Die Sippen der Roten Liste Hessens und ihre Ellenberg-Zeigerwerte – ein integrativer Ansatz

Eric Martiné & Leonard Schmalhaus

Zusammenfassung: Die aktuelle 5. Fassung der Roten Liste der Farn- und Samenpflanzen Hessens zeigt auf, dass dem positiven Bestandstrend einiger gefährdeter Sippen nach wie vor ein intensiver Rückgang der Grünlandarten gegenübersteht. Die Kombination der Ellenberg-Zeigerwerte der Sippen mit deren Gefährdungskategorien der Roten Liste zeigt, dass Magerkeitszeiger trockener, aber vor allem nasser Standorte im Offenland besonders gefährdet sind. Tendenziell trifft dies auch auf thermophile Sippen zu, insbesondere aber auf solche mit hoher Lichtzahl (Volllichtzeiger). Unter den Lebensformtypen stellen sich die Therophyten (Einjährige) als besonders gefährdet dar. Hohe Stickstoffeinträge sowie Nutzungsaufgabe oder -intensivierung werden als mögliche Ursachen diskutiert. Neben gefährdeten sollten auch die aktuell noch mittelhäufigen Arten, die die Vorwarnliste füllen, besser geschützt werden, um die Phytodiversität in Hessen langfristig zu erhalten.

Taxa in the Red List for Hesse and their Ellenberg indicator values – an integrative approach

Summary: The current Red List of the Hessian vascular plants reveals that, although some species show positive population trends, there is still an unprecedented decline of grassland species ongoing. Species of dry but more prominently wet habitats with low nutrient and high light demands are particularly endangered as shown by the combination of Ellenberg indicator values with the respective conservation status of the species studied. Besides, therophytes (annuals) are also at elevated risk. High nitrogen inputs and intensive agricultural practice as well as abandonment of traditional land use as possible drivers are discussed. Conservation actions should focus more on moderately common plants that are currently regarded as possibly threatened to halt the loss of plant diversity in Hesse.

Eric Martiné, Senefelderstraße 35, 63069 Offenbach; eric.martine@web.de
Leonard Schmalhaus, Am Vorberg 24, 38259 Salzgitter; leo.schmalhaus@gmx.de

1. Einleitung

Der Verlust der Phytodiversität in Mitteleuropa lässt sich über einen Zeitraum von mehr als 60 Jahren belegen, wobei über 70 Prozent der Pflanzenarten in Deutschland negative Bestandsentwicklungen zeigen (Eichenberg & al. 2020). Dabei ist nicht nur ein fortschreitender Verlust der vom Aussterben bedrohten Arten zu beobachten (Zehm & al. 2020), sondern insbesondere mäßig häufige Arten nehmen in ihrer Abundanz ab (Jansen & al. 2019). Diese finden sich nicht zuletzt immer öfter auf den Vorwarnlisten wieder und so

kommt es, dass in Hessen mittlerweile vermeintlich gemeine Arten wie *Campanula patula* in dieser Kategorie gelistet sind. Und obwohl große Anstrengungen seitens des Naturschutzes unternommen werden, setzt sich der Negativtrend bei den Erhaltungszuständen geschützter Lebensräume und Arten weiter fort (Gemeinholzer & al. 2019).

Zur Bewertung der Gefährdungslagen von Pflanzen dienen Rote Listen, die auf der Grundlage von Expertenwissen und Geländedaten erarbeitet werden und die Bestandssituation der einzelnen Sippen innerhalb eines definierten Gebiets beschreiben. Für Hessen liegt nunmehr die 5. Fassung der Roten Liste der Farn- und Samenpflanzen (Starke-Ottich & al. 2019) vor, die sowohl Angaben für Hessen insgesamt als auch für die in vier Regionen (Nordwest, NW; Nordost, NO; Südwest, SW und Südost, SO) unterteilen Landesteile macht. Sie stellt ein wichtiges Instrument zur Einschätzung von Bestandstrends dar, liefert Argumente, zum Beispiel für die Schutzwürdigkeit von Gebieten und ist Grundlage für die Erstellung von Artenhilfskonzepten (Bönsel & Schmidt 2019) und -maßnahmen (Mordziol-Stelzer & al. 2020). Aussagen über die Ursachen der Gefährdung einzelner Arten lassen sich jedoch nicht ohne weiteres aus der Roten Liste ableiten.

Die ökologischen Zeigerwerte nach Ellenberg charakterisieren die realisierte Nische von mitteleuropäischen Pflanzen auf einer ordinalen Skala (Diekmann 2004). Obwohl sie rein empirische, auf der Basis von Feldbeobachtungen abgeleitete Werte darstellen, zeigen sie eine hohe Korrelation mit im Feld gemessenen Bodenparametern (Kunzmann & al. 1990, Schaffers & Sýkora 2000). Selbst über die Grenzen Mitteleuropas hinaus, im Norden in etwa bis an den Polarkreis, ist ihre Aussagekraft größtenteils robust (Hedwall & al. 2018). Generell finden ökologische Zeigerwerte breite Anwendung in der Pflanzenökologie und erlauben die Charakterisierung von Standorten anhand der in ihnen vorkommenden Pflanzenarten (Oberdorfer 2001). Phytozönosen sind zeitlich dynamisch und Zeigerwerte können Hinweise liefern, welche abiotischen Faktoren auf den Wandel der Artenzusammensetzung einwirken.

Übertragen auf die Pflanzenarten der Roten Liste bilden diese ebenfalls eine (künstliche) Gemeinschaft, nämlich die aller in einem Bundesland und dessen Habitaten vorkommenden Sippen. Änderungen in der Zusammensetzung dieser Gemeinschaft entstehen durch Zuwanderung (vor allem Neophyten, zum Beispiel Bräutigam & al. 2007) oder aber sind bedingt durch Aussterbeereignisse. Letzteren geht in der Regel eine stetige Abnahme in der Abundanz einer Art voraus, in Roten Listen oft abgebildet durch einen langjährigen Negativtrend mit den jeweils assoziierten Gefährdungskategorien. Starke-Ottich & al. (2019) nennen den Landnutzungswandel und die moderne, intensive Landwirtschaft als Hauptursachen für Gefährdung und Aussterben hessischer Pflanzenarten, wobei Magerkeitszeiger des Offenlandes maßgeblich unter Druck stehen (Raehse 2001). Insbesondere hohe Stickstoffeinträge haben in West- und Mitteleuropa zur Degradierung von artenreichem Grünland geführt (Diekmann & al. 2019). Die Kombination der Ellenberg-Zeigerwerte mit den Gefährdungskategorien der Sippen der Roten Liste kann daher Hinweise darauf liefern, welche Arten aufgrund ihrer Ökologie besonders sensibel auf moderne Landnutzung – oder aber auch Nichtnutzung – reagieren.

Es wird angenommen, dass Unterschiede bezüglich der Zeigerwerte und der Lebensform von gefährdeten und ungefährdeten Sippen der Roten Liste der Farn- und Samenpflanzen Hessens (Starke-Ottich & al. 2019) bestehen. Dabei soll getestet werden,

(1) ob gefährdete Arten niedrigere Stickstoffzahlen aufweisen als ungefährdete,

(2) ob Arten trockener und nasser Standorte sowie licht- und wärmebedürftige Arten des Offenlandes besonders gefährdet sind, und

(3) ob Therophyten stärkere Gefährdungstendenzen als andere Lebensformtypen zeigen.

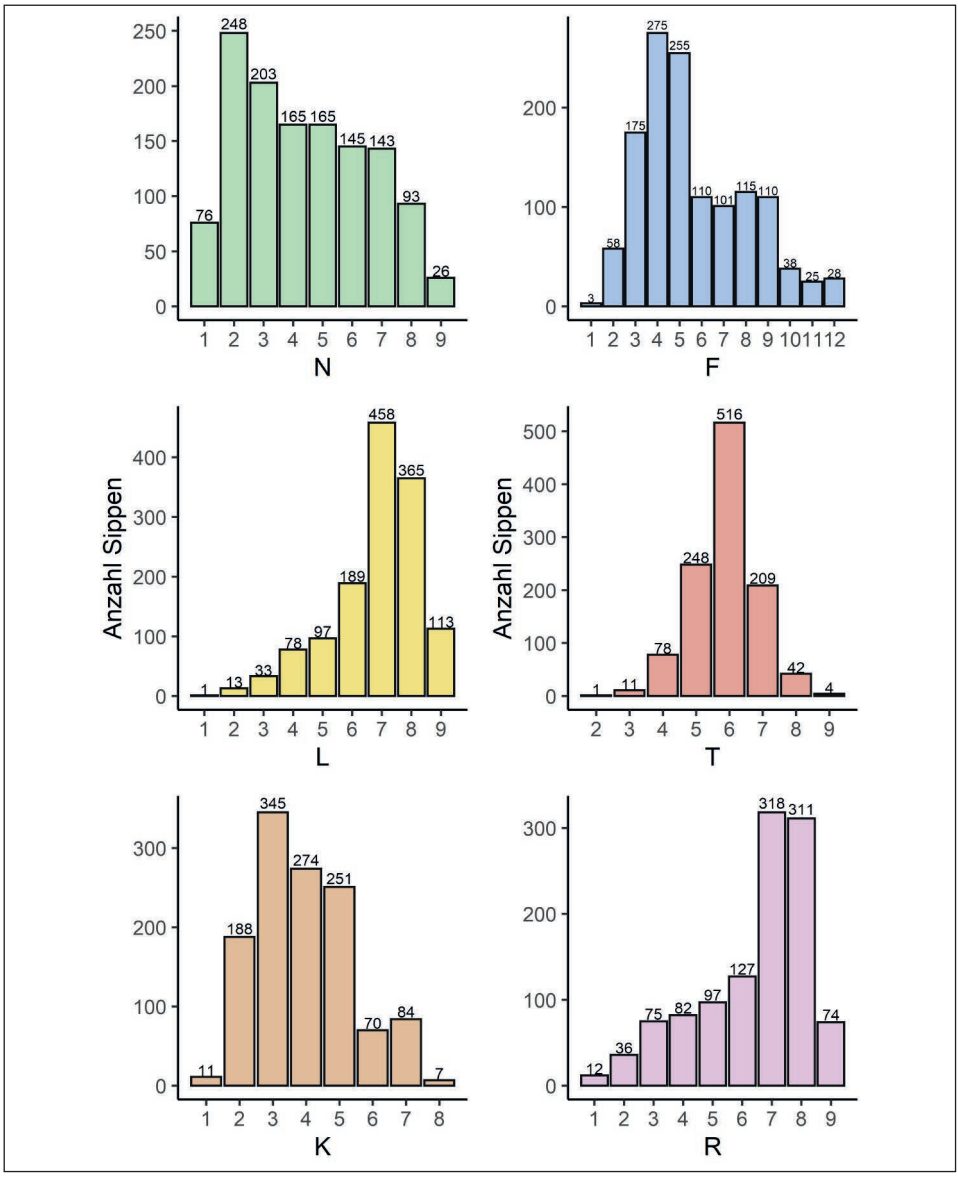


Abb. 1: Zeigerwert-Frequenzen der Sippen der aktuellen Roten Liste (Starke-Ottich & al. 2019). – Frequencies of Ellenberg indicator values of species of the current Hessian Red List (Starke-Ottich & al. 2019).

