

ZÜRCHER HOCHSCHULE FÜR ANGEWANDTE WISSENSCHAFTEN
DEPARTEMENT LIFE SCIENCES UND FACILITY MANAGEMENT
INSTITUT FÜR UMWELT UND NATÜRLICHE RESSOURCEN

Vegetationsveränderung in kalkreichen Halbtrockenrasen im Schweizer Jura

Bachelorarbeit

von

Charmillot Kévin

Fachkorrektoren:

Prof. Dr. Jürgen Dengler und Manuel Babbi

Forschungsgruppe Vegetationsökologie der ZHAW

CH - 8820 Wädenswil

Impressum:

Schlagworte: Halbtrockenrasen, Vegetationsveränderung, Wiederaufnahme, ökologische Zeigerwerte, Eutrophierung, Biodiversität, funktionelle Merkmale.

Autor: Charmillot Kévin



Herausgeber: Zürcher Hochschule für angewandte Wissenschaften
Life Science and Facility Management
Institut für Umwelt und natürliche Ressourcen
CH – 8820 Wädenswil

Abstract

Semi-dry grasslands have declined sharply in Western Europe in the last century. These most species-rich habitats are threatened due to intensification of agriculture, eutrophication, dereliction, climate change and landscape fragmentation. As a result, the vegetation of semi-dry grasslands is changing and shows a trend towards homogenization. Specialized species are particularly endangered because their growth conditions are no longer met due to eutrophication and fragmentation. However, only a few studies have so far found that nutrient enrichment also leads to a decline in the species richness. Especially in the calcareous region of the Swiss Jura, the state of knowledge regarding the impact of eutrophication on semi-dry grasslands is still poor. By performing a resurvey, it has been investigated whether the vegetation change in this region is in line with the general trend in Western Europe. Abundance, species diversity, 11 different ecological indicator, four functional traits, diagnostic species were analyzed. A habitat classification and decentered correspondence analysis were also performed. Species diversity, light availability, temperature, seed dispersal by animals and seed persistence are all ecological indicator values that have significantly decreased in 2020. Conversely, nutrient availability, soil moisture, seed mass, specific leaf area and canopy height have increased. There are significantly fewer ruderal species, stress-tolerant species, therophytes and herbaceous chamaephytes in 2020. Highly competitive species and hemicryptophytes, on the contrary, have increased. The general observation shows an increase in productivity and is due to eutrophication of the sites. There are fewer specialized species than in 1984, indicating a homogenization of the vegetation composition, which is shifting towards nutrient-rich pasture and meadows. A slight increase of the vegetation of the mesophilous herbaceous shrub was also observed. This shift towards their natural successional stage and the eutrophication shows that agricultural management is not optimally carried out. Most of these sites are still not supported by any conservation program. The fact that the results slightly differ from the general trend in Western Europe is also an indication of the importance of promoting regionally targeted conservation strategy in order to stop biodiversity loss in semi-dry grasslands.

Inhaltverzeichnis

Einleitung.....	5
Methode.....	7
Untersuchungsgebiete	7
Probenahmedesign	8
Datenanalyse.....	9
Ergebnisse	11
Gefährdete Arten	11
Biodiversitätsindizes.....	11
Ökologische Zeigerwerte.....	12
Funktionelle Merkmale	15
Zuordnung zu den Lebensräumen.....	16
Ordination	17
Diskussion.....	18
Biodiversität	18
Nährstoffbelastung.....	18
Strategie	19
Veränderung der Deckungen	20
Samenausbreitung.....	20
Lebensräume.....	21
Ordination	21
Schlussfolgerung.....	21
Danksagung	22
Literaturverzeichnis.....	22
Abbildungsverzeichnis.....	26
Tabellenverzeichnis	26
Anhang	27

Einleitung

Die Bewirtschaftung der europäischen Wälder während des Neolithikums ist der Ursprung der Entstehung offener Landschaften, die durch eine strukturreiche Kulturlandschaft mit hoher floristischer und faunistischer Diversität gekennzeichnet ist (Dengler und Tischew, 2018; Mathieu et al., 2016). Durch die Rodung bewaldeter Flächen entstanden Wiesen, welche später wiederum durch die regelmässige Beweidung oder Mahd zum Zwecke der Futtergewinnung offen gehalten wurden (Mathieu et al., 2016).

Halbtrockenrasen sind nährstoffarme Wiesen und Weiden, in welchen Gräsern normalerweise dominieren (Dengler et al., 2017). Sie befinden sich in Europa in niedrigen Höhenlagen und in der Regel auf kalkhaltigen Substraten (Delarze et al., 2015). In der natürlichen Sukzession stellt die Wiese ein vorübergehendes Biotop dar, das nur durch häufige und mäßig intensive zyklische Störung erhalten werden kann. In diesem Zwischenzustand erreichen Artenvielfalt und die interspezifische Konkurrenz ihr Maximum (Petraitis et al., 1989; Scheiner und Willig, 2011). Darüber hinaus sind in Westeuropa die europäischen mesophilen Wiesen und Weiden die Lebensräume mit der größten Pflanzenvielfalt (Dengler, 2012; Zoller, 1954).

Die Intensivierung der Landwirtschaft hat zu einem allmählichen Rückgang der halbtrockenen Wiesen und Weiden in Mitteleuropa geführt (Dengler und Tischew, 2018; European Commission. Directorate General for the Environment., 2008). In West-Europa ist der Rückgang der Halbtrockenrasen besonders auf die Umwandlung zur Ackerfläche, die Vergandung, die Eutrophierung und die von Menschen verursachte Waldbrände zurückzuführen (Dengler et al., 2020). Seit 1900 sind in der Schweiz 95% der Trockenrasen verschwunden (Gubser et al., 2010). Obwohl die Landschaftsfragmentierung und die Strukturverarmung der Kulturlandschaft eine wesentliche Auswirkung auf die Biodiversität hat (Feranec et al., 2016), ist vor allem die Eutrophierung durch landwirtschaftlichen Dünger und die atmosphärische Stickstoffdeposition für den Biodiversitätsverlust verantwortlich (Dengler et al., 2014; Hettelingh et al., 2017). Zusätzlich wird der Verlust der faunistischen und floristischen Vielfalt durch die Auswirkungen der globalen Erwärmung beschleunigt (Fischer et al., 2020; Schuch et al., 2012). Neben dem Rückgang der Biodiversität findet auch eine Veränderung der floristischen Zusammensetzung der Halbtrockenrasen statt. Der auf Kalkstandorten beobachtete Trend zeigt, dass Spezialisten am stärksten gefährdet sind und zunehmend durch Generalisten ersetzt werden (Fischer and Stöcklin, 1997; Stöcklin et al., 2000, 1999).

Während die Ursachen des Rückgangs der Halbtrockenrasen und ihrer Biodiversität in Mitteleuropa bekannt sind, kann die Vegetationsveränderungen auf lokaler Ebene von der allgemeinen Tendenz trotzdem abweichen, weil sie zuerst von lokalen klimatischen, geologischen und landwirtschaftlichen Bedingungen abhängig sind (Bruehlheide and Jandt, 2007; Dengler et al., 2014; Dengler and Tischew, 2018; Socher et al., 2012). Im Schweizer Jura wurden bisher nur wenig Studien über die Vegetation der Halbtrockenrasen durchgeführt. Zoller et al. (1986) zeigte durch eine Wiederholungsaufnahme (1950 vs 1986), dass viele seltene und gefährdete Arten, wie Orchideen, zurückgegangen sind. Er stellte dazu eine Homogenisierung der Gemeinschaften innerhalb der Vegetation der Halbtrockenrasen fest. Später wurde von Stöcklin et al. (2000) beobachtet, dass besonders Spezialisten gefährdet sind. Keinen Rückgang der Artenzahl wurde jedoch festgestellt. Es soll dabei der Wissenstand noch verbessert werden, um ein Profil des Trends der Vegetationsveränderung in Halbtrockenrasen der Schweizer Jura erstellen zu können. Die Bestimmung der Vegetationsveränderung auf lokaler Ebene ist dazu für die Umsetzung einer effektiven Schutzstrategie unerlässlich (Boch et al., 2020; Palpurina, 2017).

Um die Veränderung der Pflanzengemeinschaften in Halbtrockenwiesen zu analysieren, werden in der Forschung hauptsächlich Langzeit-Monitoring sowie Wiederholungsaufnahmen durchgeführt. Beim Wiederholungsaufnahmen werden die Daten einer alten Studie mit den Daten einer neuen Erhebung verglichen. Sie sind ein wertvolles Werkzeug für das Verständnis der langfristigen Dynamik von Pflanzengemeinschaften (Hédli et al., 2017). Die Genauigkeit der Relokalisierung, die Aufnahmen unterschiedlicher Personen, sowie die Aufnahme an zwei verschiedenen Jahreszeit sind die drei Hauptfehler, die in einer Resurvey auftreten können (Kapfer et al., 2017). Die Verwendung ökologischer Zeigerwerte für die Datenauswertung ist jedoch robust hinsichtlich der Ungenauigkeit der Relokalisierung (Boch et al., 2019).

In der vorliegenden Arbeit wurden im Sommer 2020 Wiederholungen von 36 Jahre alten Vegetationsaufnahmen (Hedinger, 1984) durchgeführt und die Ergebnisse miteinander verglichen. Dabei handelt es sich um Halbtrockenrasen, die extensiv von Schafen beweidet wurden und deren Pflege in den letzten 36 Jahren relativ gleichartig geblieben ist. Ziel dieser Studie war es, mögliche Veränderungen in der Diversität und der Zusammensetzung der Gefässpflanzen zu quantifizieren. Dazu wurden Biodiversitätsindizes, ökologische Zeigerwerte, funktionelle Merkmalen der Arten und die Diagnose des Artenwandels ermittelt. Schließlich wurde eine multivariate Ordination durchgeführt.

Methode

Untersuchungsgebiete

Alle untersuchten Standorte befinden sich im nordwestlichen Teil der Schweiz, im Kanton Aargau, Basel-Landschaft, Jura und Solothurn (Abbildung 2). Der Untersuchungsgebiet befasst eine Breite (Ost-West) von 67.5 km und eine Länge (Nord-Süd) von 13.5 km. Dies ist ein geologisches Gebiet (Faltenjura und Juramassiv) in dem Sedimentgesteine wie Kalkstein, Mergel und Sandstein dominieren (Gnägi und Labhart, 2014). Die Höhenlage der untersuchten Standorte liegt zwischen 420 m.ü.M bis 800 m.ü.M., weshalb sie der Kollinstufe zugeordnet werden (Mathias Baltisberger und Nyffeler, 2018).

