



Wiederholungskartierung
Klosterland Benediktbeuern 2023



natur

Wiederholungskartierung
Klosterland Benediktbeuern 2023

Impressum

Wiederholungskartierung – Klosterland Benediktbeuern

Herausgeber:

Bayerisches Landesamt für Umwelt (LfU)

Bürgermeister-Ulrich-Straße 160

86179 Augsburg

Tel.: 0821 9071-0

E-Mail: poststelle@lfu.bayern.de

Internet: www.lfu.bayern.de/

Konzept/Text:

Christie Philipp, M.Sc., Heroldstr. 13, 90408 Nürnberg

Dr. Martin Feulner, Neustädtlein 48, 95488 Eckersdorf

LfU

Redaktion:

LfU

Bildnachweis:

LfU

Dr. Martin Feulner, Neustädtlein 48, 95488 Eckersdorf

Christie Philipp, M.Sc., Heroldstr. 13, 90408 Nürnberg

Stand:

August 2024

Diese Publikation wird kostenlos im Rahmen der Öffentlichkeitsarbeit der Bayerischen Staatsregierung herausgegeben. Jede entgeltliche Weitergabe ist untersagt. Sie darf weder von den Parteien noch von Wahlwerbern oder Wahlhelfern im Zeitraum von fünf Monaten vor einer Wahl zum Zweck der Wahlwerbung verwendet werden. Dies gilt für Landtags-, Bundestags-, Kommunal- und Europawahlen. Missbräuchlich ist während dieser Zeit insbesondere die Verteilung auf Wahlveranstaltungen, an Informationsständen der Parteien sowie das Einlegen, Aufdrucken und Aufkleben parteipolitischer Informationen oder Werbemittel. Untersagt ist gleichfalls die Weitergabe an Dritte zum Zweck der Wahlwerbung. Auch ohne zeitlichen Bezug zu einer bevorstehenden Wahl darf die Publikation nicht in einer Weise verwendet werden, die als Parteinahme der Staatsregierung zugunsten einzelner politischer Gruppen verstanden werden könnte. Den Parteien ist es gestattet, die Publikation zur Unterrichtung ihrer eigenen Mitglieder zu verwenden.

Das Werk ist urheberrechtlich geschützt. Alle Rechte sind vorbehalten. Die publizistische Verwertung der Veröffentlichung – auch von Teilen – wird jedoch ausdrücklich begrüßt. Bitte nehmen Sie Kontakt mit dem Herausgeber auf, der Sie – wenn möglich – mit digitalen Daten der Inhalte und bei der Beschaffung der Wiedergaberechte unterstützt.

Diese Publikation wurde mit großer Sorgfalt zusammengestellt. Eine Gewähr für die Richtigkeit und Vollständigkeit kann dennoch nicht übernommen werden. Für die Inhalte fremder Internetangebote sind wir nicht verantwortlich.



BAYERN | DIREKT ist Ihr direkter Draht zur Bayerischen Staatsregierung. Unter Tel. 089 12 22 20 oder per E-Mail unter direkt@bayern.de erhalten Sie Informationsmaterial und Broschüren, Auskunft zu aktuellen Themen und Internetquellen sowie Hinweise zu Behörden, zuständigen Stellen und Ansprechpartnern bei der Bayerischen Staatsregierung.

Inhaltsverzeichnis

Zusammenfassung	10
1 Einleitung	12
2 Untersuchungsgebiet	13
3 Bearbeitungsmethode	16
3.1 Dauertransekte und pflanzensoziologische Erfassung	16
3.2 Aufnahmezeitpunkt	18
3.3 Bestimmungsgrundlagen und Skala	18
3.4 Bodenproben	19
3.5 Geoinformatische Auswertung	19
3.6 Statistische Auswertung	19
3.7 Übersicht über die Datengrundlagen	21
4 Übersicht der Ergebnisse	23
4.1 Pflanzensoziologische Erfassung	23
4.2 Überblick über die pflanzensoziologische Entwicklung der Dauertransekte	27
4.3 Bodenparameter und Pegelstände	29
4.3.1 Bodenparameter pH, Kalium und Phosphor	29
4.3.2 Pegelstände	33
4.4 Vergleich der Artenzahl	34
4.5 Similarity Percentages (Simper)	41
4.6 Principal Component Analyses (PCA)	43
4.7 Nichtmetrische multidimensionale Skalierung (NMDS)	45
4.8 Korrelationsanalyse und Regression	48
5 Diskussion	51
6 Ableitung von Pflege- und Extensivierungsmaßnahmen	55
6.1 Weitere Aushagerung	55
6.2 Fortführung der Wiedervernässung	56
6.3 Einrichten von flachen Seigen und Abplaggen	56
6.4 Ausweitung der Beweidung ehemaliger gemähter Flächen	57
6.5 Mahdgutübertragung	57

Literaturverzeichnis	58
Anhang	60

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1:	Historische Nutzungskarte von 1912 auf aktuellem Luftbild (Stand 2024). Die Zahlen markieren die 2023 untersuchten Transekte. Die Nummerierung folgt der aktualisierten Nummerierung (Tab. 1).	13
Abb. 2:	Historische Nutzungskarte von 1948 auf aktuellem Luftbild, dunkel markiert sind Flächen, die als Streuwiesen genutzt wurden. Die Zahlen markieren die 2023 untersuchten Transekte. Die Nummerierung folgt der aktualisierten Nummerierung (Tab. 1).	14
Abb. 3:	Historische Nutzungskarte vor 1995 auf aktuellem Luftbild (Stand 2024). Dunkel markiert sind Flächen, die als Streuwiesen genutzt wurden. Die Zahlen markieren die 2023 untersuchten Transekte. Die Nummerierung folgt der aktualisierten Nummerierung (Tab. 1).	14
Abb. 4:	Aktuelle Maßnahmenplanung (aus Quinger 2016) für die Klosterlandflächen Benediktbeuern (Stand 2024). Die Dauertransekte sind hier nach der historischen Nummerierung (Tab. 1) nummeriert.	15
Abb. 5:	Karte der pflanzensoziologischen Erfassung 2023.	25
Abb. 6:	Alluvialdiagramm zur Entwicklung der Flächenanteile der pflanzensoziologischen Gesellschaften von 2016 bis 2023. HSF: Hochstaudenflur	26
Abb. 7:	Übersicht über die Lage der Transekte innerhalb der Klosterlandflächen.	27
Abb. 8:	Veränderungen des pflanzenverfügbaren Phosphatgehalts (mg/100ml), des pH-Werts (gemessen in CaCl ₂) und des pflanzenverfügbaren Kaliumgehalts (mg/100ml) der 10 Transekte mit Messreihen zwischen 1994 und 2023 (E05, E06, E09, E12, E15, E20, E21, E22, E23 und E26).	30
Abb. 9:	Entwicklung der Bodenparameter in ausgewählten Transekten zwischen den Jahren 1994, 1997 (3 Jahre Differenz) und 2023 (26 Jahre Differenz). Angabe des pH-Werts in CaCl ₂ und der Gehaltswerte von P ₂ O ₅ und K ₂ O in mg/100ml.	31
Abb. 10:	Entwicklung der Bodenparameter in ausgewählten Transekten zwischen den Jahren 1994, 1997 (drei Jahre Differenz) und 2023 (26 Jahre Differenz). Angabe des pH-Werts in CaCl ₂ und der Gehaltswerte von P ₂ O ₅ und K ₂ O in mg/100ml Boden.	32
Abb. 11:	Vergleich der Pegelstände (WTL) in cm von 1996 und 2023.	33
Abb. 12:	Vergleich der Pegelstände der Transekte, für die Werte aus 1996 und 2023 vorlagen (E03, E04, E06, E07, E08, E09, E10 und E12) in cm 1996 (rot) und 2023 (blau). Die Mittelwerte sind mit großen Kreisen markiert, die Minimum- und Höchststände mit kleinen.	33
Abb. 13:	Artenzahl der Aufnahmen im Jahr 2023 je Transekt (n=5). Roter Punkt markiert den Mittelwert. In einigen Transekten liegen gleiche Artenzahl bei mehreren Aufnahmen vor, die Punkte erscheinen dadurch dunkler bzw. orange	35
Abb. 14:	Boxplots der Artenzahl aller Transekte nach Jahren. n(1994)=21; n(1997)=24; n(2023)=25. Gruppenvergleiche mit Dunn's Test: Z:3,765542, p.adj.=0,00049.	35
Abb. 15:	Anzahl der Arten der Roten Liste 2023 je Transekt (n=5). Ein roter Punkt markiert den Mittelwert. In einigen Transekten liegen gleiche RL-Artenzahl bei mehreren Aufnahmen vor, die Punkte erscheinen dadurch dunkler bzw. orange.	37
Abb. 16:	Boxplots der Artenzahlen und Jahre 1994, 1997 und 2023 aller Transekte gruppiert nach Pflanzengesellschaften. Tests auf signifikante Gruppenunterschiede zwischen 1997 und 2023 wurden mittels Kruskal-Wallis-Test und Dunn's Test durchgeführt (* p<0,05; ** p<0,01).	38

- Abb. 17: Boxplots der gewichteten Ellenberg-Zeigerwerte für Feuchte je Transekt für die Jahre 1994, 1997 und 2023. Tests auf signifikante Gruppenunterschiede zwischen 1997 und 2023 wurden mittels Kruskal-Wallis-Test und Dunn's Test durchgeführt (* $p < 0.05$; ** $p < 0.01$). 39
- Abb. 18: Boxplots der gewichteten Ellenberg-Zeigerwerte für Nährstoff je Transekt für die Jahre 1994, 1997 und 2023. Tests auf signifikante Gruppenunterschiede zwischen 1997 und 2023 wurden mittels Kruskal-Wallis-Test und Dunn's Test durchgeführt (* $p < 0.05$; ** $p < 0.01$). 40
- Abb. 19: PCA für Mehlsprimel-Kopfbinsenmoor (Transekt E01) und Pfeifengraswiese im Übergang zur Bunten Torfmoosgesellschaft (E05), die erste Achse erklärt 52 % respektive 47,3 % der Varianz, die zweite 24,3 % respektive 28,9 %. Die Helligkeit der Cos2-Skala gibt die Qualität der Repräsentation der Variable durch die Hauptachsen wieder. Die großen Symbole stellen den errechneten Mittelpunkt der jeweiligen Aufnahmen dar. Die Vegetationsaufnahmen von 2023 sind rot, die von 1997 schwarz dargestellt. Die Abkürzungen sind in Tab. 16 im Anhang erläutert. 43
- Abb. 20: PCA für Transekt E13 und E19 (Waldsimfenflur), die erste Achse erklärt 56,7 % respektive 48,6 % der Varianz, die zweite 27,1 % respektive 31,6 %. Die Helligkeit der Cos2-Skala gibt die Qualität der Repräsentation der Variable durch die Hauptachsen wieder. Die großen Symbole stellen den errechneten Mittelpunkt der Aufnahmen dar. Die Vegetationsaufnahmen von 2023 sind rot, die von 1997 schwarz dargestellt. Die Abkürzungen sind in Tab. 16 im Anhang erläutert. 44
- Abb. 21: PCA für Transekt E22 (Kohldistelwiese) und E23 (Silgenwiese), die erste Achse erklärt 62,9 % der Varianz respektive 51,6 %, die zweite 14,9 % respektive 27 %. Die Helligkeit der Cos2-Skala gibt die Qualität der Repräsentation der Variable durch die Hauptachsen wieder. Die Vegetationsaufnahmen von 2023 sind rot, die von 1997 schwarz dargestellt. Die Abkürzungen sind in Tab. 16 im Anhang erläutert. 45
- Abb. 22: NMDS der Transekte eingeteilt in Pflanzengesellschaften mit Ellenberg-Zeigerwerten, Kulturgrasland-Zeigerwerten, Bodenparametern und Artenzahlen sowie allen Arten grau hinterlegt. Die Pflanzengesellschaften wurden für Zwecke der Visualisierung mit farbigen Ellipsen versehen. Die Abkürzungen sind in Tab. 16 im Anhang erläutert. 46
- Abb. 23: NMDS der Transekte eingeteilt in Pflanzengesellschaften mit Ellenberg-Zeigerwerten, Kulturgraslandzeigerwerten, Bodenparametern und Artenzahlen sowie RL-Arten in Rot. Den Artkürzeln sind „X0“ und „X1“ vorangestellt, „X0“ markiert Gefäßpflanzen, „X0“ die Moose. Die Abkürzungen sind in Tab. 16 im Anhang erläutert. 47
- Abb. 24: Pearson-Korrelationen zwischen relevanten Variablen zur Beschreibung von Veränderungen in der Vegetationsstruktur und der Standortbedingungen. Die Abkürzungen sind in Tab. 16 im Anhang erläutert. 48
- Abb. 25: Principal Component Analyses (PCA) der Transekte E01-E13 (ohne E08, da hierfür keine Aufnahme in 1997 erfolgte) von 1997 und 2023 mit Ellenberg-Zeigerwerten, Kulturgrasland-Zeigerwerten sowie der Anzahl von Moosen, Gefäßpflanzen und RL-Arten. Die Abkürzungen sind in Tab. 16 im Anhang erläutert. 71
- Abb. 26: Principal Component Analysis (PCA) der Transekte E14-E26 (ohne E18, da hierfür keine Aufnahme in 2023 erfolgte) von 1997 und 2023 mit Ellenberg-Zeigerwerten, Kulturgrasland-Zeigerwerten sowie der Anzahl von Moosen, Gefäßpflanzen und RL-Arten. Die Abkürzungen sind in Tab. 16 im Anhang erläutert. 72

Abb. 27: Verwendete R-Packages für die Analyse, Berechnung der Statistik und Erstellung der Abbildungen.

76

Tabellenverzeichnis

Tab. 1:	Aktuelle und historische Nummerierung der Transekte.	17
Tab. 2:	Skala für die Schätzung der Deckungswerte und deren Umrechnung in prozentuale mittlere Deckungswerte nach Braun-Blanquet.	18
Tab. 3:	Überblick über die Vegetationsaufnahmen auf allen Transekten in den Jahren 1994-2023. Entnommen aus Friedrich und Vollrath (2016), modifiziert.	21
Tab. 4:	Deskriptive Statistik der analysierten Werte aller Transekte und Jahre. * Der Shannon-Index wurde nur anhand der Daten aus den Jahren 1994, 1997 und 2023 berechnet. ** Pegeldaten sind nur für die Transekte E03, E04, E06, E07, E08, E09, E10 und E12 vorhanden. Die verwendeten Abkürzungen für die Variablen sind in Tab. 16 im Anhang erläutert.	22
Tab. 5:	Übersicht über die pflanzensoziologische Erfassung 2023.	23
Tab. 6:	Pflanzensoziologische Einteilung der Transekte 1997 und 2023	28
Tab. 7:	Mittelwerte der Bodenparameter über alle Transekte je Jahr sowie p-Wert des Dunn's Tests auf Gruppen-unterschiede. Signifikanzniveaus: $p < 0,05$ *, $p < 0,01$ **, $p < 0,001$ **, $p \geq 0,05$ nicht signifikant n.s).	29
Tab. 8:	Bewertung der Gehaltswerte von Kalium und Phosphat in mg/100ml Boden je Transekt.	32
Tab. 9:	Anzahl der Moos- und Gefäßpflanzenarten in den Aufnahmen der Jahre 1994 bis 2023.	34
Tab. 10:	Deckungen (%) der Gefäßpflanzen und Moose für alle Transekte, aufgeteilt nach Aufnahmejahren.	34
Tab. 11:	Mittlere Artenzahlen je Transekt mit Standardabweichung (n=5) im Jahresvergleich, auf signifikante Gruppenunterschiede getestet mit Dunn's Test, bei Transekten mit weniger als drei Vergleichsjahren wurde der Wilcox-Ranksummentest verwendet (*). Signifikante Ergebnisse sind fett markiert.	36
Tab. 12:	Bestes Generalisiertes Lineares Modell (GLM) zwischen Artenzahl und 16 Variablen aus den Daten der Jahre 1994, 1997 und 2023. AIC: 658.89; Null-Devianz 231.97 bei 99 Freiheitsgraden. Residualdevianz 165.64 bei 96 Freiheitsgraden. Verteilung der Exponenten nach Poisson. Die Abkürzungen sind in Tab. 16 im Anhang erläutert.	49
Tab. 13:	Bestes Generalisiertes Lineares Modell (GLM) zwischen Artenzahl und 16 Variablen aus den Daten der Jahre 1994, 1997 und 2023. AIC: -19.312; Null-Devianz 5.3057 bei 69 Freiheitsgraden. Residualdevianz 2.3374 bei 61 Freiheitsgraden. Verteilung der Exponenten nach Gauss. Die Abkürzungen sind in Tab. 16 im Anhang erläutert.	50
Tab. 14:	Standortdaten sowie Pflanzengesellschaften aller 2023 untersuchten Transekte mit je 5 Aufnahmeplots.	60
Tab. 15:	Ergebnisse der Bodenparametermessungen je Transekt und Jahr.	63
Tab. 16:	Erklärung der verwendeten Abkürzungen für die in der Untersuchung verwendeten Variablen.	65
Tab. 17:	Ergebnisse der Gruppenvergleiche verschiedener Variablen zwischen 1997 und 2023 mittels Kruskal-Wallis-Test und Dunn's-Test sowie zwischen 1994, 1997 und 2023 für alle Transekte. Die Abkürzungen sind in Tab. 16 im Anhang erläutert.	66

- Tab. 18: Ergebnisse der NMDS (stress= 0,1482173). $R^2=0,8218$, $p=0,001$ für die Pflanzengesellschaften (PS). Insgesamt ist Qualität der Datenrepräsentation der NMDS gut, was sich in einem Stress-Faktor $<0,2$ widerspiegelt (Clarke 1993). Die Abkürzungen sind in Tab. 16 im Anhang erläutert. 73
- Tab. 19: Residualplots der besten Generalisierten Linearen Modelle, ausgewählt nach niedrigstem AIC der Artenzahl und der Shannon-Diversität sowie 16 erklärenden Variablen. 77

Zusammenfassung

Gegenstand dieser Untersuchung war die floristische Wiederaufnahme von 26 Dauerbeobachtungstransekten im Klosterland Benediktbeuern. Die Erstaufnahme erfolgte mit der Extensivierung der teils als Intensivwiesen und Äcker genutzten Flächen 1994 durch Riesinger (1995). Geiger-Udod (2001) führte eine Wiederholung der Transektaufnahmen durch. Heute, rund 30 Jahre nach den ersten Extensivierungs- und Wiedervernässungsmaßnahmen handelt es sich größtenteils um extensiv beweidete oder gemähte Feucht- oder Nasswiesen, Ruchgraswiesen, sowie in geringerem Umfang um Flachmoor- und Kopfriedwiesen, Streuwiesen und Hochmooranflüge. Auch Schneidseggenriede kommen vor. Die Forschungsfragen waren, wie sich die hydrologischen Gegebenheiten und aktuelle Nutzung auf die gegenwärtige Flora auswirken und welche Faktoren mögliche Veränderungen beeinflussen. Daneben ging es um die Fragen, wie sich die Flora über die Jahre seit 1994 bezüglich Artenzahl, Anteil Arten der Roten Liste und Artzusammensetzung entwickelt hat, welche Faktoren diese Entwicklungen maßgeblich beeinflussten sowie welche Faktoren maßgeblich für artenreiche Gemeinschaften sind.

Um diese Fragen zu beantworten, kamen unterschiedliche statistische Methoden zum Einsatz, um die vorhandenen Zeitreihen miteinander zu vergleichen. Die Methoden umfassten Gruppenvergleiche, prozentuale floristische Ähnlichkeit (Simper), Hauptkomponentenanalyse (PCA), nicht-metrische multidimensionale Skalierung (NMDS), Korrelationen und generalisierte lineare Modelle (GLM).

Die Pegelstände 2023 haben sich gegenüber 1997 deutlich erhöht. Auch der Anstieg der mittleren gewichteten Ellenberg-Feuchtezahl erbrachte einen signifikanten Anstieg der Bodenfeuchte. Die mit der Nutzungsextensivierung verbundene Ausmagerung wurde in einem signifikanten Rückgang der mittleren gewichteten Ellenberg-Nährstoffzahl sichtbar. Insgesamt führte sich die Tendenz einer abnehmenden Artenzahl seit 1994 fort. Es wurde ein deutlicher Artenrückgang bei den Gefäßpflanzen festgestellt, der mit der Aushagerung und Wiedervernässung einhergeht. Gleichzeitig stiegen die Artenzahl und Deckung der Moosarten stark an. Es zeigt sich ein Florenwandel von intensiv genutzten Feuchtwiesen hin zu mageren, standorttypischeren Streuwiesen- und Flachmoorbeständen, wie sie für das Gebiet als Zielbestände angedacht sind. Dieser Prozess geht einher mit abnehmenden Beständen von Gefäßpflanzenarten, welche insbesondere Generalisten, konkurrenzstarke und nährstoffliebende Arten umfassen. Trotz der Abnahme der Gefäßpflanzenarten bleibt die Anzahl der Arten der Roten Liste im Mittel konstant, was auf ein Einwandern seltener und bedrohter Moose (insbesondere Torfmoose) zurückgeht. Die Einflüsse der unterschiedlichen Variablen (Bodenparameter, Pegelstand, Zeigerwerte und Vegetationsstruktur) werden am besten durch das generalisierte lineare Modell erklärt: Das beste Modell für die Gesamtartenzahl ergibt sich aus den Variablen gewichteter Zeigerwert für Futterwert sowie dem sommerlichen mittleren Pegelstand. Die Steigung des gewichteten Futterwerts ist positiv, eine Zunahme scheint mit höheren Artenzahlen einherzugehen. Die Steigungen des Pegelstands ist negativ, eine Zunahme der Wasserstände wirkt sich somit womöglich negativ auf die Gesamtartenzahl aus. Bei näherer Betrachtung zeigt sich, dass sich die Artzusammensetzung durch diese Variablen verändert und die Anzahl der Arten der Roten Liste zunimmt.

Da es sich dabei neben Streuwiesen- und Übergangsmoorarten auch um moortypische Moosarten handelt, zeigt dieses Ergebnis, dass die Bestände moortypischer werden. Diese Entwicklung ist ganz im Sinne der Ökosystemleistungen intakter Moore und des Naturschutzes. Moorpflanzen sind Spezialisten, deren Lebensraum durch die Entwässerung und Zerstörung der Moore immer stärker eingeschränkt wurde und die in der Folge stark gefährdet sind. Als Pflegemaßnahmen werden folglich die Fortführung der extensiven Beweidung und Vernässung der Flächen empfohlen. Daneben werden kleinräumige Maßnahmen zur Erhöhung der Strukturvielfalt (beispielsweise die Anlage von Tümpeln) vorgeschlagen. Mahdgut- oder Torfmoosübertragung auf entsprechend vorbereiteten Flächen erscheinen zudem sinnvoll.

Zitiervorschlag:

Bayerisches Landesamt für Umwelt [Hrsg.] (2024): Wiederholungskartierung Klosterland Benediktbeuern 2023 – Bearbeitung: Christie Philipp, Martin Feulner, Augsburg, 77 S.

1 Einleitung

Gegenstand dieser Untersuchung sind die Flächen des Klosterlandes Benediktbeuern. Sie wurden bis 1995 überwiegend intensiv als Mähweiden und Acker genutzt. Heute handelt es sich größtenteils um extensiv beweidete oder gemähte Feucht- oder Nasswiesen, Ruchgraswiesen, sowie in geringerem Umfang um Flachmoor- und Kopfriedwiesen, Streuwiesen und Hochmooranflüge. Auch Schneidseggenriede kommen vor. Die Flächen werden derzeit mit wenigen Ausnahmen nach Vereinbarungen des Bayerischen Vertragsnaturschutzprogramms (VNP/EA) mit der Zielsetzung bewirtschaftet, dort wieder Grünlandbestände zu entwickeln, welche an den vorliegenden Moortyp mit naturnahen Parametern angepasst sind. Zusätzlich sollen die Flächen langfristig vernässt werden.

Die Moore des Klosterlandes Benediktbeuern wurden seit Anfang der 1990er-Jahre extensiviert und zunehmend renaturiert (Riesinger 1995, Geiger-Udod 2001). Die Renaturierungsmaßnahmen werden vom Zentrum für Umwelt und Kultur Klosterland Benediktbeuern (ZUK) seit 1992 ausgeführt. Moorflächen werden wieder vernässt und eine extensive Nutzung durch Beweidung, Streumahd oder Pflegemahd in Kooperation mit ansässigen Landwirten sichergestellt.

Dieser Prozess wurde seitdem in wechselnden Zeitintervallen wissenschaftlich dokumentiert. Hierzu wurden durch Elisabeth Riesinger und Beate Geiger-Udod Dauertransekte angelegt und wiederholt aufgenommen. Die ersten Aufnahmen erfolgten durch Riesinger 1994, die den Ausgangszustand kurz nach der Umwandlung in Grünland erfasste. Eine erste Dokumentation der Veränderungen erfolgte 2001 durch Beate Geiger-Udod und umfasste Vegetationsvergleiche mit 1994, aber auch Wiederholungsaufnahmen der Pegelstände und Bodenuntersuchungen. Bereits 2001 konnten dadurch beginnende Veränderungen des Gebietes festgestellt werden, dass die Magerzeiger der extensiv beweideten Wiesen zu und die Phosphor- und Kaliumgehalte des Bodens abnahmen, während die Wasserstände damals durch Grabenanstau noch nicht dauerhaft höher eingestellt werden konnten. Eine pflanzensoziologische Vegetationskartierung erfolgte 2008 und 2016 durch Burkhard Quinger.

Gegenstand der Leistung ist die erneute Aufnahme der Dauertransekte auf den Flächen des Klosterlands Benediktbeuern sowie eine erneute pflanzensoziologische Vegetationskartierung. Darüber hinaus wurden Analysen der Bodenparameter und aktuelle Pegelmessungen berücksichtigt.

Die Auswertung der Daten sollte auf die folgenden vier Forschungsfragen eingehen:

- (i) Wie wirken sich die hydrologischen Gegebenheiten und die aktuelle Nutzung auf die gegenwärtige Flora aus und welche Faktoren beeinflussen die Veränderung?
- (ii) Wie hat sich die Flora über die Jahre seit 1994 bzgl. Artenzahl, Anteil der Arten der Roten Liste und Artzusammensetzung entwickelt?
- (iii) Welche Faktoren beeinflussten diese Entwicklungen maßgeblich?
- (iv) Welche Faktoren sind maßgeblich für artenreiche Bestände?

2 Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet (UG) der Klosterlandflächen befindet sich im Naturraum Ammer-Loisach-Hügelland und ist Teil der Loisach-Kochelseemoore. Es liegt auf einer Höhe von etwa 600 m üNN mit mittleren jährlichen Niederschlägen (mehrjähriges Mittel von 1981 bis 2010) von 1473 mm, der höchste Wert wird im Juli mit im Mittel 196 mm erreicht, der niedrigste Wert im Januar mit im Mittel 67 mm (DWD 2021). zwischen der Loisach im Westen, der Bundesstraße 472 im Norden und dem Flugplatz sowie der Bundesstraße 11 im Osten. Im Süden bilden der Mühlbach und ein geschotterter Fahrweg die Grenze des UG. Über die historische Nutzung erfolgte bisher keine lückenlose Recherche, jedoch kann der Beginn von Entwässerungsmaßnahmen auf die Zeit um 1800 zurückverfolgt werden (Geiger-Udod 2001). 1912 erfolgte die Nutzung der Flächen noch überwiegend extensiv (Abb. 1), wobei der Torfabbau und die damit verbundene Entwässerung bereits im Gange war. 1948 zeigt die Karte die Umwandlung einiger Flächen zu Acker (Abb. 2).

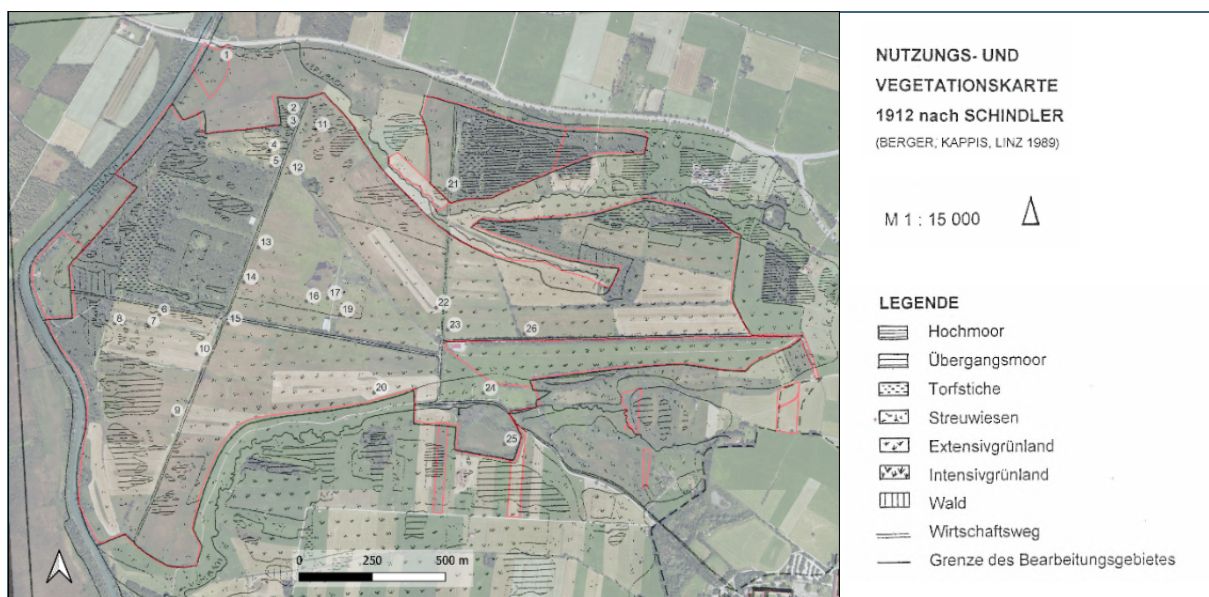


Abb. 1: Historische Nutzungskarte von 1912 auf aktuellem Luftbild (Stand 2024). Die Zahlen markieren die 2023 untersuchten Transekte. Die Nummerierung folgt der aktualisierten Nummerierung (Tab. 1).

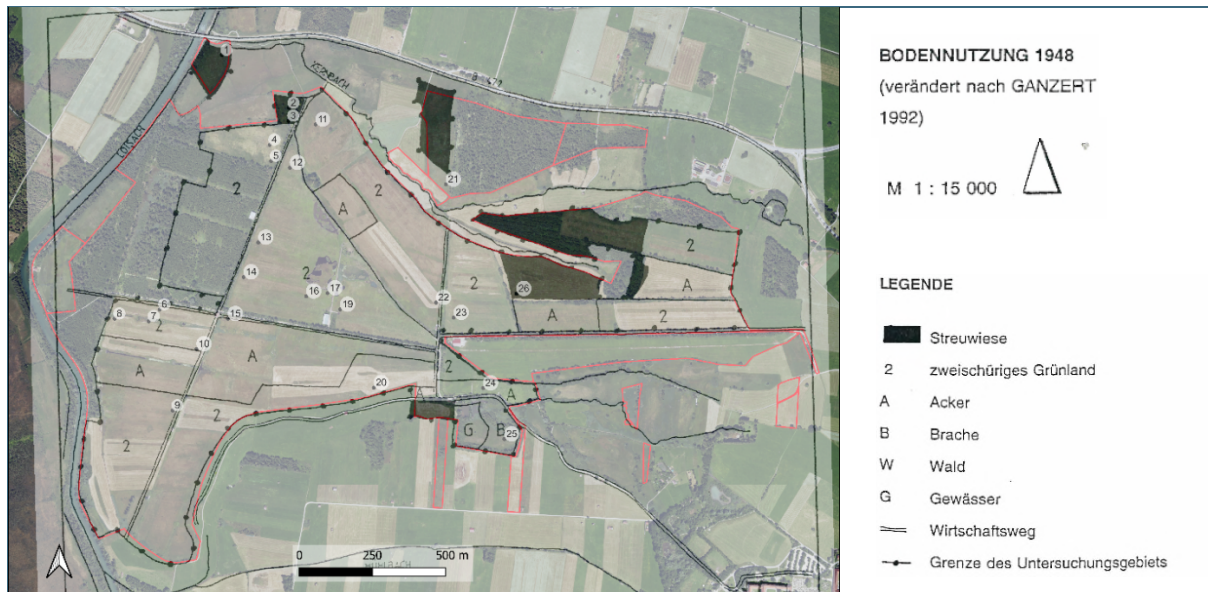


Abb. 2: Historische Nutzungskarte von 1948 auf aktuellem Luftbild, dunkel markiert sind Flächen, die als Streuwiesen genutzt wurden. Die Zahlen markieren die 2023 untersuchten Transekte. Die Nummerierung folgt der aktualisierten Nummerierung (Tab. 1).