2. Material und Methoden

2.1 Datenaufbereitung

Die Datenbearbeitung erfolgte in R (R Core Team 2019). Die Rohdaten der aktuellen Roten Liste der Farn- und Samenpflanzen Hessens (Starke-Ottich & al. 2019) wurden zunächst als xlsx-Datei von der Internetpräsenz des HLNUG (hlnug.de/themen/naturschutz/rote-listen, zuletzt aufgerufen am 19.7.2021) heruntergeladen und anschließend als csv-Datei umgeschrieben. Darin enthalten waren ebenfalls Angaben zur Gefährdungslage für Hessen aus der vorangegangenen Roten Liste der Farn- und Samenpflanzen (Hemm & al. 2008). Es wurden nur die Spalten mit dem wissenschaftlichen Namen sowie den Gefährdungskategorien der Sippen beibehalten. Aus dem Zusatzkapitel 27 von Ellenberg & Leuschner (2010) wurden die ökologischen Zeigerwert nach Ellenberg & al. (2001) entnommen. Hierzu wurde die pdf-Datei von der Verlagsseite (https://utb.de/doi/suppl/10.36198/9783825281045, zuletzt aufgerufen am 25.7.2021) heruntergeladen und zunächst auf den Tabellenteil, der die Zeigerwerte enthält, gekürzt. Anschließend wurde diese Tabelle mit dem R-Paket „tabulizer" (Leeper 2018) extrahiert und im csv-Format exportiert. Um beide Tabellen vereinigen zu können, wurde diese zunächst taxonomisch harmonisiert, wobei die Nomenklatur entsprechend der aktuellen Roten Liste (Starke-Ottich & al. 2019) angewandt wurde. Hierzu wurden beide Tabellen manuell verglichen. Bei fehlender Paarung in der Zeigerwert-Tabelle wurde nach Synonymen in Buttler & al. (2018) gesucht und diese dann händisch angepasst. Nach Ausschluss fast aller Apomikten (insbesondere *Rubus* und *Taraxacum*; *Alchemilla*, *Hieracium* und *Pilosella* wurden, soweit möglich, beibehalten) und einiger Sippen (n = 357), die nicht harmonisiert werden konnten, blieben von 1796 Arten 1439 übrig, die in die Analyse miteinbezogen werden konnten. Für die Auswertung störende Zusatzangaben in der Zeigerwert-Tabelle wie Klammern [„()"] bei der Lichtzahl oder „~" (Zeiger für starken Wechsel) und „=" (Überschwemmungszeiger) bei der Feuchtezahl wurden entfernt. Bei indifferentem beziehungsweise unbekanntem Verhalten einer Art (Angabe als „x" beziehungsweise „?") wurden diese in eine 0 umgewandelt, um sie bei der Auswertung letztlich als fehlende Werte („NA") nicht zu berücksichtigen. Schließlich wurden beide Tabellen zusammengeführt, sodass in jeder der 1439 Zeilen jeweils Angaben zur Sippe, Gefährdungskategorie für Hessen (nach Hemm & al. 2008 und Starke-Ottich & al. 2019) und den einzelnen Regionen (nach Starke-Ottich & al. 2019) sowie den Ellenberg-Zeigerwerten inklusive der Lebensform vorlagen.

2.2 Statistische Analyse

Die statistische Auswertung wurde in R (R Core Team 2019) durchgeführt. Mittels zweiseitigem Wilcoxon-Rangsummentest wurde geprüft, ob Unterschiede hinsichtlich der Zeigerwerte gefährdeter und ungefährdeter Sippen bestehen. Dazu wurden Sippen der Kategorien 0, 1, 2, 3 und V als gefährdet („Gefährdung → ja") und jene der Kategorie * als ungefährdet („Gefährdung → nein") klassifiziert (Gruppe 1). Alternativ wurde eine zweite Klassifizierung vorgenommen (0, 1, 2, 3 in „Gefährdung → ja" und V, * in „Gefährdung

→ nein"; Gruppe 2), um zu testen, ob auch bei dieser Einteilung Unterschiede bestehen. Der Wilcoxon-Rangsummentest testet auf Unterschiede hinsichtlich der Rangsummen und nicht auf Differenzen zwischen den Medianen (R Core Team 2019). Als Schätzwert für die Unterschiede dient die Lokationsdifferenz (LD), die den Median der Differenz einer Stichprobe aus den als gefährdeten („ja") und einer Stichprobe aus den als ungefährdeten Sippen („nein") angibt (Hollander & al. 2014). Ein negativer Wert für die Lokationsdifferenz zeigt an, dass die Zeigerwerte gefährdeter Sippen niedriger sind als bei ungefährdeten und umgekehrt. Die Nullhypothese lautete, dass keine Unterschiede bezüglich der Zeigerwerte gefährdeter und ungefährdeter Sippen bestehen. Die Signifikanzniveaus sind angeben als: ns = $p > 0{,}05$; * = $p < 0{,}05$; ** = $p < 0{,}01$ und *** = $p < 0{,}001$.

Für die statistische Analyse wurden die Stickstoff- (N), Feuchte- (F), Licht- (L), Temperatur- (T), Kontinentalitäts- (K) und die Reaktionszahl (R) sowie die Lebensform (LF) mit einbezogen, jedoch nicht die Salzzahl (S). Zusätzlich wurde bei der Feuchtezahl eine weitere Aufteilung in „trockene" (Feuchte 1–4) und „nasse" (Feuchte 6–9) Sippen vorgenommen, da angenommen wird, dass dies in etwa die Arten der Trockenstandorte bzw. Feucht- und Nassstandorte repräsentiert. Frischezeiger (Feuchte = 5) wurden dabei bewusst ausgeschlossen. Berücksichtigt wurden alle Sippen der aktuellen Roten Liste (Starke-Ottich & al. 2019) und der vorangegangenen (Hemm & al. 2008) in den Gefährdungskategorien 0 („ausgestorben oder verschollen"), 1 („vom Aussterben bedroht"), 2 („stark gefährdet"), 3 („gefährdet"), V („Vorwarnliste") und * („ungefährdet"). Sippen, die den Kategorien D („Daten unzureichend"), u („unbeständige Sippe"), Au („unbeständiger Archäophyt"), G („Gefährdung unbekannten Ausmaßes"), T („Sippe mit Etablierungstendenz"), E („etablierter Neophyt"), n. b. („nicht bewertet") und R („extrem selten") zugeordnet werden, wurden nicht mit ausgewertet.

Für die beiden Gruppen 1 und 2 wurden jeweils Kontingenztabellen zu den einzelnen Lebensformen erstellt, die die Anzahl gefährdeter und ungefährdeter Sippen enthalten. Betrachtet wurden die Lebensformen Phanerophyt („P"), Nanophanerophyt („N"), Chamaephyt („C"), Hydrophyt („A"), Geophyt („G"), Therophyt („T") und Hemikryptophyt („H"). Mittels Pearson-Chi-Quadrat-Test wurde getestet, ob ein Zusammenhang zwischen Gefährdung („ja" oder „nein") und Lebensform der Sippen der aktuellen Roten Liste und ihrer Regionen sowie der vorangegangenen Roten Liste besteht. Die Nullhypothese lautete, dass kein Zusammenhang zwischen Gefährdung und Lebensform besteht. Die Signifikanzschranken entsprechen denen des Wilcoxon-Tests. Der Beitrag gefährdeter und ungefährdeter Sippen zur Gesamt-Teststatistik (X^2) wurde aus dem Quotienten der quadrierten Residuen der Chi-Quadrat-Teststatistik und der Chi-Quadrat-Teststatistik der einzelnen Zellen berechnet (STHDA 2016).

3 Ergebnisse

Die Frequenzen der Zeigerwerte der Sippen der aktuellen Roten Liste sind in Abbildung 1 dargestellt. Die Zeigerwerte für Stickstoff, Feuchte und Kontinentalität zeigten eine rechtsschiefe Verteilung, die Werte für Licht und Reaktion hingegen eine linksschiefe. Die Temperatur-Werte waren gaußverteilt. Generell zeigten ungefährdete Sippen eine höhere Streuung bei den Zeigerwerten als gefährdete (Abb. 2). Der Median der Stickstoff-Zahl

lag bei gefährdeten Sippen (inklusive Vorwarnliste) der aktuellen Roten Liste bei 3, für ungefährdete bei 5 (für Streuung und Interquartilsbereiche vergleiche Abb. 2). Für gefährdete Sippen schwankte der Median der F-Zahl zwischen 4 (Kategorie V), 5 (Kategorien 1, 2, und 3) und 6 (Kategorie 0), bei ungefährdeten lag er bei 5. Ausgestorbene oder verschollene Sippen wiesen einen Median von 8 bei der Licht-Zahl auf, bei den übrigen Kategorien lag er bei 7. Der Median der Temperatur-Zahl lag bei allen Kategorien bei 6, bei der Kontinentalitäts-Zahl bei 4 und bei der Reaktions-Zahl bei 7.

