



Universität für Bodenkultur Wien

Homogenisierung von Wiesen des Lainzer Tiergartens durch naturschutzfachlich begründete Bewirtschaftungsvorschriften

Masterarbeit

eingereicht von:

Jakob Kößl

Matr.-Nr. 0840372

**an der Universität für Bodenkultur Wien –
Institut für Botanik**

betreut von:

Ao. Univ. Prof. Mag. Dr. Gerhard Karrer

Wien, Mai 2017

Eidesstaatliche Erklärung

Ich erkläre eidesstattlich, dass ich die Arbeit selbständig angefertigt habe. Es wurden keine anderen als die angegebenen Hilfsmittel benutzt. Die aus fremden Quellen direkt oder indirekt übernommenen Formulierungen und Gedanken sind als solche kenntlich gemacht. Diese schriftliche Arbeit wurde noch an keiner Stelle vorgelegt.

Jahid Khan

Danksagung

Allen voran möchte ich mich bei meinem Betreuer Dr. Gerhard Karrer bedanken. Die vielen Ideen, Anregungen und kritische Fragen waren für mich besonders wertvoll und haben wesentlich zum Gelingen dieser Arbeit beigetragen. Die hohe Betreuungsintensität habe ich sehr geschätzt. Danke auch für die Unterstützung bei der Pflanzenbestimmung. Dein Wissen darüber ist für mich faszinierend und stapelt sich nicht nur in meinen Gedanken bis zur Zimmerdecke eines Altbauraumes.

Herzlichen Dank für die Bereitstellung der Vegetationsdaten von DI Susanne Leputsch, ohne denen diese Arbeit nicht möglich gewesen wäre. Außerdem möchte ich mich bei DI Alexander Mrkvicka und DI Werner Fleck (beide MA 49) für die Bereitstellung der GIS-Daten und die fachlichen Auskünfte zu Bewirtschaftungsfragen und Naturschutzbelaenge bedanken. Danke für das Entgegenkommen der Forstdirektion Lainz rund um DI Hannes Lutterschmied, welche mir weite Fußwege durch die erlaubte Benützung des Fahrrades erspart hat, sowie für die Auskünfte zur Entwicklung des Wildbestandes im Lainzer Tiergarten.

Ebenso möchte ich jene erwähnen, welche in mir die Begeisterung zur Vegetationskunde im Rahmen meiner Ausbildung geweckt haben. Neben meiner Lehrerin Martina Schmidthaler haben sicher auch Thomas Zimmermann, Elisabeth Sanglhuber und Gerhard Karrer in den tollen Seminaren und Tutorien auf der Uni wesentlich dazu beigetragen.

Ein besonderer Dank an meine Eltern Monika und Franz. Danke für eure immerwährende Unterstützung in meinem Leben. Die vielen Wanderungen in der Kindheit und das aufmerksame Beobachten haben dieses Interesse zur Naturwissenschaft erst geweckt. Ich bin froh über meine ruhige und besonnene Art. Auch die Belastungsfähigkeit habe ich sicher von euch –nicht unwesentlich beim Schreiben einer Masterarbeit. ☺

Meinen Geschwistern Lucia und Raphael danke ich für die vielen Gespräche, die Ablenkungen neben dem Studium und euer Interesse an meiner Masterarbeit. ...wie die gemeinsame läuferische Erkundung des Lainzer Tiergartens.

Danke Kati, dass du immer für mich da bist wenn ich dich brauche. Die Zeit der Masterarbeit war oft nicht gerade leicht und ich konnte immer auf dich zählen. Dein guter Zuspruch, die angebotene Hilfe und Begleitung (auch bei minus 10 Grad im Lainzer Tiergarten), aber auch dass du mir Zeit gelassen hast und dein Verständnis dafür haben mir sehr viel bedeutet und waren entscheiden für das Gelingen der Arbeit. Danke auch für das sehr ausführliche Korrekturlesen (insbesondere die Korrekturen bei der Beistrich-Setzung). Ein bisschen nervös war ich schon immer auf deine Reaktion, wenn du das erste Mal neue Kapitel gelesen hast. Es ist schön dich an meiner Seite zu haben.

Danke an alle Freunde, Bekannte, Studienkollegen und Wegbegleiter!

Inhaltsverzeichnis

1 Einleitung	1
2 Material und Methodik	3
2.1 Untersuchungsgebiet Lainzer Tiergarten (Lage der Aufnahmeflächen)	3
2.1.1 Geologie und Boden	3
2.1.2 Klima	5
2.1.3 Wiesenbewirtschaftung	9
2.1.4 Wildbestand	10
2.2 Untersuchungsdesign	11
2.3 Flächenauswahl und Auffinden der Vergleichsflächen im Gelände	12
2.4 Vegetationskundliche Datenerhebung	13
2.5 Datentransformation	14
2.6 Vegetationskundliche Auswertung	14
2.6.1 Artendiversität	14
2.6.2 Ähnlichkeitskoeffizienten	15
2.6.3 Ökologische Zeigerwerte	15
2.7 Multivariate Statistik	16
2.7.1 Clusteranalyse (Wards-Methode)	16
2.7.2 Ordinationsmethode (DCA)	16
2.8 Univariate Statistik	18
2.9 Verwendete Programmpakete	18
3 Ergebnisse	19
3.1 Allgemeine Veränderung der Aufnahmen zwischen 1996/97 und 2014/15	22
3.1.1 Veränderung der Artenzahl	22
3.1.2 Floristische Veränderungen im Ordinationsraum	23
3.1.3 Veränderung der Zeigerwerte	24
3.1.4 Homogenisierung der Aufnahmen	26
3.2 Gruppenanalyse	27
3.2.1 Clusterhierarchie nach Ward	27
3.2.2 Beschreibung der Ward-Cluster	31
3.2.3 Veränderungen der Position einzelner Aufnahmen der ursprünglichen 7 Ward-Cluster	34
3.3 Veränderung einzelner Cluster zwischen 1996/97 und 2014/15	35
3.3.1 Veränderungen Ward-Cluster 1	40
3.3.2 Veränderungen Ward-Cluster 2	41

3.3.3 Veränderungen Ward-Cluster 3	43
3.3.4 Veränderungen Ward-Cluster 4	44
3.3.5 Veränderungen Ward-Cluster 5	46
3.3.6 Veränderungen Ward-Cluster 6	47
3.3.7 Veränderungen Ward-Cluster 7	49
4 Diskussion	50
4.1 Veränderung der Ward-Cluster im Beobachtungszeitraum	50
4.2 Veränderung der mittleren Nährstoffzahlen der Wiesen	54
4.3 Veränderung der mittleren Licht- und Kontinentalitätszahl der Wiesen	57
4.4 Homogenisierung der Wiesen	58
4.5 Entwicklung der Artendiversität	60
4.6 Auswirkungen der Klimaveränderung	61
4.6.1 Korrelation der Temperaturzahl mit anderen Zeigerwerten	62
5 Zusammenfassung	63
6 Summary	65
7 Literaturverzeichnis	67
7.1 Rechtsquellen	73
7.2 Internetquellen	73
8 Abbildungsverzeichnis	74
9 Tabellenverzeichnis	75
10 Anhang	77

1 Einleitung

Bei den Wiesen des Lainzer Tiergartens handelt es sich um sekundäre Biotoptypen anthropogenen Ursprungs. Mahd und/oder Beweidung halten diese ehemals meist bewaldeten Flächen frei und unterbinden den natürlichen Sukzessionsprozess. Aufgrund der regelmäßigen Störungen haben diese Bestände eine große Artenvielfalt erlangt und sind naturschutzfachlich von großer Bedeutung (KARRER 2000, ELLENBERG 1996). Im Lainzer Tiergarten kommen zum Beispiel bis zu 103 Pflanzenarten auf 25 m² großen Aufnahmeflächen vor (ANGERINGER und KARRER 2009). Vor allem mit der beginnenden Intensivierung der Landwirtschaft sind die Artenzahlen österreichweit in den letzten Jahrzehnten stark zurückgegangen (MUCINA et al. 1993). Agrarstrukturdaten zeigen einen anhaltenden Trend der Intensivierung und einer damit verbunden Vergrößerung landwirtschaftlicher Betriebe bzw. einen starken Rückgang von kleinen Hofeinheiten (< 30 ha) zwischen 1995 und 2013 (BMLFUW 2016). Der Rückgang der Artendiversität bei intensiverer Nutzung mit höherer Schnitt- und Düngehäufigkeit ist durch viele Studien belegt (KARRER et al. 2010; ZECHMEISTER et al. 2002; BUCHGRABER und GINDL 1994). Mit der Intensivierung von Gunstlagen geht eine Außernutzungsstellung ungünstiger Flächen einher. Die Verbrachung bewirkt ebenfalls einen Rückgang der Anzahl der Gefäßpflanzen, wie die Untersuchungen von ANGERINGER (2007) auf ausgewählten Flächen des Lainzer Tiergartens zeigen. Auch KAHMEN et al. (2003) und MOOG et al. (2002) berichten bei Langzeitstudien über 25 Jahre von einem starken Artenverlust bei Flächenstilllegung.

Diese Entwicklungen bedeuten, dass der Prozess der Betriebs-Intensivierung durch Erhöhung/Vorverlegung der Schnittanzahl oder Nutzungsaufgabe besonders nährstoffarme und artenreiche Wiesenkomplexe betrifft, da deren ursprüngliche Bewirtschaftung aufgrund des niedrigen Biomasseertrages ökonomisch grenzwertig ist (WYTRZENS et al. 2000). ZECHMEISTER et al. (2002) stellen beim Vergleich von 5 Höfen in Österreich fest, dass die artenreichsten Bestände jene Flächen mit sehr niedriger oder keiner Gewinnspanne sind. HOLZNER et al. (1989) und ESSL et al. (2004) ordnen daher den nährstoffarmen Biotoptypen der Halbtrockenrasen, Magerwiesen und Bürstlingrasen eine starke Gefährdung zu, da die wenig ertragreichen Wiesenflächen ökonomisch nicht mehr rentabel sind. Auch sprechen MUCINA et al. (1993) mit dem Hintergrund des Intensivierungsprozesses in der Landwirtschaft bei den Trespen-Halbtrockenrasen (*Bromion-erecti*) und deren ursprünglich einschüriger Bewirtschaftung von einer nicht mehr ökonomisch aktuellen Bewirtschaftungsweise.

Die Erhaltung großflächiger magerer Wiesenökosysteme ist also nur durch Weiterführung traditioneller extensiver Bewirtschaftungsmethoden möglich. Der Verzicht auf Düngung führt jedoch zu quantitativen Ertragseinbußen. Zusätzlich hat der späte Schnitttermin durch den

hohen Rohfaseranteil mit niedrigem Energiewert qualitative Auswirkungen auf den Ernteertrag (TREPTOW 1998). Naturschutzfachlich motivierte und gelenkte Förderungen sind daher notwendig, um eine ökonomisch attraktive Bewirtschaftung der mageren Wiesenökosysteme zu ermöglichen. Dies trifft auch auf den Lainzer Tiergarten mit seinen großflächigen nährstoffarmen Wiesenkomplexen zu. Zuständig für die Bewirtschaftung ist die Stadt Wien, welche die Durchführung der Bewirtschaftungsmaßnahmen an Betriebe der Region ausgelagert hat. Aktuell haben zwei landwirtschaftliche Betriebe die Pflegemaßnahmen übernommen. Die Abgeltung der Leistung ist bis 2014 über ÖPUL erfolgt. Seit 2015 gibt es Einzelverträge.

Da sich „Art und Intensität der Bewirtschaftung tiefgreifend auf die floristische Struktur der Wiesengesellschaften auswirkt“ (POTT 1995: 306), sollen in der vorliegenden Arbeit die Effekte der Managementmaßnahmen im Lainzer Tiergarten auf die floristische Zusammensetzung der Wiesen untersucht werden. Also auch, inwieweit sich der Vertragsnaturschutz mit einer überwiegenden Abgeltung der reinen Pflegedienstleistung ohne Ausrichtung auf direkten Ernteertrag auf die Wiesen des Lainzer Tiergartens auswirkt. Zusätzlich soll untersucht werden, ob es durch die Einstellung der Düngung Hinweise auf eine Aushagerung der Wiesen gibt, und ob Auswirkungen von allfälligen Klimaveränderungen auf den Pflanzenbestand erkennbar sind.

Die zentralen Hypothesen lauten daher:

- Die Wiesen des Lainzer Tiergartens sind im Betrachtungszeitraum von 1996/97 bis 2014/15 magerer geworden, da seit 2006 keine Düngung mehr stattfindet.
- Durch eine Vereinheitlichung der Bewirtschaftung (Mahdzeitpunkte, keine Düngung) sind die Wiesenbestände des Lainzer Tiergartens im Betrachtungszeitraum homogener geworden, da die Bewirtschaftung auf die Vegetationstypen nicht mehr differenzierend wirkt.
- Die Klimaerwärmung der letzten Jahrzehnte hat in den vergangenen 18 Jahren zu einer Veränderung der Vegetationszusammensetzung der Wiesen des Lainzer Tiergartens geführt.

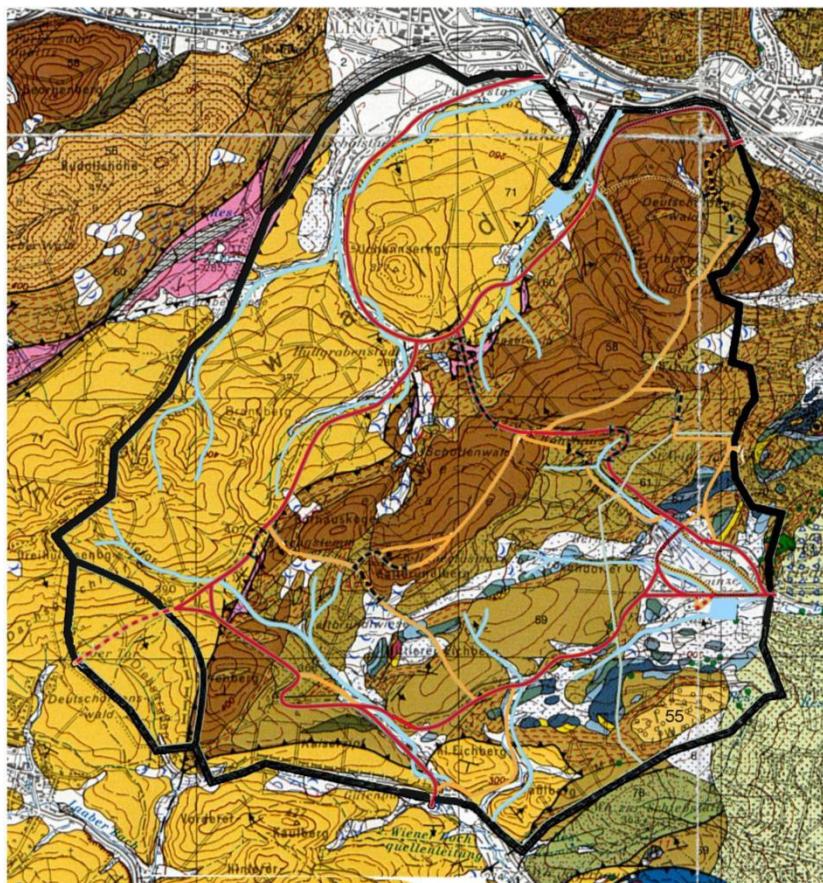
2 Material und Methodik

2.1 Untersuchungsgebiet Lainzer Tiergarten (Lage der Aufnahmeflächen)

Der Lainzer Tiergarten liegt im Westen Wiens südlich des Wienflusses. Das seit 1782 mit einer Mauer umgebene Areal hat eine Fläche von 2450 ha, wovon mit 79 % der Fläche ein Großteil bewaldet ist. Vorkommende Waldtypen sind Eichen-Hainbuchen-Wald, Zerreichenwald, bodensaurer Eichenwald und Rotbuchenwald (STADT WIEN 2016). Das hügelige Gebiet liegt auf einer Seehöhe von 200 m (Nikolaitor) bis 508 m (Hubertuswarte). Seit 1941 ist der Lainzer Tiergarten Naturschutzgebiet (Verordnung der Wiener Landesregierung 46/2008) und seit 2005 Teil des von der International Union for Conservation of Nature (IUCN) anerkannten Biosphärenparks Wienerwald. 2008 erfolgte zusätzlich die Ausweisung zum Europaschutzgebiet Natura 2000 (ANGELER 2016). Eine Übersichtskarte mit der Verortung der Aufnahmepunkte ist im Anhang zu finden.

2.1.1 Geologie und Boden

Das Gebiet des Lainzer Tiergartens befindet sich mit den Laaber Schichten im Westen und den Kahlenberger Schichten im Osten in der Flyschzone des Wienerwaldes. Die Trennungslinie der beiden Gesteinszonen verläuft von Auhof über das Hirschgstemm zum Laaber Tor. Beide Gesteinsformationen sind zeitlich nah beieinander entstanden (Alt-Tertiär – Oberkreide) und bestehen aus siliziklastischem Sandstein, Tonmergelschiefern und Mergelschiefern. Im Bereich der Glasgrabenwiese, der Großen Stockwiese und der Dianawiese tritt stellenweise Buntmergel (v.a. roter und grüner Tonmergel) der Hauptklippenzone hervor (GÖTZINGER et al. 1952).



Kahlenberger Decke und St. Veiter Klippenzone

	Sandstein des Maurerwaldes
	Tiefere Kahlenberg-Formation (Kalkmergel und Kalksandstein; Campan)
	Hütteldorf-Formation (Sandstein, bunter Flysch; Cenoman-Santon)
	Bunter Flysch darin
	Rosental-Member ("Reiselsberger Sandstein")
	Dunkelgrauer Quarzit, dunkelgrauer Tonschiefer (Gaultflysch)
	Pikrit (anstehend; Block)
	Aptychenkalk (heller Kalkmergel; Tithon-Neokom)

	Rotenberg-Formation (Kieselkalk, Radiolarit; Malm)
	Gresten-Formation, inkl. Posidonienschichten (sandiger Kalk, Mergel, Mergelkalk; Lias-Dogger)
	Kössen-Formation (dunkler Kalk, Kalkmergel, fossilreich; Rhät)
	Arkosesandstein, Quarzsandstein ("Keuper")
	Laab-Formation, vorw. Agsbach-Formation (Tonmergel, Sandstein; Unter- Mitteleozän)
HAUPTKLIPPENZONE	
	Buntmergelserie (auch als Schürflinge an der Basis der Kahlenberger Decke-Satzbergzug)

Abbildung 1: Geologische Karte Lainzer Tiergarten; Grundlagenkarte: Geologische Karte der Republik Österreich, Blattausschnitt 58, Geologische Bundesanstalt Wien, 1997

Die Bodentypen nach FINK (1969) zeigen ähnlich der Geologie ein stark heterogenes Bild und es wechseln sich Braunerden, Pseudogleye, reliktäre Böden und durch Bodenbearbeitung veränderte atypische Böden im Lainzer Tiergarten ab (Abbildung 2). Ausgenommen den Talbereichen ist über der Laaber Decke vermehrt Braunerde zu finden. Sie kommt aber auch im östlichen Teil über der Kahlenberger Decke vor und prägt dort vor allem die Wiesen. Neben der Braunerde ist im Lainzer Tiergarten der Pseudogley häufig vorkommend. Die zum Teil sehr mächtigen Schichten aus Mergelschiefern verwittern

vorwiegend zu diesem. An den Hängen und am Hangfuß kommt es dadurch immer wieder zu Vernässungen und Quellaustreten.

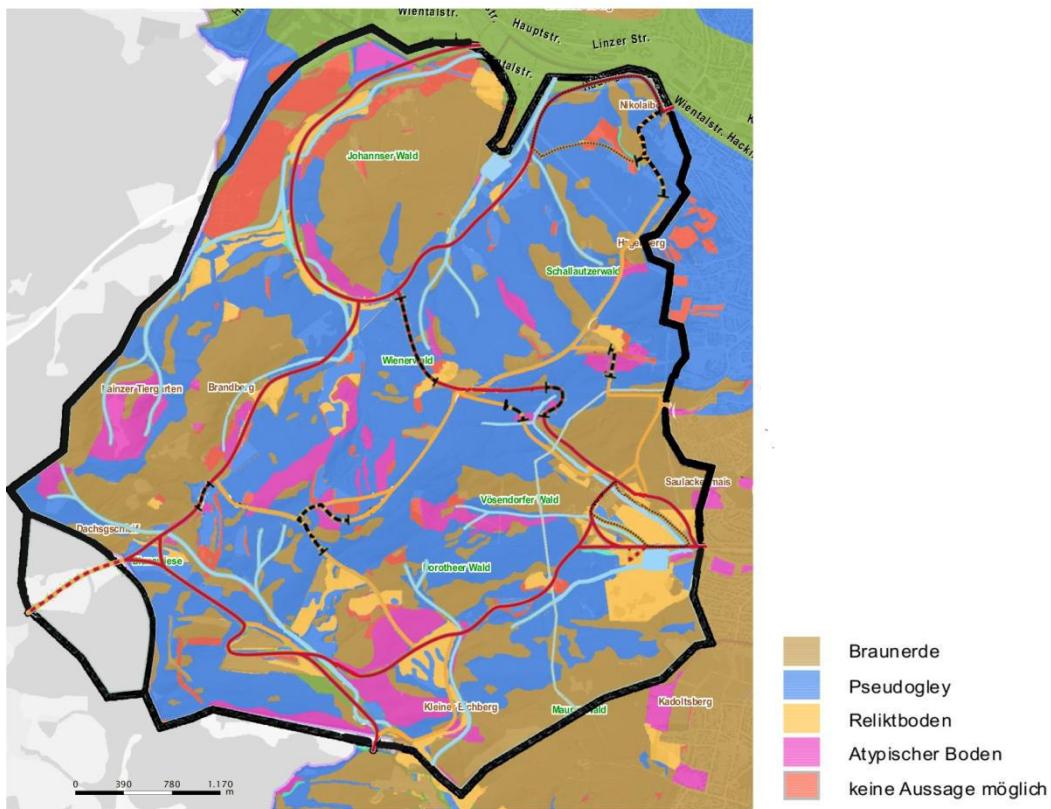


Abbildung 2: Bodenkarte Lainzer Tiergarten; Grundlagenkarte: Bodenkarte der Stadt Wien MA 22, <https://www.wien.gv.at/umweltschutz/raum/bodenkarten.html>, abgerufen am 23.04.2017

2.1.2 Klima

Für die Analyse des Klimas im Untersuchungszeitraum wurden Niederschlag und mittlere Tagestemperaturen der Wetterstation Lainzer Tor und ab 2003 zusätzlich INCA Daten herangezogen. Das INCA Modell (Integrated Nowcasting through Comprehensive Analysis) der ZAMG (Zentralanstalt für Meteorologie) generiert für einen 1-km Raster zuerst meteorologische Prognosedaten und später im Analysemodus korrigierte Daten auf Basis aktueller Messwerte. Für die Temperatur einer Rasterzelle werden die Messdaten der acht nächstgelegenen Wetterstationen in Abhängigkeit zur Entfernung und unter Berücksichtigung der Seehöhe interpoliert. Die Niederschlagsdaten beziehen zusätzlich Radarniederschlagsdaten mit ein (HAIDEN et al. 2010, SOMMER 2014). Die genauen Verortungsdaten der INCA Abfrage im Lainzer Tiergarten sind im Anhang zu finden.

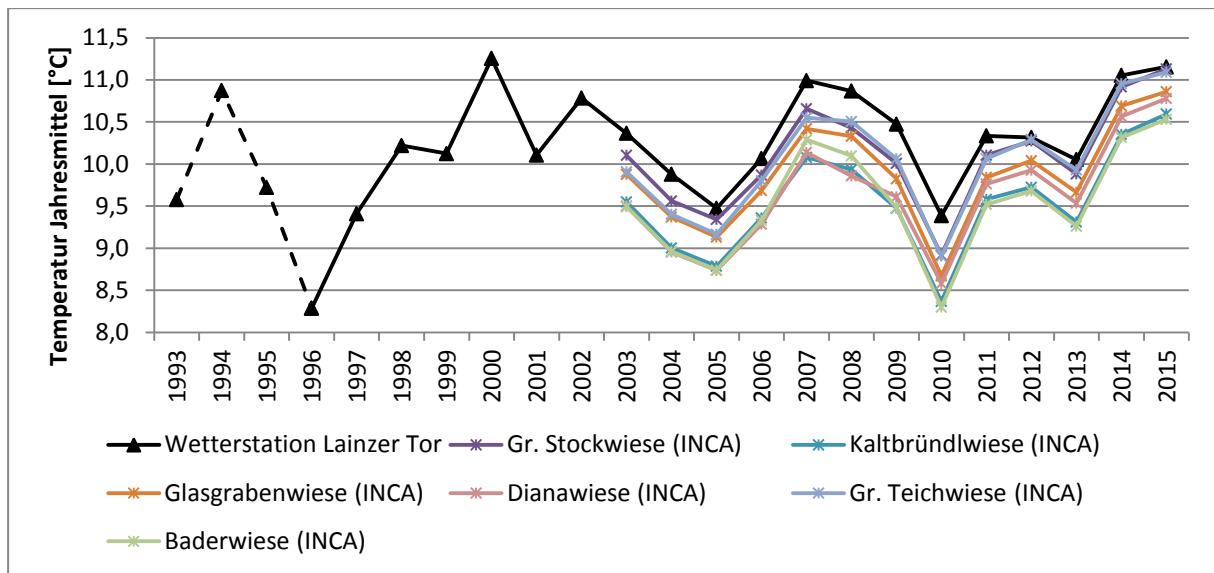


Abbildung 3: Jahresmitteltemperatur der Wetterstation Lainzer Tor (MA 45, 2013) und den INCA Daten ausgewählter Koordinaten des Lainzer Tiergartens (ZAMG 2016) zwischen 1993 und 2015

Die Jahresmitteltemperatur im Untersuchungszeitraum zeigt einen ansteigenden Verlauf. Das 5-jährige Mittel steigt von 9,57 °C (1993–1997) auf 10,58 °C (2011–2015). Auch die Jahresmitteltemperaturen der Aufnahmejahre 2014/15 liegen deutlich über denen von 1996/97 (Tabelle 1). 1996 war mit 8,3 °C das kälteste und 2000 mit 11,3 °C das wärmste Jahr im beobachteten Zeitraum.

Die ab 2003 für verschiedene Koordinatenpunkte im Lainzer Tiergarten verfügbaren Jahresmitteltemperaturen weisen eine durchschnittliche Schwankungsbreite von 0,6 °C auf. Die Durchschnittstemperaturen im südwestlichen Teil des Lainzer Tiergartens liegen unter denen im nördlichen Teil. Zusätzlich zeigt sich ein Temperaturgradient mit abnehmender Temperatur bei steigender Seehöhe. So hat die am höchsten gelegene Baderwiese (Wienblick) die niedrigsten Jahresmitteltemperaturen.

Die Wetterstation Lainzer Tor weist systematisch höhere Werte auf als die interpolierten INCA Daten für bestimmte Koordinatenpunkte im Lainzer Tiergarten. Die Wetterstation liegt an der östlichen Grenze des Lainzer Tiergartens. Sie befindet sich knapp außerhalb der Tiergartenmauern in einem bereits mit Einfamilienhäusern bebauten Gebiet. Es sind Abstrahlungseffekte des städtischen Bereiches zu vermuten, welche zu einer höheren Durchschnittstemperatur an der Wetterstation Lainzer Tor führen.

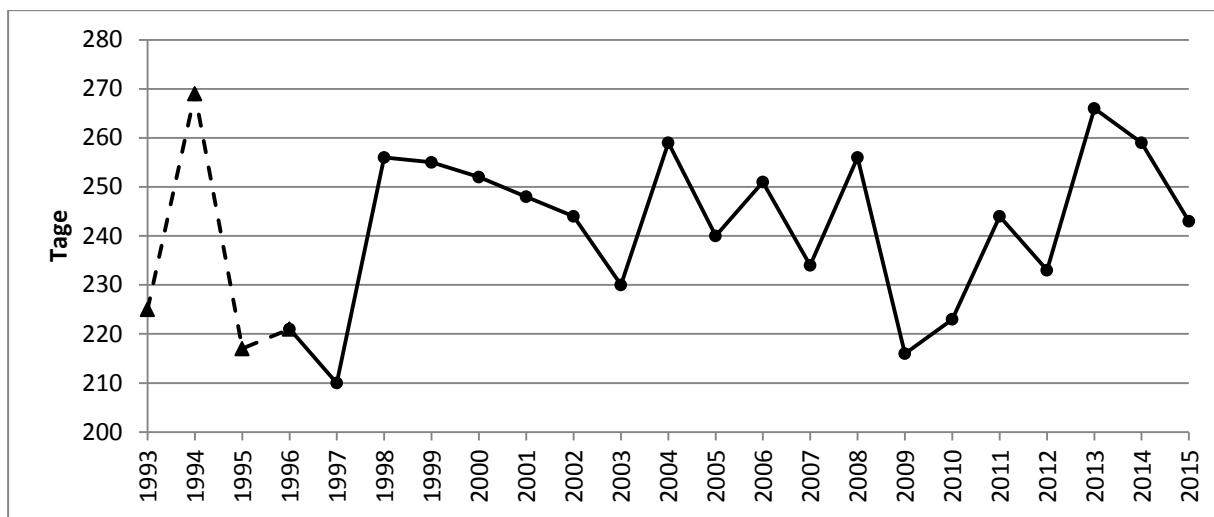


Abbildung 4: Länge der Vegetationsperiode auf Basis der Tagesmitteltemperatur der Station Lainzer Tor. Vegetationsperiode wird als 5 °C Temperaturschwellenwert an 5 aufeinanderfolgenden Tagen definiert.

Zur Definition der Vegetationsperiode wurde die häufig verwendete 5 °C Temperaturschwelle verwendet, welche zum Start der Vegetationsperiode an 5 aufeinanderfolgenden Tagen überschritten und zum Ende der Periode an 5 Tagen in Folge unterschritten werden muss. Der Betrachtungszeitraum wurde von 1. März bis 30. November eingeschränkt (SCHAUMBERGER 2011).

Die Länge der Vegetationsperiode im Betrachtungszeitraum nimmt leicht zu. Die über 5 Jahre gemittelte Vegetationsperiode zeigt einen Anstieg von 21 Tagen zwischen 1993–1997 und 2011–2015. Auffällig ist die kurze Vegetationsperiode der Aufnahmejahre 1996 und 1997. Zwischen den Jahren gibt es erhebliche Schwankungen der Vegetationslänge, die von Jahr zu Jahr einige Wochen betragen kann. Eine Korrelation mit den Jahresmitteltemperaturen ist gegeben ($p = 0,0115$), wobei die Jahresmitteltemperatur ein Viertel der Variation in der Länge der Vegetationsperiode erklärt (Pearson-Korrelationskoeffizient $r = 0,499$).

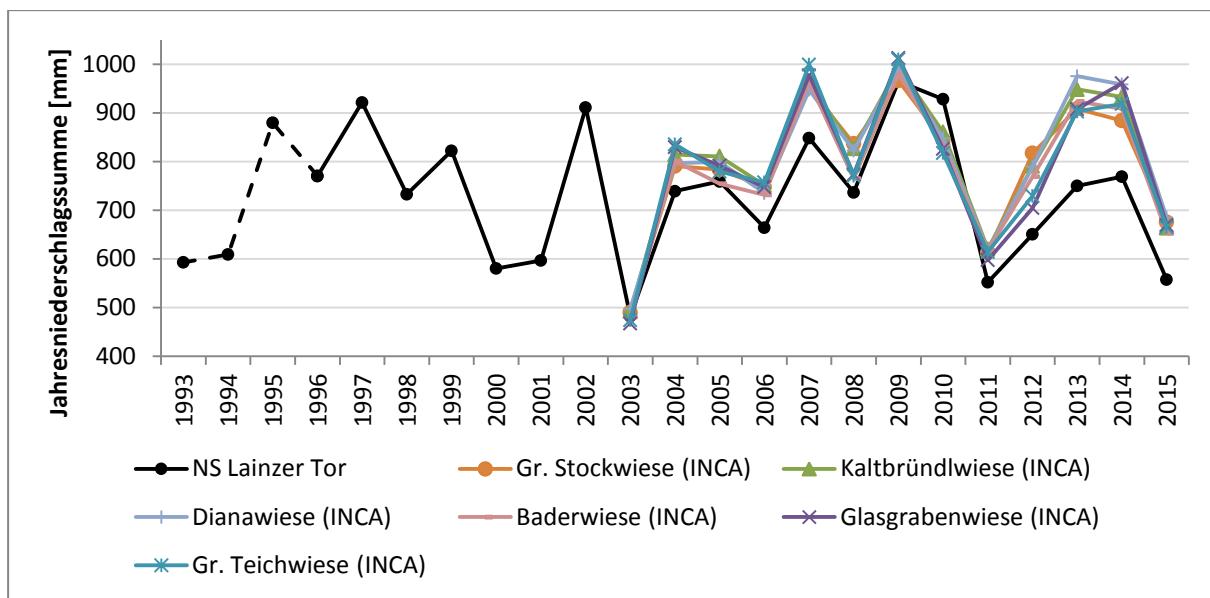


Abbildung 5: Jahresniederschlagssumme der Wetterstation Lainzer Tor (MA 45, 2013) und der INCA Daten ausgewählter Koordinaten des Lainzer Tiergartens (ZAMG 2016) zwischen 1993 und 2015

Der mittlere jährliche Niederschlag im Betrachtungszeitraum zwischen 1996 und 2015 lag an der Station Lainzer Tor bei 737 mm, mit einer großen Schwankungsbreite zwischen dem Minimum im Trockenjahr 2003 von 482 mm und dem Maximum von 956 mm im Jahr 2009. Das Aufnahmejahr 2015 war mit 558 mm Niederschlag ein sehr trockenes.