Die Nutzungsintensivierung des Gebiets endete 1995 (Abb. 3), wobei Teile des Gebiets vermutlich eine stets extensive Nutzung wie beispielsweise als Streuwiese ohne Düngung erfuhren. Ein kleiner Teil der heutigen Klosterlandflächen wurde zeitweise als Acker genutzt. Eine detaillierte Beschreibung findet sich in Geiger-Udod (2001). Die aktuelle Nutzung (Stand 2016) wird in Abb. 4 wiedergegeben.



Abb. 3: Historische Nutzungskarte vor 1995 auf aktuellem Luftbild (Stand 2024). Dunkel markiert sind Flächen, die als Streuwiesen genutzt wurden. Die Zahlen markieren die 2023 untersuchten Transekte. Die Nummerierung folgt der aktualisierten Nummerierung (Tab. 1).

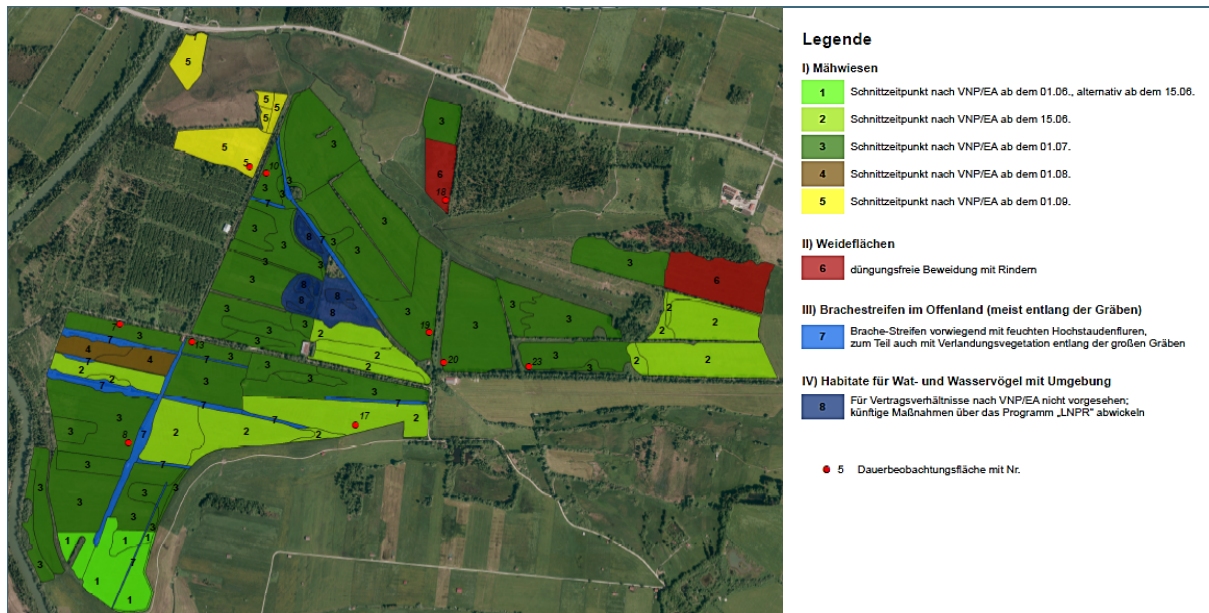


Abb. 4: Aktuelle Maßnahmenplanung (aus Quinger 2016) für die Klosterlandflächen Benediktbeuern (Stand 2024). Die Dauertransekte sind hier nach der historischen Nummerierung (Tab. 1) nummeriert.

Die Georeferenzierung historischer Karten, entnommen aus Geiger-Udod (2001) erfolgte unter Verwendung des polynomialen Algorithmus und Resampling-Methode „Nächster Nachbar“ mit QGIS 3.28.

3 Bearbeitungsmethode

3.1 Dauertransekte und pflanzensoziologische Erfassung

Die Geländearbeiten wurden von Christie Philipp und Dr. Martin Feulner gemeinschaftlich ausgeführt. Aufgenommen wurden die von Elisabeth Pleyl (geb. Riesinger) 1994 eingerichteten (Riesinger 1995) und im Zuge der Diplomarbeit von Beate Geiger-Udod 1997 erweiterten Transekte (Geiger-Udod 2001). Für die Eingabe in die vom Bayerischen Landesamt für Umwelt (LfU) bereitgestellte Access-Datenbank wurde die ursprüngliche Nummerierung verändert (Tab. 1). Die Transektbezeichnungen in diesem Bericht und in den Abbildungen beziehen sich ausschließlich auf die aktuelle Nummerierung. Durch die Umbenennung der Transekte besteht die Gefahr von Verwechslungen, daher wird die neue Nummerierung im Bericht mit vorgesetztem Buchstaben zu verwendet (beispielsweise wie in der Datenbank: E01, E02, ...).

Beate Geiger-Udod war persönlich behilflich bei dem Wiederauffinden der Transekte, welche mit Eisen Nägeln markiert sind. Bei den Dauertransekten handelt es sich um 26 Transekte auf langjährig extensiv genutzten Grünlandflächen auf ursprünglichem Moorboden, welche vor etwa 30 Jahren extensiviert wurden. Die überwiegende Anzahl der Flächen wurde dauerhaft intensiv oder extensiv als Grünland genutzt, einige wenige wurden zeitweise als Acker bewirtschaftet. Jeder Transekt mit einer Gesamtlänge von 10 m besteht aus fünf Vegetationsaufnahmen mit einer Größe von je 2 m x 2 m (4 m²). Die Reihenfolge der Aufnahmen wurde anhand von Aufzeichnungen von Beate Geiger-Udod aus ihrer Diplomarbeit festgelegt (Geiger-Udod 2001). Zusätzlich in die Auswertung einbezogen wurden die von Julia Sattler im Juni 2023 aufgenommenen Transekte E23 und E26.

Aktuelle Nummerierung	Historische Nummerierung
E01	1
E02	2
E03	3
E04	4
E05	5
E06	7
E07	7A
E08	7B
E09	8
E10	8A
E11	9
E12	10
E13	11
E14	12
E15	13
E16	14
E17	15
E18	15A
E19	16
E20	17
E21	18
E22	19
E23	20
E24	21
E25	22
E26	23

Tab. 1:
Aktuelle und historische Nummerierung der Transekte.

Darüber hinaus wurde die im Jahr 2016 vorgenommene pflanzensoziologische Vegetationskartierung der Grünlandflächen des Klosterlandes Benediktbeuern (etwa 142 ha) aktualisiert werden.

Die GPS-Koordinaten der Eckpunkte der Transekte sollten zur Lokalisierung im Gelände auf ein geeignetes GPS-Gerät überspielt werden, das vorhandene Kartenmaterial gesichtet und bei Bedarf ausgedruckt werden. Ausnahmegenehmigungen, Fahrerlaubnisse und Zugangsberechtigungen etc., wurden soweit erforderlich durch den AN selbst eingeholt. Die Aufsuche der bereits mit GPS-Daten hinterlegten Transekte E03, E04, E05, E06, E09, E10, E11, E12, E15, E20, E21, E22, E26 mittels Magnet-suchgerät erfolgte in wenigen Fällen zügig in weniger als 15 Minuten. Mitunter waren die Transekte schwer auffindbar. In zwei Fällen (Transekt E11 und E14) konnte der zweite Vermessungsnagel nicht mehr aufgefunden werden und musste neu gesetzt werden. Die Transekte, für die bisher keine GPS-Koordinaten eingemessen wurden, wurden von Beate Geiger-Udod in einem extra Auftrag lokalisiert. Dabei wurden diverse Methoden zur Ortung verwendet, neben den Aufzeichnungen mit genauen Angaben zur Distanz und Entfernung wurden im Zuge der Aufsuche Koordinaten über Geoinformationssysteme (Bayern-Atlas) berechnet, um vor Ort die Suche mittels Magnetsuchgerät zu unterstützen. Transekt E18 musste nach langer Suche aufgegeben werden, vermutlich liegt dieser in einer aktuell mit Wasser gefüllten Senke. Ohne die umfassende Unterstützung bei der Suche der Vermessungsnägel durch Beate Geiger-Udod hätte die überwiegende Anzahl der Transekte aufgegeben werden müssen. Dies zeigt, dass sich Dauermarkierungen zwar über viele Jahre hinweg halten können, aber für

weitergehende Untersuchungen ein regelmäßiges Aufsuchen und Kontrollieren sowie Einmessen mit modernen Methoden notwendig ist. Für den Bericht konnten im Jahr 2023 insgesamt 25 der angelegten 26 Dauertransekte ausgewertet werden.

3.2 Aufnahmezeitpunkt

Die Vegetationsaufnahmen und die pflanzensoziologische Erfassung erfolgten im Zeitraum von Juni bis August des Jahres 2023. Beide Erfassungen, sowohl die Vegetationsaufnahmen als auch die pflanzensoziologische Erfassung der Flächen erfolgten zeitlich eng aneinander folgend. Dadurch wurden empfindliche Bereiche idealerweise nur einmal betreten. Aus Gründen des Vogelschutzes und der Wiesennutzung (Mahd, Beweidung) erfolgten die Aufnahmen in enger Abstimmung mit dem Mitarbeiter des Naturschutzbüros des Zentrums für Umwelt und Kultur (Andreas Drexler), sodass brütende Vogelarten nicht gefährdet wurden und die Aufnahmen möglichst vor der Mahd abgeschlossen werden konnten. Dies gelang bei allen Transekten abgesehen von E10, welcher aufgrund von Kiebitzbrut erst im zweiten Aufwuchs aufgenommen werden konnte. Die Aufnahmen der Transekte E11, E12, E13, E14, E16, E17, E19, E21 erfolgte während der Beweidungsperiode.

3.3 Bestimmungsgrundlagen und Skala

Die Bestimmung der Arten erfolgte mit Rothmaler et al. (2017), die Moose wurden gesammelt, ihre Arbeitsnamen mit Deckungen versehen und im Nachgang mit Binokular und Mikroskop bestimmt. Einige Proben wurden von Mario Schanz (Nürnberg) revidiert. Als Bestimmungsgrundlage wurde Frahm & Frey: Moosflora (4. Auflage) verwendet. Für die Einteilung der Pflanzensoziologie wurden die Tabellen und Ausführungen von Oberdorfer (1992, 1977): Süddeutsche Pflanzengesellschaften verwendet.

Für die Schätzung der Deckungen wurde eine erweiterte Skala nach Braun-Blanquet verwendet (Tab. 2).

Aktuelle Datenbank		
mittlere Deckung (%)	Bereich Deckung (%)	Skala
0,5	<1 (Einzelexemplar)	*
0,5	<1	+
2	1-3	1a
4	3-5	1b
10	5-15	2a
20	15-25	2b
37,5	25-50	3
31	25-37	3a
44	38-50	3b
62	50-75	4
87	75-100	5

Tab. 2: Skala für die Schätzung der Deckungswerte und deren Umrechnung in prozentuale mittlere Deckungswerte nach Braun-Blanquet.

3.4 Bodenproben

Für die Bodenproben wurden aus 0-10 cm Tiefe Mischproben aus jeweils zehn Spatenstichen von insgesamt 0,3 kg entlang der Transekte genommen. Die Proben wurden gekühlt bei 7 °C bis zur Analyse gelagert. Die Untersuchung der pH-Werte, sowie Phosphor- und Kaliumgehalte erfolgte durch ein externes Labor nach VDLUFA I, A 5.1.1: 2016 (CaCl₂), VDLUFA I, A 6.2.1.1: 2021 und VDLUFA I, A 6.2.1.1: 2012. Weitere Analysen der pH-Werte in H₂O, Leitfähigkeit, sowie Kohlenstoff- und Nährstoffgehalte stehen noch aus.

3.5 Geoinformatische Auswertung

Die Digitalisierung und Visualisierung der Karten erfolgte mit QGIS 3.28.10. Die Projektion erfolgte im UTM-Format (EPSG: 25832).

3.6 Statistische Auswertung

Die Auswertung der Daten zielte auf Erkenntnisse der Vegetationsentwicklung und -veränderungen in Folge der Renaturierungs- bzw. Extensivierungsmaßnahmen ab und sollten insbesondere eine Einschätzung ermöglichen, ob das Gebiet naturnäher und artenreicher geworden ist und welche Faktoren dafür verantwortlich sind.

Dazu wurden ausführliche statistische Auswertungen vorgenommen, bei denen die Vegetationsaufnahmen 2023, 2016, 2008, 1997 und 1994 zugrunde gelegt und mit Pegelstandsmessungen (Daten der Hochschule Weihenstephan-Triesdorf und der Technischen Universität München) und Bodenparametern aus 2023 (Daten des LfU) ergänzt wurden.

Aufgrund des Wechsels der Aufnahmemethodik konnten die Vegetationsdaten aus den Jahren 2008 und 2016 in die meisten Auswertungen nicht einfließen, in diesen Aufnahmejahren wurde eine Aufnahme pro Transekt mit einer Größe von 4 x 4 m² erstellt, um der pflanzensoziologischen Ansprache gerecht zu werden (siehe Projektberichte von Burkhard Quinger (2008, 2016)). Außerdem wurde 2008 und 2026 eine 26-stufige Schätzskala nach Fischer (1999) verwendet, die bei der Übertragung der Daten in die Access-Datenbank in die aktuelle Skala (Tab. 2) überführt wurde. Die Aufnahmen von 1994, 1997 und 2023 umfassen pro Transekt 5 Aufnahmen mit 2 x 2 m² Plotgröße.

Alle Berechnungen erfolgten mit R Version 4.2.3, eine Liste mit Packages findet sich im Anhang (Tab. 19). Wenn die Berechnungen auf stochastischen Prozessen basierten, wurde `set.seed(2)` verwendet, um eine Reproduktion der Daten zu ermöglichen. Gruppenunterschiede zwischen den Jahren 1997 und 2023 wurden anhand von Signifikanztests bewertet, dabei wurden aufgrund signifikanter Shapiro-Wilk-Tests von nicht normalen Verteilungen ausgegangen und ein parameterfreier Rangsummentest (Kruskal-Wallis-Test) verwendet. Für Unterschiede zwischen den einzelnen Gruppen wurde ein Dunn-Test durchgeführt. Zur Visualisierung der Zusammenhänge von Artenzahl, gewichteten Ellenberg-Zeigerwerten sowie gewichteten Zeigerwerten für Kulturgrasland nach Dierschke und Briemle (2002) wurde pro Transekt eine Hauptkomponentenanalyse (PCA) berechnet. Darüber hinaus wurde zur Visualisierung der Veränderungen von 1997 bis 2023 eine Nicht-metrische Multidimensionale Skalierung (NMDS) über alle Transekte berechnet, in die auch Bodenparameter (pH-Wert (CaCl₂), K₂O, P₂O₅) sowie Pegelwerte einfließen. Für die PCA wurden die Daten z-transformiert. Die Variablen sowie deren deskriptive Statistik sind in Tab. 4 aufgeführt. Für die Pegelwerte wurden Mittelwerte berechnet, wobei dies für das Sommerhalbjahr (Mai bis Oktober) und Winterhalbjahr (November bis April) sowie für das Gesamtjahr erfolgte. Ellenberg-Zeigerwerte wurden aus der Datenbank für jede Art ausgelesen und pro Aufnahme ein gewichteter Wert gebildet, indem die Einzeldeckungen mit dem

Zeigerwert multipliziert wurden. Dann wurden alle Einzeldeckungen aufsummiert und durch die Gesamtdeckung an Arten, für die Zeigerwerte vorhanden waren, geteilt. Analog wurde mit den Zeigerwerten für Kulturgrasland nach Dierschke und Briemle (2002) verfahren. Nicht für alle Arten lagen Ellenberg-Zeigerwerte und Zeigerwerte des Kulturgraslandes vor, es wurde jedoch darauf geachtet, alle Arten die eine mittlere Gesamtdeckung >20 % aufweisen und einen Zeigerwert besitzen in die Analyse mit aufzunehmen. Indifferente Werte wurden von der Auswertung ausgeschlossen.

Für die Analyse der Zusammensetzung der Pflanzengesellschaften und deren Entwicklung wurde der SIMPER-Test (Similarity Percentages) verwendet (Clarke 1993), bei dem die wichtigsten Arten identifiziert werden, die prozentual zu den am meisten zu beobachteten Unterschieden zwischen den verschiedenen Aufnahmejahren oder Aufnahmeorten beitragen. Die Simper-Werte der einzelnen Arten wurden durch die Summe der Simper-Werte aller Arten geteilt, sodass der Wertebereich zwischen 0 und 1 liegt und die Summe aller Arten pro Aufnahme 1 ergibt. Ein hoher Simper-Wert zeigt, dass eine Art besonders stark Unterschieden zwischen den Gruppen darstellt. Dabei wird die Berechnung der Unterschiede auf Grundlage der Bray-Curtis-Unähnlichkeitsmatrix durchgeführt. Dieser Test erlaubt Rückschlüsse auf die Arten, die charakteristisch für die jeweilige Gesellschaftsstruktur sind und wurde bereits mehrfach zur Interpretation von Veränderungen in Pflanzengesellschaften verwendet (vgl. Evangelista 2019).

Zudem wurde zur Quantifizierung der Zusammenhänge zwischen Bodenparametern, Pegelständen, Standortbedingungen (abgebildet über die Ellenberg-Zahlen), den Zeigerwerten für Kulturgrasland, Anzahl der Arten der Roten Liste, sowie Deckungen der Moos-, Streu- und Gefäßpflanzenschicht Korrelationen mit der Artenzahl sowie dem Diversitätsindex nach Shannon berechnet. Auf Grundlage dieser Daten wurden Generalisierte Lineare Modelle (GLM) mit allen Variablen berechnet, wobei das beste Modell auf Basis des AIC aus allen Kombinationen der Variablen ausgewählt wurde. Das AIC (Akaike's Information Criterion) ist ein informationsbasiertes Kriterium, das verwendet wird, um die Güte eines Modells relativ zu anderen Modellen zu bewerten (Akaike 1974).

3.7 Übersicht über die Datengrundlagen

In Tab. 3 sind die untersuchten Transekte aus den Jahren 1994, 1997, 2008, 2016 und 2023 mit „x“ gekennzeichnet und grau dargestellt. 2008 wurde aus Kostengründen eine stark reduzierte und methodisch veränderte Untersuchung durchgeführt, die 2016 wiederholt wurde. Die Zeitreihen 1994, 1997 und 2023 sind methodisch vergleichbar.

Transekt	1994	1997	2008	2016	2023
E01	x	x			x
E02	x	x			x
E03	x	x			x
E04	x	x			x
E05	x	x		x	x
E06	x	x	x	x	x
E07		x	x	x	x
E08	x	x			x
E09	x	x			x
E10		x			x
E11	x	x			x
E12	x	x	x	x	x
E13	x	x			x
E14	x	x			x
E15	x	x	x	x	x
E16	x	x			x
E17	x	x			x
E18	x	x			
E19	x	x	x	x	x
E20	x	x	x	x	x
E21	x	x	x	x	x
E22	x	x	x	x	x
E23	x	x	x	x	x
E24	x	x			x
E25	x	x			x
E26	x	x	x	x	x

Tab. 3:
Überblick über die Vegetationsaufnahmen auf allen Transekten in den Jahren 1994-2023. Entnommen aus Friedrich und Vollrath (2016), modifiziert.

In Tab. 4 sind alle verwendeten Werte sowie deren deskriptive Statistik angegeben. Die Deckung der Moose und Gefäßpflanzen wurde anhand aller mittleren Deckungen der einzelnen Plots berechnet. Die Deckung der Streuschicht wurde aus der Datenbank entnommen.

Tab. 4: Deskriptive Statistik der analysierten Werte aller Transekte und Jahre. * Der Shannon-Index wurde nur anhand der Daten aus den Jahren 1994, 1997 und 2023 berechnet. ** Pegelraten sind nur für die Transekte E03, E04, E06, E07, E08, E09, E10 und E12 vorhanden. Die verwendeten Abkürzungen für die Variablen sind in Tab. 16 im Anhang erläutert.

Variable	Mittelwert	± Standard-Abw.	Summe	Min	Max	Median	25%-Quantil	75%-Quantil	NA
TV_gw	4,501	0,761	490,6	2,8	6,2	4,6	4,0	5,0	0
FW_gw	4,147	0,919	452,0	2,2	6,1	4,2	3,5	4,8	0
W_gw	4,662	0,770	508,1	3,0	6,3	4,8	4,3	5,2	0
M_gw	5,767	1,168	628,6	3,1	8,3	6,0	5,1	6,6	0
Nwerte	4,206	1,274	458,4	1,5	7,2	4,2	3,4	5,0	0
Fwerte	4,639	0,904	505,6	2,2	6,9	4,6	4,2	5,1	0
Kwerte	3,343	0,433	364,4	2,4	4,7	3,2	3,0	3,6	0
Rwerte	6,916	0,561	753,8	5,3	8,3	7,0	6,6	7,4	0
Twerte	5,446	0,378	593,6	4,1	6,0	5,5	5,2	5,8	0
Lwerte	6,781	0,378	739,1	6,1	7,7	6,8	6,5	7,0	0
specnum	21,495	6,778	2343,0	3,0	44,0	22,0	16,0	26,0	0
RLnum	0,486	0,929	53,0	0,0	4,0	0,0	0,0	1,0	0
mosnum	2,239	2,027	244,0	0,0	8,0	2,0	1,0	3,0	0
vasnum	19,257	7,378	2099,0	3,0	42,0	19,0	14,0	25,0	0
D_STREU	27,900	21,798	1116,0	3,0	90,0	22,5	10,0	32,5	70
K ₂ O	5,533	2,587	420,5	1,0	11,0	4,9	4,0	7,0	33
P ₂ O ₅	5,013	2,319	381,0	2,0	11,1	4,0	3,0	6,9	33
pH_CaCl ₂	4,920	0,297	373,9	4,5	5,5	4,9	4,6	5,1	33
Deckung_Moos	19,590	28,847	7287,5	0,0	120,0	3,5	0,5	30,9	0
Deckung_Gefaess	84,970	39,595	31609,0	1,5	186,0	82,5	57,4	114,1	0
Shannon*	2,428	0,414	242,8	1,9	3,4	2,4	2,1	2,6	0
s.wtl**	-17,402	14,987	5213951,3	-76,1	9,8	-14,0	-25,0	-5,7	0
w.wtl**	-22,679	18,135	-5433620,7	-76,1	10,7	-18,6	-34,7	-7,8	0
wtl**	-20,898	17,318	-7558037,6	-86,2	10,7	-16,8	-31,5	-7,0	0

4 Übersicht der Ergebnisse

4.1 Pflanzensoziologische Erfassung

Bei den pflanzensoziologischen Wiederholungsaufnahmen wurde in dieser Studie verstärkt die Nomenklatur und Charakterisierung nach Oberdorfer (1977, 1993) verwendet. Dies soll eine nachvollziehbare Grundlage für nachfolgende Kartierungen darstellen und die Einteilung stärker aufschlüsseln. 2016 wurden von Burkhard Quinger 21 unterschiedliche Vegetationstypen erfasst, 2023 ist die Zahl mit 25 unterschiedlichen Typen leicht gestiegen. Überwiegend konnten die Flächen als Waldsimsenfluren und verarmte Ausbildungen der Silgenwiese zugeordnet werden. Tab. 5 gibt die flächenmäßige Aufteilung der pflanzensoziologischen Erfassung wieder.

Tab. 5: Übersicht über die pflanzensoziologische Erfassung 2023.

Flächengröße (ha)	Pflanzensoziologische Gesellschaft	Flächengröße [%]	Flächenanzahl
430,89	Scirpetum sylvatici	48,55	7
269,58	Sanguisorbo-silaetum	30,38	5
35,46	Calthion palustris	4,00	2
32,89	Lemno-Utricularietum vulgaris	3,71	1
28,27	Rorippo-Agrostietum stoloniferae	3,19	5
17,60	Alopecuretum pratensis	1,98	2
15,64	Molinietum caeruleae	1,76	8
14,83	Poo-trisetetum flavescens	1,67	3
10,51	Hydrocharition morsus-ranae	1,18	1
9,51	Poo-trivialis-Rumicetum obtusifolii	1,07	2
6,51	Caricetum gracilis	0,73	3
5,84	Phragmitetum australis	0,66	3
4,48	Valeriano-Filipenduletum	0,50	2
2,44	Primulo-Schoenetum ferruginei	0,27	1
1,60	Filipendulo-Geranietum palustris	0,18	2
0,53	Caricetum acutiformis	0,06	1
0,26	Molinietum brometosum	0,03	1
0,21	Orchio-Schoenetum nigricantis	0,02	1
0,14	Juncetum filiformis	0,02	2
0,10	Caricetum rostratae	0,01	1
0,09	Filipendulo-Arrhenatheretum	0,01	1
0,02	Solidago-gigantea-Unkrautflur	0,001	2
0,01	Polygono-Potamogetonietum natantis	0,001	1
0,01	Parnassio-Caricetum fuscae	0,001	1

Eine detaillierte Beschreibung der Flächen und Ansprache mit Subassoziationen findet sich im Shape, das vom Bayerischen Landesamt für Umwelt angefragt werden kann.

Abb. 5 zeigt eine Übersichtskarte mit den pflanzensoziologischen Einheiten und deren Lage im Klosterland Benediktbeuern.

Die Verschiebung der Flächenanteile zeigt Abb. 6 mittels Alluvialdiagramm, dabei werden die ehemaligen Bestände von 2016 in der linken Spalte mit den neu erfassten Beständen in der rechten Spalte

verknüpft und dadurch ein Fluss der Flächenanteile dargestellt. Die Veränderung betrifft vor allem die Aushagerungswiesen, die bei der Erfassung 2016 in ihrer Ausprägung unterschieden wurden (mit Dominanz von Rotstraußgras, Honiggras oder Wiesen-Fuchsschwanz) und nun neben den vormals mageren und halbfetten, von Rasen-Schmiele geprägten Beständen pflanzensoziologisch zu den Silgenwiesen und Waldsimsenfluren gestellt werden können (Abb. 6). Eindeutig ist der Übergang der Duftlauch-Pfeifengraswiese (Fläche südlich des „Zölibads“, sowie neu erfasst im äußersten Norden an der Loisach) zum Mehlprimel-Kopfbinsenmoor, wobei sich Letzteres als weniger nutzungsabhängige, konkurrenzstarke Gesellschaft unter leicht basischen Bedingungen und stärkerer Vernässung natürlich entwickelt (Herrmann 1995). Die Gesellschaft ist im Voralpenraum verbreitet und umfasst neben einer hohen Beteiligung von Kleinseggen (darunter ein hoher Anteil von *Schoenus ferrugineus* und auch *Carex davalliana*) auch das regelmäßige Vorkommen der Mehlprimel (*Primula farinosa*). Die Fläche südlich des „Zölibads“ weist in ihrem südwestlichen Randbereich zudem einen hohen Anteil von *Dactylorhiza incarnata* auf, neben *Cladium mariscum* und *Epipactis palustris*. Aufgrund des Orchideenreichtums und der veränderten Gesellschaftsstruktur kann dieser Bereich dem Orchio-Schoenetum nigricantis zugeordnet werden, der sich dort vermutlich aufgrund der extensiven, trittarmen Bewirtschaftung und stärkerer Vernässung bilden konnte. Diese Flächen zählen, mit den Pfeifengraswiesen im Nordwesten des Untersuchungsgebiets, floristisch zu den artenreichsten Beständen (ausführliche Darstellung in Kapitel 6.4). Flächen, die 2023 erstmals pflanzensoziologisch erfasst wurden, wurden von der Analyse ausgeschlossen.

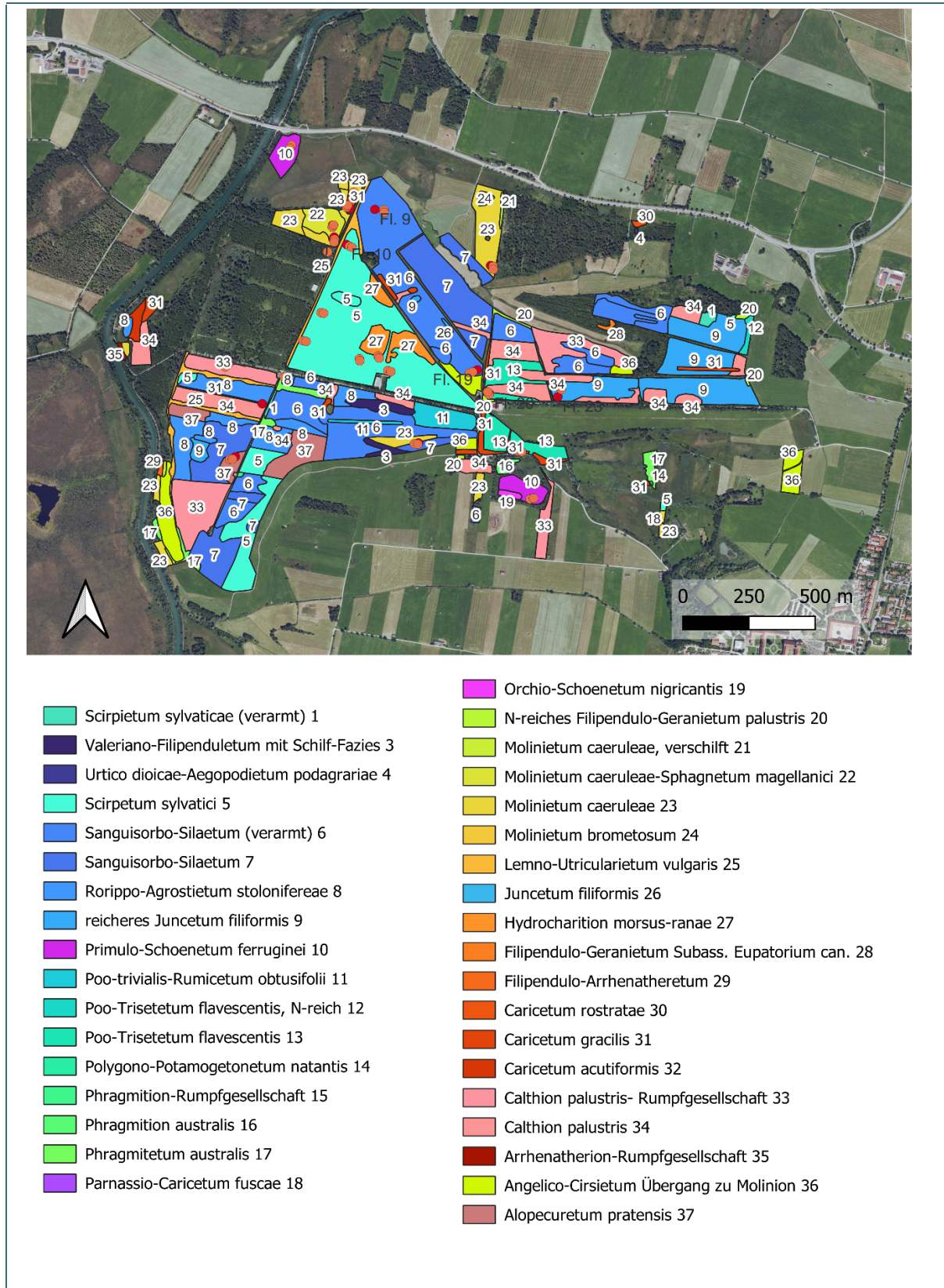


Abb. 5: Karte der pflanzensoziologischen Erfassung 2023.