Die Stickstoff-Zahl gefährdeter Sippen lag in beiden Gruppen (1 und 2) und über die aktuelle Rote Liste und ihrer Regionen sowie der vorangegangenen Roten Liste hinweg stets deutlich niedriger (Lokationsdifferenz = -2; ***) als bei ungefährdeten Sippen (vergleiche Abb. 3 für die aktuelle Rote Liste). Zwar ließ sich ein leichter Trend hin zu einer niedrigeren F-Zahl (bei Feuchte 1–12) bei gefährdeten Sippen erkennen (Lokationsdifferenz negativ), jedoch zeigte sich hier über die Roten Listen hinweg und in den beiden Gruppen kein klares Muster (Tabelle 1 im Anhang). Bei genauerer Differenzierung in „trockene“ (Feuchte 1–4) und „nasse“ (Feuchte 6–9) Sippen bestand in allen Roten Listen sowie für beide Gruppen der Trend, dass gefährdete Sippen trockener Standorte eine niedrigere F-Zahl aufweisen (Lokationsdifferenz negativ). Gefährdete Sippen nasser Standorte zeichneten sich durchweg durch eine höhere F-Zahl als ungefährdete aus (Lokationsdifferenz = 1; ***). Ebenfalls einheitlich rangierte die Licht-Zahl gefährdeter Sippen sowohl in allen Roten Listen als auch den beiden Gruppen stets höher als bei ungefährdeten (Lokationsdifferenz = 1; ***). Einen klaren Trend zeigte ebenfalls die Temperatur-Zahl gefährdeter Sippen – auch hier bestand durchweg die Tendenz zu höheren Temperatur-Zeigerwerten (Lokationsdifferenz positiv; ***). Keine bis nur geringe Unterschiede zwischen gefährdeten und ungefährdeten Sippen zeigte sich bei der Reaktion-Zahl, wobei auch kein Trend mittels Lokationsdifferenz erkennbar war (vergleiche Tab. 1 für einzelne Regionen). Sowohl für die aktuelle als auch die vorangegangene Rote Liste lag die Kontinentalitäts-Zahl gefährdeter Sippen tendenziell höher (Lokationsdifferenz positiv; ***), allerdings war dieser Trend in den Regionen der aktuellen Roten Liste meist schwächer ausgebildet.

Hemikryptophyten und Therophyten waren die dominierende Lebensform unter den Sippen der Roten Listen. Die Häufigkeitsverteilung der Lebensformen über die einzelnen Gefährdungskategorien der aktuellen Roten Liste ist in Abb. 4 dargestellt. Für die aktuelle Rote Liste und ihrer Regionen sowie die vorangegangene Rote Liste kann ein höchst signifikanter Zusammenhang zwischen Gefährdung und Lebensform der Sippen angenommen werden (Tab. 2 im Anhang). Dabei ist der Beitrag gefährdeter Phanero-, Nanophanero-, aber vor allem Therophyten zur Chi-Quadrat-Teststatistik in beiden Gruppen am höchsten (Tab. 3 im Anhang).

4. Diskussion

Die Kombination der Ellenberg-Zeigerwerte mit den Daten der aktuellen Roten Liste zeigt, dass insbesondere jene Sippen mit niedriger Stickstoff-Zahl (Magerkeitszeiger) und hohem Lichtbedarf, die abseits der mittleren Standorte (trocken, aber vor allem nass)

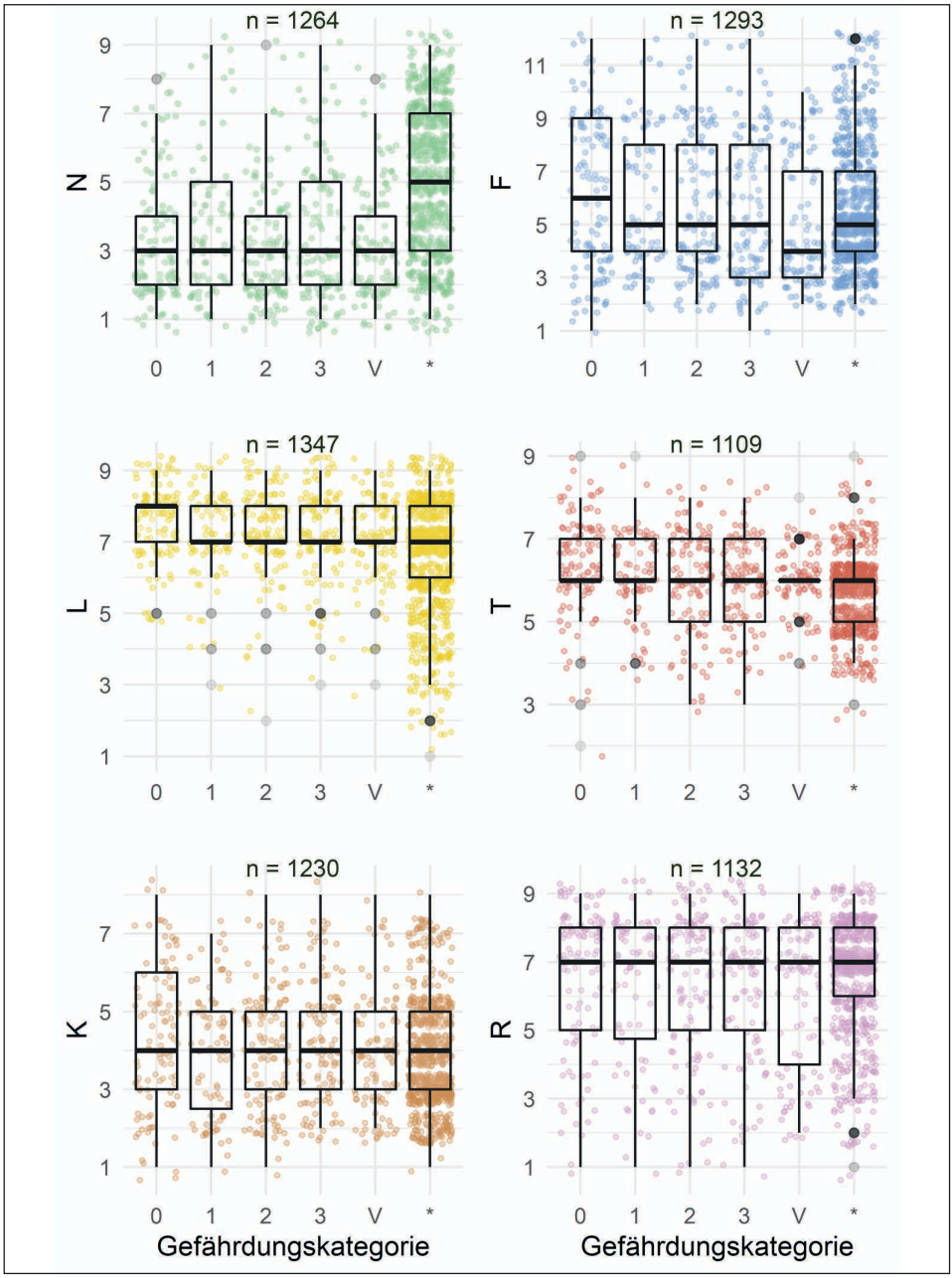


Abb. 2: Lage der Mediane und Streuung der Zeigerwerte für die Sippen der aktuellen Roten Liste (Starke-Ottich & al. 2019) nach Gefährdungskategorien, dargestellt als Boxplots. n gibt die Anzahl der für den jeweiligen Zeigerwerte betrachteten Sippen an. Schwarze und graue Punkte zeigen Ausreißer. – Location of medians and scattering of Ellenberg indicator values of species of the Hessian Red List (Starke-Ottich & al. 2019) according to their conservation status, presented as boxplots. n indicates the number of species concerned for each Ellenberg indicator value. Black and grey dots mark outliers.

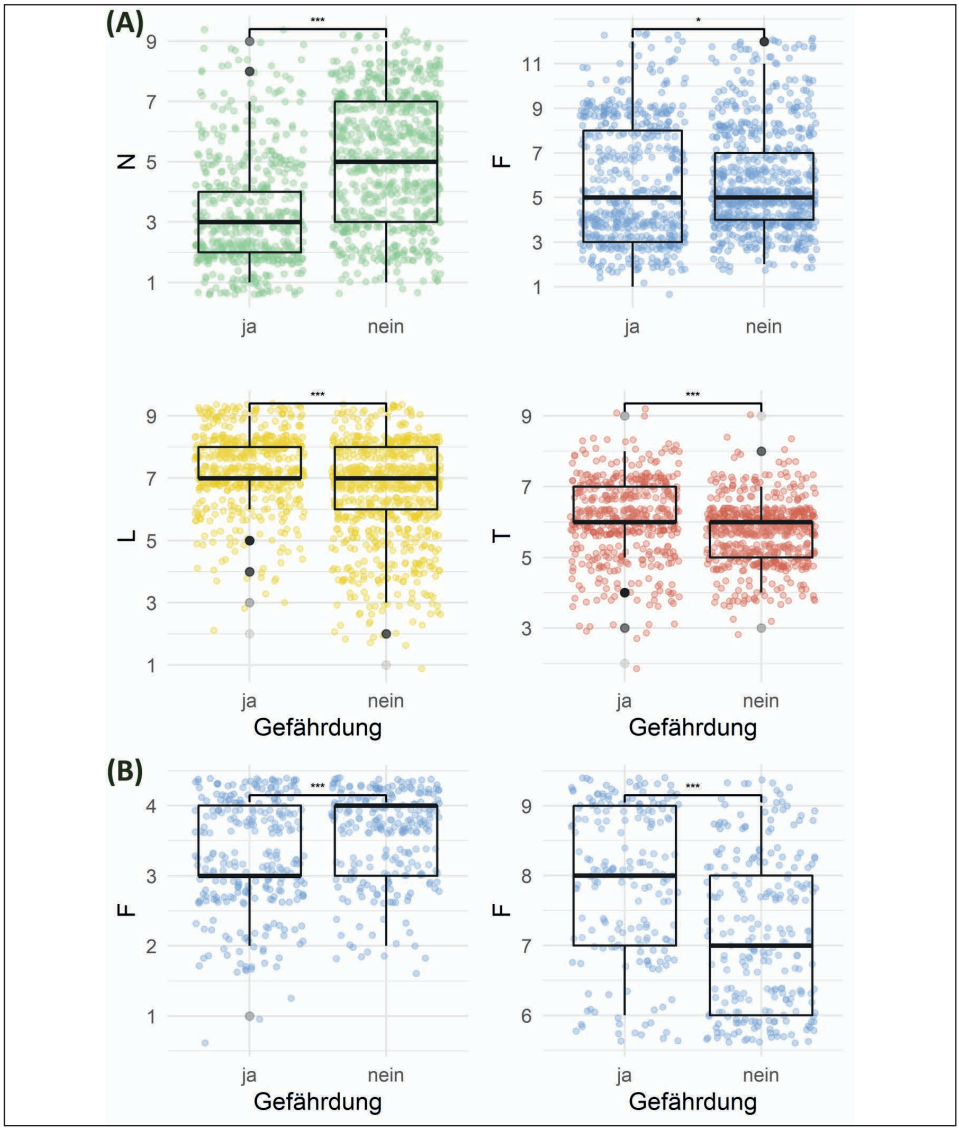


Abb. 3: **(A)** Vergleich der Stickstoff (N)-, Feuchte (F)-, Licht (L)- und Temperatur (T)-Zeigerwerte gefährdeter und ungefährdeter Sippen der aktuellen Roten Liste (Starke-Ottich & al. 2019) mittels zweiseitigem Wilcoxon-Rangsummentest. **(B)** Vergleich der F-Zeigerwerte gefährdeter und ungefährdeter Sippen trockener (1-4) und feuchter bzw. nasser Standorte (6-9) mittels zweiseitigem Wilcoxon-Rangsummentest. Die Einteilung der Sippen entspricht der Gruppe 1. Schwarze und graue Punkte zeigen Ausreißer. Signifikanzniveaus sind angedeutet. – **(A)** Comparison of Ellenberg indicator values for nutrients (N), moisture (F), light (L) and temperature (T) of threatened and non-threatened species of the current Hessian Red List (Starke-Ottich & al. 2019) using two-sample Wilcoxon rank sum test. **(B)** Comparison of two subsets of Ellenberg indicator values for moisture (1-4: dry conditions; 6-9: wet conditions) of threatened and non-threatened species of the current Hessian Red List (Starke-Ottich & al. 2019) using two-sample Wilcoxon rank sum test. Classification of threatened and non-threatened species according to group 1. Black and grey dots mark outliers. Significance levels are indicated.