Die INCA Daten ab 2003 zeigen höhere Niederschlagssummen als an der Wetterstation Lainzer Tor registriert wurden. Höhere INCA Niederschlagsdaten im Vergleich zur nächstgelegenen Referenzstation wurden auch von SOMMER (2014) festgestellt. Die INCA Niederschlagsdaten an den verschiedenen Standorten innerhalb des Lainzer Tiergartens weichen in geringem Ausmaß voneinander ab. Der von ANGERINGER (2007) aus einem Vergleich der Stationsmesserdaten Lainzer Tor und Mariabrunn (1999 bis 2002) abgeleitete Niederschlagsgradient mit verringertem Niederschlag im Osten bzw. Süden des Lainzer Tiergartens aufgrund überwiegender pannonicischer Klimaeinflüsse, zeigt sich in den vorliegenden INCA Niederschlagsdaten nicht.

Tabelle 1: Gegenüberstellung von Temperatur, Vegetationsperiode und Niederschlag für die Aufnahmejahre 1996/97 und 2014/15

	1996	1997	2014	2015
Jahresmittel Temperatur [C°]	8,29	9,41	11,05	11,15
Länge Vegetationsperiode [Tage]	221	210	259	243
Jahresniederschlag [mm]	770	921	769	558

2.1.3 Wiesenbewirtschaftung

Die Wiesen des Lainzer Tiergartens sind auf Grundlage eines Managementplans zu bewirtschaften. Auflagen betreffen den Schnittzeitpunkt, die Anzahl der Schnitte, die Art des ersten Schnittes und die Düngeintensität. Der 1996/97 gültige Managementplan von Holzner, angepasst durch Leputsch, war auf die Vegetationstypen bezogen. Diese waren Grundlage der Flächenabgrenzung von Bewirtschaftungseinheiten. Die Bewirtschaftung wurde in Eigenregie durch die Forstverwaltung Lainz (MA 49) durchgeführt und später zum Teil an landwirtschaftliche Betriebe vergeben. Bis 2000 erfolgte die Düngung der nährstoffreichen Wiesen (Goldhaferwiesen und Glatthaferwiesen) mit Biokompost. Zwischen 2007 und 2014 wurde der Managementplan im ÖPUL verankert. Anstatt der vegetationstypenbezogenen Flächenbewirtschaftung wurden Managementmaßnahmen für bewirtschaftungstechnisch abgrenzbare, größere Feldstücke definiert. Verschiedene Vegetationstypen wurden zusammengefasst und sind seit 2007 gemeinsam zu bewirtschaften. Die beiden Karten der Mahdtermine von 1997 und 2014 bestätigen die Ausrichtung der Bewirtschaftung auf ganze Wiesenkomplexe (Abbildungen siehe Anhang). Die Anzahl der BewirtschafterInnen hat sich immer weiter reduziert und seit einigen Jahren wird die Wiesenpflege von zwei landwirtschaftlichen Betrieben durchgeführt (MRKVICKA, mündl. Mitteilung vom 13.10.2016).

Vergleicht man die vorgeschriebenen Mahdtermine der Wiesen zu den beiden Aufnahmezeitpunkten, zeigt sich eine Verlagerung des Mähzeitpunktes nach vorne (Abbildungen siehe Anhang). Im ÖPUL 07-14 wurde jedoch nur der frühest mögliche Mahdtermin definiert. Dies hatte in der Praxis dazu geführt, dass die Wiesen trotz eines frühen Termins aufgrund innerbetrieblicher Strukturen und ohnehin schlechter Futterqualität teils sehr spät gemäht wurden. Die Folge waren Verbrachungstendenzen mit zum Beispiel *Calamagrostis epigejos* (MRKVICKA, mündl. Mitteilung vom 13.10.2016). Von einer generellen Verlagerung der Mahd nach hinten kann in der Praxis nicht gesprochen werden, da die Mahdtermine von Jahr zu Jahr witterungsbedingt sehr stark variierten. Man kann aber annehmen, dass vor 1997 doch tendenziell früher gemäht wurde, weil man damals eher auf die Futterqualität und nicht auf irgendwelche Naturschutzauflagen achtete.

Nach Ablauf der ÖPUL Förderperiode 07-14 wurden die Managementmaßnahmen der Wiesenbewirtschaftung in die Naturschutzverordnung übertragen. Die Abgeltung der Wiesenpflege erfolgt über Einzelverträge. Um eine erneute späte Mahd der Vorperiode zu verhindern, sind die Wiesen innerhalb 6 Wochen ab dem vorgeschriebenen frühestmöglichen Mahdzeitpunkt zu mähen (FORSTVERWALTUNG LAINZ 2016 b). Die aktuellen Bewirtschaftungsmodalitäten sind seit 2015 gültig und hatten noch keinen Einfluss auf die Vegetationszusammensetzung der Wiesen zum Aufnahmezeitpunkt.

2.1.4 Wildbestand

Die Entwicklung des Wildbestandes zeigt keine kontinuierliche Entwicklung. Von 1997 bis 2003 waren die Wildzahlen mit dem Höchststand am Ende der Periode trotz Jagd steigend. Ab 2004 wurde der Bestand durch Bejagung reduziert. Im Vergleich zu den Jahren davor zeigen die Abgangszahlen 2004 eine Verdopplung bei Schwarzwild, Rotwild und Damwild und eine Vervierfachung bei Muffelwild (FORSTVERWALTUNG LAINZ 2016 a). Von 2005 bis 2009 war der Wildbestand wiederum leicht zunehmend. Seit 2010 wird der Wildbestand wieder stark reduziert. Ziel ist es, die Bestände von Muffelwild, Rotwild und Damwild vollständig aufzulassen. Rehwild und Schwarzwild sollen in lebensraumkonformen Populationsgrößen erhalten bleiben. Neben der stärkeren Bejagung wird die Zufütterung verringert. Seit 1997 wurde diese um ca. 50 % reduziert, mit einem Rückbau eines Drittels der Fütterungsstellen in den letzten Jahren. Bis 2019 sind ein vollständiger Rückbau der Fütterungsstellen und eine Reduktion der Körnermaisfütterung um 95 % auf 5 Tonnen pro Jahr geplant (LUTTERSCHMIED, mündl. Mitteilung vom 26.9.2016).

Mangels genauem Wildmonitoring wurde der Wildbestand des Lainzer Tiergartens von Experten der Forstverwaltung Lainz auf Basis der Abgangszahlen und Wildbeobachtungen geschätzt. Die Zahlen sind vor allem relativ zueinander zu sehen, da die Schätzung von 2015 auf den Daten von 1997 basiert. Sie sind ausschließlich vergleichend zu interpretieren.

Die absoluten Schätzzahlen des Wildbestandes zwischen 1997 und 2015 zeigen eine abnehmende Tendenz (Abbildung 6). Vergleicht man die Wildstandszahlen beider Jahre ist zu beachten, dass die Schätzwerte der Originaldaten auf unterschiedlichen Jahreszeiten basieren. Die aktuellen Zahlen sind eine Schätzung des Frühjahrsbestandes. Die verfügbaren Zahlen von 1997 in LEPUTSCH (1997) sind hingegen eine Schätzung der Wildzahlen für Juni. Hier wurden vermutlich die Jungtiere dieses Jahres bereits eingerechnet. Um dies zu korrigieren wurde Muffelwild, Damwild, Rotwild und Rehwild um die Abgangszahlen 1997 reduziert, da angenommen wird, dass der Bestand auf gleichem Niveau gehalten wurde. Nach Rücksprache mit Herrn Dipl.-Ing. Lutterschmied wurde der Frühjahrsbestand des Schwarzwildes 1997 mit ungefähr 600 Stück angegeben, da der Sommerbestand von 923 Stück als zu gering beurteilt wird, wenn man die Abschusszahlen im Herbst betrachtet.

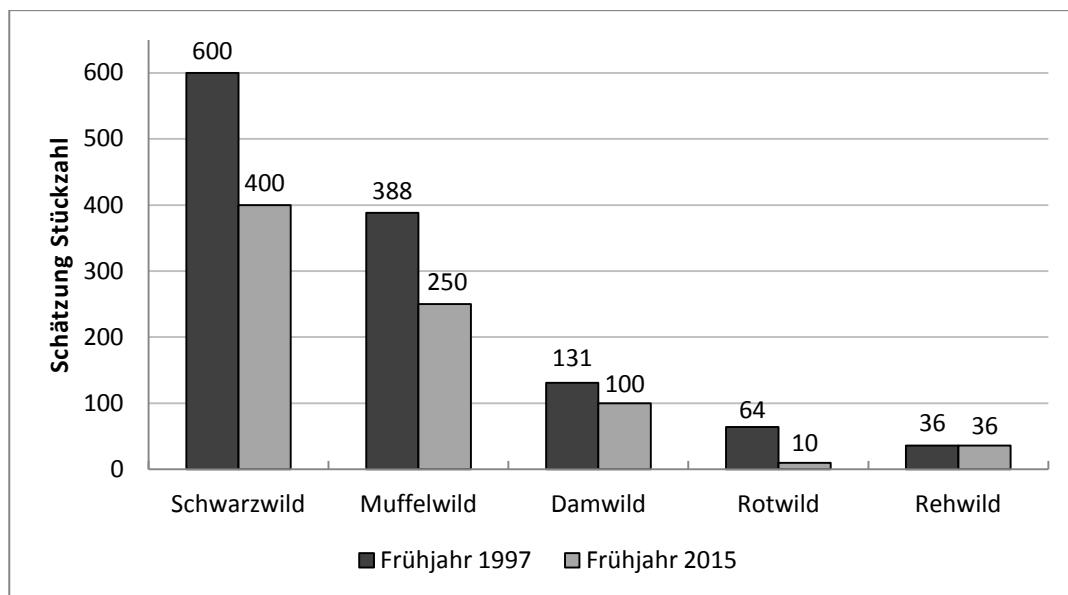


Abbildung 6: Entwicklung des Wildbestandes im Lainzer Tiergarten mit heruntergerechneten Wildstandszahlen für das Frühjahr vom Juni 1997 (FORSTVERWALTUNG LAINZ In: LEPUTSCH 1997) und geschätztem Frühjahrsbestand 2015 (LUTTERSCHMIED H, mündl. Mitteilung vom 26.9.2016)

Ausgenommen dem Rehwild zeigen alle Wildarten eine Abnahme. Diese ist auf die Reduktionsmaßnahmen seit 2010 zurückzuführen. Die Schätzungen des Schwarzwildbestandes sind mit den größten Unsicherheiten behaftet. Ein Rückgang im Vergleich zu 1997 gilt aber als sicher.

Das Ausmaß der Wühlstellen auf den Wiesen hängt nicht nur von den Bestandszahlen des Schwarzwilds ab. Zusätzlich beeinflusst die Witterung, vor allem im Sommer und Winter, und das Nahrungsangebot abseits der Wiesen (Mastjahre bzw. Zufütterung) die Wühlintensität auf den Wiesenflächen. Durch die vielen Einflussfaktoren schwankt das Ausmaß der Wühlstellen von Jahr zu Jahr sehr stark. Zukünftig ist eine jährliche Erhebung der von Schwarzwild umgebrochenen Wiesenflächen geplant, um Auswirkungen auf den ökologischen Zustand der Wiesen zu erfassen und das Wildtiermanagement dementsprechend anpassen zu können (LUTTERSCHMIED, mündl. Mitteilung vom 26.9.2016).

2.2 Untersuchungsdesign

In den Jahren 1996 und 1997 wurde eine Kartierung der waldfreien Standorte des Lainzer Tiergartens durchgeführt. Dazu wurden von Leputsch Susanne 1996 im Rahmen der Diplomarbeit 127 Vegetationsaufnahmen (LEPUTSCH 1997) und ein Jahr später zusätzlich 116 Aufnahmen angefertigt. Aus diesem Pool von 243 Vegetationsaufnahmen wurden in den Jahren 2014 und 2015 64 Vegetationsaufnahmen ausgewählt und wiederholt. Der Schwerpunkt der Wiederholungsaufnahmen lag auf den bewirtschafteten Wiesen und einigen naturschutzfachlich wertvollen Feuchtwiesengesellschaften.

2.3 Flächenauswahl und Auffinden der Vergleichsflächen im Gelände

Grundlage für die Vorauswahl der Wiederholungsaufnahmen war die Vegetationstypenzuordnung von LEPUTSCH (1997). Da eine beibehaltene Bewirtschaftung der Flächen Voraussetzung war, wurden verbrachte Flächen nicht berücksichtigt. Ebenso ausgeschieden wurden waldfreie Vegetationskomplexe, die keiner Bewirtschaftung unterliegen (Ruderalfächen, Gräben). Ausgenommen davon sind einige Sumpfgesellschaften, welche naturschutzfachlich wertvoll sind. Eine gute Streuung über die verbliebenen Vegetationstypen war erwünscht, wobei die einzelnen Vegetationstypen in sehr unterschiedlicher Zahl an Aufnahmen repräsentiert sind.

Ein weiteres Kriterium für die Flächenauswahl war die gute Repräsentation des Vegetationstyps. Über die Ordination einer DCA (detrended correspondence analysis) wurden Vegetationsaufnahmen ausgeschieden, welche floristisch bereits im Übergangsbereich zu anderen Vegetationstypen liegen. Zusätzlich fanden nur Vegetationsaufnahmen ohne Randlage im kartierten Vegetationstyp und ohne starken Waldrandeneinfluss Berücksichtigung. Eine Ausnahme von dieser Bedingung bilden die naturschutzfachlich wertvollen Heideflächen und Bürstlingrasen, die ausschließlich in Waldrandlage vorkommen. Das vollständige Protokoll der Flächenauswahl ist digital am beiliegenden Datenträger verfügbar.

Weitere Flächen wurden vor Ort weggelassen, wenn diese aktuell stark von Wildschweinen durchwühlt oder vom Wild sehr kurz abgefressen waren. Bei den stark abgeweideten Beständen hätte eine scheinbare Veränderung des Pflanzenbestandes durch floristische Bestimmungsfehler nicht ausgeschlossen werden können. Außerdem war die teils unerwartete frühe Mahd für manche Aufnahmeflächen limitierend.

Die 1996/97 angefertigten Vegetationsaufnahmeflächen wurden von Leputsch im Feld in einer Karte verortet. Nachträglich wurden diese Punkte ins Geoinformationssystem (GIS) übertragen und sind daher digital mit Koordinaten verfügbar. Die Koordinaten erleichterten das Auffinden der am Luftbild eingetragenen Punkte, sind aber mit der gleichen Unsicherheit behaftet wie die Verortung auf der Karte. Für einen Teil der Aufnahmen gibt es zusätzlich Informationen über Seehöhe, Exposition und Neigung.

Eine Groborientierung zum Auffinden der Vegetationsaufnahmeflächen von Leputsch erfolgte über eine Vegetationskarte des Lainzer Tiergartens (LEPUTSCH 1997, 1998 unpubl.) und einem Orthofoto mit den eingetragenen Aufnahmepunkten (M 1:5.000). Mittels GPS-Gerät wurde zum auf der Karte verorteten Punkt navigiert. Danach erfolgte eine Feinjustierung über, falls vorhanden, Exposition, Seehöhe und Neigung sowie eine Plausibilitätsprüfung mittels der Artenlisten der Vegetationsaufnahmen aus LEPUTSCH (1997). Dies verursachte Abweichungen um einige Meter vom eigentlichen GPS-Punkt

(Abbildung siehe Anhang). Homogenität und Ungestörtheit (wenig umgebrochene Wühlstellen) der Aufnahmefläche und der Vergleich zum Arteninventar von 1996/97 hatte Vorrang vor den GPS-Koordinaten des Aufnahmepunktes. Die weiterhin bestehende Unsicherheit in der Auffindung der korrekten Lage des Aufnahmepunktes soll damit kompensiert werden, dass von vornherein nur Aufnahmeflächen ausgewählt wurden, welche mittig im von Leputsch kartierten Vegetationstyp liegen.

Die neuen Vegetationsaufnahmen wurden im Mittelpunkt über GPS eingemessen. Auf einer Feldskizze wurde die Form der Aufnahmefläche und zum Teil Distanzangaben zu markanten Punkten oder gestörten Bereichen (meist Wühlaktivität durch Wildschweine) vermerkt.

2.4 Vegetationskundliche Datenerhebung

Den Aufnahmen von 1996/97 folgend wurden die Vegetationsaufnahmen 2014/15 nach der Methode von BRAUN-BLANQUET (1951) durchgeführt. Es wurde auf Homogenität hinsichtlich Pflanzenbestand, Relief und Bodenverhältnisse geachtet. Anstatt der 1996/97 verwendeten 7-teiligen Abundanz-Dominanz-Skala zur visuellen Deckungsschätzung fand eine weiter unterteilende 17-teilige Skala Anwendung (Tabelle 1, vgl. KARRER et al. 2010, BASSLER et al. 1998).

Tabelle 2: Artmächtigkeitsskala zur Messung der Quantitäten der Arten

erweiterte BrBI Skala 17-teilig	Orig.-Skala BrBI (1951)	Definition nach Dominanz [% Deckung]	Definition nach Abundanz [Individuenzahl]
r	r		1 großes Individuum 1-2 mittlere Individuen 1-5 kleine Individuen
+	+		2-4 große Individuen 3-10 mittlere Individuen 10-20 kleine Individuen
1a	1	1,0–1,9	Nahe untere Grenze von 1 21-40 kleine Individuen
1	1	2,0–3,9	4-8 große Individuen 40-100 kleine Individuen
1b	1	4,0–5,0	Nahe obere Grenze von 1 100-120 kleine Individuen
2a	2	6,0–11	Nahe untere Grenze von 2 > 120 Individuen
2	2	12–19	
2b	2	20–25	
3a	3	26–32	
3	3	33–44	
3b	3	45–50	
4a	4	51–56	
4	4	47–68	
4b	4	69–75	
5a	5	76–81	
5	5	82–94	
5b	5	95–100	

Die Größen der Aufnahmeflächen orientieren sich an den bereits bestehenden Flächengrößen von 1996/97 und liegen zwischen 6 m² und 144 m². Lagen keine Kopfdaten zur Größe der Aufnahmefläche vor, orientierte sich die Größe an der, nach MILAN und ZDENKA (2003), in Europa am öftesten verwendeten Flächengröße für Grasland von 10-50 m².

Der Fokus der vegetationskundlichen Datenerhebung lag auf den Gefäßpflanzen nach der Nomenklatur von ADLER et al. (2008). Moose wurden erratisch und Flechten nicht aufgenommen. Beide Gruppen fanden in den Analysen keine Berücksichtigung.

Zusätzlich zu den floristischen Daten wurden die Standortdaten Seehöhe, Exposition, Neigung und Geomorphologische Lage sowie die Strukturdaten der mittleren und maximalen Schichthöhe und die Deckung der Strauch, Kraut, Moosschicht und Streuauflage erfasst. Zusätzlich wurden die Merkmale Gräser/Kräuter-Verhältnis, Wuchsigkeit und Grasnarbendichte erhoben.

2.5 Datentransformation

Um die Vegetationsaufnahmen beider Zeitpunkte miteinander vergleichbar zu machen, waren eine Aktualisierung der Nomenklatur und einige Anpassungen im Leputsch Datensatz von 1996/97 notwendig. Das vollständige Änderungsprotokoll ist im Anhang zu finden (Tabellen 9A–11A). Um die Artmächtigkeiten vergleichen zu können, wurde die bei den aktuellen Aufnahmen verwendete 17-teilige Skala in die bei Leputsch verwendete originale Braun-Blanquet Skala transformiert (Tabelle 2).

Zur Verwendung der alphanumerischen Braun-Blanquet Skala für Analysezwecke ist eine Transformation in einen numerischen Code erforderlich. Neben der binären Präsenz-Absenz Transformation für verschiedene Analysen wurde in der multivariaten Statistik eine Transformation nach VAN DER MAAREL (1979) angewandt. Diese Skala berücksichtigt alle Deckungsklassen Braun-Blanquets, gewichtet aber die Abundanz sehr hoch. Eine weitere in dieser Arbeit Verwendung findende Transformation ist die von WILDI (2010) empfohlene Exponentialtransformation $x^{0,25}$. Besagte Transformation wird als guter Kompromiss zwischen Präsenz-Absenz und dem Deckungsgrad beschrieben, da diese den qualitativen Aspekt wiedergibt, den quantitativen aber hinreichend berücksichtigt. Eine Übersichtstabelle zu den Transformationscodes ist im Anhang angeführt (Tabelle 1A).

2.6 Vegetationskundliche Auswertung

2.6.1 Artendiversität

Als Kennzahl der Artendiversität wurde die durchschnittliche Anzahl der Gefäßpflanzen pro Aufnahmefläche und ihre Veränderungen im Untersuchungszeitraum verwendet. Zusätzlich

fand die Artendynamik (species turnover) mit einer Gegenüberstellung der neu etablierten Arten und der verschwundene Arten als Maß für die Veränderungen der Artengarnitur Anwendung.

2.6.2 Ähnlichkeitskoeffizienten

Um das Ausmaß der floristischen Veränderung einer Vegetationsaufnahme innerhalb der beiden Aufnahmejahre festzustellen wurde der Massengemeinschaftskoeffizient nach MOTYKA (MG_{MO}), auch bekannt unter Bray-Curtis Koeffizient, verwendet (vgl. LEGENDRE und LEGENDRE 1998).

$$MG_{MO} = \frac{2 \cdot \sum \min (A_i ; B_i)}{\sum A_i + \sum B_i}$$

$\sum \min (A_i ; B_i)$ = Summe der jeweils kleineren Deckungswerte gemeinsam vorkommender Arten

$\sum A_i + \sum B_i$ = Summe aller Deckungswerte in beiden Aufnahmen

Dabei handelt es sich um einen asymmetrischen Ähnlichkeitskoeffizienten, welcher die Artmächtigkeit des Pflanzenbestandes berücksichtigt. Je ähnlicher das Aufnahmepaar, desto höher der von 0 bis 1 skalierte Wert (vgl. TREMP, 2005). Durch die Verwendung der Exponentialtransformation $x^{0,25}$ werden die Quantitäten sehr niedrig gewichtet. Der Massengemeinschaftskoeffizient MG_{MO} liefert dadurch ähnliche Werte wie der Soerensenindex, welcher aus Präsenz-Absenz-Daten berechnet wird.

2.6.3 Ökologische Zeigerwerte

Der ökologische Zeigerwert bezeichnet das „synökologische Verhalten einer Art (Sippe) gegenüber einem bestimmten Umweltparameter“ (ENGLISCH und KARRER 2001: 84). Die Summen der Zeigerwerte einer Aufnahmefläche geben einen Hinweis auf vorherrschende Standortbedingungen oder Standortveränderungen bei abweichenden Zeigerwerten in beiden Betrachtungsjahren.

Unter der Verwendung des gruppierten Medians (MG) wurden die mittleren Zeigerwerte einer Vegetationsaufnahme berechnet.

$$x_{MG} = U_M + \frac{n}{2} - \sum \left(\frac{f < U_M}{f_M} \right)$$

U_M Untere Grenze der Medianbreite

$f < U_M$ Häufigkeitswerte aller Klassen unter U_M

f_M Häufigkeitswert der Medianklasse

In dieser Arbeit finden die Zeigerwerte nach ELLENBERG (1992) in einer für Österreich korrigierten Fassung nach Karrer (siehe KARRER et al. 2010, BASSLER et al. 1998) Anwendung. Es werden die Zeigerwerte der klimatischen Faktoren Licht, Temperatur und Kontinentalität und der edaphischen Faktoren Feuchtigkeit, Bodenreaktion und Nährstoffversorgung verwendet. Der Empfehlung von ELLENBERG (1992) wird gefolgt und die Zeigerwerte werden nach der Präsenz der Arten ohne Gewichtung berechnet. Zusätzlich zeigen Untersuchungen von BÖCKER et al. (1983) und Tabelle 3, dass kaum ein Unterschied zwischen den beiden Berechnungsmethoden gegeben ist.

Tabelle 3: Durchschnittliche Zeigerwerte der beiden Gesamtdatensätze aus 1996/97 und 2014/15, berechnet nach Präsenz der Arten und gewichtet nach dem Deckungswert der Van der Maarel Skala. Zeigerwerte der 64 Vegetationsaufnahmen wurden über den Gruppierten Median berechnet und anschließend gemittelt

ZW	1996/97		2014/15	
	Präsenz	Deckungswert	Präsenz	Deckungswert
L	7,1	7,1	7	7,1
T	5,6	5,6	5,6	5,5
K	3,4	3,3	3,3	3,3
F	5	5,1	5,1	5,2
R	7	6,9	7	6,9
N	3,8	3,8	4	3,9

2.7 Multivariate Statistik

2.7.1 Clusteranalyse (Wards-Methode)

Um auch Teilbereiche des Gesamtdatensatzes auf floristische Veränderung untersuchen zu können, wurde in der vorliegenden Arbeit das agglomerative homogenitäts-optimierende Klassifikationsverfahren der Ward-Methode für die 64 Aufnahmen aus 1996/97 angewandt. Als Distanzmaß fand die Chord-Distanz, auf Basis der nach van der Maarel transformierten Ausgangsquantitäten, Anwendung. Durch die Clusteranalyse wurde der Datensatz 1996/97 in 7 Gruppen geteilt und die Klassifizierung anschließend auf die aktuellen Aufnahmen übertragen. Die Ward-Cluster wurden einer Ordination überlagert, um floristische Veränderungen in bestimmten Vegetationskomplexen untersuchen zu können.

2.7.2 Ordinationsmethode (DCA)

WILDI (2010) bezeichnet die Ordination als gutes Instrument zur Analyse und Darstellung komplexer Datensätze mit einer hohen Zahl an Aufnahmen und Arten. Der vorliegende multivariate Datensatz besteht aus 128 Vegetationsaufnahmen (64 Aufnahmen von Leputsch 96/97 und 64 Aufnahmen von Koessl 14/15) mit 375 vorkommenden Pflanzenarten. Es bietet sich daher für dessen Analyse eine Ordination an. In dieser Arbeit wurde eine indirekte Gradientenanalyse durchgeführt. Dabei wird ein rein floristischer Datensatz explorativ nach

den floristischen Gradienten durchsucht (LEYER und WESCHE 2007). A posteriori wird aus anderen Daten eine Interpretation dieser floristischen Gradienten gestützt auf Korrelationsanalysen oder Chi-Quadrat-Tests versucht (WILDI 2010). Die Darstellung der Phänomene (Aufnahmen und/oder Arten) erfolgt in einem zweidimensionalen Raum, wobei für beide Inhaltsgruppen (Aufnahmen und Arten) dieselben Achsenkalierungen verwendet werden (HILL 1979). Die Distanz zwischen den Aufnahmen ist ein Maß für deren (Un)Ähnlichkeit. Nah beieinander liegende Aufnahmen sind sich floristisch ähnlich und zeichnen sich durch viele gemeinsame Pflanzenarten mit ähnlichen Dominanzverhältnissen aus (WILDI 2010).

„Für Daten mit mehr als vier SD-Units können Methoden mit der Annahme linearer Artenmengenänderungen nicht empfohlen werden“ (LEPS und SMILAUER 2014: 27). Auf Grund des floristisch heterogenen Datensatzes (4,6 SD-Units) erfolgte die Durchführung einer DCA (detrended correspondence analysis). Da eine DCA sensibel auf „Ausreißer“ reagieren kann wird die „Downweighting-Funktion nach HILL (1979)“ angewandt. Pflanzenarten welche weniger als 20 % Stetigkeit aufweisen werden mit zunehmender Seltenheit im Datensatz immer geringer gewichtet:

$$y_{ij}' = y_{ij} \cdot \left[\frac{f_i}{(f_{i,max} / 5)} \right]$$

y_{ij}' gewichteter Häufigkeitswert der seltenen Art

y_{ij} ungewichteter Häufigkeitswert der seltenen Art

f_i Frequenz der Art i im Datensatz

$f_{i,max}$ Maximale Frequenz einer einzelnen Art

2.8 Univariate Statistik

Die Unterschiede verschiedener Kennzahlen der gepaarten Aufnahmen wurden mittels Vorzeichenrangtest nach Wilcoxon statistisch geprüft. Dieser nicht parametrische Test für Paardifferenzen setzt keine Normalverteilung der Daten voraus, sondern ist geeignet für kleinere Stichproben und kann auch für Rangdaten angewendet werden (HEDDERICH und SACHS 2012). Für den post-hoc-Test nach einer einfachen Varianzanalyse wurde der nicht parametrische Kruskal-Wallis Rangsummentest verwendet.

Bei den statistischen Analysen wurde das 99,5 %ige Signifikanzniveau verwendet. Bei $H_0: X_{96/97} = X_{14/15}$ bedeutet dies, dass im Vergleich mit höheren Signifikanzniveaus eine Veränderung eher fälschlicherweise angezeigt wird (hoher Fehler 1. Ordnung). Im Gegenzug reagiert es sensibler auf Veränderungen (niedriger Fehler 2. Ordnung). TRAXLER (1997) spricht bei der Wahl eines niedrigen Signifikanzniveaus von einem „Frühwarnsystem“, welches Veränderungen anzeigt, die dann überprüft oder weiter/feiner verfolgt werden können.

Um Ordinationsachsen mit ökologischen Zeigerwerten beschreiben zu können wurde der Pearson-Korrelationskoeffizient verwendet. Die vorliegenden Daten haben jedoch nur eine deskriptive Beschreibung der Korrelationskoeffizienten zugelassen (näheres siehe Kapitel 3).

2.9 Verwendete Programmpakete

Folgende Programme wurden für die Auswertung und Darstellung der Daten verwendet:

HITAB, Version 5 (WIEDERMANN, 1994)	Eingabematrix Vegetationsaufnahmen Zeigerwertberechnung
Canoco 5 (TER BRAAK und SMILAUER, 2012)	Multivariate Statistik (DCA, Ordinationen)
PC-ORD, Version 6.19 (McCUNE und MEFFORD, 2011)	Multivariate Statistik (Clusteranalyse WARD, DCA, Ordinationen) Pearson-Korrelationskoeffizient Bray-Curtis-Ähnlichkeitskoeffizient Indicator species analysis
Microsoft Office, Excel 2007	Balkendiagramme, Tabellen, einfache Rechenoperationen
Statistiksoftware R, Version 3.2.2	Vorzeichenrangtest nach Wilcoxon Boxplot-Diagramme
IBM SPSS Statistics, Version 21	Boxplot Diagramme, Kruskal-Wallis-Test
ArcGIS, Version 10 (ESRI, 2011)	Kartendarstellung (Aufnahmestandorte)

3 Ergebnisse

Zum Zwecke der Darstellung des floristischen Gesamtgefüges wurde zuerst eine Ordination des Gesamtdatensatzes (DCA aller 64 Erstaufnahmen plus sämtlicher 64 Wiederholungsaufnahmen) errechnet (Abbildung 7). In dieser Ordination werden die ersten beiden Achsen zur Interpretation herangezogen, da der Eigenwert zwischen der 2. und der 3. Achse stark abnimmt und die ersten beiden Achsen bereits 81,8 % der Varianz im Datensatz erklären. Außerdem trägt die 3. Achse lediglich 0,2 % zur gesamten erklärten Varianz bei (Tabelle 4).

Tabelle 4: Eigenwerte der DCA des Gesamtdatensatzes und Percentage of variance Analyse zwischen der Ordination und der Originaldistanzmatrix

	1. Achse	2. Achse	3. Achse	4. Achse
Eigenwerte	0,4721	0,2356	0,0883	0,0695
Anteil der Varianz (Bestimmtheitsmaß R^2)	0,571	0,247	0,002	

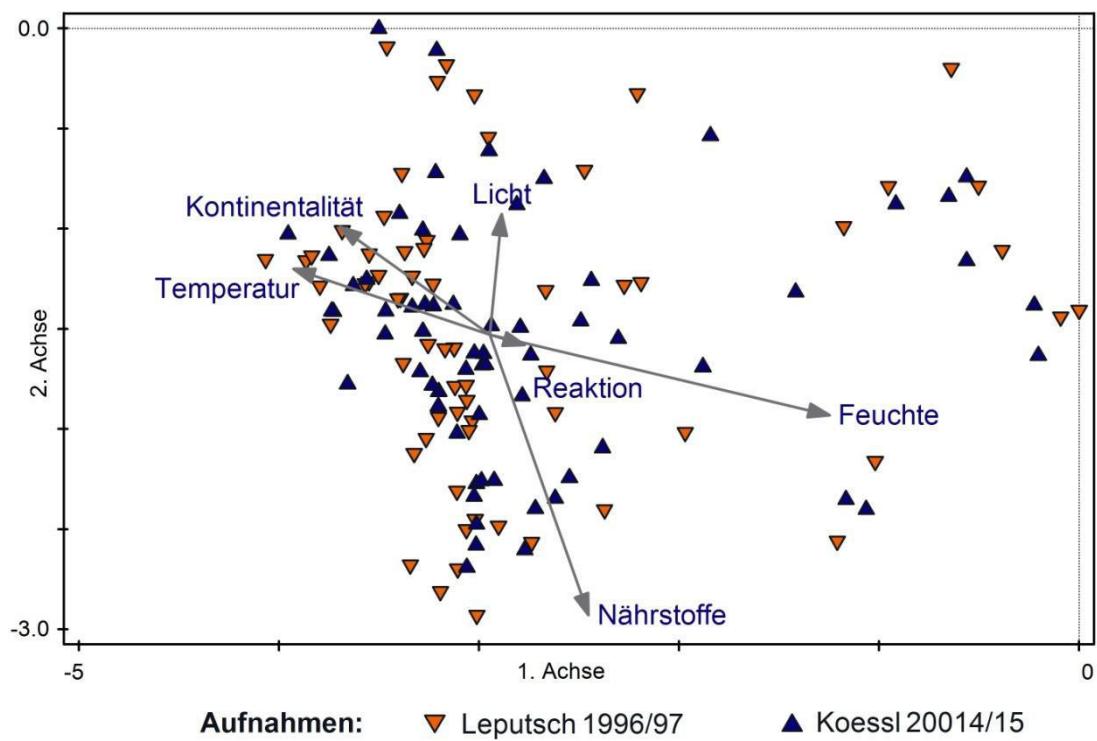


Abbildung 7: Biplot einer DCA des Gesamtdatensatzes mit den Zeigerwerten als beschreibende Umweltvariable. Aufnahmen gruppiert nach den Aufnahmen von LEPUTSCH (1996/97) und KOESSL (2014/15)

Die Aufnahmen spreiten sich in der vorliegenden Ordination entlang der ersten und zweiten Achse nach ihrer floristischen Zusammensetzung im Ordinationsraum auf. Als zusätzliche Information sind die Zeigerwerte als beschreibende Variable eingefügt. Diese zeigen, dass

die Hauptgradienten entlang der ersten beiden Achsen durch den Nährstoff- und Wasserversorgungshaushalt am besten charakterisiert werden können.

