturschutzfachlichen Erhebungen, in Fällen in denen dies bisher noch nicht erfolgt ist, in die Pachtverträge übernommen werden. In Fällen, in denen im Rahmen der vorliegenden Masterarbeit ersichtlich wurde, dass die Situation einer Fläche nicht der Bewirtschaftungsempfehlung entspricht, sollten deshalb die Pachtverträge überprüft und gegebenenfalls überarbeitet werden.

Dafür spricht auch die Feststellung, dass auf Flächen, auf denen nach den Handlungsempfehlungen der bisherigen Projekte die Pflege entsprechend gehandhabt wurde, keine größeren Beeinträchtigungen vorzufinden waren. Verschlechterungen fanden jeweils in Fällen statt, in denen die Handlungsempfehlungen ganz offensichtlich nicht berücksichtigt wurden.

Kontrolle der Einhaltung von Pachtvereinbarungen

Entsprechen die in den Pachtverträgen niedergeschriebenen Bewirtschaftungsvereinbarungen zwar den Empfehlungen der Biotopkartierung, aber wurden nicht eingehalten, so ist mit den Pächterinnen und Pächtern Kontakt aufzunehmen und diese auf die Einhaltung hinzuweisen.

Momentan erfolgt die Kontrolle der Einhaltung von in Pachtverträgen niedergeschriebenen Vereinbarungen durch die Zusammenarbeit zwischen Revierleitung und betriebsinternem Naturraummanagement. Werden Bewirtschaftungsmissstände laut Vertragsinhalt wahrgenommen, werden die Pächterinnen und Pächter kontaktiert, um diese zu bereinigen (Ramona Gockert, ÖBf, persönliche Mitteilung, 15.03.2024). Begrüßenswert wäre es, wenn zukünftig zur Überprüfung der Einhaltung von Pachtvereinbarungen regelmäßige Begehungen zumindest auf den aus naturschutzfachlicher Sicht hochwertigsten Flächen durchgeführt würden.

Durch solche Kontrollen könnten auch Ablagerungen von Mist und Siloballen in naturschutzfachlich wertvollen Bereichen und starke Bodenverdichtungen durch den Einsatz von schweren Maschinen bei der Bewirtschaftung rascher festgestellt und Gegenmaßnahmen ergriffen werden.

Ausblick

Die vorliegende Arbeit kann als Grundlage dienen, dort anzusetzen, wo noch Verbesserungsbedarf beim Erhalt der im Eigentum der Österreichischen Bundesforste befindlichen Wienerwaldwiesen besteht. Dies erfolgt einerseits, indem jene Flächen ermittelt

wurden, bei denen Handlungsbedarf besteht, als auch im Aufzeigen von Verbesserungsmöglichkeiten im Naturraummanagement der Österreichischen Bundesforste.

Empfehlungen zur Bewirtschaftung und Pflege wurden neben der vorliegenden Masterarbeit auch bereits im Zuge der naturschutzfachlichen Kartierung und Offenlanderhebung erarbeitet. Die Bedeutsamkeit der vorgeschlagenen Maßnahmen zeigt sich auf Flächen, auf denen es in Folge der Nicht-Umsetzung zu erheblichen Verschlechterungen des naturschutzfachlichen Zustands und zum lokalen Erlöschen von Vorkommen gefährdeter Pflanzenarten kam.

Umso wichtiger ist es nun, dass diese Versäumnisse schnell behoben werden, um weitere Verschlechterungen der Wiesen zu vermeiden. Für den langfristigen Erhalt der Wienerwaldwiesen bedarf es jedenfalls die Zusammenarbeit und den Austausch aus den Bereichen Naturschutz, Jagd sowie Land- und Forstwirtschaft zu stärken.

5.4 Methodische Anmerkungen

Erhebung der lebensraumtypischen Artenzusammensetzung

Lebensraumtypische Pflanzenarten wurden im Rahmen dieser Masterarbeit nur dann, als solche mitgezählt, wenn diese mit einem steten Vorkommen auf den Flächen anzutreffen waren. Einzelne oder nur spärlich auf den Flächen vorkommende lebensraumtypische Pflanzenarten wurden nicht berücksichtigt. Von dieser Vorgangsweise wird auch aus Oberösterreich berichtet, da auch dort im Zuge der Erhebung des Erhaltungsgrades von Kalk-Trockenrasen bei strikter Handhabe des Bewertungsschemas nach Ellmayer (2005a) selbst für stark verbuschte Flächen der Erhaltungsgrad als hervorragend oder günstig eingestuft hätte werden müssen (vgl. Ott et al. 2012, S. 65). Dadurch ergibt sich jedoch zugleich auch der Umstand, dass bei der Erhebung dieses Parameters gegebenenfalls anders vorgegangen wurde als bei der Offenlanderhebung.

Erfassung von Veränderungen der Artengarnitur

Wie bereits in Kapitel 4.2 hingewiesen, ist es schwierig festzustellen, ob es zu Veränderungen in der Artenzusammensetzung gekommen ist, oder einzelne Arten einfach nur übersehen wurden beziehungsweise unterschiedliche Ergebnisse auf abweichende Gebietsabgrenzungen zurückzuführen sind. Aussagen zum Verschwinden lokaler Pflanzenvorkommen müssen sich daher auf Fälle beschränken, in denen eindeutig ist, dass die jeweiligen Pflanzenarten aufgrund der standörtlichen Gegebenheiten nicht mehr auf der Fläche vorkommen können, wie es beispielsweise bei der Umwandlung einer Feuchtwiese in einen Wildacker der Fall war.

Für detailliertere Erhebungen von Veränderungen in der Artengarnitur würde es einer genaueren Abgrenzung der Untersuchungsflächen sowie Aufzeichnungen zu Deckungs-

graden der einzelnen Pflanzenarten bedürfen. Damit wäre es möglich, nicht nur ein völliges Verschwinden oder gänzlich neues Auftreten, sondern auch Rückgänge oder Zunahmen an den Deckungswerten der einzelnen Pflanzen erfassen zu können.