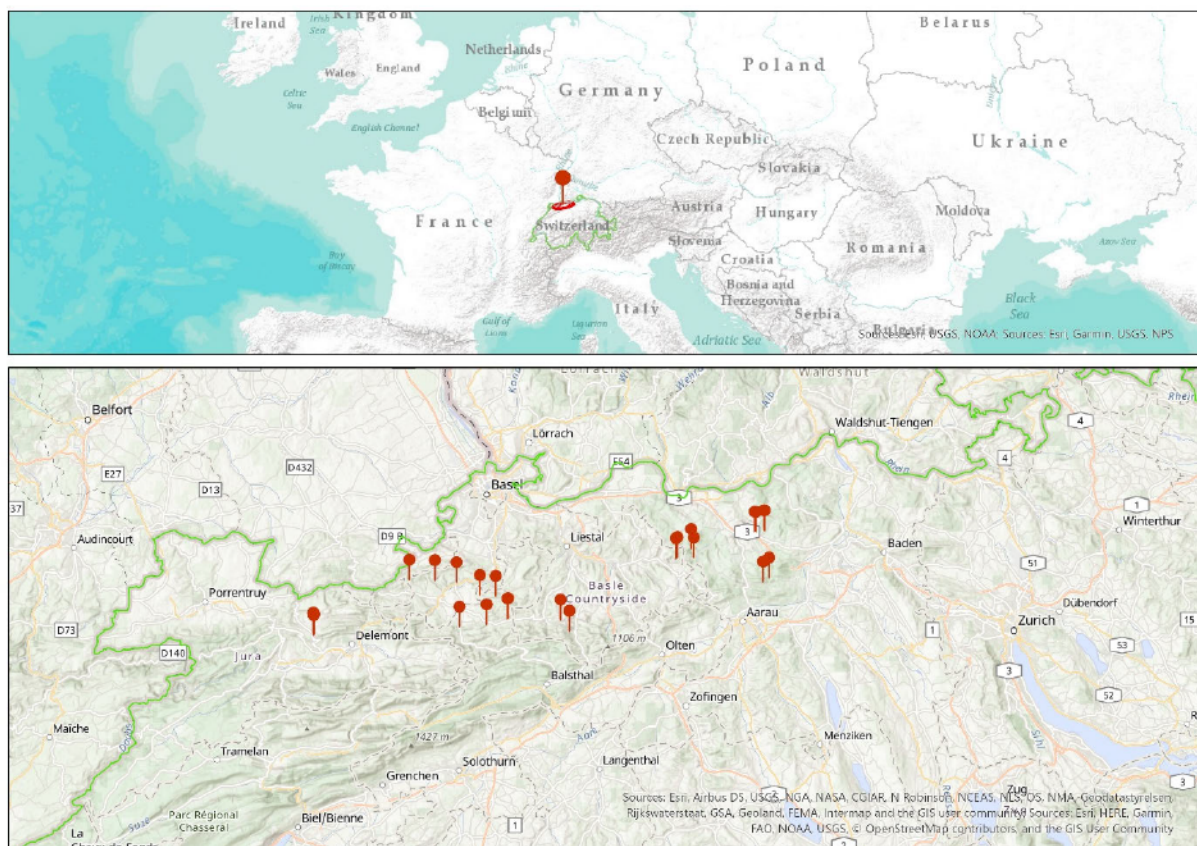


Abbildung 1 geographische Karte des untersuchungsgebietes. Oben: approximative Untersuchungsperimeter. Unten: Untersuchungsorte in der Nordwest Schweiz

Die Region hat ein atlantisches Klima, das durch feuchte Luft aus dem Nordwesten und eine komplementäre, trockene Luftzufuhr aus dem Osten gekennzeichnet ist (Matthias Baltisberger und Nyffeler, 2018). Die durchschnittliche jährliche Niederschlagsmenge in der Gemeinde Liestal, welche im Zentrum des Untersuchungsperimeters liegt, entspricht etwa 1000 mm (Abbildung 2). Das Niederschlagsregime von den Jahren 1961 und 2020 zeigt eine leichte Zunahme der jährlichen Niederschläge, die allerdings nur im Winter zu beobachten ist (MeteoSchweiz, 2020). Die durchschnittliche Jahrestemperatur im Schweizer Jura liegt bei 15 °C. Laut dem oben zitierten Bericht ist die Temperatur zwischen 1964 und 2020 um etwa eineinhalb Grad angestiegen. Die Auswirkungen des Klimawandels sind im Winter mit mildereren Jahreszeitenwerten ebenso feststellbar wie im Sommer mit Hitzewellen und längeren Sonnenscheinperioden (MeteoSchweiz, 2020).

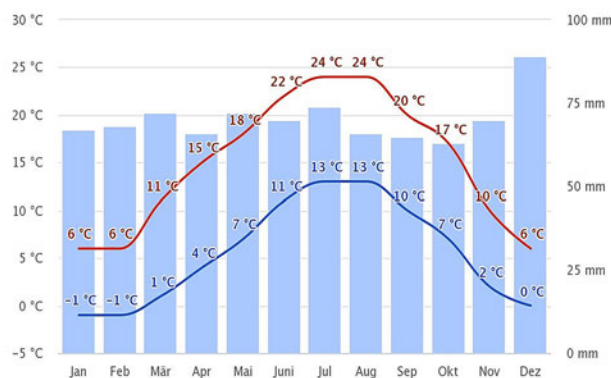


Abbildung 2 Klimadiagramm der Gemeinde Liestal (Meteoblue, 2020). Rote Linie = Durchschnittliches Tagesmaximum [°C], Blau = Durchschnittliches Tagesminimum [°C], blauen Säulen = Niederschlag [mm]

Probenahmedesign

Die Studie von 1984 umfasste insgesamt 68 Plots (Hedinger, 1984). Es waren Magerweiden für Schafe an Hängen (durchschnittliche Neigung von 23°). 28 davon wurden für die Wiedererhebung ausgewählt und für diese Arbeit im Sommer 2020 (Juni-Juli) aufgenommen (Abbildung 1). Die meisten der nicht ausgewählten Standorte hatten entweder eine andere landwirtschaftliche Nutzung als in der Vergangenheit (Getreideanbau, Obstbaumkulturen, eine sehr intensive Bewirtschaftung mit extrem niedriger Vegetationsdecke) oder eine nicht-landwirtschaftliche Nutzung (Wald, Stadtgebiet). Sie konnten mithilfe geografischer Koordinaten (nationales Referenzsystem LV03) identifiziert werden. Es liegen jedoch keine Informationen über die Genauigkeit dieser geografischen Koordinaten vor. Es wurde aber grob eingeschätzt, dass der Unterschied zwischen dem ehemaligen und neuen GPS-Gerät eine Ungenauigkeit von maximal 10 m aufweisen sollte.

Die Untersuchungsfläche der 28 ausgewählten historischen Plot variierte zwischen 48 m² und 400 m², ohne dass die Plattform angegeben gewesen wäre. Im Jahr 2000 wurde jeweils die gleiche Flächengrösse und eine quadratische Plattform gewählt. Die Untersuchungsflächen wurden Nord-Süd ausgerichtet und die Ecke (südöstlichsten Punkt des Plots) mit einem Magnet markiert. Auf den Probenflächen wurden jeweils alle Gefässpflanzen erfasst. Die Erhebungen von 1984 wurden nach der Braun-Blanquet-Methode (Braun-Blanquet, 1932) durchgeführt. Im Jahr 2020 wurden die Deckungswerte der Arten direkt in Prozent geschätzt. Um einen Vergleich der Daten zwischen 1984 und 2020 zu ermöglichen, wurden die Braun-Blanquet-Kategorien durch das geometrische Mittel der oberen und unteren Grenze des jeweiligen Deckungsgradbereiches ersetzt (Tabelle 1).

Tabelle 1 Umwandlung des Deckungsgradformat von Braun-Blanquet

Braun-Blanquet	Deckungsgrad	Geometrisches Mittel	Braun-Blanquet	Deckungsgrad	Geometrisches Mittel
R	Sehr selten	0.10	2	15% - 25%	19.36
+	0.5 %	0.50	3	25% - 50%	35.36
1	2.5 %	2.50	4	50% - 75%	61.24
>	5 % - 15%	8.66	5	75% - 100%	86.60

Die Arten wurden anhand der Schweizer Literatur (Binz and Heitz, 1990; Eggenberg and Möhl, 2013; Lauber et al., 2018) bestimmt und nach der Checkliste 2017 (Juillerat et al., 2017) benannt. Um einen statistischen Vergleich der beiden Studien zu ermöglichen, wurde die Nomenklatur der Artangaben von 1984 an die aktuelle taxonomische Nomenklatur angepasst.

Zusätzlich wurden für jeden Plot die folgenden Feldparameter erhoben: Mikrorelief, Hangneigung, Exposition, Vegetationsdeckung, Deckung der Mooschicht, der Krautschicht, der Strauchschicht, der Baumschicht, der Streus, des Totholzes, Deckungen von Felsen und Steinen, Kies und Grus sowie von Feinboden. Zusätzlich wurden fünf Messungen der Bodentiefe und fünf Messungen der Vegetationshöhe der Krautschicht durchgeführt.