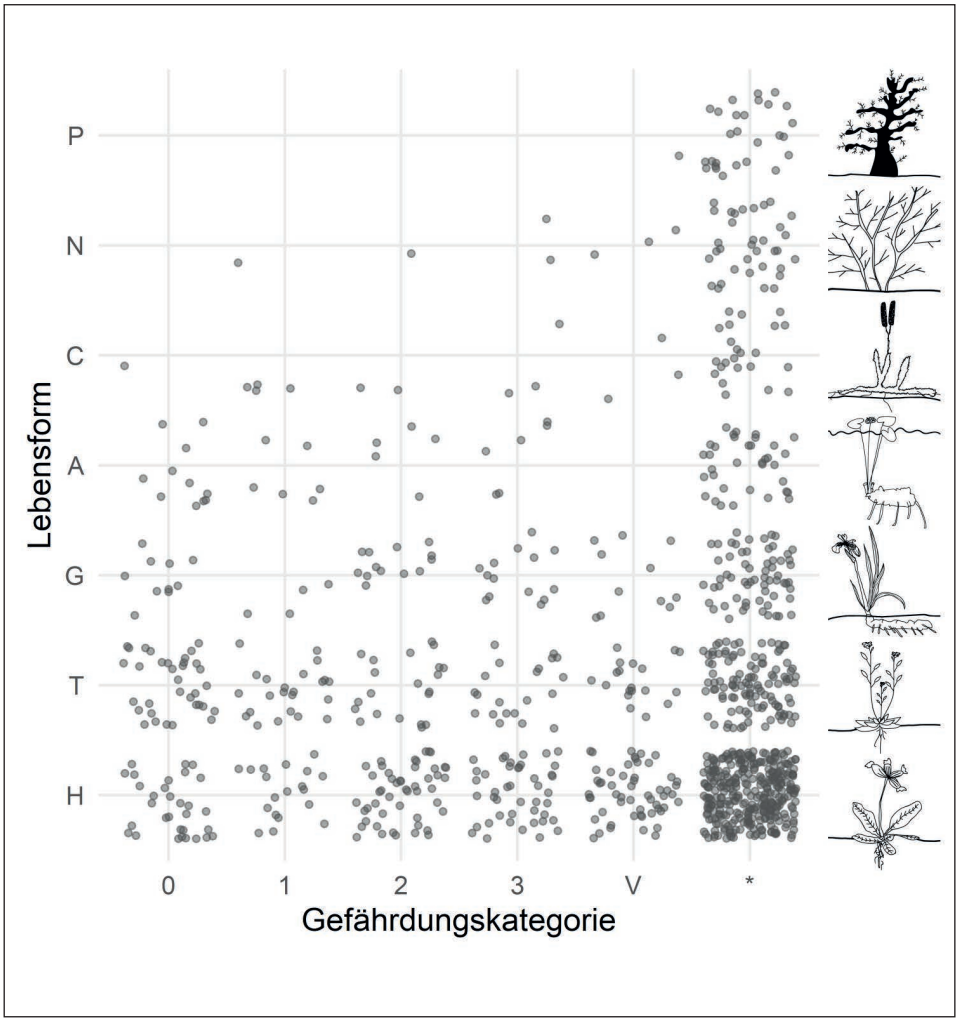


Abb. 4: Lebensformen der Sippen der aktuellen Roten Liste (Starke-Ottich & al. 2019), aufgetragen nach Gefährdungskategorien. Schematische Illustrationen von Maike C. Dorn nach Zeichnungen aus dem Rothmaler-Atlasband (Jäger & al. 2017). H = Hemikryptophyten, T = Therophyten, G = Geophyten, A = Hydrophyten, C = Chamaephyten, N = Nanophanerophyten und P = Phanerophyten. – Life forms of the species of the current Hessian Red List (Starke-Ottich & al. 2019) according to their conservation status. Schematic illustrations by Maike C. Dorn based on illustrations from Rothmaler Atlasband (Jäger & al. 2017). H = hemikryptophytes, T = therophytes, G = geophytes, A = hydrophytes, C = chamaephytes, N = nanophanerophytes and P = phanerophytes.

vorkommen, besonders gefährdet sind. Einjährige (Therophyten) stehen besonders unter Druck. Zwar lassen sich die Gefährdungskategorien der vorangegangenen Roten Liste aufgrund der abweichenden Methodik nicht unmittelbar mit denen der aktuellen vergleichen, dennoch sind die gefundenen Trends in beiden Listen klar erkennbar. Die präsentierten Ergebnisse gehören zum Praxisalltag in der Feldbotanik und spiegeln sich in den hier analysierten Daten wider. Händler (2018) machte bei der Nachsuche historischer Pflanzenfunde im Gießener Raum ebenfalls Sippen mit niedriger Stickstoff-Zahl und hoher Licht-Zahl als besonders im Rückgang begriffen aus. Insgesamt ist dieser Trend nicht allein auf Hessen beschränkt, sondern auch in anderen Bundesländern nachweisbar. Für Thüringen ermittelten Korsch & Westhus (2004) Sippen, die auf nährstoffarmen, trockenen oder nassen Standorten vorkommen gleichermaßen als besonders gefährdet. Darüber hinaus lag der Anteil von Volllichtpflanzen unter den gefährdeten über denen, die in Thüringen als ungefährdet gelten, wobei bei der Temperatur-Zahl nur marginale Unterschiede bestanden. Ein Vergleich der Ergebnisse der floristischen Kartierungen in Baden-Württemberg aus den 1970er Jahren mit aktuellen Daten aus dem Jahr 2015 zeigte ebenfalls einen starken Rückgang der Magerkeitszeiger sowie lichtliebender Sippen (Wörz & Thiv 2015). Analog beschreibt Garve (2004) die Situation gefährdeter Pflanzen in Niedersachsen und Bremen. Die kaum vorhandenen Unterschiede bei der Reaktions-Zahl und die tendenziell etwas höheren Kontinentalitäts-Zahlen gefährdeter Sippen decken sich überwiegend mit den Befunden von Korsch & Westhus (2004) für Thüringen.

Historisch betrachtet lassen sich zwei Hauptzeiträume festmachen, in denen die Grundlagen für Gefährdung und Aussterben heimischer Pflanzen geschaffen wurden. Ein erster großer Rückgang der Phytodiversität in Mitteleuropa ereignete sich bereits gegen Ende des 18. und zu Beginn des 19. Jahrhunderts. Ab 1850 setzte eine zunehmende landwirtschaftliche Intensivierung ein und Guano, vor allem aus Peru, sowie Chile-Salpeter wurden als Kunstdünger erstmals in großem Maßstab in die Fläche gebracht (Dierschke & Briemle 2002, Rott 2016). Gleichzeitig wurde damit begonnen, Nassstandorte zu entwässern, sodass der Nutzungsdruck auf das Grünland, etwa auf die durch einmalige Herbstmahd entstandenen Streuwiesen, allmählich anstieg (Zimmermann 2016). Zusätzlich verschwanden durch die Aufgabe traditioneller Nutzungsformen wie der Waldweide lichtliebende Arten, die zuvor in die lichten Hutewälder wärmebegünstigter Gebiete eingewandert waren (zum Beispiel *Daphne cneorum* im Frankfurter Raum, Starke-Ottich & al. 2015, 2019; Hodvina 2012). Der zweite Einbruch vollzog sich maßgeblich in den 1960er und 70er Jahren mit der flächendeckenden Intensivierung der Landwirtschaft (Mineraldünger- und Herbizideinsatz, Entwässerung) und großflächigen Meliorationsmaßnahmen (Eichenberg & al. 2020, Korneck & al. 1998, Korsch & Westhus 2004). Besonders die hohen Stickstoffeinträge haben sowohl zur taxonomischen als auch funktionellen Verarmung mitteleuropäischer Frisch- und Feuchtwiesen geführt, wobei eine deutliche Verschiebung der Artenzusammensetzung hin zu stickstoff- und mahdtoleranten Arten stattgefunden hat (Wesche & al. 2012). Ursächlich für den Rückgang der Magerkeitszeiger ist dabei nicht eine schlechtere Verwertung des erhöhten Angebots pflanzenverfügbaren Bodenstickstoffs, sondern die Konkurrenz um Licht, wobei die oft kleinwüchsigen Pflanzen durch die höhere Deckung der stickstofftoleranteren Arten ausgedunkelt werden (Hautier & al. 2009). Den Einfluss von Eutrophierung zum Nachteil kleinwüchsiger Spezialisten ungedüngter Standorte beschreiben Walker & al. (2009) auch für das Vereinigte Königreich.