Zuordnung zu Lebensraumtypen

Nahtlose Übergänge, wie sie besonders zwischen *Filipendulo-Brometum* und *Filipendulo-Arrhenatheretum* auftreten (vgl. Willner et al. 2013), machen eine Zuordnung zu Lebensraumtypen nicht immer einfach. Auch Schardinger (2005, S. 40) berichtet von Schwierigkeiten bei der Zuordnung von sehr heterogenen Wiesenausbildungen zu Pflanzengesellschaften im Wienerwald.

Nicht wenige Wiesen wurden daher bei der Offenlanderhebung mehreren Lebensraumtypen zugordnet und deren prozentuelle Anteile erfasst. In einzelnen Fällen wichen diese Schätzungen jedoch von den im Rahmen dieser Masterarbeit erfolgten ab, wodurch sich die Frage stellt, ob diese Unterschiede durch verschiedene Schätzwerte oder in tatsächlichen Veränderungen der Flächenanteile der jeweiligen Lebensraumtypen auf den Wiesen begründet sind.

6 Verzeichnisse

6.1 Literaturverzeichnis

Amt der Kärntner Landesregierung, Abteilung 8 – Umwelt, Energie und Naturschutz, Unterabteilung Naturschutz und Nationalparkrecht (Hrsg.) (2020): Natura 2000 - Gebietsmanagementpläne in Kärnten: Leitfaden. Klagenfurt: 56 S.

Amt der Niederösterreichischen Landesregierung (2006): Erste Wiesenmeisterschaft im UNESCO-Biosphärenpark Wienerwald. Pressemitteilung. https://www.ots.at/presseaussendung/OTS_20060623_OTS0233/erste-wiesenmeisterschaft-im-unesco-biosphaerenpark-wienerwald (aufgerufen am 12.12.2023).

Angeringer W. (2007): Vegetationsentwicklung auf unterschiedlich bewirtschafteten Wiesen des Lainzer Tiergartens von 1999 bis 2006. Masterarbeit. Universität für Bodenkultur Wien. Wien: 166 S.

Angeringer W. & Karrer G. (2012): Maßnahmen zum Erhalt der floristischen Artenvielfalt auf Extensiv-Wiesen im Osten Österreichs: Eine Langzeit-Fallstudie aus dem Naturschutzgebiet Lainzer Tiergarten in Wien. In: Lehr- und Forschungszentrum für Landwirtschaft Raumberg-Gumpenstein (Hrsg.): 17. Alpenländisches Expertenforum. Raumberg-Gumpenstein 2012: Bedeutung und Nutzung von Extensivgrünland. Tagungsband. Irdning: S. 37 – 42.

Auer M. (1982): Wiesengesellschaften im Wienerwald. Diplomarbeit. Universität Wien. Wien: 74 S.

Biosphärenpark Wienerwald Management GmbH (Hrsg.) (2013): Tätigkeitsbericht 2013. Tullnerbach: 74 S. https://www.bundesforste.at/fileadmin/wienerwald/PDF-DATEIEN/Aufgaben/BSP_Jahresberichte/BPWW-Taetigkeitsbericht-2013.pdf (aufgerufen am 12.12.2023).

Bischof, P. (2003): Wiesen und Weiden der Region [Wienerwald; Anmerkung]. In: Amt der Niederösterreichischen Landesregierung, Abteilung Naturschutz (Hrsg.) (2003): Wiesen und Weiden in Niederösterreich. St. Pölten: 213 – 221.

BMK - Bundesministerium für Klimaschutz, Umwelt, Energie, Mobilität, Innovation und Technologie (Hrsg.) (2022): Biodiversitäts-Strategie Österreich 2030+. Wien: 158 S.

Böhmer K., Hohegger K. & Holzner W. (1997): Die Wiesen machen den Wienerwald zu einer naturnahen Kulturlandschaft. In: Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (Hrsg.): Grüne Reihe des Lebensministeriums. Schriftenreihe 11. Wien: S. 284 – 294.

Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.) (2016): Bewertungsschemata für die Bewertung des Erhaltungsgrades der Bestände der Lebensraumtypen; 2. Überarbeitung. 141 S. https://www.lwf.bayern.de/mam/cms04/biodiversitaet/dateien/bewertungsbogen_lebensraumtypen_ffh-rl_2016.pdf (aufgerufen am 20.04.2023).

Burkart M., Dierschke H., Hölzel N., Nowak B. & Fartmann T. (2004): Molinio-Arrhenatheretea (E1): Kulturgrasland und verwandte Vegetationstypen: Teil 2: Molinietalia – Futter- und Streuwiesen feucht-nasser Standorte und Klassenübersicht Molinio-Arrhenatheretea. In: Dierschke H. (Hrsg.): Synopsis der Pflanzengesellschaften Deutschlands. Heft 9. Göttingen: 103 S.

Chytrý M. (Hrsg.) (2007): Vegetace České republiky 1. Travinná a keříčková vegetace: Vegetation of the Czech Republic 1. Grassland and heathland vegetation. Academia. Prag: 526 S.

Dierschke H. & Briemle G. (2008): Kulturgrasland: Ökosysteme aus geobotanischer Sicht. Eugen Ulmer Verlag. Stuttgart: 239 S.

Dierßen K. & Dierßen B. (2008): Moore. Ökosysteme aus geobotanischer Sicht. Eugen Ulmer Verlag. Stuttgart: 230 S.

Drozdowski I. & Mrkvicka A. (2014): Der Wienerwald ist UNESCO-Biosphärenpark - eine Modellregion für Nachhaltigkeit. In: Amt der Niederösterreichischen Landesregierung, Abteilung Kultur und Wissenschaft (Hrsg.): Wissenschaftliche Mitteilungen Niederösterreichisches Landesmuseum. Schriftenreihe 25. St. Pölten: S. 9 – 40.