Die Korrelationskoeffizienten der mittleren Zeigerwerte von F und N (Tabelle 5) lassen dies ebenfalls vermuten. Es muss hier jedoch auf das Problem der Zirkularität der Daten hingewiesen werden. Der Zeigerwert basiert wie die Ordination auf der floristischen Zusammensetzung und führt daher zu hohen Erklärungsgehalten am Vegetationsmuster. Dieser Effekt wird als „similarity issue“ bezeichnet und von ZELENY und SCHAFFERS (2012) als oft unzureichend berücksichtigt kritisiert. Bei deskriptiver Vorgehensweise spielt die positive Verfälschung („bias“) aber keine Rolle (vgl. WILDLI 2016).

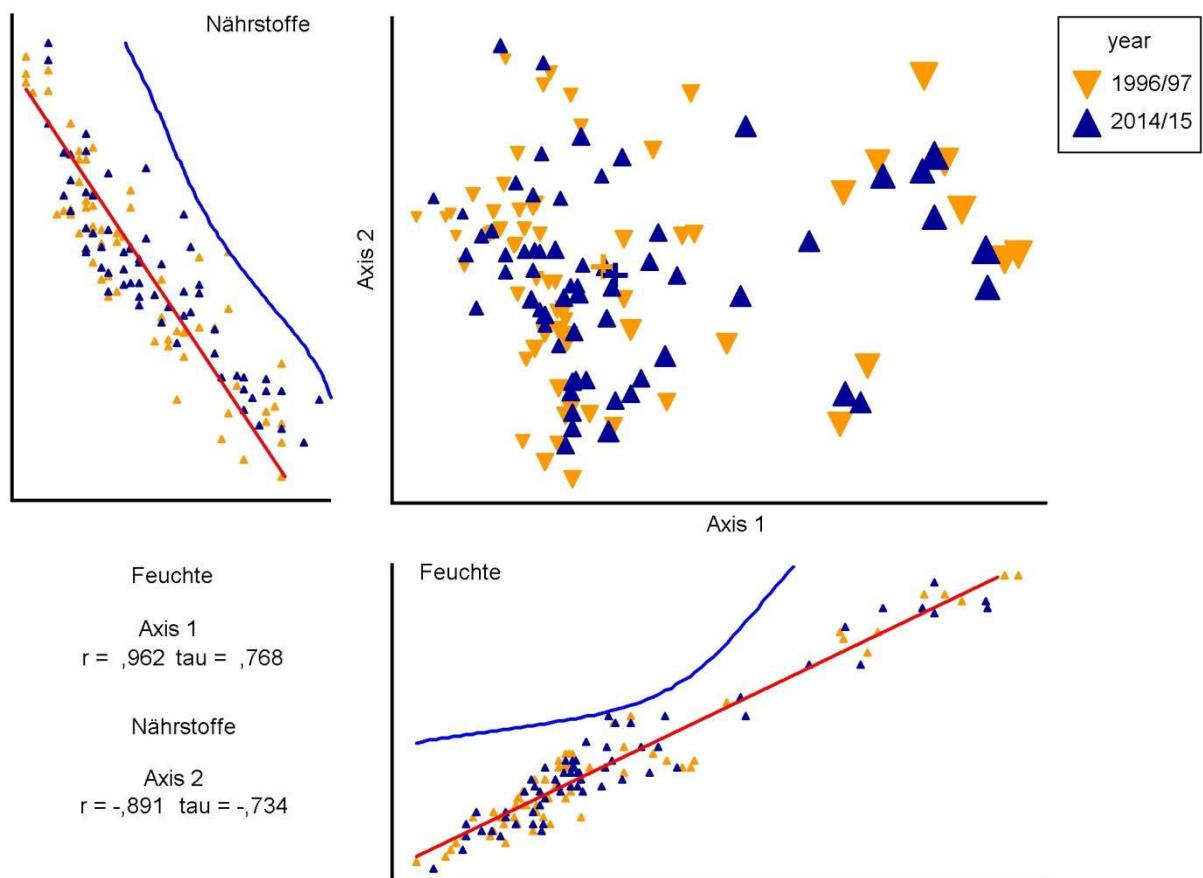


Abbildung 8: Ordinationsdiagramm einer DCA des Gesamtdatensatzes. Aufnahmen gruppiert nach Aufnahmehäufigkeit. Größe der Symbole proportional zur Feuchtezahl. Seitliche Streudiagramme mit linearer Regression (rote Linie) und obere Begrenzungslinie für 95 % der Werte (blaue Linie) für die Korrelation der mittleren Feuchtezahl mit der 1. Achse ($r = 0,962$) und der mittleren Nährstoffzahl mit der 2. Achse ($r = 0,891$)

Tabelle 5: Korrelation der Zeigerwerte mit den ersten beiden Achsen einer DCA des Gesamtdatensatzes, n = 128
 r = Pearson-Korrelationskoeffizient, $r\text{-sq}$ = Bestimmtheitsmaß (r^2), τ = Kendalls-Tau

Zeigerwerte	1. Achse			2. Achse		
	r	r-sq	tau	r	r-sq	tau
Licht	0,311	0,097	-0,109	0,436	0,190	0,333
Temperatur	-0,634	0,402	-0,458	0,140	0,020	0,143
Kontinentalität	-0,472	0,223	-0,432	0,279	0,078	0,267
Reaktion	0,214	0,046	0,030	-0,020	0,000	0,284
Feuchte	0,962	0,925	0,768	-0,130	0,017	-0,283
Nährstoffe	0,231	0,053	0,286	-0,891	0,793	-0,734

Die Feuchtezahl nimmt entlang der 1. Achse der DCA annähernd linear zu (Abbildung 8, Tabelle 5: $r^2 = 0,925$). Im Ordinationsraum links liegende Aufnahmen befinden sich an trockenen Standorten. Aufnahmen, welche entlang der 1. Achse hoch laden, weisen offensichtlich frische bis nasse Standortverhältnisse auf. Die Zeigerwertdaten zeigen, dass der Bereich mit den mittleren Feuchtezahlen von 5,5 – 6,5 nur durch wenige Aufnahmen abgedeckt ist. Weitere Zeigerwerte, mit höheren Korrelationskoeffizienten (Tabelle 5) entlang der ersten Ordinationsachse sind die Temperatur- und Kontinentalitätszahl. Sie streuen aber vor allem im linken Bereich sehr stark (Abbildung 9).

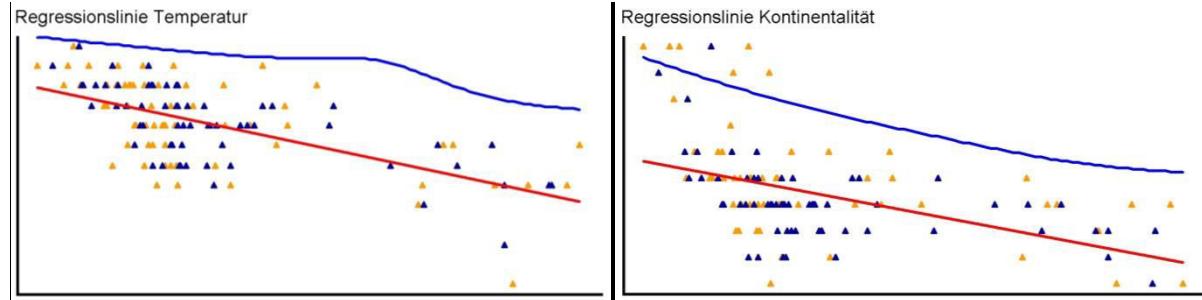


Abbildung 9: Korrelation der mittleren Zeigerwerte für Temperatur (links, $r = -0,634$) und Kontinentalität (rechts, $r = -0,472$) mit der 1. Achse der DCA aus Abbildung 7. Regressionsgerade (rote Linie) und obere Begrenzungslinie des 95 prozentigen Vertrauensbereichs (blaue Linie)

Die Verteilung der Aufnahmen entlang der 2. Achse folgt im Wesentlichen dem Gradienten abnehmender Nährstoffversorgung. Auch hier ist ein deutlich linearer Zusammenhang der mittleren Nährstoffzahl und der Position der Aufnahmen entlang der 2. Achse gegeben (Tabelle 5: $r^2 = 0,73$). Magere Aufnahmestandorte laden entlang der 2. Achse hoch und Aufnahmen mit gut nährstoffversorgten Standortverhältnissen liegen im unteren Bereich der 2. Achse, wobei die Nährstoffzahl den Maximalwert von 6,2 erreicht (min 2,3). Sehr fette Standorte wurden nicht aufgenommen und sind vermutlich im Lainzer Tiergarten gar nicht vorhanden, da auf den Flächen keine Düngung stattfindet.

3.1 Allgemeine Veränderung der Aufnahmen zwischen 1996/97 und 2014/15

3.1.1 Veränderung der Artenzahl

Die mittlere Artenzahl aller 64 Aufnahmen hat sich im Durchschnitt von 46,3 auf 54,5 erhöht (Abbildung 10). Die Veränderung der Artenzahlen zwischen den Aufnahmepaaren zu den beiden Zeitpunkten ist statistisch abgesichert. Der Wilcoxon-Vorzeichenrangtest zur Überprüfung eines signifikanten Unterschieds der Artenzahl der gepaarten Aufnahmen zeigt einen Wahrscheinlichkeitswert kleiner 0,0001. Die artenärmste Aufnahme war 1996/97 eine Aufnahme mit 11 Pflanzenarten und 2014/15 eine Aufnahme mit 17 Arten. Die maximale Artenzahl bei einer Aufnahme ist von 83 Arten auf 89 Arten gestiegen.

Der Artenwandel (species turnover) im Datensatz ist sehr hoch. Unter den 374 vorkommenden Gefäßpflanzen im gesamten Datensatz sind 51 neu etablierte Arten und 67 verschwundene Arten. Zu beachten ist, dass annuelle Arten nicht exkludiert wurden, von denen man hohe Fluktionsraten annehmen kann.

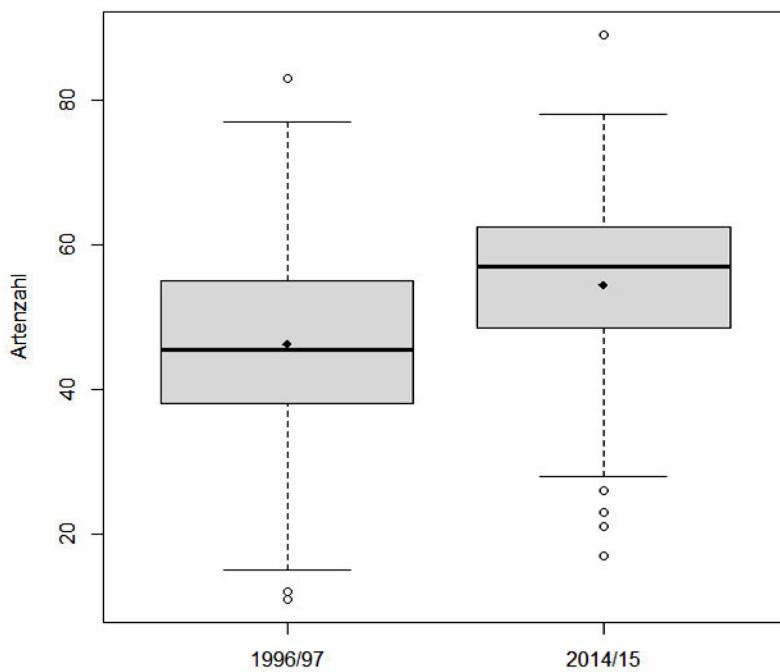


Abbildung 10: Vergleich der mittleren Artenzahl der Aufnahmen 1996/96 und 2014/15. Boxplot mit Median (Linie), Mittelwert (Punkt), oberen und unteren Quartil

3.1.2 Floristische Veränderungen im Ordinationsraum

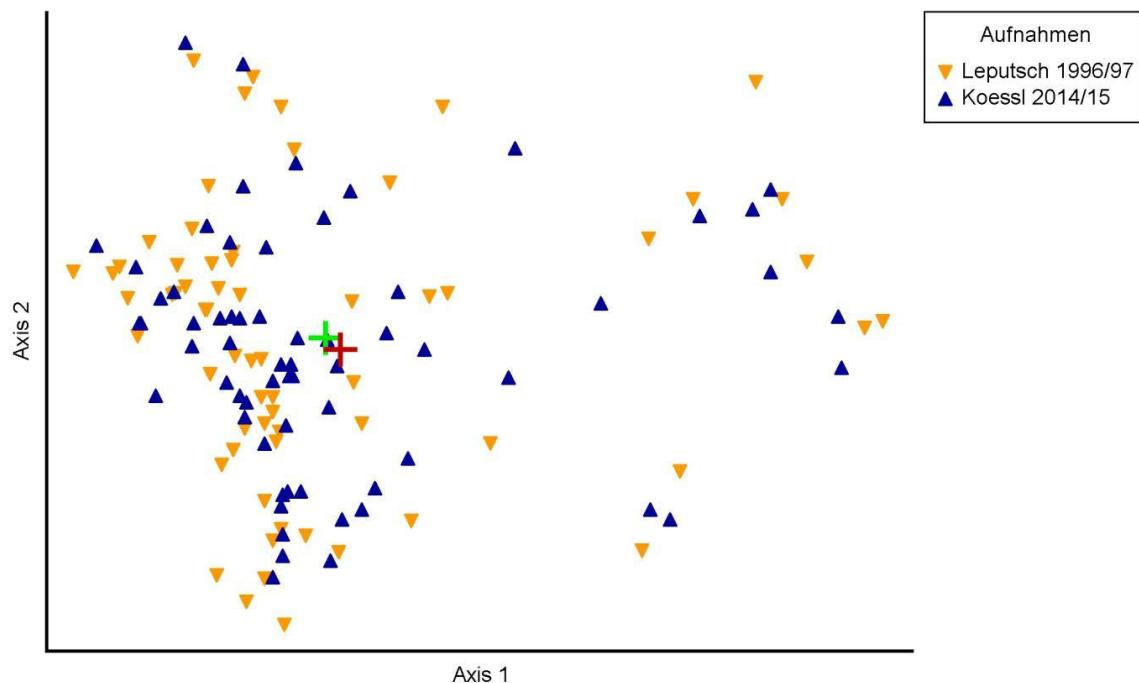


Abbildung 11: Ordination einer DCA mit Klassifizierung der Aufnahmen zu beiden Aufnahmezeitpunkten. Darstellung der Clusterzentren der Aufnahmen von Leputsch 1996/97 (grünes Kreuz) und Koessl 2014/15 (rotes Kreuz)

Vergleicht man die Lage der Aufnahmen im Ordinationsraum zu den beiden Erfassungszeitpunkten 1996/97 und 2014/15, so ist eine geringfügige Verschiebung der Zentren beider Datensätze zu beobachten. Die Punktwolke hat sich zwischen den beiden Aufnahmezeitpunkten etwas nach rechts unten in der Ordination verschoben. Interpretiert man diese Verschiebung nach den beiden Hauptgradienten der ersten und 2. Achse, dann zeigen die Pflanzenarten 2014/15 etwas feuchtere und vor allem nährstoffreichere Bedingungen an den Aufnahmestandorten an. Die Verschiebung der Zentren ist jedoch nicht sehr groß. Außerdem haben sich nicht alle Aufnahmepärchen in dieselbe Richtung verschoben. Aus Tabelle 6 ist ersichtlich, dass die Veränderung der Aufnahmen entlang der 2. Achse keinen gerichteten Trend zeigen. Entlang der 1. Achse haben sich 67 % der Aufnahmen nach rechts verschoben und damit einen signifikanten Trend markiert, während die Verschiebungen entlang der 2. Achse nicht so stark ausfielen. Ein Wilcoxon-Vorzeichenrangtest auf Signifikanz der Änderungen in Tabelle 6 ergab für die 1. Achse $p = 0,0018$ und für die 2. Achse $p = 0,1137$.

Tabelle 6: Richtung der Veränderung von 64 paarigen Aufnahmen zu den Zeitpunkten 1996/97 und 2014/15 in der Ordination.

	1. Achse		2. Achse		beide Achsen			
Richtung der Veränderung	←	→	↑	↓	↖	↗	↙	↘
Anzahl Aufnahmepärchen	21	43	31	33	21	22	12	9

3.1.3 Veränderung der Zeigerwerte

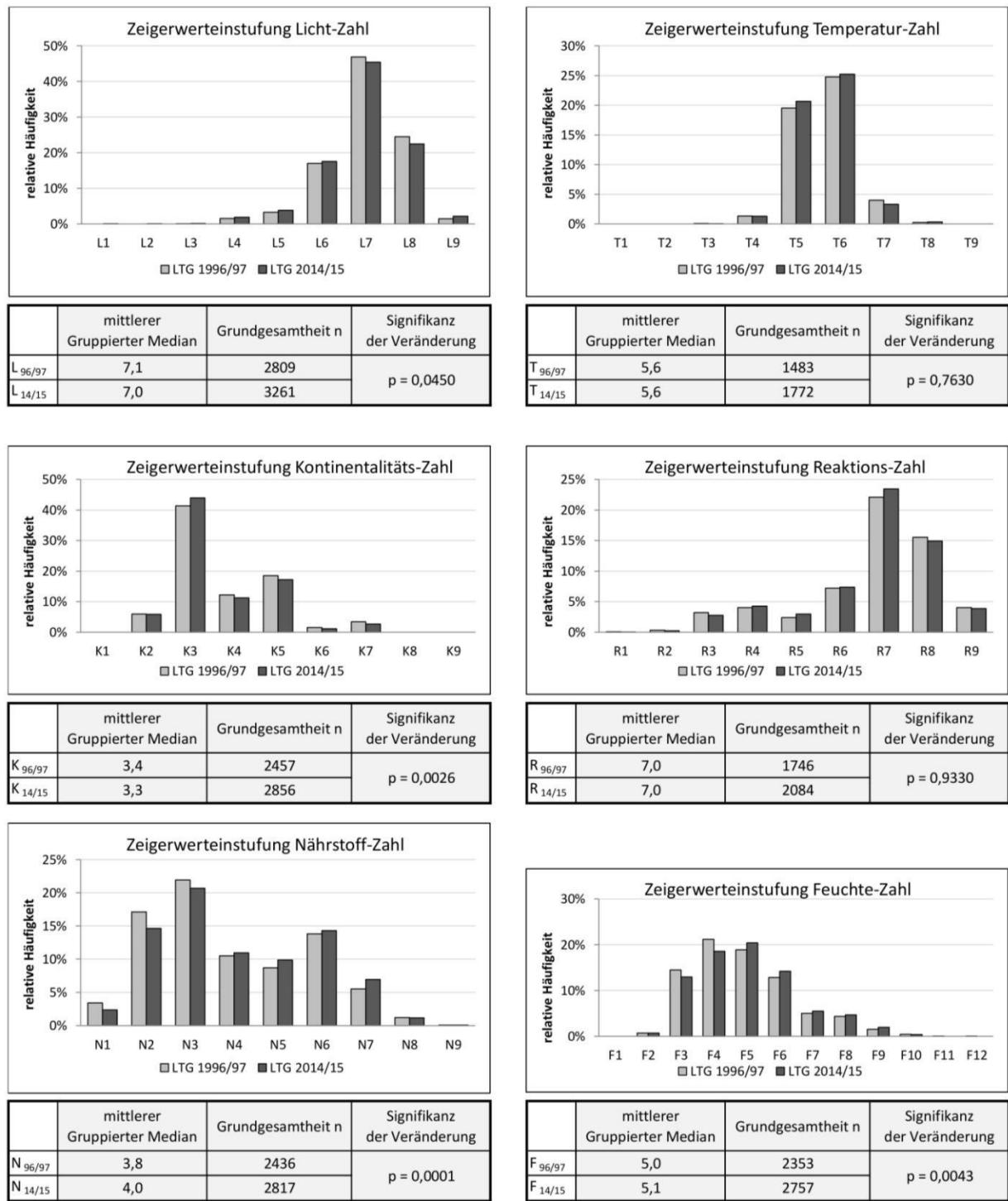


Abbildung 12: Verteilung der Zeigerwertklassen zu den beiden Aufnahmezeitpunkten 1996/97 und 2014/15. Grundgesamtheit n ohne indifferente Arten. Wilcoxon-Vorzeichenrangtest zur Überprüfung der Signifikanz der gepaarten Stichproben

Die Zeigerwertklassenbesetzung der beiden Aufnahmedatensätze weist auf die Zunahme von Arten mit höherem Wasser- und Nährstoffoptima hin (Abbildung 12). Beide Parameter zeigen eine signifikante Veränderung zwischen den beiden Zeitpunkten 1996/97 und

2014/15. Das Ausmaß der absoluten Veränderung der Zeigerwerte ist mit 0,1 bzw. 0,2 gering. Die Änderung der Zeigerwerte bei Licht- und Kontinentalitätszahl sind ebenfalls signifikant. Auch hier ist die absolute Veränderung des mittleren Zeigerwertes mit 0,1 niedrig.

Größere Veränderungen in den Zeigerwerten zwischen 1996/97 und 2014/15 würde zusätzlich eine Veränderung der Abhängigkeiten zwischen den Zeigerwerten verursachen. Auch wenn in Tabelle 7 und Tabelle 8 keine massiven Verschiebungen in den Korrelationen beider Datensätze gegeben sind, gibt es kleine Unterschiede. Die negative Korrelation der Nährstoffzahl mit der Kontinentalitätszahl hat zugenommen. Ebenso haben sich die Abhängigkeitsverhältnisse der Nährstoff- und Reaktionszahl verändert.

In beiden Korrelationstabellen zeigt sich eine sehr auffällig hohe negative Korrelation der Temperaturzahl mit der Feuchtezahl und der Temperaturzahl mit der Kontinentalitätszahl.

Tabelle 7: Pearson Korrelationskoeffizienten zwischen den gemittelten Zeigerwerten der Vegetationsaufnahmen aus dem Jahr 1996/97

Zeigerwert	L	T	K	F	R	N
L	1					
T	-0,08	1				
K	0,13	0,56	1			
F	0,29	-0,67	-0,55	1		
R	0,28	-0,05	0,30	0,20	1	
N	-0,43	-0,28	-0,34	0,35	0,02	1

Tabelle 8: Pearson Korrelation zwischen den gemittelten Zeigerwerten der Vegetationsaufnahmen aus dem Jahr 2014/15

Zeigerwert	L	T	K	F	R	N
L	1					
T	0,04	1				
K	0,22	0,61	1			
F	0,18	-0,75	-0,59	1		
R	0,40	0,02	0,34	0,13	1	
N	-0,40	-0,31	-0,50	0,41	-0,17	1

Zusammenfassend bestätigt die Zeigerwertveränderung die floristischen Verschiebungen der Aufnahmeflächen in der Ordination der beiden Aufnahmesets (Abbildung 11). Dies ist nicht verwunderlich, da die Berechnung der Zeigerwerte und die Ordination einer DCA jeweils aus denselben floristischen Grundlagendaten erfolgen.

3.1.4 Homogenisierung der Aufnahmen

Die Aufnahmen 2014/15 erscheinen etwas näher zusammengerückt als die Aufnahmen 1996/97 (Abbildung 11).

Tabelle 9: SD-Einheiten und Gesamtvariation einer DCA des Gesamtdatensatzes ($n = 128$) getrennt nach den zeitlich unterschiedlichen floristischen Datensätzen 1996/97 und 2014/15.

	SD-Einheiten	Gesamtvariation (Inertia)
Gesamtdatensatz	4,6	3,19517
Datensatz 1996/97	4,7	3,67194
Datensatz 2014/15	4,2	2,63624

Die SD-Einheiten geben Auskunft über die Heterogenität (Beta-Diversität) des Datensatzes (LEPS und SMILAUER 2014; KARRER 2013). Diese SD-Einheiten sinken ebenso wie die Gesamtvariation (Tabelle 9). Beides spricht für eine leichte Abnahme der Heterogenität und damit für einen floristisch homogeneren Datensatz 2014/15. Auch der von 0 – 1 skalierte mittlere Unähnlichkeitsskoeffizient aller Aufnahmen des jeweiligen Beobachtungsjahres nimmt ab (Tabelle 10) und bestätigt, dass eine floristische Annäherung der Aufnahmen zueinander stattgefunden hat. Ebenso zeigt dies der Vergleich der Ordinationen beider getrennter Datensätze in Abbildung 20 und Abbildung 21.

Tabelle 10: Mittlere floristische Unähnlichkeit aller 64 Aufnahmen aus Datensatz 1996/97 und Datensatz 2014/15 (Unähnlichkeitsskoeffizient: $1 - \text{Massengemeinschaftskoeffizient nach MOTYKA mit Datentransformation } x^{0,25}$; Tabelle mit arithmetischem Mittel)

	mittlerer Unähnlichkeitsskoeffizient
Datensatz 1996/97	0,701
Datensatz 2014/15	0,631

Führt man eine Zentrierung des gesamten Datensatz in der Ordination durch, so liegen die Aufnahmen 1996/97 weiter vom Mittelpunkt entfernt als die Aufnahmen aus 1996/97 (Abbildung 13). Diese Unterschiede zwischen den beiden Zeitpunkten sind entlang beider Achsen signifikant. Die aktuellen Aufnahmen unterscheiden sich daher floristisch weniger stark als 18 Jahre davor. Damit wird ebenfalls die leichte Homogenisierung der Vegetationszusammensetzung bestätigt.

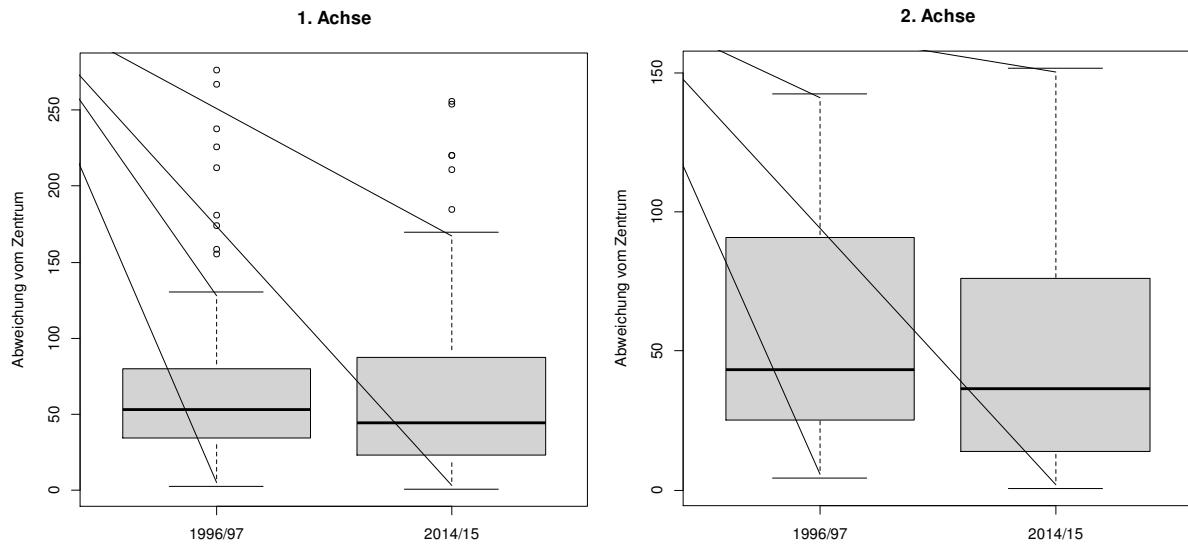


Abbildung 13: Absolute Distanz der Aufnahmen vom Ursprung einer zentrierten DCA entlang der 1. und 2. Achse. Boxplot mit Median, oberem und unterem Quartil. Wilcoxon-Vorzeichenrangtest zur Überprüfung eines signifikanten Unterschieds der gepaarten Aufnahmen (1. Achse: $p = 0,00003$, 2. Achse: $p = 0,00014$)

3.2 Gruppenanalyse

3.2.1 Clusterhierarchie nach Ward

Das Dendrogramm in Abbildung 14 zeigt die Klassifikation des Ausgangsdatensatzes (LEPUTSCH 1996/97) nach dem Fusions-Algorithmus von Ward. Die oberen Hierarchieebenen weisen die für diese Clustermethode üblichen klaren Gruppenstrukturen und die Tendenz zu ausgewogenen Gruppengrößen mit geringer Kettenbildung auf. Im Diagramm sind die Fusionsebenen zusätzlich mit den Standortmerkmalen der mittleren Feuchtezahl und Nährstoffzahl hinterlegt. Es zeigt sich, dass bis zur letzten Teilungsebene (Ward-Ebene 2) die Wasserversorgung ein trennendes Merkmal zwischen den beiden agglomerativ gebildeten Hauptgruppen bleibt. In den Ebenen davor führt die unterschiedliche Nährstoffverfügbarkeit der fusionierten Gruppen maßgeblich zu einer Abgrenzung der Cluster untereinander.

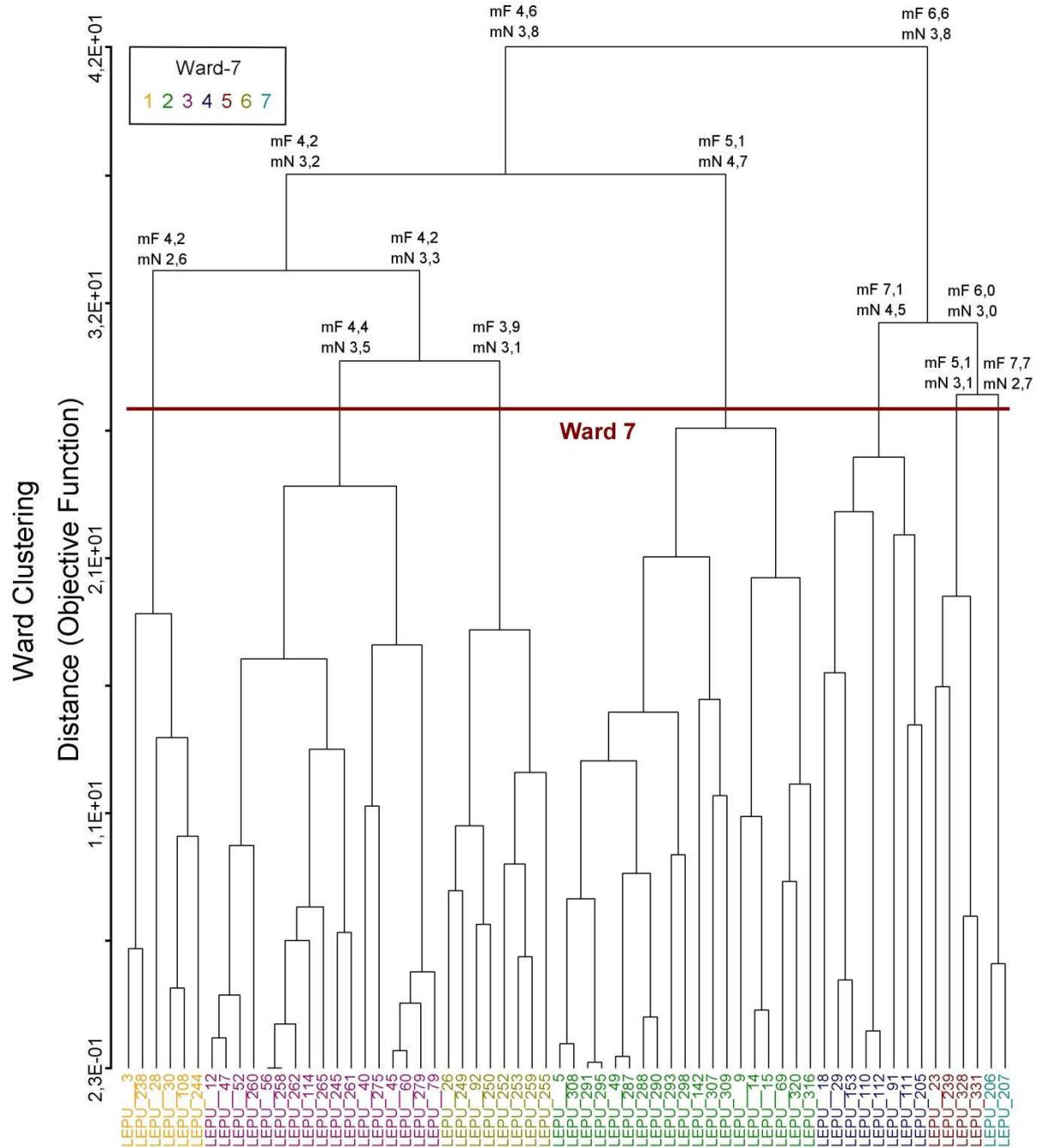


Abbildung 14: Dendrogramm der Vegetationsaufnahmen von 1996/97 basierend auf dem Ward-Algorithmus mit Clustergrenze Ward 7 (Distanzmatrix: Chord Distanz der Van der Maarel transformierten Artmengen). 2,89 % Kettenbildung. Aufnahmen farbcodiert nach Clusterzugehörigkeit, sowie Berechnung der mittleren Zeigerwerte für die einzelnen Cluster der jeweiligen Hierarchieebenen.