Diekmann & al. (2019) konnten in einer Metaanalyse von 23 Datensätzen zeigen, dass der Verlust von Pflanzenarten in West- und Mitteleuropa über einen Zeitraum von 75 Jahren besonders auf Feuchtwiesen stattgefunden hat, während Trockenrasen weniger von dieser Entwicklung betroffen waren. Beiden Grünlandtypen gemein war jedoch der Verlust an Lebensraumspezialisten, der in Feuchtwiesen (zum Beispiel *Comarum palustre*, *Valeriana dioica*) nahezu vollständig stattgefunden hat und sich auch in den deutlich niedrigeren, mittleren F-Zahlen der ausgewerteten Aufnahmen widerspiegelte. Auch Zimmermann (2016) zieht eine ähnlich negative Bilanz für artenreiche Feuchtwiesen in Brandenburg und verweist gleichzeitig auf die sich stetig verschlechternden Erhaltungszustände, insbesondere beim FFH-Lebensraumtyp Pfeifengraswiesen (LRT 6410). Für die Kalkmagerrasen Nord- und Mittelhessens konnte Raehse (2001) gleichermaßen eine deutliche Abnahme der Spezialisten nachweisen und stellte fest, dass mittlerweile gefährdete Magerkeitszeiger, die früher noch in frischem Grünland vorkamen (wie *Cirsium acaule* oder *Phyteuma orbiculare*), heute nur noch auf wenigen geeigneten Standorten zu finden sind. Düngung und Intensivbewirtschaftung sowie die Trockenlegung von Feuchtgebieten als Grund für das Verschwinden von Feuchtezeigern (zum Beispiel *Juncus filiformis*) wurden auch hier als Treiber festgestellt. Auch Goebel (1990) führt den Verlust der Flachmoorarten (unter anderem *Carex dioica* und *Liparis loeselii*) auf der Rottwiese bei Darmstadt auf diese Faktoren zurück. Sowohl Diekmann & al. (2019) als auch Wesche & al. (2012) weisen darauf hin, dass kein vergleichbarer Artenschwund in Schutzgebieten (Natura 2000- und Naturschutzgebiete) nachweisbar gewesen ist, wobei auch dort atmosphärische Stickstoffeinträge zu – wenn auch subtileren – Verlusten geführt haben (Bobbnik & al. 1999).

Der modernen intensiven Landnutzung steht die Nutzungsaufgabe hauptsächlich auf Grenzertragsstandorten entgegen. Tatsächlich macht sich das Verschwinden lichtbedürftiger (Offenland-)Arten vor allem in ehemals durch Waldweide sowie Nieder- und Mittelwaldwirtschaft aufgelichteten Wäldern bemerkbar (Westhus & Haupt 1990). So beobachteten Heinrichs & al. (2014) über einen Zeitraum von 50 Jahren das Verschwinden lichtbedürftiger Arten wie *Cephalanthera rubra* und *Tanacetum corymbosum* aus dem Göttinger Wald (Carici-Fagetum). Die Autoren führten dies auf eine dichter schließende Strauch- und Kronenschicht, bedingt durch die jagdliche Reduktion des Schalenwildverbisses sowie atmosphärischer Stickstoffdeposition, zurück, die die Wüchsigkeit der Buche verbessern. Für den Frankfurter Stadtwald nennen Gregor & al. (2012) explizit die Aufgabe der intensiven Waldweide und Streunutzung für das Verschwinden thermophiler, lichtliebender Magerkeitszeiger, die rezent nur noch reliktär zu finden sind (zum Beispiel *Potentilla alba*, Starke-Ottich & al. 2019). Zudem stellen die Unterbauung lichter Kiefernforste mit Laubhölzern (oft mit Buche) und das invasive Aufkommen von *Prunus serotina* eine Gefährdung lichtbedürftiger Arten dar (darunter *Chimaphila umbellata*, Hodvina & al. 2009), speziell in den sandigen Moos-Kiefernwäldern der Untermainebene sowie im Pyrolo-Pinetum an der nördlichen Bergstraße (Große-Brauckmann & Streitz 1990). Darüber hinaus spielt Sukzession und damit das Eindringen von Gehölzen auf ehemals beweideten Magerrasen eine wichtige Rolle beim Rückgang der Volllichtzeiger (Bergmeier 1992, Walker & al. 2009).

Therophyten, die oft Ruderalstrategen sind, wiesen eine hohe Gefährdungstendenz auf, da die heutige Landnutzung dieser Lebensform am wenigsten Raum lässt. Unter ihnen zählen die Ackerwildkräuter zu der Gruppe, die in Hessen – wie auch in Thüringen

(Korsch & Westhus 2004) – die stärksten Bestandseinbußen zu verzeichnen hat (Barth & al. 2014). Brütting & al. (2012) untersuchten die genetische Diversität von sechs gefährdeten Segetalarten in Mitteldeutschland und konnten zumindest einen schwachen Zusammenhang zwischen der genetischen Vielfalt und dem Status der Arten auf den Roten Listen feststellen. Bei Arten wie *Bupleurum rotundifolium* und *Anagallis foemina* zeigten die untersuchten Populationen untereinander zudem kaum Variation, sodass sich die Bestandseinbrüche der letzten Jahrzehnte bereits drastisch auf die Resilienz der verbliebenen Vorkommen ausgewirkt haben. Zusätzlich dominieren zunehmend konkurrenzstarke Neophyten mit den häufig niedrigwüchsigen, indigenen Therophyten, insbesondere auf den städtischen Ruderalflächen (Gregor & al. 2012), während solche im ländlichen Raum mehr und mehr verschwinden („Deruderalisierung" sensu Huwer & Wittig 2013). Dieser Entwicklung unterliegen jedoch auch ausdauernde Stauden, wie die ehemals häufigen Ruderalarten *Leonurus cardiaca* subsp. *cardiaca* und *Chenopodium bonus-henricus*, die – obwohl sogar Stickstoffzeiger – durch Versiegelung von Höfen und intensiver Grünpflege aus den allermeisten hessischen Dörfern verschwunden sind (Bönsel & al. 2018). Wesche & al. (2012) verglichen historische Vegetationsaufnahmen aus frischem und feuchtem Grünland in Flussauen mit rezenten Aufnahmen und stellten über einen Zeitraum von 50 Jahren einen Rückgang der Ruderalstrategen, vor allem der Therophyten, fest, was sie auf das immer seltenere Vorhandensein offener Bodenstellen und die flächendeckende Dominanz produktiverer Arten zurückführten. Viele der in Hessen ortsnahen, ehemals beweideten Therophyten-Magerrasen wurden zudem durch die Ausweisung von Neubaugebieten zerstört (Bergmeier 1992). Denn trotz stagnierender Bevölkerungszahlen lässt sich eine Expansion der Siedlungsflächen im ländlichen Raum feststellen, wie Gregor & al. (2016) für die Gemeinde Feldatal im Vogelsbergkreis zeigen konnten. Bei Nanophanerophyten sind es hauptsächlich Sippen der Gattung *Rosa*, die sich bei dieser Lebensform als gefährdet zeigen. Viele ehemalige Wuchsorte (etwa von *Rosa micrantha*) dürften durch Stickstoffeinträge und das Überwachsen mit *Rubus armeniacus* oder mittlerweile zu dichtem Kronenschluss in ehemals lichten Wäldern verloren gegangen sein. Beim Lebensformtyp, dem die meisten hessischen Sippen zuzuordnen sind, den Hemikryptophyten, zeigte sich in der Analyse keine starke Gefährdungstendenz. Dies bedeutet jedoch nicht, dass speziell bei kleinwüchsigen und konkurrenzschwachen, ausdauernden Sippen kein potentiell hohes Gefährdungspotenzial besteht (Wesche & al. 2012).

Zu den historisch gewachsenen Gefährdungsursachen treten die bereits unmittelbar wirkenden Effekte des Klimawandels (Thuiller & al. 2005), die mit steigender Amplitude auf die hessische Pflanzenwelt einwirken. Schwenkmezger (2019) ermittelte, dass 27 Prozent der Farn- und Blütenpflanzen Hessens als potentielle Klimaverlierer zu werten sind, die bis auf eine Art (*Lilium martagon*) alle als gefährdet nach der aktuellen Roten Liste gelten. Viele dieser Arten, wie die *Eriophorum*- und *Carex*-Sippen, Bärlappe oder auch *Arnica montana*, kommen entweder in Lebensräumen mit hoher Wasserabhängigkeit (Übergangs- und Schwingrasenmoore, Niedermoore, Pfeifengraswiesen) oder aber in (sub-)montanen Lebensräumen (Borstgrasrasen, Hang- und Schluchtwälder) vor, für die gleichsam eine hohe Beeinträchtigung durch den Klimawandel prognostiziert wird. Zizka & al. (2014) modellierten mögliche Arealveränderungen für 65 vom Aussterben bedrohte und stark gefährdete Pflanzenarten in Hessen unter Berücksichtigung von Klimadaten eines mittleren, eher moderaten Klimawandel-Szenarios und Landnutzungsdaten. Dabei

prognostizierten die Autoren, dass etwa ein Viertel der untersuchten Arten bis 2100 ausgestorben sein wird, wobei jedoch das Risiko unangepasster Landnutzung für viele der Arten das des Klimawandels übersteigt. Denn trotz möglicher Ausbreitungstendenzen aufgrund erhöhter Temperaturen (zum Beispiel für *Dactylorhiza incarnata*), fehlten womöglich geeignete Standorte, auf denen eine Arealexpansion stattfinden könnte. Daher besteht auch mit Blick auf Arten, für deren Erhalt Hessen eine besondere Verantwortung trägt (Hessische Verantwortungsarten sensu Bönsel & al. 2018, 2019, 2021), Handlungsbedarf, um deren fortschreitenden Verlust entgegenzuwirken. Für fast alle Verantwortungsarten Hessens treffen die hier gezeigten Zusammenhänge zwischen Ellenberg-Zeigerwerten sowie Lebensform und Gefährdung zu.

