UNIVERSITÄT GREIFSWALD
Wissen lockt. Seit 1456

Masterarbeit

Am Institut für Geographie und Geologie der Universität Greifswald

Prof. Dr. Martin Schnittler; Prof. Dr. Sebastian van der Linden

Sommersemester 2020

Critical Loads für Stickstoff von ausgewählten Pflanzenarten in Deutschland – Eine GIS-gestützte Analyse

Schanz, Nils

Matr.-Nr.: 156310

Master of Science (Nachhaltigkeitsgeographie)

24.September 2020

Zusammenfassung

Ein überhöhter Eintrag von Stickstoff ist neben dem Klimawandel und der Flächenzerstörung die größte Bedrohung für die Biodiversität in Deutschland. Aktuell sind etwa 75 % der Fläche sensibler Ökosysteme nährstoffüberlastet. Forschungen aus anderen europäischen Ländern, wie Belgien und Großbritannien, belegen, dass es einen starken Zusammenhang zwischen der erhöhten Stickstoffdeposition und dem Verlust stickstoffempfindlicher Arten gibt. Für Deutschland ist bisher keine bundesweite Forschung zu diesem Thema veröffentlicht. In dieser Abschlussarbeit werden für die Analyse der Daten die Hintergrundbelastung der Stickstoffdepositionen aus dem Projekt *PINETI 3* und die Fundorte der Farn- und Blütenpflanzen aus dem Projekt *FloraWeb* verwendet.

Es wird untersucht, ob bei stickstoffempfindlichen Pflanzenarten die Wahrscheinlichkeit des Erlöschens von Vorkommen mit der Höhe der Stickstoffdeposition positiv korreliert. Diese Hypothese kann bestätigt werden, zudem kann belegt werden, dass Taxa mit hohen Verlustwahrscheinlichkeiten eine positive Korrelation mit der Stickstoffzahl und der Reaktionszahl nach ELLENBERG haben. Des Weiteren kann belegt werden, dass diese Taxa ein sehr seltenes oder sehr häufiges Vorkommen haben, in der *Roten Liste* als gefährdet bewertet sind und einen negativen Bestandstrend haben. Als Zweites kann bestätigt werden, dass sich für die charakteristischen Pflanzenarten eines Lebensraums unterschiedliche Critical Loads ergeben. Basierend auf der logistischen Regression wurden Wendepunkte ermittelt, die ansatzweise als CL genutzt werden können. Beispielhaft wurden drei Lebensraumtypen ausgewertet. Die Verteilung der Wendepunkte innerhalb der Lebensraumtypen unterscheidet sich kaum von der Verteilung der Wendepunkte des gesamten Datensatzes. Dazu wurde untersucht, ob bei Pflanzenarten, die bei der Keimung obligat auf Mykorrhiza angewiesen sind, höhere Rückgangsraten zu erwarten sind, als bei Pflanzenarten, die nicht auf eine Mykorrhiza angewiesen sind. Die Analyse der Wendepunkte zeigt, dass die Pflanzenarten, die eine Verbindung mit Mykorrhiza-Pilzen eingehen, sehr stickstoffempfindlich sind. Dazu sind die Wendepunkte der untersuchten Pflanzenarten um ein Vielfaches geringer, als die der empirischen CL nach BOBBINK.

Diese Ergebnisse führen zu einer starken Kritik an der Methodik der empirischen CL. Stickstoffempfindliche Pflanzenarten werden bereits unterhalb der CL in ihrer Entwicklung gestört. Demnach ist zu empfehlen die CL anhand von Artengruppen oder Pflanzenarten neu zu definieren. Wenn die Stickstoffdepositionen in Zukunft auf diesem hohen Niveau bestehen bleiben, wird der Verlust von weiteren Pflanzenarten nicht zu verhindern sein.

Abstract

In addition to the climate change and land destruction, excessive nitrogen inputs are the greatest threat to biodiversity in Germany. Currently around 75% of the area of sensitive ecosystems is nutrient-overloaded. Research from other European countries, like Belgium and Great Britain, shows that there is a strong relation between the increased nitrogen deposition and the loss of nitrogen-sensitive species. No nationwide research on this topic has yet been published for Germany. In this thesis the background pollution of the nitrogen deposits from the *PINETI 3* project and the locations of the fern and flowering plants from the *FloraWeb* project are used for the analysis of the data.

It is investigated whether in nitrogen-sensitive plant species the probability of extinction correlates positively with the level of nitrogen deposition. This hypothesis can be confirmed, and it can also be proven that taxa with high loss probabilities have a positive correlation with the ELLENBERG nitrogen index and the ELLENBERG reaction index. Furthermore it can be proven that these taxa have a very rare or very frequent occurrence, are rated as endangered in the *Rote Liste* and have a negative population trend. Secondly, it can be confirmed that there are different critical loads for the characteristic plant species of a habitat. Based on the logistic regression, turning points were determined that can be used as a CL. Three habitat types were evaluated as examples. The distribution of the turning points within the habitat types hardly differs from the distribution of the turning points of the entire data set. At last, it was investigated whether higher rates of decline can be expected in plant species, that are obligatorily dependent on mycorrhiza for germination, than in plant species, that do not depend on mycorrhiza. The analysis of the turning points shows that the plant species that enter into a connection with mycorrhizal fungi are very sensitive to nitrogen. In addition, the turning points of the examined plant species are many times lower than those of the empirical CL according to BOBBINK.

These results lead to a strong criticism of the methodology of empirical CL. Nitrogen-sensitive plant species are already disturbed in their development below the CL values. Accordingly, it is recommended to redefine the CL based on species groups or plant species. If nitrogen deposits remain at this high level in the future, the loss of other plant species will not be preventable.

Inhaltsverzeichnis

1. Einleitung 1

2. Forschungsfrage 2

3. Grundlagen 4

3.1 Stickstoff 4

3.1.1 Stickstoffverfügbarkeit 4

3.1.2 Der Stickstoffkreislauf 5

3.1.3 Der anthropogene Einfluss auf den Stickstoffkreislauf 7

3.1.4 Folgen einer erhöhten Stickstoffdeposition 9

3.2 Critical Loads 11

3.3 Zeigerwerte nach ELLENBERG 17

4. Daten und Methodik 20

4.1 PINETI 3 20

4.2 FloraWeb 25

4.3 Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands 2018 27

4.4 Informationen der Pflanzenarten 29

5. Methodik 30

5.1 Aufbereitung von PINETI 3 31

5.2 Aufbereitung von FloraWeb 33

5.3 Verknüpfung von PINETI 3 und FloraWeb 36

5.4 Filtern der Daten 36

6. Pretest der Datengrundlage 37

7. Hypothese 1 38

7.1 Die Variablen der Korrelation 39

7.2 Bestimmung der Seltenheitsschwelle 41

7.3 Überprüfung der Korrelation 42

7.4 Analyse der Korrelation 46

7.5 Zusammenfassung der Hypothese 1 69
8. Hypothese 2 72
8.1 Ermittlung der Wendepunkte 72
8.2 Interpretation der Wendepunkte 74
8.3 Analyse der Wendepunkte 79
8.4 Zusammenfassung der Hypothese 2 80
9. Hypothese 3 81
9.1 Auswahl der Pflanzenfamilien 82
9.2 Definition der Rückgangswahrscheinlichkeit 82
9.3 Analyse der Rückgangswahrscheinlichkeit 83
9.4 Zusammenfassung der Hypothese 3 86
10. Diskussion 87
11. Fazit 94
Literaturverzeichnis 96
Anhang I: Karte der Stickstoffdeposition I
Anhang II: Herleitung des Wendepunktes II
Anhang III: Digitaler Anhang V

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Karte der Stickstoffdeposition Deutschlands 23

Abbildung 2: Boxplot der Korrelation 43

Abbildung 3: Die Stickstoffzahl nach den Korrelationsklassen 49

Abbildung 4: Die Reaktionszahl nach den Korrelationsklassen 51

Abbildung 5: Die Feuchtezahl nach den Korrelationsklassen 53

Abbildung 6: Die Salzzahl nach den Korrelationsklassen 54

Abbildung 7: Die Kontinentalitätszahl nach den Korrelationsklassen 56

Abbildung 8: Die Temperaturzahl nach den Korrelationsklassen 58

Abbildung 9: Die Lichtzahl nach den Korrelationsklassen 60

Abbildung 10: Die Rote Liste Tendenz nach den Korrelationsklassen 63

Abbildung 11: Der Bestandstrend kurz nach den Korrelationsklassen 65

Abbildung 12: Der Bestandstrend lang nach den Korrelationsklasse 67

Abbildung 13: Die Anzahl nach den Korrelationsklassen 69

Abbildung 14: Boxplot der Wendepunkte 75

Abbildung 15: Boxplot der Wendepunkte nach der Stickstoffzahl 77

Abbildung 16: Vergleich der Critical Load der LRT mit den Wendepunkten 78

Abbildung 17: Die Wendepunkte nach den Lebensraumtypen 80

Abbildung 18: Prozentualer Verlust der Fundpunkte nach den Pflanzenfamilien 84

Abbildung 19: Die Wendepunkte nach den Pflanzenfamilien 84

Abbildung 20: Die Korrelationskoeffizienten nach den Pflanzenfamilien 85

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1 Bestimmung der Variablen der Korrelation 40

Tabelle 2: Die Korrelationskoeffizienten nach den Häufigkeitsklassen 42

Tabelle 3: Die Korrelationskoeffizienten nach der Effektgröße 45

Tabelle 4: Die Klassen der Korrelationskoeffizienten 46

Tabelle 5: Die mittlere Korrelation nach der Stickstoffzahl 48

Tabelle 6: Die mittlere Korrelation nach der Reaktionszahl 50

Tabelle 7: Die mittlere Korrelation nach der Feuchtezahl 52

Tabelle 8: Die mittlere Korrelation nach der Salzzahl 54

Tabelle 9: Die mittlere Korrelation nach der Kontinentalitätszahl 56

Tabelle 10: Die mittlere Korrelation nach der Temperaturzahl 58

Tabelle 11: Die mittlere Korrelation nach der Lichtzahl 59

Tabelle 12: Die mittlere Korrelation nach der Rote Liste Kategorie 61

Tabelle 13: Die mittlere Korrelation nach der Rote Liste Tendenz 62

Tabelle 14: Die mittlere Korrelation nach dem Bestandstrend kurz 64

Tabelle 15: Die mittlere Korrelation nach dem Bestandstrend lang 66

Tabelle 16: Die Anzahl der Fundpunkte inklusive der mittleren Korrelation 68

1. Einleitung

Stickstoff ist neben Kohlenstoff der wichtigste Nährstoff für Pflanzen. Er fungiert dabei als Bestandteil pflanzlicher Proteine, Aminosäuren, Vitaminen und Enzymen (NORDIN et al. 2011: 115). Vor allem Pflanzen in oligotrophen und mesotrophen Habitaten sind durch die geringe Verfügbarkeit von Stickstoff im Wachstum beschränkt (BOBBINK / HETTELINGH 2011: 22). Die hier vorkommenden Arten sind an die geringe Stickstoffverfügbarkeit angepasst.