Um eine Entscheidungsgrundlage für die optimale Clusteranzahl zu bekommen, wurde eine MRPP (Multi-Response Permutation Procedures) des Leputsch-Datensatzes mit den Ward-Clustern durchgeführt. Betrachtet man den Klumpungswert A von verschiedenen Fusionsniveaus in Tabelle 11, ist ein kontinuierlicher Anstieg ohne große Sprünge zu beobachten. Ein plötzliches Ansteigen des bis 1 skalierten Wertes würde auf eine besonders starke Zunahme der Homogenität innerhalb der Cluster hinweisen und eine Entscheidungsgrundlage für die optimale Clusteranzahl liefern. Die Distanzen innerhalb der

Ward-Cluster sind auf allen Fusionsniveaus signifikant kleiner als bei einer zufälligen Gruppenanordnung ($p < 0,0001$). Daher weist eine MRPP keine eindeutigen Anzeichen für die Wahl der optimalen Clusteranzahl auf.

Tabelle 11: Klumpungswert und p-Wert einer MRPP verschiedener Ward-Clusterlevels des Leutsch-Datensatzes 1996/97

Clusteranzahl	Klumpungswert A	p-Wert	Clusteranzahl	Klumpungswert A	p-Wert
2	0,054	<0,0001	7	0,165	<0,0001
3	0,101	<0,0001	8	0,177	<0,0001
4	0,124	<0,0001	9	0,184	<0,0001
5	0,136	<0,0001	10	0,195	<0,0001
6	0,150	<0,0001	11	0,207	<0,0001

LEYER und WESCHE (2007) empfehlen nach Sprüngen in der Distanz zwischen den Clustern zu suchen. Die Distanzen der verschiedenen Fusionsniveaus im Dendrogramm zeigen eine kontinuierliche Abnahme und keinen markanten Abfall, welcher einen deutlichen Knick im Diagramm in Abbildung 15 verursachen würde. Es ist daraus ebenfalls keine Empfehlung für eine optimale Clusteranzahl ableitbar.

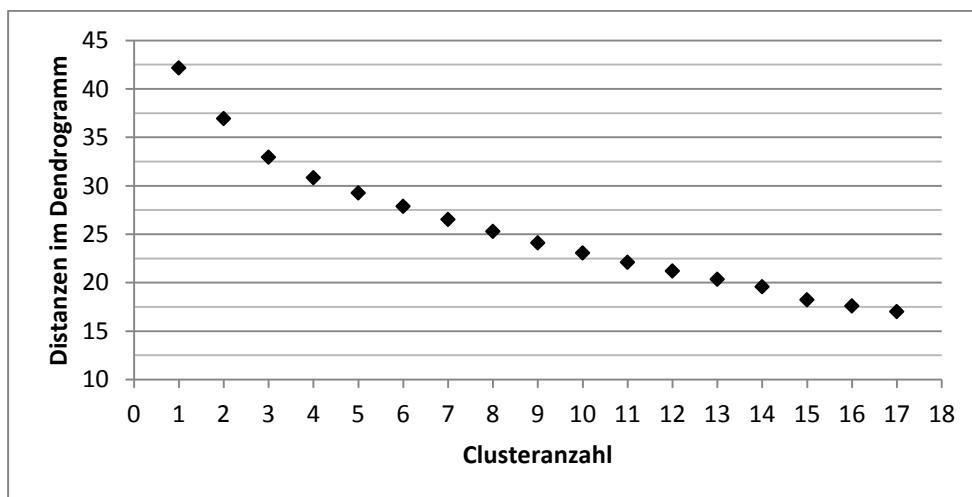


Abbildung 15: Distanzen der Fusionslevel im Dendrogramm der Vegetationsaufnahmen von 1996/97 (Abbildung 14), Distanzmaß: Chord Distanz

Interpretiert man die optische Anordnung der Ward-Cluster in der Ordination einer DCA, zeigt sich für das 7. Fusionsniveau ein gutes Verhältnis zwischen Homogenität der Aufnahmen innerhalb der Cluster mit ausreichender Abgrenzung der Cluster zueinander (Abbildung 16). Bei Anwendung anderer Clusteralgorithmen bilden sich unter Verwendung der Chord-Distanz ähnliche Strukturen ab (Abbildung 17). Es zeigt sich aber, dass vor allem die Ward-Cluster 4 und 5 floristisch sehr heterogen und weniger kompakt sind. Um viele Cluster mit sehr wenigen Aufnahmen zu vermeiden, wurde die Anordnung des Ward-

Clustering übernommen. Zusätzlich bestätigt sich die bereits in Abbildung 16 ersichtliche, undeutliche Abgrenzung der Ward-Cluster 3 und 6. Aufgrund der deutlich verschiedenen Ausprägung in der von LEPUTSCH (1997) erfolgten soziologischen Zuordnung der Aufnahmen (Tabelle 12) wurden dennoch beide Cluster getrennt ausgewiesen.

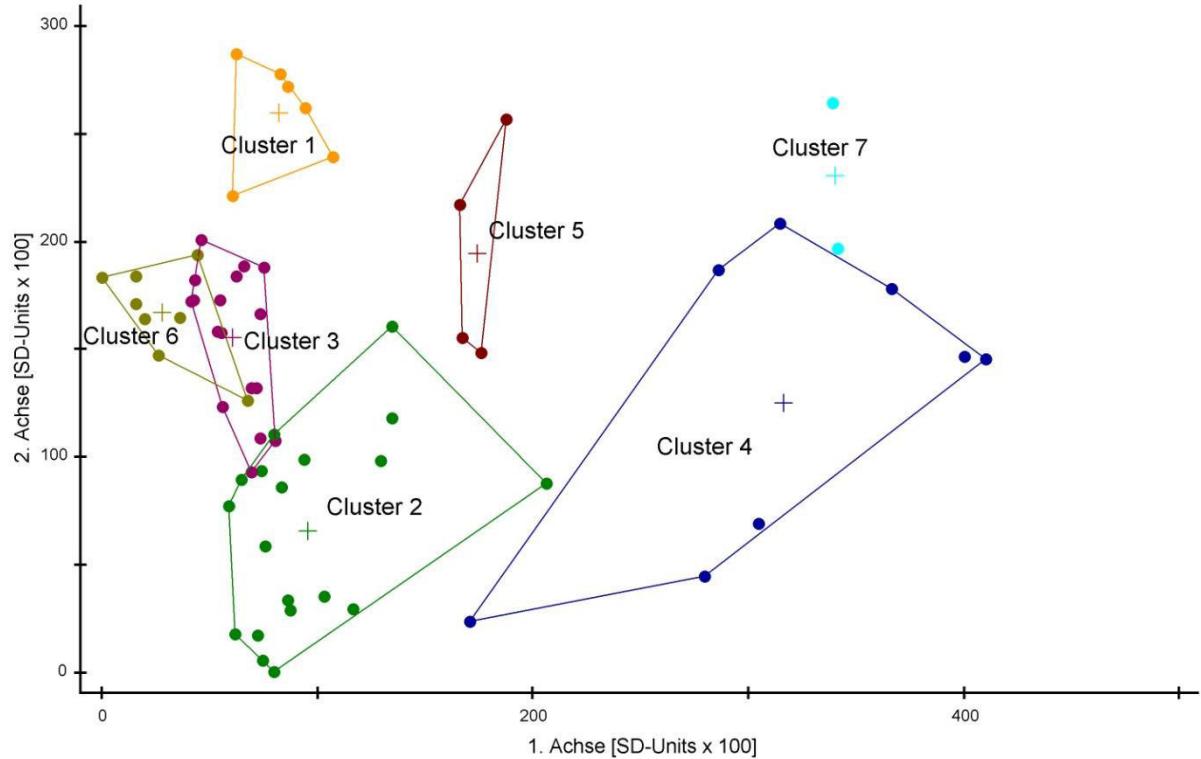


Abbildung 16: DCA des Datensatzes Leputsch 1996/97 mit Ward-Cluster (Ward 1–7, Farbcodes siehe Abbildung 14) inkl. Umgrenzungslinien und Clusterzentren (Symbol +). Eigenwerte: 1. Achse 0,5226 SD-Units, 2. Achse 0,2977 SD-Units

Die MRPP bei 7 Ward-Clustern zeigt einen Klumpungswert A von 0,165, welcher im Normalbereich ökologischer Datensätze liegt (McCUNE 2015). Die Distanzen innerhalb der 7 Ward-Cluster sind signifikant kleiner als bei einer zufälligen Gruppenanordnung ($p < 0,0001$). Der paarweise Vergleich der einzelnen Cluster zeigt niedrige p-Werte und damit eine gute Abgrenzung zu den anderen Clustern. Nur zwischen Ward-Cluster 5 und Ward-Cluster 7 liegt dieser mit 0,0181 etwas erhöht, aber noch immer unter dem 5%igen Signifikanzniveau.

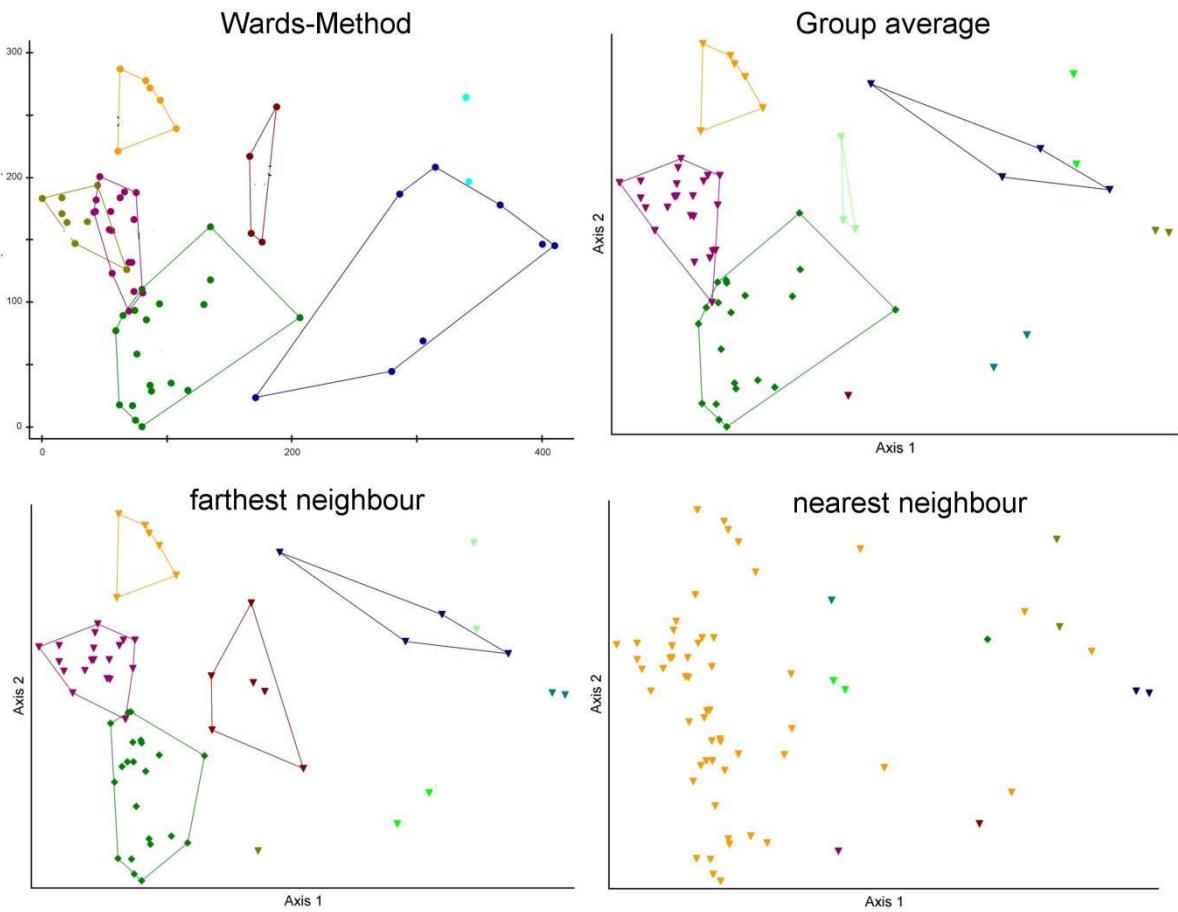


Abbildung 17: Vergleich der Clusterbildung der Vegetationsaufnahmen von Leputsch 1996/97 durch verschiedene Clusteralgorithmen. Distanzmaß: Chord-Distanz; Farbcodes der Cluster siehe Abbildung 14.

Zusammenfassend waren die optische Interpretierbarkeit der Gruppenzugehörigkeit und die soziologische Zuordnung von LEPUTSCH (1997) Grundlage für die Wahl der Clusteranzahl 7. Eine MRPP (Multi-Response Permutation Procedure) des Leputsch-Datensatzes mit den Ward-Clustern sowie die Distanzen der Fusionslevels gaben keine klaren Entscheidungshilfen für die Wahl eines bestimmten Clusterlevels.

3.2.2 Beschreibung der Ward-Cluster

In nachfolgender Tabelle werden die Ward-Cluster nach ihrer Lage im Ordinationsraum (Abbildung 16), der soziologischen Zuordnung nach LEPUTSCH (1997) und den mittleren Zeigerwerten beschrieben.

Tabelle 12: Charakterisierung der Ward-Cluster 1–7 nach soziologischer Zuordnung von Leputsch (1997), Lage im Ordinationsraum und mittlerer gruppierter Zeigerwert

Ward-Cluster	Aufnahmenanzahl	Beschreibung nach soziologischer Zuordnung LEPUTSCH (1997)	Beschreibung im Ordinationsraum entlang 1. und 2. Achse einer DCA (Abbildung 16)	mittlere gruppierte Zeigerwerte
Ward 1 (orange)	6	Zusammengesetzt aus den Aufnahmen der Bürstlingrasen- und Heidegesellschaft, sowie einem Teil der Bergseggen-Trespenwiesengesellschaft.	Der Cluster lädt entlang der 2. Achse hoch und der 1. Achse niedrig. Er positioniert sich im linken oberen Bereich der Ordination. Zu den anderen Clustern klar abgegrenzt.	L: 7,1 T: 5,7 K: 3,4 F: 4,2 R: 6,1 N: 2,6
Ward 2 (grün)	19	Charakterisiert durch Aufnahmen der Goldhafer-Wiesenschwingel-Gesellschaft. Beinhaltet zusätzlich alle Aufnahmen der Gesellschaften der Glatthaferwiese, Fuchsschwanzwiese und Silgenwiese sowie zusätzlich 2 Aufnahmeflächen aus den Feuchtwiesengesellschaften (Rohr-Pfeifengrasstreuwiese, Sumpfwiesen).	Ward-Cluster 2 besetzt den unteren Bereich der Ordination und liegt zentral entlang der 1. Achse. Überschneidungsbereich zur Ward-Cluster 3 erkennbar.	L: 7,0 T: 5,6 K: 3,3 F: 5,1 R: 6,9 N: 4,7
Ward 3 (lila)	17	Dominiert von Aufnahmen der Honiggras-Trespenwiesen-Gesellschaft (> 50 %). Zusätzlich sind in diesem Cluster alle Aufnahmen der Gesellschaften der Rotschwingel-Goldhaferwiese und der mageren Goldhaferwiese. Beinhaltet weiters Einzelaufnahmen aus der Bergseggen-Trespenwiesen-, Furchenschwingel-Trespenböschung- und Goldhafer-Wiesenschwingelwiesengesellschaft.	Dieser Cluster positioniert sich im Ordinationsraum sehr zentral und trennt die angrenzenden Ward-Cluster 6 und 2 voneinander. Entlang der 1. Achse sehr kompakt mit wenig Streuung.	L: 7,0 T: 5,6 K: 3,5 F: 4,4 R: 7,1 N: 3,5

Ward-Cluster	Aufnahmenanzahl	Beschreibung nach soziologischer Zuordnung LEPUTSCH (1997)	Beschreibung im Ordinationsraum entlang 1. und 2. Achse einer DCA (Abbildung 16)	mittlere gruppierte Zeigerwerte
Ward 4 (dunkelblau)	8	Der Ward-Cluster 4 besteht aus den Sumpfgesellschaften Knopfbinsensumpf, Cypergras-Quellsumpf, aggregiertem Pfeifengras-Schilf-Sumpf, Davallseggensumpf (eine Aufnahme) und der Krötenbinsen-Fahrspur-Gesellschaft.	Ward-Cluster 4 dominiert die rechte Hälfte der Ordination und lädt entlang der 1. Achse sehr hoch. Entlang der 2. Achse zeigt sich ein indifferentes Bild. Er ist deutlich zu anderen Clustern abgegrenzt, streut aber stark innerhalb des Clusters.	L: 7,2 T: 5,4 K: 3,3 F: 7,1 R: 7,1 N: 4,5
Ward 5 (weinrot)	4	Zusammengesetzt aus Aufnahmen der Gesellschaften der Moor-Blaugras-Pfeifengras-Streuwiese und Knopfbinsenwiese. Zusätzlich beinhaltet der Ward-Cluster 5 eine Einzelaufnahme der Bergseggen-Trespenwiese.	Ward-Cluster 5 liegt entlang der 1. Achse vergleichbar mit Ward-Cluster 2, besetzt aber den oberen Teil der Ordination.	L: 7,0 T: 5,6 K: 3,4 F: 5,1 R: 7,4 N: 3,1
Ward 6 (ocker)	8	Ausgenommen einer Aufnahme der Honiggras-Trespenwiesengesellschaft durch Aufnahmen der Furchenschwingel-Trespenböschungsges. charakterisiert.	Besetzt den linken Rand der Ordination und grenzt sich damit von den anderen Clustern ab. Entlang der 2. Achse liegt er zentral. Überlappend mit Ward-Cluster 3. Sehr kompakter Cluster.	L: 7,2 T: 5,8 K: 3,6 F: 3,9 R: 7,3 N: 3,1
Ward 7 (hellblau)	2	Besteht aus 2 Aufnahmen der Davallseggengesellschaft.	Ward-Cluster 7 lädt entlang der 1. und 2. Achse hoch und positioniert sich im rechten oberen Teil der Ordination. Nähe zu Ward-Cluster 4.	L: 7,4 T: 5,1 K: 3,1 F: 7,7 R: 7,8 N: 2,7

3.2.3 Veränderungen der Position einzelner Aufnahmen der ursprünglichen 7 Ward-Cluster

Positioniert sich eine Vegetationsaufnahme zum Untersuchungszeitpunkt 2014/15 in einem anderen Ward-Cluster als die ursprüngliche Aufnahme 1996/97, ist dies ein Indiz für eine starke floristische Veränderung. Um den floristischen Wandel der ursprünglichen Ward-Cluster zu verdeutlichen wurden in Abbildung 18 die ursprünglichen Ward-Cluster durch punktierte Linien umgrenzt. Die Aufnahmen aus 2015/16 wurden durch volle Symbole dargestellt, woraus ersichtlich ist, wie sich der Umfang der Cluster verändert hat bzw. auch wohin sich einzelne Aufnahmen von der ursprünglichen Position entfernt haben. Es gab keine dramatische Verschiebung ganzer Cluster, aber einzelne Aufnahmen haben doch deutlich ihre ursprüngliche Lage verlassen, sodass sie eigentlich einem anderen Cluster zugeordnet werden müssten. Diese Lageveränderungen von Einzelaufnahmen werden im Folgenden beschrieben und führen zum Ausschluss derselben in den weiteren vergleichenden Analysen der Ward-Cluster. Es handelt sich um die Aufnahmen 40, 91, 244 und 259 (Abbildung 18).

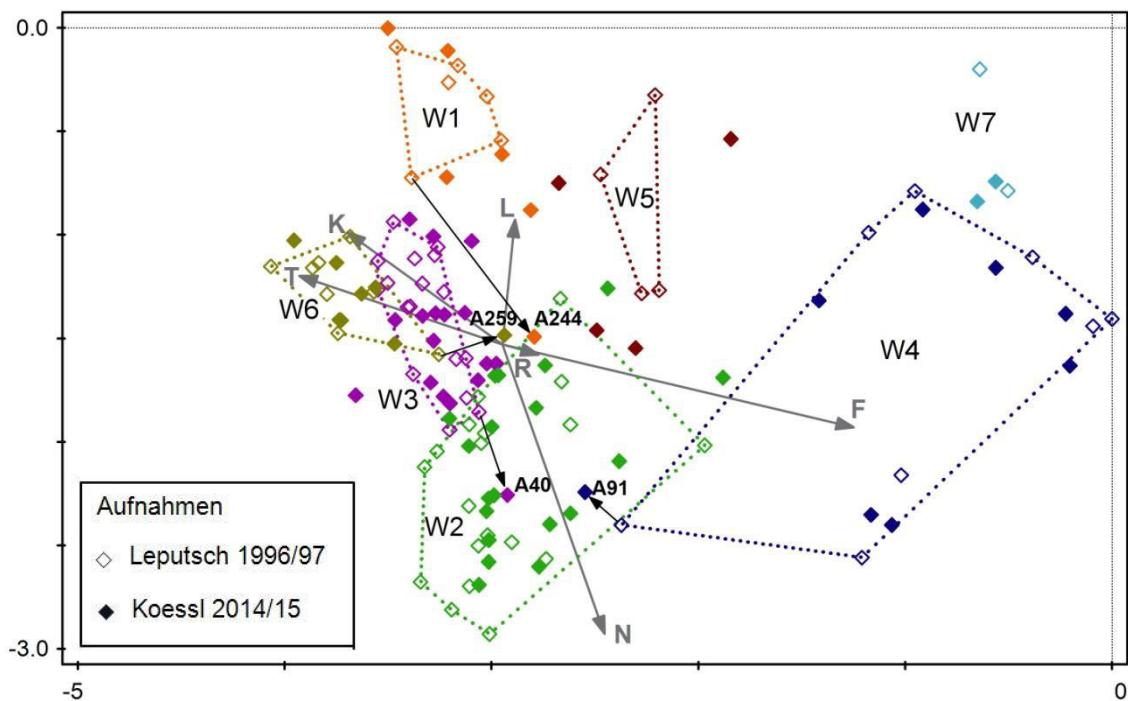


Abbildung 18: DCA des Gesamtdatensatzes mit Ward-Gruppierung der ursprünglichen Aufnahmen von Leputsch 1996/97 (Ward 1-7, mit leeren Symbolen und punktierter Umgrenzungslinie) und den Wiederholungsaufnahmen von Koessl 2014/15 (mit vollen Symbolen derselben Grundfarbe; Farbcodes der Cluster siehe Abbildung 14). Jene Aufnahmen der zweiten Serie, welche den Cluster wechseln, sind durch einen Pfeil charakterisiert. Zeigerwertvektoren sind als beschreibende Umweltvariable hinterlegt.

Die Aufnahme 244 wechselt - jeweils randlich gelegen - vom Ward-Cluster 1 zum Ward-Cluster 2. Das Ausmaß der floristischen Veränderungen der Aufnahme vom Jahr 1997 bis zum Jahr 2014 ist groß.

Aufnahme 40 wechselt vom Ward-Cluster 3 (Randbereich zu 2) zum Ward-Cluster 2 (Zentrum). Eine größere floristische Veränderung dieser Aufnahme zu beiden Erhebungszeitpunkten ist vorhanden.

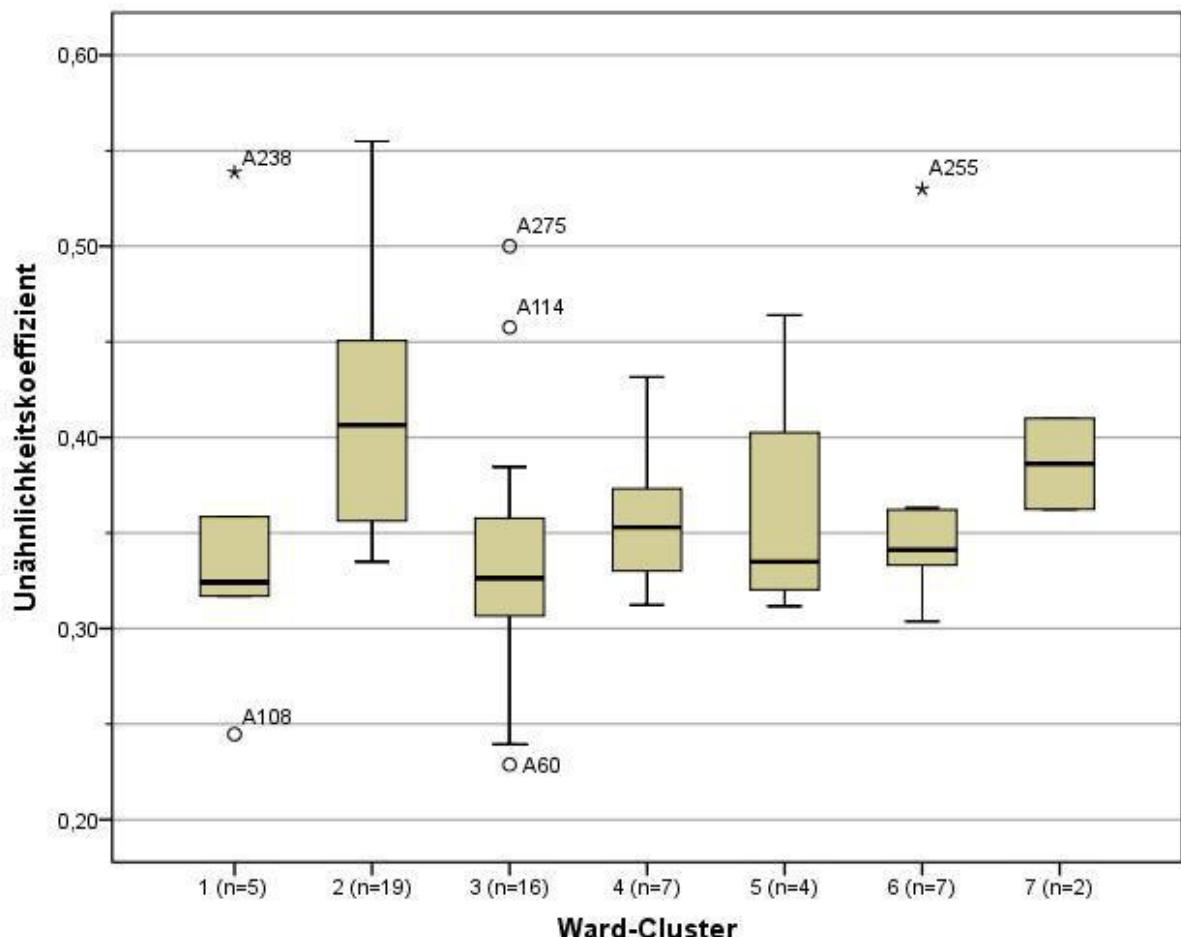
Die Aufnahme 91 wechselt vom Ward-Cluster 4 (Randbereich zu 2) ebenfalls zum Ward-Cluster 2. Die Aufnahmefläche liegt auf einem Wiesenweg und soll die floristisch wertvolle Krötenbinsen-Fahrspur-Gesellschaft abbilden.

Die Aufnahme 259 wechselt schließlich vom Ward-Cluster 6 zum Ward-Cluster 3 (Übergangsbereich zu 2). Bereits die Originalaufnahme liegt im Randbereich ihres Clusters und überschneidet sich stark mit Ward-Cluster 3.

Durch die Herausnahme der 4 Aufnahmepaare ändern sich auch die ursprünglichen Ward-Cluster hinsichtlich Umgrenzungslinie und Cluster-Centroid, sowie die Ordination der DCA. Auch wenn die Verschiebungen unwesentlich gering sind, werden für die folgenden Analysen diese 4 Aufnahmen exkludiert.

3.3 Veränderung einzelner Cluster zwischen 1996/97 und 2014/15

Das arithmetische Mittel der Unähnlichkeitskoeffizienten der paarweisen Aufnahmen schwankt innerhalb der ursprünglichen Ward-Cluster zwischen 0,337 und 0,412. Die Aufnahmen sind sich floristisch umso ähnlicher, je niedriger der von 0 bis 1 skalierte Wert ist. Alle Gruppen zeigen eine ausgeprägte Veränderung der qualitativen und quantitativen Artgarnitur der Aufnahmen zwischen 1996/97 und 2014/15. Die Spannweite der paarweisen Unähnlichkeit der einzelnen Aufnahmen innerhalb der ursprünglichen Cluster ist teilweise sehr groß (Abbildung 19). Dennoch zeigt der Kruskal-Wallis Rangsummentest einen signifikanten Unterschied zwischen den Gruppen ($p = 0,0168$). Keine großen Unterschiede weisen die zwischen 0,357 und 0,367 liegenden mittleren Unähnlichkeitswerte der Ward-Cluster 1, 4, 5 und 6 auf. Ward-Cluster 7 liegt ebenfalls in diesem Bereich, nimmt aber aufgrund der geringen Stichprobengröße eine Sonderstellung ein. Die größte floristische Veränderung der Aufnahmepaare zeigt der Ward-Cluster 2. Den niedrigsten mittleren Unähnlichkeitsindex weist der Ward-Cluster 3 auf.



Ursprüngliche Ward-Cluster	Ward 1	Ward 2	Ward 3	Ward 4	Ward 5	Ward 6	Ward 7
Mittlerer Unähnlichkeitskoeffizient der Aufnahmepaare	0,357	0,412	0,337	0,358	0,361	0,367	0,386

Abbildung 19: Mittlere floristische Unähnlichkeit der Aufnahmepaare innerhalb der Ward-Cluster (Unähnlichkeitskoeffizient: 1 – Massengemeinschaftskoeffizient nach MOTYKA mit Datentransformation $x^{0,25}$; Boxplot mit Median und 25–75 % Percentil; Tabelle mit arithmetischem Mittel)

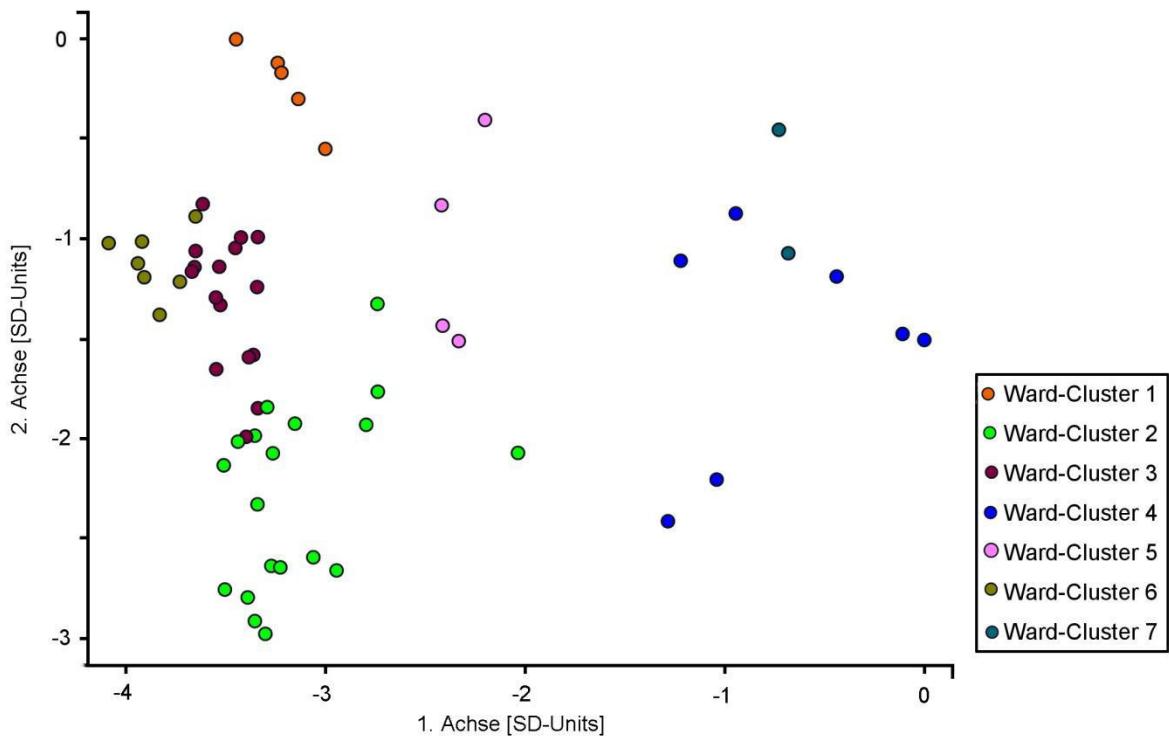


Abbildung 20: DCA des um die Aufnahmen 40, 91, 244 und 259 reduzierten Datensatzes von Leputsch 1996/97 mit Farbcodierung der Ward-Cluster 1-7.