Eggenberg S. & Möhl A. (2020): Flora Vegetativa: Ein Bestimmungsbuch für Pflanzen der Schweiz im blütenlosen Zustand. 4. ergänzte und überarbeitete Auflage. Haupt Verlag. Bern: 768 S.

Ellenberg H. (1996): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht: 5. stark veränderte und verbesserte Auflage. 623 Abbildungen und 170 Tabellen. Verlag Eugen Ulmer. Stuttgart: 1095 S.

Ellmauer T. (1993): Calluno-Ulicetea. In: Mucina L., Grabherr G., Ellmauer T. (Hrsg.): Die Pflanzengesellschaften Österreichs: Teil I - Anthropogene Vegetation. Gustav Fischer Verlag. Jena: S. 402 – 419.

Ellmauer, T. (Hrsg.) (2005a): 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, 616 S.

Ellmauer T. (2005b): 7230 Kalkreiche Niedermoore. In: Ellmauer, T. (Hrsg.): 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. 340 – 348.

Ellmauer T., Igel V., Kudrnovsky H., Moser D. & Paternoster D. (2020): Monitoring von Lebensraumtypen und Arten von gemeinschaftlicher Bedeutung in Österreich 2016 – 2018 und Grundlagenerstellung für den Bericht gemäß Artikel 17 der FFH-Richtlinie im Jahr 2019: Endbericht: Teil 2: Artikel 17-Bericht. Reports Bd. REP-0734. Umweltbundesamt. Wien. 97 S.

Ellmauer T. & Mucina L. (1993): Molinio-Arrhenatheretea. In: Mucina L., Grabherr G., Ellmauer T. (Hrsg.): Die Pflanzengesellschaften Österreichs: Teil I. – Anthropogene Vegetation. Gustav Fischer Verlag. Jena: S. 297 – 401.

Ellmauer T., Paternoster D. & Kudrnovsky H (2020): Aktualisierung der Standarddatenbögen der 20 FFH-Gebiete Niederösterreichs – Endbericht. Umweltbundesamt. Wien: 20 S.

Essl F. & RABITSCH W. (2002): Neobiota in Österreich. Umweltbundesamt. Wien: 432 S.

Essl F. (2005a): 6210 Naturnahe Kalk-Trockenrasen und deren Verbuschungsstadien (Festuco-Brometalia) (*besondere Bestände mit bemerkenswerten Orchideen). In: Ellmauer T. (Hrsg.): 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. 197 – 211.

Essl F. (2005b): 6230 * Artenreiche montane Borstgrasrasen (und submontan auf dem europäischen Festland) auf Silikatböden. In: Ellmauer T. (Hrsg.): 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. 212 – 220.

Essl F. (2005c): 6410 Pfeifengraswiesen auf kalkreichem Boden, torfigen und tonig-schluffigen Böden (*Molinion caeruleae*). In: Ellmauer T. (Hrsg.): 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. 245 – 254.

Essl F. (2005d): 6510 Magere Flachland-Mähwiesen (*Alopecurus pratensis*, *Sanguisorba officinalis*). In: Ellmauer, T. (Hrsg.): 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. 273 – 281.

Essl F. (2005e): 6520 Berg-Mähwiesen. In: Ellmauer T. (Hrsg.): 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. 282 – 290.

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. Umweltbundesamt. Neuer Wissenschaftlicher Verein. Monographien. Band 677. Wien: 272 S.

European Commission, DG Environment (Hrsg. 2013): Interpretation manual of European Union Habitats. Version EUR28. Brüssel: 144 S.

European Environment Agency (2021): Natura 2000 Viewer - Standard Data Form: Wienerwald-Thermenregion (AT1211A00).
<https://natura2000.eea.europa.eu/Natura2000/SDF.aspx?site=AT1211A00&release=13&form=Clean> (aufgerufen am 24.01.2024).

Fischer M. A., Oswald K. & Adler W. (2008): Exkursionsflora für Österreich, Liechtenstein und Südtirol. 3. Auflage. Land Oberösterreich, Biologiezentrum der Oberösterreichischen Landesmuseen. Linz: 1392 S.

Fritz P. (2005): Die Wienerwald-Konferenz. In: Brunner K. & Schneider P. (Hrsg.): Umwelt Stadt - Geschichte des Natur- und Lebensraums Wien. Böhlau Verlag. Wien: S. 351 – 353.

Grabherr G. & Mucina L. (Hrsg.) (1993): Die Pflanzengesellschaften Österreichs. Teil II. Natürliche Waldfreie Vegetation. Gustav Fischer Verlag. Jena: 523 S.

Gruber A. & Pauli A. (2007): Nutzungsgeschichten aus dem Wienerwald. Vom Streurechen, Pechen und den Adletzbeerbäumen. Amt der Niederösterreichischen Landesregierung, Abteilung Naturschutz (Hrsg.). St. Pölten: 27 S.

Habel J. C., Dengler J., Janišová M., Török P., Wellstein C. & Wiezik M. (2013): European grassland ecosystems: threatened hotspots of biodiversity. *Biodiversity and Conservation*, 22(10), 2131–2138. <https://doi.org/10.1007/s10531-013-0537-x>

Haberreiter B. (2003): 7.6.1 Einleitende Landschaftsbeschreibung. In: Amt der Niederösterreichischen Landesregierung, Abteilung Naturschutz (Hrsg.) (2003): Wiesen und Weiden in Niederösterreich. St. Pölten: S. 211 – 212.

Hülber K., Moser D., Sauberer N., Maas B., Staudinger M., Grass V., Wrбка T. & Willner W. (2017): Plant species richness decreased in semi-natural grasslands in the Biosphere Reserve Wienerwald, Austria, over the past two decades, despite agri-environmental measures. In: Elsevier (Hrsg.): *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 243. S. 10 – 18.