Datenanalyse

Für die Beurteilung der Biodiversität wurden der Shannon-Index und die Shannon-Evenness und die Artenzahl verwendet. Die Auswahl der ökologischen Indikatorwerte nach Landolt (Landolt et al., 2010) stehen in der Tabelle 2. Für jede Art konnten der Referenzliteratur für die Schweizer Flora entnommen werden. Die mittleren Indikatorwerte pro Plot wurden dann mit dem Programm Vegedaz (Küchler, 2017) berechnet. In dieser Studie wurden zwei Mittelwerte berechnet: Der erste entspricht dem Durchschnitt der Indikatorwerte jeder Art ohne Berücksichtigung ihres jeweiligen Deckungsgrades (Abkürzung: uM), während der zweite nach dem Deckungsgrad der einzelnen Arten gewichtet wurde (Abkürzung: gM). Die Veränderung des Artenvorkommens (diagnostische Arten) wurde anhand des phi-Werts analysiert. Die funktionellen Merkmale, welche von (Westoby, 1998) für die Beurteilung der Strategietype der Art vorgeschlagen sind (Spezifische Blattoberfläche, Samenmasse und Kronenhöhe), wurden mithilfe der Datenbank TRY plant trait (Kattge et al., 2020) analysiert. Die Bestimmung der Lebensräume und deren Anzahl Arten wurden anhand der Zuordnung nach Delarze (Delarze et al., 2015) durchgeführt. Pro Plot wurden die Arten zu ihre(n)m respektiven Lebensraum(-räumen) zugeordnet und summiert. Nur die relevanten Lebensräume wurden dann ausgewählt (Xerobromion, Mesobromion, Arrhenaterion, Polygono-Trisetion, Cynosurion, Geranion sanguinei und Trifolion medii).

Alle erhobenen Daten wurden anschließend mit dem Programm R (R Core Team, 2018) statistisch ausgewertet. Um einen statischen Unterschied zu prüfen wurde der gepaarter t-test angewendet. Für die Prüfung der diagnostischen Arten wurde der Fischer's exact test gebraucht.

Eine Detrended Correspondance Analyse (Englischer Begriff, Abkürzung: DCA) wurde erstellt. Die Parameter der Studie, welche in der Tabelle 2 stehen, wurden in die Ordinationsberechnung einbezogen. Für diese Ordination wurden die Parameter Temperaturzahl, Reaktionszahl, Kontinentalitätszahl, Nährstoffzahl, Konkurrenzzahl, Feuchtezahl, Stresszahl, Lichtzahl, Spezifische Blattfläche, Samenmasse, Samenüberdauerung, Hemikryptophyten, krautige Chamaephyten und Therophyten post-hoc mit den Achsen der Ordinationsgrafik korreliert.

Tabelle 2 Untersuchte Parameter

Methode	Indikatortyp	Indikator / Parameter	Datenbank	statistischer Test
Ökologischer Zeigerwert	Gefährdung	Gefährdungsgrad	Rote Liste der Gefässpflanzen (BAFU, 2016)	gepaarter t.test
	Klima	Kontinentalitätszahl	Flora Indicativa (Landolt et al., 2010)	
		Temperaturzahl		
		Lichtzahl		
	Boden	Feuchtezahl		
		Reaktionszahl		
		Nährstoffzahl		
	Strategie	Humuszahl		
		Mahdverträglichkeit		
	Biologie	Konkurrenzstrategie		
Diasporenausbreitung				
Funktionelle Merkmale	Spezifische Blattoberfläche	Samenüberdauerung	TRY plant trait (Kattge et al., 2020)	
		Samenmasse		
		Kronenhöhe		
	Lebensform	Flora Indicativa (Landolt et al., 2010)		
Lebensraum		Artenanzahl	Delarze et al. (2015)	
Diagnostische Arten				Fisher-Test
Ordination				DCA

Ergebnisse

Gefährdete Arten

Gefährdete Arten machten einen geringen Anteil der gesamten floristischen Zusammensetzung aus (3/169 im Jahr 1984; 1/175 im Jahr 2020). Zwei Arten, die potentiell gefährdet sind, und eine verletzte Art wurden im Jahr 2020 nicht mehr gefunden. Im Jahr 2020 wurde eine verletzte Art beobachtet, die im Jahr 1984 nicht vorkam (Tabelle 3).

Tabelle 3 Vorkommen von gefährdeten Arten gemäss der Rote Liste der Schweiz (2016).

		1984	2020
<i>Anacamptis pyramidalis</i>	NT	2	0
<i>Calamintha nepeta</i>	NT	3	0
<i>Gentiana cruciata</i>	VU	6	0
<i>Cynoglossum officinale</i>	VU	0	1

Biodiversitätsindizes

Der Shannon-Index (p-Wert: 0.257) und der Evenness-Index (p-Wert: 0.968) zeigen keinen signifikanten Unterschied zwischen 1984 und 2020. Gemäss der Darstellung in der Abbildung 3 Boxplot der Biodiversitätsindizes Abbildung 3 nahm jedoch die Artenzahl pro Aufnahmeffläche signifikant ab (p-Wert: 0.022). Im Jahr 1984 wurden durchschnittlich 47 Arten pro Aufnahmeffläche aufgenommen, im Jahr 2020 lediglich 42 Arten.

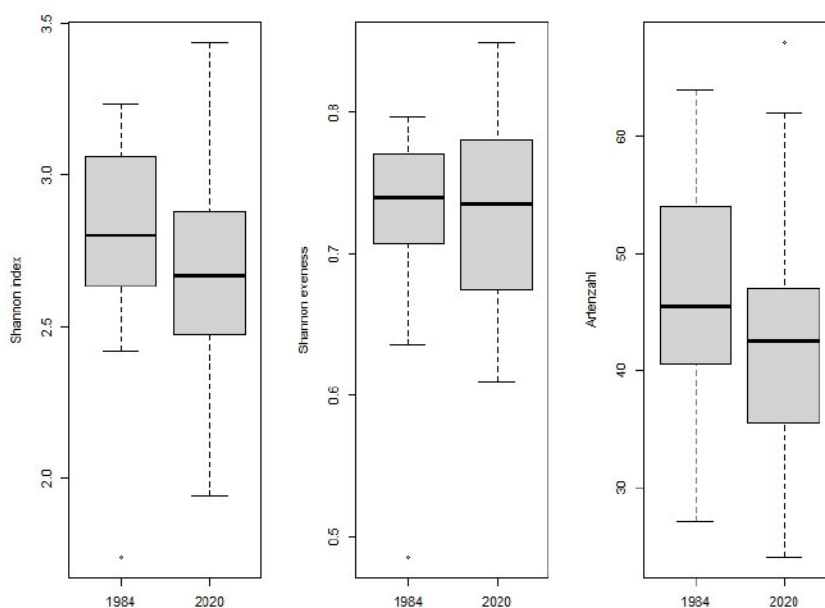


Abbildung 3 Boxplot der Biodiversitätsindizes

Ökologische Zeigerwerte

Klimatische und edaphische Indikatoren

Im Jahr 2020 gab es mehr Arten, die an nährstoffreichen Böden angepasst sind (Tabelle 2). Sie bedeckten eine größere Fläche als im Jahr 1984. Auch die Anzahl Arten, welche an saurere Böden angepasst sind, hat zugenommen. Bei den Arten von 2020 konnte eine Bevorzugung von kältere Lufttemperaturen (Kontinentalitätszahl) und eine Abnahme der Lichtzahl festgestellt werden.

*Tabelle 3 Ergebnisse der Ökologische zeigerwerte zum Klima- und Bodeneigenschaften. gM = durch die Deckung gewichteter Mittelwert; uM = ungewichteter Mittelwert. ns = nicht signifikant (p-Wert > 0.05), . = kaum signifikant (p-Wert < 0.1), * = signifikant (p-Wert < 0.05), ** = sehr signifikant (p-Wert < 0.01), *** = hoch signifikant (p-Wert < 0.001).*

Parameter	2020 vs. 1984	p-Wert (gM)	p-Wert (uM)
Nährstoffzahl	Höher	0.034 *	< 0.001 ***
Feuchtezahl	Höher	0.446 ns	< 0.001 ***
Temperaturzahl	Niedriger	0.217 ns	0.004 **
Kontinentalitätszahl	Niedriger	0.551 ns	0.004 **
Lichtzahl	Niedriger	0.204 ns	0.100 .
Reaktionszahl	Niedriger	0.029 *	0.197 ns
Humuszahl		0.722 ns	0.782 ns

CSR-Strategien

Arten mit hoher Konkurrenzfähigkeit waren im Jahr 2020 zahlreicher und bedeckten eine größere Fläche als im Jahr 1984 (Tabelle 4). Umgekehrt gab es 1984 mehr Pionierarten und stresstolerante Arten. Ihre jeweiligen Deckungsgrade sind jedoch ähnlich geblieben.

*Tabelle 4 p-Wert der Unterschied von den 3 Haupt Strategien zwischen 1984 und 2020. gM = durch die Deckung gewichteter Mittelwert; uM = ungewichteter Mittelwert. ns = nicht signifikant (p-Wert > 0.05), * = signifikant (p-Wert < 0.05), ** = sehr signifikant (p-Wert < 0.01), *** = hoch signifikant (p-Wert < 0.001).*

Parameter	Stand in 2020	p-value (gM)	p-value (uM)
Konkurrenzzahl	Höher	< 0.001 ***	< 0.001 ***
Ruderalzahl	Kleiner	0.114 ns	0.034 *
Stresszahl	Kleiner	0.167 ns	0.006 **

Weitere Analysen zeigen, dass die reinen Konkurrenz-Strategien (CCC) zugenommen haben (Tabelle 5). Die Arten mit ökologischen Strategien, die zwischen Ruderalbedingungen und Stresstoleranz liegen (RRS/CRS), haben abgenommen. Ebenso nahmen die stresstoleranten Arten (SSS) ab. Die 3-stufige Zwischenstrategie (CRS) dominierten in allen Plots. Im Jahr 1964 deckten diese Arten durchschnittlich 50,1 % der Flächen, im Jahr 2020 noch 45,7 % (Unterschied nicht signifikant). Die zweite Hauptstrategie basiert auf Stresstoleranz und Konkurrenz (SCC/SSC). Sie decken in 1964 39,4 % und im Jahr 2020 43,2 % der Flächen (nicht signifikanter Unterschied). Die fünf letzten Strategien sind in der Abbildung 4 dargestellt. Die statistisch signifikanten Unterschiede der Strategien betreffen im Durchschnitt weniger als 7 % der Flächen im Jahr 1964 und im Jahr 2020.

Tabelle 5 p-Wert der Strategien, welche signifikant Unterschiede zwischen 1984 und 2020 aufweisen. gM = durch die Deckung gewichteter Mittelwert; uM = ungewichteter Mittelwert. ns = nicht signifikant (p-Wert > 0.05), . = kaum signifikant (p-Wert < 0.1), * = signifikant (p-Wert < 0.05), ** = sehr signifikant (p-Wert < 0.01), *** = hoch signifikant (p-Wert < 0.001).