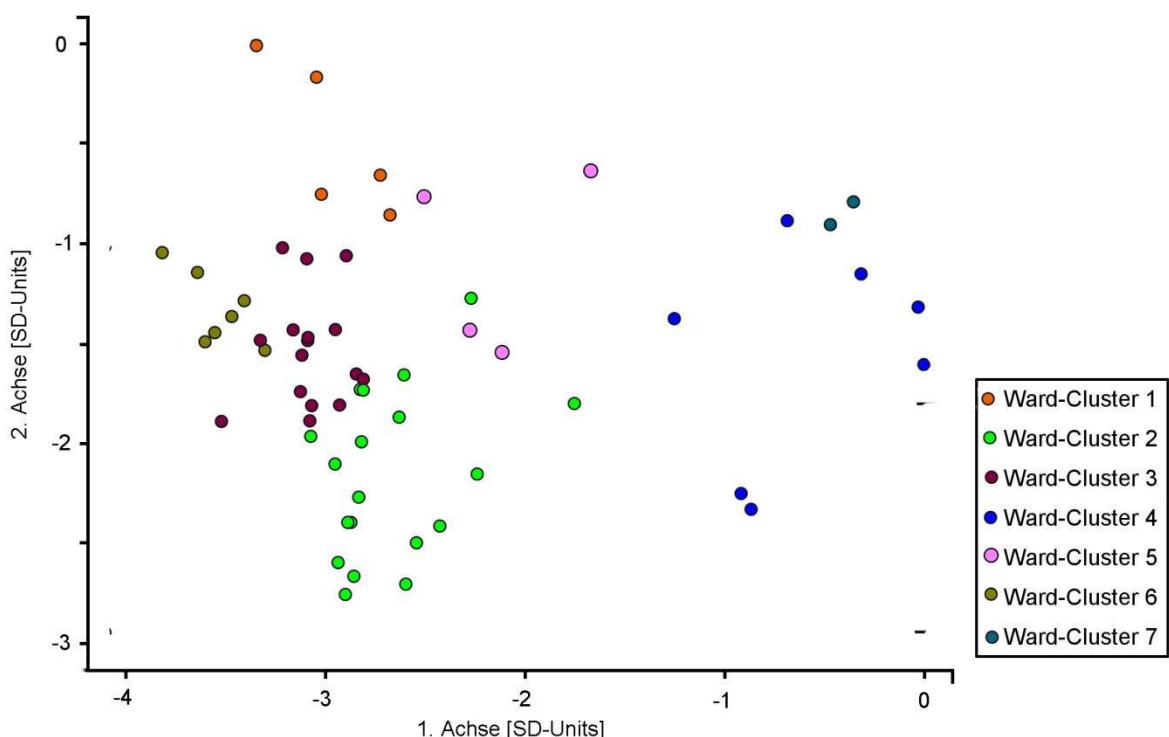


Abbildung 21: DCA des um die Aufnahmen 40, 91, 244 und 259 reduzierten Datensatzes von Koessl 2014/15 mit Farbcodierung der Ward-Cluster 1-7 (Klassifikation der Leputsch Aufnahmen).

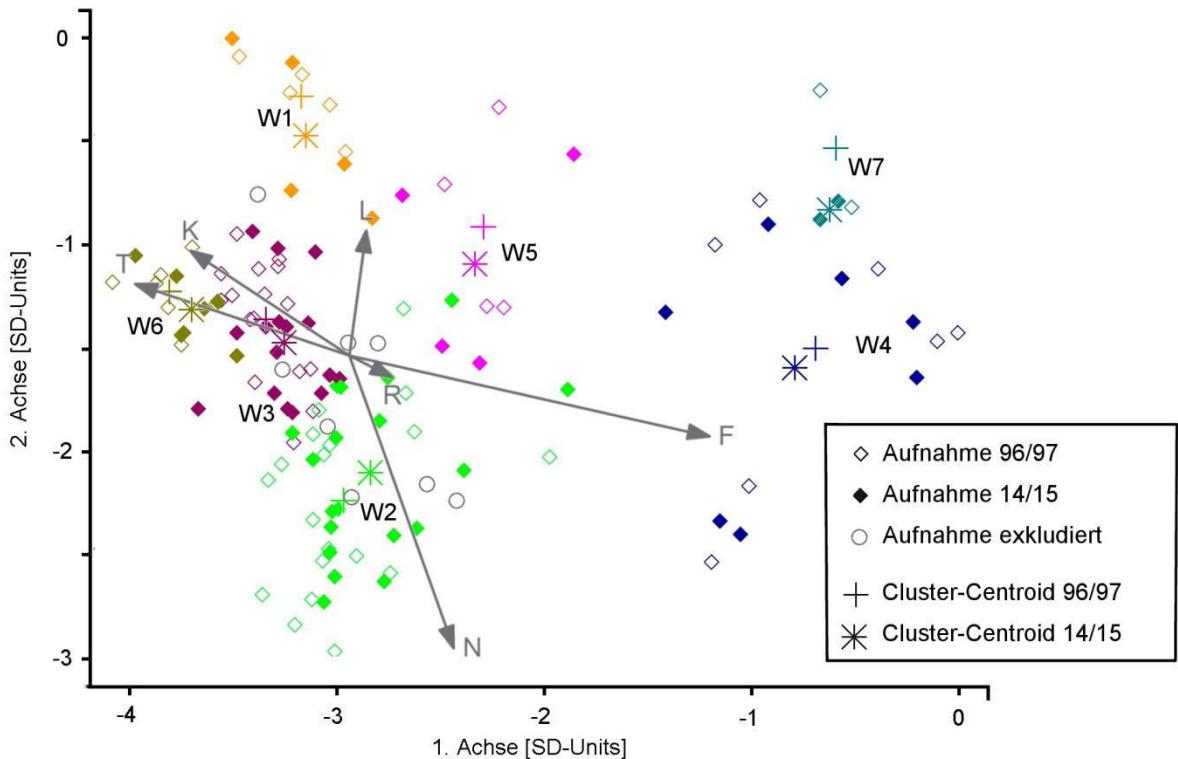


Abbildung 22: DCA des um die Aufnahmen 40, 91, 244 und 259 reduzierten Gesamtdatensatzes mit Farbcodierung der Ward-Cluster 1-7 nach den Farbcodes in Abbildung 15 und unterschiedlicher Symbolzuordnung des Aufnahmejahres. Clusterzentren in den jeweiligen Farben der Original-Cluster und getrennt nach Aufnahmejahr (+ für Aufnahmen aus 1996/97; * für Aufnahmen aus 2015/16). Zeigerwertvektoren sind als beschreibende Umweltvariable hinterlegt.

Die Clusterzentren der Ward-Cluster 1 bis 7 bewegen sich von den Randbereichen der Ordination in Richtung Zentrum des Gesamt-Datensatzes (Abbildung 22) und weisen unterschiedlich große Lageveränderung auf (Tabelle 13). Der Vergleich von Abbildung 20 und Abbildung 21 zeigt eine kompaktere Abgrenzung der Cluster zum Ersterhebungszeitpunkt 1996/97.

Tabelle 13: Centroid-Shift und mittlere Länge der Sukzessionspfeile zwischen den Aufnahmepaaren einer DCA des in Abbildung 22 reduzierten Datensatzes entlang der ersten beiden Hauptachsen. Einheit in SD-Units (Einheiten der Standartabweichung)

	Centroid-Shift			mittlere Länge der Sukzessionspfeile zwischen Aufnahmepaaren
	1. Achse	2. Achse	beide Achsen	
Cluster 1	0,025	0,185	0,187	0,301
Cluster 2	0,136	0,132	0,189	0,268
Cluster 3	0,087	0,114	0,143	0,248
Cluster 4	0,099	0,093	0,136	0,226
Cluster 5	0,042	0,185	0,189	0,305
Cluster 6	0,103	0,085	0,133	0,202
Cluster 7	0,030	0,298	0,299	0,349

Auf die Entwicklungen der einzelnen Cluster, sowie auf die vergleichende Übersicht der Verlagerungen der Clusterzentroide und der Aufnahmepaare in Tabelle 13 und der mittleren Zeigerwerte in Tabelle 14 wird im nachfolgenden Teil detailliert eingegangen.

Tabelle 14: Mittlere Zeigerwerte (L, T, K, F, R, N) der Ward-Cluster 1-7 für die beiden Aufnahmehäufigkeiten 1996/97 und 2014/15.

Mittl. ZW	mL		mT		mK		mF		mR		mN	
Jahr	96/97	15/16	96/97	15/16	96/97	15/16	96/97	15/16	96/97	15/16	96/97	15/16
Cluster 1	7,1	7,0	5,7	5,7	3,3	3,4	4,2	4,3	5,9	6,4	2,5	3,0
Cluster 2	7,0	7,0	5,6	5,6	3,3	3,3	5,1	5,2	6,9	6,9	4,7	4,8
Cluster 3	7,0	7,0	5,7	5,7	3,4	3,3	4,4	4,6	7,0	7,0	3,5	3,6
Cluster 4	7,2	7,1	5,4	5,3	3,2	3,2	7,4	7,2	7,2	7,2	4,5	4,7
Cluster 5	7,0	7,0	5,6	5,6	3,4	3,4	5,1	5,1	7,4	7,4	3,1	3,2
Cluster 6	7,2	7,1	5,9	5,8	3,7	3,6	3,8	3,9	7,3	7,3	3,0	3,2
Cluster 7	7,5	7,4	5,1	5,3	3,1	3,2	7,7	7,7	7,9	7,3	2,7	3,4

3.3.1 Veränderungen Ward-Cluster 1

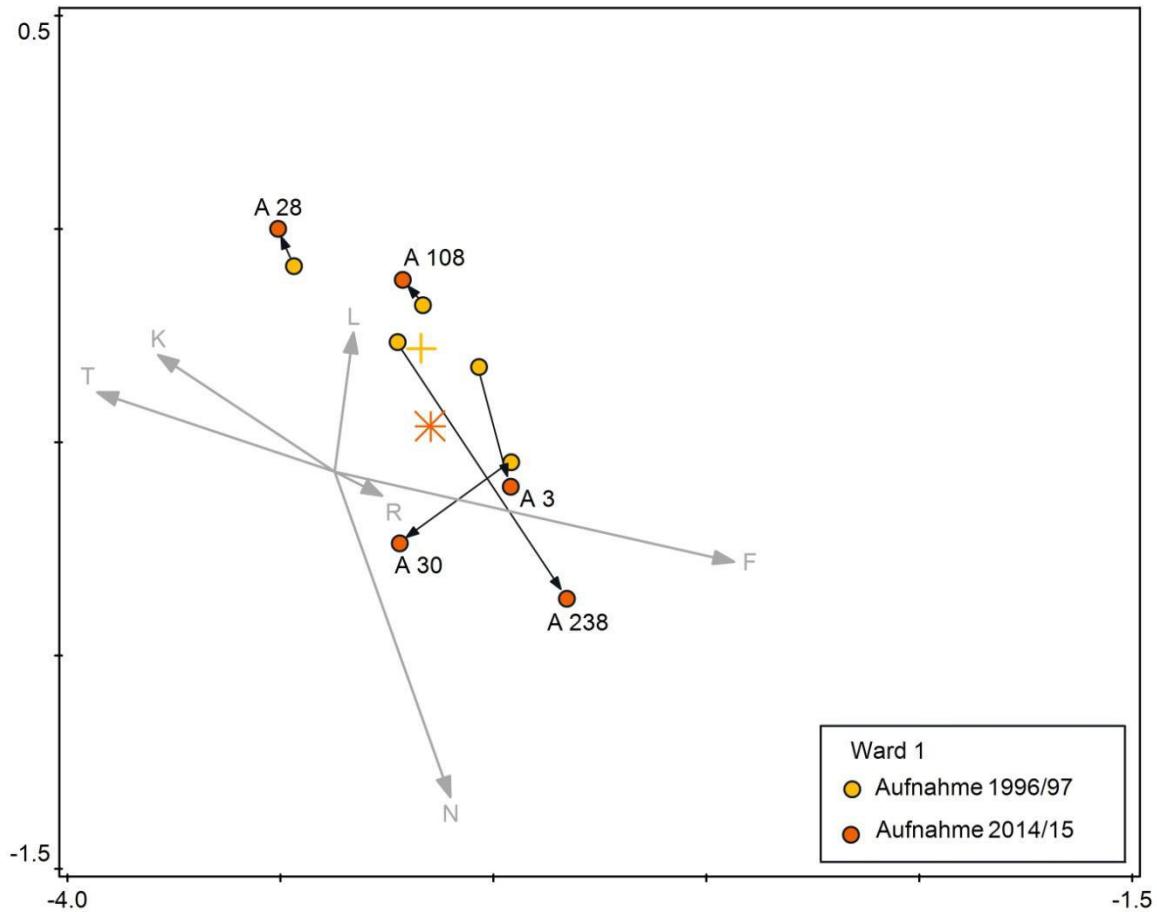


Abbildung 23: Lage der Zentroide (Kreuze) und Aufnahmen (Punkte) des Ward-Clusters 1 im entsprechenden Ausschnitt des Ordinationsraumes aus Abbildung 22. Zeigerwertvektoren als beschreibende Umweltvariablen hinterlegt.

Ein in Tabelle 13 ersichtlicher Centroid-Shift von 0,187 SD-Units, der sich vor allem entlang der 2. Achse ausprägt, weist auf eine erhebliche floristische Veränderung der Aufnahmen zwischen den beiden Erhebungszeitpunkten hin. Jedoch zeigt sich keine allgemein gerichtete signifikante Veränderung entlang einer der beiden Hauptachsen der Ordination. Die Länge der Sukzessionspfeile und damit das Ausmaß der Lageveränderungen sind sehr unterschiedlich. Die Aufnahmen 238, 3 und 30 zeigen im Ordinationsraum eine sehr deutliche Verlagerung, wobei die ersten beiden Aufnahmen im Vergleich zu 1996/97 vor allem entlang der 2. Achse niedriger laden. Diese ausgeprägte Lageveränderung einzelner Aufnahmen hat die große mittlere Länge der Sukzessionspfeile von 0,301 SD-Einheiten in Tabelle 13 zur Folge.

Die beiden Aufnahmen 238 und 3 sind auch für die deutliche Zunahme der mittleren Nährstoffzahl verantwortlich (Tabelle 14). Die mittlere Reaktionszahl nimmt zu und gibt einen Hinweis auf eine bessere Basenversorgung der Aufnahmestandorte. Die Zunahme der

Nährstoff- und Reaktionszahl ist allerdings aufgrund der zu kleinen Stichprobengröße statistisch nicht abgesichert.

Betrachtet man das Verhalten einzelner Arten zu beiden Aufnahmezeitpunkten (Tabelle 6A–8A), bemerkt man einen leichten Rückgang der für den Bürstlingrasen typischen Graminoiden *Nardus stricta*, *Koeleria pyramidata* und *Carex pilulifera*. Im Detail sind vor allem Aufnahme 3 und 238 davon betroffen. Eine Zunahme im Ward-Cluster 1 verzeichnen die Gräser *Brachypodium pinnatum* und *Agrostis capillaris*. Bei den Kräutern ist *Genista germanica* vollständig von den Aufnahmeflächen verschwunden. *Euphrasia officinalis*, *Hypochoeris radicata* und *Anemone nemorosa* nehmen in ihrer Häufigkeit auf den Aufnahmeflächen zu. Trotz des Rückgangs von *Betula pendula* verzeichnen die Gehölze insgesamt eine Zunahme. *Pinus sylvestris*, *Quercus robur*, *Quercus cerris* und *Malus sylvestris* treten auf den Aufnahmeflächen 2014/15 häufiger auf, als zum Aufnahmezeitpunkt 1996/97. Die Wuchshöhe der Gehölze ist mit max. 10 cm gering.

3.3.2 Veränderungen Ward-Cluster 2

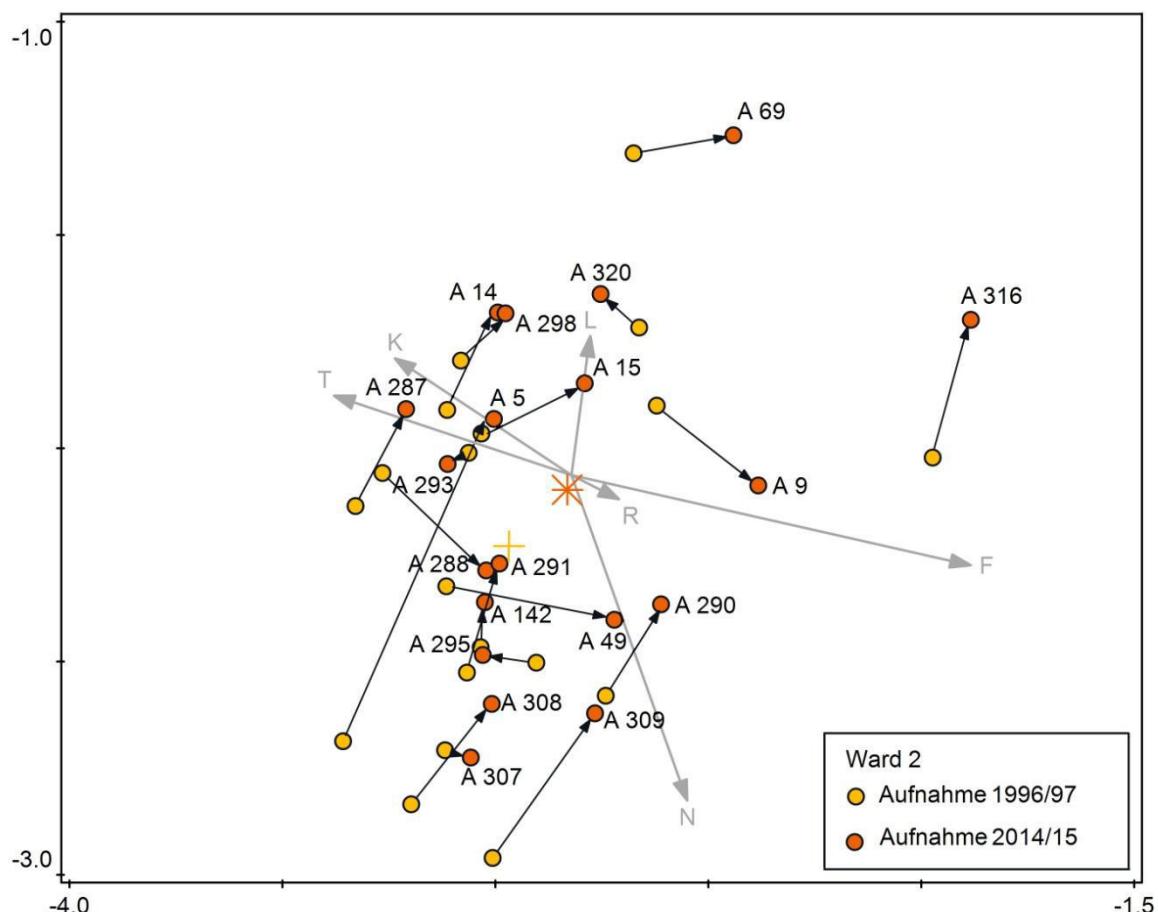


Abbildung 24: Lage der Zentroide (Kreuze) und Aufnahmen (Punkte) des Ward-Clusters 2 im entsprechenden Ausschnitt des Ordinationsraumes aus Abbildung 22. Zeigerwertvektoren als beschreibende Umweltvariablen hinterlegt.

Der Großteil der Aufnahmen des Ward-Clusters 2 lädt 2014/15 entlang der 1. und 2. Achse höher als 1996/97. Diese gerichtete Verlagerung der Aufnahmen aus dem Ward-Cluster 2 ist statistisch signifikant (1. Achse: $p = 0,0008$, 2. Achse: $p = 0,0082$) und führt mit 0,189 SD-Units zu einem deutlichen Centroid-Shift zwischen den beiden Aufnahmejahren (Tabelle 13).

Eine Veränderung der mittleren Zeigerwertzahlen in Tabelle 14 ist hingegen kaum zu beobachten. Die mittlere Nährstoff- und Feuchtezahl nimmt geringfügig zu. Diese Zunahme ist statistisch nicht signifikant.

Die Aufnahmeflächen des Ward-Clusters 2 verzeichneten 2014/15 eine Zunahme ruderaler Arten wie *Potentilla anserina*, *Plantago major*, *Glechoma hederacea*, *Verbena officinalis*, *Rumex crispus*, *Veronica serpyllifolia* oder *Bromus racemosus*. Weiters ist das Auftreten von *Colchicum autumnale* stark gestiegen. Die Gräser *Phleum pratense*, *Agrostis capillaris* *Deschampsia cespitosa*, *Molinia caerulea*, *Brachypodium pinnatum* und *Carex tomentosa* sind zum aktuellen Erhebungszeitpunkt ebenfalls häufiger als 1996/97. *Sisymbrium officinale* wurde 2014/15 auf keiner Aufnahmefläche mehr erhoben und ist von drei Aufnahmeflächen des Ward-Clusters 2 verschwunden (Tabelle 6A–8A).

3.3.3 Veränderungen Ward-Cluster 3

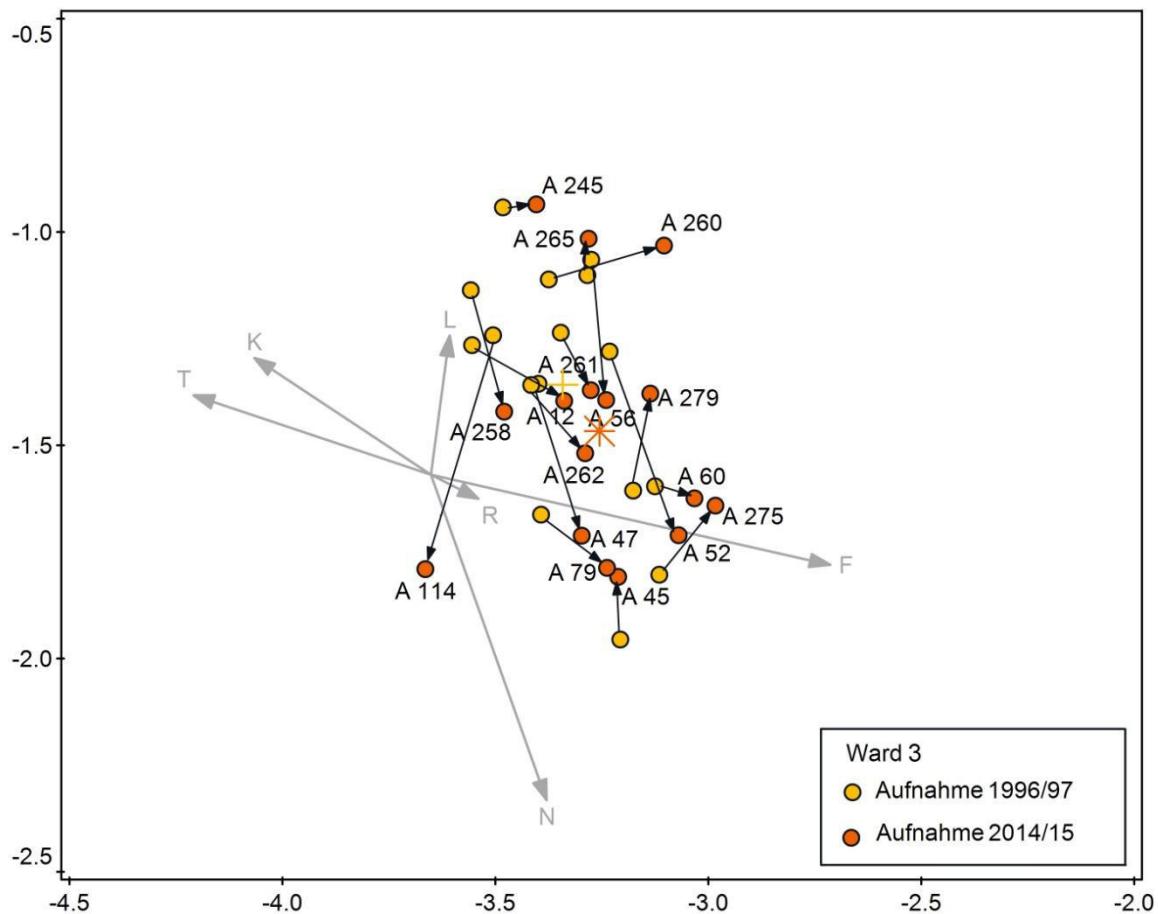


Abbildung 25: Lage der Zentroide (Kreuze) und Aufnahmen (Punkte) des Ward-Clusters 3 im entsprechenden Ausschnitt des Ordinationsraumes aus Abbildung 22. Zeigerwertvektoren als beschreibende Umweltvariablen hinterlegt.

Im Ordinationsraum zeigen die beiden Gruppen des Ward-Clusters 3 vor allem entlang der 1. Achse eine Verschiebung. Ausgenommen der zum Aufnahmezeitpunkt stark verbissenen Aufnahme 114 bewegen sich die Sukzessionspfeile zwischen den Aufnahmepaaren in dieselbe Richtung. Diese gerichtete Lageveränderung ist signifikant ($p = 0,0042$). Die Verschiebung entlang der 2. Achse ist nicht signifikant. Im Vergleich zu anderen Clustern ist die mittlere Länge der Sukzessionspfeile zwischen den Aufnahmepaaren mit 0,248 SD-Units kurz (Tabelle 13). Diese geringen floristischen Veränderungen in diesem Cluster werden durch den verhältnismäßig niedrigen Unähnlichkeitsindex in Abbildung 19 bestätigt.

Die mittlere Feuchtezahl liegt im Vergleich zur Originalaufnahme bei den Aufnahmen 2014/15 um 0,2 höher (Tabelle 14). Der paarweise Vergleich weist einen signifikanten Unterschied aus ($p = 0,0015$). Eine signifikante Abnahme im paarweisen Vergleich zeigt die in absoluten Zahlen um 0,1 gesunkene Kontinentalitätszahl ($p = 0,0076$).

Vergleicht man die Artmächtigkeit einzelner Pflanzenarten (Tabelle 6A–8A) ist die starke Zunahme von *Ranunculus bulbosus* auffällig. Einen leichten Anstieg der Deckungswerte verzeichnen die Gräser *Cynosurus cristatus*, *Briza media*, *Carex flacca*, *Carex hirta* und *Carex tomentosa*. Ebenso nehmen die Kräuter *Leontodon autumnalis*, *Trifolium repens*, *Viola hirta*, *Cruciata laevipes*, *Thymus pulegioides*, *Fragaria viridis* und *Verbena officinalis* zu. *Campanula patula* ist 2014/15 weniger häufig auf den Aufnahmeflächen vorhanden.

3.3.4 Veränderungen Ward-Cluster 4

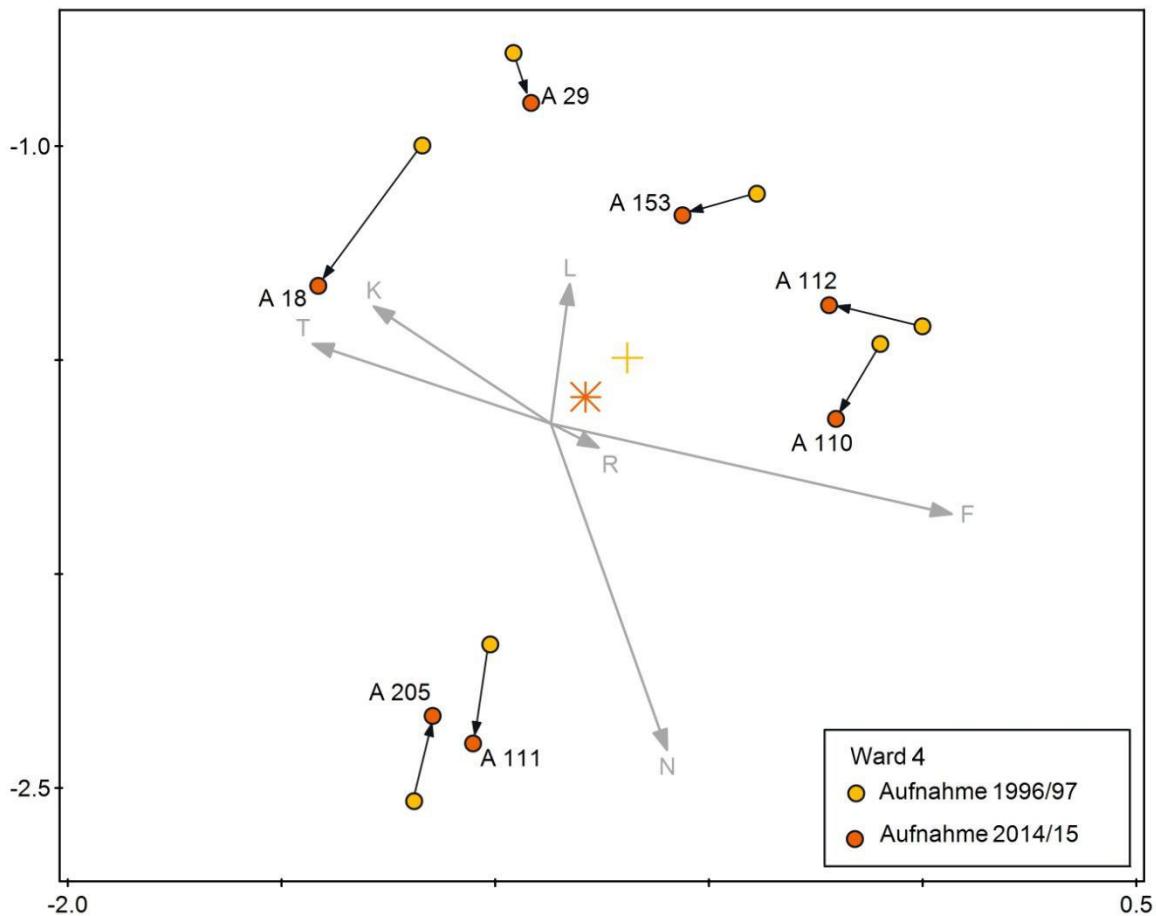


Abbildung 26: Lage der Zentroide (Kreuze) und Aufnahmen (Punkte) des Ward-Clusters 4 im entsprechenden Ausschnitt des Ordinationsraumes aus Abbildung 22. Zeigerwertvektoren als beschreibende Umweltvariablen hinterlegt.

Die Ordination zeigt keine statistisch signifikante und gerichtete Lageveränderung der Aufnahmen im Betrachtungszeitraum. Dadurch ist der Centroid-Shift mit 0,136 SD-Units niedrig. Auch die mit 0,226 SD-Units verhältnismäßig kurze mittlere Länge der Sukzessionspfeile, deutet auf geringe floristische Verschiebungen zwischen den Aufnahmezeitpunkten hin (Tabelle 13). Auffallend ist, dass die Aufnahmen dieses Clusters entlang der beiden Hauptachsen stark streuen. Es handelt sich um den floristischen heterogensten Cluster des gesamten Datensatzes.

Die beiden Gruppenzentren lassen eine Verschiebung nach links unten im Ordinationsraum erkennen, welche statistisch nicht abgesichert ist. Die mittleren Zeigerwerte in Tabelle 14 zeigen eine leichte Abnahme der Feuchtezahl und eine Zunahme der Nährstoffzahl. Die Veränderungen im paarweisen Vergleich sind nicht signifikant.

Die Artendynamik im Ward-Cluster 4 ist mit 26 neu etablierten Arten und 26 verschwundenen Arten sehr hoch (Tabelle 7A und 8A). Mit 23 % sind auffallend viele der verschwundenen Pflanzenarten in der Roten Liste nach NIKLFELD und SCHRATT-EHRENDORFER (1999) gelistet. Darunter befindet sich mit *Chenopodium urbicum* eine Pflanzenart hoher Gefährdungskategorie (Kat. 1). Quantitativ haben *Juncus subnodulus*, *Carex distans*, *Potentilla reptans* eine starke Zunahme und *Agrostis stolonifera*, *Mentha aquatica*, *Ranunculus repens*, *Calamagrostis epigejos*, *Prunella vulgaris*, *Deschampsia cespitosa* und *Poa trivialis* eine leichte Zunahme zwischen beiden Aufnahmezeitpunkten verzeichnet. Die Artmächtigkeit von *Cyperus fuscus* ist leicht zurückgegangen.