Der Mensch hat seit Mitte des 20. Jahrhunderts einen starken Einfluss auf den Stickstoffkreislauf genommen und so zu Ungunsten der heimischen Flora einen Nährstoffüberschuss bewirkt. Von 1900 bis 1990 stiegen die Ammoniakemissionen kontinuierlich an, mit der Folge von Versauerung und Eutrophierung der Böden (SCHLUTOW 2012a: 1f.). Im Jahr 1990 waren in Deutschland mehr als 50 % der natürlichen oder naturnahen Ökosysteme übersäuert und 99 % mit Nährstoffen überversorgt. Aktuell sind noch etwa 75 % der Flächen sensibler Ökosysteme nährstoffüberlastet (BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT 2013: 1). Dazu sind 26 % der deutschen Grundwasservorkommen mit zu hohen Nitratgehalten belastet und 48 % der natürlichen oder naturnahen Ökosysteme von Eutrophierung betroffen (SALOMON et al. 2016: 158). Hauptursache für diese Entwicklung sind anthropogen geschaffene Stickstoffquellen, wie die industrielle Stickstofffixierung, die intensive Kultivierung von Leguminosen und die Verbrennung von fossilen Brennstoffen (BEGON et al. 2017: 460). Mehr als 90 % des anthropogen fixierten Stickstoffs wird in die Atmosphäre und in terrestrischen Ökosysteme emittiert (LAMMEL / FLESSA 1998: 299). Das Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit nennt, neben dem Klimawandel, der Flächenzerstörung und -übernutzung, Stickstoff als eine der größten Bedrohungen für die Biodiversität der aktuellen Zeit (BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND NUKLEARE SICHERHEIT 2015).

Als Maß zur Bestimmung der Beeinträchtigung von Flora und Fauna wurde das Konzept der ökologischen Belastungsgrenzen (Critical Load) entwickelt. Die ökologische Belastungsgrenze definiert eine quantitative Menge an Schadstoffen, die aus einer oder mehreren Quellen stammen. Unterhalb dieser Grenze werden keine negativen Auswirkungen in jeglicher Form auf den untersuchten Lebensraum erwartet (HICKS et al. 2011: 116). In Deutschland wurden 2015 auf 68 % der Flächen die ökologischen Belastungsgrenzen überschritten (UMWELTBUNDESAMT 2018b). Die ökologischen Belastungsgrenzen werden, trotz der starken Überschreitung, größtenteils als deutlich zu hoch eingeschätzt (PAYNE et al. 2013: 985). Es ist

bestätigt, dass besonders stickstoffempfindliche Pflanzenarten unterhalb der definierten Grenzwerte geschädigt werden (KORNECK et al. 1998: 326). Das Ministerium für Umwelt, Klima und Energiewirtschaft Baden-Württemberg hat dazu eine Arbeit veröffentlicht, in der empfohlen wird die Critical Loads eher Pflanzenarten oder Artengruppen, als einer Pflanzengesellschaft, in Form von Lebensraumtypen, zuzuordnen (MINISTERIUM FÜR UMWELT, KLIMA UND ENERGIEWIRTSCHAFT BADEN-WÜRTTEMBERG 2019: 12).

Im Rahmen dieser Masterarbeit wird eine erste Analyse des Zusammenhangs zwischen dem Verlust von stickstoffempfindlichen Pflanzenarten und einer erhöhten Stickstoffdeposition für ganz Deutschland durchgeführt. Bisher gibt es für Deutschland hierzu keine vergleichbaren Forschungen. Die Masterarbeit gliedert sich neben den klassischen Bestandteilen einer Masterarbeit, in drei Hypothesen, die aufeinander aufbauend analysiert werden.

2. Forschungsfrage

Es ist bekannt, dass stickstoffempfindliche Pflanzenarten besonders starke Rückgänge erlitten haben, seitdem in Mitteleuropa die ökologischen Belastungsgrenzen der Ökosysteme für Stickstoff überschritten werden. In einigen europäischen Ländern sind Untersuchungen zu dieser Thematik bereits vorhanden. Am interessantesten sind dabei die Arbeiten von MCCLEAN et al. und VAN LANDUYT et al, die die Auswirkungen für das lokale Artensterben von Pflanzen in Großbritannien und Flandern untersucht haben.

In der Arbeit von MCCLEAN et al. wurde Großbritannien in ein 10 km x 10 km Raster unterteilt. Anhand dieses Rasters wurde der Pflanzenbestand von 1987 bis 1999 gegenüber dem Verlust von Pflanzen bis 1987 verglichen. MCCLEAN et al. beweisen, dass die Stickstoffzahl und die Reaktionszahl positiv mit einer erhöhten Stickstoffdeposition korrelieren. Eine erhöhte Stickstoffdeposition führt zu einer Versauerung des Bodens. Auf diese Weise werden Arten verdrängt, die an diese Standortbedingungen nicht angepasst sind. Weiter bewiesen sie, dass Arten mit niedrigen Stickstoffzahlen häufiger verschwinden als Arten mit hohen Stickstoffzahlen (MCCLEAN et al. 2011: 2885).

Die Arbeit von VAN LANDUYT et al. hat als Untersuchungsgebiet die im Norden Belgiens befindliche Region Flandern festgelegt. Anhand dieser Region wird in einem 16 km x 16 km Raster der Pflanzenbestand von 1972 bis 2004 gegenüber dem Pflanzenbestand von 1939 bis

1971 verglichen. Als wichtigste Parameter werden dabei die mittlere Stickstoffzahl und die mittlere Reaktionszahl der beiden Zeiträume verglichen. Es wurde festgestellt, dass in den meisten Rastern eine Erhöhung der mittleren Stickstoffzahl und Reaktionszahl zu erkennen ist. Besonders Taxa an nährstoffarmen Standorten mit saurem Sandboden gehen verloren (VAN LANDUYT et al. 2008: 3048).

Als Schlussfolgerung dieser beiden Arbeiten ist zu interpretieren, dass die erhöhte Stickstoffdeposition ein starker Antreiber des lokalen Artensterbens von Pflanzen ist. Für die Gesamtfläche Deutschlands ist solch eine Auswertung bisher nicht veröffentlicht. Im Rahmen dieser Masterarbeit wird eine erste Analyse des Zusammenhangs, von Verlust der stickstoffempfindlichen Pflanzenarten und einer erhöhten Stickstoffdeposition für ganz Deutschland im Kontext der Critical Loads, durchgeführt. Dabei soll die Arbeit durch themenbezogene Grundlagenforschung den Weg für weiterführende detaillierte Forschungsprojekte bereiten. Das Forschungskonzept der Arbeit wird in drei Hypothesen aufgeteilt.

1. Bei stickstoffempfindlichen Pflanzenarten ist die Wahrscheinlichkeit des Erlöschens von Vorkommen mit der Höhe der Stickstoffdeposition positiv korreliert.

2. Für die charakteristischen Pflanzenarten eines Lebensraums ergeben sich unterschiedliche Critical Loads.

3. Bei einem direkten Vergleich sind bei Pflanzenarten, die bei der Keimung obligat auf Mykorrhiza angewiesen sind, höhere Rückgangsraten zu erwarten, als bei Pflanzenarten, die nicht auf eine Mykorrhiza angewiesen sind.

Für die Untersuchung der Hypothesen liegen flächendeckende Datensätze zu den Fundortdaten stickstoffempfindlicher Arten in Deutschland vor. Dazu sind gesicherte Daten der Stickstoffdeposition vorhanden. Mit diesen Datensätzen können die Verluste und Vorkommen der stickstoffempfindlichen Pflanzenarten nach Zeiträumen statistisch ausgewertet werden.

3. Grundlagen

Diese Masterarbeit basiert auf einer Verschneidung der Fachbereiche Geographie und Biologie. Im Folgenden werden die grundlegenden Fachbegriffe der beiden Fachrichtungen erläutert.

3.1 Stickstoff

Stickstoff ist einer der Grundstoff für Leben auf der Erde. Ohne dieses Element können die existierenden Lebensformen in ihrer jetzigen Form nicht bestehen. Stickstoff ist maßgeblich für die Produktivität und Diversität von Lebensgemeinschaften (BEGON et al. 2017: 460). Der Mensch gibt durch die Landwirtschaft, das Verkehrswesen und die Energiewirtschaft mehr technisch synthetisierten Stickstoff frei, als durch natürliche Prozesse fixiert wird (ELLING et al. 2007: 334f.). Ökosysteme, die an einige niedrige Nährstoffverfügbarkeit angepasst sind, reagieren auf diese erhöhte Verfügbarkeit von Stickstoff mit Veränderungen, zu Lasten der Artenvielfalt und Funktionalität der Ökosysteme. Der erhöhte Stickstoffeintrag ist eine der größten Gefahren für die Biodiversität (DISE et al. 2011: 486).

3.1.1 Stickstoffverfügbarkeit

Stickstoff ist ein chemisches Element mit der Ordnungszahl 7. In elementarer Form tritt es ausschließlich als zweiatomiges Molekül Distickstoff (N_2) auf. Stickstoff ist ein farbloses Gas und bildet mit 78 Vol.-% den Hauptbestandteil der Luft (MÖLLER 2011: 13). Stickstoff ist neben Kohlenstoff der wichtigste Nährstoff für Pflanzen, Menschen und Tiere (NORDIN et al. 2011: 115). Das Element ist ein wichtiger Baustein von Aminosäure, Nukleinsäure, Enzymen, Proteinen und der Desoxyribonukleinsäure (DNS) (HEß 2008: 16). Die Verfügbarkeit von Proteinen und DNS ist die Grundlage für die Bildung von Zellen aller Lebewesen (HOPP 2018: 111).

Auf der Erde sind insgesamt $5*10^{21}$ g (5 Billiarden Tonnen) Stickstoff vorhanden. Ein Großteil davon befindet sich in der Atmosphäre (79,5 %) und Lithosphäre (20,1 %) (AMELUNG et al. 2018: 518). Weitere wichtige Stickstoffspeicher sind Ozeane und organische Massen (LAMMEL / FLESSA 1998: 296). Pflanzen können, den in der Luft und in organischer Masse gebundenen, Stickstoff nur eingeschränkt nutzen (SUCCOW / JOOSTEN 2001: 20). Dies führt dazu, dass Stickstoff häufig der limitierende Faktor für die Primärproduktivität von Pflanzen ist, sowohl in terrestrischen als auch in aquatischen Ökosystemen (BEGON et al. 2017: 460). Im Gegensatz

zu reichlich verfügbaren Wachstumsfaktoren, wie Wasserstoff, Sauerstoff und Kohlenstoff (SCHAFFERS / SÝKORA 2000: 238). Das limitierte Wachstum von Pflanzen wird durch das Minimumgesetz beschrieben, welches 1828 von Justus LIEBIG publizierte wurde. Dessen Gesetzmäßigkeit besagt, dass das Wachstum von Pflanzen durch die im Verhältnis knappste Ressource eingeschränkt wird (BEGON et al. 2017: 400). Vor allem Pflanzen in oligotrophen und mesotrophen Habitaten, also Lebensräume, die nährstoffarm sind bzw. ein mittleres Nährstoffangebot aufweisen, sind durch die geringere Verfügbarkeit von Stickstoff im Wachstum beschränkt. Gleichzeitig haben sich Pflanzenarten an die geringe Stickstoffverfügbarkeit angepasst (BOBBINK / HETTELINGH 2011: 22).

3.1.2 Der Stickstoffkreislauf

Stickstoffdeposition bezeichnet den Eintrag von reaktiven Stickstoffverbindungen aus der Atmosphäre in terrestrischen und aquatischen Ökosysteme. Depositionen werden in trockene, nasse und feuchte Deposition unterschieden. Die trockene Deposition bezeichnet die Ablagerung von Stoffen, die in Staub oder Aerosolen gebunden sind. Die nasse Deposition ist die Ablagerung durch Regen, Schnee oder Hagel. Die feuchte oder okkulte Deposition beschreibt die Abscheidung von gelösten und ungelösten Verbindungen von Wolken- und Nebeltröpfchen. Im Zusammenhang mit Stickstoffdepositionen wird meist, falls nicht anderweitig definiert, von der Summe der drei Depositionsmöglichkeiten gesprochen (NIEDER / BENBI 2008: 236).