Hundt R. & Hübl E. (1983): Pflanzensoziologische, pflanzengeographische und landeskulturelle Aspekte des Filipendulo-Arrhenatheretum im Wienerwald. In: Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschaft e.V. (Hrsg.): *Tuexenia - Mitteilungen der Floristisch-soziologischen Arbeitsgemeinschaft*. Band 3. Göttingen: S. 331 – 342.

Jäger U. & Frank D. (2002a): 6230 Artenreiche montane Borstgrasrasen (und submontan auf dem europäischen Festland) auf Silikatböden. In: Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, Abteilung Naturschutz (Hrsg.): *Naturschutz im Land Sachsen-Anhalt: Die Lebensraumtypen nach Anhang I der Fauna-Flora-Habitatrichtlinie im Land Sachsen-Anhalt*. 33. Jahrgang. Sonderheft. Halle/Saale: S. 102 – 106.

Jäger U., Peterson J. & Blank C. (2002): 6510 Magere Flachland-Mähwiesen (*Alopecurus pratensis*, *Sanguisorba officinalis*). In: Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, Abteilung Naturschutz (Hrsg.): *Naturschutz im Land Sachsen-Anhalt: Die Lebensraumtypen nach Anhang I der Fauna-Flora-Habitatrichtlinie im Land Sachsen-Anhalt*. 33. Jahrgang. Sonderheft. Halle/Saale: S. 132 – 142.

Janišová M. (Hrsg.) (2007): Travnobylinná vegetácia Slovenska (elektronický expertný systém na identifikáciu syntaxónov) (Grassland vegetation of Slovakia – electronic expert system for identification of syntaxa) [in Slovak]. Botanický ústav SAV. Bratislava: 263 S.

Janssen J. A. M., Rodwell J. S., García Criado M., Gubbay S., Haynes T., Nieto A. et al. (2016): European Red list of habitats. <http://edepot.wur.nl/404544>. (aufgerufen am 02.01.2024).

Kapitany E. N. (2021): Effects of land use management on habitat development and plant diversity of wet grasslands in the biosphere reserve Wienerwald. Masterarbeit. Universität Wien. Wien: 45 S.

Koch M. A. (2023): The Diverse Reticulate Genetic Set-Up of Endangered *Gladiolus palustris* in Southern Germany Has Consequences for the Development of Conservation Strategies. Diversity 2023, 15, 1068. <https://doi.org/10.3390/d15101068>

Kößl J. (2017): Homogenisierung von Wiesen des Lainzer Tiergartens durch naturschutzfachlich begründete Bewirtschaftungsvorschriften. Masterarbeit. Universität für Bodenkultur Wien. Wien: 117 S.

Land Niederösterreich (o. J.): NÖ-Atlas. <https://atlas.noel.gv.at/atlas/portal/noe-atlas> (aufgerufen am 24.01.2024).

Leputsch S. (1997): Die Wiesen des Lainzer Tiergartens unter besonderer Berücksichtigung der Jagd-Tradition und der Erholungsnutzung. Diplomarbeit. Universität für Bodenkultur. Wien. Wien: 147 S.

LfU - Landesamt für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz [Brandenburg; Anmerkung] (2014): Lebensraumtypen der FFH-Richtlinie in Brandenburg. In: Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg – Beiträge zu Ökologie, Natur- und Gewässerschutz. Heft 3,4. Potsdam: S. 176.

Merz P. (2000): Pflanzengesellschaften Mitteleuropas und der Alpen: Erkennen – Bestimmen – Bewerten: Ein Handbuch für die vegetationskundliche Praxis. Ecomed. Landsberg am Lech: 511 S.

Mucina, L., Grabherr, G. & Ellmauer, T. (Hrsg.) (1993): Die Pflanzengesellschaften Österreichs: Teil I – Anthropogene Vegetation. – Gustav Fischer, Jena: 578 S.

Mucina L. & Kolbek J. (1993): Festuco-Brometea). In: Mucina L., Grabherr G. & Ellmauer T. (Hrsg.): Die Pflanzengesellschaften Österreichs. Teil I. Anthropogene Vegetation. Gustav Fischer Verlag. Jena: 420 – 492.

Oberdorfer E. (Hrsg.) (1983): Süddeutsche Pflanzengesellschaften: 3: Wirtschaftswiesen und Unkrautgesellschaften mit 101 Tabellen: bearb. von T. Müller und E. Oberdorfer, 2., stark bearb. Aufl., Gustav Fischer Verlag. Jena: 455 S.

Oberdorfer E. (2001): Pflanzensoziologische Exkursionsflora für Deutschland und angrenzende Gebiete. 8. Auflage. Eugen Ulmer Verlag. Stuttgart: 1056 S.

Opitz von Boberfeld W. (1994): Grünlandlehre: biologische und ökologische Grundlagen. 28 Tabellen. Verlag Eugen Ulmer. Stuttgart: 336 S.

Ott C., Pollheimer M. & Ambach J. (2012): Europaschutzgebiet Unteres Trauntal (AT3109000): Managementplan – Endbericht. Amt der Oberösterreichischen Landesregierung. Abteilung Naturschutz. Linz: 209 S.

Pfundner G. & Sauberer N. (2009): Wiesen im Wienerwald im Besitz der Österreichischen Bundesforste AG. Naturschutzfachliche Erhebungen und Managementvorschläge. Wien: 144 S.

Pott R. (1995): Die Pflanzengesellschaften Deutschlands. 2. überarbeitete und stark erweiterte Auflage. Ulmer. Stuttgart: 622 S.

Pott R. (1996): Biotoptypen: schützenswerte Lebensräume Deutschlands und angrenzender Regionen; 12 Tabellen. Ulmer. Stuttgart (Hohenheim): 448 S.