3.3.5 Veränderungen Ward-Cluster 5

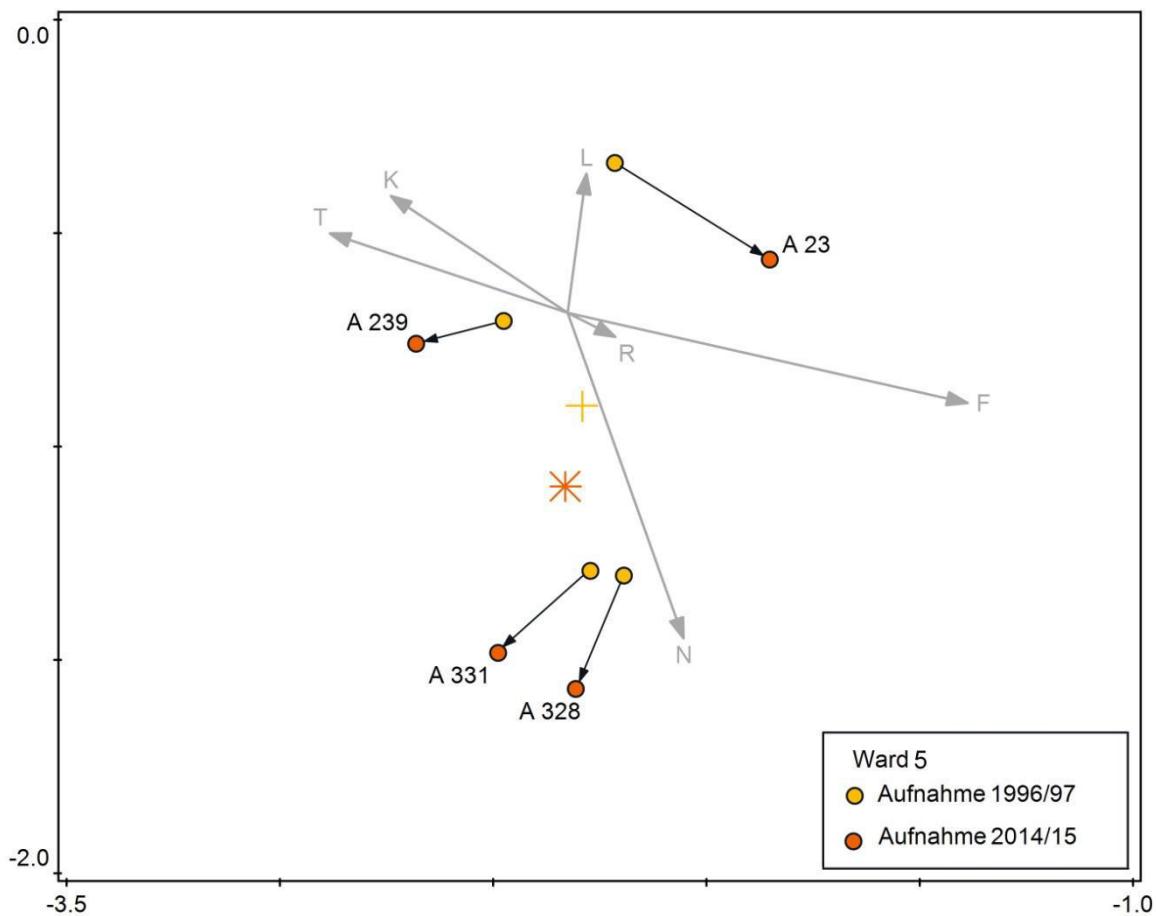


Abbildung 27: Lage der Zentroide (Kreuze) und Aufnahmen (Punkte) des Ward-Clusters 5 im entsprechenden Ausschnitt des Ordinationsraumes aus Abbildung 22. Zeigerwertvektoren als beschreibende Umweltvariablen

Die Aufnahmen des Ward-Clusters 5 bewegen sich vom Zentrum weg, hin zu anderen Clustern. Damit ist der Cluster 2014/15 weniger klar definiert und würde sich vermutlich in einem Datensatz mit ausschließlich aktuellen Aufnahmen nicht ausbilden. Die deutliche Verschiebung der Zentren beider Aufnahmejahre entlang der 2. Achse fällt auf und ist auch für den hohen Centroid-Shift von 0,189 SD-Units ausschlaggebend (Tabelle 13). Aufgrund der geringen Stichprobe sind die Veränderungen in der Ordination nicht signifikant. Die verhältnismäßig langen Sukzessionspfeile mit einer großen mittlere Länge der Sukzessionspfeile von 0,305 SD-Units in Tabelle 13 deutet auf erhebliche floristische Veränderungen zwischen den Beobachtungsjahren hin. Die mittleren Zeigerwerte in Tabelle 14 zeigen keine wesentlichen Unterschiede.

Betrachtet man das Verhalten einzelner Arten (Tabelle 6A-8A) haben *Scorzonera humilis* und *Potentilla erecta* im Vergleich zum Aufnahmezeitpunkt 1996/97 in ihrer Häufigkeit leicht abgenommen. Hingegen sind die Kräuter *Allium carinatum*, *Leontodon hispidus*, *Centaurea jacea*, *Dactylorhiza maculata* und *Pimpinella saxifraga* in den Aufnahmen 2014/15 mit größeren Deckungswerten vorhanden.

3.3.6 Veränderungen Ward-Cluster 6

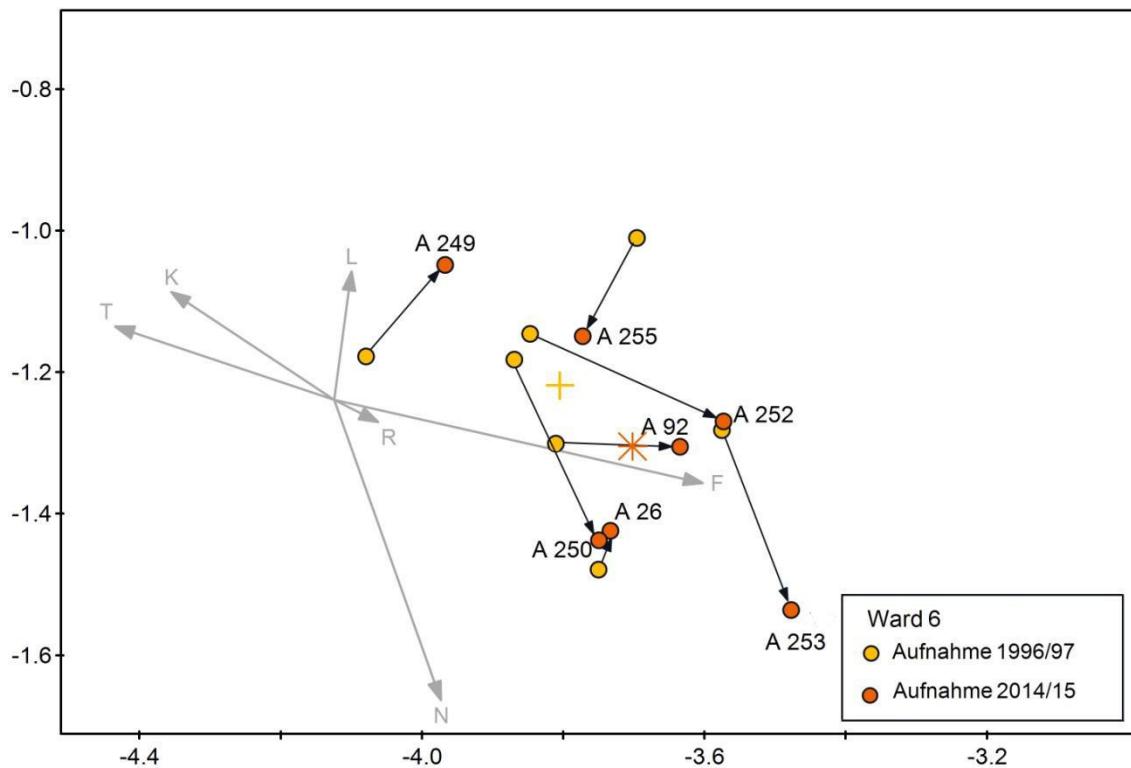


Abbildung 28: Lage der Zentroide (Kreuze) und Aufnahmen (Punkte) des Ward-Clusters 6 im entsprechenden Ausschnitt des Ordinationsraumes aus Abbildung 22. Zeigerwertvektoren als beschreibende Umweltvariablen hinterlegt.

In der Ordination ist eine leichte Verschiebung der Aufnahmen des Ward-Clusters 6 entlang der 1. Achse nach rechts und entlang der 2. Achse nach unten zu erkennen. Der Centroid-Shift ist mit 0,133 SD-Units sehr klein (Tabelle 13). Entlang der 1. Achse laden die Aufnahmen 2014/15 signifikant höher als 1996/97 ($p = 0,0469$). Sie nähern sich dem Ward-Cluster 3 an. Die Verschiebung entlang der 2. Achse ist statistisch nicht abgesichert. Generell ist die floristische Veränderung zwischen den beiden Aufnahmezeitpunkten in diesem Cluster sehr klein. Dies zeigt die niedrige mittlere Länge der Sukzessionspfeile von 0,202 SD-Units in Tabelle 13. Auch die Unähnlichkeitskoeffizienten der Aufnahmen sind mit Ausnahme der Aufnahme 255 sehr niedrig (Abbildung 19).

Es zeigt sich eine geringe Zunahme der mittleren Feuchte- und Nährstoffzahl (Tabelle 14). Dies bestätigt die beobachteten Verschiebungen in der Ordination. Die Unterschiede der beiden Zeigerwerte im paarweisen Vergleich zwischen den Aufnahmezeitpunkten sind aufgrund der vom Trend abweichenden Aufnahme 255 nicht signifikant. Aufgrund der geringen Stichprobe entscheidet das Testverfahren eher konservativ. Es ist zu vermuten, dass eine Erhöhung der Stichprobe zu mehr signifikanten Ergebnissen führen würde.

Die für diesen Cluster typische Pflanzenart *Koeleria pyramidata* hat im Vergleich zur Originalaufnahme in ihren Deckungswerten abgenommen (Tabelle 6A-8A). *Arabis hirsuta* ist aus den Aufnahmeflächen verschwunden. Höhere Deckungswerte als 1996/97 verzeichnen unter anderem die im angrenzenden Ward-Cluster 3 sehr häufigen *Agrostis capillaris*, *Briza media*, *Allium carinatum*, *Leontodon hispidus*, *Ranunculus acris*, *Vicia angustifolia* oder *Trifolium ochroleucon*. Ebenfalls zugenommen haben einige der für diese Cluster charakteristischen Pflanzenarten, wie *Carex caryophyllea*, *Potentilla heptaphylla* und *Salvia pratensis*. Außerdem hat *Brachypodium pinnatum* in den Deckungswerten leicht zugenommen.

3.3.7 Veränderungen Ward-Cluster 7

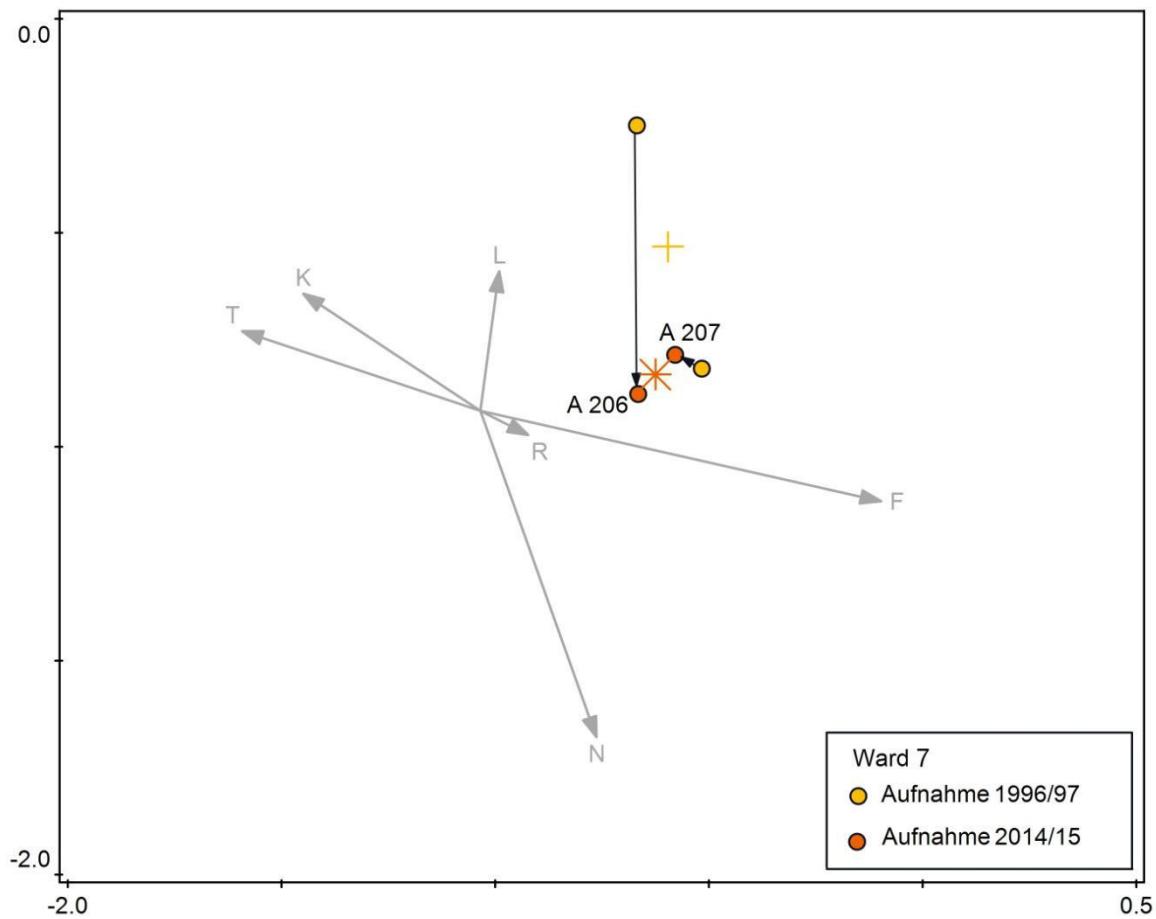


Abbildung 29: Lage der Zentroide (Kreuze) und Aufnahmen (Punkte) des Ward-Clusters 7 im entsprechenden Ausschnitt des Ordinationsraumes aus Abbildung 22. Zeigerwertvektoren als beschreibende Umweltvariablen hinterlegt.

Aufgrund der kleinen Stichprobengröße des Ward-Clusters 7 sind Aussagen zur Veränderung dieses Clusters nur begrenzt möglich. Die beiden Kennzahlen Centroid-Shift (2,99 SD-Einheiten) und mittlere Länge der Sukzessionspfeile (0,349 SD-Einheiten) in Tabelle 13 sind durch die Aufnahme 206 geprägt, welche durch ihre ausgeprägte Verlagerung entlang der 2. Achse erhebliche floristische Veränderungen erkennen lässt.

Betrachtet man die Zeigerwerte in Tabelle 14, sind die Abnahme der Reaktionszahl und der Anstieg der Nährstoffzahl auffallend. Ausschlaggebend für die Veränderung der mittleren Nährstoffzahl ist ebenfalls die Aufnahme 206. Die Reaktionszahl fällt in beiden Aufnahmen ähnlich stark. Um eine trendhafte Entwicklung feststellen zu können, sind jedoch mehr Aufnahmen dieses Clusters notwendig.

Um das Verhalten einzelner Arten im Ward-Cluster 7 beurteilen zu können ist eine größere Stichprobe notwendig, da bereits einzelne abweichende Aufnahmen das Gesamtergebnis zu stark beeinflussen.

4 Diskussion

In der vorliegenden Arbeit wird versucht, die häufigsten Maßstabsebenen zur Analyse vegetationskundlicher Veränderungen (standardisierte Vegetationsaufnahmen nach Braun-Blanquet) über einen Zeitraum von 14 Jahren zu ermitteln. Um die Ersterhebungs- und Zweiterhebungs-Datensätze vergleichbar zu machen wurden die Erstaufnahmen hier formal in einem hierarchisch agglomerativen Clusterverfahren klassifiziert. Die daraus abgeleitete Gruppenbildung der Erstaufnahmen hat sich beim Wiederholungsdatensatz unterschiedlich stark verändert. Großmaßstäbliche Veränderungen können sich im kleinen Maßstab erst nach einigen Jahren abbilden, wenn es sich dabei nur um erratische klonale Ausbreitungsmechanismen oder um zufällige Störungen durch Tiere handelt. Erst wenn die zugrundeliegenden Faktoren länger wirken ist mit einer markbaren floristischen Änderung (species turnover) auf größeren Flächen zu rechnen. Die Änderungsphänomene betreffen somit einzelne Arten und deren Quantitäten auf den einzelnen Probeflächen, oder auch synthetische Veränderungen durch Strukturmerkmale ganzer Cluster.

4.1 Veränderungen innerhalb der Ward-Cluster im Beobachtungszeitraum

Ward-Cluster 1 lässt aufgrund der geringen Stichprobe keine einheitliche, signifikante Entwicklung erkennen. Dennoch nehmen die mittlere Nährstoff- und Reaktionszahl stark zu. Die Nährstoffakkumulation könnte durch fehlenden Biomasseentzug einer teilweise unterbliebenen Mahd erfolgt sein. Die Aufnahmeflächen des Ward-Clusters 1 liegen in Waldrandnähe und laufen Gefahr bei unsauberer Mahd nicht immer mitgemäht zu werden. Dafür sprechen die leichte Zunahme des Brachezeigers *Brachypodium pinnatum* und der Anstieg der Gehölzarten. Aufgrund der niedrigen Aufwuchshöhe der Gehölze ist eine zumindest unregelmäßige Mahd zu vermuten und nicht von einer bereits länger stattfindenden Verbrachung auszugehen. Die mittlere Artenzahl zeigt ebenfalls keinen dafür typischen Artrückgang (2014/15: 57 Arten, 1996/97: 52 Arten). Die Zunahme der mittleren Reaktionszahl wird dahingehend interpretiert, dass an sehr mageren Standorten eine Verbesserung des Nährstoffhaushalts eine Zunahme von Arten mit höheren Ansprüchen an die Basenversorgung bewirkt. Im Ward-Cluster 1 zeigt sich eine stark positive Korrelation zwischen Reaktions- und Nährstoffzahl mit einem Pearson-Korrelationskoeffizient von 0,66 im Aufnahmejahr 1996/97 und 0,48 im Aufnahmejahr 2014/15. Im Gesamtdatensatz ist dagegen nur eine geringe Korrelation der beiden Zeigerwerte festzustellen (Tabelle 7 und Tabelle 8).

Einen besonders starken floristischen Wandel im Ward-Cluster 1 verzeichnen Aufnahme 3 und Aufnahme 238. Der Anstieg der Nährstoffzahl ist in den beiden Aufnahmen besonders hoch und die Abnahme einiger für den Bürstlingrasen typischen Gräser ist aus ökologischer Sicht negativ zu bewerten. Ausschlaggebend für diese Veränderungen könnte der

Schwarzwild einfluss sein. In Aufnahme 3 wurden zum Aufnahmezeitpunkt 2014 frische Wühlschäden und in Aufnahme 238 viele offene Bodenstellen (40 % offener Boden) vermerkt. Durch die Waldrandnähe und möglicherweise vorherrschendem Nahrungsangebot an Eicheln oder Bucheckern auf den Aufnahmeflächen könnten Bürstlingrasen im Lainzer Tiergarten attraktiv für Wildschweine und durch zu hohen Schwarzwildbestand gefährdet sein. Vergleicht man die Frühjahrsbestände des Schwarzwildes, ist der geschätzte Bestand 2015 niedriger als 1997. Eine dennoch erhöhte Wühltätigkeit auf diesen Flächen könnte durch die starke Reduktion der Fütterung in den letzten Jahren verursacht sein. Die Wildschweine weichen dadurch vermehrt auf Wiesenflächen aus.

Hinter dem Clusterwechsel von Aufnahme 244 von Cluster 1 zu Cluster 2 (Abbildung 18) wird eine Abweichung von der Originalaufnahmefläche vermutet. Bei der Neu-Aufnahme wurde eine starke Störung der Aufnahmefläche vermerkt (Wühltätigkeit der Wildschweine) und die Notiz, dass aufgrund der Störung etwas von der Originalaufnahmefläche in Richtung der von Leputsch kartierten Rotschwingel-Goldhaferwiese abgewichen wurde. Es ist zu vermuten, dass die Abweichung von der Originalaufnahmefläche die Ursache für den starken floristischen Wandel ist. Auf eine Veränderung der Standortverhältnisse oder Bewirtschaftung kann daher auf Grundlage dieser Aufnahme nicht geschlossen werden.

Die Aufnahmen des Ward-Clusters 2 zeigen eine starke floristische Veränderung mit einer Verlagerung entlang der 1. Achse in der Ordination. Die Zeigerwerte indizieren keine besondere Veränderung der Standortparameter (Tabelle 14). Möglicherweise zeigen sich die Auswirkungen eines geänderten Mahdregimes. Aktuell werden die Wiesen des Lainzer Tiergartens Anfang bis Mitte Juli gemäht. Aufgrund der hohen Produktivität der Wiesentypen des Ward-Clusters 2 bei einmaliger Mahd (KARRER 2011) ist zu vermuten, dass diese vor 1996/97 früher gemäht wurden, da die Futterqualität damals im Vordergrund stand. Die im Untersuchungszeitraum stattgefundene Zunahme der Gräser *Agrostis capillaris*, *Deschampsia cespitosa*, *Molinia caerulea*, *Brachypodium pinnatum* und *Carex tomentosa*, welche von einer späten Mahd profitieren würden, bestätigt diesen Eindruck. Dadurch ist eine floristische Annäherung an die spät gemähten Pfeifengraswiesen erfolgt, auch wenn typische Feuchtezeiger fehlen. Die auffällige Zunahme von *Colchicum autumnale* kann ebenfalls auf eine Verschiebung des Schnittzeitpunktes zurückzuführen sein, da die Pflanze ab Mitte Juni zur Samenreife kommt (JUNG et al. 2011). Zusätzlich erfolgt durch den Transport des Mähgutes eine Verschleppung der Samen aus den zu dieser Zeit gerade vollreifen und geöffneten Kapseln.

Die hohe Zahl an Ruderalpflanzen in den Aufnahmen des Ward-Clusters 2 zeigt die starke Wühltätigkeit der Wildschweine auf diesen gut nährstoffversorgten, tiefgründigen Flächen. Aufgrund der Zunahme der Ruderalstrategen in den Aufnahmejahren 2014/15 lässt sich auf eine höhere Wühltätigkeit als im Jahr 1996/97 schließen.

Der überwiegend aus Trespenwiesen bestehende Ward-Cluster 3 zeigt eine schwach ausgeprägte Zunahme der mittleren Feuchtezahl mit einer mäßigen Verschiebung der Aufnahmen in der Ordination entlang dem Feuchtegradienten. Ausgenommen die floristische Entwicklung von Aufnahme 40, welche aufgrund eines Clusterwechsels zwischen den Aufnahmejahren aus dem Datensatz exkludiert wurde (Abbildung 18), indiziert eine starke Veränderung der mittleren Feuchtezahl ($F 4,5 \rightarrow 5,4$) in Verbindung mit Veränderungen weiterer Standortparameter ($R 7,4 \rightarrow 6,6, N 4,1 \rightarrow 4,9$). Die Niederschlagssummen haben im Vergleich beider Untersuchungszeiträume nicht zugenommen (Abbildung 5 und Tabelle 1). ($p = 0,0076$). Der signifikante Rückgang der Kontinentalitätszahl in diesem Cluster fällt mit 0,1 Einheiten sehr gering aus. Zusätzlich zeigt ein genauer Blick auf die Differenzen der Aufnahmepärchen, dass sich die Kontinentalitätszahl bei 1/3 der Aufnahmen nicht verändert. Dies spricht für die Beibehaltung der Nullhypothese trotz niedrigem p-Wert von 0,0076. Der Ähnlichkeitsindex weist die niedrigste floristische Veränderung für diese Klasse aus. Das Verhalten einzelner Arten gibt keinen Hinweis auf Nährstoffakkumulation oder Verbrachungstendenzen. Wildeinfluss durch Fraßspuren ist auf einigen Aufnahmeprotokollen vermerkt. Die Wühltätigkeit durch Schwarzwild ist mit durchschnittlich 97 % Vegetationsbedeckung auf den Aufnahmeflächen jedoch gering und es ist keine Zunahme von Ruderalstrategen erkennbar. Die Artenzahl ist von durchschnittlich 56 Pflanzenarten auf 62 Pflanzenarten leicht gestiegen. Der ökologische Zustand ist weiterhin sehr gut. Die Trespenwiesen verhalten sich jedenfalls insgesamt eher konservativ.

Trotz des großen Artenwechsels zeigt der Ward-Cluster 4 keine einheitliche Entwicklungstendenz. Da die Aufnahmen dieses Clusters stark durch den Wasserhaushalt geprägt sind, kann die leichte, nicht signifikante Zunahme der mittleren Feuchtezahl aber bereits ein Hinweis auf die Veränderung der Artenzusammensetzung in Richtung anspruchsvollerer Arten sein. Die geringe Stichprobengröße und der wenig kompakte Cluster verbunden mit den sehr unterschiedlichen Artansprüchen innerhalb des Clusters lassen keine detaillierteren Aussagen zu. Betrachtet man die Veränderung der Artquantitäten ist eine Zunahme der störungstoleranten Arten *Potentilla reptans*, *Ranunculus repens*, *Prunella vulgaris* oder *Poa trivialis* auffällig. Dies spricht für eine zunehmende Wühltätigkeit auf diesen Flächen und eine damit verbundene hohe kleinräumige Vegetationsdynamik in diesem Cluster. Die hohe Artenwechselrate (species turnover) bestätigt dies (siehe Vegetationstabellen 7A–8A). Auffällig ist zusätzlich der überproportional starke Rückgang von Rote-Liste-Arten. Für das Verschwinden der anuellen Art *Chenopodium urbicum* mit der Gefährdungskategorie 1 können gering abweichende Witterungsbedingungen dazu führen, dass diese Art zum Erhebungszeitpunkt nicht aufgefunden wurde, obwohl davon auszugehen ist, dass diese Art in der Diasporenbank des Bodens vorhanden ist. Unsicherheiten in der Wiederauffindung der Originalfläche und mögliche Abweichungen bei der Pflanzenbestimmung durch zwei

verschiedene BearbeiterInnen erschweren die Interpretation. Zusätzlich können bei lediglich je einer Aufnahme am Beginn und einer am Ende der Zeitreihe stochastische Ereignisse nicht ausgeschlossen werden. Außerdem ist davon auszugehen, dass bei einer subjektiven Auswahl der Originalaufnahmeflächen vor Ort floristische Raritäten bevorzugt abgebildet werden (DIEKMANN et al. 2007, MICHALCOVA et al. 2011). Durch die im Voraus annähernd determinierte Lage der Aufnahmeflächen bei der Wiederholungsaufnahme, war der subjektive Entscheidungsspielraum geringer.

Besonders berücksichtigt werden muss Aufnahme 91, welche aufgrund eines Ward-Cluster-Wechsels zwischen den Erhebungszeitpunkten aus dem Datensatz exkludiert wurde (Abbildung 18). Die Artenliste aus 2014 zeigt, dass zwar typische Pflanzenarten der Krötenbinsen-Fahrspur-Gesellschaft vorhanden sind, aber auch Pflanzenarten in der Aufnahmefläche vorkommen, welche der umliegenden Goldhafer-Wiesenschwingewiese zuzuordnen sind. Möglicherweise hat die Intensität des Befahrens des Weges nachgelassen und eine abnehmende Bodenverdichtung und weniger offene Bodenstellen durch Schädigungen der Grasnarbe zur Folge. Dadurch konnten sich typische Wiesenarten etablieren. Gegen die These der Bodenverdichtung spricht die Feuchtezahl, welche im betrachteten Zeitraum keine Abnahme zeigt ($F 5,1 \rightarrow 5,3$). Es ist auch möglich, dass die Aufnahmefläche 2014/15 nicht eng genug abgegrenzt wurde. Für genauere Aussagen müssten Untersuchungen der Bodenkennwerte und Erhebungen zur Häufigkeit der Wegenutzung stattfinden.

Der Ward-Cluster 5 scheint 2014/15 weniger klar abgegrenzt als 1996/97. Aufgrund der kleinen Stichprobe ist weder ein Trend aus den Zeigerwerten, noch aus der Ordination oder dem Verhalten einzelner Arten abzulesen.

Die von Leputsch der Furchenschwingel-Trespenböschungsgesellschaft zugeordneten Aufnahmen des Ward-Clusters 6 haben sich zwischen 1996/97 und 2014/15 floristisch etwas der Ward-Klasse 3 angenähert. Sowohl die Ordination, als auch das Verhalten einzelner Arten wie *Agrostis capillaris*, *Leontodon hispidus*, *Ranunculus acris*, *Vicia angustifolia* oder *Trifolium ochroleucon* bestätigen dies. Die für diesen Cluster charakteristischen Arten sind dennoch in gleichbleibenden bzw. leicht gestiegenen Quantitäten vorhanden. Außerdem ist das absolute Ausmaß der floristischen Veränderung sehr gering. Feuchte- und Stickstoffzahl zeigen einen leichten Anstieg, der aufgrund der niedrigen Stichprobengröße statistisch nicht abgesichert ist. Die starken floristischen Veränderungen der ursprünglich im Ward-Cluster 6 gelegenen und nun exkludierten Aufnahme 259 wurden vermutlich durch Veränderung der Nährstoffzahl ($N 3,4 \rightarrow 3,8$) ausgelöst. Durch einen Versatz der Wiederholungsaufnahme aufgrund des Versuchszaunes (ca. 8m nach Osten) werden Unterschiede im Kleinrelief mit einer kleinräumig andere Nährstoffakkumulation als Ursache für die Verschiebung vermutet.

Im Gegensatz zu diesem Einzelphänomen, werden die geringen floristischen Veränderungen im Ward-Cluster 6 auf ein geändertes Mahdregime zurückgeführt. Die Angleichung der Schnittzeitpunkte hat eine frühere Mahd des Ward-Clusters 6 zur Folge. Dadurch werden jene Pflanzenarten, welche einen frühen Schnitt besser ertragen, gefördert. Die standörtlichen Unterschiede der beiden Cluster sind weiterhin floristisch deutlich manifestiert. Eine sich abzeichnende Zunahme der Stickstoffzahl könnte durch eine unsaubere Mahd in den Randbereichen verursacht sein. Die Aufnahmen des Ward-Clusters 6 liegen meist an den Wiesenrändern (v.a. Wegränder) und damit könnte der im Ward-Cluster 1 beschriebene Effekt hier ebenfalls auftreten. Dafür spricht, dass *Brachypodium pinnatum* in den Deckungswerten leicht zunimmt. Starker Schwarzwildeinfluss scheint nicht gegeben zu sein.

Allgemeine Aussagen zu Veränderungen innerhalb des Ward-Clusters 7 sind aufgrund der zu kleinen Stichprobe nicht möglich. Die starke Verschiebung von Aufnahme 206 könnte auf Schwierigkeiten in der Auffindung der Originalfläche zurückzuführen sein.

4.2 Veränderung der mittleren Nährstoffzahlen der Wiesen

Aufgrund fehlender Bodenanalysen erfolgt ausschließlich eine indirekte Bioindikation über die ökologischen Zeigerwerte. Nach ELLENBERG (1992), BÖCKER et al. (1983) und ENGLISCH und KARRER (2001) sind Unterschiede in den gemittelten Zeigerwerten von Aufnahmen mit durchschnittlicher bis hoher Artenzahl erst ab einem Unterschied von 0,2 Stufen wert behandelt zu werden. Die mittlere Nährstoffzahl des gesamten Datensatzes nimmt signifikant von 3,8 auf 4,0 zu (Abbildung 12). Tabelle 15 zeigt diese Entwicklung hin zu einer besseren Nährstoffversorgung in allen Ward-Clustern. Zusätzlich haben sich zwischen beiden Datensätzen die Korrelationen der Nährstoffzahl mit der Kontinentalitätszahl und der Nährstoffzahl mit der Reaktionszahl verändert (Tabelle 7 und Tabelle 8). Auch wenn die Korrelationskoeffizienten nur mit Blick auf die zugehörigen Streudiagramme interpretiert werden können und ein linearer Zusammenhang bei den vorliegenden Daten nicht immer gegeben ist, werden diese Verschiebungen dahingehend interpretiert, dass die Veränderung des Nährstoffhaushalts Verschiebungen in den Abhängigkeiten der beiden Zeigerwerte verursacht hat.

Es ist daher nicht wie vermutet aufgrund der seit 2000 unterbliebenen Düngung eine Aushagerung im Untersuchungszeitraum erfolgt. Im Gegenteil ist eine Zunahme des mittleren Nährstoffzeigerwertes zu beobachten.

Tabelle 15: Mittlerer ökologischer Zeigerwert der Nährstoffversorgung zu den Untersuchungszeitpunkten 1996/97 (N_{96/97}) und 2014/15 (N_{14/15}) für die Aufnahmen des Gesamtdatensatzes sowie der Ward-Cluster 1–7

	Gesamt	Cluster 1	Cluster 2	Cluster 3	Cluster 4	Cluster 5	Cluster 6	Cluster 7
N _{96/97}	3,8	2,5	4,7	3,5	4,5	3,1	3,0	2,7
N _{14/15}	4,0	3,0	4,8	3,6	4,7	3,2	3,2	3,4

Die Entwicklung des Nährstoffhaushaltes auf den Wiesen folgt den Ergebnissen der eingezäunten Versuchsflächen im Lainzer Tiergarten von ANGERINGER (2007). Die zwischen 1999 und 2006 jährlich entnommene Biomasse bewirkt keine Aushagerung der Versuchsflächen (KARRER 2011). Bei den Fettwiesen ist zusätzlich ein signifikanter Anstieg der Biomasse zu verzeichnen. Auch wenn in den ersten Jahren der Effekt der Zäunung und damit der Wegfall der Äsung des Wildes und der Wühlaktivität der Wildschweine ausschlaggebend sein wird, scheint es, dass die nährstoffreicheren Vegetationstypen im Lainzer Tiergarten aufgrund der „hohen natürlichen Ertragsleistung des Bodens“ einen Schnitt im Jahr ohne Nährstoffrückgänge vertragen. Diese Einschätzungen von ANGERINGER (2007) können auf Basis der vorliegenden Ergebnisse bestätigt werden.