Die Stickstoffverbindungen werden durch biogeochemische Prozesse stetig verändert, diese bilden zusammen den Stickstoffkreislauf (NIEDER / BENBI 2008: 49). Chemisch gesehen besteht der Stickstoffkreislauf aus „der wechselseitigen Umwandlung von Ammoniumstickstoff in Verbindungsstoff in Nitratstickstoff unter Oxidationsstufenwechsel“ (HOLLEMAN et al. 2007: 654). Die wichtigsten Prozesse sind die Stickstofffixierung, Nitrifikation, Assimilation und Denitrifikation (BOBBINK et al. 2010b: 31). Die Stickstofffixierung beschreibt die Umwandlung von Distickstoff, das frei in der Atmosphäre vorhanden ist, in reaktive Stickstoffverbindungen (N_r) (BEGON et al. 2017: 461). Pflanzen können fast ausschließlich fixierte Stickstoffverbindungen aufnehmen. Sie sind auf anderer Lebewesen angewiesen, die die Fähigkeiten haben den Distickstoff zu fixieren. Auf Grund der starken Dreifachbindung zwischen den zwei Stickstoff Atomen, ist eine Zersetzung des elementaren Stickstoffs sehr energieintensiv. Distickstoff befindet sich in einem reaktionsträgen Zustand, der einen

entsprechend hohen Energiebetrag benötigt um sich zu lösen (HOPP 2018: 104). Nur eine begrenzte Anzahl an Bakterien besitzt die Eigenschaft Distickstoff in reaktiven Stickstoff aufzubrechen und damit für Pflanzen verfügbar zu machen (GALLOWAY et al. 2004: 154). Drei Bakteriengruppen sind hauptverantwortlich für die Umwandlung von Stickstoff, *Cyanobakterien*, *Rhizobien* und Bakterien der Gattung *Frankia* (SUCCOW / JOOSTEN 2001: 20). Distickstoff wird dabei zu Ammonium (NH_4) reduziert, die meisten Pflanzenarten können dieses Molekül verwerten. Die Fähigkeiten der stickstofffixierenden Mikroorganismen ist ein wichtiger Faktor für das Pflanzenwachstum, da so „schätzungsweise ca. 200 Mio. t Luftstickstoff jährlich im Boden gebunden werden und den Pflanzen auf diese Weise zugänglich gemacht“ (HOPP 2018: 125) wird. Die Pflanzen der Leguminosen sind die größte Artengruppe, die aus elementarem Stickstoff direkt Eiweiße bilden können. Die Wurzeln der Leguminosen gehen dafür eine Symbiose mit Rhizobien ein. Vertreter der Leguminosen sind unter anderem Reis, Soja oder Klee. Damit sind Leguminosen gut geeignete Pionierpflanzen für stickstoffarme Böden, da sie mit einer geringen Stickstoffkonzentration im Boden auskommen und für andere Pflanzen verfügbaren Stickstoff in den Boden einbringen *(LAMMEL / FLESSA 1998: 296).* Dazu leisten sie durch ein schnelles Wachstum und einen hohen Nährstoffgehalt einen wichtigen Beitrag zur Ernährung der wachsenden Weltbevölkerung (NIEDER / BENBI 2008: 246).

Das aus der Stickstofffixierung resultierende Ammonium wird, durch die Reaktion mit saurem Bodenwasser, zu Ammoniak (NH_3). Unter aeroben Bedingungen oxidieren Ammoniak und Ammonium zu Nitrit (NO_2) und danach zu Nitrat (NO_3). Dieser Prozess wird als Nitrifikation bezeichnet. Assimilation ist die Aufnahme von bodengebundenen organischen Verbindungen durch die Pflanzenwurzeln. Dabei wird Ammonium und Nitrat zu theoretisch gleichen Teilen aufgenommen, bedingt durch ein Überangebot an Nitrat wird diese Verbindung verstärkt von Pflanzen aufgenommen (FINCK 1991: 87). Der assimilierte Stickstoff ist ein zentraler Bestandteil des Aufbaus von Pflanzenzellen (BEGON et al. 2017: 424). Nach dem Absterben der Pflanze wird der darin enthaltene Stickstoff durch mineralisierende Bakterien und Pilze freigesetzt. Dieser freigesetzte Stickstoff wird in Form von Ammonium dem Boden zugeführt und damit wieder für Pflanzen verfügbar gemacht. Ein Teil des im Boden verfügbaren Nitrates wird unter anaeroben Bedingungen von Mikroorganismen und Bakterien denitrifiziert, zu Distickstoff reduziert. Der entstandene elementare Stickstoff wird Größtenteils der Atmosphäre zugeführt (HOLLEMAN et al. 2007: 655). Als Nebenprodukt der Denitrifikation kann zusätzlich Distickstoffmonoxid (N_2O) entstehen, dieses Gas hat ein sehr hohes Treibhauspotential

(SUCCOW / JOOSTEN 2001: 22). Der andere Teil, der nicht aufgenommenen Nitrate, kann durch Versickerung oder Auswaschung in Oberflächengewässer und in das Grundwasser transportiert werden (HOLLEMAN et al. 2007: 655).

3.1.3 Der anthropogene Einfluss auf den Stickstoffkreislauf

Der Mensch hat, seit dem Beginn des 20. Jahrhundert, einen starken Einfluss auf den Stickstoffkreislauf genommen (SALOMON et al. 2016: 158). Von 1900 bis 1990 stiegen die Ammoniakemissionen kontinuierlich an und befinden sich seitdem auf einem gleichbleibend hohen Niveau (SCHLUTOW 2012b: 3). In terrestrischen Ökosystemen hat sich durch den Menschen die Menge des insgesamt verfügbaren Stickstoffs verdoppelt (NIEDER / BENBI 2008: 236). Hauptursachen dafür sind anthropogen geschaffene Stickstoffquellen, wie industrielle Stickstofffixierung, intensive Kultivierung von Leguminosen und die Verbrennung von fossilen Brennstoffen (BEGON et al. 2017: 460). Mehr als 90 % des anthropogen fixierten Stickstoffs wird in die Atmosphäre und in terrestrischen Ökosysteme emittiert (LAMMEL / FLESSA 1998: 299). Branchen mit einer erhöhten Stickstoffdeposition sind vor allem die Energiewirtschaft, der Verkehr und die Landwirtschaft (ELLING et al. 2007: 94).

Etwa 15 % der Gesamtemission des reaktiven Stickstoffs werden durch die Energiewirtschaft emittiert (BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT 2017: 16). Bis Anfang der 2000er Jahre ist ein deutlicher Rückgang der Emissionen zu erkennen, diese Entwicklung stagniert bis heute. Aktuell erhöhen sich die Stickstoffemissionen in der deutschen Energiewirtschaft wieder. Begründet wird diese Entwicklung mit der vermehrten Nutzung von Biogasanalgen zur Energieerzeugung. Als Stickstoffverbindungen werden primär Stickstoffoxide in die Atmosphäre freigesetzt (UMWELTBUNDESAMT 2014: 24). Diese Verbindungen verursachen etwa 2 % der Gesamtemissionen der Energiewirtschaft. Über 70 % der Emissionen sind in Form von Kohlenstoffdioxid vorhanden, diese Verbindung wird dementsprechend in der Diskussion um die Reduzierung der Emissionen primär behandelt (UMWELTBUNDESAMT / DROSIHN 2020: 19).

Bei der Verbrennung von fossilen Brennstoffen, wie beim Betrieb von Kraftfahrzeugen, werden erhebliche Mengen an Stickstoffoxid und Distickstoff in die Atmosphäre emittiert (GALLOWAY et al. 2004: 155). Maßgeblich für den Ausstoß von Stickstoff, durch den Verkehr und die Industrie. ist die Erfindung der Dampfmaschine durch James Watt im Jahr 1789, die auf der Kohleverbrennung basiert (HOPP 2018: 106). Der Ausstoß von Stickstoffdioxid ist in den darauf

folgenden Jahrzehnten exponentiell angestiegen. Seit 1990 sind die Emissionen von reaktivem Stickstoff durch den Verkehr in Deutschland stetig zurückgegangen. Insbesondere die Einführung von strengeren Abgasnormen hat dazu beigetragen. Insgesamt konnte eine Reduzierung der Emissionen um 50 % erreicht werden, obwohl sich das Verkehrsvolumen erhöht hat (UMWELTBUNDESAMT 2014: 23).

Die mit Abstand größte Emission von Stickstoff und Distickstoff wird durch die Landwirtschaft verursacht. Mehr als 70 % der Stickstoffemissionen werden hier ausgestoßen (DISE / STEVENS 2005: 721). Im Jahr 2015 wurden die Emissionshöchstmengen von 550 Kilotonnen pro Jahr von der Landwirtschaft um 27 % überschritten (BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT 2017: 14). Die hohen Stickstoffemissionen der Landwirtschaft entstehen durch zwei Hauptquellen. Diese sind die intensive Tierhaltung und die Verwendung von tierischem und synthetischem Dünger. Bei der Tierhaltung wird „vor Allem Ammoniak (NH_3), das in Form von Ammonium (NH_4^+) als Aerosol über kurze Distanzen transportiert wird“ (NORDIN et al. 2011: 118), freigesetzt. Die mittlere Verweildauer von Ammoniak und Ammonium in der Luft ist relativ kurz und führt somit zu einer erhöhten Belastung im direkten Umfeld des Emitters. Ammoniak entsteht bei der Zersetzung von tierischen Ausscheidungen. Gülle wird von Bakterien zu Ammoniak zersetzt. Dabei werden die darin gebundenen Stickstoffe vor allem in Ammoniak umgewandelt (ELLING et al. 2007: 72f.). In Deutschland hat die Landwirtschaft einen Anteil von 94 % am gesamten emittierten Ammoniak (BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT 2013: 2). Von 1870 bis 1980 hat sich die Freisetzung von Ammoniak durch die Tierhaltung in Europa verdoppelt bis verdreifacht (ELLING et al. 2007: 41). Ein Grund dafür ist der steigende Bedarf an Lebensmitteln und insbesondere an Fleisch. Von 1967 bis 1997 ist der globale Fleischbedarf pro Person von 11 kg auf 24 kg pro Jahr angestiegen (NIEDER / BENBI 2008: 169). Gleichzeitig hat sich die Zahl der Nutztiere pro Bauernhof erhöht und es fand eine zunehmende Spezialisierung statt. Die Stickstoffbelastung in lokalen Clustern erhöht sich dadurch stark (HÜTTL / MAYER 1999: 31).

Neben dem natürlichen Dünger aus tierischem Kot wird synthetischer Dünger auf landwirtschaftlich genutzten Ackerflächen ausgebracht. Maßgeblich dafür ist die Erfindung des Haber-Bosch-Verfahrens und damit die Möglichkeit Dünger auf Stickstoffbasis synthetisch herzustellen. Die Chemiker Fritz HABER und Carl BOSCH entwickelten eine Methode um aus reaktivem Stickstoff und Wasserstoff in Form von Luft und Wasser Ammoniak zu erzeugen (HOLLEMAN et al. 2007: 662). Unter anderem hat die Bildung von synthetischem Dünger einen starken Anstieg der Nahrungsmittelproduktion im letzten Jahrhundert ermöglicht. Seit den

1970er Jahren ist synthetischer Dünger die wichtigste Stickstoffquelle der Landwirtschaft (BEGON et al. 2017: 462). So ebnete der Kunstdünger den Weg für die *grüne Revolution*. Damit wird der Anstieg der globalen Lebensmittelproduktion beschrieben, der weltweiten den Hunger und die Unterernährung deutlich reduziert hat (BEGON et al. 2017: 462). Heute wird synthetischer Stickstoffdünger für die Ernährung von etwa 50 % der Weltbevölkerung genutzt (LAMMEL / FLESSA 1998: 302). Die Nutzung des Kunstdüngers hat ökonomische und ökologische Auswirkungen. Der synthetische Dünger ist preisgünstiger und effektiver als das Ausbringen von tierischem Dung. Demnach ist es für Landwirte ökonomisch effizienter Futtermitteln zu zukaufen, anstatt den Dung auf den eigenen Ackerflächen auszubringen um die Futtermittel selbst herzustellen (BEGON et al. 2017: 535). Damit ist heute nicht mehr die ausreichende Verfügbarkeit von Nährstoffen eine Herausforderung für die Landwirtschaft, sondern der Nährstoffüberschuss auf landwirtschaftlich genutzten Flächen (HOPP 2018: 139).