Parameter	p-value (gM)		p-value (uM)	
ccc	0.0011	**	< 0.001	***
rrs/rss	0.0091	**	< 0.001	***
sss	0.0919	.	0.001	**

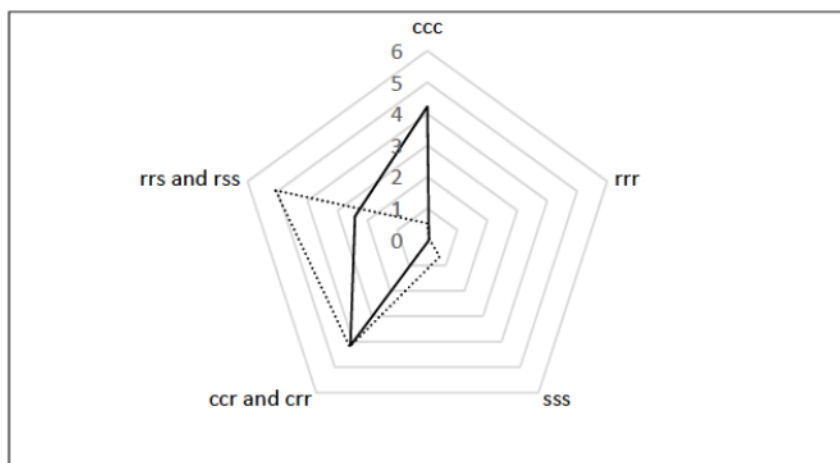


Abbildung 4 relative Verteilung der verschiedenen Strategietypen [%]. Die zwei Haupt Strategien (CCC und SCC/SSC) sind für eine bessere Übersichtlichkeit nicht dargestellt. Gestrichelte Linie = 1984, durchgezogene Linie = 2020.

Diasporenausbreitung

Die Analyse der Samenausbreitungsmethoden zeigt (Tabelle 6), dass im Jahr 2020 mehr zoochore Arten auftraten. Der Deckungsgrad dieser Arten blieb aber unverändert. In der Abbildung 5 sind die Boxplots der Zoochorie dargestellt.

Tabelle 6 p-Wert der Diasporenausbreitung. gM = durch die Deckung gewichteter Mittelwert; uM = ungewichteter Mittelwert. ns = nicht signifikant (p-Wert > 0.05), . = kaum signifikant (p-Wert < 0.1), * = signifikant (p-Wert < 0.05).

Parameter	p-value (gM)		p-value (uM)	
Anemochorie	0.7309	ns	0.0548	.
Zoochorie	0.5688	ns	0.0464	*

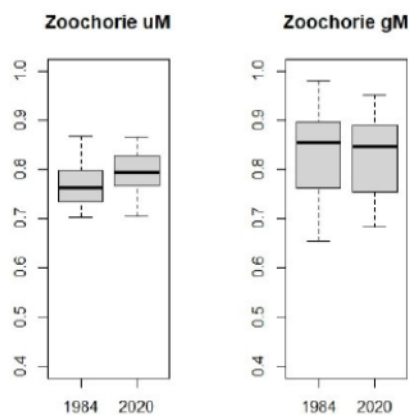


Abbildung 5 Boxplot der Zoochorie

Diagnostische Arten

21 Taxa (12,4% der gefundenen Arten) von 1984 waren im Jahr 2020 signifikant weniger präsent (Liste in der Tabelle 7). Umgekehrt wurden 8 Taxa (4,6 % der gefundenen Arten) von 2020 im Jahr 1984 seltener oder gar nicht beobachtet.

Tabelle 7 Liste der diagnostischen Arten von 1984 und 2020 und ihren phi-Wert. * = signifikant (p-Wert < 0.05), ** = sehr signifikant (p-Wert < 0.01), *** = hoch signifikant (p-Wert < 0.001).

Jahr	Taxa	Phi-Wert	1984	2020	p-Wert	
	<i>Linum catharticum</i> L.	0.68	23	4	< 0.001	***
	<i>Bellis perennis</i> aggr.	0.54	16	2	< 0.001	***
	<i>Veronica arvensis</i> L.	0.49	11	0	< 0.001	***
	<i>Myosotis arvensis</i>	0.47	10	0	< 0.001	***
	<i>Poa trivialis</i> L.	0.47	10	0	< 0.001	***
	<i>Sedum sexangulare</i> L.	0.47	12	1	< 0.001	***
	<i>Carlina acaulis</i> L.	0.44	9	0	0.002	**
	<i>Prunus spinosa</i> L.	0.41	8	0	0.004	**
	<i>Vicia sativa</i> L.	0.40	10	1	0.005	**
	<i>Campanula rotundifolia</i> aggr.	0.40	13	3	0.007	**
1984	<i>Festuca ovina</i> aggr.	0.40	21	10	0.007	**
	<i>Ajuga reptans</i> L.	0.37	9	1	0.012	*
	<i>Leontodon hispidus</i> aggr.	0.36	19	9	0.015	*
	<i>Potentilla verna</i> aggr.	0.35	13	4	0.019	*
	<i>Teucrium chamaedrys</i> L.	0.35	10	2	0.020	*
	<i>Agrostis tenuis</i>	0.35	6	0	0.023	*
	<i>Bromus hordeaceus</i> aggr.	0.35	6	0	0.023	*
	<i>Helictotrichon pubescens</i>	0.34	8	1	0.025	*
	<i>Cerastium fontanum</i>	0.32	20	11	0.031	*
	<i>Cirsium acaule</i>	0.31	9	2	0.040	*
	<i>Galium pumilum</i> aggr.	0.31	9	2	0.040	*
	<i>Arrhenatherum elatius</i>	0.61	7	24	< 0.001	***
	<i>Potentilla reptans</i> L.	0.59	3	19	< 0.001	***
	<i>Festuca arundinacea</i>	0.52	0	12	< 0.001	***
	<i>Centaurea jacea</i> L.	0.50	6	20	< 0.001	***
2020	<i>Phleum pratense</i> aggr.	0.38	0	7	0.010	*
	<i>Festuca rubra</i> aggr.	0.36	9	19	0.015	*
	<i>Rosa spec.</i>	0.35	2	10	0.020	*
	<i>Carex flacca</i>	0.32	9	18	0.031	*

Funktionelle Merkmale

Lebensform

Hemikryptophyten bedeckten im Jahr 2020 eine größere Fläche als im Jahr 1984. Umgekehrt war der Deckungsgrad der Therophyten und Chamaephyten im Jahr 2020 signifikant kleiner (Tabelle 8 p-Wert der Lebensformen. ns = nicht signifikant (p -Wert > 0.05), . = kaum signifikant (p -Wert < 0.1), * = signifikant (p -Wert < 0.05). Tabelle 8 und Abbildung 6).

Tabelle 8 p-Wert der Lebensformen. ns = nicht signifikant (p -Wert > 0.05), . = kaum signifikant (p -Wert < 0.1), * = signifikant (p -Wert < 0.05).

Lebensform	p-Wert	
Hemikryptophyten	0.046	*
Kryptophyten	0.900	ns
krautige Chamaephyten	0.014	*
verholzte Chamaephyten	0.145	ns
Therophyten	0.013	*
Phanerophyten	0.051	.
Geophyten	0.420	ns

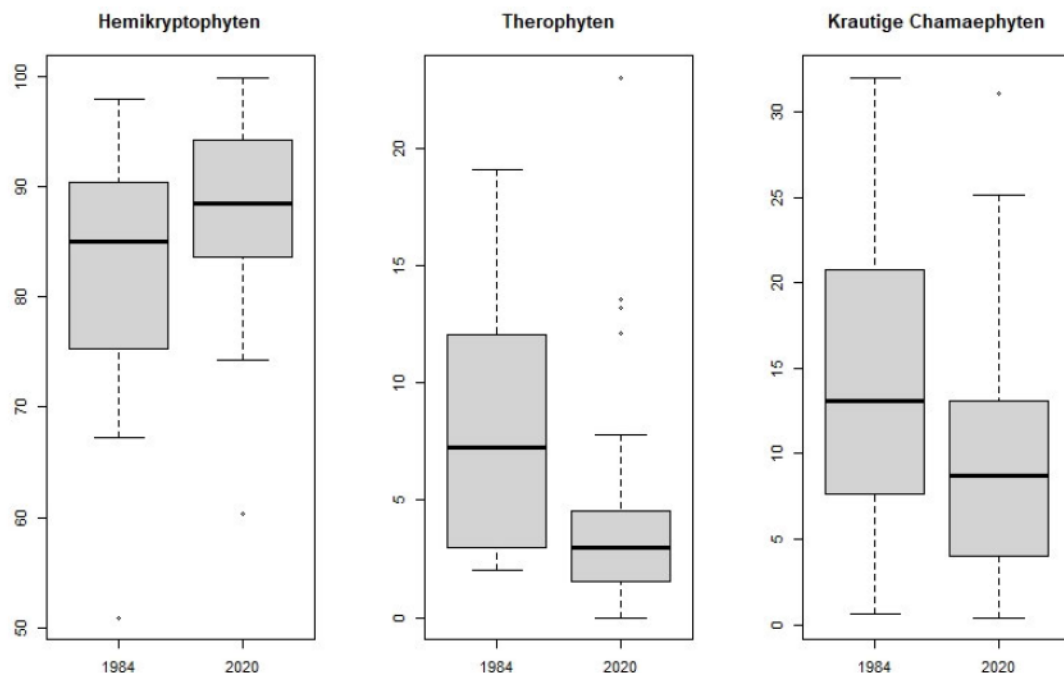


Abbildung 6 Boxplot der Lebensformen.

LHS Strategie

Unter Berücksichtigung des Deckungsgrades jeder einzelnen Art zeigte die Analyse der LHS Strategie (Tabelle 9), dass die spezifische Blattfläche, die Kronenhöhe und die Samenmasse im Jahr 2020 signifikant größer waren.

Tabelle 9 p-Wert der LHS Strategie. gM = durch die Deckung gewichteter Mittelwert; uM = ungewichteter Mittelwert. * = signifikant (p -Wert < 0.05), ** = sehr signifikant (p -Wert < 0.01), *** = hoch signifikant (p -Wert < 0.001).