Prossinagg H. (2005): Ummauerter Wald: Das Naturschutzgebiet Lainzer Tiergarten. In: Brunner K. & Schneider P. (Hrsg.): Umwelt Stadt - Geschichte des Natur- und Lebensraums Wien. Böhlau Verlag. Wien: S. 340 – 345.

Redl S. (2021): Auswirkungen von Restaurationsmaßnahmen auf verschiedene Wiesentypen im Lainzer Tiergarten im ersten Jahr nach erfolgter Maßnahme. Masterarbeit. Universität für Bodenkultur Wien. Wien: 173 S.

Rieder A. (2002): Der Wienerwald. Natur, Geschichte, Kultur einer einzigartigen Landschaft. Verlag Christian Brandstätter. Wien: 367 S.

Rozbrojová Z., Hájek M. & Hájek O. (2010): Vegetation diversity of mesic meadows and pastures in the West Carpathians. In: Czech Botanical Society (Hrsg.): Preslia 82. Prag: S. 307–332.

Runge F. (1990): Die Pflanzengesellschaften Mitteleuropas: eine kleine Übersicht. 10./11., verb. u. verm. Auflage. Aschendorff. Münster: 309 S.

Sauberer S., Schernhammer T. & Kogler M. (2021): Wiederherstellung veränderter Ökosysteme zum Klima- und Artenschutz in Österreich: Teil A. Endbericht. Im Auftrag von

Mutter Erde Umweltinitiative „Wir für die Welt“. Wien: 25 S.
<https://www.global2000.at/sites/global/files/Mutter%20Erde%20Studie%20Teil%20A%20Okt%20Okto%202021%20VINCA.pdf> (aufgerufen am 05.12.2023).

Schardinger M. (2005): Wiesen im Wienerwald, ihr naturschutzfachlicher Wert und ihre Schutzmöglichkeiten am Beispiel ausgewählter Waldwiesen in Klausen-Leopoldsdorf. Diplomarbeit/Masterarbeit. Universität für Bodenkultur Wien. Wien: 182 S.

Schratt-Ehrendorfer L., Niklfeld H., Schröck C., Stöhr O., Gilli C., Sonnleitner M., Adler W., Barta T., Beiser A., Berg C., Bohner A., Franz W., Gottschlich G., Griehl N., Haug G., Heber G., Hehenberger R., Hofbauer M., Hohla M., Hörandl E., Kaiser R., Karrer G., Keusch C., Király G., Kleesadl G., Kniely G., Köckinger H., Kropf M., Kudrnovsky H., Lefnaer S., Mrkvicka A., Nadler K., Novak N., Nowotny G., Pachschröll C., Pagitz K., Pall K., Pflugbeil G., Pilsl P., Raabe U., Sauberer N., Schau H., Schönswetter P., Starlinger F., Strauch M., Thalinger M., Trávníček B., Trummer-Fink E., Weiss S., Wieser B., Willner W., Wittmann H., Wolkersdorfer C., Zernig K. & Zuna-Kratky T. (2022): Rote Liste der Farn- und Blütenpflanzen Österreichs. Schratt-Ehrendorfer H., Niklfeld H., Schröck C. & Stöhr (Hrsg.). Stapfia 114. Land Oberösterreich. Linz: 357 S.

Schubert R., Hilbig W. & Klotz S. (2001): Bestimmungsbuch der Pflanzengesellschaften Deutschlands. 2. Auflage. Spektrum Akademischer Verlag. Heidelberg: 472 S.

Schuster R., Daurer A., Krenmayr H., Linner M., Mandl G., Pestal G. & Reitner J. (2013): Rocky Austria: Geologie von Österreich – kurz und bunt. 5. Auflage. Geologische Bundesanstalt. Wien: 50 S.

Stadler P. (2010): Die frühneolithische Siedlung von Brunn am Gebirge, Flur Wolfholz - aktuelle Forschungsergebnisse. In: Verein für NÖ Landeskunde (Hrsg.): Archäologische Forschungen in Niederösterreich. Band 4: St. Pölten: S. 7 – 16.

Staudinger M., Grass V. & Wrbka T. (2014): Bericht: Methodik der Projekte Offenlanderhebung Biosphärenpark Wienerwald 2011, Teil 1 und Offenlanderhebung Biosphärenpark Wienerwald 2012 – 2013, Teil 2. Kartierung der Biotoptypen und der FFH-Lebensraumtypen im Offenland des Biosphärenpark Wienerwald. Grundlagenerhebung zur Anpassung der Pflegezonierung und zur Erstellung eines Landschaftskontos: Kartierungsmethodik, Biotoptypenliste, Darstellung der Datenauswertung und der Datenstruktur. Unveröffentlichter Bericht im Auftrag der Biosphärenpark Wienerwald Biosphärenpark Management GmbH. Wien: 98 S.

Staudinger M. & Willner W. (2014): Die Waldgesellschaften in den Kernzonen des Biosphärenparks Wienerwald. In: Amt der Niederösterreichischen Landesregierung,

Abteilung Kultur und Wissenschaft (Hrsg.): Wissenschaftliche Mitteilungen Niederösterreichisches Landesmuseum. Schriftenreihe 29. St. Pölten: S. 269 – 296.

Steiner G. (1993): Scheuchzerio-Caricetea fuscae. In: Grabherr G., Mucina L. (Hrsg.): Die Pflanzengesellschaften Österreichs. Teil II. Natürliche waldfreie Vegetation. Gustav Fischer Verlag. Jena: 131 – 165.

Stella I. (2013): Regionale Hotspots der pflanzlichen Biodiversität am Westrand des Biosphärenparks Wienerwald. Diplomarbeit. Universität Wien. Wien: 98 S.

Suske W., Bieringer G. & Ellmauer T. (2016): NATURA 2000 und Artenschutz: Empfehlungen für die Planungspraxis beim Bau von Verkehrsinfrastruktur. 3. überarbeitete Auflage. Wien: 210 S.