3.1.4 Folgen einer erhöhten Stickstoffdeposition

Die Übersättigung eines Ökosystems entsteht, wenn die Gesamtzufuhr höher als dessen Verbrauch ist (NAGEL / GREGOR 1999: 81f.). Die Intensität der Auswirkungen hängt von verschiedenen Faktoren ab. Diese sind die Dauer und Höhe der Depositionen, die chemische Form des abgelagerten Stickstoffs, die Sensibilität des Ökosystems mit deren Pflanzen und Tieren, den abiotischen Umweltfaktoren, wie Klima und Temperatur, die Art der Landnutzung und die biogeochemischen Eigenschaften des Bodens (BOBBINK et al. 2015: 87). In Abhängigkeit von diesen Faktoren können sowohl düngende als auch toxische Wirkungen erkannt werden (NAGEL / GREGOR 1999: 47). Wenn es zu einem starken Wachstumsschub kommt, haben die Pflanzenzellen nicht ausreichend Zeit, die benötigte Wandstärke auszubilden. Diese Schwächung der Physiologie macht betroffene Pflanzen anfälliger für weitere Stressfaktoren (FINCK 1991: 88).

Die Übersättigung eines Ökosystems mit Stickstoff wirkt sich zusätzlich negativ auf die chemischen Prozesse im Boden aus. Ungenutzter Stickstoff sammelt sich im Boden und versickert als Nitrat in das oberflächennahe Grundwasser. Aus diesem Grund ist die Belastung des Grundwassers mit Nitrat, in der direkten Umgebung der landwirtschaftlich genutzten Flächen, eine der größten Herausforderung für die Landwirtschaft (NIEDER / BENBI 2008: 55). Das in großen Mengen potentiell giftige Nitrat sammelt sich im Trinkwasser und Gewässern. Die Nitratverbindungen im Boden sind als Anionen vorhanden und werden durch basische Kationen, wie Magnesium, Kalium und Natrium, gepuffert. Mit dem Sickerwasser werden die

Anionen und Kationen ausgewaschen. Damit wird sowohl die Pufferkapazität, als auch die Nährstoffverfügbarkeit in den oberen Bodenschichten verringert. Durch anhaltende Nitrateinträge sinkt der pH-Wert und der Boden versauert (WELLBROCK et al. 2016: 75). Bedingt durch die Versauerung kommt es zur Freisetzung von Aluminiumionen und Schwermetallen in die Bodenlösung. Aluminium führt bei Pflanzen zu einer verschlechterten Nährstoffaufnahme und wirkt toxisch auf bodenlebende Bakterien und Pilze (MEESENBURG et al. 2017: 18). Durch die Veränderung des pH-Wertes des Bodens finden viele Pflanzenarten keine optimalen Standortbedingungen mehr vor. Pflanzenarten, die nicht ihren bevorzugten Standorteigenschaften vorfinden, werden in ihrer Entwicklung geschwächt, sind damit anfälliger gegenüber Stressfaktoren und haben damit eine höhere Verlustwahrscheinlichkeit.

Die Verdrängung von zunächst einzelnen Arten kann zu einem Verlust von weiteren Arten führen, die in direkter Abhängigkeit zur ausgestorbenen Art stehen. Dieser Effekt wird als Aussterbekaskaden bezeichnet (GALLOWAY et al. 2008: 890). In ökologischen Gemeinschaften sind Arten durch Interaktionen untereinander vernetz und voneinander abhängig. Pflanzen sind zum Beispiel von tierischen Bestäubern oder Saatverteilern abhängig. Werden diese Aufgaben nicht mehr erfüllt, kann der Verlust der Pflanzenart folgen. Dabei sind besonders spezialisierte Arten gefährdet, die auf Symbiosen angewiesen sind (BOBBINK et al. 2002: 25). Bei einer bestimmten Art der Symbiose zwischen den Pflanzenwurzeln und Pilzen wird diese als Mykorrhiza bezeichnet. Mykorrhiza ist allgemein als eine Schlüsselsymbiose bekannt, die wichtig für die Primärproduktion, den Stoffkreislauf und die Biodiversität ist (CEULEMANS et al. 2019: 1798). Der Pilz geht eine Verbindung mit den Feinwurzeln der Wirtspflanze ein. Häufig ist Mykorrhiza bei Bäumen zu finden, als wichtiger Bestandteil der Nährstoffaufnahme von Stickstoff und Phosphor der Pflanze. Gleichzeitig hilft die Symbiose der Wirtspflanze sich gegen Stressfaktoren zu stärken (BOBBINK et al. 2002: 23). Im Gegenzug wird der Pilz mit Photosyntheseprodukten, in Form von Kohlenhydraten, versorgt. Die Symbiose ist abhängig von verschiedenen Umweltfaktoren wie der Nährstoffgehalt des Bodens, der Temperatur und der Bodenfeuchte. Besonders wichtig für die Verbreitung der Mykorrhiza ist ein nähstoffarmer Boden, der nicht Pestizidbehandelt und nicht gedüngt ist (GLANTE 1990: 399). Mykorrhiza wird von erhöhten Stickstoffdepositionen stark negativ beeinflusst. Mehrere Forschungsprojekte haben festgestellt, dass bei erhöhten Stickstoffdepositionen weniger Pflanzen Mykorrhiza enthalten. Eine Mykorrhiza besteht deshalb aus einem Dreifaktorengefüge aus Pflanze, Pilz und Boden (GLANTE 1990: 400). Die Symbiose steht bei der aktuellen Entwicklung der Stickstoffdeposition unter einem hohen Aussterberisiko (PARDO et al. 2015: 133).

Eine wichtige Langzeitstudie zu den Auswirkungen von erhöhten Stickstoffdepositionen ist das *Park Grass nitrogen addition experiment* in Hertfordshire, Großbritannien. Seit dem Jahr 1856 werden dort die Auswirkungen von erhöhten Stickstoffdepositionen untersucht. Die Ergebnisse zeigen einen Rückgang der Artenvielfalt von 20 % bis 80 %, in Abhängigkeit von der Stickstoffmenge (DISE / STEVENS 2005: 724). Insgesamt betrachtet steigt die Artenvielfalt in Europa an. Dies beruht primär auf dem vermehrten Vorkommen von Neophyten. Die Ökosysteme gleichen sich immer mehr an, es kommt zu einer biologischen Homogenisierung. Die Floren verarmen phylogenetisch und taxonomisch und die Biodiversität geht zurück (HICKS et al. 2011: 141). Die EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY defniert Biodiversität als "variability among living organisms from all sources including, *inter alia*, terrestrial, marine and other aquatic ecosystems and the ecological complexes of which they are part; this includes diversity within species, between species and of ecosystems" (EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY 2007: 7). Demnach ist Biodiversität nicht nur die Summe der Arten, sondern auch deren genetische Vielfalt und die Unterschiede der Ökosysteme. Einheitliche Systeme sind anfälliger für Stressfaktoren. Dazu steigt die Gefahr von Aussterbekaskaden, die Flora und Fauna betreffen.

3.2 Critical Loads

In natürlichen und seminatürlichen Ökosystemen werden seit 1960 deutliche Anstiege der Stickstoffdepositionen gemessen (UMWELTBUNDESAMT 2014: 4). In Wäldern Westeuropas wurden Werte von über 100 kg N ha^{-1} a^{-1} aufgezeichnet. Diese Entwicklung stimmt mit den Untersuchungen von GALLOWAY überein, der von 1860 bis 1990 einen Anstieg der globalen anthropogen verursachten Stickstoffemissionen von 15 Tg Stickstoff ha^{-1} a^{-1} auf 156 Tg Stickstoff ha^{-1} a^{-1} feststellte (GALLOWAY et al. 2004: 209). Um die Auswirkungen von erhöhten Stickstoffdepositionen auf verschiedene Landschaftsraumtypen besser analysieren und vergleichen zu können, wurde das Konzept der Critical Loads bzw. Critical Levels entwickelt.

Critical Loads (CL) oder ökologische Belastungsgrenzen sind ein Maßstab für die Beeinträchtigung von Flora und Fauna und die Ausmaße der Schädigungen. CL sind definiert als "quantitative estimate of an exposure to one or more pollutants below which significant harmful effects on specified sensitive elements of the environment do not occur according to present knowledge" (NILSSON 1988: 9). Dies bedeutet, dass CL einen maximalen Wert einer quantitativen Menge an Schadstoffen, die aus einer oder mehreren Quellen stammen, bestimmt, unterhalb der keine negativen Folgen für die Umwelt entstehen. Wenn die CL eingehalten werden, treten keine Schädigungen des entsprechenden Lebensraums auf. So werden

Lebensräume, Teile davon oder einzelne Organismen geschützt (BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT 2013: 7). Aus den CL können Aktionspläne abgeleitet werden, die den bestmöglichen Schutz für Flora, Fauna, Habitate und Ökosysteme gewährleisten (JOIN NATURE CONSERVATION COMMITTEE 2011: 4). CL können auf Stoffmengen und Stoffäquivalente von Stickstoff, Phosphor, Schwermetalle und persistente organische Schadstoffe oder die Versauerung bezogen werden (SVERDRUP et al. 2008: 5). Die Einheit der CL ist überlicherweise Kilogramm pro Hektar und Jahr (kg N ha^{-1} a^{-1}), in Untersuchungen wird teilweise auch die Einheit Stoffmengen-Äquivalent pro Hektar und Jahr (eq $ha^{-1}a^{-1}$) verwendet.

Nach dem aktuellem Forschungsstand hat jedes Ökosystem einen spezifischen CL, der von den physikalischen und chemischen Eigenschaften des jeweiligen Lebensraums abhängig ist. Bestimmend sind dabei die unterschiedlichen Kompensationsvermögen für Schadstoffe, in dem diese gepuffert, herausgetragen oder anderweitig aufgenommen werden (BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT 2013: 7). Dies wird durch abiotische und biologische Faktoren bestimmt. Abiotische Faktoren beeinflussen die Höhe der Schadstoffkompensation. Dazu gehören unter anderem der Klimaregionaltyp, die hydrologischen Bedingungen, die Bodeneigenschaften und die Pflanzengesellschaften. Die biologischen Faktoren hingegen bestimmen die Höhe der Schadstoffempfindlichkeit der vorhanden Pflanzenarten, die Produktivität eines Ökosystems oder das Vorhandensein von invasiven Arten (GRULKE / BALDUMAN 1999: 236ff.).

Eine ähnliche Herangehensweise, um die Auswirkungen von Schadstoffen zu bestimmen, ist das Critical Level (CLE). Die Methodik unterscheidet sich im Detail deutlich von den CL. CLE werden definiert als “concentration in the atmosphere above which direct adverse effects on receptors, such as plants, ecosystems or materials, may occur according to present knowledge” (CAPE et al. 2009: 16). Demnach wird bei CLE die Konzentration in der Atmosphäre und nicht die Deposition als Maßeinheit genutzt. Das CLE bezeichnet den Wert ab dem negative Effekte auf die Umwelt auftreten können, während CL den Wert definieren bis zu dem keine Folgen auftreten. Ein großer Unterschied zwischen den beiden Belastungsgrenzen ist der Untersuchungszeitraum. Für die Bestimmung von CLE werden die Daten eines Jahres benötigt, dagegen werden für die CL Depositionen von bis zu 100 Jahren verglichen (CAPE et al. 2009: 16). In dieser Arbeit wird die Methodik der CL genutzt, da diese die chemischen Veränderungen im Boden, der Vegetation und dem Grundwasser besser beschreiben. Damit sind, gegenüber den CLE, auch die Auswirkungen auf Ökosysteme besser darstellbar.