Parameter	p-Wert (gM)	
Specific leaf Area	<0.001	***
Canopy height	0.006	**
Seed mass	0.016	*

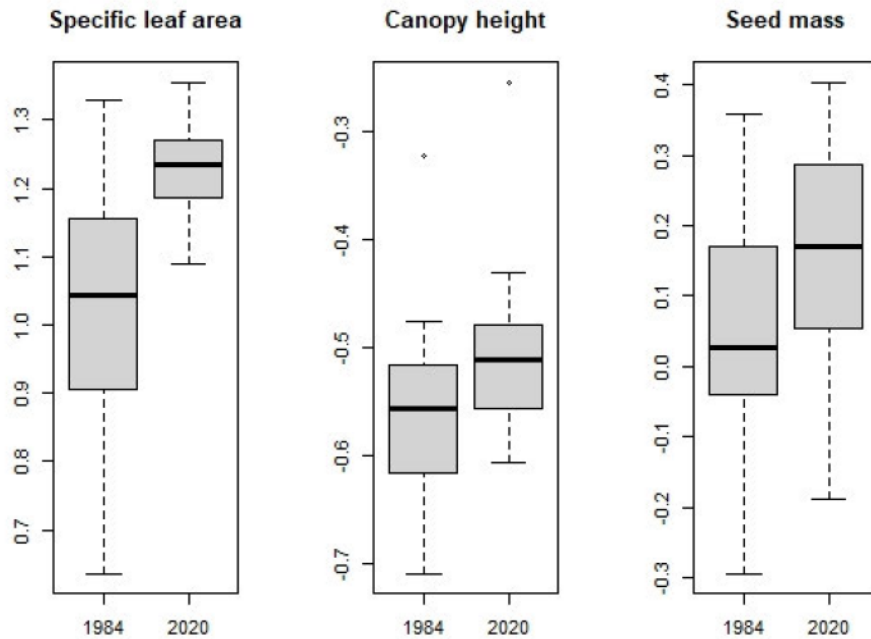


Abbildung 7 Boxplot der drei Parameter der LHS Strategie

Samenüberdauerung

Die Ergebnisse zeigen, dass es im Jahr 1984 mehr Arten gab, bei welcher die Fruchtbarkeit der Samen längerfristig erhalten werden kann, als im Jahr 2020 (p-Wert 0.0248). Bei Berücksichtigung des Deckungsgrads wurde aber keinen signifikanten Unterschied festgestellt.

Zuordnung zu den Lebensräumen

Die Anzahl *Mesobromion*-Arten blieb unverändert (p-Wert = 0.359). Die Arten des *Arrhenatherion* (p-Wert = 0.0008), *Cynosurion* (p-Wert = 0.0080) und *Trifolion medii* (p-Wert = 0.0016) nahmen im Jahr 2020 signifikant zu. In der Abbildung 8 sind die Boxplots der vier Ergebnisse dargestellt.

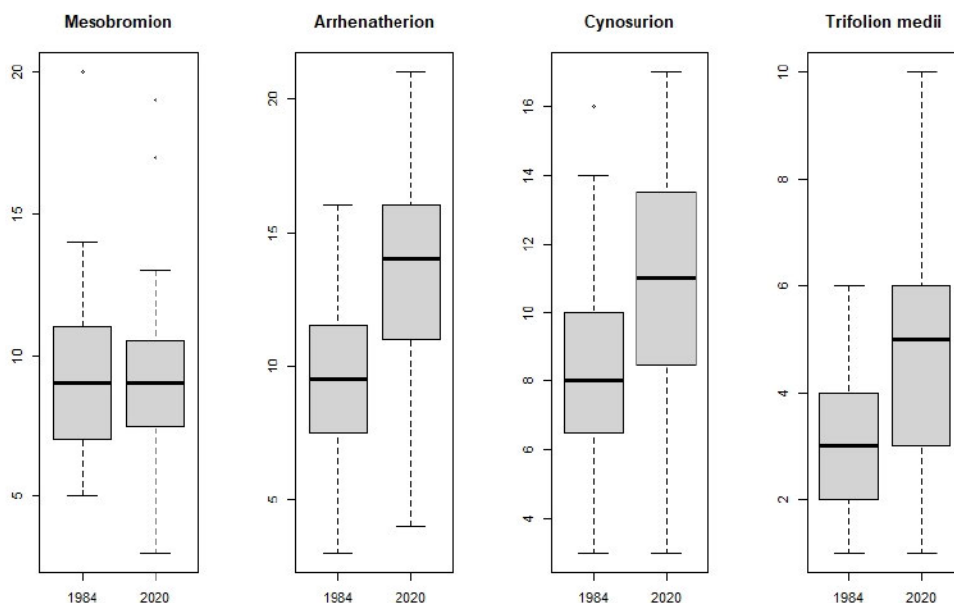


Abbildung 8 Boxplot der Anzahl Arten pro Plot, welchen in den Lebensräumen Mesobromion, Arrhenatherion und Cynosurion nach Delarze kategorisiert sind.

Ordination

Für die Ordination (Abbildung 9) wurden nur die Umweltvariablen ausgewählt, welche mit den Achsen DCA1 und DCA2 korreliert werden konnten.

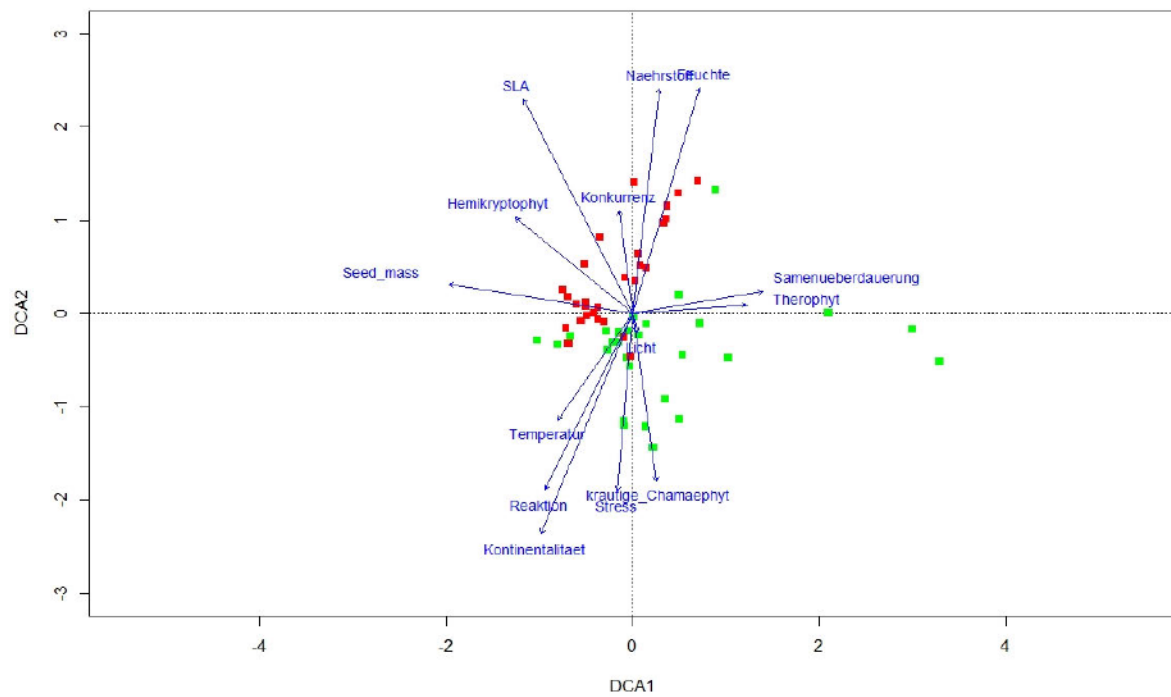


Abbildung 9 Ordinationsgrafik der Resurvey. Rote Quadrate = 2020, Grüne Quadrate = 1984. Umweltvariablen mit DCA2 kleiner als 0 = Temperatur, Licht, Reaktion, Kontinentalität, krautige Chamaephyten, Stress, Umweltvariablen mit DCA2 grösser als 0 = Samenmasse (Seed mass), Hemikryptophyten, SLA, Konkurrenz, Nährstoff, Feuchte, Samenüberdauerung, Therophyten.

Diskussion

Biodiversität

In der Schweizer Halbtrockenrasen ist die Artenzahl im Durchschnitt von 58 für einen Plot von 100 m² (Dengler et al., 2018). Dies entspricht ungefähr der gleichen durchschnittlichen Artenzahl als im West-Europa (Dengler et al., 2020). In dieser Studie sowie in der ehemaligen Studie von (Hedinger, 1984) wurden weniger Arten gefunden (47 in 1984 vs 42 in 2020). Dies kann einerseits bedeuten, dass die untersuchte Standorte im Jahr 1984 schon eine schlechte Qualität aufwiesen. Andererseits ist zu berücksichtigen, dass die Aufnahmen beider Studien von Studenten durchgeführt wurden. Dabei sind Beobachtungsfehler und besonders Unterscheidungsfehler bei ähnlichen Arten denkbar.