Szczepaniak M., Kamiński R., Kuta E., Słomka A., Heise W. & Cieślak E. (2016): Natural hybridization between *Gladiolus palustris* and *Gladiolus imbricatus* inferred from morphological, molecular and reproductive evidence. In: Czech Botanical Society (Hrsg.): Preslia 88. Prag: S. 137–161.

Traxler A., Minarz E., Englisch T., Fink B., Zechmeister H. & Essl F. (2005): Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen Österreichs: Moore, Sümpfe und Quellfluren; Hochgebirgsrasen, Pionier-, Polster- und Rasenfragmente, Schneeböden der nemoralen Hochgebirge, Äcker, Ackerraine, Weingärten und Ruderalfluren, Zwergstrauchheiden, geomorphologisch geprägte Biotoptypen. Umweltbundesamt. Wien: 286 S.

Universität für Bodenkultur (o. J.): FIS – Forschungsinformationssystem: Monitoring und Management der Wiesen im stadtnahen Wienerwald. <https://forschung.boku.ac.at/de/projects/2390> (aufgerufen am 17.03.2024).

Unterladstetter V. (2020): *Arrhenatheretum elatioris* – Glatthaferwiese, Pflanzengesellschaft des Jahres 2019. In: Jahrbuch des Bochumer Botanischen Vereins – 11. Botanischer Verein Bochum. Bochum: S. 265 – 282.

Wessely G. (Hrsg.) (2006): Geologie der österreichischen Bundesländer: Niederösterreich. 655 Abbildungen und 26 Tabellen. Geologische Bundesanstalt. Wien: 416 S.

Willner W., Sauberer N., Staudinger M., Grass V., Kraus R., Moser D., Rötzer H. & Wrбка T. (2013): Syntaxonomic revision of the Pannonian grasslands of Austria – Part II: Vienna Woods (Wienerwald). In: Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschaft e.V. (Hrsg.): Tuexenia - Mitteilungen der Floristisch-soziologischen Arbeitsgemeinschaft. Band 33. Göttingen: S. 421 – 458.

Wilmanns O. (1998): Ökologische Pflanzensoziologie. 6. Auflage. Quelle & Meyer Verlag. Wiesbaden: 405 S.

Wilson J. B., Peet R. K., Dengler J. & Pärtel M. (2012): Plant species richness: the world records. Journal of Vegetation Science, 23(4): S. 796–802. <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2012.01400.x>

ZAMG - Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik (2023): Klimanormalwerte Österreich 1971-2000. http://www.zamg.ac.at/fix/klima/oe71-00/klima2000/klimadaten_oesterreich_1971_frame1.htm. (aufgerufen am 11.03.2023).

6.2 Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Lage der Wiesenflächen im Biosphärenpark Wienerwald.....	6
Abbildung 2: Veränderung der Erhaltungsgrade beim LRT Kalk-Trockenrasen	38
Abbildung 3: Durch das Aufkommen von Gehölzen verbuschende Fläche (AL2388).....	39
Abbildung 4: Halbtrockenrasen im Frühlingsaspekt (M249)	40
Abbildung 5: Bereits stark verbuschter Bereich des Halbtrockenrasens (M220)	41
Abbildung 6: Veränderung der Erhaltungsgrade beim LRT Borstgrasen.....	42
Abbildung 7: Magere Wiese mit Säurezeigern bei Lengbachl (M13093)	44
Abbildung 8: Veränderung der Erhaltungsgrade beim LRT Pfeifengraswiesen	45
Abbildung 9: Beeinträchtigte Pfeifengraswiese (X1215)	46
Abbildung 10: Veränderung der Erhaltungsgrade beim LRT Flachland-Mähwiesen.....	47
Abbildung 11: Zur Zeit der Orchideenblüte gemähte Wiese bei Laab im Walde (C0013)	48
Abbildung 12: Wechselfeuchte Glatthaferwiese bei Rekawinkel (C4002).....	49
Abbildung 13: Von Obergräsern dominierte Wiese im Weidlingbachtal (T5409)	51
Abbildung 14: Veränderung der Erhaltungsgrade beim LRT Kalkreiche Niedermoore	52
Abbildung 15: Wiesenbereich mit Davall-Seggen- und Wollgrasvorkommen (C0351).....	54
Abbildung 16: Deutlich beeinträchtigt Kleinseggenried (M13010).....	55
Abbildung 17: Feuchter Wiesenbereich (C0024).....	56
Abbildung 18: Erhaltungsgrad der Bach-Kratzdistelwiesen im Jahr 2023.....	58
Abbildung 19: Bach-Kratzdistelwiese mit Blühaspekt (C4109)	59
Abbildung 20: Wildfütterung im Nahbereich einer orchideenreichen Wiese (X1222).....	60

Abbildung 21: Umgebrochene Bach-Kratzdistelwiese (M13009).....	61
Abbildung 22: <i>Bromus racemosus</i> auf einer Wiese bei Rekawinkel	63
Abbildung 23: <i>Gladiolus cf. imbricatus</i> auf einer Wiese in der Gemeinde Wienerwald	64

6.3 Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Erhaltungszustände in den biogeografischen Regionen Österreichs	11
Tabelle 2: Auszug aus dem Standarddatenbogen für das FFH-Gebiet Wienerwald	12
Tabelle 3: Indikator Flächengröße	27
Tabelle 4: Indikator Anzahl lebensraumtypischer Arten	28
Tabelle 5: Indikator Hydrologie	30
Tabelle 6: Indikator Lebensraumtypische Habitatstruktur (LRT 6210, 6230, 6410, 6510) beziehungsweise Vegetationsstruktur (LRT 7230)	32
Tabelle 7: Störungszeiger in den jeweiligen Lebensraumtypen.....	35
Tabelle 8: Aggregation der drei Indikatoren bei kalkreichen Niedermooren	37
Tabelle 9: Aggregation der vier Indikatoren bei Flachland-Mähwiesen, Kalk-Trockenrasen und Borstgrasrasen (sofern diese nicht feuchtegeprägt sind)	37
Tabelle 10: Aggregation der fünf Indikatoren bei Pfeifengraswiesen, feuchtegeprägte Borstgrasrasen und Bach-Kratzdistelwiesen	37
Tabelle 11: Flächenübersicht mit Erhaltungsgrad und Zuordnung zum FFH-LRT	87
Tabelle 12: Beeinträchtigungen auf den einzelnen Wiesenflächen.....	90
Tabelle 13: Artenliste	91