Das Konzept der CL ist ein relativ junger Forschungsbereich. 1986 wurde das Konzept erstmalig vorgestellt und als Verfahren zur Bestimmung von maximalen Stoffdepositionen akzeptiert. Seit 1988 werden durch das *International Cooperative Programme on Modelling and Mapping of Critical Loads and Levels and Air Pollution Effects, Risks and Trends* (ICP MODELLING & MAPPING) die empirischen CL für Stickstoff veröffentlicht. Roland BOBBINK ist der Leiter der Expertenworkshops (NAGEL et al. 2014: 9). Auf Grund von neuen wissenschaftlichen Erkenntnissen wurden die CL in den folgenden Jahren stetig aktualisiert (BOBBINK et al. 2015: 87). Die aktuell gültigen CL wurden 2011 im Rahmen einer internationalen Fachkonvention unter dem Namen *Berner Liste* veröffentlicht. Der Name beruht auf der Erstveröffentlichung der CL im Jahr 2003 in Bern.

Die Nutzung der CL ermöglicht die Anwendung eines einheitlichen Verfahrens, um gefährdete Ökosysteme und deren Gefährdungspotential zu bestimmen. Aus diesen Informationen können effektive Maßnahmen für deren Umweltschutz abgeleitet werden (NIEDER / BENBI 2008: 241). Gleichzeitig wird ein Vergleich der Belastung unterschiedlicher Ökosysteme und Zeitabschnitte ermöglicht. CL werden deshalb als wichtige politische Entscheidungshilfe genutzt. Nach dem aktuellen Stand der Wissenschaft ist die Nutzung von CL auf diesem qualitativ hohem Niveau alternativlos. So basiert unter anderem das europäische Emissionsschutzgesetz auf den Werten der empirischen CL (NORDIN et al. 2011: 116).

Es gibt drei primäre Varianten, die ökologische Belastungsgrenzen eines Ökosystems zu bestimmen, die empirische Methodik, die Massenbilanzmethode und dynamische Modelle. Bei der empirischen Bestimmung von CL werden die Werte auf Basis von Erfahrungen und Felduntersuchungen festgelegt. Diese Grenzwerte basieren auf statistisch und biologisch signifikanten, mehrjährigen Untersuchungen (SCHLUTOW / SCHEUSCHNER 2009: 10, BOBBINK et al. 2015: 89). Wichtig für die empirischen CL ist die Beobachtung von Veränderungen in Struktur und Funktion eines Ökosystems. Dazu zählen der Verlust von Arten oder Diversität, erhöhte Stickstoffeinträge in das Grundwasser oder eine Änderung der Mineralisationsrate (BOBBINK et al. 2015: 87). Die empirischen CL werden als Wertebereich angegeben. Innerhalb eines Ökosystems schwankt die Empfindlichkeit der Organismen, die Ergebnisse sind von der genutzten Methodik abhängig und die Depositionen können nicht exakt bestimmt werden, weshalb die CL nicht als eindeutiger Wert angegeben werden können. Bei der Massenbilanzmethode handelt es sich um eine mathematische Gleichung, bei der die Ein- und Austräge von Schadstoffen in einem Ökosystem gegenüber gestellt werden. Dazu zählen die Stickstoffdepositionen, Denitrifikation, Aufnahme durch Pflanzen, Auswaschung und

Stickstoffimmobilisierung. Da die Massenbilanzmethode auf einer mathematischen Formel beruht, wird hier ein exakter CL angegeben (NAGEL et al. 2014: 10). Im Gegensatz zu der Massenbilanzmethode und der empirischen CL wird bei einem dynamischen Modell ein Zeitbezug hergestellt. Diese Modelle benötigen detaillierte Informationen und Daten des Ökosystems, die in großräumigen Untersuchungsgebieten nicht vorhanden sind. Aus diesem Grund werden dynamische Modelle meist nur in Einzelfallstudien oder als Ergänzung zu Forschungen genutzt (NAGEL et al. 2014: 10).

Bei der Nutzung der Massenbilanzmethode gibt es einige Unsicherheiten in der Methodik. Nicht alle biologischen Prozesse der Gleichung sind vollständig belegt. Parameter müssen abgeschätzt oder als korrekt angenommen werden, ohne diese belegen zu können. So ist zum Beispiel davon auszugehen, dass die Immobilisationsraten niedriger sind als die genutzten Werte (KUYLENSTIERNA et al. 1998: 597). Auf Grund der Komplexität der biologischen Prozesse werden die empirischen CL als die genauere Methode zur Bestimmung der ökologischen Belastungsgrenzen betrachtet. Bei einem direkten Vergleich der empirischen CL und der Massenbilanzmethode wird deutlich, dass sich die Belastungsgrenzen sehr stark ähneln. Dies bezieht sich sowohl auf die räumliche Darstellung der CL, als auch auf die ermittelten Werte (KUYLENSTIERNA et al. 1998: 595).

Die globalen CL werden seit Beginn der Datenerhebung fast ununterbrochen überschritten. Besonders in industriell oder landwirtschaftlich geprägten Regionen ist dies der Fall, wie in weiten Teilen Europas, Nordamerikas und in Südchina (GALLOWAY et al. 2004: 173). Bis zum Jahr 2030 wird, im Vergleich zum Jahr 2000, ein Anstieg der globalen Stickstoffdepositionen um 15 % erwartet (BOBBINK et al. 2010b: 50). Dies hätte starke negative Auswirkungen auf die Artenvielfalt und Funktionalität der Ökosysteme. In Deutschland wurden 2015 auf 68 % der Flächen die ökologischen Belastungsgrenzen überschritten. Dieser Wert ist aktuell noch auf einem hohen Niveau, obwohl deutliche Minderungen der Stickstoffdepositionen, in Deutschland und Europa, erreicht werden konnten. So wurden im Jahr 2000 noch auf 79 % der Flächen empfindlicher Ökosysteme die CL überschritten (UMWELTBUNDESAMT 2018b). Dazu sind 26 % der deutschen Grundwasservorkommen mit zu hohen Nitratgehalten belastet und 48 % der natürlichen oder naturnahen Ökosysteme von Eutrophierung betroffen (SACHVERSTÄNDIGENRAT FÜR UMWELTFRAGEN 2015: 22). Vor allem die Emission von Ammoniak ist dabei ein Problem, von 2005 bis 2016 haben diese nur leicht abgenommen. Hauptverursacher ist die Landwirtschaft, durch die Tierhaltung und den Einsatz von

künstlichem Dünger (BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND NUKLEARE SICHERHEIT 2019: 31).

Grundlegend für die Verbesserung der Situation der Ökosysteme ist die Bestimmung und Durchsetzung von politischen Zielen und Maßnahmen. Die Europäische Union hat im Rahmen der Richtlinie 2008/50/EG verbindliche Ziele für die Luftreinhaltung, Gewässerschutz und Naturschutz festgelegt. Dazu zählen Grenzwerte für Schwefeldioxid, Stickstoffdioxid und Stickstoffoxide (EUROPÄISCHE UNION 2008). Diese Vorgaben wurden von Deutschland und fünf weiteren Mitgliedsstaaten nicht eingehalten, weshalb die Europäische Kommission mehrere Vertragsverletzungsverfahren in die Wege geleitet hat, die zu einer Anklage vor dem europäischen Gerichtshof führten (EUROPÄISCHE KOMMISSION 2018). Eine weitere wichtige gesetzliche Regelung sind die Genfer Luftreinhaltekonvention, die das Ziel vorgibt langfristig alle CL für eutrophierenden Stickstoff zu unterschreiten (UMWELTBUNDESAMT 2018b). In Deutschland wurde, zusätzlich zu den internationalen Vorgaben, eine nationale Strategie zum Schutz der biologischen Vielfalt entworfen. Darin ist festgehalten, dass bis 2020 die CL auf allen empfindlichen Flächen eingehalten werden sollen (BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND NUKLEARE SICHERHEIT 2007: 54). Ein weiteres Problem stellt die nur unwesentlich abnehmende Ammoniakemission aus der Landwirtschaft und Tierhaltung dar. Etwa zwei Drittel der Ammoniakemissionen entspringen dieser Branche, um die Umweltschutzziele zu erreichen müssen intensive Änderungen durchgeführt werden (UMWELTBUNDESAMT 2018b). Besonders auf lokalem Niveau kommt es durch die Landwirtschaft zu einer starken Ammoniakbelastung. Dies spiegelt sich auch in der räumlichen Verteilung der Stickstoffdepositionen wieder. Die durchschnittliche Stickstoffdeposition in Deutschland beträgt 10 bis 20 $kg\,ha^{-1}\,a^{-1}$(NIEDER / BENBI 2008: 53). Im Nordwesten Deutschlands werden gegenüber dem Süden deutlich größere Stickstoffüberschüsse gemessen, da diese Region von intensiver Tierhaltung und Landwirtschaft dominiert wird. In der Nähe einzelner landwirtschaftlicher Betriebe übersteigt die Depositionsmenge teilweise 300 $kg\,N\,ha^{-1}\,a^{-1}$ (NIEDER / BENBI 2008: 53). Ähnliche wirtschaftliche Strukturen und Stickstoffkonzentrationen sind in der Niederlande (ERISMAN et al. 2001: 93) und Dänemark (OLESON et al. 2004: 129) zu finden. Dagegen werden im Südwesten Deutschlands die niedrigsten Stickstoffemissionen gemessen (BLEEKER et al. 2009: 147).

Trotz der stetigen Überarbeitung der empirischen CL besteht in vielen Teilgebieten noch ein großer Forschungsbedarf. Nicht alle Ökosysteme sind ausreichend untersucht, dabei handelt es sich vor allem um mediterrane und arktische Ökosysteme. Des Weiteren sind die

unterschiedlichen Auswirkungen der Stickstoffverbindungen nicht ausreichend untersucht. Ebenso sind bisher zu wenige detaillierte Langzeitstudien in Gebieten mit mittleren bis stark überhöhten Stickstoffdepositionen veröffentlicht worden (ACHERMANN / BOBBINK 2003: 14).

Die CL werden von vielen Wissenschaftlern als zu hoch bewertet. Die Folgen der ermittelten CL werden in verschiedenen Arbeiten untersucht. Mit dem Ergebnis, dass sich bereits bei geringfügig überhöhten Stickstoffbelastungen das Ökosystem negativ verändert (PAYNE et al. 2013: 985, VAN DER LINDE et al. 2018: 247). So empfehlen CEULEMANS et al. und VAN DER LINDE et al., basierend auf der hohen Empfindlichkeit der Mykorrhiza, die CL neu zu definieren. Erst bei Werten unter 5 kg N ha^{-1} a^{-1}werden keine negativen Auswirkungen auf Arten die eine Symbiose eingehen festgestellt (CEULEMANS et al. 2019: 1796f.). Eine interessante Arbeit für eine neue Definierung der CL wurde durch das Ministerium für Umwelt, Klima und Energiewirtschaft Baden-Württemberg veröffentlicht. Nach ihrer Meinung sind die Werte der CL eher einer Pflanzenart oder -gruppe als einer Pflanzengesellschaft in Form von Lebensraumtypen zuzuordnen (MINISTERIUM FÜR UMWELT, KLIMA UND ENERGIEWIRTSCHAFT BADEN-WÜRTTEMBERG 2019: 22). Die CL werden je Lebensraum angegeben. Für den Begriff Lebensraum gibt es keine einheitliche Definition innerhalb der Biologie. Auf europäischer Ebene werden Lebensräume häufig anhand des EUNIS-Code definiert und in Deutschland in Form der FFH-LRT. Innerhalb eines Lebensraums können Pflanzenarten vorkommen, die bei den ermittelten CL bereits unter hohem Stress stehen und geschädigt werden. Diese Ungenauigkeit der CL wirkt sich damit negativ auf den Artenschutz aus (MINISTERIUM FÜR UMWELT, KLIMA UND ENERGIEWIRTSCHAFT BADEN-WÜRTTEMBERG 2019: 12). Die empirischen CL sind für die Europäische Union inklusive Großbritannien gültig. Regionalspezifische Abweichungen werden dabei ignoriert. Dies betrifft vor allem Regionen im Mittelmeerraum und Skandinavien. Eine hohe Anzahl an Forschungen zur Bestimmung der empirischen CL wurden in Großbritannien, der Niederlande und Deutschland durchgeführt und sind damit allgemein gut geeignet für die Verwendung in dieser Arbeit (FANGMEIER et al. 1994, MCCLEAN et al. 2011: 2885, VAN LANDUYT et al. 2008: 3048).