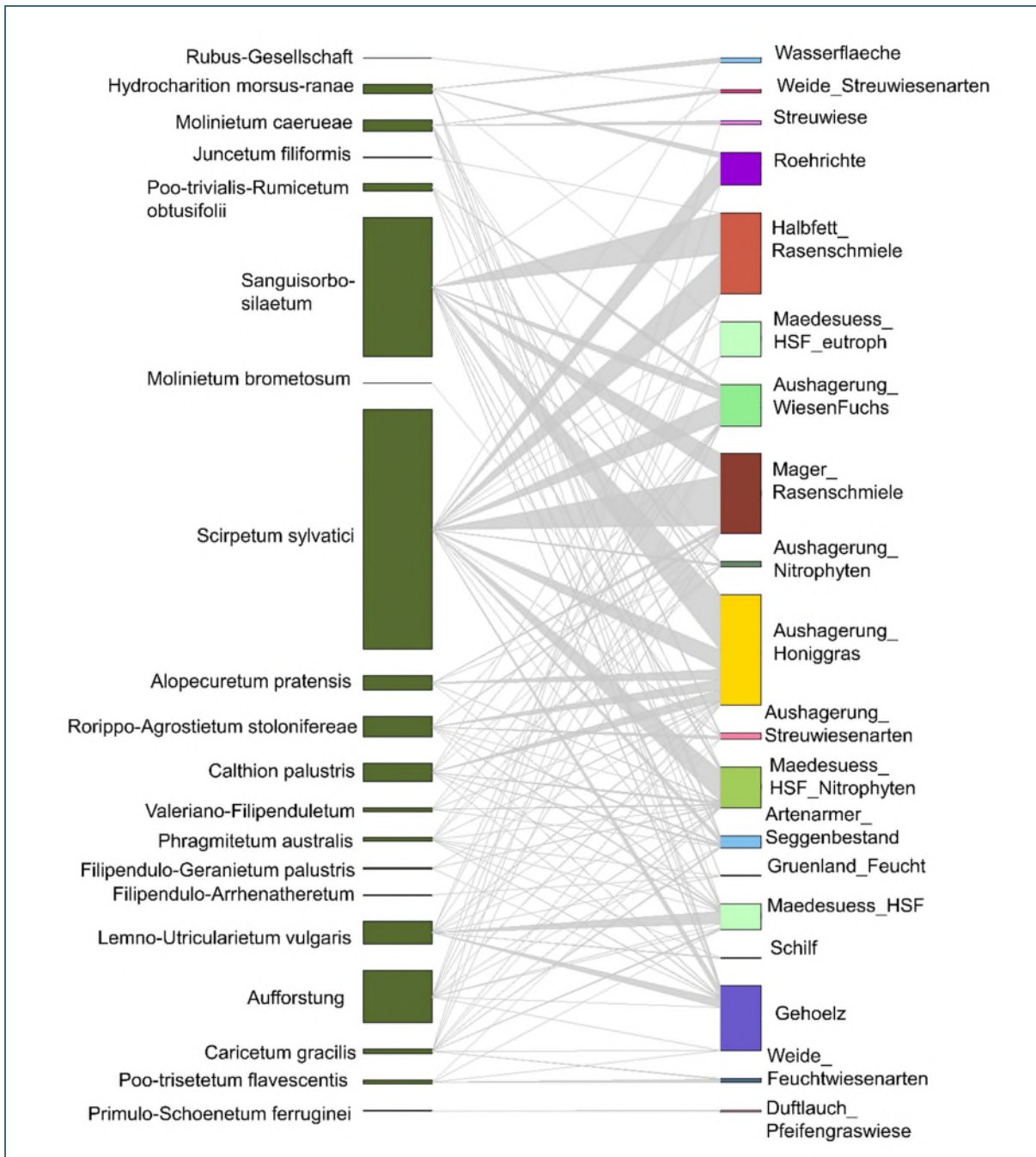


Abb. 6: Alluvialdiagramm zur Entwicklung der Flächenanteile der pflanzensoziologischen Gesellschaften von 2016 bis 2023. HSF: Hochstaudenflur

4.2 Überblick über die pflanzensoziologische Entwicklung der Dauertransekte

Im Jahr 2023 konnten 25 der ursprünglich 26 angelegten Dauertransekte wiedergefunden und erneut aufgenommen werden. Die Karte in Abb. 7 gibt die Lage der Dauertransekte wieder.

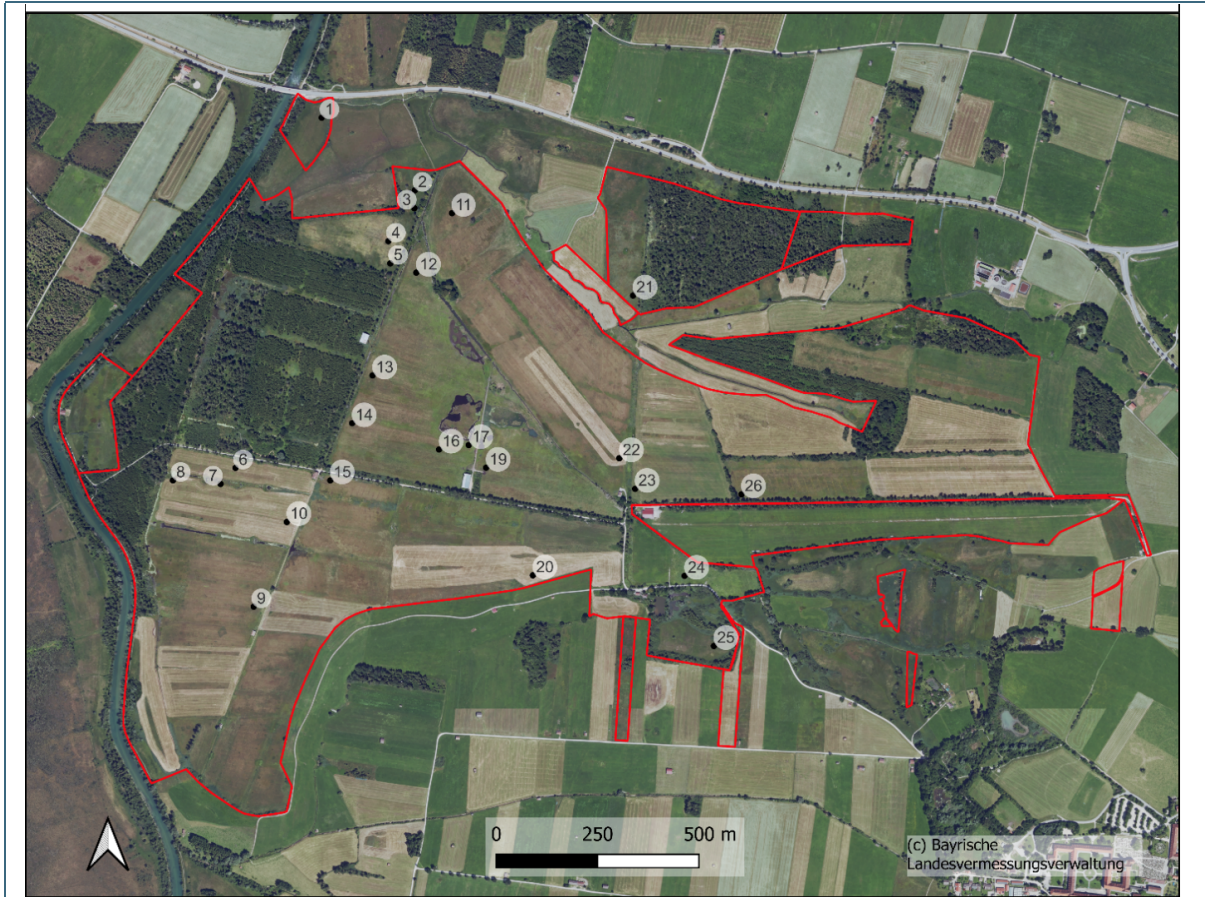


Abb. 7: Übersicht über die Lage der Transekte innerhalb der Klosterlandflächen.

Tab. 6 zeigt die pflanzensoziologische Einteilung der Transekte nach Oberdorfer (1977,1993). Auffällig ist, dass acht der Transekte im Jahr 2023 der Waldsimenflur zuzuordnen sind und vier Transekte den Silgenwiesen. Diese beiden Pflanzengesellschaften machen knapp die Hälfte der Transekte aus. Die übrigen 13 Transekte teilen sich in Wildkressen-Kriechstraußgrasgesellschaft (3), Mehlsprimel-Kopfbinsengesellschaft (2), Pfeifengraswiese (2) sowie Pfeifengraswiese mit Übergängen zum Hochmoor (2), Sumpfdotterblumenwiese (1) und Kohldistelwiese (1) auf. Je ein Transekt ist der Wiesenlabkraut-Wiesenfuchsschwanzgesellschaft und der Rispengras-Goldhaferwiese zuzuordnen. Die Verhältnisse der pflanzensoziologischen Zuordnung der Transekte spiegelt auch die kartierten Offenlandanteile im Klosterland Benediktbeuern zum Stand 2023 wider (vgl. Kapitel 4.1).

Tab. 6: Pflanzensoziologische Einteilung der Transekte 1997 und 2023

Stcode	Gesellschaft 1997	Gesellschaft 2023
E01	Herzblatt-Braunseggenumpf	Mehlprimel-Kopfbinsenmoor (Primulo-Schoenetum ferruginei)
E02	Rodung mit Kohldistelwiese, Betonica-officinalis-Ausbildung	Reine Pfeifengraswiese (Molinion caeruleae)
E03	Rodung mit Kohldistelwiese, reine Ausbildung	Waldsimosenflur (Scirpetum sylvatici)
E04	Hochmoorpfeifengraswiese	Pfeifengraswiese im Übergang zur Bunten Torfmoosgesellschaft (Molinietum caeruleae im Übergang zum Sphagnetum magellanicum)
E05	Pfeifengraswiese	Pfeifengraswiese im Übergang zur Bunten Torfmoosgesellschaft (Molinietum caeruleae im Übergang zum Sphagnetum magellanicum)
E06	Straussgras-Ruchgraswiese	Sumpfdotterblumenwiesen-Rumpfgesellschaft (Calthion palustris)
E07	Straussgras-Ruchgraswiese	Wildkressen-Kriechstraußgrasgesellschaft (Rorippo-Agrostietum stoloniferae)
E08	Flutrasen mit Ranunculus repens	Wildkressen-Kriechstraußgrasgesellschaft (Rorippo-Agrostietum stoloniferae)
E09	Ackerbrache	Wiesenlabkraut-Wiesenfuchsschwanzgesellschaft (Galium album-Alopecurus pratensis-Gesellschaft)
E10	Kohldistelwiese, reine Ausbildung	Waldsimosenflur (Scirpetum sylvatici)
E11	Straussgras-Ruchgraswiese	Silgenwiese (verarmt) (Sanguisorbo-silaetum)
E12	Kohldistelwiese	Waldsimosenflur (verarmt) (Scirpetum sylvatici)
E13	Straussgras-Ruchgraswiese	Waldsimosenflur (Scirpetum sylvatici)
E14	Flutrasen mit Juncus-effusus	Waldsimosenflur (Scirpetum sylvatici)
E15	Weide, mit Agrostis capillaris	Wildkressen-Kriechstraußgrasgesellschaft (Rorippo-Agrostietum stoloniferae)
E16	Flutrasen mit Juncus-effusus	Waldsimosenflur (Scirpetum sylvatici)
E17	Flutrasen mit Ranunculus repens	Waldsimosenflur (Scirpetum sylvatici)
E19	Ackerbrache	Waldsimosenflur (Scirpetum sylvatici)
E20	Kräuterreiche Goldhaferwiese	Silgenwiese (Sanguisorbo-silaetum)
E21	Braunseggenried	Reine Pfeifengraswiese (Molinion caeruleae)
E22	Flutrasen mit Glyceria fluitans	Kohldistelwiese (Angelico-Cirsietum oleracei)
E23	Queckenrasen	Silgenwiese (Sanguisorbo-silaetum)
E24	Weide, Juncus-effusus Ausbildung	Rispengras-Goldhaferwiese (Poo-Trisetetum)
E25	Kopfbinsenried, Trichophorum caespitosum-Ausbildung	Mehlprimel-Kopfbinsenmoor (Primulo-Schoenetum ferruginei)
E26	Kräuterreiche Goldhaferwiese	Silgenwiese (Sanguisorbo-silaetum)

4.3 Bodenparameter und Pegelstände

Die 2023 gemessenen Bodenparameter zeigen deutliche Unterschiede gegenüber den Vorjahren. Da nicht in jedem Jahr immer die gleichen Transekte beprobt wurden und nur für 2023 für alle Transekte Werte vorliegen, sollten allgemeine Aussagen über Mittelwerte und die Veränderung kritisch betrachtet werden. Beispielsweise wurden in 2008 und 2016 überwiegend die Transekte untersucht, bei denen sich ein Aushagerungszustand zu manifestieren schien und die Dominanzen von Ruchgras, Honiggras oder Wiesen-Fuchsschwanzgras aufwiesen. Daraus sollten Aussagen für zukünftige Renaturierungsmaßnahmen abgeleitet werden (Friedrich und Vollrath 2016).

4.3.1 Bodenparameter pH, Kalium und Phosphor

Im Mittel sank der pH-Wert im Vergleich zu 2016 leicht von 5,41 auf 5,10, wobei ein leichter signifikanter Anstieg zu den Werten von 1997 festzustellen ist (Dunn's Test, p-Wert 0,01, $Z=-3,283$). Der Kalium- und Phosphatgehalt fielen bei der Messung 1997 stark ab (Tab. 7), im Vergleich von 1997 zu 2023 stiegen sie hoch signifikant an (K_2O $Z=-5,069$, p-Wert $<0,001$; P_2O_5 : $Z=-3,929$, p-Wert $=0,001$). Bezogen auf die Transekte variierten die Veränderungen jedoch sehr stark (vgl. Abb. 8, Abb. 9, Abb. 10). Zum Teil setzten sich Trends fort, teils stiegen oder fielen die Werte entgegen dem Trend wieder. Abb. 8 gibt die Veränderungen (Differenzen) der Messwerte zwischen den Jahren wieder. Deutlich zu erkennen ist der starke Abfall von Kalium und Phosphat bei der zweiten Messung 1997, während der pH-Wert im Mittel bis 2016 nur langsam anstieg. Der Kalium- und Phosphatgehalt blieb in den Jahren 1997-2016 relativ konstant, sank oder stieg nur leicht. Bei den Messungen 2023 zeigten sich stärkere Veränderungen, vor allem der pH-Wert sank erneut deutlich, wobei die Veränderungen in 2023 für die Transekte stark variierten (Streuung), die Veränderung des Phosphatgehalts variierte stark, im Mittel stieg der Wert im Vergleich zu 2016 deutlich, jedoch nicht signifikant. Der Kaliumgehalt stieg 2023 ebenfalls im Mittel deutlich an, auch die Veränderungen zu 2016 und 1994 waren hier signifikant (vgl. Anhang, Tab. 17). Dennoch lassen sich bezogen auf die einzelnen Transekte kaum generelle Tendenzen ableiten.

Tab. 7: Mittelwerte der Bodenparameter über alle Transekte je Jahr sowie p-Wert des Dunn's Tests auf Gruppenunterschiede. Signifikanzniveaus: $p<0,05$ *, $p<0,01$ **, $p<0,001$ ***, $p\geq 0,05$ nicht signifikant n.s).

Jahr	n	Mittelwert		
		pH	K_2O mg/100 ml	P_2O_5 mg/100 ml
1994	21	5,33	6,86	7,77
1997	24	5,06	3,58	4,87
2008	12	5,22	4,00	3,33
2016	10	5,41	2,35	2,88
2023	25	5,10	5,48	5,12
Test	Vergleich	pH	K_2O	P_2O_5
p-Wert Dunn's Test 1997-2023 (Tab. 17)	1994-2023	n,s,	0,010*	n,s,
	1997-2023	0,010*	$<0,001$ ***	0,001**
	2016-2023	n,s,	0,030*	n,s,

Die Entwicklung der Bodenparameter für jeden Transekt sollte aufgrund der Schwankungen unbedingt auch individuell betrachtet werden (Abb. 9, Abb. 10). In den Transekten im Westen des Untersuchungsgebiets (E06, E09, E12, E15) sanken die pH-Werte deutlich, während die Werte für Kalium und Phosphat teils sanken (E05, E12), teils aber auch anstiegen (E09). Lediglich für die Silgenwiesen (E20, E23, E26) und die Kohldistelwiese (E22) zeigt sich ein relativ konstanter Anstieg des pH-Wertes, der gekoppelt ist mit einem Anstieg an Kalium und teils auch Phosphat (E20, E23, E26).

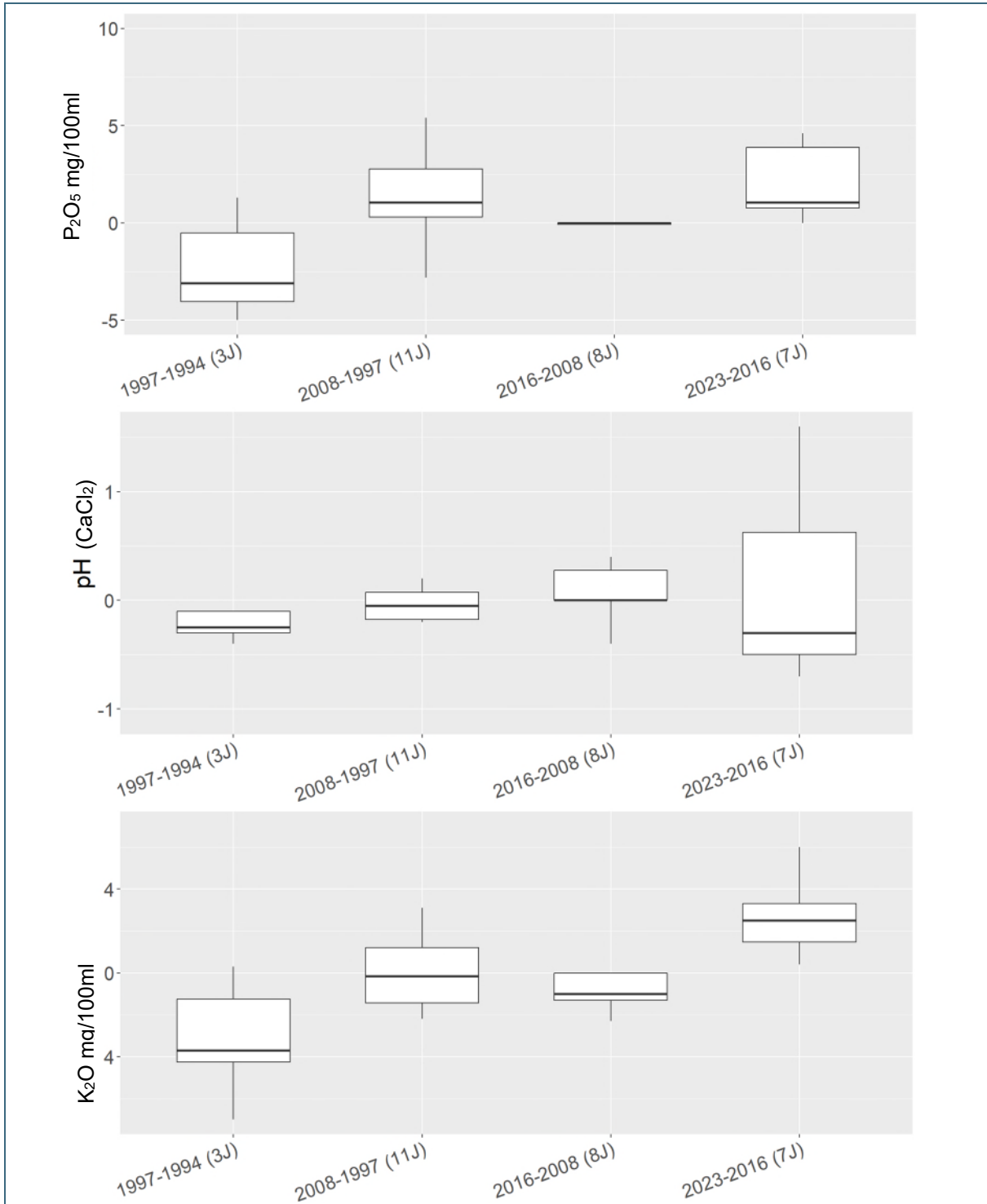


Abb. 8: Veränderungen des pflanzenverfügbaren Phosphatgehalts (mg/100ml), des pH-Werts (gemessen in CaCl₂) und des pflanzenverfügbaren Kaliumgehalts (mg/100ml) der 10 Transekte mit Messreihen zwischen 1994 und 2023 (E05, E06, E09, E12, E15, E20, E21, E22, E23 und E26).

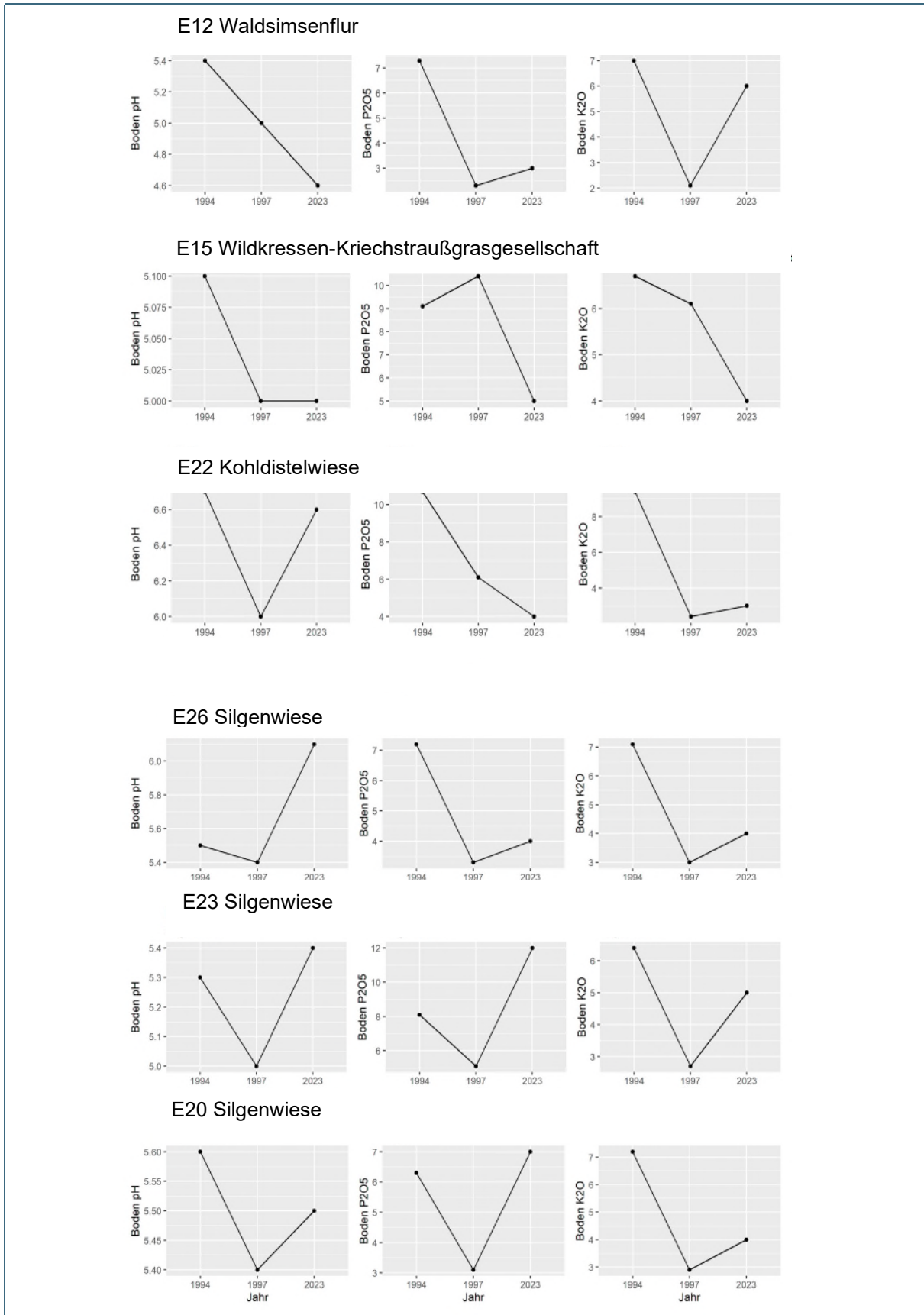


Abb. 9: Entwicklung der Bodenparameter in ausgewählten Transekten zwischen den Jahren 1994, 1997 (3 Jahre Differenz) und 2023 (26 Jahre Differenz). Angabe des pH-Werts in CaCl₂ und der Gehaltswerte von P₂O₅ und K₂O in mg/100ml.

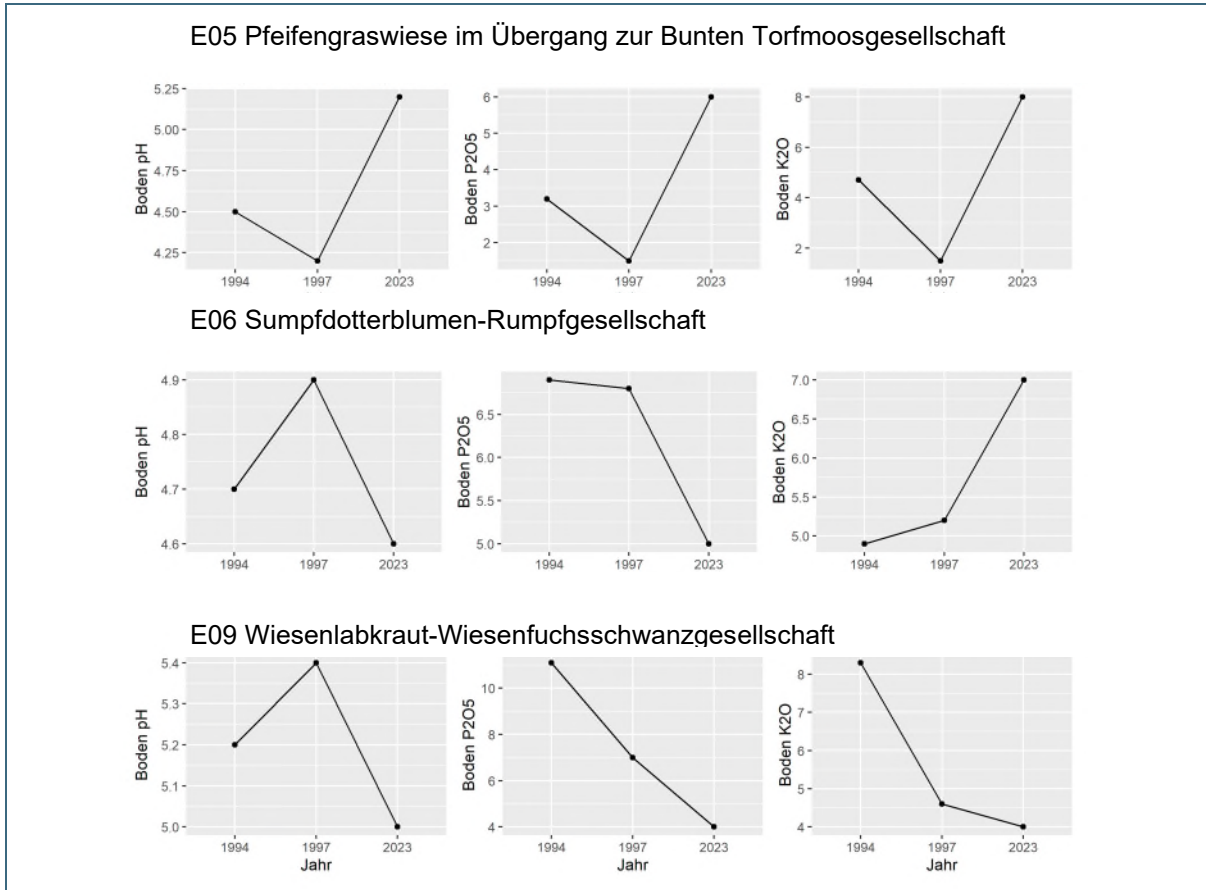


Abb. 10: Entwicklung der Bodenparameter in ausgewählten Transekten zwischen den Jahren 1994, 1997 (drei Jahre Differenz) und 2023 (26 Jahre Differenz). Angabe des pH-Werts in CaCl₂ und der Gehaltswerte von P₂O₅ und K₂O in mg/100ml Boden.

Die Bewertung der Nährstoffversorgung für die entsprechenden Bodenwerte nach Scheffer und Bartels (1984), entnommen aus Wölfl (2010) wird in Tab. 8 wiedergegeben.

Tab. 8: Bewertung der Gehaltswerte von Kalium und Phosphat in mg/100ml Boden je Transekt.

Gehalt [mg/100ml]	Bewertung der Gehaltswerte	K ₂ O	P ₂ O ₅
0-2	Sehr starker Mangel		E25
3-4	Starker Mangel	E02, E07, E08, E09, E10, E14, E15, E17, E19, E20, E22, E25, E26	E01, E02, E03, E04, E07, E09, E10, E11, E12, E13, E17, E19, E22, E26
5-8	Schwacher Mangel	E01, E05, E06, E11, E12, E13, E21, E16, E23	E05, E06, E08, E15, E16, E20
9-13	Optimale Versorgung	E03, E04, E24	E14, E21, E23, E24
14-18	Luxusversorgung		
>18	Überschuss		

Die noch 2008 (Wölfl, 2010) sehr hohen Werte in Transekt E21 (Kalium, 9 mg/100 ml) und E24 (Phosphat, 30 mg/100ml) liegen auch 2023 noch mit an der Spitze der Werte, wobei die Amplitude der Phosphatwerte auf den Flächen insgesamt gegenüber 2008 gesunken ist. Verwunderlich ist der hohe

Wert bei einigen vorher sehr mageren Flächen wie E03 und E04. Es zeigt sich insgesamt eine sehr hohe Schwankung sowie stark wechselnd hohe und niedrige Werte in den Transekten über die Jahre.

4.3.2 Pegelstände

Für die Pegelstände zeigen sich homogenere Ergebnisse. Für fast alle Transekte ergab sich ein deutlicher Anstieg der Pegel (Abb. 11), lediglich Transekt E04 und E12 zeigen im Mittel etwas geringere Pegelstände (Water Table Level, WTL) im Jahr 2023, wobei die Schwankungsbreite deutlich abgenommen hat (Abb. 12).

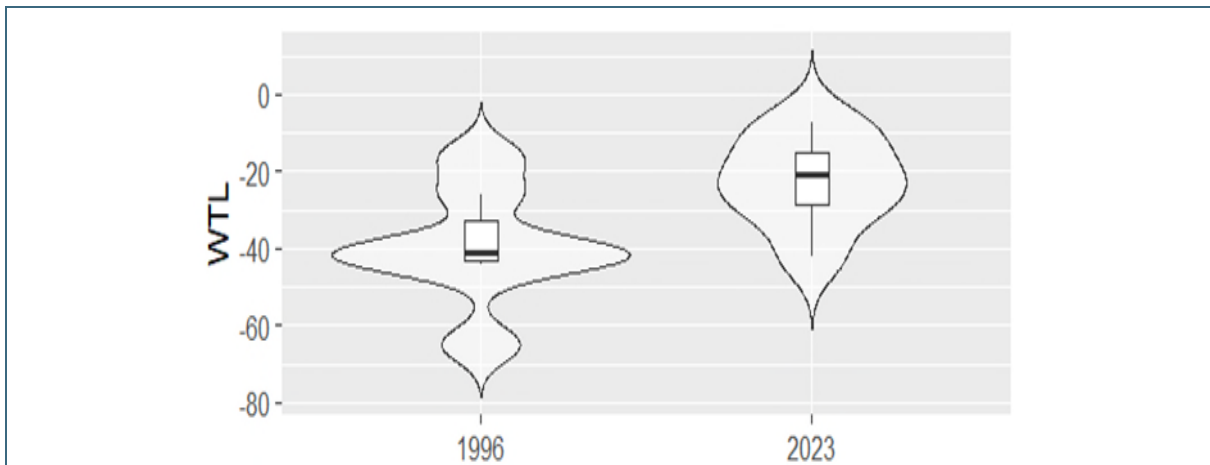


Abb. 11: Vergleich der Pegelstände (WTL) in cm von 1996 und 2023.