6.4 Abkürzungsverzeichnis

BMK	Bundesministerium für Klimaschutz, Umwelt, Energie, Mobilität, Innovation und Technologie
EHG	Erhaltungsgrad
FFH	Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie
Hrsg.	Herausgeber
LRT	Lebensraumtyp
N/A	nicht anwendbar
o. J.	ohne Jahresangabe
o. S.	ohne Seitenangabe
ÖBf	Österreichische Bundesforste

ÖPUL Österreichisches Programm für umweltgerechte Landwirtschaft
UNESCO United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization
ZAMG Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik

7 Anhang

7.1 Bewertungsergebnisse der einzelnen Flächen

Tabelle 11: Flächenübersicht mit Erhaltungsgrad und Zuordnung zum FFH-LRT

(in Fällen, in denen ein Parameter für die Bewertung einer Fläche aufgrund ihrer LRT-Zuordnung irrelevant ist, wurde dies mit einem Mittelstrich gekennzeichnet)

Wiesen- Identifikations- nummer	FFH-LRT 2013	EHG 2013	FFH-LRT 2023	EHG 2023	Flächengröße	Arten	Habitatstrukturen	Störungszeiger	Vegetation	Hydrologie
AL0815	6210	B	6210	B	A	A	B	B	-	-
AL0816	6210	A	6210	A	A	B	A	A	-	-
AL2030	6210	A	6210	A	B	A	A	A	-	-
AL2363	<i>Cirsietum riv.</i>	-	<i>Cirsietum riv.</i>	C	B	C	C	C	-	B
AL2388	6210	B	6210	B	A	A	B-C	C	-	-
AL2500	6210	B	6210	B	B	B	B	C	-	-
AL2700	6210	A	6210	B	B	A	B	A	-	-
AL3288	6210	B	6210	A	B	A	A	A	-	-
BV0000	6210	B	6210	B	B	B	B	B	-	-
BV5555	6210	A	6210	A	B	A	A	A	-	-
C0013	6510	B	6510	?	B	bereits gemäht		-	-	-
C0014	7230	B	kein FFH-LRT	N/A	-	-	-	N/A	N/A	N/A
C0024	7230	B	kein FFH-LRT	N/A	-	-	-	N/A	N/A	N/A
C0328	6410	C	6410	B	A	A	C	A	-	A
C0328	7230	B	7230	B	-	-	-	B	B	A
C0351	7230	A	7230	B	-	-	-	C	B	A
C0353	6510	A	6510	A	A	A	A	A	-	-
C0353	6410	A	6410	A	A	A	A	A	-	A
C0355	6410	A	6410	A	A	A	A	A	-	A
C0623	<i>Cirsietum riv.</i>	-	<i>Cirsietum riv.</i>	B	B	B	B	A	-	A
C0684	6510	A	6510	B	A	B	B	A	-	-
C0694	6510	B	6510	B	B	B	B	A	-	-
C0752	6410	A	6410	A	A	A	A	A	-	A
C2429	6510	B	6510	B	A	B	B	A	-	-
C2431a	6510	B	6510	B	B	B	A	A	-	-
C2431b	6510	B	6510	B	B	B	A	A	-	-
C2435	6410	B	6410	B	B	A	B	A	-	B
C4002	6510	B	6510	A	A	B	A	A	-	-
C4007	6510	A	6510	A	B	A	A	A	-	-
C4073	6510	B	6510	C	B	B	C	C	-	-
C4084	6510	A	6510	B	B	B	B	A	-	-
C4109	<i>Cirsietum riv.</i>	-	<i>Cirsietum riv.</i>	A	B	A	A	A	-	A
C4132	6210	A	6210	A	A	B	A	A	-	-
C4170	6510	A	6510	B	C	B	A	A	-	-
C4170	<i>Cirsietum riv.</i>	A	<i>Cirsietum riv.</i>	A	B	A	A	A	-	A
C5103	6510	B	6510	B	A	B	B	A	-	-
C5112	6510	B	6510	B	B	B	B	A	-	-
C5112	<i>Cirsietum riv.</i>	-	<i>Cirsietum riv.</i>	B	B	B	A	B	-	A