Zusätzlich müssen weitere Formen des Stickstoffeintrages berücksichtigt werden. Betrachtet man die Stickstoffdeposition über die Luft im Untersuchungsgebiet zeigen sich zwar sehr hohe Depositionswerte bis ca. 2003, danach ist aber ein Rückgang zu verzeichnen. Für 1997 werden für Wien noch zwischen 34–40 kg N/ha und Jahr angegeben (PAUMANN et al. 1997). Eine aktuelle Studie (ZECHMEISTER et al. 2014) berechnet auf Basis der Stickstoffkonzentrationen in Moosen für den Biosphärenpark Wienerwald eine Stickstoffgesamtdeposition von 10–18 kg N/ha und Jahr. Jedoch wird darauf verwiesen, dass der Bereich des Lainzer Tiergartens mit dem Dorotheerwald als „Gebiet mit den höchsten Gesamtstickstoffdepositionen“ überproportional hohe Stickstoffdepositionsmengen aufweist. Es ist daher von ungefähr 20 kg N/ha und Jahr für das Gebiet des Lainzer Tiergartens auszugehen. Trotz dieses Rückgangs ist besonders für nährstoffarme Standorte, der Düngungseffekt durch den Stickstoffeintrag über die Luft nicht zu unterschätzen. BOBBINK und HETTELINGH (2011) definieren zum Beispiel für Borstgrasrasen 10–15 kg N/ha und Jahr als kritische Obergrenze (Tabelle 16), ab der naturschutzfachlich negative Veränderungen auf den Ökosystemtyp wahrscheinlich sind. Im Ward-Cluster 1, welcher die Aufnahmen der Borstgrasrasen beinhaltet, zeigt sich ein besonders deutlicher Anstieg des Nährstoffzeigerwertes mit floristischen Veränderungen. Auch DIRNBÖCK et al. (2007) nahmen bei einer Studie betreffend den Stickstoffeintrag in Waldökosysteme des Nationalparks Kalkalpen eine besondere Sensibilität der Bodenflora nährstoffarmer Standorte gegenüber Stickstoffdepositionen an. Diese hat in ihren Untersuchungen eine Veränderung der Artengarnitur bewirkt, welche aber von den geringen Veränderungen mittlerer Standorte überdeckt wurden.

Tabelle 16: Critical loads nach BOBBINK und HETTELINGH (2011) für ausgewählte Ökosystemtypen der EUNIS-HABITAT-Klassifikation und einer Zuordnung zu den Gesellschaftstypen des Lainzer Tiergartens von LEPUTSCH (1997) und der zugehörigen Pflanzengesellschaft

Ökosystemtyp (EUNIS-Habitat-Klassifikation)	Biotoptyp nach LEPUTSCH (1997) mit Pflanzengesellschaft	Critical loads (BOBBINK und HETTELINGH 2011)
nicht mediterraner, saurer bis neutraler Trockenrasen E 1.7	Bürstlingsrasen (<i>Violion caniae</i>)	10–15 kg N/ha * Jahr
kalkreiche Halbtrockenrasen E 1.26	Trespenwiesen (<i>Bromion erecti</i>)	15–25 kg N/ha * Jahr
Heuwiesen der Tieflagen E 2.2	Goldhafer- und Glatthaferwiesen (<i>Arrhenaterethion</i>)	20–30 kg N/ha * Jahr
Feuchtwiesen E 3.51	Pfeifengraswiesen (<i>Molinion</i>)	15–25 kg N/ha * Jahr

Auch im Lainzer Tiergarten scheint dies ähnlich gelagert zu sein, müsste aber durch dichtere Vegetationsaufnahmeintervalle verbunden mit Stickstoffdepositionsmessungen validiert werden. Dennoch kann davon ausgegangen werden, dass die im Untersuchungszeitraum stattgefundene Stickstoffakkumulation durch Deposition aus der Luft Auswirkungen auf den Pflanzenbestand hatte und durch kumulative Effekte zusammen mit anderen stickstofferhöhenden Faktoren zum Anstieg des Nährstoffzeigerwertes beigetragen hat.

Neben dem Nährstoffanstieg aufgrund der Stickstoffdeposition aus der Luft (PAUMANN et al. 1997), des geringen Biomasseentzuges einer einmaligen Mahd und einer hohen natürlichen Produktivität der Böden muss ein noch andauernder Einfluss der bis 2000 stattgefundenen Düngung in Betracht gezogen werden. Eine Studie von STEVENS et al. (2012) zeigt die langanhaltende Wirkung von Düngung auf die Vegetationszusammensetzung. Im Vergleich zur ungedüngten Kontrollfläche weist die Vegetation 15 Jahre nach einer 3-jährigen Düngung erhöhte Nährstoffzeigerwerte auf, obwohl die bodenchemischen Parameter keine Unterschiede mehr zeigen. Ausgenommen davon ist die Behandlungsfläche mit der geringsten Düngermenge von 25 kg N/Jahr und ha. Auch im Lainzer Tiergarten waren die ausgebrachten Düngermengen sehr niedrig, haben jedoch über einen längeren Zeitraum stattgefunden. SMITS (2008) beobachtet allerdings bereits 10 Jahre nach einer mehrjährigen Stickstoffgabe keine Auswirkungen mehr auf die Vegetationszusammensetzung. Es handelt sich aber um ehemals intensiv genutztes, stark gedüngtes Grünland und ist daher nur bedingt vergleichbar mit den nährstoffarmen Biotoptypen im Lainzer Tiergarten.

Neben all diesen Einflussfaktoren müssen die in Tabelle 7 und Tabelle 8 erwähnten Korrelationen des Nährstoffzeigerwertes mit der Feuchtezahl berücksichtigt werden. Ist der limitierende Faktor die Wasserverfügbarkeit, ermöglicht eine bessere Wasserversorgung am Standort den Pflanzen eine erhöhte Nährstoffmobilisation aus dem Boden. Auch wenn dies die jährlichen Niederschlagssummen nicht zeigen, scheinen die Aufnahmeflächen 2014/15 im Lainzer Tiergarten auf Basis der Zeigerwerte besser wasserversorgt zu sein. Möglicherweise ist dies in der interannuellen Variabilität der Niederschlagsverteilung begründet. Ein Teil des über die Zeigerwerte indizierten Nährstoffanstiegs ist daher vermutlich aufgrund einer besseren Wasserversorgung der Standorte im Erhebungsjahr oder im Jahr davor erklärbar.

Zusammenfassend zeigt sich, dass eine vor 14–15 Jahren eingestellte Düngung keine Aushagerung bewirkt, wenn die zuvor erfolgte Düngung extensiv war (Kompostdüngung) und der Biomasseentzug (1 x Mahd) danach gering geblieben ist. Im Gegenteil kommt es vermutlich durch Stickstoffdeposition aus der Luft und einer hohen natürlichen Produktivität des Bodens zu einer besseren Nährstoffverfügbarkeit im Aufnahmejahr 2014/15 im Vergleich zu 1996/97. Man muss aber auch mit der kumulativen Wirkung der ja eigentlich schon viel länger andauernden Wirkung der Luftstickstoff-Immission (seit dem Anstieg des Verkehrs begonnen mit den Nachkriegsjahren) rechnen (PAUMANN et al. 1997, ZUKRIGL 2005).

4.3 Veränderung der mittleren Licht- und Kontinentalitätszahl der Wiesen

Betrachtet man die signifikanten Veränderung der Licht- und Kontinentalitätszahl in Abbildung 12, muss zusätzlich die Korrelation zwischen den Zeigerwerten beachtet werden (Tabelle 7 und Tabelle 8). Die Lichtzahl betreffend tritt die auch bei ENGLISCH und KARRER (2001) erwähnte Korrelation mit der Nährstoffzahl auf. Da die ausgewählten Aufnahmeflächen meist nicht im Randbereich einer Wiese liegen (ausgenommen der Gesellschaftstyp ist schmal und ausschließlich am Rand gelegen, z.B. einige Bürstlingrasen), ist meist kein Beschattungseinfluss durch nah angrenzenden Wald gegeben. Es ist daher nicht davon auszugehen, dass sich die relative Beleuchtungsstärke durch Gehölze auf den Aufnahmeflächen geändert hat. Eine bessere Nährstoffversorgung hat stattdessen eine Verringerung der Lichtzahl durch die Zunahme von konkurrenzkräftigen Gräsern und Kräutern mit bedeutendem Höhenwachstum und damit einhergehender indirekte Bevorzugung von im Unterwuchs koexistierenden, schattentoleranten, kleinwüchsigen, Arten (z.B. *Veronica*-Arten, *Carex flacca*, *Carex montana* oder *Viola hirta*) bewirkt.

Die signifikante Abnahme der Kontinentalitätszahl würde auf eine leichte Verschiebung zu einer Artengarnitur hinweisen, die stärker ozeanisch geprägtes Klima bevorzugt. Die Niederschlagsdaten zeigen keine diesbezügliche Entwicklung. Im Vergleich zur

Erstaufnahme geht die gemittelte Niederschlagssumme der beiden Aufnahmejahre 2014/15 zurück anstatt zu steigen (Tabelle 1). Auffällig ist allerdings der milder Winter in den beiden Aufnahmejahren 2014/15 ($\bar{\Omega} 2,3 \text{ }^{\circ}\text{C}$) im Vergleich zu 1996/97 ($\bar{\Omega} -1,9 \text{ }^{\circ}\text{C}$), welcher Pflanzenarten ozeanischer Prägung in ihrer Performance eher gefördert und damit zu der Abnahme der mittleren Kontinentalitätszahl geführt haben könnte. Zu beachten ist die stark negative Korrelation der Kontinentalitätszahl mit der Nährstoff- und Feuchtezahl, sowie die hohe Korrelation zwischen der Temperatur- und Kontinentalitätszahl. ENGLISCH und KARRER (2001) beschreiben solch eine hohe Korrelation der beiden Zeigerwerte an Trockenrasenstandorten Ostösterreichs. Der Aufnahmepool des verwendeten Datensatzes beinhaltet ebenfalls viele trockene Standorte, weshalb ein ähnlicher Effekt beobachtbar ist.

4.4 Homogenisierung der Wiesen

Die signifikante Annäherung der Aufnahmen aus 2014/15 ins Zentrum der Ordination (Abbildung 13) bedeutet, dass die Aufnahmen im Vergleich mit 1996/97 zum aktuellen Erhebungszeitpunkt zueinander floristisch ähnlicher geworden sind. Der Vergleich beider Datensätze bestätigt dies sowohl die beiden Ordinationen in Abbildung 20 und Abbildung 21, als auch der SD-Einheiten in Tabelle 9 betreffend. Letztere zeigen aber auch, dass das Ausmaß der floristischen Homogenisierung mit 0,5 SD-Einheiten Unterschied eher gering ist.

Wir nehmen an, dass Veränderungen in der Bewirtschaftung diese Homogenisierung verursacht haben. Studien von KLIMEK et al. (2007) und MOOG et al. (2002) zeigen einen wesentlichen Einfluss der Bewirtschaftung auf Artenzusammensetzung und Artendiversität von Graslandbeständen und unterstreichen damit deren Bedeutung. Auch KARRER et al. (2010) nennen den „Einfluss der Nutzung“ als ausschlaggebend für floristische Veränderungen von Wiesen im Ennstal, wobei die „Bewirtschaftungsintensität, gefolgt von der Düngerart und dem Zeitpunkt des 1. Schnittes“ als wesentliche Faktoren ausgemacht werden. Die Bewirtschaftungsintensität hat sich, was die Anzahl der Schnitte betrifft, nahezu nicht verändert. Aktuell sind die Wiesen einschürig und wurden auch 1996/97 meist nur einmal gemäht. Auch die Düngung scheint nicht der entscheidende Faktor zu sein, da, wie Kapitel 4.2 zeigt, die seit 2000 stattgefundene Einstellung der extensiven Düngung mit Kompost keine Aushagerung der Flächen bewirkt hat. Ebenso indiziert der Ward-Cluster 2 mit den am tiefgründigsten und den in der Vergangenheit am stärksten gedüngten Böden durch die Zunahme des Nährstoffzeigerwertes keinen wesentlichen Einfluss der Düngung.

Im Lainzer Tiergarten dürfte vor allem die Verschiebungen der Mahdtermine ausschlaggebend für die floristische Annäherung der Aufnahmen zueinander sein. Einen signifikanten Einfluss des Mähtermins auf die Artenzusammensetzung in nicht gedüngten Wiesenbeständen haben SMITH und JONES (1991) auf 6 Höfen in England nachgewiesen. Keinen Einfluss auf die Artengarnitur durch unterschiedliche Mahdregime haben hingegen

KLIMES et al. (2013) in Trespen- und Pfeifengraswiesen festgestellt. Insbesondere verspätete Mahd im September hatte keine floristischen Verschiebungen bewirkt. Die Bestände wurden lediglich 3 Jahre lang unterschiedlich bewirtschaftet und beobachtet. Über einen längeren Zeitraum von 5 Jahren haben HELLSTRÖM et al. (2006) Auswirkungen verschiedener Mahdregime auf Trockenwiesen im Norden Finnlands untersucht. Es wurden ebenfalls keine wesentlichen Abweichungen in der Artenzusammensetzung der verschiedenen Behandlungsvarianten festgestellt. Jedoch wurde die sehr langsame Vegetationsdynamik aufgrund der kurzen Vegetationszeit und der geringen Diasporenbank im Boden als limitierend angeführt. ANGERINGER und KARRER (2009) stellten fest, dass der Artenwandel in den nährstoffreicher Wiesentypen aber doch rascher verlief als in den mageren trockenen Systemen.

Im Lainzer Tiergarten hat vermutlich die zum Teil sehr späte Mahd, verbunden mit dem einheitlichen Mähzeitpunkt für den Großteil der Flächen, zu dieser Homogenisierung geführt. Die früher stattgefundene zusätzliche Differenzierung durch unterschiedliche Mähzeitpunkte in den verschiedenen Vegetationstypen findet nicht mehr statt. Die Entwicklung einzelner Ward-Cluster bestätigt dies. Vor allem im nährstoffreichen Ward-Cluster 2 verlagert sich durch die gemeinsame Mahd mit anderen Vegetationstypen der Schnittzeitpunkt nach hinten und es sind Verbrachungstendenzen mit Zunahme von Brachezeigern wie *Deschampsia cespitosa*, *Brachypodium pinnatum* oder *Carex tomentosa* zu beobachten. ANGERINGER (2007) spricht sogar davon, dass die nährstoffreichen Vegetationstypen des Lainzer Tiergartens aufgrund der „hohen natürlichen Ertragsleistung des Bodens mehr als einen Schnitt vertragen könnten“. STARZINGER (2001) beobachtet Keimlingsaufkommen und Keimlingsetablierung auf den Versuchsflächen des Lainzer Tiergartens und weist in ihrer Conclusio ebenfalls darauf hin, dass die Bewirtschaftungsintensität der nährstoffreichen Wiesen zu extensiv zu sein scheint, was die Keimlingsmortalität betrifft. In Abbildung 22 zeigt sich jedoch auch ein genereller Centroid-shift aller Cluster Richtung Zentrum, welche zu der beobachteten Homogenisierung des gesamten Datensatzes führt. Neben der späten Mahd nährstoffreicher Wiesen hat vermutlich die unsaubere Mahd mancher Randbereiche zu geringfügigen Verbrachungstendenzen in den oft an Randbereichen gelegenen nährstoffarmen Ward-Clustern geführt. Zusammenfassend scheint es, dass das gemeinsame Auftreten von Brachezeigern in den Aufnahmen zu einer Reduktion der floristischen Unähnlichkeit geführt hat. Zusätzlich hat die bessere Nährstoffversorgung sehr magerer Ward-Cluster zu der Homogenisierung beigetragen. Durch Stickstoffdeposition aus der Luft scheint es zu einer Aufdüngung der sehr mageren Standorte gekommen zu sein. Damit verbunden sind eine Etablierung nährstoffliebender Pflanzen und eine Annäherung an die nährstoffreicher Ward-Cluster.

Inwieweit sich ein unterschiedlicher Einfluss des Wildbestandes und insbesondere die wechselnde Intensität der Wühlaktivität auf die Diversität des Pflanzenbestandes ausgewirkt haben, ist unklar. Generell bewirkt Beweidung einen sehr heterogenen, artenreichen Pflanzenbestand (NOY-MEYR et al. 1989). Die vielen offenen Bodenstellen durch die Wühlaktivität des Schwarzwildes tragen im Lainzer Tiergarten zusätzlich zu einem kleinräumigen Mosaik unterschiedlicher Wuchsbedingungen bei. Eine verstärkte Homogenisierung ist durch veränderten Wildeinfluss vermutlich nicht zu erwarten. Das Beispiel im Ward-Cluster 1 zeigt aber, dass massive Wühlaktivität durchaus zu einer Beeinträchtigung der typischen Artengarnitur führen kann und die Neuetablierung typischer Wiesenarten ermöglicht. Eine genaue Interpretation des Einflusses des Wildbestandes benötigt exakte Wildbestandsdaten und ein Monitoring der Wühlstellen, um ihre Auswirkungen auf die floristische Artenzusammensetzungen der unterschiedlichen Vegetationstypen feststellen zu können. Erste Untersuchungen zu offenen Bodenstellen im Lainzer Tiergarten wurde im Rahmen einer Bachelorarbeit durchgeführt, wobei insbesondere die Erstbesiedlungsdynamik durch Pflanzen in Wühlstellen diskutiert wurde (HUBER et al. 2015). Unbekannt ist der Einfluss der Nachsaat, die den Bauern und Bäuerinnen immer wieder gestattet wurde, insbesondere wenn die Störung der Grasnarbe durch die Wildschweine im Winterhalbjahr sehr stark war.

4.5 Entwicklung der Artendiversität

Die Artendiversität auf den untersuchten Flächen nimmt zwischen beiden Betrachtungsjahren von durchschnittlich 46 auf 55 Pflanzenarten signifikant zu. Der in Kapitel 4.4 beschriebenen Zunahme mancher Brachezeiger steht also keine Abnahme der Artenzahlen gegenüber. Ein genereller Verbrachungsprozess mit einer Abnahme der Artenzahlen, wie von JACQUEMIN et al. (2003) bereits nach 3 Jahren auf einer Weidefläche in Belgien (2003) beobachtet oder wie von BAKKER (1989) in einer Metastudie mehrerer Bracheversuche überwiegend festgestellt, findet im Lainzer Tiergarten nicht statt. Auch erhebliche Streuakkumulation, zum Beispiel in Goldhafer-Wiesenschwingelwiesen, ist auf den aktuellen Aufnahmeprotokollen nicht vermerkt. Die Zunahme der durchschnittlichen Artenzahl pro Aufnahme basiert nicht auf einem Anstieg des gesamten Arteninventars. Hier ist im Gegenteil ein leichter Rückgang von 324 Pflanzenarten 1996/97 auf 310 Pflanzenarten 2014/15 erfolgt. Die Gesamtdiversität des verglichenen Aufnahmesatzes sinkt somit. Die Artenzahlen zwischen den Aufnahmen variieren stark (Abbildung 10). Dies zeigt die große ökologische Spannweite der untersuchten Standorte von artenreichen, mageren Trespenwiesen bis hin zu nährstoffreichen Glatthaferwiesen, sowie artenarmen Sumpfgesellschaften der Davallseggensümpfe. Starke Schwankungen der Artenzahl zwischen den Erhebungszeitpunkten hat ANGERINGER (2007) im Lainzer Tiergarten beobachtet. Im Rahmen seiner Diplomarbeit hat er Artenzahlen von Vegetationsaufnahmen

außerhalb der Versuchszäune verglichen. Zu den Erhebungszeitpunkten 1999, 2002 und 2006 schwanken die Artenzahlen innerhalb einer Aufnahmefläche auf den untersuchten Vegetationstypen (Fettwiesen, Magerwiesen und Streuwiesen) deutlich. Er begründet diese Fluktuationen mit Wildeinfluss. Durch Beweidung und den damit verbundenen wechselnden Störungsintensitäten entsteht ein räumlich sehr heterogenes Vegetationsmosaik (BAKKER et al. 1983; SCHAICH und BARTHELMES 2012). Wühlstellen des Schwarzwildes mit stark variierenden Ausmaßen und ständig wechselnder Lokalität erhöhen die räumliche und zeitliche Heterogenität der Artenzusammensetzung auf den Wiesen. Dies erschwert die Interpretation der durchschnittlichen Artendiversität pro Aufnahme und erklärt zusätzlich den hohen Artenwechsel (species turnover) mit 51 neu etablierten Arten und 67 verschwundenen Arten (siehe Tabellen 4A–5A). Zusätzlich ist zu beachten, dass annuelle Arten nicht in jedem Aufnahmejahr an den Standorten anzutreffen sind bzw. sehr kurze Lebenszyklen haben und auch stark von zufälligen Störfaktoren abhängige Auftretenswahrscheinlichkeiten haben. Allerdings sind darunter hinsichtlich ihrer saisonalen Etablierungsrhythmik sehr unterschiedliche Arten (z. B. „Frühreife“ wie *Poa annua*, „Schlammzwerge“ wie *Centunculus minimus* oder winterannuelle „Hungerblümchen“ wie *Erophila verna* und *Myosotis discolor*).

Die in Kapitel 4.1 in Ward-Cluster 4 erwähnten Unsicherheiten aufgrund zwei BearbeiterInnen, einer nicht exakten Wiederauffindbarkeit der Originalfläche und lediglich zwei Aufnahmezeitpunkte erschweren die Interpretation zusätzlich.

4.6 Auswirkungen der Klimaveränderung

Um Anpassungen des Pflanzenbestandes auf die gestiegene Jahresmitteltemperatur im Beobachtungszeitraum beurteilen zu können, wurde der Zeigerwert der Temperaturzahl zur indirekten Bioindikation herangezogen. Das 5-jährige Mittel zeigt im Beobachtungszeitraum einen Anstieg der mittleren Jahrestemperatur von 1 °C (Abbildung 3). Ein Vergleich des gruppierten Medians der Temperaturzahl pro Aufnahme zeigt zwischen beiden Erhebungszeitpunkten keine Unterschiede (Abbildung 12). Dies indiziert keinen Einfluss der gestiegenen Jahresmitteltemperaturen auf die Vegetationszusammensetzung zwischen 1996/97 und 2014/15. Zu einem ähnlichen Ergebnis kommen KARRER et al. (2010) auf Wirtschaftswiesen im Ennstal, da von 1997 bis 2010 auf Basis der Temperaturzahl kein Einfluss der unter 1 °C erfolgten Klimaerwärmung auf die Vegetation festgestellt werden kann. Es scheint, dass Klimaveränderungen von bis zu 1 °C zu keinen mittelfristigen Vegetationsveränderungen führen. Untersuchungen von VITTOZ (2009) in subalpinem Grasland der Schweiz zeigen auch über einen längeren Zeitraum von 33 Jahren keine wesentlichen Auswirkungen der etwas über 1 °C liegenden Erwärmung auf die Vegetation. Ausgenommen sind extreme Trockenereignisse, die zu raschen Veränderungen der Artenzusammensetzung führen können. In einem Glashausexperiment von HARMENS et al.

(2004) führen eine Temperaturerhöhung von 3 °C und erhöhte CO₂-Gehalte über 3 Jahre ebenfalls zu keinen Auswirkungen auf die Artenzusammensetzung. PARMESAN und YOHE (2003) merken an, dass kurzfristige Veränderungen der Vegetation vor allem aufgrund Nutzungsänderungen und natürlicher Fluktuationen in Häufigkeit und Verteilung von Pflanzenarten begründet sind und Klimaveränderungen sehr geringen Einfluss haben. Dass nicht Klimaveränderungen, sondern ein Wechsel der Bewirtschaftungsart oder -intensität maßgeblich für Vegetationsveränderungen ist, bestätigen auch die Untersuchungen von KARRER et al. (2010), VITTOZ (2009) und HARMENS et al. (2004). Sie folgen damit den Erkenntnissen aus dem Vergleich der Vegetationsaufnahmen des Lainzer Tiergartens. Einen angeblich hohen Einfluss der Temperatur auf Kalkmagerrasen und damit eine hohe Sensibilität dieses Vegetationstyps betreffend Temperaturveränderungen haben DUCKWORTH et al. (2000) im Rahmen eines Vergleichs von 575 Aufnahmen dieses Vegetationstyps an verschiedenen Orten in Westeuropa festgestellt. Im Lainzer Tiergarten ist durch den Temperaturanstieg kein Einfluss auf die Vegetationszusammensetzung der Halbtrockenrasen zu beobachten, da die beiden den Halbtrockenrasen zuordenbaren Ward-Cluster 3 und 6 keine signifikanten Unterschiede bezüglich der mittleren Temperaturzahl zwischen den beiden Erhebungszeitpunkten zeigen. Außerdem beziehen sich die Untersuchungen von DUCKWORTH et al. (2000) auf stark ozeanisch geprägte Kalkmagerrasen, während die Bestände im Lainzer Tiergarten bereits stark kontinental überlagert sind.

4.6.1 Korrelation der Temperaturzahl mit anderen Zeigerwerten

Die negierten Auswirkungen der Klimaerwärmung auf den Pflanzenbestand beruhen ausschließlich auf der Entwicklung des Zeigerwertes der mittleren Temperaturzahl. Die Korrelationstabellen beider Datensätze zeigen in Tabelle 7 und Tabelle 8 zum Teil sehr hohe Korrelationskoeffizienten zwischen der Temperaturzahl und anderen Zeigerwerten. Die hohe negative Korrelation der Temperatur- mit der Feuchtezahl bedeutet: Je feuchter ein Standort, desto niedriger ist die Temperaturzahl. Da annähernd ein linearer Zusammenhang gegeben ist, ist folgende Aussage zulässig: Die Hälfte der Variation in der Temperaturzahl wird durch die Feuchtezahl erklärt. Es ist zu beachten, dass im vorliegenden Datensatz der Gradient der Feuchtezahl groß und der der Temperaturzahl klein ist. Vermutlich führt die höhere Evapotranspiration gut wasserversorger Standorte zu einer niedrigeren bodennahe Lufttemperatur. Dies kann an feuchten Standorten eine Anreicherung von Arten mit niedrigerer Temperaturzahl verursachen, als für Trockenstandorte typisch ist.

Die hohe Korrelation zwischen der mittleren Temperatur- und Kontinentalitätszahl in Tabelle 7 und Tabelle 8 ist zu erwarten, da die Einstufung der Kontinentalität eines Standortes neben den Niederschlagssummen auf dem Jahrestemperaturverlauf beruht.

5 Zusammenfassung

Die artenreichen, mageren Wiesenökosysteme sind österreichweit durch Intensivierung oder Flächenstilllegung stark gefährdet. Eine Erhaltung dieser im Naturschutzgebiet Lainzer Tiergarten vorherrschenden waldfreien Vegetationstypen ist das naturschutzfachliche Ziel und deshalb ist deren Bewirtschaftung in einem Managementplan geregelt (LGBI. für Wien Nr. 45/2008).

Im Rahmen dieses Projekts soll untersucht werden, wie sich die Wiesen im Lainzer Tiergarten in den letzten 18 Jahren floristisch verändert haben und inwieweit sich Änderungen in der Bewirtschaftung und der äußeren Rahmenbedingungen wie Stickstoffdeposition oder Klimawandel auf die Pflanzenzusammensetzung ausgewirkt haben. Dazu wurden 64 ausgewählte Vegetationsaufnahmen, welche 1996 und 1997 von LEPUTSCH (1997) angefertigt wurden, in den Jahren 2014 und 2015 wiederholt. Auf den Aufnahmeflächen fand eine Schätzung der Artmächtigkeit nach der Methode von BRAUN-BLANQUET (1951) statt, wobei 2014/15 eine erweiterte 17-teilige Skala zu Anwendung kam.

Neben dem Vergleich der Artendiversität wurde nach Unterschieden in der Artenzusammensetzung zwischen den Aufnahmejahren gesucht. Die Anwendung einer detrended correspondence analysis (DCA) auf den Gesamtdatensatz ermöglichte eine Gegenüberstellung der Aufnahmen in einem zweidimensionalen Ordinationsraum auf Grundlage der Artenzusammensetzung. Neben allgemeinen Entwicklungen wurde nach Veränderungen in Untergruppen des Datensatzes (Ward-Clustern) gesucht. Um auf Veränderungen der Standortverhältnisse schließen zu können, erfolgte zusätzlich eine Berechnung der Zeigerwerte nach ELLENBERG (1992).

Der mittlere Nährstoffzeigerwert nahm signifikant von 3,8 auf 4,0 zu. Die Einstellung der Düngung im Jahr 2000 führte damit zu keiner Aushagerung der Flächen. Im Gegenteil, es hat vermutlich die konstant anhaltende Stickstoffdeposition aus der Luft zu einer besseren Nährstoffversorgung der Standorte im Lainzer Tiergarten beigetragen. Vor allem sehr magere Standorte wie Bürstlingrasen- oder Davallseggengesellschaften sind besonders davon betroffen. Düngung soll im Lainzer Tiergarten also weiterhin unterbleiben. Außerdem wird die Messung der jährlichen Stickstoffdepositionen im Lainzer Tiergarten empfohlen, um deren Einfluss auf magere Wiesenökosysteme besser untersuchen zu können.

Die Analyse des Gesamtdatensatzes zeigt zusätzlich, dass es zu einer Homogenisierung des Pflanzenbestandes gekommen ist. Die Aufnahmen unterscheiden sich 2014/15 weniger stark voneinander als noch 1996/97, da eine geringfügige aber signifikante Bewegung der Aufnahmen Richtung Ordinationszentrum erfolgt ist. Auch die Gesamtvariation der beiden Datensätze hat von 4,7 auf 4,2 SD-Einheiten abgenommen. Neben dem ausgleichenden

Effekt durch die Düngung aller Flächen über die Stickstoffdeposition kann man diese Entwicklung vor allem darauf zurückzuführen, dass große Wiesenkomplexe zu einem einheitlichen Zeitpunkt gemäht werden. Auch wenn die verschiedenen Vegetationstypen nach wie vor standörtlich klar abgegrenzt sind, wirkt die einheitliche Bewirtschaftung nicht mehr zusätzlich differenzierend. Um dem entgegenzuwirken, wäre der Mahdtermin auf die verschiedenen Vegetationstypen abzustimmen. Im Wesentlichen könnte man dabei den Bewirtschaftungsempfehlungen von LEPUTSCH (1997) auch heute folgen. Auf jeden Fall wird angeraten, nährstoffreiche Wiesensysteme wie die Goldhaferwiesen des Ward-Clusters 2 früher zu mähen, da hier bereits Verbrachungstendenzen zu beobachten sind. Auch ein Zurückdrängen der stark zunehmenden *Colchicum autumnale* könnte damit erreicht werden. Zusätzlich muss auf eine saubere Mahd in den Wiesenrandbereichen hingewiesen werden, da die naturschutzfachlich wertvollen Vegetationstypen der Furchenschwingel-Trespenböschung (Ward Cluster 6) und der Bürstlingrasen (Ward-Cluster 1), welche zum überwiegenden Teil an Wiesenrändern liegen, eine Zunahme einiger Brachezeiger aufweisen.

Die Artendiversität zeigt einen naturschutzfachlich wünschenswerten Trend und nimmt von durchschnittlich 46 auf 55 Pflanzenarten pro Aufnahmefläche signifikant zu. Zu beachten ist die starke räumliche und zeitliche Heterogenität des Pflanzenbestandes, die durch den hohen Schwarzwildbestand und deren Wühltätigkeit auf den Wiesen verursacht wird. Unter gegebenen Wildeinfluss sind daher Schwankungen in den Artenzahlen zu erwarten. Grundsätzlich tragen die Beweidung durch Wild und die Wühltätigkeit der Wildschweine zu der hohen Artendiversität im Lainzer Tiergarten bei. Beispielsweise sind die stark umgebrochenen und nährstoffreichen Wiesentypen des Ward-Clusters 2 sehr artenreiche Systeme. Auf einigen Aufnahmeflächen des Bürstlingrasen (Ward-Cluster 1) zeigt sich aber, dass massive Wühltätigkeit durchaus zu einer Beeinträchtigung der typischen Artengarnitur führen kann. Daher ist ein Monitoring der Wühlstellen anzuraten, um Auswirkungen der Wühltätigkeit auf den Pflanzenbestand zu untersuchen und Empfehlungen zum Schwarzwildbestand geben zu können.

Der im beobachteten Untersuchungszeitraum stattgefundene Jahresmitteltemperaturanstieg hatte keine Auswirkungen auf den Pflanzenbestand, da der Zeigerwert der mittleren Temperaturzahl keine Veränderungen zeigt. Es ist daher zu keiner Verschiebung der Artengarnitur hin zu wärmeliebenderen Pflanzenarten gekommen.

Ein regelmäßiges Monitoring der Vegetationstypen ist zu empfehlen, um den Erfolg der Wiesenbewirtschaftung zu kontrollieren und gegebenenfalls Adaptierungen vornehmen zu können.

6 Summary

The species-rich and oligotrophic meadows in Austria are strongly endangered due to intensification and abandonment. In the Lainzer Tiergarten the conservation of such vegetation types is the main goal from a nature conservation point of view. For this reason, the management of the meadows is regulated in a management plan (LGBI. für Wien Nr. 45/2008).