Eine signifikante Abnahme der Artenanzahl wurde im Jahr 2020 beobachtet. Berücksichtigt man jedoch den Deckungsgrad der einzelnen Arten mit dem Shannon-Index und Evenness-Index, so stellt man fest, dass die Biodiversität zwischen 1984 und 2020 unverändert bleibt. Da die Anzahl der Beobachtungen von gefährdeten Arten bereits 1984 sehr gering war, kann der Rückgang der Artenzahl nicht durch das Aussterben gefährdeten Arten erklärt werden. Wahrscheinlicher ist die Abnahme der Artenanzahl auf veränderte klimatische und edaphische Bedingungen, sowie durch eine ungeeignete landwirtschaftliche Bewirtschaftung zurückzuführen. Beispielsweise kann nach Eutrophierung eine erhöhte Konkurrenz nach Licht zu einem Rückgang der Biodiversität führen (Hautier et al., 2009) In Westeuropa ist jedoch keine allgemeine Tendenz zu einem Rückgang der Artenzahl in Halbtrockenrasen zu beobachten (Diekmann et al., 2014; Fischer and Stöcklin, 1997; Hüllbusch et al., 2016). Dennoch wurde in diesen Studien der Rückgang an spezialisierten Arten festgestellt, der durch eine Zunahme an generalistischen Arten kompensiert wurde. In der Studie von (Diekmann et al., 2014) wurde es dazu erwähnt, dass das regelmässige Management und das gute Schutzprogramm der untersuchten Flächen die gleichbleibende Artenanzahl erklären kann. Im Gegenteil handelt es sich in dieser Arbeit um Untersuchungsflächen, die nicht von einem spezifischen Schutzprogramm unterstützt sind. In der Studie von (Hüllbusch et al., 2016) handelt es sich um ein Gebiet in Deutschland mit niedrigem Stickstoffüberschuss. Dahingegen befindet sich das Untersuchungsgebiet dieser Studie in einer Region, wo die Stickstoffeinträge durch landwirtschaftliche Dünger und Stickstoffdeposition bedeutend sind (Purghart et al., 2014). Es wird gefolgert, dass, wenn sich ungeschützte Halbtrockenrasen in nährstoffreichen Gebieten befindet, ein leichter Rückgang der Artenzahl zu beobachten werden kann.

Nährstoffbelastung

Im Vergleich zu 1984 wurde festgestellt, dass die Vegetationszusammensetzung von 2020 besser an nährstoffreiche Böden angepasst ist. Diese Beobachtung wurde im Jahr 1986 von Zoller et al. (1986) in der gleichen Region festgestellt und ähnliche Tendenzen in Europa beobachtet (Jandt et al., 2011).

Durch die Analyse der diagnostischen Arten wurde festgestellt, dass an nährstoffreiche Böden angepasste Arten wie *Potentilla reptans* (Nährstoffzahl = 4), *Festuca arundinacea* (Nährstoffzahl = 4) und *Arrhenaterum elatius* (Nährstoffzahl = 3) signifikant zugenommen haben. Umgekehrt haben die an nährstoffarme Böden orientierte Arten (Nährstoffzahl = 2) wie *Agrostis stolonifera*, *Festuca ovina*, *Campanula rotundifolia*, *Carlina acaulis*, *Galium pumilum*, *Leontodon hispidus* und *Potentilla verna* signifikant abgenommen.

Während der Feldarbeit wurde ausserdem festgestellt, dass die meisten Standorte von intensiv bewirtschafteten Flächen umgeben waren. Es ist daher plausibel, dass ein Nährstoffeintrag durch Oberflächenabflüsse auftritt, falls sich die intensiven Flächen oberhalb der Standorte befinden. Ebenfalls ist bei extensiven Weiden die Besatzdichte nicht begrenzt.

Da kein Unterschied in der Humuszahl zwischen 1964 und 2020 erkennbar ist, kann davon ausgegangen werden, dass eine Akkumulation an totem Pflanzenmaterial nicht zu einer Nährstoffanreicherung geführt hat. Die Tatsache, dass die Reaktionszahl signifikant abgenommen hat, kann jedoch als indirekter Effekt der Anreicherung des Bodens an Ammoniumionen angesehen werden, da die Oxidation von NH_4^+ zu NO_3^- Protonen freisetzt, was zu einer Bodenversauerung führt. Ammoniumionen stammen entweder aus der atmosphärischen Deposition oder aus der Ausbringung von Dung und Exkrementen. Die Herkunft des Nährstoffeintrags kann jedoch nicht eindeutig definiert werden. In der Schweiz wird aber im Durchschnitt eine Menge von 24 kg Stickstoff pro Hektar Flächen und pro Jahr im Boden eingetragen (Augustin and Achermann, 2012; Purghart et al., 2014). Ungefähr 12% der Stickstoffeinträge stammen aus der Stickstoffdeposition und ca. 88% aus der landwirtschaftlichen Düngung.

Nitrifikation ist ein biochemischer Prozess, der besonders auf kalkhaltigen Oberflächen aktiv ist (Carroll et al., 2003). In anderen Studien konnte festgestellt werden, dass die indirekte Rolle der Bodenversauerung einen größeren Einfluss auf die Zusammensetzung der Krautschicht hatte, als der Nährstoffeintrag per se (Berg et al., 2011). Dabei kann es nicht ausgeschlossen werden, dass die Bodenversauerung für die Abnahme der krautigen Chamaephyten und Therophyten mitverantwortlich ist.

Dass die Nährstoff- und Feuchtezahlen im Jahr 2020 grösser geworden sind, ist es auch ein Hinweis auf das verbesserte Nährstoff- und Wasserspeichervermögen des Bodens. Dies erlaubt eine höhere Biomasseproduktivität (Dengler et al., 2014), welche für typischen Arten von nährstoffarmen Standorten nachteilig ist.

Strategie

Nach dem Modell von Grime (1979) deutet ein Rückgang von ruderalen und stresstoleranten Arten und eine Zunahme hochkonkurrenzfähiger Arten auf eine Zunahme der Biomasseproduktivität sowie auf eine Abnahme der Störungssintensität hin. In einer Studie, die auf Analysen europäischer Vegetationsdatenbanken basiert (Jandt et al., 2011), wurde ebenfalls eine Zunahme der konkurrenzfähigen Arten beobachtet. Mehrjährige Arten (Hemikryptophyten) haben im Allgemeinen eine konkurrenzstärkere Evolutionsstrategie als ein- und zweijährige Arten (Gurevitch et al., 2007) und die leichte Zunahme des Deckungsgrades dieser Arten im Jahr 2020 deutet somit auf eine Zunahme der Konkurrenzstrategie hin.

Würde man jedoch nur den Effekt der Nährstoffanreicherung betrachten, dürfte ein Rückgang der Ruderalarten nicht auffallen. Der Rückgang der Pionierarten deutet also darauf hin, dass die Wiesen und Weiden sich leicht in Richtung ihres natürlichen Sukzessionsstadiums verschieben, in dem die Intensität der Störung geringer ist. Der gleiche Trend konnte in einer Studie von Moog et al. (2005) beobachtet werden, wo die Veränderung der funktionelle Merkmale analysiert wurden, wenn mageren Wiesen nicht mehr gepflegt wurden.

Ein nicht ausreichender landwirtschaftlicher Unterhalt einer Magerwiese führt zu einer Veränderung der floristischen Zusammensetzung, unter anderem durch eine Zunahme von verholzten und mesophitischen Arten (Janišová et al., 2011). Langfristig und abhängig von der natürlichen Sukzession wird bei solchen Flächen ein Rückgang der Biodiversität beobachtet (Diekmann et al., 2014). Im Untersuchungsgebiet ist jedoch mit einer regelmäßigen Nutzung der Flächen zu rechnen. Zwar weil, es sich um ein Gebiet in der Kollinstufe handelt, in dem die Bewirtschaftung im Vergleich zu montanen und alpinen Gebieten relativ einfach und rentabel ist (Gellrich et al., 2007). Es konnte jedoch festgestellt werden, dass die Bewirtschaftung dieser Flächen nicht mehr optimal durchgeführt wird.

Der Rückgang der Therophyten im Jahr 2020 zeigt auch ein Managementproblem auf, da sich Therophyten vor allem dort ansiedeln, wo die Intensität der Störung hoch ist (McIntyre et al., 1995).

Stresstolerante Arten können unter anderem als Spezialisten definiert werden, weil sie sich in sehr spezifischen Habitaten entwickeln können, wo andere Pflanzen nicht mehr konkurrenzfähig sind (Lauber et al., 2018). Ihr Rückgang im Jahr 2020 deutet darauf hin, dass die Habitatstruktur homogener wird und somit in der Abnahme von spezialisierten Arten resultiert (Reitalu et al., 2012). Dass spezialisierte Arten zurückgehen und vermehrt von generalistischen Arten ersetzt werden, ist ein Trend, der bereits von Stöcklin et al. (2000) in mageren kalkreichen Wiesen in derselben Region beobachtet wurde. Das ist ein bedeutendes Problem, denn dadurch kann eine große Anzahl von seltenen Pflanzen vom Aussterben bedroht werden.

Die Analyse der spezifischen Blattoberfläche (SLA) zeigt, ähnlich wie die Beziehung "Konkurrenz - Stresstoleranz" von Grime und nach dem schematischen Vorschlag von Westoby (1998), dass die Reaktion auf die Wachstumsfähigkeit der Pflanzen im Jahr 2020 höher ist. Die Tatsache, dass die Analyse der spezifischen Blattoberfläche positiv mit den Nährstoffen korreliert werden konnte, zeigt, dass die Zunahme der Nährstoffressourcen eine Rolle bei dieser Wachstumsreaktion spielt. Ebenso deuten die Zunahme der Kronenhöhe und der Samenmasse darauf hin, dass die Intensität der Störung im Jahr 2020 geringer ist.

Veränderung der Deckungen

Die Analysen der Klimaindikatoren erlaubten eine Beurteilung der Veränderung der Vegetationsdeckung. In der Tat deutet die Zunahme der Luftfeuchtigkeit (Kontinentalitätszahl), die Abnahme der Temperatur, die Abnahme des verfügbaren Lichts und die Zunahme der Bodenfeuchtigkeit auf einer Vegetationsverdichtung hin. Die Tatsache, dass die SLA und die Kronenhöhe zunehmen, unterstützt diese Theorie zusätzlich. Die Zunahme konkurrenzfähiger Arten, begünstigt durch den Nährstoffeintrag, ist vermutlich die Ursache der Zunahme der Biomasseproduktivität und damit die Ursache der Verdichtung der Vegetationsdeckung. Eine Verdichtung der Vegetation in Schweizer Halbtrockenrasen konnte ausserdem von Boch et al. (2019) ebenfalls festgestellt werden.