Wiesen- Identifikations- nummer	FFH-LRT 2013	EHG 2013	FFH-LRT 2023	EHG 2023	Flächengröße	Arten	Habitatstrukturen	Störungszeiger	Vegetation	Hydrologie
C5209	6510	A	6510	A	B	A	A	A	-	-
C5209	6410	A	6410	A	B	B	A	A	-	A
J130	6210	B	6210	B	B	B	A	A	-	-
J187	6510	B	6510	B	B	B	B	A	-	-
M0001	6510	A	6510	B	B	B	A	A	-	-
M0001	6230	B	LRT fraglich	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	-	-
M106a	6510	B	6510	B	B	B	C	B	-	-
M106a	6210	B	6210	C	B	C	C	B	-	-
M13009	<i>Cirsietum riv.</i>	-	kein FFH-LRT	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	-	N/A
M13010	7230	B	7230	C	-	-	-	C	C	C
M13015	6510	B	6510	B	B	B	A	A	-	-
M13024	6210	B	6210	A	A	B	A	A	-	-
M13041	<i>Cirsietum riv.</i>	-	<i>Cirsietum riv.</i>	C	C	C	C	A	-	A
M13053	6230	A	LRT fraglich	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	-	-
M13081	6230	A	LRT fraglich	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	-	-
M13093	6230	A	LRT fraglich	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	-	-
M13094	6230	A	LRT fraglich	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	-	-
M13095	7230	A	7230	C	-	-	-	B	C	B
M13095	6210	A	6210	B	A	B	B	A	-	-
M13101a	6510	A	6510	B	A	B	C	C	-	-
M13101b	6510	A	6510	A	A	A	A	A	-	-
M13104	6210	A	6210	A	A	A	A	A	-	-
M13111	6210	A	6210	B	B	B	B	A	-	-
M13111	6510	A	6510	B	B	B	B	A	-	-
M13118	6210	A	6210	A	A	A	A	A	-	-
M13118	<i>Cirsietum riv.</i>	-	<i>Cirsietum riv.</i>	A	B	A	A	A	-	A
M13121	6210	A	6210	A	B	A	A	A	-	-
M13122	<i>Cirsietum riv.</i>	-	<i>Cirsietum riv.</i>	B	B	C	B	B	-	A
M209	6510	B	6510	B	B	B	C	B	-	-
M216a	6210	A	6210	B	B	A	B	A	-	-
M216b	6210	A	6210	B	B	A	B	A	-	-
M217a	6210	A	6210	A	B	A	A	A	-	-
M217b	6210	A	6210	A	B	A	A	A	-	-
M218	6210	A	6210	A	B	A	A	A	-	-
M220	6210	A	6210	C	A	C	C	C	-	-
M236	6510	B	6510	C	B	B	C	C	-	-
M237	6210	A	6210	B	B	A	B	B	-	-
M238	6210	A	6210	C	B	C	C	C	-	-
M249a	6210	A	6210	A	B	A	A	A	-	-
M250	6210	B	6210	A	B	A	A	A	-	-
M251	6510	A	6510	A	A	A	A	A	-	-
M252	6210	A	6210	A	A	A	B	A	-	-
M253	6210	A	6210	A	A	A	A	A	-	-
M254	6410	B	6410	B	B	B	B	A	-	A
M254	<i>Cirsietum riv.</i>	-	<i>Cirsietum riv.</i>	A	C	B	A	A	-	A
M255a	6210	B	6210	B	B	A	B	A	-	-

Wiesen- Identifikations- nummer	FFH-LRT 2013	EHG 2013	FFH-LRT 2023	EHG 2023	Flächengröße	Arten	Habitatstrukturen	Störungszeiger	Vegetation	Hydrologie
M255b	6510	B	6510	B	B	B	A	A	-	-
M311	6230	A	6230	A	A	B	B	A	-	A
M312	6410	A	6410	A	A	A	A	A	-	A
M313	7230	B	7230	B	-	-	-	C	B	B
M323	7230	B	kein FFH-LRT	N/A	-	-	-	N/A	N/A	N/A
T3322	7230	A	kein FFH-LRT	N/A	-	-	-	N/A	N/A	N/A
T5409	6510	B	6510	C	B	B	C	C	-	-
T5413	6230	A	LRT fraglich	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	-	-
T5413	6230	A	LRT fraglich	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	-	-
T5514	6410	B	6410	C	B	C	C	C	-	A
T5516	6210	A	6210	A	A	B	A	A	-	-
T5517	7230	A	kein FFH-LRT	N/A	-	-	-	N/A	N/A	N/A
T5518	7230	B	kein FFH-LRT	N/A	-	-	-	N/A	N/A	N/A
V0051	6210	A	6210	C	B	B	C	C	-	-
V310	6510	B	6510	B	A	B	B	A	-	-
V332	6510	B	6510	B	B	B	C	B	-	-
V332	6410	A	6410	A	B	A	B	A	-	A
V803	<i>Cirsietum riv.</i>	-	<i>Cirsietum riv.</i>	B	B	B	A	A	-	A
X1018	6510	B	6510	B	B	B	A	A	-	-
X1018	<i>Cirsietum riv.</i>	-	<i>Cirsietum riv.</i>	A	B	A	A	A	-	A
X1037	6510	A	6510	B	A	B	B	A	-	-
X1082	6210	A	6210	A	A	A	A	A	-	-
X1082	6510	A	6510	A	A	A	A	A	-	-
X1083	6210	A	6210	A	A	A	A	A	-	-
X1083	6510	A	6510	A	A	A	A	A	-	-
X1100	6510	B	6510	A	B	A	A	A	-	-
X1100	6410	B	6410	A	B	A	B	A	-	A
X1102	6410	B	6410	A	A	A	B	A	-	A
X1102	6510	A	6510	A	A	A	A	A	-	-
X1103	6510	B	6210	A	A	A	A	A	-	-
X1103	6410	B	6410	B	B	B	B	A	-	A
X1138	6510	B	6510	A	B	A	A	A	-	-
X1138	6410	B	6410	B	B	B	B	A	-	A
X1212	6210	A	6210	A	A	B	A	A	-	-
X1212	6510	A	6510	A	A	A	A	A	-	-
X1215	6510	A	6510	B	B	B	B	B	-	-
X1215	6410	A	6410	C	C	C	C	B	-	A
X1216	7230	B	7230	B	-	-	-	B	B	A
X1217	7230	C	7230	C	-	-	-	C	B	C
X1217	6410	B	6410	B	B	A	B	A	-	C
X1219	6510	B	6510	B	B	B	A	A	-	-
X1220	6510	A	6510	A	B	A	A	A	-	-
X1220	6410	A	6410	A	B	A	A	A	-	B
X1221	7230	A	7230	B	-	-	-	C	A	B
X1222	<i>Cirsietum riv.</i>	-	<i>Cirsietum riv.</i>	B	B	A	A	B	-	B