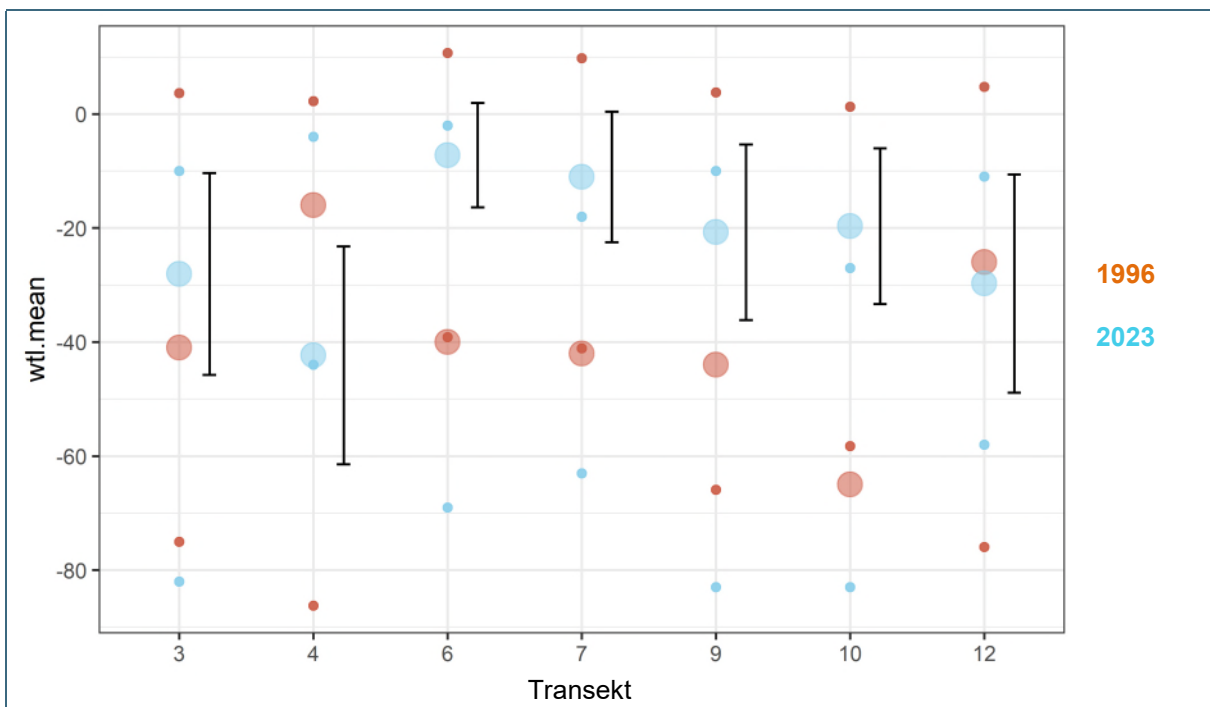


Abb. 12: Vergleich der Pegelstände der Transekte, für die Werte aus 1996 und 2023 vorlagen (E03, E04, E06, E07, E08, E09, E10 und E12) in cm 1996 (rot) und 2023 (blau). Die Mittelwerte sind mit großen Kreisen markiert, die Minimum- und Höchststände mit kleinen.

4.4 Vergleich der Artenzahl

Die Anzahl der Gefäßpflanzen hat sich 2023 im Vergleich zu den letzten umfassenden Aufnahmen der Dauertransekte 1997 von 226 auf 167 Arten stark reduziert. Dagegen hat sich die Anzahl der Moosarten mehr als verdoppelt, von 21 Arten 1997 stieg die Anzahl 2023 auf 53 Arten 2023 (Tab. 9). Dies weist auf deutliche Veränderungen der Bestände hin, was im Folgenden durch die Analyse der Artenzahlen der Transekte und Pflanzengesellschaften dargestellt wird.

Tab. 9: Anzahl der Moos- und Gefäßpflanzenarten in den Aufnahmen der Jahre 1994 bis 2023.

Jahr	Aufnahmen	Moosarten	Gefäßpflanzen
1994	105	19	206
1997	120	21	226
2008	12	7	89
2016	10	6	89
2023	125	53	167

Bezüglich der Deckungen sind Aussagen nur begrenzt möglich, da Schätzungen zu einzelnen Vegetationsschichten erst ab 2008 vorliegen und sich vor allem in den Jahren 1994 und 1997 im Mittel sehr geringe Deckungen sowohl für Gefäßpflanzen und Moose ergaben. Dies liegt möglicherweise daran, dass in den ersten Aufnahmejahren die Deckungen von Arten mit geringer Beteiligung nur mit + (<1 %, im Mittel 0,5%) angegeben wurde und nicht stärker differenziert wurde zwischen den Deckungsangaben. Die Angabe von 1 (1a oder 1b) fehlt in diesen Aufnahmen völlig. Daher wird auf Test zu signifikanten Gruppenunterschieden verzichtet. Dennoch zeigt sich zwischen 2008 und 2023 eine starke Zunahme der Deckung an Moosen (Tab. 10), die mit der stärkeren Vernässung zusammenhängen könnte. Bei den Gefäßpflanzen sank die Deckung seit 2008 leicht, was auf im Mittel weniger dichte Bestände und höhere Strukturvielfalt hindeutet.

Tab. 10: Deckungen (%) der Gefäßpflanzen und Moose für alle Transekte, aufgeteilt nach Aufnahmejahren.

Jahr	Mittelwert	± Standardabweichung	Min	Max	Median	25%-Quantil	75%-Quantil	Deckung
1994	55,2	28,5	7,5	113,5	60,0	29,0	79,0	Gefäßpflanzen
1997	74,1	33,9	1,5	162,0	70,5	53,1	92,6	
2008	134,1	17,9	95,0	153,5	137,0	129,0	148,6	
2016	116,5	18,2	75,0	136,5	119,5	112,6	128,3	
2023	113,2	29,6	32,0	186,0	114,0	96,5	131,5	
1994	2,0	4,2	0,0	24,5	0,5	0,0	2,0	Moose
1997	4,0	4,8	0,0	20,5	2,0	0,5	6,0	
2008	14,0	13,9	0,0	45,0	10,5	3,5	22,1	
2016	9,4	13,0	0,0	33,0	3,0	0,5	10,0	
2023	50,6	30,7	0,0	120,0	54,0	24,5	72,0	

Der artenreichste Transekt im Nordwesten des Untersuchungsgebiets (Tab. 11, Abb. 13) mit im Mittel 36,8 Arten war Transekt E02 und pflanzensoziologisch der reinen Pfeifengraswiese zuzuordnen. Die zweithöchste Anzahl an Arten konnten im Mehlprimel-Kopfbinsenmoor in Transekt E01 verzeichnet werden mit durchschnittlich 27 Arten. Die geringsten Artenzahlen fanden sich in der Silgenwiese im Transekt E11 mit durchschnittlich 10,8 Arten sowie in der Wildkressen-Kriechstraußgrasgesellschaft in Transekt E07 mit durchschnittlich 13,6 Arten.

Im Vergleich zu den Vorjahren fällt ein starker Artenrückgang, besonders in den Transekten E11, E20, E26 (Silgenwiesen), E03, E16 und E17 (Waldsimsenfluren), E24 (Rispengras-Goldhaferwiese), E06 (Sumpfdotterblumenwiese), E05 (Pfeifengraswiese im Übergang zur Bunten Torfmoosgesellschaft), E21 (Reine Pfeifengraswiese) sowie E09 (Wiesenlabkraut-Wiesenfuchsschwanzgesellschaft) auf (Tab. 11).

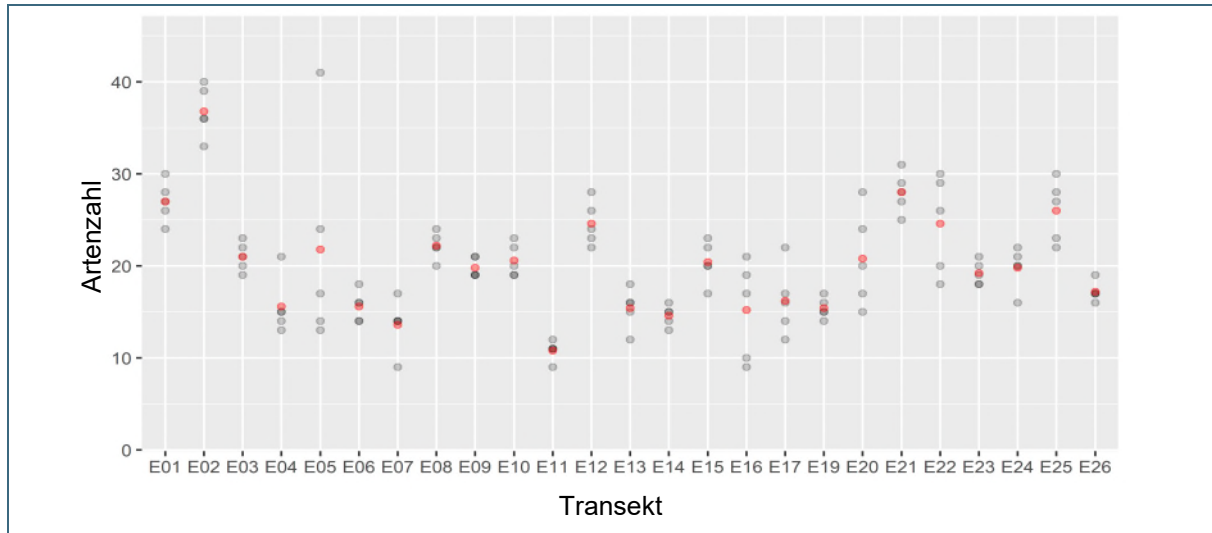


Abb. 13: Artenzahl der Aufnahmen im Jahr 2023 je Transekt (n=5). Roter Punkt markiert den Mittelwert. In einigen Transekten liegen gleiche Artenzahl bei mehreren Aufnahmen vor, die Punkte erscheinen dadurch dunkler bzw. orange

Die Artenzahl in allen Transekten war 2023 signifikant niedriger als 1997 und 1994 (Dunn's Test: $Z:3,765542$, $p.\text{adj.}=0,00049$). Der Vergleich der Artenzahl wird in Abb. 14 dargestellt.

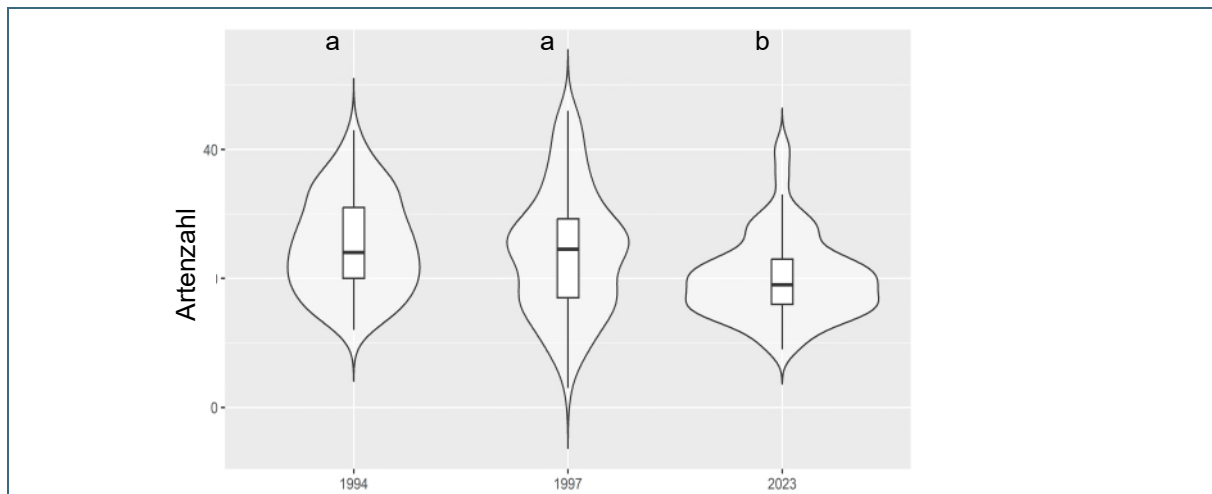


Abb. 14: Boxplots der Artenzahl aller Transekte nach Jahren. $n(1994)=21$; $n(1997)=24$; $n(2023)=25$. Gruppenvergleiche mit Dunn's Test: $Z:3,765542$, $p.\text{adj.}=0,00049$.

Tab. 11: Mittlere Artenzahlen je Transekt mit Standardabweichung (n=5) im Jahresvergleich, auf signifikante Gruppenunterschiede getestet mit Dunn's Test, bei Transekten mit weniger als drei Vergleichsjahren wurde der Wilcox-Ranksummentest verwendet (*). Signifikante Ergebnisse sind fett markiert.

Transekt	Mittelwert ± Standardabweichung (Artenzahlen)			Statistische Signifikanz	Gesellschaft
	1994	1997	2023		
E01	20,2 ± 1,92	20,8 ± 1,79	27 ± 2,24	Z=-2,488; p-Wert<0,05	Mehlprimel-Kopfbinsenmoor
E02	36,4 ± 4,93	39 ± 7,65	36,8 ± 2,77	Z=0,96; p-Wert>0,05	Reine Pfeifengraswiese
E03	29,8 ± 3,70	34,6 ± 6,84	21 ± 1,58	Z=3,114; p-Wert>0,05	Waldsimenflur
E04	17,2 ± 3,11	15,8 ± 4,21	15,6 ± 3,13	Z=0,143; p-Wert>0,05	Pfeifengraswiese im Übergang zur Bunten Torfmoosgesellschaft
E05	29,6 ± 7,44	26,4 ± 7,02	21,8 ± 11,56	Z=0,921; p-Wert>0,05	Pfeifengraswiese im Übergang zur Bunten Torfmoosgesellschaft
E06	28,8 ± 2,86	25,2 ± 1,79	15,6 ± 1,67	Z=2,073; p-Wert>0,05	Sumpfdotterblumenwiesen-Rumpfgesellschaft
E07	NA	8,4 ± 4,10	13,6 ± 2,88	W=0; p-Wert<0,001	Wildkressen-Kriechstraussgrasgesellschaft
E08	NA	NA	22,2 ± 1,48	NA	Wildkressen-Kriechstraussgrasgesellschaft
E09	27,4 ± 3,78	27,4 ± 1,52	19,8 ± 1,10	Z=3,016; p-Wert>0,05	Wiesenlabkraut-Wiesenfuchsschwanzgesellschaft
E10	NA	14,6 ± 1,34	20,6 ± 1,82	W=0; p-Wert<0,001	Waldsimenflur
E11	33,2 ± 2,77	25,2 ± 2,17	10,8 ± 1,10	Z=1,818; p-Wert>0,05	Silgenwiese
E12	23,4 ± 1,95	24,4 ± 2,19	24,6 ± 2,41	Z=0,036; p-Wert>0,05	Waldsimenflur
E13	20,4 ± 3,36	12,4 ± 2,79	15,4 ± 2,19	Z=-1,173; p-Wert>0,05	Waldsimenflur
E14	16,2 ± 3,35	9,4 ± 1,52	14,6 ± 1,14	Z=-2,415; p-Wert<0,05	Waldsimenflur
E15	23,2 ± 1,30	22,8 ± 2,86	20,4 ± 2,30	Z=1,534; p-Wert>0,05	Wildkressen-Kriechstraussgrasgesellschaft
E16	32,4 ± 6,54	30,4 ± 13,54	15,2 ± 5,40	Z=1,909; p-Wert>0,05	Waldsimenflur
E17	21,4 ± 5,41	29,8 ± 13,48	16,2 ± 3,77	Z=1,81; p-Wert>0,05	Waldsimenflur
E19	14,8 ± 1,30	18,6 ± 4,28	15,4 ± 1,14	Z=1,727; p-Wert>0,05	Waldsimenflur
E20	34 ± 5,10	32,2 ± 3,83	20,8 ± 5,26	Z=2,448; p-Wert<0,05	Silgenwiese
E21	NA	36,6 ± 3,51	28 ± 2,24	W=0; p-Wert<0,001	Reine Pfeifengraswiese
E22	21 ± 2,83	27 ± 2,35	24,6 ± 5,37	Z=0,787; p-Wert>0,05	Kohldistelwiese

Tran- sekt	Mittelwert ± Standardabweichung (Artenzahlen)			Statistische Signifikanz	Gesellschaft
	1994	1997	2023		
E23	17,2 ± 2,77	18,2 ± 2,68	19,2 ± 1,30	Z=-0,859; p-Wert>0,05	Silgenwiese
E24	34,4 ± 2,19	29,8 ± 5,81	19,8 ± 2,28	Z=2,196; p-Wert>0,05	Rispengras- Goldhaferwiese
E25	20,4 ± 4,93	17,8 ± 1,92	26 ± 3,39	Z=-2,732; p-Wert<0,05	Mehlprimel- Kopfbinsenmoor
E26	27,8 ± 4,60	30,6 ± 3,44	17,2 ± 1,10	Z=3,032; p-Wert<0,01	Silgenwiese

Die Anzahl der Arten der Roten Liste hat im Mittel 2023 im Vergleich zu 1997 leicht zugenommen. Ein Vergleich mit 2008 und 2016 ist aufgrund der deutlich verringerten Anzahl der Transekte und der veränderten Methodik nicht aussagekräftig. Insgesamt ist die Anzahl der RL-Arten im Mittel relativ konstant, wobei sich Unterschiede in den Transekten nur bei detaillierter Betrachtung zeigen. Besonders hoch ist die RL-Artenzahl in Transekt E01 und E25 (Abb. 15). Besonders hervorzuheben ist die hohe Anzahl der Arten der Roten Liste (RL-Arten) in den Aufnahmen vom Mehlprimel-Kopfbinsenmoor in Transekt E01 mit im Mittel 7,8 RL-Arten, gefolgt vom Mehlprimel-Kopfbinsenmoor in Transekt 25 mit im Mittel 6,6 RL-Arten, sowie Transekt E04 (Pfeifengraswiese im Übergang zur Bunten Torfmoosgesellschaft) mit 2,6 RL-Arten (Abb. 15). In insgesamt 15 von 25 Transekten wurde mindestens eine Art der Roten Liste im Jahr 2023 gefunden. In 1997 enthielten 14 von 24 Transekten Arten der aktuellen Roten Liste, in 1994 waren es 10 von 21 Transekten.

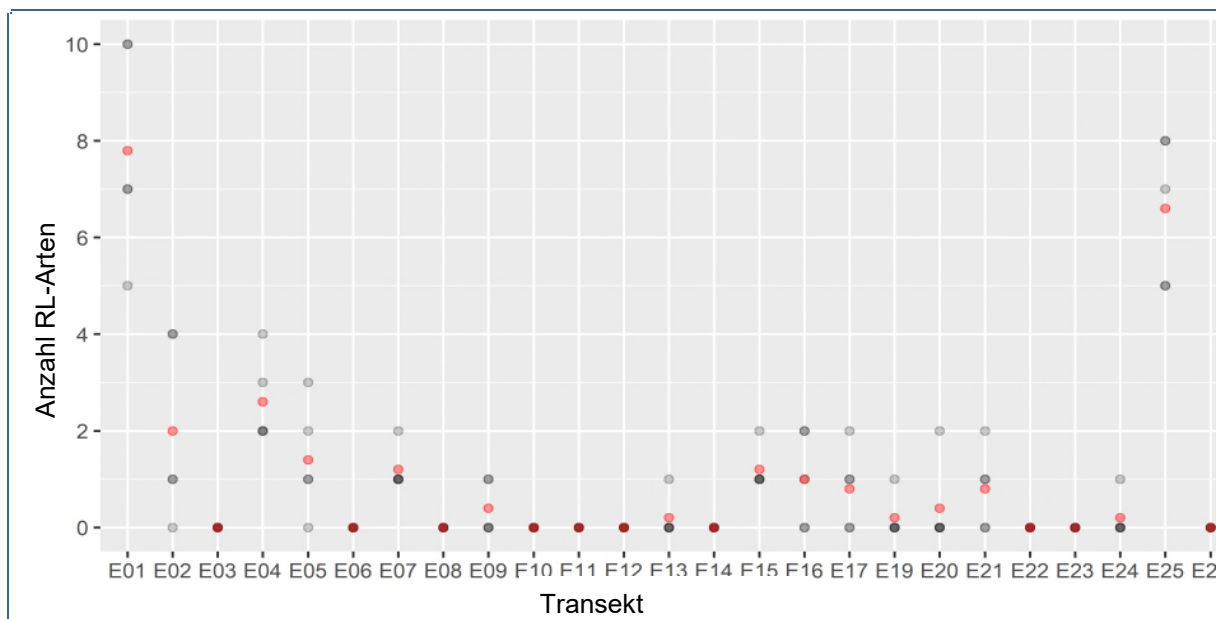


Abb. 15: Anzahl der Arten der Roten Liste 2023 je Transekt (n=5). Ein roter Punkt markiert den Mittelwert. In einigen Transekten liegen gleiche RL-Artenzahl bei mehreren Aufnahmen vor, die Punkte erscheinen dadurch dunkler bzw. orange.

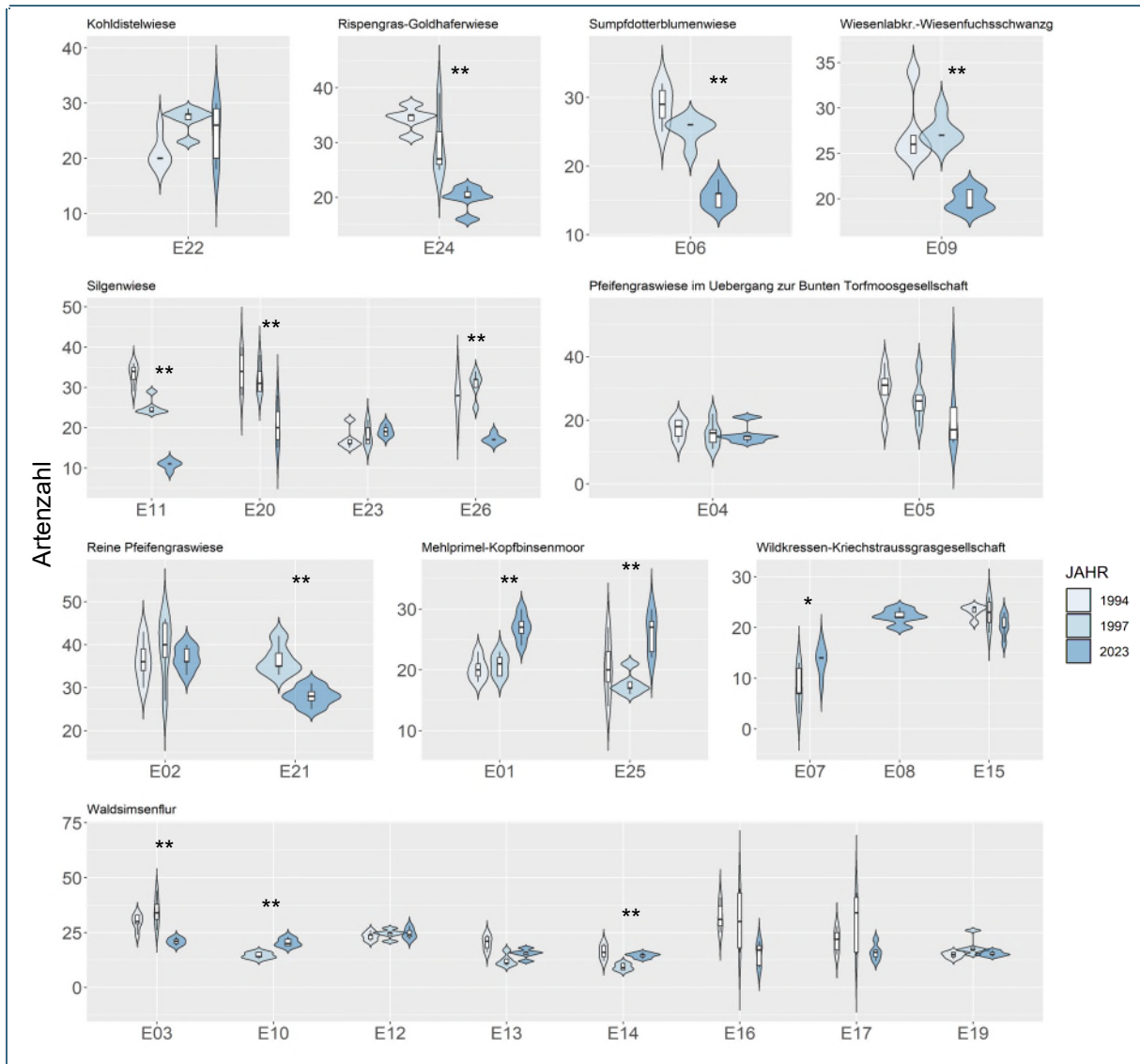


Abb. 16: Boxplots der Artenzahlen und Jahre 1994, 1997 und 2023 aller Transekte gruppiert nach Pflanzengesellschaften. Tests auf signifikante Gruppenunterschiede zwischen 1997 und 2023 wurden mittels Kruskal-Wallis-Test und Dunn's Test durchgeführt (* $p < 0,05$; ** $p < 0,01$).

In acht von 25 Transekten nahm die Artenzahl signifikant ab, in vier Transekten (E01, E07, E10, E25) steigt die mittlere Artenzahl signifikant (Abb. 16).

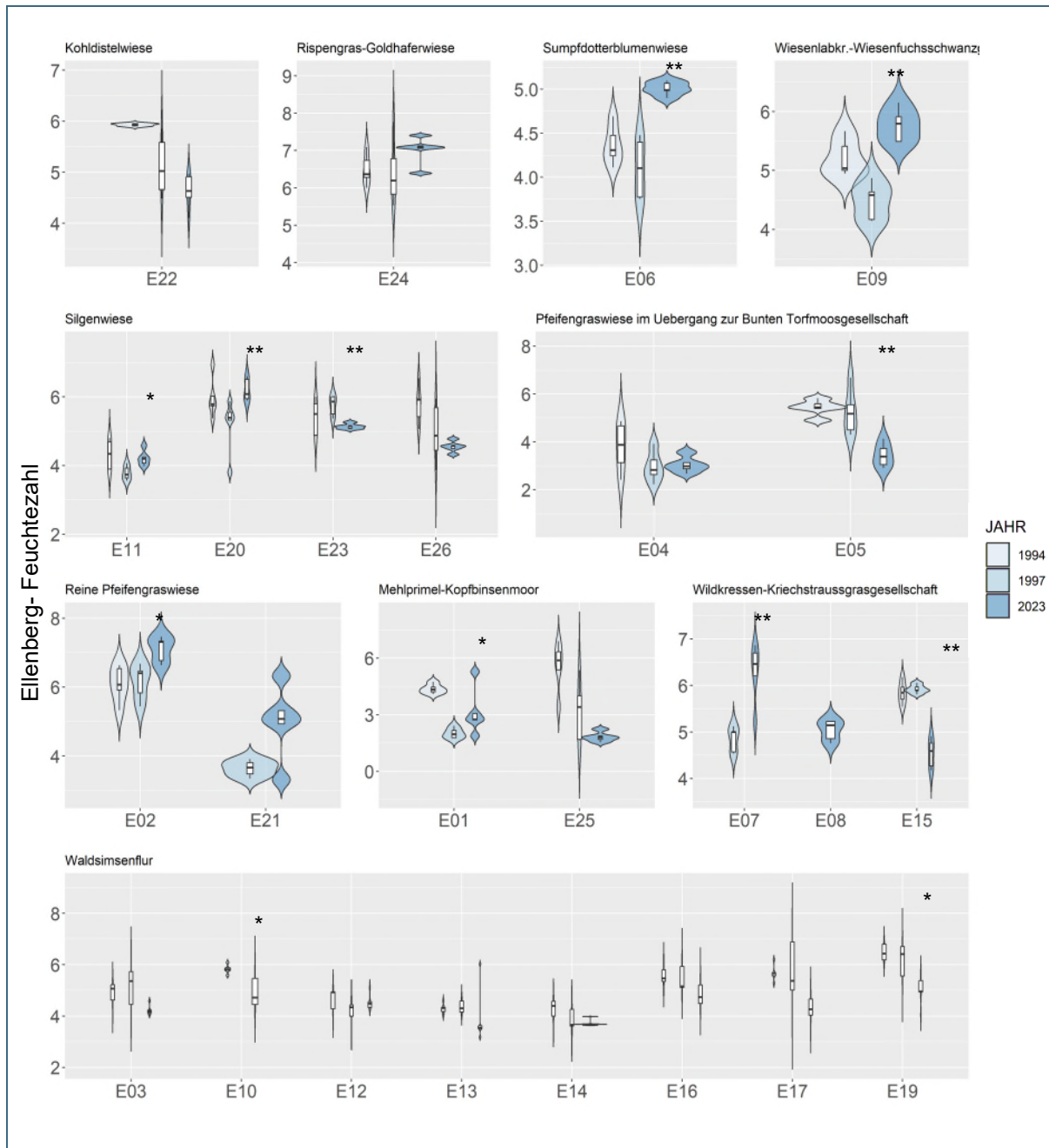


Abb. 17: Boxplots der gewichteten Ellenberg-Zeigerwerte für Feuchte je Transekt für die Jahre 1994, 1997 und 2023. Tests auf signifikante Gruppenunterschiede zwischen 1997 und 2023 wurden mittels Kruskal-Wallis-Test und Dunn's Test durchgeführt (* $p < 0.05$; ** $p < 0.01$).

Aufgrund der Menge an Zeigerwerten, die in die Auswertung mit einbezogen wurden, kann hier nur auf einige besonders relevante Ergebnisse im Detail eingegangen werden. Die Ergebnisse der Gruppenvergleiche finden sich im Anhang in Tab. 17.

In sieben Transekten stieg die mittlere gewichtete Ellenbergwert-Feuchtezahl (Fwerte) an (E01, E02, E06, E07, E09, E11, E20), in sechs Transekten sank sie signifikant (E05, E10, E15, E19, E23) (Abb. 17). Es zeigt sich kein klares Bild, wonach das Absinken der Feuchtezahlen auch mit den Pegelständen zusammenhängt. Anlass zu weiterer Beobachtung dieser Transekte gibt unter anderem der Umstand, dass die Feuchtezahlen auch bei Transekt E05 sanken, welcher pflanzensoziologisch der

Pfeifengraswiese mit Übergängen zum Hochmoor zuzuordnen ist und bezüglich Artenreichtums und Habitatqualität besonders wertvoll für das Untersuchungsgebiet ist.

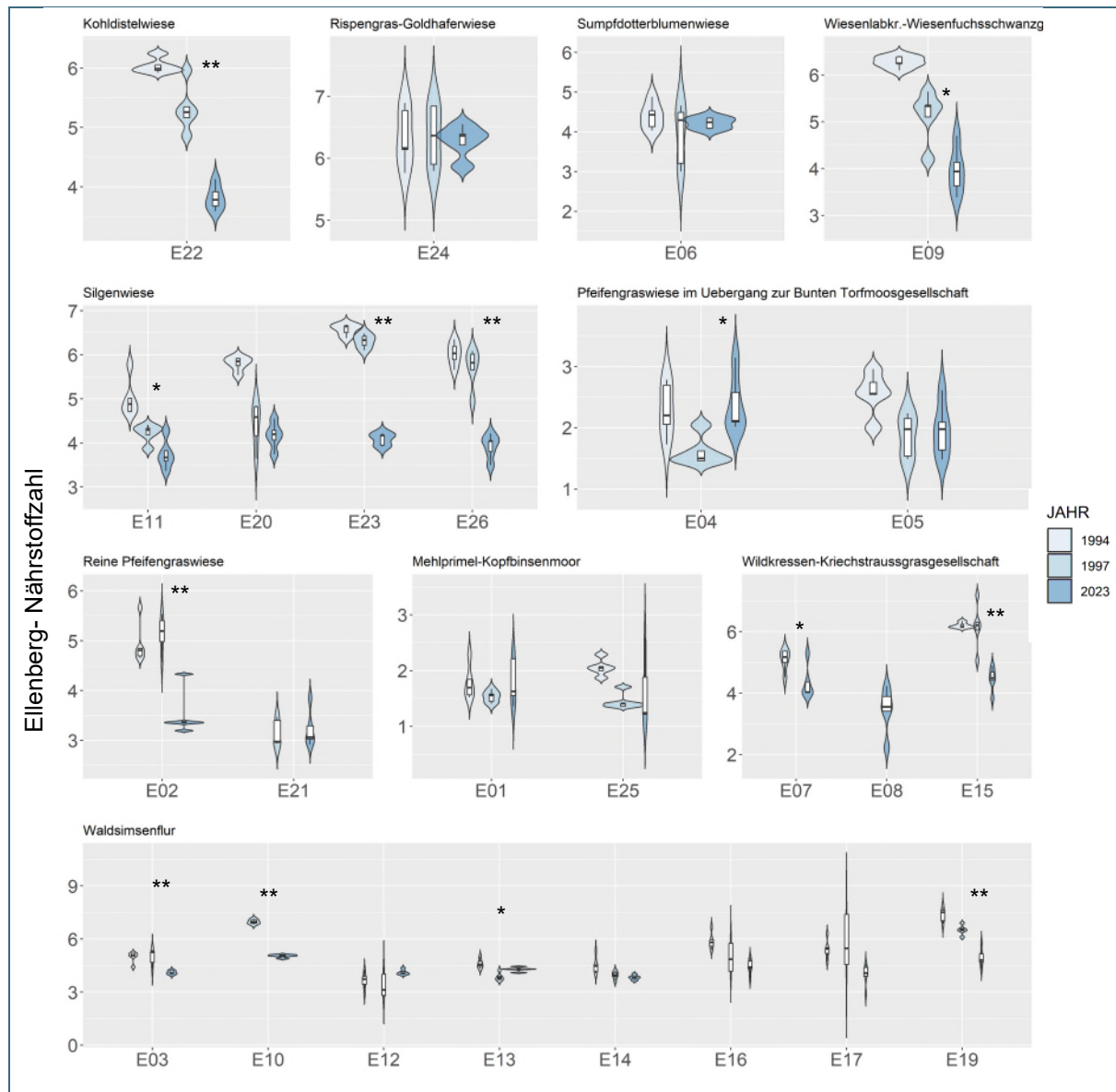


Abb. 18: Boxplots der gewichteten Ellenberg-Zeigerwerte für Nährstoff je Transekt für die Jahre 1994, 1997 und 2023. Tests auf signifikante Gruppenunterschiede zwischen 1997 und 2023 wurden mittels Kruskal-Wallis-Test und Dunn's Test durchgeführt (* $p < 0.05$; ** $p < 0.01$).