Für Hessen ließ sich für lichtliebende Pflanzen des Offenlandes, die magere, trockene aber vor allem nasse Standorte besiedeln, eine besondere Gefährdung anhand ihrer Ellenberg-Zeigerwerte statistisch ermitteln. Gleiches gilt insbesondere für die einjährigen Sippen (Therophyten). Vorwarnlisten zeigten sich als wichtige Kategorie zur Einschätzung potentiell gefährdeter Sippen, da in diesen vor allem viele noch mäßig häufige Magerkeitszeiger gelistet sind. Zum einen wird dadurch Erfahrungswissen bestätigt – zum anderen aber ebenso die Notwendigkeit weitgreifender Naturschutzanstrengungen deutlich, um diesem Trend entgegenzuwirken. Vorhandene Naturschutzgebiete werden mit veränderten Klimabedingungen nicht mehr ihrer ursprünglichen Schutzfunktion gerecht werden können, weshalb potentielle Erweiterungen ebenso wie Neuausweisungen vorangetrieben werden sollten. Flächen außerhalb von Schutzgebieten, vor allem im landwirtschaftlich genutzten Grünland, die für den vernetzenden Arten- und Lebensraumschutz benötigt werden, sollten durch finanziell attraktive Vergütung von naturschutzkonformer Bewirtschaftung langfristig gesichert werden (Gemeinholzer & al. 2019). Nicht zuletzt wird artenreiches Grünland auch wegen seiner ästhetischen Bereicherung für das Landschaftsbild geschätzt, was neben dem intrinsischen Wert von Biodiversität auch auf eine touristische und damit ökonomische Relevanz artenreicher Vegetation hinweist (Lindemann-Matthies & al. 2010). Der Schutz diverser Phytozönosen bedeutet letztlich auch den Schutz assoziierter trophischer Ebenen (speziell der Arthropoden) und dient damit dem Erhalt wichtiger Ökosystemdienstleistungen (Haddad & al. 2009). Für kleinste, fragmentierte Restpopulationen, denen trotz Pflege mittelfristig das Aussterben droht (Krauss & al. 2010), sollten bisher unkonventionelle Maßnahmen wie „genetic rescue", also das Einbringen von Pflanzen (Allelen) aus benachbarten, vitalen Populationen als letztes Mittel ergriffen werden (Ralls & al. 2017). Vor allem aber gilt es, den schleichenden Rückgang mittelhäufiger Arten aufzuhalten, damit *Campanula patula* in der nächsten Fassung der Roten Liste Hessens nicht in die Gefährdungskategorie 3 hochgestuft werden muss.

Dank

Unser Dank gilt den Erarbeiterinnen und Erarbeitern der Roten Liste der Farn- und Samenpflanzen Hessens für ihren ehrenamtlichen Einsatz für die Erforschung und den Schutz der hessischen Pflanzenwelt. Außerdem danken wir Lars Opgenoorth (Marburg) und den Gutachtern, Thomas Gregor und Kai Uwe Nierbauer, für die wertvollen Kommentare zum Manuskript.

Datenverfügbarkeit

Alle Daten sind auf Anfrage beim Erstautor verfügbar.

5. Literatur

Barth U., D. Bönsel & P. Schmidt 2014: Von Venuskamm, Finkensame und Hasenohr. Vom Aussterben bedrohte Ackerarten in Hessen. – FENA Skripte **4**, 1–114, Gießen.

Bergmeier E. 1992: Therophyten-Magerrasen in Hessen. Floristische Bedeutung, Verbreitung, Gefährdung, Schutz. – Bot. Natursch. Hessen, Beih. **4**, 65–73, Frankfurt am Main.

Bobbnik R., M. Hornung & J. G. M. Roelofs 1999: The effects of air-borne nitrogen pollutants on species diversity in natural and semi-natural European vegetation. – J. Ecol. **86**(5), 717–738, London.

Bönsel D. & P. Schmidt 2019: Artenhilfskonzept für das Pyrenäen-Löffelkraut (*Cochlearia pyrenaica* A.P. de Candolle) in Hessen. – Gutachten im Auftrag des Hessischen Landesamts für Umwelt und Geologie (HLNUG), Wiesbaden. 18 Seiten.

Bönsel D., P. Schmidt, C. Hepting, M. Förster, U. M. Barth, S. Hodvina & T. Gregor 2018: Guter Heinrich, Pfingst-Nelke, Färber-Scharte & Co. Hessische Verantwortungsarten – Teil 1. – Naturschutzskripte **1**, 1–132, Wiesbaden.

Bönsel D., P. Schmidt, C. Hepting, M. Förster, L. Jeske, U. M. Barth, S. Hodvina & T. Gregor 2019: Leinblatt, Ehrenpreis, Knabenkraut & Co. Hessische Verantwortungsarten – Teil 2. – Naturschutzskripte **2**, 1–171, Wiesbaden.

Bönsel D., P. Schmidt, S. Hodvina, U. M. Barth, C. Hepting, A. Peters & L. Jeske 2021: Hohlzahn, Klappertopf, Ferkelkraut & Co. Hessische Verantwortungsarten – Teil 3. – Naturschutzskripte **4**, 1–320, Wiesbaden.

Bräutigam S., G. Gottschlich & K. Hänel 2007: *Hieracium mixtum* Froel. – ein für Deutschland neuer Neophyt. – Kochia **2**, 25–30, Berlin.

Brütting C., K. Wesche, S. Meyer & I. Hensen 2012: Genetic diversity of six arable plants in relation to their Red List status. – Biodiversity Conservation **21**, 745–761, Dordrecht.

Buttler K. P., R. May & D. Metzing 2018: Liste der Gefäßpflanzen Deutschlands. Florensynopse und Synonyme. – BfN-Skripten **519**, 1–286, Bonn-Bad Godesberg.

Diekmann M. 2004: Species indicator values as an important tool in applied plant ecology – a review. – Basic Applied Ecol. **4**(6), 493–506, Berlin.

Diekmann M., C. Andres, T. Becker, J. Bennie, V. Blüml, J. M. Bullock, H. Culmsee, M. Fanigliulo, A. Hahn, T. Heinken, C. Leuschner, S. Luka, J. Meißner, J. Müller, A. Newton, C. Peppler-Lisbach, G. Rosenthal, L. J. L. van den Berg, P. Vergeer & K. Wesche 2019: Patterns of long-term vegetation change vary between different types of semi-natural grasslands in Western and Central Europe. – J. Veg. Sci. **30**(2), 187–202, Hoboken.

Dierschke H. & G. Briemle 2002: Kulturgrasland. – Ulmer, Stuttgart. 239 Seiten.

Eichenberg D., D. E. Bowler, A. Bonn, H. Bruelheide, V. Grescho, D. Harter, U. Jandt, R. May, M. Winter & F. Jansen 2020: Widespread decline in Central European plant diversity across six decades. – Global Chang. Biol. **27**(5), 1097–1110, Hoboken.

Ellenberg H. & C. Leuschner 2010: Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht, 6. Aufl. – UTB, Ulmer, Stuttgart. 1357 Seiten.

Ellenberg H., H. E. Weber, R. Düll, V. Wirth, W. Werner & D. Paulißen 2001: Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. 3. Aufl. – Scripta Geobotan. **18(3. Aufl.)**, 1–258, Göttingen.

Garve E. 2004: Rote Liste und Florenliste der Farn- und Blütenpflanzen in Niedersachsen und Bremen. 5. Fassung, Stand 1.3.2004. – Informationsdienst Natursch. Niedersachsen **24 (1/2004)**, 1–76 + Anlagen 1–8, Hildesheim.

Gemeinholzer B., L. Demant, M. Dieterich, U. Eser, N. Farwig, C. Geske, H. Feldhaar, D. Lauterbach, M. Reis, W. Weisser & K. Werk 2019: Artenschwund trotz Naturschutz. – Biol. Unserer Zeit **49**(6), 444–455, Weinheim.

Goebel W. 1990: Die Rottwiese bei Darmstadt in ihrer floristischen Vielfalt früher und heute. – Bot. Natursch. Hessen **4**, 55–63, Frankfurt am Main.

Gregor T., D. Bönsel, I. Starke-Ottich & G. Zizka 2012: Drivers of floristic change in large cities – A case study of Frankfurt/Main (Germany). – Landscape Urban Planning. **104**(3), 230–237, electronic appendix, Amsterdam & al.

Gregor T., S. Dressler, K. U. Nierbauer & G. Zizka 2016: Loss of plant species diversity in a rural German region – assessment on basis of a historical herbarium. – Tuexenia, Mitt. Florist.-Soziolog. Arbeitsgem., Neue Serie **36**, 191–204, Göttingen.

Große-Brauckmann G. & B. Streitz 1990: Das Pyrolo-Pinetum an der nördlichen Bergstraße: Eine von der Vernichtung bedrohte, bemerkenswerte Waldgesellschaft. – Bot. Natursch. Hessen **4**, 64–76, Frankfurt am Main.

Haddad N. M., G. M. Crutsinger, K. Gross, J. Haarstad, J. M. H. Knops & D. Tilman 2009: Plant species loss decreases arthropod diversity and shifts trophic structure. – Ecol. Letters **12**(10), 1029–1039, Oxford.

Händler A 2018: Die aktuelle Verbreitung und Bestandssituation von Pflanzen der Roten Liste Hessens 2008, im Vergleich mit den Angaben von Dillenius (1719), Walther (1802) sowie Heyer & Rossmann (1860-1863) in Gießen und Umgebung. – Masterarbeit am Institut für Botanik, AG Spezielle Botanik an der Justus-Liebig-Universität, Gießen. 385 Seiten.

Hautier Y., P. A. Niklaus & A. Hector 2009: Competition for light causes plant biodiversity loss after eutrophication. – Science **324**(5927), 636–638, Washington, D.C.

Hedwall P.-O., J. Brunet & M. Diekmann 2018: With Ellenberg indicator values towards the north: Does the indicative power decrease with distance from Central Europe? – J. Biogeogr. **46**(5), 1041–1053, Hoboken.

Heinrichs S., W. Winterhoff & W. Schmidt 2014: 50 Jahre Konstanz und Dynamik im Seggen-Hangbuchenwald (Carici-Fagetum) – Ein Vergleich alter und neuer Vegetationsaufnahmen aus dem Göttinger Wald. – Tuexenia, Mitt. Florist.-Soziolog. Arbeitsgem. **34**, 9–38, Göttingen.

Hemm K., U. Barth, K. P. Buttler, A. Frede, R. Kubosch, T. Gregor, R. Hand, R. Cezanne, S. Hodvina, D. Mahn, S. Nawrath, S. Huck & M. Uebeler 2008: Rote Liste der Farn- und Samenpflanzen Hessens, 4. Fassung. – Hessisches Ministerium für Umwelt, ländlichen Raum und Verbraucherschutz, Wiesbaden. 187 Seiten.

Hodvina S., R. Cezanne, R. Schwab & W. Huth 2009: Das Dolden-Winterlieb (*Chimaphila umbellata*) in Hessen. – Bot. Natursch. Hessen **22**, 107–141, Frankfurt am Main.

Hodvina S. 2012: Letzte Nachweise der in Hessen ausgestorbenen oder verschollenen Pflanzenarten. Ergebnisse einer Literatur- und Herbarauswertung. – Bot. Natursch. Hessen Beih. **11**, 1–341, Frankfurt am Main.