Samenausbreitung

Die Samenausbreitung durch Tiere (Zoochorie) ermöglicht laut dem aktuellen Wissensstand einen Transport von Samen über größere Distanzen als durch Wind (Vittoz und Engler, 2007). Die Methode der Samenausbreitung kann für die Arten ein wichtiger Überlebensfaktor sein, besonders wenn die Landschaft fragmentiert ist. Im Schweizer Jura wurde festgestellt, dass die Fragmentierung bei dem Rückgang seltener Arten eine wesentliche Rolle spielt (Niemelä und Baur, 1998; Stöcklin et al., 1999, 2000). Doch auch innerhalb von ganz Europa ist der Rückgang der Biodiversität, verursacht durch die Fragmentierung, problematisch (Auffret und Plue, 2014). Die Hypothese aber, dass in isolierten Pflanzengemeinschaften eine Anpassung der Samenausbreitungsstrategie stattfindet, ist eine heikle Interpretation und sollte weiter geforscht werden. In dieser Studie deuten jedoch die Zunahme der Zoochorie und das Gleichbleiben der Anemochorie (die einzigen relevanten Ausbreitungstypen für Arten von Halbtrockenwiesen und -weiden) darauf hin, dass die Arten des Jahres 2020 vielfältigere Samenausbreitungsstrategien haben. Anders ausgedrückt: im Jahr 2020 verwenden mehr Arten beide Methoden der Samenausbreitung als im Jahr 1984.

Lebensräume

Die höhere Produktivität dieser Standorte kann auch durch die Resultate der Zuordnung zu den Lebensräumen festgestellt werden. Es gibt im Jahr 2020 mehr Arten, welche in der Fettwiesen und -Weiden vorkommen, als im Jahr 1984. Die leichte Verschiebung der Vegetation in die Richtung derer sukzessiven Stadium ist auch bei der Erhöhung der Arten der mesophilen Krautsaum feststellbar.

Ordination

In der Ordination, die Auswertung verschiedener Parameter (SLA, Konkurrenz, Nährstoffe und Feuchte) deutet darauf hin, dass die Pflanzengemeinschaften der untersuchten Standorten mit weniger limitierenden edaphischen Bedingungen wachsen, als im Jahr 1984. Darüber hinaus ist zu beobachten, dass die damals untersuchten Standorte eine größere Fläche auf der Ordinationsgrafik abdecken. Es ist also zu vermuten, dass die Flächen im Jahr 2020 eine Tendenz zur Homogenität aufweisen.

Schlussfolgerung

Es sind insgesamt 20 Parameter, die einen statistisch signifikanten Unterschied zwischen 1984 und 2020 zeigen. Wenn viele Parameter eine Tendenz zur Eutrophierung und Vergandung zeigen konnte, andere Parameter, wie die Zunahme der Zoochorie nicht eindeutig erklärt werden konnte. Auch der Fakt, dass die Anzahl *Mesobromion*-Arten nicht zurückgegangen sind, während die *Cynosurion*-, *Arrhenaterion*- und *Trifolion-medii*-Arten zugenommen haben, lässt sich schlecht interpretieren. Die einzige Hypothese ist, dass die Zuordnung nach Delarze (Delarze et al., 2015) mit der Klassifizierung der Pflanzengemeinschaften der Halbtrockenrasen im Jahr 1986 nicht vollständig übereinstimmt.

Obwohl die meisten dieser Flächen während 36 Jahren beweidet wurden, wurde während der Feldarbeit beobachtet, dass diese Flächen nicht immer von Schafen beweidet werden. Der Einfluss der Veränderung des Weidemanagements (besonders durch Kühe) konnte jedoch in dieser Studie nicht ermittelt werden. Es wäre aber für eine künftige ähnliche Untersuchung von Vorteil, die genaue Bewirtschaftung ermitteln zu können.

Ausser der Erhöhung der Zoochorie, stimmen alle Parameter mit der Tendenz der Erhöhung der Produktivität sowie mit der leichten Vergandung der untersuchten Flächen. Die Limitierung an Nährstoffe und Wasser spielt eine zentrale Rolle in der Erhaltung der charakterisierten Arten der halbtrockenrasen und die festgestellte Erhöhung der Produktivität zeigt auf, dass diese Limitierung nicht mehr eingehalten ist. Das hat zur Folge, dass die Arten der Halbtrockenrasen sich in Richtung der Pflanzengemeinschaften der Fettwiesen und – Weiden verschieben, was schlussendlich als eine Homogenisierung der Pflanzenvielfalt auf Landschaftsebene interpretiert werden kann.

Da es sich hierbei um Halbtrockenrasen handelt, die in den letzten Jahrzehnten keinen besonderen Schutzmassnahmen erfahren haben und somit besonders der Nährstoffanreicherung und unsachgemäßen landwirtschaftlichen Bewirtschaftung ausgesetzt waren, stellt diese Studie quasi idealerweise die Auswirkungen der Eutrophierung auf die Vegetationsveränderungen im Halbtrockenrasen heraus. Interessant ist auch, dass minderwertige Halbtrockenwiesen und -weiden sehr gute Indikatoren für Vegetationsveränderungen sein können. Dieser Ansatz könnte weiterentwickelt werden, um robuste zusätzliche Feststellungen zu den aktuellen Wissenstand beitragen zu können. Diese Ergebnisse zeigen aber, dass ein eidgenössisches, kantonales oder privates Schutzsystem auch in der untersuchten Flächen Sinn machen würde. So könnte ungewünschter Nährstoffeinträge besser vermieden werden und eine ideale Bewirtschaftung gefördert werden.

Während der Feldarbeit wurde eine bedeutende Anzahl von Pflanzen der Art *Erigeron annuus* in den Wiesen und Weiden beobachtet, jedoch keine innerhalb der Plotten. Diese Pflanze kommt ursprünglich in ruderalen Flächen vor und etabliert sich langsam auch im Grünland (Infoflora, n.d.). Sie ist eine zusätzliche Gefahr für die bereits unter Druck stehende Halbtrockenrasen-Vegetation, da sie eine besondere günstige Konkurrenzstrategie hat (Infoflora, o.J.).

Dass es durchschnittlich 10 bis 20 Jahre dauert, bis eine angereicherte Kalkmagerwiese wieder die Eigenschaften eines mageren Lebensraum erreicht (Smits et al., 2008), deutet darauf hin, dass die Umsetzung einer gezielten und erfolgreichen Schutzstrategie mittelfristig denkbar ist. Damit soll die fortschreitende Tendenz der Halbtrockenrasens zur Nährstoffanreicherung, Homogenisierung und zum Biodiversitätsverlust so weit wie möglich begrenzt werden.

Danksagung

Dank an Herr Hedinger für die Überlassung seiner Studie und für die wertvolle Hinweise zur Vorbereitung der Feldarbeit. Dank an Prof. Dr. Jürgen für seine Hilfe bei der Bestimmung der Arten und der Betreuung dieser Arbeit.

Literaturverzeichnis

- Auffret A.G., Plue J., 2014. Scale-dependent diversity effects of seed dispersal by a wild herbivore in fragmented grasslands. *Oecologia* 175, 305–313.
- Augustin S., Achermann, B., 2012. Deposition von Luftschadstoffen in der Schweiz: Entwicklung, aktueller Stand und Bewertung. *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen* 163, 323–330.
- BAFU, 2016. Rote Liste Gefässpflanzen.
- Baltisberger Mathias, Nyffeler R., 2018. Höhenstufen der Schweiz.
- Baltisberger Matthias, Nyffeler R., 2018. Biogeographische Regionen der Schweiz.
- Berg, L, Vergeer P., Rich T.C.G., Smart S.M., Guest D., Ashmore M.R., 2011. Direct and indirect effects of nitrogen deposition on species composition change in calcareous grasslands. *Global Change Biology* 17, 1871–1883.
- Binz, A., Heitz, C., 1990. Schul- und Exkursionsflora für die Schweiz, 19th ed.
- Boch S., Bedolla A., Ecker K., Graf U., Küchler H., Küchler M., Holderegger R., Bergamini A., 2019. Mean indicator values suggest decreasing habitat quality in Swiss dry grasslands and are robust to relocation error. *TUOXENIA* 39, 315–334.
- Boch S., Biurrun I., Rodwell J., 2020. Grasslands of Western Europe, in: *Encyclopedia of the World's Biomes*. Elsevier, pp. 678–688.
- Braun-blanquet J., 1932. *Plant sociology. The study of plant communities*. First ed.
- Bruelheide H., Jandt U., 2007. The relationship between dry grassland vegetation and microclimate along a west-east gradient in Central Germany.
- Delarze R., Gonseth Y., Eggenberg S., Vust M., 2015. *Lebensräume der Schweiz: Ökologie - Gefährdung - Kennarten*, 3. vollständig überarbeitete Auflage. ed. Ott der Sachbuchverlag, Bern.

- Dengler J., 2012. Europäische Trockenrasen schlagen tropische Regenwälder. *Biologie in unserer Zeit* 42, 148–149.
- Dengler J., Biurrun I., Boch S., Dembicz I., Török P., 2020. Grasslands of the Palaearctic Biogeographic Realm: Introduction and Synthesis, in: *Encyclopedia of the World's Biomes*. Elsevier, pp. 617–637.
- Dengler J., I. Biurrun, D. Gigante, Z. Molnar, D. Paternoster, J. Rodwell, J. J. Schaminée, R. Tzonev, 2017. European Red List of Habitats - Grasslands Habitat - Group E1.2a Semi-dry perennial calcareous grassland.
- Dengler J., Janišová M., Török P., Wellstein C., 2014. Biodiversity of Palaearctic grasslands: a synthesis. *Agriculture, Ecosystems & Environment, Biodiversity of Palaearctic grasslands: processes, patterns and conservation* 182, 1–14.
- Dengler J., Tischew S., 2018. Grasslands of Western and Northern Europe, between Intensification and Abandonment.
- Dengler J., Wagner V., Dembicz I., García-Mijangos I., Naqinezhad A., Boch S., Chiarucci A., Conradi T., Filibeck G., 2018. GrassPlot Diversity Explorer - EDGG -GrassPlot – a database of multi-scale plant diversity in Palaearctic grasslands. *Phytocoenologia* 48: 331–347. [WWW Document]. URL <https://edgg.org/databases/GrasslandDiversityExplorer> (accessed 1.13.21).
- Diekmann M., Jandt U., Alard D., Bleeker A., Corcket E., Gowing D.J.G., Stevens C.J., Duprè C., 2014. Long-term changes in calcareous grassland vegetation in North-western Germany – No decline in species richness, but a shift in species composition. *Biological Conservation* 172, 170–179.
- Eggenberg S., Möhl A., 2013. *Flora Vegetativa*, 3rd ed, Haupt Verlag.
- European Commission. Directorate General for the Environment, 2008. LIFE and Europe's grasslands: restoring a forgotten habitat. Publications Office, LU.
- Feranec J., Soukup T., Hazeu G., Jaffrain G., 2016. *European Landscape Dynamics: CORINE Land Cover Data*. CRC Press.
- Fischer F.M., Chytrý K., Těšitel J., Danihelka J., Chytrý M., 2020. Weather fluctuations drive short-term dynamics and long-term stability in plant communities: A 25-year study in a Central European dry grassland. *Journal of Vegetation Science* 31, 711–721.
- Fischer M., Stöcklin J., 1997. Local Extinctions of Plants in Remnants of Extensively Used Calcareous Grasslands 1950–1985. *Conservation Biology* 11, 11.
- Gellrich M., Baur P., Koch B., Zimmermann, N.E., 2007. Agricultural land abandonment and natural forest re-growth in the Swiss mountains: A spatially explicit economic analysis. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 118, 93–108.
- Gnägi C., Labhart T.P., 2014. *Geologie der Schweiz*, 9., vollst. überarb. Aufl. ed. Ott, Bern.