Mittlere gewichtete Ellenberg-Nährstoffzahl (Nwerte) (Abb. 18) nahmen in 11 Transekten im Vergleich von 1997 bis 2023 signifikant ab, in nur zwei Transekten (E04, E13) nahmen sie signifikant zu. Bei Transekt E04 handelt es sich um eine Pfeifengraswiese im Übergang zum Hochmoor, die im Gebiet selten vorkommt. Daher sollte eruiert werden, ob ein Nährstoffeintrag in die Fläche stattfinden konnte. Die Werte liegen im Jahr 1997 zwischen 1 (Extremer Nährstoffarmutzeiger) und 8 (ausgesprochener Nährstoffzeiger), im Jahr 2023 zwischen 1 und 7 (Nährstoffreichtumzeiger). Die höchste Ellenberg-Nährstoffzahl (>6) hatten die Transekte E10, E19, E23, die niedrigste E01, E05 und E25 (1).

Die Ellenberg-Lichtzahl (Lwerte) fiel in neun Transekten signifikant, in 13 Transekten stieg sie, wobei die Werte 1997 und 2023 zwischen 6 (Halbschatten- bis Halblichtpflanze) und 7 (Halblichtpflanze) lagen. Ellenberg-Reaktionszahl (Rwerte) nahm in 14 Transekten ab, in 7 nahm sie signifikant zu. Die

Werte reichen in beiden Jahren 1997 und 2023 von 5 (mäßig-sauer) bis 8 (schwachsauer). Die Ellenberg-Kontinentalitätszahl nahm in 13 Transekten signifikant ab, in acht nahm sie zwischen 1997 und 2023 signifikant zu. Insgesamt bewegen sich die Zeigerwerte für Kontinentalität zwischen 3 (ozeanisch-subozeanisch) und 4 (subozeanisch). Es lässt sich zusammenfassen, dass die Bestände der Dauertransekte zu geringeren Zeigerwerten für Nährstoff, pH und höheren Werten für Lichtbedürftigkeit der Pflanzen tendieren. Tab. 16 im Anhang gibt die Erklärungen zu den verwendeten Abkürzungen wieder.

Bei den gewichteten Kulturgrasland-Zeigerwerten nahmen Mahdzeiger (M_gw) in den Transekten E10, E15, E19, E22, E23, E03, E7 signifikant zu, in den Transekten E04, E09 und E11 signifikant ab. Beweidungszeiger (W_gw) nahmen in Transekt E02, E04, E11 und E13 signifikant zu, in E06, E22, E03, E15, E20, E21 und E23 nahmen diese signifikant ab. Der gewichtete Zeigerwert für den Futterwert (FW_gw) nahm in 4 Transekten (E01, E11, E12, E14) signifikant zu, in 8 Transekten (E02, E03, E04, E05, E15, E19, E22, E23) signifikant ab (Anhang, Tab. 17). Die für die Zunahme des Futterwerts relevanten Arten zeigen auch eine erhöhte Toleranz für Wechselfeuchte, wie beispielsweise *Anthoxanthum odoratum*, *Molinia caerulea* und *Holcus lanatus* und könnten Indikatoren für die sommerliche oberflächliche Austrocknung in den letzten Jahren sein. Der Zeigerwert für Trittsverträglichkeit (TV_gw) nahm in 12 Transekten signifikant ab. Darunter sind 4 Transekte, die im Bereich der aktuellen Wasserbüffelbeweidungsfläche liegen. Für die Abnahme waren relevante Arten beispielsweise *Trifolium repens* und *Ranunculus repens*. Zwei der Transekte im Norden der Weide zeigten allerdings einen Anstieg an trittverträglichen Arten, wobei dies vermutlich durch die höhere Deckung von beispielsweise *Juncus effusus* bedingt wird.

In 14 von 25 Transekten nahm die Anzahl der Moose signifikant zu (Anhang, Tab. 17).

4.5 Similarity Percentages (Simper)

Um erkennen zu können, welche Arten am meisten zum Unterschied zwischen den Aufnahmezeitpunkten beitragen, wurde der SIMPER-Test (Similarity Percentages) verwendet, der die prozentualen Beiträge der einzelnen Arten und ihrer Deckungswerte oder Feuchte- und Nährstoffzahlen zu den Unterschieden der Vegetation berechnet (Clarke 1993).

Mehlprimel-Kopfbinsenmoor (E01, E25)

Bei Transekt E01 zeigt sich, dass zwischen 1997 und 2023 *Schoenus ferugineus*, *Trichophorum cespitosum* und *Serratula tinctoria* zugenommen haben. *Dicranum bonjeanii* wurde neu 2023 kartiert. Mit dieser Zunahme der gesellschaftsrelevanten Arten und unter Berücksichtigung der gestiegenen Artenzahlen (vgl. Abb. 16, Tab. 11) kann geschlossen werden, dass sich die Flachmoorgesellschaft deutlich verbessert hat.

Bei E25 sieht es ähnlich aus. Auch hier kam *Dicranum bonjeanii* neu hinzu, die Sphagnum-Arten erreichten höhere Deckungen (*Sphagnum warnsdorfii* ist 2023 erstmals vorhanden). Die Artenzahl steigt in E25 insgesamt deutlich an.

Pfeifengraswiese im Übergang zur Bunten Torfmoosgesellschaft (E04, E05)

Bei den Hochmooranflügen mit Pfeifengras wie in Transekt E04 und E05 erfasst, zeigt sich ein etwas anderes Bild. Hier wurde *Sphagnum magellanicum*, *Sphagnum rubellum*, *Sphagnum papillosum* und *Polytrichum strictum* neu erfasst, also einige typische Hochmoorarten. Dazu gesellt sich aber auch die neu erfasste Flatterbinse, die keine Hochmoorart ist. Außerdem nehmen die Artenzahlen leicht ab.

In Transekt E05 nahm 2023 Pfeifengras in der Deckung ab und es kamen ebenfalls wie in Transekt E25 und E04 die Sphagnum-Arten zu höherer Deckung. Dies scheint etwas auf Kosten der Artenzahl

zu gehen, die leicht sinkt (vgl. Abb. 16). Trotz der verminderten, für Hochmoore typischen Artenzahlen, ist zu beachten, dass sich die Ökosystemfunktion des Moores im Hinblick auf Torfwachstum durch die Zunahme der Torfmoose insgesamt verbessert.

Reine Pfeifengraswiese (E02, E21) und Kohldistelwiese (Calthion, E22)

Diese Gesellschaften blieben ohne deutlichen Artenwechsel mehr oder weniger konstant (vgl. Abb. 16). Nur die Artenzahl der Pfeifengraswiese in E21 ging 2023 etwas zurück, was am Verschwinden der gewöhnlichen Wiesenarten liegt und die Festigung der Gesellschaft vorantreibt.

Rispengras-Goldhaferwiese (E24) -Weide

Die Rispengras-Goldhaferweide (E24) sank stark in ihrer Artenzahl. Einige Begleitarten oder ehemalige Ackerarten verschwanden, was einer natürlichen Entwicklung entspricht. Ruderalarten wie *Cirsium arvense* oder Nährstoffzeiger wie *Urtica dioica* nahmen sogar zu. Auch *Persicaria amphibium* hat zugenommen. Insgesamt lässt sich vermuten, dass die Flächen hinsichtlich ihrer Moorökosystemleistung und Biodiversität von der Beweidung nicht profitieren.

Verarmte Silgenwiese (E11, E20, E23, E26)

Bei Geiger-Udod (2001) in E11 noch als Weide, *Juncus effusus*-Ausbildung mit *Agrostis tenuis*/*Festuca rubra* Beständen kartiert, präsentierten sich die Flächen nun als von Rasenschmiele dominierten Weiden. Hinzu treten in 2023 flachmoortypische Moose wie *Aulacomium palustre* oder Nässezeiger wie *Galium palustre* und *Agrostis stolonifera*. Dies wird bestätigt durch die stark gestiegenen Ellenberg-Feuchtezahlen (Abb. 17). Die Artenzahlen sanken stark, d. h. die Vernässung durch die angestoßenen Renaturierungsmaßnahmen machen die Flächen feuchter und legen den Grundstein für eine Flachmoorneubildung (*Aulacomium palustre*), wie sie insgesamt in den Entwicklungszielen angestrebt wird. Der vordergründige Artenverlust ist daher nicht als Negativ-Kriterium oder gar Stoppkriterium für die weitere Vernässung zu werten.

E20 wurde 1997 als Kräuterreiche Goldhaferwiese, reine Ausbildung kartiert. Hier nahm 2023 Rasenschmiele, Honiggras und Weißes Wiesen-Labkraut stark zu, die Artenzahl nahm stark ab. Die durchschnittliche Feuchtezahl nahm leicht zu. Hier zeigt sich leider keine Tendenz wie in E11, dass bereits Flachmooranflüge auftreten.

Sumpfdotterblumenwiesen–Rumpfgesellschaft E06

Aufnahme E06 wurde 1997 als Straußgras-Ruchgraswiese erfasst. Die Artenzahl hat sich seit 1997 fast halbiert, trotzdem stieg die Ellenberg-Feuchtezahl deutlich an. D. h. auch hier ging die Wiedervernässung und Ausmagerung auf Kosten der Artenzahl. *Geum rivale* und *Deschampsia cespitosa* erschienen erstmals in hohen Deckungen. Auch *Climacium dendroides* erreicht hohe Deckungen. Magere Wiesenarten wie *Rhinanthus minor*, aber auch Feuchtwiesenarten wie Kuckuckslichtnelke nahmen ab.

Waldsimsenflur (E03, E12-E14, E16-E17)

Von Geiger-Udod (2001) wurde der Transekt als Kohldistelwiese angesprochen. Die Artenzahlen veränderten sich gegenüber 1997 wenig. Die Feuchtezahlen sanken durchschnittlich leicht, d. h. die Flächen wurden trockener. Anspruchsvollere Feuchtearten wie *Epilobium palustre* oder *Geum rivale* gingen 2023 leicht zurück.

Wiesenlabkraut–Wiesenfuchsschwanzgesellschaft (E09)

Noch bei Geiger-Udod (2001) ein Kriechrasen und Knickfuchsschwanzrasen, konnte die Vegetation 2023 eher als Wiesenfuchsschwanzwiese angesprochen werden. Knickfuchsschwanz fehlte, dafür

war Wiesenfuchsschwanz und Rasenschmiele zur Dominanz gekommen. Trotzdem gingen die Ellenbergfeuchtwerte nach oben, was man *Galium palustre* und *Lotus uliginosus* zuschreiben könnte. Insgesamt scheint der Transekt also artenärmer zu werden, jedoch ist pflanzensoziologisch die Zielrichtung einer nasseren Gesellschaft erkennbar.

Wildkressen–Kriechstraussgrasgesellschaft (E07, E08, E15)

Bei Geiger Udod (2001) wurden die Transekte noch als Weide, *Agrostis tenuis*/*Festuca rubra* Bestände kartiert, in 2023 hat sich eine Kriechstraußgrasgesellschaft entwickelt. In 2023 trat neu *Glyceria striata* hinzu, ein Neophyt aus Nordamerika. Insgesamt sind die Bestände nicht unbedingt artenärmer geworden, aber trockener (vgl. Abb. 17).

4.6 Principal Component Analyses (PCA)

Für die Aufnahmen aus dem Jahr 2023 wurde Transekt eine PCA berechnet mit den Ellenberg- und Kulturgrasland-Zeigerwerten sowie der Artenzahl, der Anzahl an Moosen und Arten der Roten Liste. Trotz ähnlicher Artenzusammensetzung sind die PCA für die einzelnen Transekte einer Pflanzengesellschaft sehr unterschiedlich. Im Anhang finden sich alle Abbildungen (Abb. 25, Abb. 26) im Text kann allerdings nur auf wenige Beispiele eingegangen werden. Die Kosinus-Quadrate (\cos^2) sind ein Maß für die Qualität der Darstellung einer Variablen in einem gegebenen Koordinatensystem. Sie geben an, wie gut die Variable durch die Hauptachsen des Koordinatensystems repräsentiert wird. Hohe Werte von \cos^2 (nahe 1) zeigen an, dass die Variable gut durch die Hauptachsen dargestellt wird, während niedrige Werte (nahe 0) darauf hinweisen, dass die Variable weniger gut dargestellt wird. Die Darstellung der Ellipsen der beiden Jahre erfolgt auf Grundlage des Konfidenzintervalls auf dem 95%-Level.

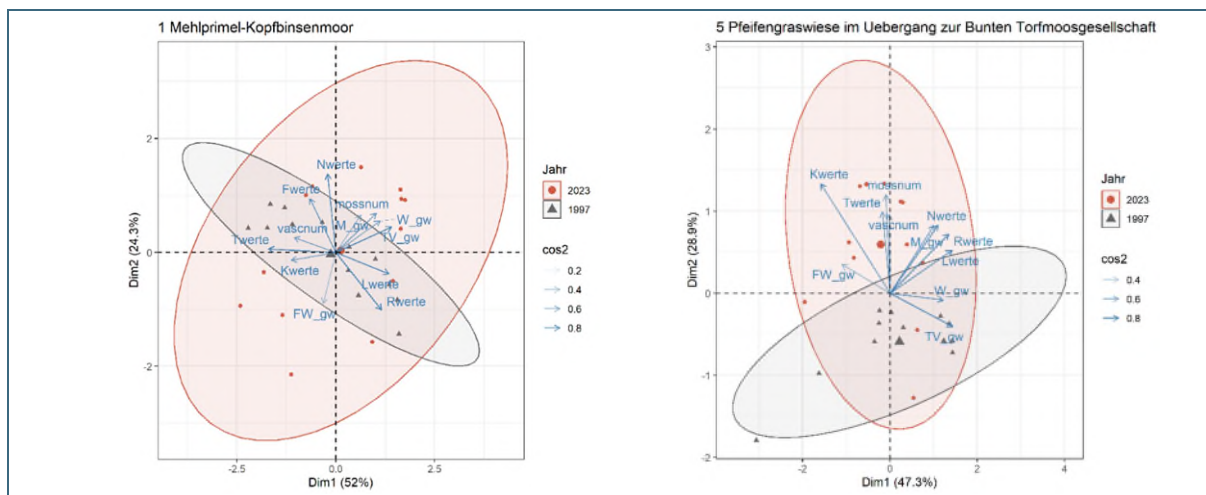


Abb. 19: PCA für Mehlsprimel-Kopfbinsmoor (Transekt E01) und Pfeifengraswiese im Übergang zur Bunten Torfmoosgesellschaft (E05), die erste Achse erklärt 52 % respektive 47,3 % der Varianz, die zweite 24,3 % respektive 28,9 %. Die Helligkeit der \cos^2 -Skala gibt die Qualität der Repräsentation der Variable durch die Hauptachsen wieder. Die großen Symbole stellen den errechneten Mittelpunkt der jeweiligen Aufnahmen dar. Die Vegetationsaufnahmen von 2023 sind rot, die von 1997 schwarz dargestellt. Die Abkürzungen sind in Tab. 16 im Anhang erläutert.

Im Vergleich zu 1997 zeigen die Transekt E01 und E05 eine stärkere Streuung der Werte bezüglich der Achsen, wobei die erste Achse von der Ellenberg-Temperaturzahl, der Anzahl Gefäßpflanzen und Ellenberg-Kontinentalitätszahl aufgespannt wird (Abb. 19). Die zweite Achse ist mit der Ellenberg-Nährstoffzahl, dem Futterwert sowie der Ellenberg-Feuchtezahl korreliert. Während die Plots 1997 noch stark an den Feuchtezahlen und den Reaktionszahlen orientiert waren, wird eine teils stärkere

Korrelation mit der Anzahl der Moose im Jahr 2023 sowie leichte Korrelation mit der Ellenberg-Kontinentalitätszahl abgebildet. Insgesamt bleiben die Mittelwerte (großer roter Kreis und großes graues Dreieck) jedoch sehr nah beieinander, eine signifikante Verschiebung wird also nicht angezeigt. Für den Transekt E05 zeigt sich für 2023 eine deutliche Zunahme an Moosarten und Gefäßpflanzenarten sowie eine Korrelation mit den Ellenberg T- und K-Werten (Abb. 19). Die Zunahme der N-Werte wird auch hier deutlich.

Für die Transekte E13 (Abb. 20) orientieren sich die Werte in 2023 stärker positiv in Richtung Anzahl der Gefäßpflanzen, Futterwert, Trittsverträglichkeit und Weidezeiger. Für Transekt E19 (Abb. 20) zeigt sich eine relative Konstanz der Zeigerwerte, lediglich eine leichte Verschiebung hin zu höheren Feuchtezahl und Nährstoffzahl ist angedeutet.

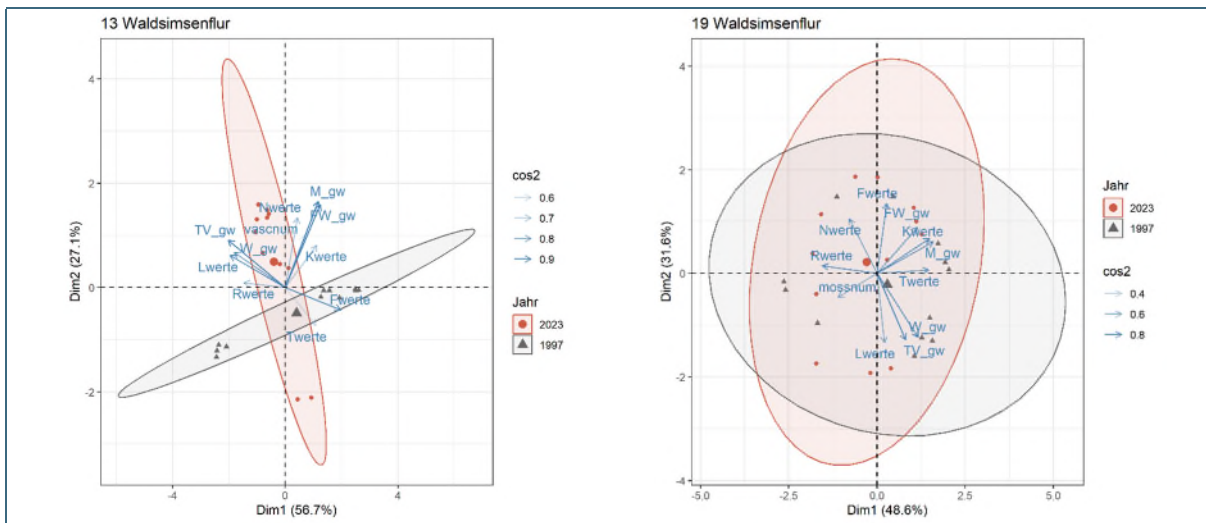


Abb. 20: PCA für Transekt E13 und E19 (Waldsimsenflur), die erste Achse erklärt 56,7 % respektive 48,6 % der Varianz, die zweite 27,1 % respektive 31,6 %. Die Helligkeit der Cos2-Skala gibt die Qualität der Repräsentation der Variable durch die Hauptachsen wieder. Die großen Symbole stellen den errechneten Mittelpunkt der Aufnahmen dar. Die Vegetationsaufnahmen von 2023 sind rot, die von 1997 schwarz dargestellt. Die Abkürzungen sind in Tab. 16 im Anhang erläutert.

In Abb. 21 zeigt Transekt E22 (Kohldistelwiese) ebenso wie Transekt E01 eine größere Streuung der Werte, eine klare Tendenz ist hier schwer abzuleiten. Bei Transekt 23 waren die Plots 1997 noch stärker geprägt von trittunempfindlichen Arten (TV_gw) und Beweidungszeigern, in 2023 zeigt sich im Mittel eine Erhöhung der Temperaturzahl, Beweidungszeiger gehen hier deutlich zurück.

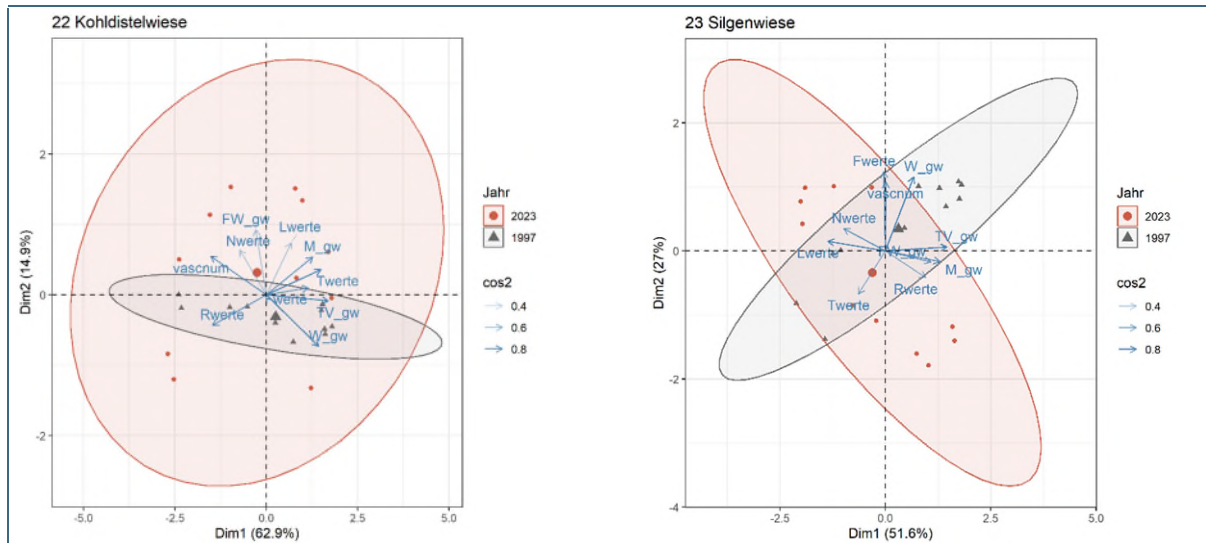


Abb. 21: PCA für Transekt E22 (Kohldistelwiese) und E23 (Silgenwiese), die erste Achse erklärt 62,9 % der Varianz respektive 51,6 %, die zweite 14,9 % respektive 27 %. Die Helligkeit der Cos2-Skala gibt die Qualität der Repräsentation der Variable durch die Hauptachsen wieder. Die Vegetationsaufnahmen von 2023 sind rot, die von 1997 schwarz dargestellt. Die Abkürzungen sind in Tab. 16 im Anhang erläutert.

Insgesamt können durch die PCA bezüglich der Veränderungen des Bestands nur Trends abgeleitet werden. Aufgrund von Datenlücken wurden Bodenparameter und Pegelstände in der PCA nicht berücksichtigt.

4.7 Nichtmetrische multidimensionale Skalierung (NMDS)

Mittels NMDS sollen neben dem Einfluss der bisher untersuchten Variablen wie Ellenberg- und Kulturgrasland-Zeigerwerte sowie der Artenzahl, der Anzahl an Moosen und Arten der Roten Liste auch die Einflüsse der Pegelstände und Bodenparameter, wie pH-Wert, Kaliumwert und Phosphatwert visualisiert werden (Abb. 22). Ergebnisse der NMDS (stress= 0,1482173). $R^2=0,8218$, $p=0,001$ für die Pflanzengesellschaften (PS). Insgesamt ist die Qualität der Datenrepräsentation der NMDS gut, was sich in einem Stress-Faktor $<0,2$ widerspiegelt (Clarke 1993). Detaillierte Ergebnisse siehe Anhang (Tab. 18). Erklärungen zu den verwendeten Abkürzungen der Variablen finden sich in Tab. 16 im Anhang. Die elliptische Markierung der Pflanzengesellschaften konnte aufgrund der teils geringen Anzahl an Datenpunkten nicht statistisch mittels Konfidenzintervallen erfolgen, die farbliche Darstellung erfolgt folglich nur für eine bessere Orientierung.

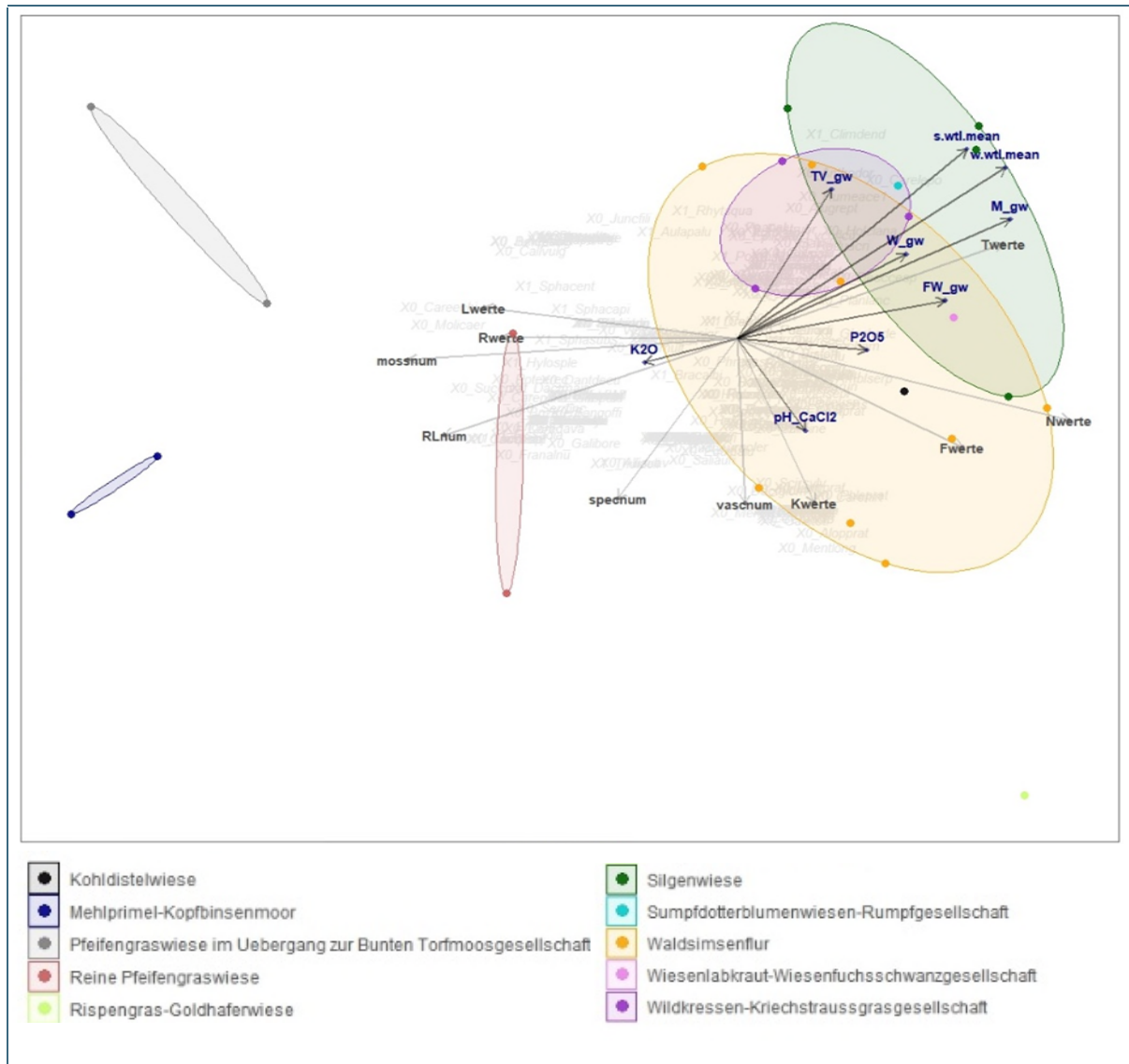


Abb. 22: NMDS der Transekte eingeteilt in Pflanzengesellschaften mit Ellenberg-Zeigerwerten, Kulturgrasland-Zeigerwerten, Bodenparametern und Artenzahlen sowie allen Arten grau hinterlegt. Die Pflanzengesellschaften wurden für Zwecke der Visualisierung mit farbigen Ellipsen versehen. Die Abkürzungen sind in Tab. 16 im Anhang erläutert.

Abb. 22 zeigt eine deutliche Korrelation der ersten Achse mit der Anzahl der Moose (mossnium: $-NMDS1=0,99688$, $NMDS2=-0,07887$, $R^2=0,7339$, $p=0,001$) mit den RL-Arten (RLnum: $NMDS1=-0,92706$, $NMDS2=-0,37491$, $R^2=0,6725$, $p=0,001$), den Ellenberg-Werten für Licht (Lwerte) und Basengehalt (Rwerte) sowie den Kaliumgehalten im Boden (K_2O). Dagegen sind die gewichteten Ellenbergzeigerwerte für Feuchte und Nährstoffe (Fwerte, Nwerte) korreliert mit Phosphat und pH sowie negativ korreliert mit der Anzahl der Moose (mossnium), der Ellenberg-Lichtzahl und der Ellenberg-Reaktionszahl. Die Anzahl der Gefäßpflanzen (vascnium) ist nicht mit den Kaliumwerten und den Phosphatwerten korreliert. Es zeigt sich eine negative Korrelation der Anzahl der Arten (specnum) mit den gewichteten Kulturgrasland-Zeigerwerten für Mahd, Futterwert und Beweidung nach Dierschke und Briemle (2002) (M_gw , FW_gw , W_gw) sowie auch mit den Pegelständen (w.wtl.mean, s.wtl.mean), (w.wtl.mean: $NMDS1=0,78490$, $NMDS2=0,61962$, $r^2=0,7884$, $p=0,024$).

Betrachtet man die Arten der Roten Liste (RLnum) zeigt sich, dass sich die besonders wertvollen Bestände pflanzensoziologisch am Mehlprimel-Kopfbinsenmoor und den Pfeifengraswiesen orientieren (Abb. 23).

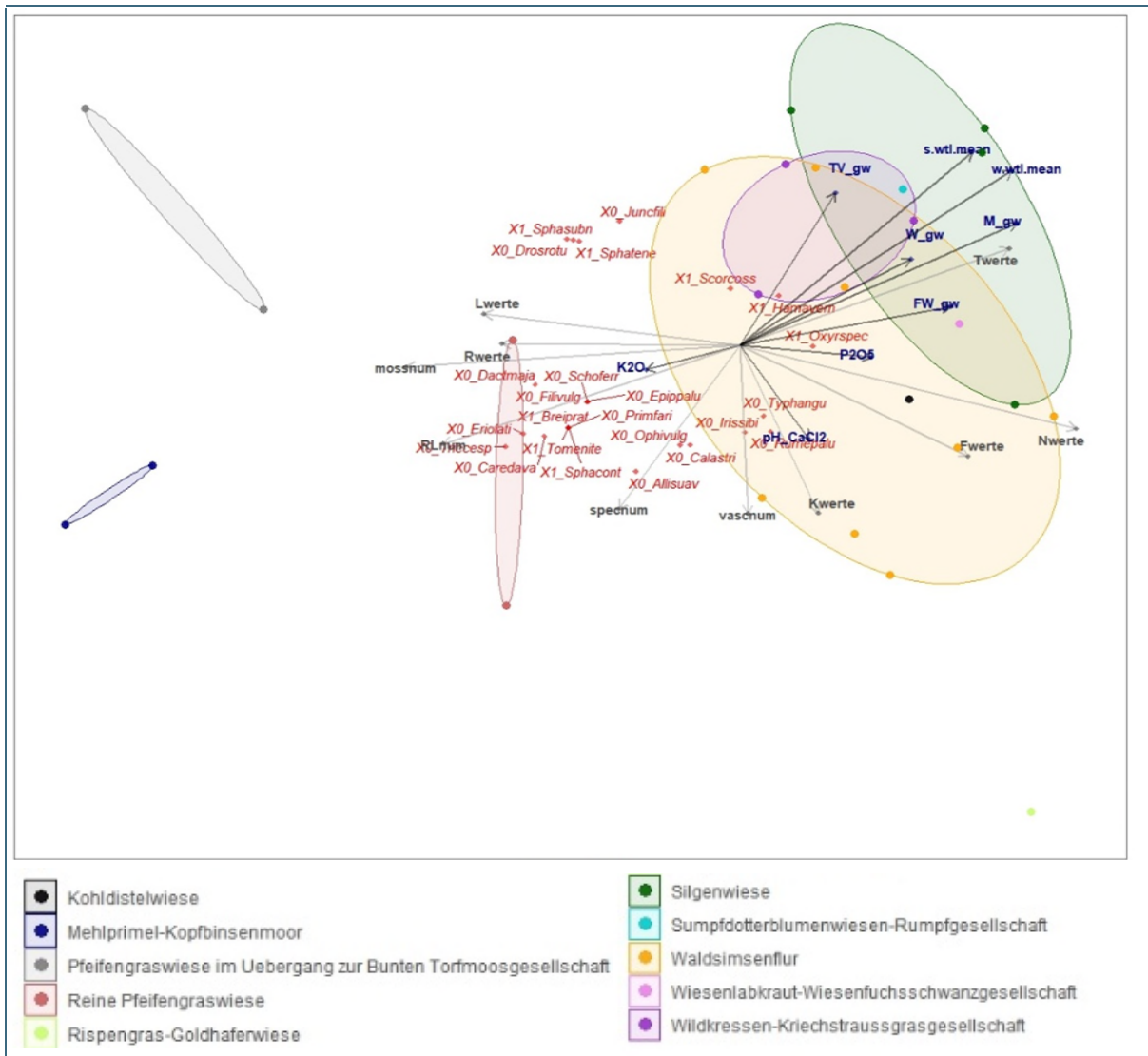


Abb. 23: NMDS der Transekte eingeteilt in Pflanzengesellschaften mit Ellenberg-Zeigerwerten, Kulturgraslandzeigerwerten, Bodenparametern und Artenzahlen sowie RL-Arten in Rot. Den Artkürzeln sind „X0“ und „X1“ vorangestellt, „X0“ markiert Gefäßpflanzen, „X0“ die Moose. Die Abkürzungen sind in Tab. 16 im Anhang erläutert.