Hollander M., D. A. Wolfe & E. Chicken 2014: Nonparametric statistical methods, 3. Aufl. – John Wiley & Sons, Hoboken, New Jersey. 819 Seiten.

Huwer A. & R. Wittig 2013: Evidence for increasing homogenization and de-ruralization of the Central European village flora. – Tuexenia, Mitt. Florist.-Soziolog. Arbeitsgem., Neue Serie **33**, 213–231, Göttingen.

Jäger E. J., F. Müller, C. M. Ritz, E. Welk & K. Wesche (Hrsg.) 2017: Rothmaler – Exkursionsflora von Deutschland, Gefäßpflanzen: Atlasband, 13. Aufl. – Springer Spektrum, Heidelberg. X + 814 Seiten.

Jansen F., A. Bonn, D. E. Bowler, H. Bruelheide & D. Eichenberg 2020: Moderately common plants show highest relative losses. – Conservation Letters **13**(1), 1–8, Washington, D.C.

Korneck D., M. Schnittler, F. Klingenstein, G. Ludwig, M. Takla, U. Bohn & R. May 1998: Warum verarmt unsere Flora? Auswertung der Roten Liste der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands. – Schriftenreihe Vegetationsk. **29**, 299–444, Bonn-Bad Godesberg.

Korsch H. & W. Westhus 2004: Auswertung der Floristischen Kartierung und der Roten Liste Thüringens für den Naturschutz. – Haussknechtia **10**, 3–67, Jena.

Krauss J., R. Bommarco, M. Guardiola, R. K. Heikkinen, A. Helm, M. Kuussaari, R. Lindborg, E. Ockinger, M. Pärtel, J. Pino, J. Pöyry, K. M. Raatikainen, A. Sang, C. Stefanescu, T. Teder, M. Zobel & I. Steffan-Dewenter 2010: Habitat fragmentation causes immediate and time-delayed biodiversity loss at different trophic levels. – Ecol. Letters **13**(5), 597–605, Oxford.

Kunzmann G., T. Harrach & H. Vollrath 1990: Überprüfung der Ellenberg'schen Feuchtezahlen an Hand bodenkundlicher Parameter auf Grünlandstandorten in Mittelhessen. – Verhandl. Ges. Ökol. **19**, 386–397, Osnabrück.

Leeper T. J. 2018: tabulizer: Bindings for Tabula PDF Table Extractor Library. R package Version 0.2.2. – https://CRAN.R-project.org/package=tabulizer.

Lindemann-Matthies P., X. Junge & D. Matthies 2010: The influence of plant diversity on people's perception and aesthetic appreciation of grassland vegetation. – Biolog. Conservation. **143**(1), 195–202, Washington, D.C.

Mordziol-Stelzer B., U. Barth & J. Thielen 2020: Die letzten ihrer Art in Hessen – das Pyrenäen-Löffelkraut (*Cochlearia pyrenaica*) im Forstamt Hofbieber. – Jahrb. Natursch. Hessen **19**, 70–72, Kassel.

Oberdorfer E. 2001: Pflanzensoziologische Exkursionsflora für Deutschland und angrenzende Gebiete. 8. Aufl. – Ulmer, Stuttgart. [1] & 1051 Seiten.

R Core Team 2019: R: A Language and Environment for Statistical Computing. Version 1.2.1335. – https://www.R-project.org.

Raehse S. 2001: Veränderungen der hessischen Grünlandvegetation seit Beginn der 50er Jahre am Beispiel ausgewählter Tal- und Bergregionen Nord- und Mittelhessens. – kassel university, Kassel. 222 Seiten, CD.

Ralls K., J. D. Ballou, M. R. Dudash, M. D. B. Eldridge, C. B. Fenster, R. C. Lacy, P. Sunnucks & R. Frankham 2017: Call for a paradigm shift in the genetic management of fragmented populations. – Conservation Letters **11**(2), 1–6, Washington, D.C.

Rott B. 2016: Alexander von Humboldt brachte Guano nach Europa – mit ungeahnten globalen Folgen. – HiN. Internationale Zeitschr. Humboldt-Studien **17(32)**, 82–109, Potsdam.

Schaffers A. P. & K. V. Sýkora 2000: Reliability of Ellenberg indicator values for moisture, nitrogen and soil reaction: a comparison with field measurements. – J. Veg. Sci. **11**(2), 225–244, Uppsala.

Schwenkmezger L. 2019: Auswirkungen des Klimawandels auf hessische Arten und Lebensräume – Liste potentieller Klimaverlierer. – Naturschutzskripte **3**, 1–54, Wiesbaden.

Starke-Ottich I., D. Bönsel, T. Gregor, A. Malten, C. Müller & G. Zizka 2015: Stadtnatur im Wandel – Artenvielfalt in Frankfurt am Main. – Kleine Senckenberg-Reihe **55**, 1–275, Frankfurt am Main.

Starke-Ottich I., T. Gregor, U. Barth, K. Böger, D. Bönsel, R. Cezanne, A. Frede, K. Hemm, S. Hodvina, R. Kubosch, D. Mahn & M. Uebeler, unter Mitarbeit von G. Gottschlich, W. Jansen & H. Blatt 2019: Rote Liste der Farn- und Samenpflanzen Hessens. 5. Fassung. – Hessisches Ministerium für Umwelt, Klimaschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (HMUKLV) & Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie (HLNUG), Wiesbaden. 271 Seiten.

STHDA 2016: Chi-Square Test of Independence in R. – http://www.sthda.com/english/wiki/chi-square-test-of-independence-in-r.

Thuiller W., S. Lavorel, M. B. Araújo, M. T. Sykes & I. C. Prentice 2005: Climate change threats to plant diversity in Europe. – PNAS **102**(23), 8245–8250, Washington, D.C.

Walker K. J., C. D. Preston & C. R. Boon 2009: Fifty years of change in an area of intensive agriculture: plant trait responses to habitat modification and conservation, Bedfordshire, England. – Biodiversity Conservation **18**(13), 3597–3613, Dordrecht.

Wesche K., B. Krause, H. Culmsee & C. Leuschner 2012: Fifty years of change in Central European grassland vegetation: Large losses in species richness and animal-pollinated plants. – Biolog. Conservation. **150**(1), 76–85, Washington, D.C.

Westhus W. & R. Haupt 1990: Zum Florenwandel in waldbestockten Naturschutzgebieten Thüringens. – Hercynia, Neue Folge **27**(3), 259–272, Leipzig.

Wörz A. & M. Thiv 2015: The temporal dynamics of a regional flora – The effects of global and local impacts. – Flora **217**, 99–108, Amsterdam.

Zehm A., J. Klotz, K. Horn, M. Wecker, W. von Brackel, T. Blachnik, J. von Brackel, A. Buchholz, W. Diewald, O. Elsner, M. Feulner, U. Kohler, A. Lausser, A. Radkowitsch, M. Ruff, M. Schön, A. Wagner, I. Wagner & A. Wimmelbücker 2020: Rückgang seltenster Pflanzenarten ist ungebremst – Freilanduntersuchungen zur Bestandsentwicklung vom Aussterben bedrohter Gefäßpflanzenarten Bayerns. – Ber. Bayer. Botan. Ges. **90**, 5–42, München.

Zimmermann F. 2016: Nutzungsgeschichte, aktueller Zustand und Zukunftsaussichten von artenreichen Feuchtwiesen in Brandenburg. – Natursch. Landschaftspfl. Brandenburg **25**, 40–61, Potsdam.

Zizka G., C. Müller, T. Gregor & M. Schmidt 2014: Stark bedrohte Pflanzenarten in Hessen – Arealanalyse und Klimawandel. – Abschlussbericht im Auftrag des Fachzentrum Klimawandel Hessen im Hessischen Landesamt für Umwelt und Geologie (HLNUG), Frankfurt am Main. 95 Seiten.

Anhang

Tab. 1: Zweiseitiger Wilcoxon-Rangsummentest auf Unterschiede bei den Zeigerwerten von gefährdeten und ungefährdeten Sippen der aktuellen Roten Liste und ihrer Regionen (Starke-Ottich & al. 2019) sowie der vorangegangenen Roten Liste (Hemm & al. 2008) für zwei unterschiedliche Gruppen. W bezeichnet die Testgröße, p die Signifikanzniveaus. N = Stickstoffzahl, F = Feuchtezahl, L = Lichtzahl, T = Temperaturzahl, R = Reaktionszahl und K = Kontinentalitätszahl. ΔM = Lage Median der Zeigerwerte gefährdeter Sippen („ja“) – Lage Median der Zeigerwerte ungefährdet Sippen („nein”). LD = Median der Differenz einer Stichprobe von Zeigerwerten gefährdeter Sippen („ja“) und Zeigerwerten ungefährdeter Sippen („nein”). Bei sehr kleinen Schätzwerten für LD (< 0,0001) ist nur das Vorzeichen angegeben, um die Richtung der LD anzuzeigen. – Two-sample Wilcoxon test on differences between Ellenberg indicator values of threatened and non-threatened species of the current Hessian Red List and its regions (Starke-Ottich &. al. 2019) and the previous Red List (Hemm & al. 2008) for two different groups. W denotes the test statistic, p the significance levels. N = nitrogen value, F = moisture value, L = light value, T = temperature value, R = reaction of soil value and K = continentality value. ΔM = location of indicator value median of threatened species – location of indicator value median of non-threatened species. LD = median of the difference of a sample from the indicator values of threatened species and a sample from the indicator values of non-threatened species. For very small values (< 0.0001) only the algebraic sign is given to indicate the direction of difference in location.