In dieser Arbeit werden die empirischen CL nach BOBBINK und HETTELINGH (BOBBINK / HETTELINGH 2011: 22) verwendet. Die empirischen CL werden für Pflanzengesellschaften basierend auf dem EUNIS-Code definiert. Eine Übertragung der Werte in das in Deutschland geläufigere System der Landschaftsraumtypen (LRT) wurde durch das Bundesamt für Straßenwesen durchgeführt (BUNDESAMT FÜR STRAßENWESEN 2012: 32).

3.3 Zeigerwerte nach ELLENBERG

Neben der Untersuchung von messbaren und empirischen Werten ist die Nutzung der Bioindikation eine weitere Methodik um Veränderungen von Pflanzengesellschaften zu bestimmen. Bioindikation bezeichnet die Bestimmung von Standorteigenschaften durch die Beobachtung der auftretenden Pflanzenarten (SCHUBERT 1991: 13). So können die Zustände eines Ökosystems untersucht werden, ohne in dieses einzugreifen. Die Bioindikation ist besonders gut geeignet, um abiotische Veränderungen im Verlauf der Zeit zu detektieren.

Als Bioindikator werden Organismen oder Gesellschaften bezeichnet, die auf Veränderungen der Standorteigenschaften mit einer Veränderung der Lebensfunktionen reagieren (LARCHER 2001: 359). Basierend auf dieser Definition hat Heinz ELLENBERG 1992 die Publikation „Zeigerwerte der Gefäßpflanzen Mitteleuropas“ veröffentlicht. Diese Arbeit ist eines der wichtigsten Werke für die wissenschaftliche Bewertung von Pflanzenkompositionen und deren Standorteigenschaften. Die Werte beschreiben unter welchen Standortbedingungen die Arten am wahrscheinlichsten vorkommen. ELLENBERG untersucht dazu die sechs wichtigsten Faktoren. Diese sind die Lichtempfindlichkeit, Temperatur, klimatische Lage, Bodenfeuchtigkeit, Stickstoffempfindlichkeit und Säureempfindlichkeit. Die Eigenschaften werden anhand einer neunteiligen Skala, von 1 , der geringsten, bis 9 , der größten Ausprägung beschrieben (ELLENBERG 1992: 11f.).

Die Zeigerwerte sind von Erfahrungen und Beobachtungen abgeleitete Kenngrößen einzelner Pflanzenarten, die das ökologische Verhalten für Standortbeziehungen der Pflanzen unter dem Einfluss zahlreicher Konkurrenten beschreiben. Sie beruhen damit auf empirischen Verfahren im Gelände und nicht auf Laboruntersuchungen. So werden Konkurrenzen und Symbiosen von Pflanzenarten, die eine große Auswirkung auf die Pflanzengesellschaft haben können, in die Zeigerwerte einbezogen (ELLENBERG 1992: 248).

Die Lichtzahl beschreibt die Lichtempfindlichkeit einer Pflanzenart. Die Skala reicht von einer Tiefschattenpflanze (1) bis zur Volllichtpflanze (9). Die Temperatur wird durch die Temperaturzahl beschrieben. Die Werte beruhen nicht auf der Messung der Temperatur, sondern auf der geographischen Lage der Art. So beschreibt der Wert 1 ein vorkommen in alpinen und nivalen Bereichen, während 9 einer mediterrane Region entspricht. Im engen Zusammenhang dazu steht die Kontinentalitätszahl. Dieser Zeigerwert zeigt die geographische Lage von der Atlantikküste (1) bis Innerasien (9) an. Diese West-Ost-Abstufung beruht auf der Einteilung von MEUSEL und SCHUBERT (JÄGER 2017: 37). Häufig wird die Kontinentalitätszahl als Ergänzung zur Temperaturzahl genutzt um die Temperatur und deren tägliche und jährliche

Amplitude schlüssig darzustellen. Die Bestimmung der Feuchtezahl beruht alleinig auf den Werten der Bodenfeuchte. Auf Grund der stark unterschiedlichen Bodenfeuchte wurde die Skala auf 12 erweitert. Wobei die Werte 10 bis 12 Wasserpflanzen beschreiben. Dazu kann auch eine Wechselfeuchte (~) und ein Überschwemmungszeiger (=) dargestellt werden. Die Abhängigkeit des Pflanzenvorkommens in Abhängigkeit vom extrem sauren bis zu alkalischen Böden wird durch die Reaktionszahl (R) abgeschätzt. Die Reaktionszahl ist jedoch nicht mit dem pH-Wert gleichzusetzen, auch wenn die beiden Einheiten stark korrelieren. Die empirische Einschätzung der Reaktionszahl wird durch Messungen im Feld unterstützt. Die Stickstoffzahl (N) weist auf die Versorgung der Pflanze mit Mineralstickstoff in Form von Nitrat und Ammonium hin. Bei der Bestimmung der Stickstoffzahl wurde das soziologische Verhalten der Pflanzen stark miteinbezogen. Das heißt, dass die Stickstoffzahl den bereits eingestuften Taxa der gleichen Sippe angeglichen werden. Die Stickstoffzahlen sind bisher nicht vollständig bestätigt. Lediglich eine Zuordnung zu den Extremen (1 , 2 , 8 und 9) ist gesichert. Hohe Stickstoffbelastungen erschweren eine gesicherte Zuordnung der Zeigerwerte. Vor allem die Stickstoffzahl von Wasserpflanzen sind mit einer hohen Unsicherheit versehen. Trotz dieser Unklarheit gelten die Stickstoffzahlen als verlässliche Methode um die Standortbedingungen zu beschreiben. Mehrere Arbeiten belegen, dass es eine starke Korrelation zwischen der Stickstoffzahl, der Stickstoffdeposition und der Änderung der Landnutzung gibt (VAN LANDUYT et al. 2008: 3057, MCCLEAN et al. 2011: 2886, LEITH et al. 2005: 47). Damit wird bestätigt, dass die Stickstoffzahl nach ELLENBERG ein probates Mittel ist um ökologische Standorte zu bewerten. Dies ermöglicht einen räumlichen und zeitlichen Vergleich von verschiedenen Untersuchungsgebieten. ELLENBERG hat die Zeigerwerte für Mitteleuropa bestimmt, mehrere weiterführende Studien belegen, dass diese auch für andere Länder Europas angewandt werden können. Bestätigt wurde dies unter anderem für die Niederlande (MAAREL et al. 1985), Schweden (DIEKMANN 1995), Estland (PÄRTEL et al. 1999), Frankreich (THIMONIER et al. 1994) und Italien (CELESTI-GRAPOW et al. 1993). Als Erweiterung zu den sechs Zeigerwerten kann die Salzzahl S und der Schwermetallzeiger Z aufgeführt sein (ELLENBERG 1992: 11f.). Dies werden meist nur in Sonderfällen beachtet.

Die Zeigerwerte sind im Kontext des Ökosystems und als Abschätzung der Eigenschaften zu sehen. Je nach ökologischen Faktoren können sich bereits in einem kleinräumigen Gebiet die Eigenschaften von Pflanzen von den ermittelten Zeigerwerten abweichen. ELLENBERG selbst geht von Abweichungen von bis zu +/- 2 Wertepunkten aus (ELLENBERG 2001: 23).

SUTTON et al. haben in einer Studie analysiert, dass die Stickstoffzahl ein probates Mittel ist um Veränderungen in der Pflanzenkomposition zu erkennen (SUTTON et al. 2004: 67). Es sollten jedoch bestimmte Grundannahmen im Umgang mit den Zeigerwerten beachtet werden. Dabei sind laut WALTER und BRECKLE zwei Kritikpunkte ausschlaggebend. Die Zeigerwerte sind eine statistisch und mathematisch unbewiesene Hypothese, da diese empirisch nicht überprüfbar ist. Sie eignen sich aus diesem Grund gut für vorläufige Beurteilungen, benötigen jedoch eine unterstützende wissenschaftliche Untersuchung. Außerdem haben die Zeigerwerte "eine nicht vorhandene Genauigkeit vorgetäuscht, die von unkritischen Lesern buchstabentreu übernommen werden können" (WALTER / BRECKLE 1991: 125). So sind die Zeigerwerte nicht mit Messwerten zu verwechseln, Abweichungen und Ungenauigkeiten sind einzukalkulieren. (KOWARIK / SEIDLING 1989: 132). Mathematisch korrekt sind die Zeigerwerte als ordinal skaliert zu bezeichnen. Sie stellen keine Abfolge von Zahlen dar, sondern stehen in einer relativen Abstufung zueinander. Aus mathematischer Sicht dürfen mit den Zeigerwerten deshalb keine Mittelwerte gebildet werden. DURWEN und KOWARIK / SEIDLING haben jedoch gezeigt, dass es zu keinen Problemen beim Rechnen mit gemittelten Zeigerwerten kommt und empfehlen diese Methodik dementsprechend (DURWEN 1982), KOWARIK / SEIDLING 1989:133). Des Weiteren hat TAMIS et al. gezeigt, dass bei einer großen Datenmenge keine erheblichen Unterschiede in den Ergebnissen zu erkennen sind, wenn die Zeigerwerte als ordinale, nominale oder metrische Einheit behandelt werden (TAMIS et al. 2005: 214). Das Bilden von Mittelwerten ist eine wichtige Methodik bei der Arbeit mit Zeigerwerten. Zur Bewertung von Pflanzengesellschaften wird der Mittelwert der Zeigerwerte bestimmt. Es können Eigenschaften verschiedener Standorte erzeugt und verglichen werden. Gleichzeitig können Korrelationen zwischen gemessenen Werten und den Zeigerwerten berechnet werden. Verschiedene Zeigerwerte konnten auf diese Weise bestätigt werden.

HILL und CAREY fordern die Umbenennung und Neudefinierung der Stickstoffzahl. Sie kamen zu dem Ergebnis, dass die Stickstoffzahl nur schwach mit den Bodeneigenschaften korreliert, wie Stickstoffmineralisation und Stickstoffverfügbarkeit. Dagegen ist ein starker Zusammenhang zur Biomassenproduktion festzustellen. Mit dieser Begründung empfehlen HILL und CAREY eine Umbenennung der Stickstoffzahl in die Produktivitätszahl (HILL / CAREY 1997: 581). Basierend auf einer ähnlichen Einschätzung wird die Stickstoffzahl auch als Nährstoffzahl angesehen, da sie die allgemeine Nährstoffverfügbarkeit für Pflanzen im Boden beschreibt und sich nicht nur auf die Stickstoffmenge bezieht. ELLENBERG selbst sagte dazu, dass er die Zuordnung der Stickstoffzahlen als einen Versuch ansieht. Nach seinem Verständnis

kann die Stickstoffzahl als Ausdruck für die allgemeinen Ernährungsbedingungen gewertet werden (ELLENBERG 2001: 18).

4. Daten und Methodik

Für die Analyse der Hypothesen werden primär zwei Datenquellen genutzt. Die Hintergrundbelastung der Stickstoffdepositionen, basierend auf dem Projekt *PINETI 3,* und die Informationen der Fundortdaten der Pflanzenarten, die aus dem Projekt *FloraWeb* stammen. Ergänzend wurden die *Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands 2018* und die Zeigerwerte nach ELLENBERG verwendet.