4.8 Korrelationsanalyse und Regression

Zur Analyse statistischer Zusammenhänge wurde die Pearson-Korrelation über alle Vegetationsaufnahmen berechnet (Abb. 24) und in Bezug auf die Artenvielfalt (Artenzahl) und Diversität ausgewertet. Für die Berechnung der Diversität wurde der Shannon-Index verwendet (Shannon 1948). Der Vorteil durch die Verwendung des Shannon-Index bei der Bewertung der Diversität liegt in der Berücksichtigung von Abundanzen (Deckungen), dadurch kann die Vielfalt eines Ökosystems besser wiedergegeben werden. Konkret werden beispielsweise Transekte höher gewertet, die weniger Dominanzbestände aufweisen.

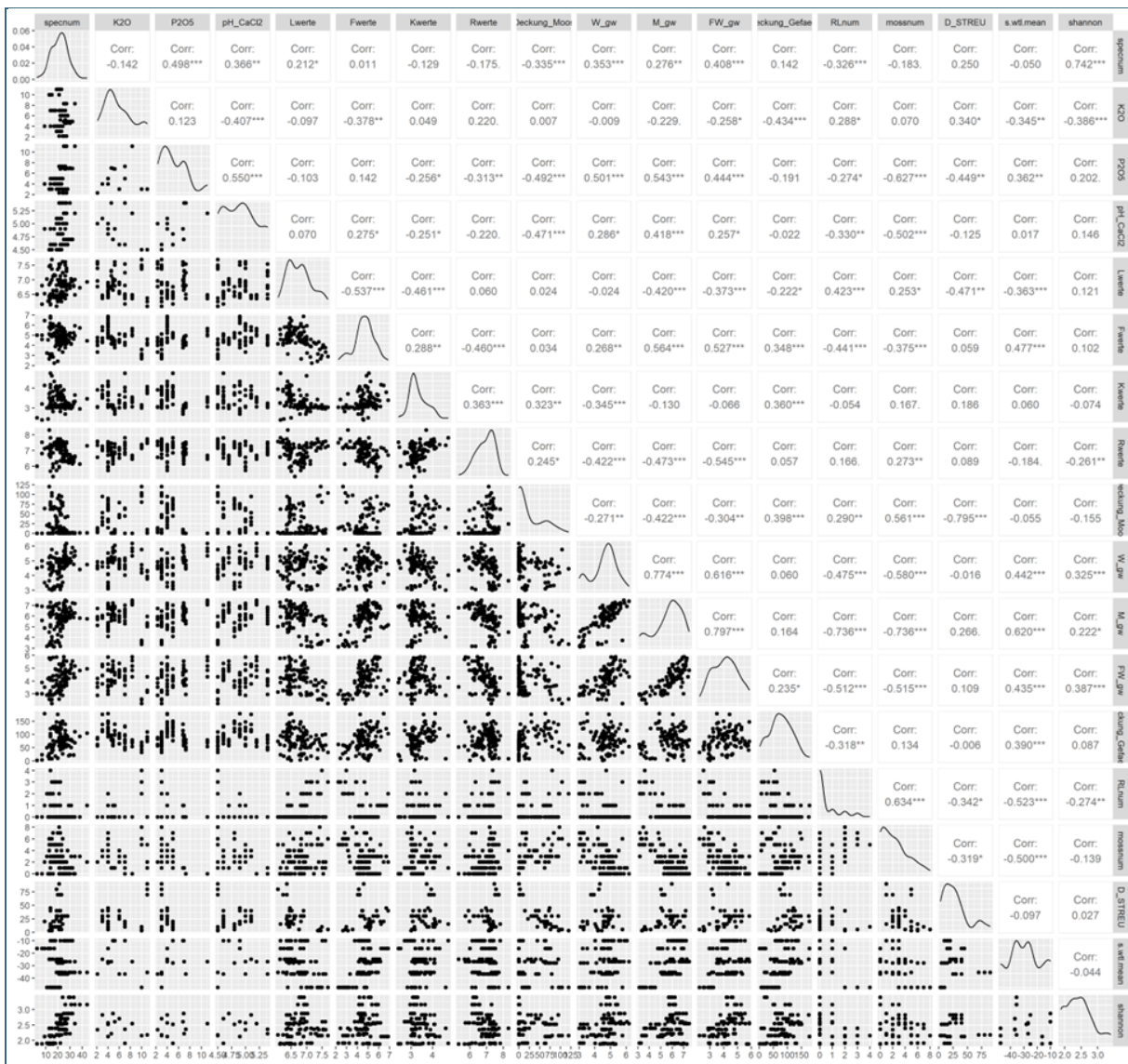


Abb. 24: Pearson-Korrelationen zwischen relevanten Variablen zur Beschreibung von Veränderungen in der Vegetationsstruktur und der Standortbedingungen. Die Abkürzungen sind in Tab. 16 im Anhang erläutert.

Als Grundlage dienen die Daten der Dauertransekte aus den Jahren 1994, 1997 und 2023, deren Aufnahme methodisch einheitlich erfolgte. Mit der Artenzahl signifikant positiv korreliert ist der Phosphatgehalt (P₂O₅), der pH-Gehalt (pH_CaCl₂) und die Mahdzeiger, Beweidungszeiger und Futterwert (M_gw, W_gw, FW_gw). Signifikant negativ korreliert ist die Deckung durch Moose und die RL-Artenzahl. Der Shannon-Index zeigt signifikante negative Korrelationen mit dem Kaliumgehalt (K₂O),

der Reaktionszahl nach Ellenberg sowie der RL-Artenzahl. Signifikant positiv korreliert sind die Kulturgrasland-Zeigerwerte (M_gw, W_gw, FW_gw). Faktoren, die positiv mit der Artenzahl korreliert sind, sind häufig auch positiv mit der Diversität korreliert. Unterschiede zeigen sich in den Signifikanzen der Bodenparameter und den Ellenberg-Zeigerwerte, wobei die Richtung des Zusammenhangs bei beiden Werten gleich ist. Die Analyse bestätigt, dass Artenzahl und Diversität stark vom Standort und der Bewirtschaftung abhängen.

Zudem wurde ein Generalisiertes Lineares Modell (GLM) berechnet, um den Einfluss der in Abb. 24 dargestellten Variablen (gemittelt pro Transekt) auf die Artenzahl und die Diversität zu quantifizieren. Zur Berechnung des besten Modells wurden nur vollständige Datensätze, also alle Transekte mit Messungen der Bodenparameter verwendet. Dabei wurden alle Kombinationen von Variablen berechnet und das Modell mit dem geringsten AIC (Akaike's Information Criterion) verwendet. AIC berücksichtigt sowohl die Anpassung des Modells an die Daten als auch die Komplexität des Modells. Ein niedrigerer AIC-Wert zeigt an, dass das Modell eine gute Anpassung an die Daten bietet, ohne zu komplex zu sein.

Das beste Modell setzt sich aus den Variablen gewichteter Zeigerwert für Futterwert (FW_gw), der Anzahl der RL-Arten (RLnum) sowie dem sommerlichen mittlerem Pegelstand (s.stl.mean) zusammen. Die Steigung des gewichteten Futterwerts ist positiv, eine erhöhte Artenzahl scheint mit der Steigung des gewichteten Futterwertes einherzugehen. Die Steigung des Pegelstands ist negativ, eine Zunahme der Wasserstände wirkt sich somit scheinbar negativ auf die Gesamtartenzahl aus. Bei näherer Betrachtung lässt sich jedoch feststellen, dass sich die Artzusammensetzung durch diese Variablen verändert und die Anzahl der Arten der Roten Liste zunimmt (Tab. 12).

Tab. 12: Bestes Generalisiertes Lineares Modell (GLM) zwischen Artenzahl und 16 Variablen aus den Daten der Jahre 1994, 1997 und 2023. AIC: 658.89; Null-Devianz 231.97 bei 99 Freiheitsgraden. Residualdevianz 165.64 bei 96 Freiheitsgraden. Verteilung der Exponenten nach Poisson. Die Abkürzungen sind in Tab. 16 im Anhang erläutert.

Variablen	Steigung	Std.Error	t-Wert	p-Wert
(Intercept)	2,193	0,153	14,313	0,000***
FW_gw	0,146	0,028	5,196	0,000***
RLnum	-0,120	0,030	-3,955	0,000***
s.wtl.mean	-0,011	0,002	-4,825	0,000***

Das beste Modell für den Shannon-Index setzt sich aus den Variablen FW_gw, der Ellenberg-Feuchtezahl (Fwerte), Kaliumgehalt (K₂O), den Ellenberg-Kontinentalitätszahl, Lichtzahl und Nährstoffzahl (Kwerte, Lwerte, Nwerte) sowie der RL-Artenzahl und dem sommerlichen mittlerem Pegelstand. Fast alle Steigungen der Variablen sind negativ, eine Abnahme erhöht folglich die Diversität nach Shannon. Nur für die RL-Artenzahl und die gewichteten Futterwert sind die Steigungen positiv, die Diversität steigt also mit steigenden Werten. Der Einfluss von RL-Artenzahl, Futterwert und Ellenberg-Nährstoffzahl auf die Diversität sind allerdings nicht signifikant (Tab. 13).

Tab. 13: Bestes Generalisiertes Lineares Modell (GLM) zwischen Artenzahl und 16 Variablen aus den Daten der Jahre 1994, 1997 und 2023. AIC: -19.312; Null-Devianz 5.3057 bei 69 Freiheitsgraden. Residualdevianz 2.3374 bei 61 Freiheitsgraden. Verteilung der Exponenten nach Gauss. Die Abkürzungen sind in Tab. 16 im Anhang erläutert.

Variablen	Steigung	Std.Error	t-Wert	p-Wert
(Intercept)	6,202	1,301	4,765	0,000***
FW_gw	0,167	0,045	3,686	0,000***
Fwerte	-0,158	0,045	-3,538	0,001***
K ₂ O	-0,061	0,013	-4,682	0,000***
Kwerte	-0,263	0,090	-2,917	0,005**
Lwerte	-0,371	0,127	-2,933	0,005**
Nwerte	-0,015	0,035	-0,427	0,671
RLnum	0,048	0,041	1,171	0,246
s,wtl,mean	-0,003	0,002	-1,233	0,222

Das AIC-Kriterium gibt den Informationsgehalt eines Allgemeinen Linearen Modells an und dient zum Vergleich von Modellen gleicher Datengrundlage. Die Residualdevianz ist bei beiden Modellen deutlich geringer als im Null-Modell, in der Streuung der Residuen sind keine systematischen Verzerrungen zu erkennen. Der AIC-Wert ist bei dem Modell der Artenzahl deutlich höher als das Modell der Diversität, folglich ist das letztere besser an die Daten angepasst. Beide Modelle geben aber unterschiedliche Informationen wieder und haben daher ihre Begründung. Die Verteilung der Residuen ist im Anhang in Abb. 27 dargestellt.

5 Diskussion

Generell weisen Moore, insbesondere Hochmoore eher geringere Artenzahlen auf als weit verbreitete Vegetationstypen wie beispielsweise Extensivwiesen (Sinyutkina, 2021). Das liegt daran, dass bei hohen Wasserständen die Bedingungen für viele Blütenpflanzen eher schlechter werden und Moose, insbesondere Torfmoose die Oberhand gewinnen. Diese Moose leiten dann das Moorwachstum ein. Genau das möchte man erreichen, wenn es um Moor-Renaturierungen geht (Sinyutkina, 2021). Torfmoose haben einen enormen Vorteil gegenüber vielen anderen Moorarten. Sie bilden die Grundlage für die Renaturierung entwässerter Moore und ihr Wachstum kann durch Wiedervernässung aber auch Beschattung durch eine lockere Kiefern- oder Spirkenschicht gefördert werden (Rockenzahn 2022, Sinyutkina, 2021).

Insofern wird eine positive Entwicklung der Hochmoorbestände im Klosterland Benediktbeuern durch die Zunahme der Flachmoorarten von 1997 bis 2023 bestätigt. Bei den anderen Gesellschaften, insbesondere den Streuwiesen und deren Übergängen zu Hochmooren des *Sphagnetum magellanicum* wurde 2023 im Vergleich zu 1997 eine deutliche Zunahme der *Sphagnum*-Arten festgestellt. Einige Streuwiesenarten gingen dabei etwas zurück, was in diesem Fall nicht negativ zu bewerten ist, sondern den natürlicherweise geringeren Artenzahlen der Hochmoore entspricht.

In Benediktbeuern wurden die bei Quinger (2016) als sog. Aushagerungswiesen erfassten Bereiche deutlich vernässt und werden nun den Silgenwiesen und auch Waldsimsenfluren zugeordnet. Das ging mit einem leichten Artenverlust einher, den schon Quinger (2016) diskutierte und dafür die Aushagerung und die Mahd verantwortlich macht. Extensivwiesenarten wie Klappertopf oder Feuchtwiesenarten wie Kuckuckslichtnelke gingen zurück zu Gunsten von Seggen oder Moosen. Aber auch der Ellenberg-Wert für Nährstoff sinkt in diesem Wiesentyp stark. Nährstoffzeiger, die noch bei den letzten Aufnahmen im Jahr 2016 enthalten waren, sind 2023 verschwunden. Ein Beispiel ist die Sukzession der Pfeifengraswiese zum *Schoenetum ferrugineum* (Herrmann 1995).

Bei den Waldsimsengesellschaften ist das Bild ein anderes, die Artenzahlen gehen etwas zurück, aber auch die durchschnittliche Ellenberg-Feuchtezahl sowie die Ellenberg-Nährstoffzahlen. Anspruchsvollere Feuchtearten wie *Epilobium palustre* oder *Geum rivale* gehen leicht zurück. Dies gibt durchaus Anlass zur Überprüfung der tatsächlichen Verhältnisse: Ein interessantes Beispiel ist Transekt E16. Hier fehlen mittlerweile Arten des trockenen Flügels der Extensivwiesen wie *Hypericum perforatum*, *Pilosella officinalis*, *Luzula luzuloides*, *Centaurea jacea*, aber auch nährstoffliebendere Arten wie *Cirsium oleraceum*, *Lychnis flos-cuculi*, *Filipendula ulmaria*, was den Verlust an Arten mit erklärt. Dafür ist *Iris sibirica* als Streuwiesenart eingewandert. Dies charakterisiert exemplarisch den Florenzwandel, der sich aus dem Nässerwerden sowie dem Verlust an Arten der wechselfeuchten Wiesen ergibt.

Die Ergebnisse zeigen, dass die Hydrologie bzw. der Grabenanstau das Gebiet seit der letzten Erfassung aller Transekte (1997) und den pflanzensoziologischen Kartierungen 2016 bereits zum Positiven verändert haben. Zusammenfassend lässt sich sagen, dass die Moorgesellschaften gleich bleiben oder artenreicher werden und auch die RL-Arten zunehmen, was insbesondere durch seltene Torfmoose wie *Sphagnum magellanicum* oder *S. papillosum* sowie andere Moosarten, wie *Dicranum bonjeanii* bedingt ist. Zum anderen werden die Weiden und Aushagerungswiesen feuchter, was mit einem Verlust der an Wechselfeuchte angepasste Grünlandarten einhergeht. Gleichzeitig wandern in die Bestände teilweise Streuwiesenarten wie *Iris sibirica* oder *Betonica officinalis* ein. Die Reaktivierung der Streuwiesen ist also bereits im Gange, was sich positiv in Richtung einer Wiederherstellung der Ökosystemfunktion Moor und seiner bedrohten Pflanzenarten auswirkt. Daher kann der Verlust von nun weniger standorttypischen Arten nicht als Nachteil gewertet werden und daraus leitet sich auch kein Handlungsbedarf ab. Auch eine Veränderung der Bodenparameter, wie beispielsweise durch Düngung mit Kalium oder Phosphor ist vermutlich kontraindiziert. Die Untersuchung hat ergeben, dass die

Korrelation zwischen Kalium und Phosphor mit den Pflanzengesellschaften sehr gering ist (vgl. Abb. 22). Tendenziell verfügen Silgenwiesen und Waldsimsenfluren erwartungsgemäß über höhere Phosphorreserven im Boden, da die hochwüchsigeren Arten mehr Phosphor benötigen. Die für die Pflanzen verfügbaren Nährstoffe sind stark von dem Mikrobiom abhängig, daher können die Bodenparameter allein nur bedingt Rückschlüsse auf die Nährstoffverfügbarkeit liefern (Zheng 2019, Aiai 2021). Auch zeigte sich in einer Studie, dass bei der Entwässerung der Moore die Artenzahl zunimmt, bei der Wiedervernässung kehrt sich diese Entwicklung um und die Artenzahl sinkt wieder (Purre et al. 2021). In diesem Prozess ist die Entwicklung der Mooschicht stark vom Nährstoffgehalt des Bodens abhängig, folglich ist die starke Zunahme der Moosarten und deren Deckung ein durchaus sehr positives Zeichen.

Die Untersuchung sollte zeigen, inwiefern sich die Wiedervernässung und aktuelle Nutzung auf die gegenwärtige Flora auswirken und welche Faktoren eine mögliche Veränderung des Artbestandes beeinflussen. Die Wiederholung der Daueraufnahmen ergab eine Erhöhung der Artenzahl und eine Zunahme der typischen Arten bei den Moorresten und Streuwiesen, dass durch die Vernässung die Flächen, welche vorher schon feucht und moorig waren.

Die von Quinger (2008, 2016) als sog. Aushagerungswiesen erfassten Bereichen, welche vor der Extensivierung 1992 intensiv gedüngt und geschnitten oder als Acker genutzt wurden, sind zum Teil etwas nasser geworden, wie auch die Erhöhung der Ellenbergzahlen für Feuchte zeigt. Sie werden nun den Silgenwiesen zugeordnet. Das ging mit einem leichten Artenverlust einher. Extensivwiesenarten wie Klappertopf oder Feuchtwiesenarten wie Kuckuckslichtnelke gehen zu Gunsten von Seggen oder Moosen zurück, wie auch schon in anderen Wiedervernässungsprojekten beobachtet wurde (Frei et al. 2021). Aber auch der Ellenberg-Wert für Nährstoff sinkt in diesem Wiesentyp stark. Nährstoffzeiger, welche 2016 noch enthalten waren, sind inzwischen verschwunden. Auch diese Entwicklung ist im Sinne der Ökosystemleistung von Mooren nicht negativ zu bewerten. Die Flachmoorgesellschaften werden in ihrer Artenzusammensetzung dadurch typischer. Das liegt vor allem am Einwandern typischer Moosarten wie beispielsweise *Dicranum bonjeanii*. Einen Rückgang der Blütenpflanzen und eine Zunahme der Moose ist bei Moorrenaturierung auch aus anderen Mooren schon beschrieben (Frei et al. 2021) und spricht für eine Entwicklung der Bestände hin Richtung Hochmoor, insbesondere wenn Torfmoose dazukommen.

Bei den Waldsimsenfluren ist das Bild ein anderes, die Artenzahlen nehmen leicht ab, aber auch die durchschnittlichen Ellenberg-Feuchtezahl sowie die Ellenberg-Nährstoffzahl. Anspruchsvollere Feuchtearten wie *Epilobium palustre* oder *Geum rivale* gehen leicht zurück. Der Grund für diesen Rückgang liegt vermutlich in der Aushagerung der Flächen, Nährstoffliebende Arten wie Kohldistel treten zugunsten von Streuwiesenarten zurück. Diese Entwicklung ist zu begrüßen und ein Anstieg der Artenzahlen nach Einwanderung weiterer Streuwiesenarten ist für die Zukunft zu erwarten, so dass nach einem vorübergehenden Rückgang die Artenzahlen wieder ansteigen sollten. Außerdem zeigte unsere Untersuchung einen Anstieg der moortypischen Moose in Artenzahl und Deckung in Folge der Aushagerung und Wiedervernässung. Die ehemals intensiv genutzten Bereiche wurden also nasser und nährstoffärmer, wobei die Artenzahlen leicht abnahmen. Einen Zusammenhang zwischen Artenzahlen und Nährstoffverfügbarkeit ist vor allem aus den Magerrasen und Wirtschaftswiesen bekannt. Briemle (2006) kam daher zu dem Schluss, dass die behutsame Düngung die Artenvielfalt von Magerasen erhöht (Briemle 2006). Im hier untersuchten Fall wird der Artenrückgang am Verschwinden von verbreiteten Wiesenarten wie Kuckuckslichtnelke, aber auch von nährstoffliebenden Arten in Folge des nasser und nährstoffärmer werdenden Standortes bedingt. Dies ist aber die Voraussetzung für das Renaturierungsleitbild, der Wiederherstellung von Moorflächen, insbesondere von Flach- und Übergangsmooren.

Die Studie sollte außerdem die Entwicklung der Flora seit 1994 bzgl. Artenzahl, Anteil roter Liste Arten und Artzusammensetzung aufzeigen. Insgesamt konnte eine Weiterentwicklung der Tendenzen, welche bereits in den Vorjahren zu erkennenden waren, beobachtet werden. Gerade die Einwanderung von Streuwiesenarten in die Waldsimsenfluren und auch die Entwicklung eines Pfeifengrasbestands zum Hochmoor zeigen, dass die bisher umgesetzten Maßnahmen zielführend sind. Erfreulich ist, dass auch die Flächen, die um 1950 als Acker genutzt wurden in der Artzusammensetzung gegenüber den anderen Flächen keinen erkennbaren Nachteil mehr aufweisen, sie zeigen allerdings noch etwas erhöhte Nährstoff-Zeigerwerte. Bezüglich der Artenzahl setzt sich der Trend fort, der eine Abnahme in den meisten Flächen dokumentiert. Es ist davon auszugehen, dass der Prozess der Renaturierung dies mit sich bringen kann. Effektivität und Sinnhaftigkeit der Maßnahmen können nicht anhand der reinen Artenzahl bewertet werden. Bei den verschwundenen Arten handelte es sich außerdem häufig um Nährstoff- oder Störzeiger, deren Rückgang für die Entwicklung des Gesamtbestandes als positiv gewertet werden kann.

Bei den Arten der Roten Liste hat die Untersuchung keine einheitliche Tendenz ergeben. Je nach Pflanzensoziologie gibt es Anstiege wie beispielsweise in den Mehlprimel-Kopfbinsenmooren. Leichte Rückgänge gibt es in den ehemals frisch gerodeten Bereichen (E03). So konnte hier beispielsweise *Allium carinatum*, *Betula humilis*, *Stellaria palustris* und *Crepis mollis* nicht wiedergefunden werden. Eventuell hatten die genannten Arten vom lockeren Wald oder vom Waldsaum profitiert. *Betula humilis* kann darüber hinaus leicht mit Keimlingen der Moorbirke verwechselt oder genau so leicht übersehen werden. Hier sind die Rückgänge also nicht unmittelbar auf tatsächliche Veränderungen der Standortbedingungen rückführbar.

Bei den ehemaligen Intensivwiesen (beispielsweise E07) fehlt nun Breitbl. Knabenkraut, bei den ehemaligen Äckern seltene Ackerunkrautarten wie *Conringia orientalis*. Das Verschwinden letzterer Art ist erwartbar durch die Nutzungsänderung, durch Beweidung kann auch das Breitbl. Knabenkraut zurückgehen. Insgesamt sind in diese Flächen auch viele bedrohte Arten eingewandert, ein Beispiel ist *Iris sibirica* und *Dicranum bonjeanii*. Hinzu kommt, dass in der vorliegenden Erhebung nicht nachgewiesene Arten im Umfeld der Transekte durchaus noch anzutreffen sind, beispielsweise *Gentiana asclepiadea*. Nur *Carex dioica* konnte im Kopfbinsenniedermoor nicht gefunden werden, die Art ist allerdings leicht übersehbar, wenn sie nur vegetativ vorkommt. Somit ergibt sich, dass im Untersuchungsgebiet aus dem sporadischen Zu- oder Abnehmen der RL-Arten keine Rückschlüsse auf Pflege zu ziehen sind oder Handlungsempfehlungen abzuleiten sind.

Die bisherigen Ergebnisse lassen dennoch Rückschlüsse darauf zu, welche Faktoren die Entwicklung wertvoller Bestände maßgeblich beeinflussen. Die Reduktion von Nährstoffen in der ersten Phase der Extensivierung der Flächen zeigt sich deutlich und konnte den Grundstein für die Entwicklung der Bestände legen. Zwar ging und geht die Artenzahl insgesamt noch stetig zurück, auf den einzelnen Flächen zeigt sich jedoch, dass die Anzahl an typischen Streuwiesen- und Flachmoorarten zunimmt. Die Aushagerung ist folglich ein wichtiges Instrument zur Entwicklung der Bestände, deren Effektivität sich allerdings erst nach einiger Zeit zeigt. Aufgrund des Einwanderns typischer Arten und moortypischer Moosarten kann die Vernässung der Flächen nach erfolgter Aushagerung als maßgeblicher Faktor für die Entwicklung hin zu moortypischen, wertvollen Beständen betrachtet werden. Der wiederholt festgestellte Artenrückgang ist dabei nicht negativ zu bewerten. Bei den sehr artenreichen Beständen spielen die gute Ausgangslage, also die über mehrere Jahrzehnte erfolgte düngefreie Streuwiesennutzung eine große Rolle. Eine Entwicklung von Streuwiesen aus Feuchtgrünland ist sehr schwierig, jedoch konnten auf den Flächen Übergänge der Sumpfdotterblumenwiese zur Streuwiese festgestellt werden. Es besteht eine hohe Komplexität dieses Lebensraumtyps, die sich beispielsweise auf Wechselwirkungen zwischen Artzusammensetzung, Mikrobiom und Nährstoffgehalt bezieht. Weitere For-

schung hierzu ist nötig, um effektive Maßnahmen zu entwickeln. Die 2008 beginnende und 2023 beobachtete zunehmende Einwanderung von Streuwiesenarten ist allerdings ein erfreulicher und wichtiger Schritt, diese Bestände zu Streuwiesen zu entwickeln. Mit zunehmender Vernässung kann diese Entwicklung weiter begünstigt werden. Auch die wiederholte Aufbringung von Streuwiesenmahdgut kann helfen, diesen Prozess zu beschleunigen. Dies zeigt sich am Transekt E10, der von Ackerland 1995 zu einer artenreichen Waldsimnsenflur mit Übergängen zur Streuwiese entwickelt werden konnte und 2023 eine Artenzunahme gegenüber 1997 verzeichnete. Die Aushagerung der Flächen im Untersuchungsgebiet und die unterschiedlichen Bewirtschaftungsformen als Weide, Mähwiese und Streuwiese sind ebenfalls Faktoren, die eine hohe Strukturvielfalt und damit Artenzahl ermöglichen. Es konnte kein signifikanter negativer Einfluss der Beweidung auf die Vegetationsstruktur gefunden werden, weswegen eine flächenmäßige Ausweitung der extensiven Beweidung mit Wasserbüffeln positiv gesehen werden kann.

Welche Faktoren sind also maßgeblich für artenreiche, wertvolle Artbestände? Ganz klar sind die Bestände, mit der längsten extensiven Nutzungstradition im Untersuchungsgebiet die artenreichsten Bestände, darunter zählen konkret die Streuwiesen im Norden und Nordwesten sowie die Flächen am „Zölibad“. Folglich ist die extensive Nutzungstradition der stärkste Faktor, der artenreiche, wertvolle Bestände beeinflusst. Doch auch in den ehemals mehrschurig genutzten Flächen konnten 2023 sehr gut entwickelte Feuchtbiotope vorgefunden werden. Auch die vormals als Acker genutzten Bereiche im Südwesten entwickelten sich sehr positiv (der Transekt E10 liegt zum Teil auf ehemaligem Ackerland). Dabei zeigten sich gezielte Pflegemaßnahmen, wie das Erstellen von Seigen, als sehr hilfreich, um Strukturvielfalt zu schaffen. Die Reduktion der Nährstoffmengen hatte vor allem zu Beginn der Extensivierungsmaßnahmen großen Einfluss auf die Entwicklung der Bestände und ist wichtig, um eine gute Ausgangssituation zu schaffen, in der konkurrenzschwache Arten aufkommen können. Daneben ist die Vernässung ein effektives Instrument, um die Wachstumsbedingungen zu erschweren und damit Spezialisten zu fördern. Arten, die sich auf nährstoffarme Böden und extreme Bedingungen spezialisiert haben, stellen einen Großteil der heute bedrohten Pflanzenarten. Folglich sind es auch diese Arten, die wertvolle Bestände auszeichnen und deren Förderung das Ziel der Maßnahmen sein sollte.

Entscheidend für die Identifizierung von Schlüsselfaktoren ist das Ergebnis des GLM, wie es in dieser Untersuchung berechnet werden konnte. Es zeigte sich, dass die Artenzahl mit den Pegelständen negativ korreliert ist, was bestätigt, dass die Entwicklung hin zu Feuchtlebensräumen und Mooren mit einem Artenverlust (insbesondere der Blütenpflanzen) einhergehen kann. Bei näherer Betrachtung zeigt sich eine Veränderung der Artzusammensetzung durch diese Variablen wodurch die Anzahl der Arten der Roten Liste zunahm. Denn die RL-Arten profitieren vom Rückgang der Generalisten und Nährstoffzeiger. Moorpflanzen sind Spezialisten, deren Lebensraum durch die Entwässerung und Zerstörung der Moore immer stärker eingeschränkt wurde und folglich gefährdet sind.

6 Ableitung von Pflege- und Extensivierungsmaßnahmen

Für konkrete Handlungsempfehlungen, die auch bei ähnlichen Renaturierungsprojekte berücksichtigt werden können, werden in diesem Kapitel die wichtigsten Erkenntnisse noch einmal zusammengefasst und konkrete Vorschläge erarbeitet.

6.1 Weitere Aushagerung

In unserer Arbeit zeigte sich für die überwiegende Anzahl an Dauerbeobachtungstransekten ein Rückgang der Ellenberg-Nährstoffzahl, besonders niedrig war dieser in den sehr artenreichen Beständen des Mehlprimel-Kopfbinsenmoors und Pfeifengraswiesen auf den Transekten E01, E05 und E25. Die höchsten Werte fanden sich in den Waldsimsenfluren und der Silgenwiese in den Transekten E10, E19 und E23, weswegen hier weitere Aushagerungsmaßnahmen sinnvoll erscheinen. Handlungsbedarf besteht gegebenenfalls bei Transekt E04, es handelt sich dabei um eine Pfeifengraswiese im Übergang zum Hochmoor, die im Gebiet selten vorkommt. Hier stieg die Nährstoffzahl im Vergleich zu 1997 signifikant an. Ein eventueller Eintrag von Nährstoffen durch das Grabenwasser sollte überprüft werden.