		Gruppe 1 (0, 1, 2, 3, V vs. *)				Gruppe 2 (0, 1, 2, 3 vs. V, *)			
RL-Region (Jahr)	Zeigerwert (n Sippen)	W	p	ΔM	LD	W	p	ΔM	LD
HE (2019)	N (1264)	98926	***	3–5	-2	103899	***	3–5	-2
	F (1293)	188065	*	5–5	-	187561	ns	5–5	-
	F 1–4 (511)	25563	***	3–4	-	26624	**	3–4	-
	F 6–9 (439)	31869	***	8–7	1	29415	***	8–7	1
	L (1347)	287778	***	7–7	1	261160	***	7–7	1
	T (1109)	191233	***	6– 6	+	178678	***	6–6	+
	R (1132)	163124	ns	7–7	+	157423	ns	7 – 7	+
	K (1230)	208629	***	4–4	+	193860	***	4 – 4	+
NW (2019)	N (1002)	63366	***	3–5	-2	60450	***	3 – 5	-2
	F (1021)	111131	**	5 – 5	-	104873	*	5–5	-
	F 1–4 (405)	16983	***	4 – 4	-	16270	***	3–4	-
	F 6–9 (334)	17395	***	8 – 7	1	16138	***	8–7	1
	L (1075)	178225	***	7–7	1	160136	***	7–7	1
	T (856)	104135	***	6–6	+	99038	***	6–6	+
	R (877)	91590	ns	7–7	-	89715	ns	7–7	+
	K (979)	126799	*	4–3	+	117417	*	4–3	+
NO (2019)	N (1089)	70143	***	3–5	-2	70179	***	3–5	-2
	F (1113)	134236	*	5–5	-	132051	ns	5–5	-
	F 1-4 (418)	18611	**	4–4	-	18095	*	4–4	-
	F 6-9 (376)	22973	***	8–7	1	21209	***	8–7	1
	L (1163)	207788	***	7–7	1	188604	***	7–7	1
	T (935)	125966	***	6–6	+	117872	***	6–6	+
	R (960)	109268	ns	7–7	-	101726	ns	7–7	-
	K (1052)	140714	*	4–4	+	131416	**	4–4	+

		Gruppe 1 (0, 1, 2, 3, V vs. *)				Gruppe 2 (0, 1, 2, 3 vs. V, *)			
RL-Region (Jahr)	Zeigerwert (n Sippen)	W	p	ΔM	LD	W	p	ΔM	LD
SW (2019)	N (1145)	81492	***	3–5	-2	83351	***	3v5	−2
	F (1171)	160951	ns	5–5	-	161666	ns	5–5	-
	F 1–4 (473)	22156	***	3–4	-	23055	***	3–4	-
	F 6–9 (405)	28172	***	8–7	1	27669	***	8–7	1
	L (1224)	236451	***	7–7	1	231497	***	7–7	1
	T (1000)	154810	***	6–6	+	152418	***	6–6	+
	R (1019)	136952	ns	7–7	+	136877	ns	7–7	+
	K (1110)	172246	***	4–3	+	169829	***	4–3	+
SO (2019)	N (950)	52540	***	3–5	-2	54753	***	3–5	−2
	F (979)	99667	**	4–5	-	95107	**	4–5	-
	F 1-4 (376)	13724	***	3–4	-	13204	***	3–4	-
	F 6-9 (330)	17227	***	8–7	1	16547	***	8–7	1
	L (1020)	161906	***	7–7	1	156373	***	7–7	1
	T (811)	97309	***	6–6	+	97897	***	6–6	+
	R (832)	89221	ns	7–7	+	90420	*	7–7	+
	K (919)	111578	**	4–3	+	111039	***	4–3	+
HE (2008)	N (1262)	105889	***	3–5	-2	105642	***	3–5	−2
	F (1291)	194551	ns	5–5	-	192271	ns	5–5	-
	F 1–4 (506)	25350	***	3–4	-	25825	***	3–4	-
	F 6–9 (441)	32237	***	8–7	1	30914	***	8–7	1
	L (1344)	296082	***	7–7	1	272198	***	8–7	1
	T (1110)	196985	***	6–6	+	188463	***	6–6	1
	R (1130)	171764	*	7–7	+	163536	*	7–7	+
	K (1228)	211430	***	4–3	+	202859	***	4–4	+

Tab. 2: Pearson-Chi-Quadrat-Testergebnisse für Zusammenhang zwischen Lebensform und Gefährdung von Sippen der aktuellen Roten Liste und ihrer Regionen (Starke-Ottich & al. 2019) sowie der vorangegangenen Roten Liste (Hemm & al. 2008). X^2 bezeichnet die Teststatistik, df die Anzahl der Freiheitsgrade und p die Signifikanzschranken. – Pearson's chi-squared test scores for dependencies between life forms and conservation status of the species of the current Hessian Red List and its regions (Starke-Ottich & al. 2019) and the previous Red List (Hemm & al. 2008). X^2 denotes the test statistic, df the degrees of freedom and p the significance levels.

	Gruppe 1 (0, 1, 2, 3, V vs. *)			Gruppe 2 (0, 1, 2, 3 vs. V, *)		
RL-Region (Jahr)	X^2	df	p	X^2	df	p
HE (2019)	39,92	6	***	46,31	6	***
NW (2019)	42,96	6	***	47,6	6	***
NO (2019)	43,75	6	***	47,74	6	***
SW (2019)	29,03	6	***	27,91	6	***
SO (2019)	42,11	6	***	41,4	6	***
HE (2008)	34,74	6	***	42,44	6	***

Tab. 3: Anzahl der Lebensformen gefährdeter und ungefährdeter Sippen der aktuellen Roten Liste und ihrer Regionen (Starke-Ottich & al. 2019) sowie der vorangegangenen Roten Liste (Hemm & al. 2008). Verglichen werden zwei unterschiedliche Gruppen. Die Beiträge gefährdeter („ja“) und ungefährdeter Sippen („nein“) zum Gesamt-Chi-Quadrat-Testscore (vergleiche Tab. 2) sind in Prozent angegeben. H = Hemikryptophyten, T = Therophyten, G = Geophyten, A = Hydrophyten, C = Chamaephyten, N = Nanophanerophyten und P = Phanerophyten. – Total number of life forms of threatened and non-threatened species of the current Hessian Red List and its regions (Starke-Ottich & al. 2019) and the previous Red List (Hemm & al. 2008). Two different groups are compared. Percentage contributions of life forms of threatened and non-threatened species to the total chi-squared test score (see Tab. 2) are provided. H = hemikryptophytes, T = therophytes, G = geophytes, A = hydrophytes, C = chamaephytes, N = nanophanerophytes und P = phanerophytes.

		Gruppe 1 (0, 1, 2, 3, V vs. *)				Gruppe 2 (0, 1, 2, 3 vs. V, *)			
RL-Region (Jahr)	Lebensform (n Sippen)	Anzahl gef. Sippen („ja”)	Anzahl ungef. Sippen („nein”)	Beitrag „ja” zu X^2 [%]	Beitrag „nein” zu X^2 [%]	Anzahl gef. Sippen („ja”)	Anzahl ungef. Sippen („nein”)	Beitrag „ja” zu X^2 [%]	Beitrag „nein” zu X^2 [%]
HE (2019)	P (28)	1	27	23,36	15,66	0	28	18,72	8,52
	N (41)	7	34	13,61	9,12	4	37	12,98	5,91
	C (36)	13	23	0,36	0,24	10	26	0,3	0,14
	A (63)	28	35	0,73	0,49	28	35	7,46	3,4
	G (115)	52	63	1,85	1,24	41	74	1,5	0,68
	T (230)	118	112	17,91	12,01	99	131	21,74	9,9
	H (526)	198	328	2,04	1,37	143	383	6,02	2,74
NW (2019)	P (22)	1	21	15,63	10,02	0	22	14,19	6,29
	N (40)	7	33	11,09	7,12	5	35	9,07	4,02
	C (33)	11	22	0,65	0,42	10	23	0	0
	A (34)	10	24	1,89	1,21	42	24	0,04	0,02
	G (93)	48	45	8,7	5,58	42	51	13,3	5,89
	T (194)	101	93	19,48	12,5	85	109	22,82	10,11
	H (408)	144	264	3,48	2,23	101	307	9,88	4,38
NO (2019)	P (20)	0	20	15,77	8,31	0	20	12,05	4,86
	N (38)	5	33	11,47	6,04	3	35	12,04	4,86
	C (33)	12	21	0,08	0,04	11	22	0,51	0,20
	A (51)	20	31	0,75	0,4	20	31	4,07	1,64
	G (99)	38	61	0,99	0,52	31	68	0,47	0,19
	T (203)	100	103	29,32	15,44	88	115	31,54	12,72
	H (443)	131	312	7,13	3,75	102	341	10,58	4,27
SW (2019	P (24)	2	22	24,85	20,48	1	23	28,01	19,04
	N (36)	11	25	5,87	4,84	10	26	5,14	3,49
	C (29)	10	19	2,53	2,09	10	19	0,92	0,63
	A (59)	29	30	0,71	0,58	28	31	2,55	1,73
	G (102)	56	46	7,35	6,06	50	52	6,6	4,49
	T (224)	119	105	10,78	8,88	108	116	11,89	8,08
	H (460)	195	265	2,73	2,25	171	289	4,43	3,01

		Gruppe 1 (0, 1, 2, 3, V vs. *)				Gruppe 2 (0, 1, 2, 3 vs. V, *)			
RL-Region (Jahr)	Lebensform (n Sippen)	Anzahl gef. Sippen („ja")	Anzahl ungef. Sippen („nein")	Beitrag „ja" zu X^2 [%]	Beitrag „nein" zu X^2 [%]	Anzahl gef. Sippen („ja")	Anzahl ungef. Sippen („nein")	Beitrag „ja" zu X^2 [%]	Beitrag „nein" zu X^2 [%]
SO (2019)	P (23)	1	22	16,19	9,85	1	22	14,38	7,41
	N (34)	4	30	14,5	8,83	4	30	11,95	6,16
	C (30)	11	19	0,03	0,02	9	21	0,34	0,18
	A (25)	14	11	5,18	3,15	14	11	8,58	4,42
	G (95)	41	54	1,69	1,03	35	60	0,54	0,28
	T (182)	93	89	20,10	12,23	87	95	24,58	12,67
	H (396)	133	263	4,49	2,73	117	279	5,61	2,89
HE (2008)	P (31)	6	25	11,79	8,98	3	28	13,17	6,99
	N (40)	7	33	17,66	13,46	6	34	10,53	5,59
	C (36)	15	21	0,06	0,05	11	25	0,42	0,22
	A (61)	32	29	3,44	2,62	31	30	10,79	5,73
	G (115)	56	59	2,26	1,73	44	71	1	0,53
	T (230)	124	106	17,38	13,25	107	123	21,91	11,63
	H (525)	209	316	4,15	3,16	158	367	7,5	3,98

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: Botanik und Naturschutz in Hessen

Jahr/Year: 2022

Band/Volume: 34

Autor(en)/Author(s): Martiné Eric, Schmalhaus Leonard

Artikel/Article: Die Sippen der Roten Liste Hessens und ihre Ellenberg-Zeigerwerte – ein integrativer Ansatz 41-60