4.1 PINETI 3

Die Daten der Stickstoffdeposition werden durch das Umweltbundesamt zur Verfügung gestellt. Sie basieren auf dem Forschungsprojekt „Modellierung und Kartierung atmosphärischer Stoffeinträge von 2000 bis 2015 zur Bewertung der ökosystemspezifischen Gefährdung von Biodiversität in Deutschland“ (SCHAAP et al. 2018: 40). Das Projekt ist auch unter dem Akronym *PINETI* (*Pollutant Input And Ecosystem Impact*) bekannt. *PINETI* ermittelt eine qualitätsgesicherte Datenreihe der Depositionsmengen, um die Gefährdung von terrestrischen Ökosystemen durch die Deposition von Luftschadstoffen zu bewerten. Dafür wird die Hintergrundbelastung von Stickstoff ermittelt, die auf den akkumulierten Einträgen von nasser, feuchter und trockener Deposition basiert (SCHAAP et al. 2018: 40).

Die Daten werden als Rasterdaten mit einer Auflösung von 1 km x 1 km veröffentlicht. Basierend auf dem Untersuchungszeitraum von 2000 bis 2015, wird die Stickstoffdeposition als Mittelwert von mehreren Jahren bestimmt. Während des Forschungsprojektes des Umweltbundesamtes konnte festgestellt werden, dass ein Drei-Jahresmittel eine „robuste Grundlage für politische Entscheidungen und den Vollzug in der Genehmigungspraxis darstellt“ (UMWELTBUNDESAMT 2018a: 16). Der Einfluss von meteorologischen Schwankungen, wie extremen Wetterverhältnissen, wird so verringert, ohne die Auswirkungen dieser intensiven Ereignisse zu entfernen. In dieser Arbeit werden die aktuellsten Daten verwendet, die den Zeitschnitt der Jahre 2013 – 2015 beschreiben. Die Berechnung der Stickstoffdeposition ist verbunden mit einer umfangreichen Datenaufbereitung und -analyse,

die eine Verzögerung der Datenveröffentlichung von mehreren Jahren bewirkt (SCHAAP et al. 2018: 69).

Die Berechnung der Deposition wird auf Grund neuster wissenschaftlicher Kenntnisse mit der Methode *PINETI 3* durchgeführt. Im Vergleich zu *PINETI 2* wurde das Modell zur Ermittlung der chemischen Transportprozesse (*LOTOS-EUROS*) überarbeitet und die Emissionsdaten angepasst (SCHAAP et al. 2018: 77). Die Stoffeinträge in die Ökosysteme werden in vier Bearbeitungsschritten modelliert. Diese sind die Berechnung der trockenen, nassen und feuchten Deposition und abschließend die Zusammenfassung der Ergebnisse in einem Rasterdatensatz (SCHAAP et al. 2018: 16f.). Die trockene Deposition wird mit dem Transportmodell *LOTOS-EUROS* berechnet, da diese Daten nicht messbar sind. Für die Rechenprozesse werden Daten der Meteorologie, der Landnutzung und der Emissionen benötigt. Aus diesen Daten simuliert das Modell alle Prozesse, die sich auf den Transport, die Deposition und die Umwandlung von Stickstoff und Schwefel auswirken. Im Speziellen werden dabei Importe und Exporte mit umliegenden Zellen und die ablaufenden chemischen Reaktionen simuliert. Das Transportmodell ist eine allgemein anerkannte wissenschaftliche Methode und wurde durch eine Vielzahl an internationalen Publikationen bestätigt (SCHAAP et al. 2017, IM et al. 2015, VAUTARD et al. 2009). Das Ausbreitungsmodell LOTOS-EUROS wird modellbedingt mit einer Zellgröße von 7 km x 8 km erstellt. Wichtig ist zu beachten, dass „Nahedepositionen die einen Gradienten deutlich unterhalb der Größenordnung von 7 km aufweisen“ (BALLA et al. 2013: 3), nicht vollständig abgebildet werden. Unter Nahedepositionen werden stark befahrene Straßen oder größere Tierhaltungsanlagen verstanden, die in Einzelfällen zusätzlich untersucht werden müssen (BUNDESAMT FÜR STRAßENWESEN 2012: 25f.). Die nasse Deposition ist von der Niederschlagsmenge und der Konzentration der Stoffmenge im Niederschlag abhängig. Diese Daten werden mittels mehrerer geostatischer Messnetze bestimmt. Auf Basis der Messdaten wird eine Interpolation durchgeführt um flächendeckende Informationen für Deutschland zu erhalten. Dafür wird die von WICHINK-KRUIT et al. entwickelte Methode "Residual Kriging" verwendet (WICHINK-KRUIT et al. 2014: 68). Die feuchte Deposition bzw. Nebeldeposition ist allgemein von geringer quantitativer Bedeutung. Sie macht etwa 0,1 % der Gesamtdeposition aus. Die Ermittlung der Deposition wird auf Basis der Arbeiten von KATATA et al. (2008); (2014) durchgeführt. Beeinflussende Parameter sind die Größe der Blattoberfläche, Windgeschwindigkeiten und Daten des Deutschen Wetterdienstes. Die Stoffkonzentration im Nebel- und Wolkenwasser wird aus der Stoffkonzentration im Niederschlag ermittelt (UMWELTBUNDESAMT 2018a: 6).

Abschließend werden die Teildepositionen zur Gesamtdeposition für Deutschland addiert. Die Depositionsgeschwindigkeit ist je nach Landnutzungsklasse stark unterschiedlich. Besonders bei der trockenen Deposition sind deutliche Unterschiede zu erkennen. So ist beispielsweise die trockene Deposition von Stickstoff in bebautem Gebiet etwa doppelt so groß wie in semi-natürlicher Vegetation (SCHAAP et al. 2018: 71). Diese Abweichungen entstehen durch unterschiedliche Depositionsmodellierungen, die je nach Landnutzungsklasse auf verschiedenen Rechenwerten beruhen.

Die Depositionsmenge wird in der Einheit Stickstoffäquivalent (eq) dargestellt. Dabei entspricht 1 eq 71,428 kg Stickstoff. 1 mol Stickstoff entspricht 1 mol Protonen und auch 1 mol Äquivalente. Die Molmasse von Stickstoff beträgt 41 g mol^{-1}. 1 kg einer Stickstoffverbindung entspricht demnach etwa 71,428 Mol Protonen bzw. 71,428 Stickstoffäquivalent (UMWELTBUNDESAMT 2018a: 5).

PINETI 3 stellt die Daten in zwei unterschiedlichen Varianten (A und B) zur Verfügung. Beide beschreiben die Stickstoffbelastung in den Jahren 2013 bis 2015, die mit den gleichen Methoden bestimmt wurden. Variante A beschreibt die Gesamtmenge der Stickstoffdeposition, die sich aus der nassen, trockenen und feuchten Deposition zusammensetzt, pro Landnutzungsklasse. In Variante B sind die Depositionsmengen nach Landnutzungsklasse und Art der Deposition aufgeschlüsselt. Zusätzlich sind die Daten des Modells als Gesamtmenge des Stickstoffs, reduzierte Stickstoffverbindungen und oxidierte Stickstoffverbindungen vorhanden. In dieser Masterarbeit werden die allgemeinen Auswirkungen von Stickstoffdepositionen auf die Entwicklung von stickstoffempfindlichen Pflanzen untersucht. Demzufolge ist die Verwendung der Variante A aufschlussreicher, da hier die Gesamtmenge der Stickstoffbelastung abgebildet wird. Die verwendete Landnutzungsklasse ist die semi-natürliche Vegetation. Definiert wird diese nach den *CORINE Land Cover* Code 321 (Natürliches Grünland), 322 (Heiden und Moorheiden) und 324 (Wald-Strauch-Übergangsstadien) (KEIL et al. 2006: 13). In diesen halboffenen Lebensräumen sind die meisten der untersuchten Arten zu finden. Zusätzlich ist es bei einigen Arten nicht möglich eine eindeutige Landnutzungsklasse zuzuordnen. Die Wahl der Landnutzungsklasse hat zur Folge, dass Stickstoffeinträge in stark nährstoffarmen Lebensräumen (z. Bsp. Magerrasen und Dünen) überschätzt werden und in nährstoffreichen Lebensräumen (z. Bsp. Wäldern) unterschätzt werden. Damit sind die semi-natürlichen Lebensräume ein guter Mittelwert um die Stickstoffdepositionen zu beschreiben. In den Daten von *PINETI 3* wird die Vorbelastung der

Böden, durch bereits akkumulierten Stickstoffbelastungen, nicht beachtet. Bei bestimmten Fragestellungen könnte diese fehlende Information sehr aufschlussreich sein.

Bei der Aufbereitung der Stickstoffdeposition in Deutschland ist zu erkennen, dass Werte von etwa 7 kg N ha^{-1} a^{-1} bis 28 kg N ha^{-1} a^{-1} vorliegen (vgl. Abb. 1). Die höchsten Stickstoffdepositionen werden im Nordwesten und Südosten festgestellt, während im Südwesten die niedrigsten Depositionsmengen vorhanden sind. Die höchsten Werte sind im Oldenburger Münsterland zu erkennen. In dieser Region sind deutschlandweit die meisten Nutztiere pro Hektar landwirtschaftlich genutzte Fläche vorhanden (TAMÁSY 2014: 203). Der deutsche Teil der Alpen im Südosten Deutschlands zeichnet sich durch eine stark inhomogene Verteilung der Stickstoffdeposition aus. In einem kleinen Raum werden Werte von 8 kg N ha^{-1} a^{-1}bis 24 kg N ha^{-1} a^{-1} festgestellt. Eine solch hohe Amplitude ist in keiner anderen Region Deutschlands zu erkennen.

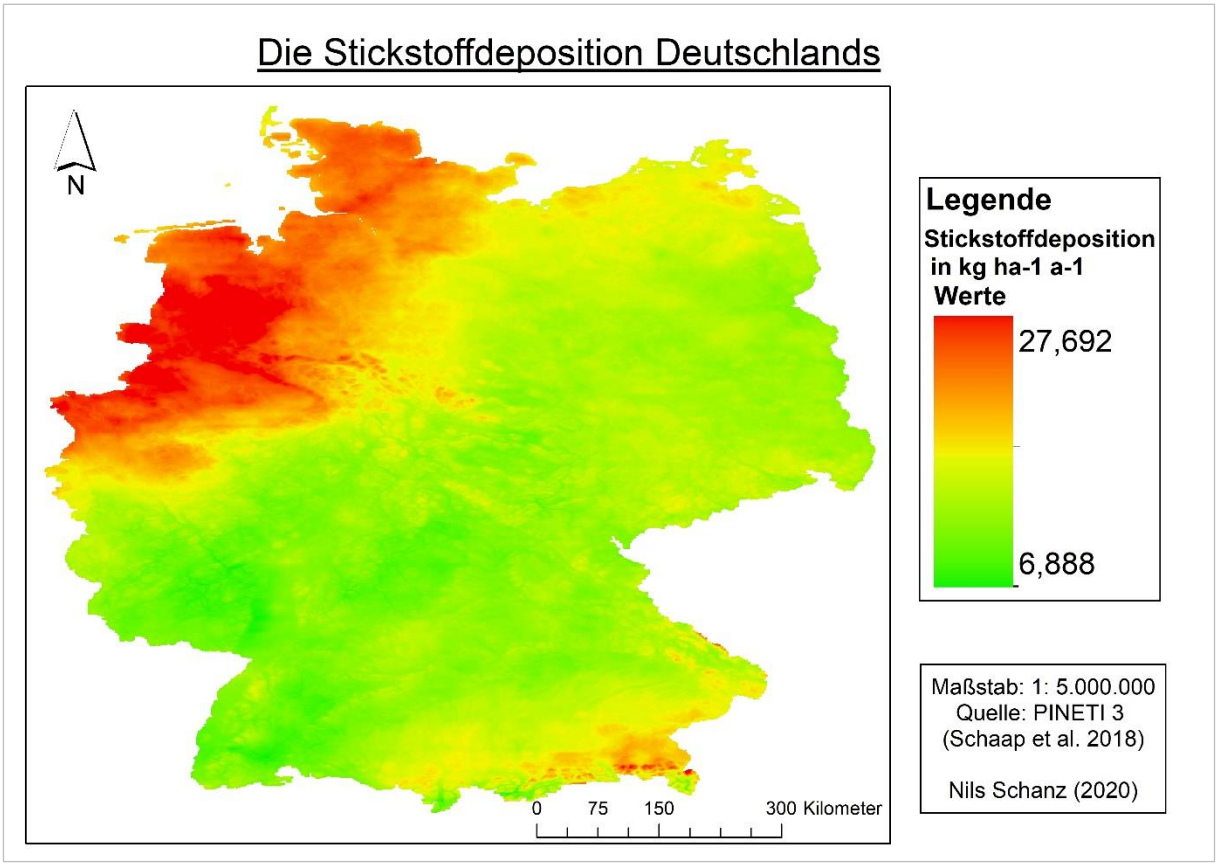


Abbildung 1: Karte der Stickstoffdeposition Deutschlands (Eigene Darstellung nach SCHAAP et al. (SCHAAP et al. 2018: 16))