Passende Pflegemaßnahmen zur Optimierung der Bodenparameter für die im Jahr 2023 sonst sehr mageren Bestände der Silgenwiesen waren schon im Vorfeld aufgrund ihrer Artenarmut Gegenstand von Diskussionen. Wir konnten keinen Zusammenhang zwischen erhöhtem Kalium- und Phosphorgehalten im Boden und Artenreichtum der Vegetation feststellen. Auch im Generalisierten Linearen Modell war der Zusammenhang zwischen der Artenzahl und diesen Parametern nicht signifikant. Vermutlich sind weitere Faktoren wie das Mikrobiom und auch die Feuchtigkeit auf bereits mageren Böden relevanter für die Artenzusammensetzung als die vorhandenen Mineralien. Auch der Faktor Zeit spielt hier eine große Rolle, um artenreiche Bestände zu entwickeln. Für die zukünftige Entwicklung ist eine fortgeführte extensive Bewirtschaftung mit weiterer Vernässung sicherlich sinnvoll. Eine (weitere) Beweidung der Flächen und eine Ausweitung der Beweidungsflächen sind zielführend, um neben der floristischen auch die faunistische Diversität zu fördern und zu erhalten. Beispielsweise profitieren viele Tierarten von Dung sowie der strukturreichen Vegetationsschicht, die durch die Beweidung entsteht. Die Artenvielfalt (nicht aber deren Häufigkeit) beispielsweise von Heuschrecken ist in extensiv beweideten Flächen allerdings höher als in gemähten Flächen, während Schmetterlinge eher von einer späten Mahd profitieren (Wettstein, Schmid 1999). Auch hier spielt die Nutzungstradition der Flächen eine große Rolle. Insekten sind wiederum Nahrungsgrundlage für Vögel, Fledermäuse und viele andere Tiere und damit auch relevant bei der Bewertung des Renaturierungserfolgs.

Zu beachten sind allerdings auch Nachteile, die sich durch die Beweidung v. a. als Ganzjahresweide ergeben können. Beispielsweise werden die Gewässer vor allem im Sommer stärker beansprucht und durch das Suhlen wird die Ufervegetation aufgerissen, es entstehen Pionierstandorte (Zahn und Herzog 2015). Diese können vor allem für die Entwicklung von Schlammvegetation wichtig sein und weitere seltene Arten beherbergen. Ein Übermaß an offenen Uferbereichen schädigt aber die Entwicklung der Ufervegetation, welche u. a. für Limikolen wichtig ist. In sehr sumpfigen Bereichen können größere Flächen um den Suhlbereich stark durch Tritt beeinträchtigt werden (Zahn und Herzog 2015). Empfohlen wird daher, im Sommer einige der gut entwickelten Gewässer aus der Nutzung zu nehmen. Möglicherweise können zeitweise statt der extensiven Gewässer mit seltenen Pflanzenarten auch die weniger strukturreichen angestauten, ehemaligen Entwässerungsgräben zur Abkühlung genutzt werden. Dadurch könnte die Strukturvielfalt der Gräben steigen und an einigen Stellen ein Wechsel aus Steilufer- und Flachuferbereichen entstehen.

6.2 Fortführung der Wiedervernässung

Wiedervernässungsmaßnahmen und Erhöhung der Wasserstände sind weiterhin notwendig und sinnvoll, denn nicht alle ehemaligen Wirtschaftswiesen sind durchgängig nasser geworden. Die Maxime, dass naturnahe, in ihrer Ökosystemfunktion intakte Bestände auch besonders artenreich sind, ist in Mooren im Vergleich zu Wiesengesellschaften nicht anwendbar (siehe Kapitel 5). Moore sind natürlicherweise nährstoffärmer und dadurch artenärmer und moosreicher, jedoch im Hinblick auf spezialisierte Arten und in Bezug auf die Ökosystemfunktion äußerst schützenswert. So zeigt Briemle (2006), dass eine weitere Aushagerung die Grundvoraussetzung für die Wiedergewinnung von Streuwiesen und Mooren. Bei den Streuwiesen ist in Benediktbeuern schon ein positiver Effekt der Wiedervernässung durch das Einwandern von Streuwiesenarten in die *Calthion*-Gesellschaften gegeben.

Abb. 12 gibt den Vergleich der Pegelstände 1996 und 2023 wieder und zeigt, dass sich bis auf Transekt E04 und E12 die Pegelstände deutlich erhöht haben und weniger Schwankungen als 1996 aufweisen. Wenn man nun detailliert nachvollzieht welche Maßnahmen zur Wiedervernässung im Bereich dieser Transekte durchgeführt wurden, sollte man exzellente Aussagen über Wirksamkeit der Vernässungsmaßnahmen bekommen. Bei den Transekten E04 und E12 sollten die Maßnahmen zur Erhöhung der Wasserstände kritisch überprüft und gegebenenfalls angepasst werden, da es sich bei Transekt E04 um eine sehr wertvolle Pfeifengraswiese im Übergang zum Hochmoor handelt.

Zudem erscheint es sinnvoll, bei der Thematik Wiedervernässung weiträumig zu denken und auch die zumeist tiefergelegten und begradigten Flüsse wie beispielsweise die Loisach in die Konzepte mit einzubeziehen. Ziel sollte sein, auch hier eine gewisse Renaturierung und Hebung der Wasserstände zu erreichen. Dies wäre ein Beitrag, das Grundwasserniveau dauerhaft zu erhöhen.

Die Wiedervernässung im Untersuchungsgebiet sollte durch effektiven Grabenschutz und durch die Duldung des Bibers weiter vorangetrieben werden. Letzteres, weil bekannt ist, dass der Biber ein hervorragender Regulator von Wasserständen sein kann (Henschel et al. 2018). Allerdings gibt es eine Wechselwirkung zwischen Wiedervernässung und Nutzungsfähigkeit, je nasser, desto weniger gut lassen sich die Flächen mähen. Weiterhin ist also noch eine Beweidung mit – wie im Fall von Benediktbeuern – Wasserbüffeln möglich. Der Nachteil der Beweidung ist allerdings, dass kein tatsächlicher Nettoausmagerungseffekt mehr auftritt, weil die Ausscheidungen auf der Fläche verbleiben. Dagegen ist aus faunistischer Sicht das Vorhandensein von Dung äußerst wertvoll, da dies eine Nahrungsgrundlage für Insekten und diese wiederum Nahrung für Vögel und andere Tiere sind. Bevor man aber die gegenwärtig noch nicht vollständig vernässten Flächen im Südwesten des Gebiets weiter vernässt, sollte man einen gewissen Grad an Ausmagerung bereits erreicht haben.

6.3 Einrichten von flachen Seigen und Abplaggen

Eine weitere, zum Teil im Untersuchungsgebiet schon praktizierte Methode der Moorrenaturierung ist das Ab- oder Ausschleppen des Oberbodens und das Ausheben von Seigen (Drexler 2024, mündl). In den bereits vor längerer Zeit so behandelten Bereichen im Südwesten des Gebietes wachsen gegenwärtig Schilfröhrichte mit Flutrasen, am Rand der flachen Seigen auch Waldsimsenfluren, die bereits mit Streuwiesenarten angereichert sind.

Auf eine weitere Möglichkeit der Renaturierung von torfmoosreichen Beständen weisen Huth et al. (2022) hin. Abplaggen und zerhackelte Torfmoose aus nahe gelegenen Mooren aufbringen (MLTT: „moss layer transfer technique“) ist eine Methode, das Moorwachstum zu initiieren oder zu beschleunigen und so erheblich die Kohlenstoffspeicherung zu verbessern. Besonders auf nährstoffarmen Böden können sehr gute Erfolge mit dieser Technik erzielt werden (Purre et al. 2021).

6.4 Ausweitung der Beweidung ehemaliger gemähter Flächen

Seit einigen Jahren werden nun die ehemals gemähten Flächen (Quinger 2016) mit einer Mischherde aus seltenen Rinderrassen und Wasserbüffeln extensiv beweidet. Wir konnten feststellen, dass auf den beweideten Dauertransekten (E14, E16, E19) die Zeigerwerte für Trittsverträglichkeit eher gesunken sind, was bedeutet, dass die trittempfindlichen Arten durch die Beweidung nicht abgenommen haben. Außerdem sind die Beweidungszeiger auf den beweideten Dauerbeobachtungsflächen nicht signifikant angestiegen, außer im Transekt E13. Das belegt, dass die seit 2016 stattfindende Beweidung in der gegenwärtigen Intensität sehr verträglich ist oder die Veränderung des Artbestands noch aussteht. Damit gehen wir zunächst davon aus, dass sich bei der gewählten Beweidungsintensität keine Nachteile ergeben, wenn man die aktuell gemähten Flächen auf Beweidung umstellt. Ein langfristiges Monitoring wird dennoch empfohlen. Die festgestellte Zunahme von flachmoortypischen Moosen wie *Aulacomium palustre* wird höchstwahrscheinlich durch Beweidung nicht beeinträchtigt.

6.5 Mahdgutübertragung

Bisher wurde nur auf Transekt E07 mit einer Mahdgutübertragung aus Streuwiesen experimentiert. Bei den Aufnahmen 2023 wurde hier nur noch *Iris sibirica* als streuwiesentypische Art wieder gefunden. Aber zumindest handelt es sich dabei um eine bedrohte und schützenswerte, sowie sehr attraktive Art. Weitere Mahdgutübertragungsversuche scheinen also durchaus angeraten zu sein.

Literaturverzeichnis

Aiai Xu, Jie Liu, Zhiying Guo, Changkun Wang, Kai Pan, Fangfang Zhang, Xianzhang Pan, Soil microbial community composition but not diversity is affected by land-use types in the agro-pastoral ecotone undergoing frequent conversions between cropland and grassland, *Geoderma*, Volume 401. 2021, 115165, ISSN 0016-7061, <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2021.115165>.

Almásy, J., Essl, F., Berger, A. et al. (2021) To graze or to mow? The influence of grassland management on grasshoppers (Orthoptera) on a flood protection embankment in the Donau-Auen National Park (Austria). *J Insect Conserv* 25, 707–717 (2021). <https://doi.org/10.1007/s10841-021-00337-4>

Akaike, H. (1974). A new look at the statistical model identification. *IEEE Transactions on Automatic Control*, 19(6), 716-723.

Braun-Blanquet, J. (1964): *Pflanzensoziologie*. - 3. Aufl.; Wien und New York.

Briemle, G. (2006): Behutsame Düngung erhöht die Artenvielfalt von Magerrasen-Ergebnisse eines 22-jährigen Versuchs auf der Schwäbischen Alb. - *Naturschutz und Landschaftsplanung* 02/2006.

Clarke, K. R. (1993). Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian journal of ecology*. 18(1), 117-143.

Dierschke, H., Briemle, G. (2002). *Kulturgrasland. Ökosysteme Mitteleuropas aus geobotanischer Sicht*.

Dinno, A. (2015). Nonparametric pairwise multiple comparisons in independent groups using Dunn's test. *The Stata Journal: Promoting Communications on Statistics and Stata*, 15(1), 292–300. doi:10.1177/1536867x1501500117

DWD (2021) Deutscher Wetterdienst: Niederschlag: vieljährige Mittelwerte 1981 – 2010. https://www.dwd.de/DE/leistungen/klimadatendeutschland/mittelwerte/nieder_8110_fest_html.html?view=nasPublication&nn=16102n. Abgerufen am 28.02.2024.

Ellenberg, H. (1992): *Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa*. - *Scripta Geobotanica*, 18; 258 S.; Göttingen

Evangelista, Alberto & Frate, Ludovico & Carranza, Maria & Attorre, Fabio & Pelino, Giovanni & Stanisci, Angela. (2016). Changes in composition, ecology and structure of high-mountain vegetation: a re-visitation study over 42 years Downloaded from. *AoB PLANTS*. 8. 10.1093/aobpla/plw004.

Fischer, H. (1999): Auswirkungen des Bayerischen Vertragsnaturschutzprogramms auf die Vegetationsentwicklung von Feuchtgrünland. – *Schriftenr. Bayer. Landesamt Umweltschutz*. Heft 150; Beiträge zum Artenschutz 22: 71 – 88; Augsburg.

Frahm, J.-P., & Frey, W. (2004). *Moosflora*. Stuttgart: E. Ulmer. 4. Auflage.

Frei, S., Holderegger, R., & Bergamini, A. (2021). Thirty years later: How successful was the restoration of a raised bog in the Swiss Plateau?. *Mires and Peat*, 27, 20.

Friedrich, K., Vollrath, M. (2016): Die Entwicklung der Vegetation von Dauerbeobachtungsflächen auf dem extensivierten Grünland des Klosters Benediktbeuern. 246 S. unveröffentlichte Bachelorarbeit am Fakultät Landschaftsarchitektur, Umwelt- und Stadtplanung (FLUS) der Hochschule für Wirtschaft und Umwelt (HfWU) Nürtingen-Geislingen.

Geiger-Udod, B. (2001): Effizienzkontrolle der Renaturierungsmaßnahmen auf den Flächen des Klosters Benediktbeuern. – 133 S. unveröffentlichte Diplomarbeit am Lehrstuhl für Vegetationsökologie der TUM Freising-Weihenstephan. Freising.

Henschel et al. (2018): Die Wirkung des europäischen- Bibers (*Castor fiber*) auf den natürlichen Wasserrückhalt an ausgewählten Fließgewässern Bayerns. - *LFU* 2018.

- Herrmann, Thomas (1995): Die wichtigsten Pflanzengesellschaften der „Grasleitener Moorlandschaft“ – Jahrbuch des Vereins zum Schutz der Bergwelt – 60_1995: 177 - 215.
- Huth, Vytas, et al. (2022): The climate benefits of topsoil removal and Sphagnum introduction in raised bog restoration. Vol. 30. No. 1. Malden, USA: Wiley Periodicals. Inc..
- Jäger, E. J., Müller, F., Ritz, C., Welk, E., Wesche, K., & Rothmaler, W. (2017). Exkursionsflora von Deutschland. Berlin: Springer Spektrum.
- Oberdorfer, E. (1992). Süddeutsche Pflanzengesellschaften. Band 3: Wirtschaftswiesen- und Unkrautgesellschaften. (3rd ed.). Jena: Gustav Fischer.
- Oberdorfer, E. (1977). Süddeutsche Pflanzengesellschaften. Band 1: Fels- und Mauergesellschaften, alpine Fluren, Wasser-, Verlandungs- und Moorgesellschaften. (2nd ed.). Jena: Gustav Fischer.
- Purre, A.-H., Laimdota, T., Mati, I (2021) A decade of vegetation development on two revegetated milled peatlands with different trophic status. Mires and Peat. Volume 27, Article 02. 16 pp., doi: 10.19189/MaP.2019.BG.StA.1928
- Riesinger, E. (1995): Entwicklungskonzept für das Grünland des Klosters Benediktbeuern. – 109 S.; unveröffentlichte Diplomarbeit am Lehrstuhl für Landschaftsökologie II der Technischen Universität München Freising-Weihenstephan.
- Scheffer, B.; Bartels, R. (1984): Phosphatversorgung. In Kuntze, H.: Bewirtschaftung und Düngung von Moorböden. 80s., 26 Abb., 39 Tab.; Ad. Allmers, Varel
- Qing Zheng, Yuntao Hu, Shasha Zhang, Lisa Noll, Theresa Böckle, Marlies Dietrich, Craig W. Herbold, Stephanie A. Eichorst, Dagmar Woebken, Andreas Richter, Wolfgang Wanek (2019). Soil multifunctionality is affected by the soil environment and by microbial community composition and diversity. Soil Biology and Biochemistry. Volume 136. 107521, ISSN 0038-0717, <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2019.107521>.
- Quinger, B. (2009) Untersuchungen zur Vegetationsentwicklung auf den Grünlandflächen des Klosters Benediktbeuern in den nordöstlichen Loisach-Kochelseemooren mit Empfehlungen zum weiteren Management. Unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag des "ZUK" Benediktbeuern. Benediktbeuern 2009.
- Quinger, B. (2016) Aktualisierung der Vegetationskartierung und Maßnahmenplanung zu dem Gelände der "ZUK Benediktbeuern" in den nordöstlichen Loisach-Kochelseemooren. Unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag des „ZUK“ Benediktbeuern. Benediktbeuern 2016.
- Wölfl, E. (2010): Untersuchungen zur Nährstoffsituation und den Grundwasserständen auf Klosterland
- Wettstein, W. and Schmid, B. (1999), Conservation of arthropod diversity in montane wetlands: effect of altitude, habitat quality and habitat fragmentation on butterflies and grasshoppers. Journal of Applied Ecology, 36: 363-373. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.1999.00404.x>
- Wölfl, E. (2009): Mitteilung zur derzeit stattfindenden Bewirtschaftung des Klosterlandes in den nordöstlichen Loisachkochelmooren nordwestlich Benediktbeuern.

Anhang

Tab. 14: Standortdaten sowie Pflanzengesellschaften aller 2023 untersuchten Transekte mit je 5 Aufnahmeplots.

Stcode	Plot	Gesellschaft	Rechtswert UTM32	Hochwert UTM32	Höhe NN	Exposition	Neigung
E01	1	Mehlprimel-Kopfbinsenmoor	3678145,62	5290156,12	598	-	0
E01	2	Mehlprimel-Kopfbinsenmoor	3678143,61	5290152,63	598	-	0
E01	3	Mehlprimel-Kopfbinsenmoor	3678146,15	5290150,07	598	-	0
E01	4	Mehlprimel-Kopfbinsenmoor	3678143,29	5290147,83	578	-	0
E01	5	Mehlprimel-Kopfbinsenmoor	3678145,15	5290146,12	598	-	0
E02	1	Reine Pfeifengraswiese	3678375,90	5289965,66	598	E	1
E02	2	Reine Pfeifengraswiese	3678372,63	5289968,14	598	E	1
E02	3	Reine Pfeifengraswiese	3678376,86	5289968,92	598	E	2
E02	4	Reine Pfeifengraswiese	3678373,94	5289971,72	598	E	1
E02	5	Reine Pfeifengraswiese	3678377,36	5289973,05	598	E	2
E03	1	Waldsimenflur	3678372,23	5289910,99	598	-	0
E03	2	Waldsimenflur	3678368,86	5289913,15	598	-	0
E03	3	Waldsimenflur	3678372,64	5289914,51	598	-	0
E03	4	Waldsimenflur	3678369,54	5289916,76	598	-	0
E03	5	Waldsimenflur	3678373,53	5289918,72	598	-	0
E04	1	Pfeifengraswiese im Übergang zur Bunten Torfmoosgesellschaft	3678309,55	5289839,81	599	-	0
E04	2	Pfeifengraswiese im Übergang zur Bunten Torfmoosgesellschaft	3678306,28	5289841,15	599	-	0
E04	3	Pfeifengraswiese im Übergang zur Bunten Torfmoosgesellschaft	3678309,39	5289843,52	599	-	0
E04	4	Pfeifengraswiese im Übergang zur Bunten Torfmoosgesellschaft	3678305,68	5289845,01	599	-	0
E04	5	Pfeifengraswiese im Übergang zur Bunten Torfmoosgesellschaft	3678309,78	5289847,23	599	-	0
E05	1	Pfeifengraswiese im Übergang zur Bunten Torfmoosgesellschaft	3678315,31	5289784,93	599	-	0
E05	2	Pfeifengraswiese im Übergang zur Bunten Torfmoosgesellschaft	3678312,17	5289785,71	599	-	0
E05	3	Pfeifengraswiese im Übergang zur Bunten Torfmoosgesellschaft	3678314,67	5289789,84	599	-	0
E05	4	Pfeifengraswiese im Übergang zur Bunten Torfmoosgesellschaft	3678313,10	5289792,95	599	-	0
E05	5	Pfeifengraswiese im Übergang zur Bunten Torfmoosgesellschaft	3678315,76	5289794,87	599	-	0
E06	1	Sumpfdotterblumenwiesen- Rumpfgesellschaft	3677935,80	5289284,28	599	0	0
E06	2	Sumpfdotterblumenwiesen- Rumpfgesellschaft	3677932,64	5289283,55	599	-	0
E06	3	Sumpfdotterblumenwiesen- Rumpfgesellschaft	3677934,71	5289281,44	599	-	0
E06	4	Sumpfdotterblumenwiesen- Rumpfgesellschaft	3677932,14	5289279,93	599	-	0
E06	5	Sumpfdotterblumenwiesen- Rumpfgesellschaft	3677933,22	5289277,18	599	-	0

Stcode	Plot	Gesellschaft	Rechtswert UTM32	Hochwert UTM32	Höhe NN	Exposition	Neigung
E07	1	Wildkressen- Kriechstraußgrasgesellschaft	3677893,01	5289233,67	598	-	0
E07	2	Wildkressen- Kriechstraußgrasgesellschaft	3677894,54	5289231,44	598	-	0
E07	3	Wildkressen- Kriechstraußgrasgesellschaft	3677890,80	5289229,89	598	-	0
E07	4	Wildkressen- Kriechstraußgrasgesellschaft	3677893,48	5289226,84	598	-	0
E07	5	Wildkressen- Kriechstraußgrasgesellschaft	3677888,59	5289225,78	598	-	0
E08	1	Wildkressen- Kriechstraußgrasgesellschaft	3677778,00	5289242,43	598	-	0
E08	2	Wildkressen- Kriechstraußgrasgesellschaft	3677776,22	5289240,13	598	-	0
E08	3	Wildkressen- Kriechstraußgrasgesellschaft	3677780,03	5289238,85	598	-	0
E08	4	Wildkressen- Kriechstraußgrasgesellschaft	3677776,45	5289237,10	598	-	0
E08	5	Wildkressen- Kriechstraußgrasgesellschaft	3677780,06	5289235,64	598	-	0
E09	1	Wiesenlabkraut- Wiesenfuchsschwanzgesellschaft	3677974,41	5288927,85	598	-	0
E09	2	Wiesenlabkraut- Wiesenfuchsschwanzgesellschaft	3677971,88	5288929,39	598	-	0
E09	3	Wiesenlabkraut- Wiesenfuchsschwanzgesellschaft	3677970,53	5288926,88	598	-	0
E09	4	Wiesenlabkraut- Wiesenfuchsschwanzgesellschaft	3677970,10	5288927,71	598	-	0
E09	5	Wiesenlabkraut- Wiesenfuchsschwanzgesellschaft	3677967,00	5288926,05	598	-	0
E10	1	Waldsimenflur	3678065,26	5289139,66	599	-	0
E10	2	Waldsimenflur	3678063,12	5289138,77	599	SW	1
E10	3	Waldsimenflur	3678062,61	5289140,13	599	-	0
E10	4	Waldsimenflur	3678060,00	5289138,77	599	SW	1
E10	5	Waldsimenflur	3678058,86	5289141,48	599	SW	1
E11	1	Silgenwiese (verarmt)	3678465,68	5289903,85	599	-	0
E11	2	Silgenwiese (verarmt)	3678469,83	5289903,75	599	-	0
E11	3	Silgenwiese (verarmt)	3678272,02	5289503,12	599	-	0
E11	4	Silgenwiese (verarmt)	3678467,74	5289906,60	599	-	0
E11	5	Silgenwiese (verarmt)	3678463,72	5289906,60	599	-	0
E12	1	Waldsimenflur (verarmt)	3678378,22	5289761,72	599	-	0
E12	2	Waldsimenflur (verarmt)	3678380,42	5289759,76	599	-	0
E12	3	Waldsimenflur (verarmt)	3678381,78	5289761,77	599	-	0
E12	4	Waldsimenflur (verarmt)	3678385,44	5289761,04	599	-	0
E12	5	Waldsimenflur (verarmt)	3678385,13	5289763,01	599	-	0
E13	1	Waldsimenflur	3678269,76	5289503,67	599	-	0
E13	2	Waldsimenflur	3678271,28	5289504,79	599	-	0
E13	3	Waldsimenflur	3678272,02	5289503,12	599	-	0
E13	4	Waldsimenflur	3678275,13	5289503,84	599	-	0

Stcode	Plot	Gesellschaft	Rechtswert UTM32	Hochwert UTM32	Höhe NN	Exposition	Neigung
E13	5	Waldsimenflur	3678276,46	5289502,15	599	-	0
E14	1	Waldsimenflur	3678220,31	5289384,99	600	-	0
E14	2	Waldsimenflur	3678221,74	5289386,92	600	-	0
E14	3	Waldsimenflur	3678224,24	5289385,52	600	-	0
E14	4	Waldsimenflur	3678225,22	5289386,92	600	-	0
E14	5	Waldsimenflur	3678227,14	5289386,21	600	-	0
E15	1	Wildkressen- Kriechstraußgrasgesellschaft	3678157,98	5289249,33	600	-	0
E15	2	Wildkressen- Kriechstraußgrasgesellschaft	3678157,51	5289247,14	600	-	0
E15	3	Wildkressen- Kriechstraußgrasgesellschaft	3678161,11	5289246,97	600	-	0
E15	4	Wildkressen- Kriechstraußgrasgesellschaft	3678160,81	5289244,80	600	-	0
E15	5	Wildkressen- Kriechstraußgrasgesellschaft	3678164,40	5289244,80	600	-	0
E16	1	Waldsimenflur	3678433,04	5289319,29	600	S	1
E16	2	Waldsimenflur	3678436,33	5289318,61	600	S	1
E16	3	Waldsimenflur	3678436,58	5289316,49	600	S	1
E16	4	Waldsimenflur	3678440,43	5289315,73	600	S	1
E16	5	Waldsimenflur	3678439,01	5289312,80	600	S	1
E17	1	Waldsimenflur	3678512,80	5289325,98	602	SO	2
E17	2	Waldsimenflur	3678509,05	5289325,72	602	SO	2
E17	3	Waldsimenflur	3678511,68	5289328,43	602	SO	2
E17	4	Waldsimenflur	3678507,11	5289328,20	602	SO	2
E17	5	Waldsimenflur	3678508,12	5289331,46	602	SO	2
E19	1	Waldsimenflur	3678550,12	5289273,92	602	-	0
E19	2	Waldsimenflur	3678553,36	5289276,28	602	-	0
E19	3	Waldsimenflur	3678553,62	5289273,55	602	-	0
E19	4	Waldsimenflur	3678555,74	5289275,60	602	-	0
E19	5	Waldsimenflur	3678557,05	5289273,78	602	-	0
E20	1	Silgenwiese	3678655,07	5289009,18	602	-	0
E20	2	Silgenwiese	3678658,27	5289010,09	602	-	0
E20	3	Silgenwiese	3678659,43	5289007,74	602	-	0
E20	4	Silgenwiese	3678662,03	5289009,39	602	-	0
E20	5	Silgenwiese	3678662,72	5289006,71	602	-	0
E21	1	Reine Pfeifengraswiese	3678912,49	5289695,64	600	NO	1
E21	2	Reine Pfeifengraswiese	3678908,66	5289696,93	600	N	3
E21	3	Reine Pfeifengraswiese	3678908,66	5289696,93	600	N	1
E21	4	Reine Pfeifengraswiese	33679045,90	5289005,55	600	W	4
E21	5	Reine Pfeifengraswiese	33679048,00	5289702,11	604	N	1
E22	1	Kohldistelwiese	3678876,90	5289297,66	602	-	0
E22	2	Kohldistelwiese	3678874,92	5289299,31	602	-	0
E22	3	Kohldistelwiese	3678872,71	5289298,92	602	-	0
E22	4	Kohldistelwiese	3678871,24	5289300,23	602	-	0
E22	5	Kohldistelwiese	3678868,54	5289298,65	602	-	0

Stcode	Plot	Gesellschaft	Rechtswert UTM32	Hochwert UTM32	Höhe NN	Exposition	Neigung
E23	1	Silgenwiese					
E23	2	Silgenwiese					
E23	3	Silgenwiese					
E23	4	Silgenwiese					
E23	5	Silgenwiese					
E24	1	Rispengras-Goldhaferwiese	3679040,50	5289006,63	603	NE	1
E24	2	Rispengras-Goldhaferwiese	3679041,71	5289005,21	603	N	3
E24	3	Rispengras-Goldhaferwiese	3679044,09	5289006,68	603	N	1
E24	4	Rispengras-Goldhaferwiese	3679045,87	5289005,55	603	N	4
E24	5	Rispengras-Goldhaferwiese	3679048,00	5289007,15	604	NW	1
E25	1	Mehlprimel-Kopfbinsenmoor	3679108,44	5288832,06	605	-	0
E25	2	Mehlprimel-Kopfbinsenmoor	3679109,54	5288829,70	605	-	0
E25	3	Mehlprimel-Kopfbinsenmoor	3679105,40	5288830,82	605	-	0
E25	4	Mehlprimel-Kopfbinsenmoor	3679103,57	5288828,07	605	-	0
E25	5	Mehlprimel-Kopfbinsenmoor	3679100,57	5288830,13	605	-	0
E26	1	Silgenwiese					
E26	2	Silgenwiese					
E26	3	Silgenwiese					
E26	4	Silgenwiese					
E26	5	Silgenwiese					

Tab. 15: Ergebnisse der Bodenparametermessungen je Transekt und Jahr.

Transekt	Jahr	pH (CaCl ₂)	P ₂ O ₅ [mg/100ml]	K ₂ O [mg/100ml]
E01	2023	5,0	3,0	6,0
E02	2023	5,1	4,0	4,0
E03	2023	4,5	3,0	11,0
E04	2023	4,5	3,0	10,0
E05	1994	4,5	3,2	4,7
E05	1997	4,2	1,5	1,5
E05	2016	4,5	1,5	3,2
E05	2023	5,2	6,0	8,0
E06	1994	4,7	6,9	4,9
E06	1997	4,9	6,8	5,2
E06	2008	5,1	4,0	3,0
E06	2016	5,1	3,0	1,0
E06	2023	4,6	5,0	7,0
E07	2023	4,9	4,0	4,0
E08	2023	4,8	5,0	4,0
E09	1994	5,2	11,1	8,3
E09	1997	5,4	7,0	4,6
E09	2008	5,3	4,0	3,0
E09	2016	5,5	4,0	2,0
E09	2023	5,0	4,0	4,0
E10	2023	5,1	4,0	3,0
E11	2023	4,4	3,0	7,0
E12	1994	5,4	7,3	7,0
E12	1997	5,0	2,3	2,1
E12	2008	4,8	2,0	3,0
E12	2016	5,1	2,0	3,0

Transekt	Jahr	pH (CaCl ₂)	P ₂ O ₅ [mg/100ml]	K ₂ O [mg/100ml]
E12	2023	4,6	3,0	6,0
E13	2023	4,5	4,0	6,0
E14	2023	5,2	9,0	4,0
E15	1994	5,1	9,1	6,7
E15	1997	5,0	10,4	6,1
E15	2008	5,1	5,0	3,0
E15	2016	5,5	5,0	2,0
E15	2023	5,0	5,0	4,0
E16	2023	5,4	7,0	8,0
E17	2023	5,0	4,0	3,0
E19	2023	5,0	4,0	4,0
E20	1994	5,6	6,3	7,2
E20	1997	5,4	3,1	2,9
E20	2008	5,6	2,0	5,0
E20	2016	5,6	2,4	2,7
E20	2023	5,5	7,0	4,0
E21	1997	4,3	3,1	5,3
E21	2008	4,0	4,0	9,0
E21	2016	5,1	3,0	2,0
E21	2023	5,1	10,0	6,0
E22	1994	6,7	10,7	9,4
E22	1997	6,0	6,1	2,4
E22	2008	6,6	3,0	4,0
E22	2016	6,2	2,9	2,6
E22	2023	6,6	4,0	3,0
E23	1994	5,3	8,1	6,4
E23	1997	5,0	5,1	2,7
E23	2008	5,0	3,0	3,0
E23	2016	6,1	2,0	2,0
E23	2023	5,4	12,0	5,0
E24	2023	5,5	10,0	9,0
E25	2023	5,4	1,0	3,0
E26	1994	5,5	7,2	7,1
E26	1997	5,4	3,3	3,0
E26	2008	5,5	3,0	3,0
E26	2016	5,4	3,0	3,0
E26	2023	6,1	4,0	4,0

Tab. 16: Erklärung der verwendeten Abkürzungen für die in der Untersuchung verwendeten Variablen.