In the context of this project, floristic changes of the meadows in the Lainzer Tiergarten in the past 18 years were studied and it was determined to what extent regulations of the management regime or the environmental conditions such as nitrogen deposition or climate change were responsible for the changes in species composition. For this purpose, 64 vegetation relevés by LEPUTSCH (1997) surveyed in 1996 and 1997, were selected from her dataset and repeated in the years 2014 and 2015. On each plot the abundance of vascular plant species was recorded in 1996/97 according to BRAUN-BLANQUET (1951). In 2014/15, we used for measuring the abundance an extended scale that was adjusted by BASSLER et al. (1998).

In addition to the comparison of the species diversity, differences in the species composition between the two survey periods were examined. To manage this, a detrended correspondence analysis (DCA) was conducted to compare the relevés in a two-dimensional ordination space. Additionally, mean ELLENBERG indicator values were calculated from the dataset to indicate changes of site conditions. Besides examining general movements of species/relevés in the total dataset, changes in sub-groups of relevés (Ward-Cluster) were particularly searched for.

The mean indicator value of nutrient supply increased significantly from 3.8 to 4.0. The cessation of nitrogen inputs in 2000 did not lead to an impoverishment of the soil. In contrast, the ongoing nitrogen deposition from the air tends to result in a better nutrient supply of the analysed habitats in the Lainzer Tiergarten. Highly oligotrophic sites such as communities with *Nardus stricta* or *Carex davalliana* are especially affected by the invasion of competitive species with an efficiently use of the added nitrogen. Nutrient inputs in the Lainzer Tiergarten should be avoided in future. In addition, we recommend to measure the nutrient deposition rate in order to study its influence to the oligotrophic meadows in detail.

The analysis of the complete dataset shows a clear homogenization of the species inventory between 1996/97 and 2014/15. Between the two survey periods a small but significant movement of the relevés to the center of the ordination occurred. Furthermore, the total variation in the two datasets from 1996/97 and 2014/15 decreased from 4.7 to 4.2 SD-Units. Besides the harmonizing effect by the overall aerial nitrogen deposition into all vegetation

types, this development can mainly be attributed to the fact that the majority of the meadows in 2014/15 were cut at the same time. Even though the vegetation types are clearly differentiated due to site variation, the uniform management does no longer contribute to these differences. To counteract this process it is necessary to adapt the management and especially the cutting date considering the need of the different vegetation types. In general, the management should follow the recommendations for the different vegetation types provided already by LEPUTSCH (1997). An earlier mowing date of the nutrient-rich meadows such as the yellow oatgrass-meadows (Ward-Cluster 2) is certainly advised, because species that prefer fallows are already increasing. This would also facilitate pushing back the poisonous *Colchicum autumnale*, which increased in the last years. Additionally, the importance of a clear mowing of the meadow edges is pointed out, because from a nature conservation perspective some valuable vegetation types are situated just at the border of the meadows to adjoined forests, in the Lainzer Tiergarten. Especially, relevés belonging to Ward-Cluster 1 and Ward-Cluster 6 show increased quantities of plant species indicating fallowing.

The species diversity increased significantly from 46 to 55 species per relevé. The strong spatial and temporal heterogeneity of the species composition of the meadows in the Lainzer Tiergarten caused by high wild boar population and their rooting activities must be considered. For this reason, a natural variation in plant species richness can be expected. Generally, grazing by game animals and rooting activities of wild boar are responsible for a high diversity especially with ruderal species. The nutrient-rich meadows of Ward-Cluster 2, for example, are rooted strongly but show still high species richness. However, a few relevés of the matgrass swards (Ward-Cluster 1) have shown strong rooting activities, which affected the typical species composition in a negative way.

The comparison of the mean indicator values for temperature between the surveys 1996/97 and 2014/15 indicates that climate change in the investigated periods does not lead to changes in the species composition with respect for the species preferences for temperature. There is no change towards species preferring high temperatures.

A continuous monitoring of the vegetation types is recommended to ensure a successful management of the meadows from a nature conservation point of view.

7 Literaturverzeichnis

ADLER W., OSWALD K., FISCHER R., et al. (2008): Exkursionsflora für Österreich, Lichtenstein und Südtirol. 3. Auflage. Linz: Land Oberösterreich, Biologiezentrum der Oberösterr. Landesmuseen

ANGERINGER W. (2007): Vegetationsentwicklung auf unterschiedlich bewirtschafteten Wiesen des Lainzer Tiergartens von 1999 bis 2006. Dipl. Arbeit, Universität für Bodenkultur. Wien

ANGERINGER W. und KARRER G. (2009): Preserving Species Richness in Hay Meadows of Vienna's Nature Conservation Area Lainzer Tiergarten - In: Splechtna, B.E., Saytoyama - BOKU Platform for Nature Conservation- and Biodiversity Research (eds.), Proceedings of the International Symposium: Preservation of Biocultural Diversity - a Global Issue, BOKU University, Vienna; p. 63-70.

BAKKER J. P. (1989): Nature Management by Grazing and Cutting: On the ecological significance of grazing and cutting regimes applied to restore former species-rich grassland communities in the Netherlands. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers

BASSLER G., KARRER G. und LICHTENECKER A. (1998): Grünlandtypen im Transekt von Oppenberg bis Tauplitz. Unveröff. Endbericht zu einem Teilprojekt des MAB-Pilotprojekts „Das Grünland im Berggebiet Österreichs“. Österreichisches MAB-Nationalkomitee, Wien

BMLFUW (Hrsg.) (2016): Grüner Bericht 2016: Bericht über die Situation der österreichischen Land- und Forstwirtschaft. 75. Auflage. Wien

BOBBINK R. und HETTELINGH J. P. (2011): Review and revision of empirical critical loads and dose-response relationships. Coordination Centre for Effects – National Institute for Public Health and the Environment (RIVM), Noordwijkerhout

BÖCKER R. et al (1983): Untersuchungen zur Anwendung der Zeigerwerte nach Ellenberg. Verhandlungen Gesellschaft für Ökologie, Band XI Festschrift für Heinz Ellenberg, Göttingen.

BRAUN-BLANQUET J. (1951): Pflanzensoziologie: Grundzüge der Vegetationskunde. 2. Auflage, Wien: Springer Verlag

BUCHGRABER K. und GINDL G. (2004): Zeitgemäße Grünland-Bewirtschaftung. 2. Auflage, Graz: Leopold Stocker Verlag

DIEKMANN M., KÜHNE A. und MAIKE I (2007): Random vs non.random sampling: Effects on patterns of species abundance, species richness and vegetation-environment relationships. Folia Geobotanica 42: 179-190

DIRNBÖCK T, MIRTL M., DULLINGER S., GRABNER M.T., HOCHRATHNER P., et al. (2007): Effects of nitrogen and sulphurdeposition on forests and forest biodiversity: Austrian Integrated Monitoring Zöbelboden. Wien: Umweltbundesamt GmbH

DUCKWORTH J.C., BUNCE R.G.H. und MALLOCH A.J.C. (2000): Vegetation gradients in Atlantic Europe: the use of existing phytosociological data in preliminary investigations on the potential effects of climate change on British vegetation. *Global Ecology & Biogeography* 9: 187–199

ELLENBERG H. (1996): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht. Stuttgart: Ulmer Verlag

ELLENBERG H., WEBER H.E., DÜLL R., WIRTH V., WERNER W. et al (1992): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. 2. Auflage, Göttingen: Erich Goltze KG

ENGLISCH T. und KARRER G. (2001): Zeigerwertsysteme in der Vegetationsanalyse: Anwendbarkeit, Nutzen und Probleme in Österreich. *Reinhold-Tüxen Gesellschaft*, 13: 83 – 102

ESRI (2011): ArcGIS. Version 10. Redlands: Environmental Systems Research Institute.

ESSL F., EGGER G., KARRER G., THEISS M. und AIGNER S. (2004): Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen Österreichs. Grünland, Grünlandbrachen und Trockenrasen, Hochstauden- und Hochgrasfluren, Schlagfluren und Waldsäume, Gehölze der Offenlandschaft und Gebüsche. - Monographien, 167: 1-272. Umweltbundesamt, Wien

FINK J. (1969): Nomenklatur und Systematik der Bodentypen Österreichs. *Mitteilungen der Österreichischen Bodenkundlichen Gesellschaft*, Heft 13: 1 – 95

FORSTVERWALTUNG LAINZ (2016 a): Abgangszahlen im Lainzer Tiergarten getrennt nach Wildarten zwischen 1914 und 2015. unveröffentlichte Unterlagen

FORSTVERWALTUNG LAINZ (2016 b): Auflagen Wiesenmahd im Lainzer Tiergarten. Stand 9.6.2015. unveröffentlichte Unterlagen

GÖTZINGER G., GRILL R., KÜPPER H. und VETTERS H. (1954): Erläuterungen zur geologischen Karte der Umgebung von Wien. Wien: Geologische Bundesanstalt

HAIDEN T., KANN A., PISTOTNIK G., STADLBACHER K. und WITTMANN C. (2010): Integrated Nowcasting through Comprehensive Analysis (INCA) – System description, Central Institute for Meteorology and Geodynamics, Wien

HARMENS H., WILLIAMS P.D., PETERS S.L., BAMBRICK M.T., HOPKINS A. et al. (2004): Impacts of elevated atmospheric CO₂ and temperature on plant community structure of a temperate grassland are modulated by cutting frequency. *Grass and Forage Science* 59: 144–156

HEDDERICH J. und SACHS L. (2012): *Angewandte Statistik. Methodensammlung mit R*, 14. Auflage, Berlin Heidelberg: Springer-Verlag

HELLSTRÖM K., HUHTA A. P., RAUTIO P. und TUOMI J. (2006): Search for optimal mowing regime: slow community change in a restoration trial in northern Finland. *Annales Botanici Fennici* 43: 338-348

HILL M.O.(1979): *DECORANA – a FORTRAN Program for Detrended Correspondence Analysis and Reciprocal Averaging*. Cornell University. New York. In: TemaNord (2000): A concept for vegetation studies and monitoring in the Nordic Countries, Copenhagen: Nordic Council of Ministers

HUBER C., KOLLMANN P., KARRER J. (2015): Gap dynamics in meadows of the Lainzer Tiergarten. unpubl. Bachelorarbeit an der Universität für Bodenkultur Wien, Departement für Integrative Biologie und Biodiversitätsforschung, Wien

JACQUEMIN H., VAN MECHELEN C., BRYS R. und HONNAY O. (2003): Short-term effects of different management regimes on the response of calcareous grassland vegetation to increased nitrogen. *Biological Conservation* 111: 137–147

JUNG L. S., WINTER S., ECKSTEIN R. L., KRIECHBAUM M., KARRER G. et al. (2011): Biological Flora of Central Europe – *Colchicum autumnale* L. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 13: 227 – 244

KAHMEN S., POSCHLOD P. und SCHREIBER K.F. (2003): Conservation management of calcareous grasslands: Changes in plant species composition and response of functional traits during 25 years. *Biological Conservation* 104: 319–328

KARRER G. (2000): Concepts, Methods and first results of ecological investigations within the Austrian Mountain Grassland MAB-Project. – In: Ehrendorfer, F. & Palme, H. (Eds.) EUROMAB-Symposium on Changing Agriculture and Landscape Ecology: Ecology, Management and Biodiversity Decline in Anthropogenous Mountain Grassland, Vienna 1999: 3-10. Federal Research Institute for Agriculture in Alpine Regions, Gumpenstein.

KARRER G. (2011): Dynamics of biomass production in extensively managed meadows at the eastern edge of the Alps. In: Pötsch E. et al. (2001): Grassland Farming and Land Management Systems in Mountainous Regions. Gumpenstein: Grassland Science in Europe, Vol. 16: 598-600

KARRER G., BASSLER G., FORMAYER H.; SCHAUMBERGER A., ANGERINGER W. et al. (2010): Klimatisch beeinflusste Vegetationsentwicklung und Nutzungsintensivierung von Fettwiesen im österreichischen Berggebiet: Eine Fallstudie aus dem Kerngebiet der österreichischen Grünlandwirtschaft. Endbericht von StartClim2009.A. In StartClim2009: Anpassung an den Klimawandel: Beiträge zur Erstellung einer Anpassungsstrategie für Österreich, Auftraggeber: BMLFUW, BMWF, BMWFJ, ÖBF. Wien.

KLIMEK S., RICHTER A., HOFMANN M. und ISSELSTEIN J. (2007): Plant species richness and composition in managed grasslands: The relative importance of field management and environmental factors. *Biological Conservation* 134: 559–570

KLIMES L., HAJEK M., MUDRAK O., DANCAK M., PREISLEROVA Z. et al. (2013): Effects of changes in management on resistance and resilience in three grassland communities. *Applied Vegetation Science* 16: 640–649

LEGENDRE P. und LEGENDRE L. (1998): *Numerical Ecology*. 2. Auflage, Amsterdam: Elsevier Science B.V.

LEPS J. und SMILAUER P. (2014): *Multivariate Analysis of Ecological Data using Canoco 5*, 2. Auflage, New York: Cambridge University Press

LEPUTSCH S. (1997): Die Wiesen des Lainzer Tiergartens unter besonderer Berücksichtigung der Jagd-Tradition und der Erholungsnutzung. Dipl.-Arb., Universität für Bodenkultur. Wien

LEYER I. und WESCHE K. (2007): *Multivariate Statistik in der Ökologie*. Berlin Heidelberg: Springer-Verlag

MCCUNE B. und MEFFORD M. J. (2016): *PC-ORD. Multivariate Analysis of Ecological Data*. Version 6.19, Oregon: MjM Software

MICHALCOVA D., LVONCIK S., CHYTRY M. und HAJEK O. (2011): Bias in vegetation databases? A comparison of stratified-random and preferential sampling. *Journal of Vegetation Science* 22: 281–291

MILAN C. und ZDENKA O. (2003): Plot sizes used for phytosociological sampling of European vegetation. *Journal of Vegetation Science* 14: 563-570

MOOG D., POSCHLOD P., KAHMEN S. und SCHREIBER K.F. (2002): Comparison of species composition between different grassland management treatments after 25 years. *Applied Vegetation Science* 5: 99-106

MUCINA L., GRABHERR G. und WALLNÖFER S. (1993): Die Pflanzengesellschaften Österreichs: Teil 1 Anthropogene Vegetation. Jena: Gustav Fischer Verlag

NIKLFELD H. und SCHRATT-EHRENDORFER L. (1999): Rote Listen gefährdeter Pflanzen Österreichs. Grüne Reihe des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie (Hrsg.). Wien

NOY-MEYR I., GUTMAN M. und KAPLAN Y. (1989): Response of mediterranean grassland plants to grazing and protection, *Journal of Ecology* 77: 290 – 310

PARMESAN C. und YOHE G. (2003): A globally coherent fingerprint of climate change impacts across natural systems. *Nature* 421: 37-42

PAUMANN R., OBERNOSTERER R. und BRUNNER P.H. (1997): Wechselwirkung zwischen anthropogenem und natürlichem Stoffhaushalt der Stadt Wien am Beispiel von Kohlenstoff, Stickstoff und Blei. Magistrat der Stadt Wien - MA 22 (Hrsg.). Wien

POTT R. (1995): Die Pflanzengesellschaften Deutschlands. 2. Auflage, Stuttgart: Eugen Ulmer Verlag GmbH & Co

SCHAICH H. und BARTHELMES B. (2012): Management von Feuchtgrünland wiedervernässter Auen: Effekte von Beweidung und Mahd auf die Vegetationsentwicklung. *Tuexenia* 32: 207–231

SCHAUMBERGER A. (2011): Räumliche Modelle zur Vegetations- und Ertragsdynamik im Wirtschaftsgrünland. Dissertation, Lehr- und Forschungszentrum für Landwirtschaft Raumberg-Gumpenstein. Irdning

SMITH R.S. und JONES L. (1991): The phenology of mesotrophic grassland in the Pennine Dales, Northern England: Historic hay cutting dates, vegetation variation and plant species phonologies, *Journal of Applied Ecology* 28: 42-59

SMITS N.A.C., WILLEMS J.H. und BOBBINK R. (2008): Long-term after-effects of fertilisation on the restoration of calcareous grasslands, *Applied Vegetation Science* 11(2): 279-286

SOMMER P. (2014): Evaluierung von INCA Niederschlagsdaten für die regionale Hochwasserprognose. Masterarbeit, Karl-Franzens-Universität. Graz

STARZINGER U. (2001): Keimlingsetablierung in nährstoffreichen Wiesen des Lainzer Tiergartens. Dipl. Arbeit, Universität für Bodenkultur. Wien

STEVENS C.J., MOUNTFORD O.J., GOWING D.J.G. und BARDGETT R.D. (2012): Differences in yield, Ellenberg N value, tissue chemistry and soil chemistry 15 years after the cessation of nitrogen addition. *Plant Soil* 357: 309–319

TER BRAAK C.J.F. und SMILAUER P. (2012): CANOCO 5. Software for multivariate data exploration, testing and summarization. Version 5.02, Biometris, Plant Research International

TRAXLER A. (1997): Handbuch des vegetationsökologischen Monitorings: Methoden, Praxis, angewandte Projekte. Wien: Umweltbundesamt (Hrsg.)

TREMP H. (2005): Aufnahme und Analyse vegetationsökologischer Daten. Stuttgart: Eugen Ulmer KG

TREPTOW I. (1998): Empirische Untersuchung zur Bemessung von Ausgleichszahlungen für Naturschutzauflagen auf landwirtschaftlich genutzten Grünlandflächen. Dissertation, Georg-August-Universität Göttingen. In: *Göttinger Agrarwissenschaftliche Beiträge*. Band 3, Göttingen: Hainholz Verlag

VAN DER MAAREL E. (1979): Transformation of coverabundance values in phytosociology and its effects on community similarity. *Vegetatio* 39: 97–114

VITTOZ P., RANDIN C., DUTOIT I., BONNET F. und HEGG O. (2009): Low impact of climate change on subalpine grasslands in the Swiss Northern Alps. *Global Change Biology* 15: 209–220

WIEDERMANN R. (1995): Pflanzensoziologisches Datenmanagement mittels PC-Programm HITAB5. *Carinthia II*, 53. Sonderheft: 133-134

WILDI O. (2010): Data Analysis in Vegetation Ecology. 1. Auflage, Cornwall: John Wiley & Sons Ltd.

WILDI O. (2016): Why mean indicator values are not biased. *Journal of Vegetation Science* 27: 40-90

WYTRZENS H.K., MAYER C., KARRER G., BOHNER A., SOBOTIK M. et al. (2000) Nutzungs- und Bewirtschaftungsintensitäten im Dauergrünland des Mittleren Steirischen Ennstales in Abhängigkeit von abiotischen Standortsfaktoren und wechselseitige Beziehungen der Intensitätsparameter zueinander. - IN: MAB-Nationalkomitee, ÖAW, BAL Gumpenstein (Hrsg.), MAB-Forschungsbericht: Landschaft und Landwirtschaft im Wandel, 22. – 23. Sept. 2000, Wien, 51-96

ZECHMEISTER H.G., SCHMITZBERGER I., STEURER B., PETERSEIL J. und WRBKA T. (2002): The influence of land-use practices and economics on plant species richness in meadows. *Biological Conservation* 114: 165–177

ZECHMEISTER H.G., TÜRK R. und KROPIK M. (2014): Atmosphärische Stickstoffdepositionen im Gebiet des Biosphärenparks Wienerwald. Band 25, St. Pölten: Wissenschaftliche Mitteilungen aus dem Niederösterreichischen Landesmuseum (Hrsg.). 237 – 248

ZELENY D. und SCHAFFERS A. (2012): Too good to be true: pitfalls of using mean Ellenberg indicator values in vegetation analyses. *Journal of Vegetation Science* 23: 419-431

7.1 Rechtsquellen

LGBI. für Wien Nr. 45/2008: Verordnung der Wiener Landesregierung betreffend den Managementplan für das Naturschutzgebiet Lainzer Tiergarten (v. 28.11.2008)

7.2 Internetquellen

ANGELER B. (2016): <http://www.lainzer-tiergarten.at/naturschutzgebiet.html>, abgerufen am 7.10.2016

STADT WIEN (2016):

<https://www.wien.gv.at/umwelt/wald/erholung/lainzertiergarten/lebensraum/index.html>

abgerufen am 7.10.2016

8 Abbildungsverzeichnis

Tabelle 1: Gegenüberstellung von Temperatur, Vegetationsperiode und Niederschlag für die Aufnahmejahre 1996/97 und 2014/15	8
Tabelle 2: Artmächtigkeitsskala zur Messung der Quantitäten der Arten	13
Tabelle 3: Durchschnittliche Zeigerwerte der beiden Gesamtdatensätze aus 1996/97 und 2014/15, berechnet nach Präsenz der Arten und gewichtet nach dem Deckungswert der Van der Maarel Skala. Zeigerwerte der 64 Vegetationsaufnahmen wurden über den Gruppierten Median berechnet und anschließend gemittelt	16
Tabelle 4: Eigenwerte der DCA des Gesamtdatensatzes und Percentage of variance Analyse zwischen der Ordination und der Originaldistanzmatrix	19
Tabelle 5: Korrelation der Zeigerwerte mit den ersten beiden Achsen einer DCA des Gesamtdatensatzes, n = 128	21
Tabelle 6: Richtung der Veränderung von 64 paarigen Aufnahmen zu den Zeitpunkten 1996/97 und 2014/15 in der Ordination.	23
Tabelle 7: Pearson Korrelationskoeffizienten zwischen den gemittelten Zeigerwerten der Vegetationsaufnahmen aus dem Jahr 1996/97	25
Tabelle 8: Pearson Korrelation zwischen den gemittelten Zeigerwerten der Vegetationsaufnahmen aus dem Jahr 2014/15	25
Tabelle 9: SD-Einheiten und Gesamtvariation einer DCA des Gesamtdatensatzes (n = 128) getrennt nach den zeitlich unterschiedlichen floristischen Datensätzen 1996/97 und 2014/15.	26
Tabelle 10: Mittlere floristische Unähnlichkeit der 64 Aufnahmen aus Datensatz 1996/97 und Datensatz 2014/15 (Unähnlichkeitskoeffizient: 1 – Massengemeinschaftskoeffizient nach MOTYKA mit Datentransformation $x^{0,25}$; Tabelle mit arithmetischem Mittel)	26
Tabelle 11: Klumpungswert und p-Wert einer MRPP verschiedener Ward-Clusterlevels des Leputsch-Datensatzes 1996/97	29
Tabelle 12: Charakterisierung der Ward-Cluster 1–7 nach soziologischer Zuordnung von Leputsch (1997), Lage im Ordinationsraum und mittlerer gruppierter Zeigerwert	32
Tabelle 13: Centroid-Shift und mittlere Länge der Sukzessionspfeile zwischen den Aufnahmepaaren einer DCA des in Abbildung 22 reduzierten Datensatzes entlang der ersten beiden Hauptachsen. Einheit in SD-Units (Einheiten der Standartabweichung).	38
Tabelle 14: Mittlere Zeigerwerte (L, T, K, F, R, N) der Ward-Cluster 1–7 für die beiden Aufnahmejahre 1996/97 und 2014/15.	39
Tabelle 15: Mittlerer ökologischer Zeigerwert der Nährstoffversorgung zu den Untersuchungszeitpunkten 1996/97 ($N_{96/97}$) und 2014/15 ($N_{14/15}$) für die Aufnahmen des Gesamtdatensatzes sowie der Ward-Cluster 1–7	54
Tabelle 16: Critical loads nach BOBBINK und HETTELINGH (2011) für ausgewählte Ökosystemtypen der EUNIS-HABITAT-Klassifikation und einer Zuordnung zu den Gesellschaftstypen des Lainzer Tiergartens von LEPUTSCH (1997) und der zugehörigen Pflanzengesellschaft	56

9 Tabellenverzeichnis

Abbildung 1: Geologische Karte Lainzer Tiergarten; Grundlagenkarte: Geologische Karte der Republik Österreich, Blattausschnitt 58, Geologische Bundesanstalt Wien, 1997	4
Abbildung 2: Bodenkarte Lainzer Tiergarten; Grundlagenkarte: Bodenkarte der Stadt Wien MA 22, https://www.wien.gv.at/umweltschutz/raum/bodenkarten.html , abgerufen am 23.04.2017	5
Abbildung 3: Jahresmitteltemperatur der Wetterstation Lainzer Tor (MA 45, 2013) und den INCA Daten ausgewählter Koordinaten des Lainzer Tiergartens (ZAMG 2016) zwischen 1993 und 2015	6
Abbildung 4: Länge der Vegetationsperiode auf Basis der Tagesmitteltemperatur der Station Lainzer Tor. Vegetationsperiode wird als 5 °C Temperaturschwellenwert an 5 aufeinanderfolgenden Tagen definiert.	7
Abbildung 5: Jahresniederschlagssumme der Wetterstation Lainzer Tor (MA 45, 2013) und der INCA Daten ausgewählter Koordinaten des Lainzer Tiergartens (ZAMG 2016) zwischen 1993 und 2015	8
Abbildung 6: Entwicklung des Wildbestandes im Lainzer Tiergarten mit heruntergerechneten Wildstandszahlen für das Frühjahr vom Juni 1997 (FORSTVERWALTUNG LAINZ In: LEPUTSCH 1997) und geschätztem Frühjahrsbestand 2015 (LUTTERSCHMIED H, mündl. Mitteilung vom 26.9.2016)	11
Abbildung 7: Biplot einer DCA des Gesamtdatensatzes mit den Zeigerwerten als beschreibende Umweltvariable. Aufnahmen gruppiert nach den Aufnahmen von LEPUTSCH (1996/97) und KOESSL (2014/15)	19
Abbildung 8: Ordinationsdiagramm einer DCA des Gesamtdatensatzes. Aufnahmen gruppiert nach Aufnahmejahr. Größe der Symbole proportional zur Feuchtezahl. Seitliche Streudiagramme mit linearer Regression (rote Linie) und obere Begrenzungslinie für 95 % der Werte (blaue Linie) für die Korrelation der mittleren Feuchtezahl mit der 1. Achse ($r = 0,962$) und der mittleren Nährstoffzahl mit der 2. Achse ($r = 0,891$)	20
Abbildung 9: Korrelation der mittleren Zeigerwerte für Temperatur (links, $r = -0,634$) und Kontinentalität (rechts, $r = -0,472$) mit der 1. Achse der DCA aus Abbildung 7. Regressionsgerade (rote Linie) und obere Begrenzungslinie des 95 prozentigen Vertrauensbereichs (blaue Linie)	21
Abbildung 10: Vergleich der mittleren Artenzahl der Aufnahmen 1996/96 und 2014/15. Boxplot mit Median (Linie), Mittelwert (Punkt), oberen und unteren Quartil	22
Abbildung 11: Ordination einer DCA mit Klassifizierung der Aufnahmen zu beiden Aufnahmezeitpunkten. Darstellung der Clusterzentren der Aufnahmen von Leputsch 1996/97 (grünes Kreuz) und Koessl 2014/15 (rotes Kreuz)	23
Abbildung 12: Verteilung der Zeigerwertklassen zu den beiden Aufnahmezeitpunkten 1996/97 und 2014/15. Grundgesamtheit n ohne indifferente Arten. Wilcoxon-Vorzeichenrangtest zur Überprüfung der Signifikanz der gepaarten Stichproben	24
Abbildung 13: Absolute Distanz der Aufnahmen vom Ursprung einer zentrierten DCA entlang der 1. und 2. Achse. Boxplot mit Median, oberem und unterem Quartil. Wilcoxon-Vorzeichenrangtest zur Überprüfung eines signifikanten Unterschieds der gepaarten Aufnahmen (1. Achse: $p = 0,00003$, 2. Achse: $p = 0,00014$)	27

Abbildung 14: Dendrogramm der Vegetationsaufnahmen von 1996/97 basierend auf dem Ward-Algorithmus mit Clustergrenze Ward 7 (Distanzmatrix: Chord Distanz der Van der Maarel transformierten Artmengen). 2,89 % Kettenbildung. Aufnahmen farbcodiert nach Clusterzugehörigkeit, sowie Berechnung der mittleren Zeigerwerte für die einzelnen Cluster der jeweiligen Hierarchieebenen.	28
Abbildung 15: Distanzen der Fusionslevel im Dendrogramm der Vegetationsaufnahmen von 1996/97 (Abbildung 14), Distanzmaß: Chord Distanz	29
Abbildung 16: DCA des Datensatzes Leputsch 1996/97 mit Ward-Cluster (Ward 1–7, Farbcodes siehe Abbildung 14) inkl. Umgrenzungslinien und Clusterzentren (Symbol +). Eigenwerte: 1. Achse 0,5226 SD-Units, 2. Achse 0,2977 SD-Units	30
Abbildung 17: Vergleich der Clusterbildung der Vegetationsaufnahmen von Leputsch 1996/97 durch verschiedener Clusteralgorithmen. Distanzmaß: Chord-Distanz; Farbcodes der Cluster siehe Abbildung 14.	31
Abbildung 18: DCA des Gesamtdatensatzes mit Ward-Gruppierung der ursprünglichen Aufnahmen von Leputsch 1996/97 (Ward 1-7, mit leeren Symbolen und Punktierter Umgrenzungslinie) und den Wiederholungsaufnahmen von Koessl 2014/15 (mit vollen Symbolen derselben Grundfarbe; Farbcodes der Cluster siehe Abbildung 14). Jene Aufnahmen der zweiten Serie, welche den Cluster wechseln, sind durch einen Pfeil charakterisiert. Zeigerwertvektoren sind als beschreibende Umweltvariable hinterlegt.	34
Abbildung 19: Mittlere floristische Unähnlichkeit der Aufnahmepaare innerhalb der Ward-Cluster (Unähnlichkeitskoeffizient: 1 – Massengemeinschaftskoeffizient nach MOTYKA mit Datentransformation $x^{0,25}$; Boxplot mit Median und 25–75 % Percentil; Tabelle mit arithmetischem Mittel)	36
Abbildung 20: DCA des um die Aufnahmen 40, 91, 244 und 259 reduzierten Datensatzes von Leputsch 1996/97 mit Farbcodierung der Ward-Cluster 1-7.	37
Abbildung 21: DCA des um die Aufnahmen 40, 91, 244 und 259 reduzierten Datensatzes von Koessl 2014/15 mit Farbcodierung der Ward-Cluster 1-7.	37
Abbildung 22: DCA des um die Aufnahmen 40, 91, 244 und 259 reduzierten Gesamtdatensatzes mit Farbcodierung der Ward-Cluster 1-7 nach den Farbcodes in Abbildung 15 und unterschiedlicher Symbolzuordnung des Aufnahmejahres. Clusterzentren in den jeweiligen Farben der Original-Cluster und getrennt nach Aufnahmejahr (+ für Aufnahmen aus 1996/97; * für Aufnahmen aus 2015/16). Zeigerwertvektoren sind als beschreibende Umweltvariable hinterlegt.	38
Abbildung 23: Lage der Zentroide (Kreuze) und Aufnahmen (Punkte) des Ward-Clusters 1 im entsprechenden Ausschnitt des Ordinationsraumes aus Abbildung 22. Zeigerwertvektoren als beschreibende Umweltvariablen hinterlegt.	40
Abbildung 24: Lage der Zentroide (Kreuze) und Aufnahmen (Punkte) des Ward-Clusters 2 im entsprechenden Ausschnitt des Ordinationsraumes aus Abbildung 22. Zeigerwertvektoren als beschreibende Umweltvariablen hinterlegt.	41
Abbildung 25: Lage der Zentroide (Kreuze) und Aufnahmen (Punkte) des Ward-Clusters 3 im entsprechenden Ausschnitt des Ordinationsraumes aus Abbildung 22. Zeigerwertvektoren als beschreibende Umweltvariablen hinterlegt.	43
Abbildung 26: Lage der Zentroide (Kreuze) und Aufnahmen (Punkte) des Ward-Clusters 4 im entsprechenden Ausschnitt des Ordinationsraumes aus Abbildung 22. Zeigerwertvektoren als beschreibende Umweltvariablen hinterlegt.	44

Abbildung 27: Lage der Zentroide (Kreuze) und Aufnahmen (Punkte) des Ward-Clusters 5 im entsprechenden Ausschnitt des Ordinationsraumes aus Abbildung 22. Zeigerwertvektoren als beschreibende Umweltvariablen	46
Abbildung 28: Lage der Zentroide (Kreuze) und Aufnahmen (Punkte) des Ward-Clusters 6 im entsprechenden Ausschnitt des Ordinationsraumes aus Abbildung 22. Zeigerwertvektoren als beschreibende Umweltvariablen hinterlegt.	47
Abbildung 29: Lage der Zentroide (Kreuze) und Aufnahmen (Punkte) des Ward-Clusters 7 im entsprechenden Ausschnitt des Ordinationsraumes aus Abbildung 22. Zeigerwertvektoren als beschreibende Umweltvariablen hinterlegt.	49

10 Anhang

- Transformationscodes der Artmächtigkeit
- Koordinaten Aufnahmeflächen 2014/15
- Koordinaten INCA Daten
- Species turnover im Datensatz
- Indicator-species-analysis (Ausschnitt)
- Rohtabelle der Vegetationsaufnahmen von 1996/97
- Rohtabelle der Vegetationsaufnahmen von 2014/15
- Änderungsprotokoll Datensatz Leputsch 1996/97
- Änderungsprotokoll Datensatz Koessl 2014/15
- Berichtigung Agrostis sp. Datensatz Koessl 2014/15
- Karten:
 - Aufnahmeflächen Lainzer Tiergarten
 - Mahdtermine Lainzer Tiergarten 1997
 - Mahdtermine Lainzer Tiergarten 2014
- Daten-CD