- Grime J.P., 1979. Plant strategies and vegetation processes.
- Gubser C., Artenmanagement A., Fisch C., Indermühle N., Artenmanagement A., Magnin B., Schild A., Widmer C., Öko F., Aubert P., Martin M., Masé G., 2010. Trockenwiesen und -weiden von nationaler Bedeutung. Vollzugshilfe zur Trockenwiesenverordnung.
- Gurevitch J., Moore P.D., Scheiner S., 2007. The ecology of plants, 2nd edn. *Ann Bot* 99, 371–372.
- Hautier Y., Niklaus, P.A., Hector, A., 2009. Competition for Light Causes Plant Biodiversity Loss After Eutrophication. *Science* 324, 636–638. <https://doi.org/10.1126/science.1169640>
- Hedinger, 1984. Magere Schafweiden im Nordwestschweizer Jura. Pflanzensoziologie und ökologische Untersuchung. Lizentiatsarbeit am systematisch - Geobotanischen Institut der Universität Bern.
- Hédli R., Bernhardt-Römermann M., Grytnes J.-A., Jurasinski G., Ewald J., 2017. Resurvey of historical vegetation plots: a tool for understanding long-term dynamics of plant communities. *Applied Vegetation Science* 20, 161–163.
- Hettelingh J.P., Posch M., Sloomweg J., 2017. European critical loads: database, biodiversity and ecosystems at risk.
- Hüllbusch E., Brand L.M., Ende P., Dengler J., 2016. Little vegetation change during two decades in a dry grassland complex in the Biosphere Reserve Schorfheide-Chorin (NE Germany).
- Jandt, U., von Wehrden H., Bruelheide H., 2011. Exploring large vegetation databases to detect temporal trends in species occurrences: *Journal of Vegetation Science* 22, 957–972.
- Janišová M., Bartha S., Kiehl K., Dengler J., 2011. Advances in the conservation of dry grasslands: Introduction to contributions from the seventh European Dry Grassland Meeting. *Plant Biosystems* 145, 507–513.
- Juillerat P., Beat Bäumler, Christophe Bornand, Stefan Eggenberg, Andreas Gygax, Michael Jutzi, Adrian Möhl, Reto Nyffeler, Lionel Sager, Helder Santiago, 2017. *Flora Helvetica Checklist 2017*.
- Kapfer J., Hédli R., Jurasinski G., Kopecký M., Schei F.H., Grytnes J.-A., 2017. Resurveying historical vegetation data - opportunities and challenges. *Appl Veg Sci* 20, 164–171.
- Kattge J. et al, 2020. TRY plant trait database – enhanced coverage and open access. *Global Change Biology* 26, 119–188.
- Küchler M., 2017. *VegeDaz - WSL [WWW Document]*. URL <https://www.wsl.ch/en/services-and-products/software-websites-and-apps/vegedaz.html> (accessed 1.12.21).
- Landolt E., Bäumler B., Ehardt A., Hegg O., Klötzli F., Lämmer W., Nobis M., Rudmann-Maurer K., Schweingruber F.H., Theurillat J.-P., Urmi E., Vust M., Wohlgemuth T., 2010. *Flora indicativa. Ökologische Zeigerwerte und biologische Kennzeichen zur Flora der Schweiz und der Alpen*. Haupt Verlag, Bern.

- Lauber K., Wagner G., Gfeller E., Gygas A., 2018. *Flora Helvetica*, 5th ed.
- Mathieu J., Backhaus N., Hürlimann K., Bürgi M., 2016. *Geschichte der Landschaft in der Schweiz: Von der Eiszeit bis zur Gegenwart*. Orell Füssli Verlag.
- McIntyre S., Lavorel S., Tremont R.M., 1995. Plant Life-History Attributes: Their Relationship to Disturbance Response in Herbaceous Vegetation. *Journal of Ecology* 83, 31–44.
- Meteoblue, 2020. Klima Liestal [WWW Document]. meteoblue. URL https://www.meteoblue.com/de/wetter/historyclimate/climatemodelled/liestal_schweiz_2659891 (accessed 11.24.20).
- MeteoSchweiz, 2020. Temperatur- und Niederschlagsentwicklung - MeteoSchweiz [WWW Document]. URL <https://www.meteoschweiz.admin.ch/home/klima/klimawandel-schweiz/temperatur-und-niederschlagsentwicklung.html> (accessed 11.24.20).
- Moog D., Kahmen S., Poschlod P., 2005. Application of CSR- and LHS-strategies for the distinction of differently managed grasslands. *Basic and Applied Ecology* 6, 133–143.
- Niemelä J., Baur B., 1998. Threatened species in a vanishing habitat: plants and invertebrates in calcareous grasslands in the Swiss Jura mountains. *Biodiversity and Conservation* 7, 1407–1416.
- Palpurina S., 2017. Environmental drivers of fine-scale plant species richness in Eurasian dry grasslands: a macroecological perspective.
- Petraitis P., Latham R., Niesenbaum R., 1989. The Maintenance of Species Diversity by Disturbance. *Quarterly Review of Biology* 64, 393–418.
- Purghart B.G., Nöthiger K., Hanimann B., 2014. Ammoniak-Immissionen und Stickstoffeinträge 62.
- R Core Team, 2018. *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Reitalu T., Purschk, O., Johansson L.J., Hall K., Sykes M.T., Prentice H.C., 2012. Responses of grassland species richness to local and landscape factors depend on spatial scale and habitat specialization. *Journal of Vegetation Science* 23, 41–51.
- Scheiner S.M., Willig M.R., 2011. *The Theory of Ecology*. University of Chicago Press.
- Schuch S., Wesche K., Schaefer, M., 2012. Long-term decline in the abundance of leafhoppers and planthoppers (Auchenorrhyncha) in Central European protected dry grasslands. *Biological Conservation* 149, 75–83.
- Smits N. a. C., Willems J.H., Bobbink R., 2008. Long-term after-effects of fertilisation on the restoration of calcareous grasslands. *Applied Vegetation Science* 11, 279–286.
- Socher S.A., Prati D., Boch S., Müller J., Klaus V.H., Hölzel N., Fischer M., 2012. Direct and productivity-mediated indirect effects of fertilization, mowing and grazing on grassland species richness. *Journal of Ecology* 100, 1391–1399.

- Stöcklin J., Meier V.G., Ryf M., 1999. Populationsgrösse und Gefährdung von Magerwiesen-Pflanzen im Nordwestschweizer Jura. BAUHIN IA 8.
- Stöcklin J., Ryf M., Fischer M., 2000. Small size of remnants of nutrient-poor calcareous grassland (Mesobromion) in the Swiss Jura puts many plant species at the risk of local extinction. Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz 9, 109–118.
- Vittoz, P., Engler R., 2007. Seed dispersal distances: a typology based on dispersal modes and plant traits. Bot. Helv. 117, 109–124.
- Westoby M., 1998. A leaf-height-seed (LHS) plant ecology strategy scheme. Plant and Soil 199, 213–227.
- Zoller H., 1954. Die Arten der Bormus erectus-Wiesen des Schweizer Juras, ihre Herkunft und ihre Areale mit besonderer Berücksichtigung der Verbreitung in ursprünglicher Vegetation. Verlag Hans Huber, Bern.
- Zoller H., Wagner C., Frey V., 1986. Nutzungsbedingte Veränderungen in Mesobromion-Halbtrockenrasen in der Region Basel - Vergleich 1950-1980.

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1 geographische Karte des untersuchungsgebietes.	7
Abbildung 2 Klimadiagramm der Gemeinde Liestal.....	8
Abbildung 3 Boxplot der Biodiversitätsindices.....	11
Abbildung 4 relative Verteilung der verschiedenen Strategietypen.....	13
Abbildung 5 Boxplot der Zoochorie.....	13
Abbildung 6 Boxplot der Lebensformen.	15
Abbildung 7 Boxplot der drei Parameter der LHS Strategie.....	16
Abbildung 8 Boxplot der Lebensräume nach Delarze	16
Abbildung 9 Ordinationsgrafik der Resurvey..	17

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1 Umwandlung des Deckungsgradformat von Braun-Blanquet.....	8
Tabelle 2 Untersuchte Parameter	10
Tabelle 3 Ergebnisse der Ökologische zeigerwerte zum Klima- und Bodeneigenschaften.....	12
Tabelle 4 p-Wert der Unterschied von den 3 Haupt Strategien zwischen 1984 und 2020.....	12
Tabelle 5 p-Wert der Strategien.....	13
Tabelle 6 p-Wert der Diasporenausbreitung.....	13
Tabelle 7 Liste der diagnostischen Arten von 1984 und 2020 und ihren phi-Wert..	14
Tabelle 8 p-Wert der Lebensformen.	15
Tabelle 9 p-Wert der LHS Strategie	15

Anhang

Die Daten der Studie konnten in diesem Bericht nicht eingeführt werden, weil es sich um eine zu grosse Menge an Daten handelt. Alle Daten der Studie wurden jedoch in der Elektronischen Anhänge in der Web-Plattform der ZHAW Complexis hochgeladen. Sie sind durch die Webseite <https://complexis.zhaw.ch/overview> abrufbar.