Variable	Erklärung				
TV_gw	Kulturgrasland-Zeigerwerte	gewichtet	Trittverträglichkeit	1 (unverträglich)	9 (überaus verträglich, unbetroffen)
FW_gw			Futterwert	1 (giftig)	9 (sehr hoch)
W_gw			Weidezeiger	1 (unverträglich)	9 (überaus verträglich, unbetroffen)
M_gw			Mahdzeiger	1 (unverträglich)	9 (überaus verträglich, unbetroffen)
Nwerte	Ellenberg-Zeigerwerte	gewichtet	Ellenberg-Nährstoffzahl	1 (extremer Nährstoffarmutzeiger)	9 (übermäßiger Nährstoffzeiger)
Fwerte			Ellenberg-Feuchtezahl	1 (Starkrockniszeiger)	12 (Unterwasserpflanze)
Kwerte			Ellenberg-Kontinentalitätszahl	1 (euozeanisch)	9 (eukontinental)
Rwerte			Ellenberg-Reaktionszahl	1 (Säurezeiger)	9 (Basenzeiger)
Twerte			Ellenberg-Temperaturzahl	1 (Kältezeiger)	9 (extremer Wärmezeiger)
Lwerte			Ellenberg-Lichtzahl	1 (Tiefschattenpflanze)	9 (Volllichtpflanze)
specnum	Artenzahl				
RLnum	Anzahl der Arten der Roten Liste (Stand 2016)				
mossum	Anzahl Moose				
vascnum	Anzahl Gefäßpflanzen				
D_STREU	prozentuale Deckung der Streuschicht				
K2O	Kaliumgehalt im Boden [mg/100ml]				
P2O5	Phosphatgehalt im Boden [mg/100ml]				
pH_CaCl2	pH-Wert				
Deckung_Moos	prozentuale Deckung der Moosschicht				
Deckung_Gefaess	prozentuale Deckung der Gefäßpflanzenschicht				
Shannon*	Shannon-Diversitätsindex				
s.wtl**	mittlerer Pegelstand im Sommerhalbjahr (Mai-Oktober) (cm)				
w.wtl**	mittlerer Pegelstand im Winterhalbjahr (November - April) (cm)				
wtl**	mittlerer Pegelstand (cm)				

Tab. 17: Ergebnisse der Gruppenvergleiche verschiedener Variablen zwischen 1997 und 2023 mittels Kruskal-Wallis-Test und Dunn's-Test sowie zwischen 1994, 1997 und 2023 für alle Transekte. Die Abkürzungen sind in Tab. 16 im Anhang erläutert.

Comparison	Transekt	Z-Wert	P.unadj	P.adj	Variable	p-value Kruskal-Wallis-Test
1997 - 2023	E01	-2,619	0,009	0,009	FW_gw	0,009
1997 - 2023	E11	-2,611	0,009	0,009	FW_gw	0,009
1997 - 2023	E12	-2,611	0,009	0,009	FW_gw	0,009
1997 - 2023	E14	-2,193	0,028	0,028	FW_gw	0,028
1997 - 2023	E05	1,984	0,047	0,047	FW_gw	0,047
1997 - 2023	E03	2,402	0,016	0,016	FW_gw	0,016
1997 - 2023	E02	2,611	0,009	0,009	FW_gw	0,009
1997 - 2023	E04	2,611	0,009	0,009	FW_gw	0,009
1997 - 2023	E15	2,611	0,009	0,009	FW_gw	0,009
1997 - 2023	E19	2,611	0,009	0,009	FW_gw	0,009
1997 - 2023	E22	2,611	0,009	0,009	FW_gw	0,009
1997 - 2023	E23	2,611	0,009	0,009	FW_gw	0,009
1997 - 2023	E07	-2,619	0,009	0,009	Fwerte	0,009
1997 - 2023	E06	-2,611	0,009	0,009	Fwerte	0,009
1997 - 2023	E09	-2,611	0,009	0,009	Fwerte	0,009
1997 - 2023	E20	-2,611	0,009	0,009	Fwerte	0,009
1997 - 2023	E02	-2,402	0,016	0,016	Fwerte	0,016
1997 - 2023	E11	-2,193	0,028	0,028	Fwerte	0,028
1997 - 2023	E01	-1,984	0,047	0,047	Fwerte	0,047
1997 - 2023	E10	1,984	0,047	0,047	Fwerte	0,047
1997 - 2023	E19	1,984	0,047	0,047	Fwerte	0,047
1997 - 2023	E05	2,611	0,009	0,009	Fwerte	0,009
1997 - 2023	E15	2,619	0,009	0,009	Fwerte	0,009
1997 - 2023	E23	2,619	0,009	0,009	Fwerte	0,009
1997 - 2023	E13	-2,643	0,008	0,008	Kwerte	0,008
1997 - 2023	E14	-2,643	0,008	0,008	Kwerte	0,008
1997 - 2023	E03	-2,611	0,009	0,009	Kwerte	0,009
1997 - 2023	E06	-2,611	0,009	0,009	Kwerte	0,009
1997 - 2023	E10	-2,611	0,009	0,009	Kwerte	0,009
1997 - 2023	E07	-2,402	0,016	0,016	Kwerte	0,016
1997 - 2023	E25	1,984	0,047	0,047	Kwerte	0,047
1997 - 2023	E15	2,193	0,028	0,028	Kwerte	0,028
1997 - 2023	E19	2,611	0,009	0,009	Kwerte	0,009
1997 - 2023	E23	2,611	0,009	0,009	Kwerte	0,009
1997 - 2023	E26	2,611	0,009	0,009	Kwerte	0,009
1997 - 2023	E04	-2,619	0,009	0,009	M_gw	0,009
1997 - 2023	E11	-2,611	0,009	0,009	M_gw	0,009
1997 - 2023	E09	-1,984	0,047	0,047	M_gw	0,047
1997 - 2023	E03	2,193	0,028	0,028	M_gw	0,028
1997 - 2023	E07	2,611	0,009	0,009	M_gw	0,009
1997 - 2023	E10	2,611	0,009	0,009	M_gw	0,009
1997 - 2023	E15	2,611	0,009	0,009	M_gw	0,009

Comparison	Transekt	Z-Wert	P.unadj	P.adj	Variable	p-value Kruskal-Wallis-Test
1997 - 2023	E19	2,611	0,009	0,009	M_gw	0,009
1997 - 2023	E22	2,611	0,009	0,009	M_gw	0,009
1997 - 2023	E23	2,611	0,009	0,009	M_gw	0,009
1997 - 2023	E10	-2,887	0,004	0,004	mossnum	0,004
1997 - 2023	E13	-2,887	0,004	0,004	mossnum	0,004
1997 - 2023	E15	-2,887	0,004	0,004	mossnum	0,004
1997 - 2023	E07	-2,835	0,005	0,005	mossnum	0,005
1997 - 2023	E23	-2,835	0,005	0,005	mossnum	0,005
1997 - 2023	E26	-2,835	0,005	0,005	mossnum	0,005
1997 - 2023	E09	-2,825	0,005	0,005	mossnum	0,005
1997 - 2023	E25	-2,652	0,008	0,008	mossnum	0,008
1997 - 2023	E22	-2,390	0,017	0,017	mossnum	0,017
1997 - 2023	E19	-2,386	0,017	0,017	mossnum	0,017
1997 - 2023	E21	-2,386	0,017	0,017	mossnum	0,017
1997 - 2023	E20	-2,362	0,018	0,018	mossnum	0,018
1997 - 2023	E01	-2,300	0,021	0,021	mossnum	0,021
1997 - 2023	E02	-2,300	0,021	0,021	mossnum	0,021
1997 - 2023	E04	-2,402	0,016	0,016	Nwerte	0,016
1997 - 2023	E13	-2,402	0,016	0,016	Nwerte	0,016
1997 - 2023	E07	1,984	0,047	0,047	Nwerte	0,047
1997 - 2023	E11	2,193	0,028	0,028	Nwerte	0,028
1997 - 2023	E09	2,402	0,016	0,016	Nwerte	0,016
1997 - 2023	E02	2,611	0,009	0,009	Nwerte	0,009
1997 - 2023	E03	2,611	0,009	0,009	Nwerte	0,009
1997 - 2023	E10	2,611	0,009	0,009	Nwerte	0,009
1997 - 2023	E15	2,611	0,009	0,009	Nwerte	0,009
1997 - 2023	E19	2,611	0,009	0,009	Nwerte	0,009
1997 - 2023	E22	2,611	0,009	0,009	Nwerte	0,009
1997 - 2023	E23	2,611	0,009	0,009	Nwerte	0,009
1997 - 2023	E26	2,611	0,009	0,009	Nwerte	0,009
1997 - 2023	E07	-2,887	0,004	0,004	RLnum	0,004
1997 - 2023	E01	-2,612	0,009	0,009	RLnum	0,009
1997 - 2023	E15	-2,425	0,015	0,015	RLnum	0,015
1997 - 2023	E11	1,964	0,050	0,050	RLnum	0,050
1997 - 2023	E03	-2,611	0,009	0,009	Rwerte	0,009
1997 - 2023	E10	-2,611	0,009	0,009	Rwerte	0,009
1997 - 2023	E13	-2,611	0,009	0,009	Rwerte	0,009
1997 - 2023	E15	-2,611	0,009	0,009	Rwerte	0,009
1997 - 2023	E17	-2,611	0,009	0,009	Rwerte	0,009
1997 - 2023	E19	-2,611	0,009	0,009	Rwerte	0,009
1997 - 2023	E22	-2,611	0,009	0,009	Rwerte	0,009
1997 - 2023	E16	-2,402	0,016	0,016	Rwerte	0,016
1997 - 2023	E21	-2,193	0,028	0,028	Rwerte	0,028
1997 - 2023	E09	2,611	0,009	0,009	Rwerte	0,009

Comparison	Transekt	Z-Wert	P.unadj	P.adj	Variable	p-value Kruskal-Wallis-Test
1997 - 2023	E20	2,611	0,009	0,009	Rwerte	0,009
1997 - 2023	E10	-2,635	0,008	0,008	specnum	0,008
1997 - 2023	E14	-2,635	0,008	0,008	specnum	0,008
1997 - 2023	E01	-2,619	0,009	0,009	specnum	0,009
1997 - 2023	E25	-2,619	0,009	0,009	specnum	0,009
1997 - 2023	E07	-2,227	0,026	0,026	specnum	0,026
1997 - 2023	E03	2,611	0,009	0,009	specnum	0,009
1997 - 2023	E20	2,619	0,009	0,009	specnum	0,009
1997 - 2023	E21	2,619	0,009	0,009	specnum	0,009
1997 - 2023	E24	2,619	0,009	0,009	specnum	0,009
1997 - 2023	E26	2,652	0,008	0,008	specnum	0,008
1997 - 2023	E11	2,677	0,007	0,007	specnum	0,007
1997 - 2023	E09	2,685	0,007	0,007	specnum	0,007
1997 - 2023	E06	2,712	0,007	0,007	specnum	0,007
1997 - 2023	E04	-2,611	0,009	0,009	TV_gw	0,009
1997 - 2023	E05	-2,611	0,009	0,009	TV_gw	0,009
1997 - 2023	E25	-2,402	0,016	0,016	TV_gw	0,016
1997 - 2023	E11	-2,193	0,028	0,028	TV_gw	0,028
1997 - 2023	E12	-2,193	0,028	0,028	TV_gw	0,028
1997 - 2023	E16	1,984	0,047	0,047	TV_gw	0,047
1997 - 2023	E14	2,193	0,028	0,028	TV_gw	0,028
1997 - 2023	E19	2,402	0,016	0,016	TV_gw	0,016
1997 - 2023	E21	2,402	0,016	0,016	TV_gw	0,016
1997 - 2023	E03	2,611	0,009	0,009	TV_gw	0,009
1997 - 2023	E06	2,611	0,009	0,009	TV_gw	0,009
1997 - 2023	E07	2,611	0,009	0,009	TV_gw	0,009
1997 - 2023	E09	2,611	0,009	0,009	TV_gw	0,009
1997 - 2023	E15	2,611	0,009	0,009	TV_gw	0,009
1997 - 2023	E20	2,611	0,009	0,009	TV_gw	0,009
1997 - 2023	E22	2,611	0,009	0,009	TV_gw	0,009
1997 - 2023	E23	2,611	0,009	0,009	TV_gw	0,009
1997 - 2023	E14	-2,785	0,005	0,005	Twerte	0,005
1997 - 2023	E07	-2,611	0,009	0,009	Twerte	0,009
1997 - 2023	E02	-2,402	0,016	0,016	Twerte	0,016
1997 - 2023	E15	1,984	0,047	0,047	Twerte	0,047
1997 - 2023	E17	1,984	0,047	0,047	Twerte	0,047
1997 - 2023	E24	1,984	0,047	0,047	Twerte	0,047
1997 - 2023	E19	2,193	0,028	0,028	Twerte	0,028
1997 - 2023	E12	2,410	0,016	0,016	Twerte	0,016
1997 - 2023	E25	2,410	0,016	0,016	Twerte	0,016
1997 - 2023	E03	2,611	0,009	0,009	Twerte	0,009
1997 - 2023	E23	2,611	0,009	0,009	Twerte	0,009
1997 - 2023	E10	2,619	0,009	0,009	Twerte	0,009
1997 - 2023	E21	2,619	0,009	0,009	Twerte	0,009

Comparison	Transekt	Z-Wert	P.unadj	P.adj	Variable	p-value Kruskal-Wallis-Test
1997 - 2023	E14	-2,635	0,008	0,008	vascnum	0,008
1997 - 2023	E10	-2,015	0,044	0,044	vascnum	0,044
1997 - 2023	E15	2,410	0,016	0,016	vascnum	0,016
1997 - 2023	E21	2,611	0,009	0,009	vascnum	0,009
1997 - 2023	E03	2,619	0,009	0,009	vascnum	0,009
1997 - 2023	E20	2,619	0,009	0,009	vascnum	0,009
1997 - 2023	E24	2,619	0,009	0,009	vascnum	0,009
1997 - 2023	E19	2,652	0,008	0,008	vascnum	0,008
1997 - 2023	E26	2,652	0,008	0,008	vascnum	0,008
1997 - 2023	E09	2,677	0,007	0,007	vascnum	0,007
1997 - 2023	E11	2,677	0,007	0,007	vascnum	0,007
1997 - 2023	E06	2,730	0,006	0,006	vascnum	0,006
1997 - 2023	E02	-2,611	0,009	0,009	W_gw	0,009
1997 - 2023	E04	-2,611	0,009	0,009	W_gw	0,009
1997 - 2023	E13	-2,611	0,009	0,009	W_gw	0,009
1997 - 2023	E11	-2,402	0,016	0,016	W_gw	0,016
1997 - 2023	E06	2,193	0,028	0,028	W_gw	0,028
1997 - 2023	E22	2,193	0,028	0,028	W_gw	0,028
1997 - 2023	E03	2,611	0,009	0,009	W_gw	0,009
1997 - 2023	E15	2,611	0,009	0,009	W_gw	0,009
1997 - 2023	E20	2,611	0,009	0,009	W_gw	0,009
1997 - 2023	E21	2,611	0,009	0,009	W_gw	0,009
1997 - 2023	E23	2,611	0,009	0,009	W_gw	0,009
1994 - 1997	Alle	3,133	0,002	0,017	FW_gw	0,000
1994 - 2023	Alle	4,916	0,000	0,000	FW_gw	0,000
1994 - 1997	Alle	3,027	0,002	0,025	Fwerte	0,001
1994 - 2023	Alle	3,718	0,000	0,002	Fwerte	0,001
1997 - 2023	Alle	-3,055	0,002	0,023	Kwerte	0,004
1994 - 1997	Alle	-2,967	0,003	0,030	Lwerte	0,025
1994 - 2023	Alle	4,537	0,000	0,000	M_gw	0,000
1994 - 1997	Alle	-4,288	0,000	0,000	mossnum	0,000
1994 - 2023	Alle	-8,744	0,000	0,000	mossnum	0,000
1997 - 2023	Alle	-4,573	0,000	0,000	mossnum	0,000
2016 - 2023	Alle	-3,805	0,000	0,001	mossnum	0,000
1994 - 2023	Alle	6,166	0,000	0,000	Nwerte	0,000
1997 - 2023	Alle	4,191	0,000	0,000	Nwerte	0,000
1994 - 2023	Alle	-5,948	0,000	0,000	Rwerte	0,000
1997 - 2023	Alle	-4,314	0,000	0,000	Rwerte	0,000
2016 - 2023	Alle	-3,115	0,002	0,018	Rwerte	0,000
1994 - 2023	Alle	4,995	0,000	0,000	specnum	0,000
1997 - 2023	Alle	3,809	0,000	0,001	specnum	0,000
1994 - 2023	Alle	5,565	0,000	0,000	TV_gw	0,000
1997 - 2023	Alle	4,597	0,000	0,000	TV_gw	0,000

Comparison	Transekt	Z-Wert	P.unadj	P.adj	Variable	p-value Kruskal-Wallis-Test
1994 - 2023	Alle	7,112	0,000	0,000	vascnum	0,000
1997 - 2023	Alle	5,113	0,000	0,000	vascnum	0,000
2008 - 2023	Alle	2,823	0,005	0,048	vascnum	0,000
2016 - 2023	Alle	3,472	0,001	0,005	vascnum	0,000
1994 - 2023	Alle	3,540	0,000	0,004	W_gw	0,006
1994 - 2023	Alle	-3,301	0,001	0,010	K2O	0,000
1997 - 2023	Alle	-5,069	0,000	0,000	K2O	0,000
2016 - 2023	Alle	-2,965	0,003	0,030	K2O	0,000
1997 - 2023	Alle	-3,929	0,000	0,001	P2O5	0,002
1994 - 2016	Alle	-3,325	0,001	0,009	pH_CaCl2	0,000
1997 - 2016	Alle	-3,886	0,000	0,001	pH_CaCl2	0,000
1997 - 2023	Alle	-3,283	0,001	0,010	pH_CaCl2	0,000

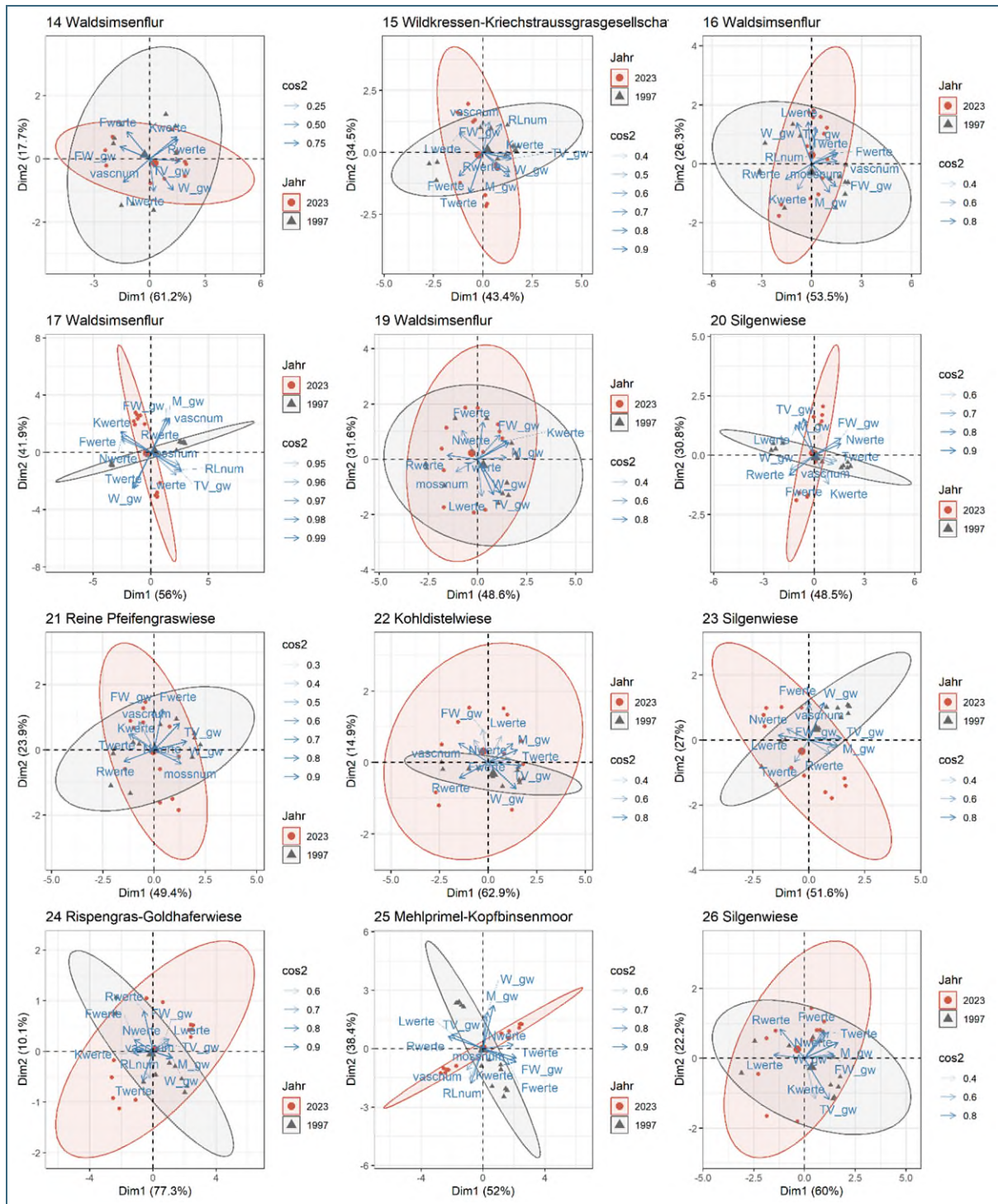


Abb. 26: Principal Component Analysis (PCA) der Transekte E14-E26 (ohne E18, da hierfür keine Aufnahme in 2023 erfolgte) von 1997 und 2023 mit Ellenberg-Zeigerwerten, Kulturgrasland-Zeigerwerten sowie der Anzahl von Moosen, Gefäßpflanzen und RL-Arten. Die Abkürzungen sind in Tab. 16 im Anhang erläutert.

Tab. 18: Ergebnisse der NMDS (stress= 0,1482173). $R^2=0,8218$, $p=0,001$ für die Pflanzengesellschaften (PS). Insgesamt ist Qualität der Datenrepräsentation der NMDS gut, was sich in einem Stress-Faktor $<0,2$ widerspiegelt (Clarke 1993). Die Abkürzungen sind in Tab. 16 im Anhang erläutert.

	NMDS1	NMDS2	r2	Pr(>r)
Plot	0,916	-0,401	0,161	0,154
K2O	-0,954	-0,301	0,063	0,526
P2O5	0,994	-0,105	0,115	0,248
pH_CaCl2	0,519	-0,855	0,118	0,260
Lwerte	-0,988	0,152	0,441	0,003
Twerte	0,915	0,404	0,570	0,001
Rwerte	-1,000	0,010	0,372	0,003
Kwerte	0,357	-0,934	0,317	0,019
Fwerte	0,860	-0,510	0,462	0,001
Nwerte	0,957	-0,290	0,811	0,001
M_gw	0,879	0,476	0,651	0,001
W_gw	0,849	0,528	0,267	0,027
FW_gw	0,975	0,224	0,307	0,019
TV_gw	0,455	0,891	0,292	0,021
Plot	0,916	-0,401	0,161	0,175
RLnum	-0,927	-0,375	0,673	0,001
vascnum	0,039	-0,999	0,279	0,032
mossum	-0,997	-0,079	0,734	0,001
specnum	-0,518	-0,856	0,360	0,014
X0_Agrostol	0,070	0,998	0,037	0,632
X0_Allisuav	-0,560	-0,829	0,227	0,090
X0_Anthodor	0,434	0,901	0,354	0,012
X0_Arrhelat	0,493	0,870	0,077	0,357
X0_Caredava	-0,870	-0,494	0,332	0,024
X0_Carelepo	0,644	0,765	0,454	0,004
X0_Carenigr	0,507	-0,862	0,000	1,000
X0_Centjace	-0,378	-0,926	0,113	0,200
X0_Dactglom	0,160	-0,987	0,240	0,065
X0_Dactmaja	-0,974	-0,227	0,290	0,047
X0_Drosrotu	-0,789	0,615	0,294	0,038
X0_Festruabr	0,299	0,954	0,140	0,171
X0_Filiulma	0,572	-0,820	0,054	0,519
X0_Galialbu	0,906	-0,423	0,065	0,438
X0_Geumriva	0,473	0,881	0,067	0,475
X0_Glycmaxi	0,461	0,887	0,048	0,533
X0_Holclana	0,672	0,741	0,225	0,055
X0_Irissibi	0,048	-0,999	0,074	0,349
X0_Junceaflu	0,682	0,731	0,042	0,613
X0_Lysivulg	-0,418	-0,908	0,124	0,208
X0_Lythsali	0,331	-0,944	0,062	0,411
X0_Mentlong	0,295	-0,955	0,489	0,002
X0_Molicaer	-0,998	0,064	0,564	0,002

	NMDS1	NMDS2	r2	Pr(>r)
X0_Ophivulg	-0,440	-0,898	0,121	0,194
X0_Phalarun	0,821	-0,571	0,068	0,401
X0_Phleprat	0,513	-0,858	0,337	0,019
X0_Phraaust	-0,202	-0,979	0,005	0,963
X0_Ranuacri	0,628	0,778	0,152	0,173
X0_Sangoffi	-0,893	-0,450	0,240	0,061
X0_Schoferr	-0,912	-0,410	0,183	0,153
X0_Serrtinc	-0,915	-0,403	0,291	0,051
X0_Succprat	-0,973	-0,231	0,436	0,010
X0_TaraRude	0,272	-0,962	0,322	0,037
X0_Trifprat	0,640	0,768	0,084	0,325
X0_Trifrepe	0,275	-0,961	0,333	0,001
X0_Verocham	0,998	-0,068	0,068	0,413
X1_Aulapalu	-0,408	0,913	0,150	0,160
X1_Climdend	0,369	0,930	0,539	0,001
X1_Sphacont	-0,863	-0,505	0,259	0,143
X1_Sphamage	-0,781	0,625	0,278	0,073
w.wtl.mean	0,785	0,620	0,788	0,024
s.wtl.mean	0,699	0,715	0,728	0,034
Plot1	-1,310	-0,327		
Plot2	-0,522	-0,710		
Plot3	0,049	-0,415		
Plot4	-1,460	0,649		
Plot5	-1,062	0,100		
Plot6	0,364	0,428		
Plot7	0,101	0,497		
Plot8	0,040	0,142		
Plot9	0,489	0,061		
Plot10	0,484	-0,280		
Plot11	0,113	0,645		
Plot12	0,233	0,162		
Plot13	-0,079	0,483		
Plot14	0,168	0,488		
Plot15	0,388	0,341		
Plot16	0,334	-0,627		
Plot17	0,256	-0,515		
Plot19	0,700	-0,194		
Plot20	0,614	-0,161		
Plot21	-0,508	0,015		
Plot22	0,378	-0,146		
Plot23	0,546	0,596		
Plot24	0,649	-1,274		
Plot25	-1,506	-0,489		
Plot26	0,540	0,529		

	NMDS1	NMDS2	r2	Pr(>r)
PSKohldistelwiese	0,378	-0,146		
PSMehlprimel-Kopfbinsenmoor	-1,408	-0,408		
PSPfeifengraswiese im Uebergang zur Bunten Torfmoosgesellschaft	-1,261	0,374		
PSReine Pfeifengraswiese	-0,515	-0,347		
PSRispengras-Goldhaferwiese	0,649	-1,274		
PSSilgenwiese	0,453	0,402		
PSSumpfdotterblumenwiesen-Rumpfgesellschaft	0,364	0,428		
PSWaldsimenflur	0,268	-0,112		
PSWiesenlabkraut-Wiesenfuchsschwanzgesellschaft	0,489	0,061		
PSWildkressen-Kriechstraussgrasgesellschaft	0,176	0,327		
PS (GESELLSCHAFT)			0,822	0,001
Plot			1,000	1,000

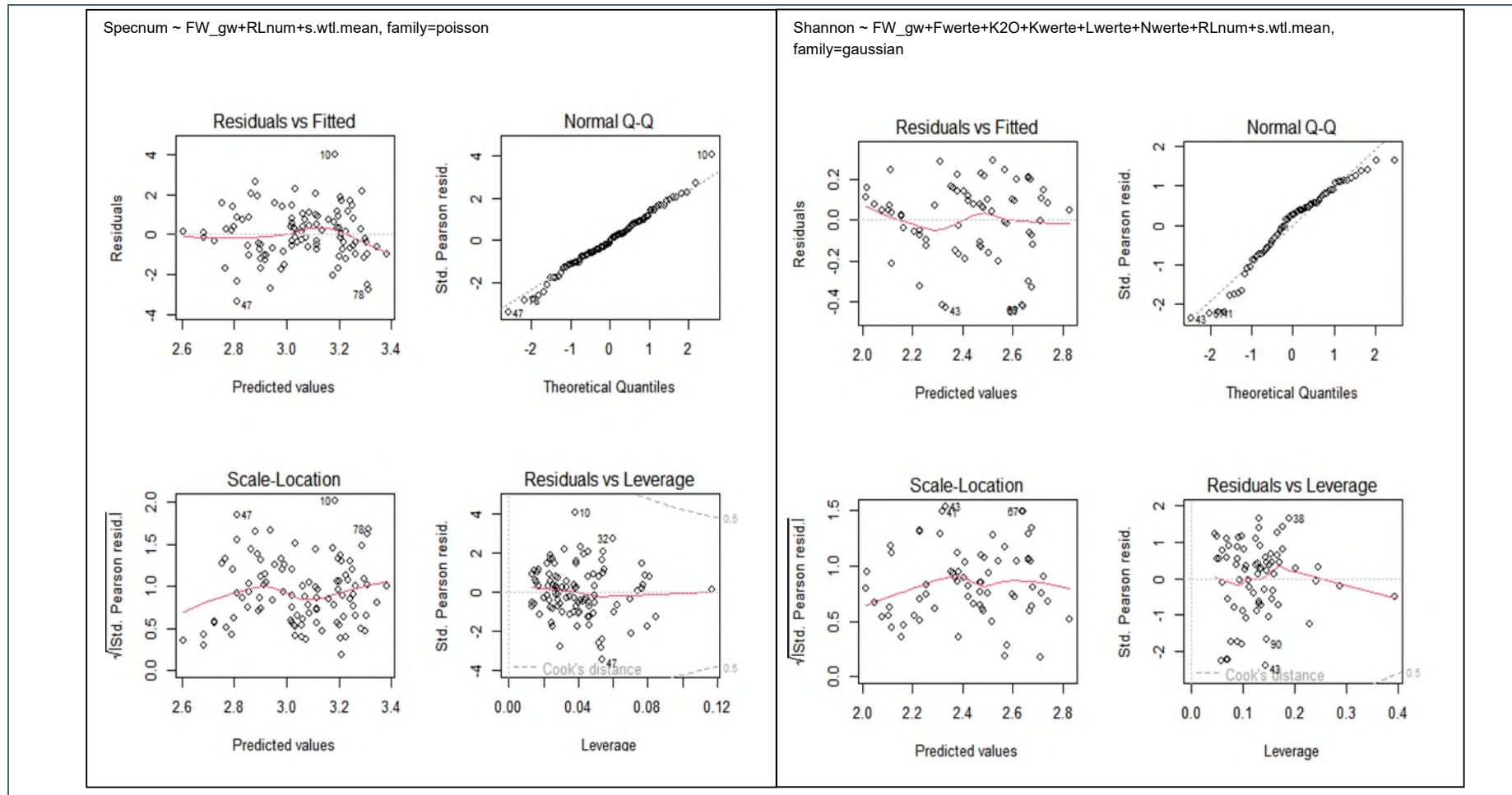


Abb. 27: Verwendete R-Packages für die Analyse, Berechnung der Statistik und Erstellung der Abbildungen.

Tab. 19: Residualplots der besten Generalisierten Linearen Modelle, ausgewählt nach niedrigstem AIC der Artenzahl und der Shannon-Diversität sowie 16 erklärenden Variablen.

Package	Version	Package	Version	Package	Version
"bipartite"	'2.19'	"car"	'3.1.1'	"FactoMineR"	'2.7'
"sna"	'2.7.2'	"carData"	'3.0.5'	"ggcorrplot"	'0.1.4.1'
"network"	'1.18.2'	"data.table"	'1.14.6'	"dplyr"	'1.1.1'
"statnet.common"	'4.9.0'	"stringr"	'1.5.0'	"MASS"	'7.3.58.2'
"ggforce"	'0.4.1'	"tidyr"	'1.3.0'	"GGally"	'2.2.1'
"dave"	'2.0'	"readxl"	'1.4.3'	"ggplot2"	'3.5.0'
"tree"	'1.0.43'	"ggrepel"	'0.9.3'	"corrplot"	'0.92'
"nnet"	'7.3.18'	"tibble"	'3.2.1'	"MuMIn"	'1.47.5'
"labdsv"	'2.0.1'	"purrr"	'1.0.1'	"stats"	'4.2.3'
"mgcv"	'1.8.42'	"patchwork"	'1.1.2'	"graphics"	'4.2.3'
"nlme"	'3.1.162'	"plyr"	'1.8.8'	"grDevices"	'4.2.3'
"cluster"	'2.1.4'	"vegan"	'2.6.4'	"utils"	'4.2.3'
"DHARMA"	'0.4.6'	"lattice"	'0.20.45'	"datasets"	'4.2.3'
"glmulti"	'1.0.8'	"permute"	'0.9.7'	"methods"	'4.2.3'
"leaps"	'3.1'	"FSA"	'0.9.5'	"base"	'4.2.3'
"rJava"	'1.0.6'	"gridExtra"	'2.3'		
"fBasics"	'4022.94'	"factoextra"	'1.0.7'		



Eine Behörde im Geschäftsbereich
Bayerisches Staatsministerium für
Umwelt und Verbraucherschutz