Um die Plausibilität der durch *PINETI 3* ermittelten Daten zu überprüfen, wurden diese mit anderen Forschungsprojekten verglichen. Bei der Kronenraumbilanz werden Gesamtdepositionsflüsse innerhalb von Waldflächen auf Basis von mehrjährigen Messreihen geschätzt (GAUGER et al. 2005: 16). Trotz der unterschiedlichen methodischen Ansätze zeigen die Datensätze eine große Übereinstimmung (SCHAAP et al. 2018: 102). Als weiterer Vergleich wurden Stickstoffdepositionen von PINETI 3 mit dänischen und niederländischen Untersuchungen verglichen. Das Grenzgebiet zwischen Deutschland und Dänemark bzw. der Niederlande zeigt insgesamt eine starke Übereinstimmung der Ergebnisse. So wurden laut *PINETI 3* im Grenzgebiet von Deutschland und der Niederlande Werte von 1500 eq ha^{-1} a^{-1} bis 2200 eq ha^{-1} a^{-1} modelliert. Die Berechnungen des *Geologische Dienst Nederland* haben im selben Bereich im selben Zeitraum 1200 eq ha^{-1} a^{-1} bis 2500 eq ha^{-1} a^{-1} ergeben (SCHAAP et al. 2018: 105). Ein Vergleich mit den Modellen *EMEP* und *MAPESI* zeigt ebenfalls keine Hinweise auf eine fehlerhafte Modellberechnung. Diese Modelle haben eine stark abweichende Methodik, zeigen trotzdem gleiche Tendenzen und die ermittelten Depositionen befinden sich in der gleichen Größenordnung. Es ist festzuhalten, dass die Daten aus *PINETI 3* einem Vergleich mit anderen bewährten Modellen standhält. Es zeigt sich jedoch das *PINETI 3* insgesamt geringere Stickstoffdepositionen als vergleichbare Modelle ermittelt (SCHAAP et al. 2018: 92).

Für die Modellierung von *PINETI 3* von chemischen Prozessen werden Werte wie Temperatur und Niederschlag als Jahresmittelwert genutzt. Diese Daten weichen deutlich von den gemessenen Werten ab. Eine ähnlich hohe Diskrepanz zwischen Modell und Messung ist bei der räumlichen Genauigkeit zu erkennen. Im Speziellen bezieht sich die Kritik auf die hohen Ammoniakemissionen durch Rinderhaltung. Im Modell wird ein saisonaler Wechsel zwischen unterschiedlichen Weideflächen bzw. Stall nicht berücksichtigt. Bei kleinräumigen Untersuchungen können diese Ungenauigkeiten einen großen Einfluss auf das Ergebnis haben. Aktuell ist die Auflösung des Modells durch die Datengrundlage aus Emissionskarten, Messsystemen und chemischen Transportmodellen begrenzt. Gerade bei kleinräumigen Untersuchungen ist eine hohe Auflösung der Daten von großer Bedeutung. Für diese Arbeit ist die vorhandene Auflösung ausreichend, da die Datendichte der Pflanzenfundorte deutlich geringer ist. Einige der Kritikpunkte haben die Autoren des Modells *PINETI 3* erkannt und werden diese bei einer Überarbeitung des Modells berücksichtigen.

4.2 FloraWeb

FloraWeb ist eine öffentliche Verbreitungsdatenbank, die durch das Bundesamt für Naturschutz (BfN) und das Netzwerk Phytodiversität Deutschlands e. V. (NetPhyD) veröffentlicht wird. Es enthält Informationen über wildwachsende Pflanzen, Pflanzengesellschaften und natürliche Vegetation in Deutschland. Da in der Artenauswahl sowohl Arten als auch Unterarten vorhanden sind, wird im Folgenden der Begriff Taxon bzw. Taxa verwendet.

Das Bearbeitungsgebiet der Datenbank umfasst die Bundesrepublik Deutschland, die in 3.000 Messtischblätter (MTB) unterteilt ist. Dabei wurden alle MTB betrachtet, die wenigstens teilweise in Deutschland liegen, auch wenn diese über die Landesgrenzen hinaus reichen. Die Fundortdaten der Taxa stammen aus unterschiedlichen Kartierungsprojekten. Zusammengefasst werden die georeferenzierten Daten pro MTBQ dargestellt. Einige alte Fundortdaten, die ebenfalls in der Datenbank enthalten sind, werden pro MTB zusammengefasst (NETZWERK PHYTODIVERSITÄT DEUTSCHLANDS / BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 2013: 26). Auf die Analyse der Daten hat dies nur einen sehr geringen Einfluss. Von 1999 bis 2001 überarbeitete ein Forschungs- und Entwicklungsvorhaben des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit die bundesweiten Florenkartierungsdaten. Ziel des Vorhabens war es, die verfügbaren Daten in einer Verbreitungskarte aufzubereiten und frei über das Internet verfügbar zu machen. Dabei hatte das Zusammentragen der Fundortdaten einige Herausforderungen. Die Quelldaten sind, neben den großen landesweiten Datenbeständen, auch nicht publizierte ehrenamtlich organisierte Regionalprojekte. Die heterogenen Quelldaten wurden in eine einheitliche Datenbankstruktur übertragen. Nutzer können in der Datenbank „ca. 3500 Artensteckbriefe mit bis zu 55 Einzelinformationen über Taxonomie, Systematik, Biologie, Ökologie, Lebensraum, Verbreitung und Bestandsituation, Gefährdung und Schutz sowie Fotos“ (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 2019c) abrufen. Dazu sind Daten über die Fundorte der Taxa aufgelistet. Die Fundorte enthalten Informationen darüber, wann das Taxon zum letzten Mal an dem entsprechenden Standort nachgewiesen wurde. Die Fundortdaten lassen sich in drei Zeiträume einteilen. Die erste Klasse beschreibt den Nachweis der Pflanze an einem Standort bis zum Jahr 1950, aber nicht zu einem späteren Zeitpunkt. Fundpunkte der zweiten Klasse wurden bis 1980 nachgewiesen. Die dritte Klasse enthält alle Pflanzenfundpunkte, die aktuell im Untersuchungsgebiet auffindbar sind. Aktuell sind in der Datenbank lediglich die Farn- und Blütenpflanzen enthalten, eine Erweiterung auf Moose ist geplant (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 2019c).

Die in *FloraWeb* enthaltenen Daten stammen aus mehreren Forschungs- und Entwicklungsvorhaben, die durch das BfN oder verschiedene Universitäten in Deutschland durchgeführt werden. Zusätzlich finden eine Auswertung der einschlägigen Fachliteratur und wissenschaftlichen Publikationen statt. *FloraWeb* stellt die Fundortdaten eines MTBQ zusammengefasst als einen zentralen Punkt dar. Die Punkte haben jeweils einen spezifischen Radius, der den Bezugsraum des Fundortes beschreibt. Demnach enthält der *FloraWeb*-Datensatz die binäre Information ob die untersuchte Pflanzenart an einem Standort in einem bestimmten Zeitraum vorhanden oder verschwunden ist. Der letzte Nachweis z.B. für das Jahr 1950 ist gleichzusetzen mit einem Verlust des Taxon zu diesem Zeitpunkt. Dies bedeutet, dass ein Taxon erst aus der Statistik entfernt wird, wenn dieses vollständig aus dem Bezugsraum verschwunden ist. Eine größere Auflösung könnte diese Ungenauigkeit verbessern. Diese ist jedoch durch die intensiven wissenschaftlichen Untersuchungen im Feld begrenzt und würde einen unverhältnismäßigen Mehraufwand mit sich bringen (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 2019c).

Die Daten von *FloraWeb* wurden durch Rudolf MAY (BfN) als Access-Datenbank zur Verfügung gestellt. Grundlegend besteht der Datensatz aus zwei Tabellen, mit den Namen *GERMANATLAS_K_Taxa* und *GERMANATLAS_K*. *GERMANATLAS_K_Taxa* enthält Informationen über 3.701 Pflanzenarten, inklusive der Aggregatsnummer, der Sippennummer und dem Autor. In *GERMANATLAS_K* sind die 8.537.055 Fundpunkte der Taxa enthalten. Jede Zeile beschreibt einen Fundpunkt eines Taxon. In den Spalten sind die Namennummer, der Gridcode, die Koordinaten der Fundpunkte, der Radius der Fundpunkte, ein Statuscode und ein Zeitcode enthalten. Die Namennummer ist die individuelle Kennziffer einer Pflanze, die ebenfalls in anderen Datenbanken, wie die der Initiative *Flora für Bayern* (*BayernFlora),* verwendet wird (BOTANISCHE STAATSSAMMLUNG MÜNCHEN 2020). Der Gridcode ist die individuelle Kennziffer des Fundortes. Der Statuscode beschreibt ob die Taxa eingebürgert oder einheimisch sind und wie Zuverlässig die Angabe des Fundortes ist. Der Zeitcode ist in die drei bereits beschriebenen Zeiträume unterteilt.

Die in *FloraWeb* zur Verfügung stehenden Daten haben die Schwäche, dass die Fundortdaten sich auf ein großes Gebiet von einem MTBQ beziehen. Die Daten können dadurch nicht realitätsgetreu abgebildet werden. Besonders in Randgebieten von Landschaftsräumen oder in kleinteiligen Regionen kann dies zu Ungenauigkeiten führen. Hierzu gehört zum Beispiel die Alpenregion im Südosten Deutschlands, die sich durch stark unterschiedliche Stickstoffdepositionen charakterisiert. Das große Rasterfeld eines Fundpunktes bewirkt

außerdem, dass der Nachweis eines Taxon nicht optimal dargestellt werden kann. Der Verlust eines Taxon wird erst dann deutlich, wenn das Taxon vollständig aus dem untersuchten Rasterfeld verschwunden ist. Mit dieser Methodik des Fundortdaten-Monitoring ist das Verschwinden eines Fundpunktes eine robuste Aussage über den Verlust eines Taxon.

Bei Betrachtung der Daten ist es nicht möglich Aussagen über frühere Bestände zu treffen. Es ist nur bekannt wann ein Taxon an einem Ort verloren ging oder ob diese heute hier noch zu finden ist. Aber nicht seit wann dieses hier vorzufinden ist. Aus den Daten ist nicht ersichtlich ob neue Fundpunkte dazukamen. Damit ist die methodische Auswertung der Fundortdaten stark eingeschränkt.

Die Inhalte der Datenbank wurden durch Experten des BfN und NetPhyD kritisch überprüft und werden als plausibel gewertet (NETZWERK PHYTODIVERSITÄT DEUTSCHLANDS / BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 2013: 33). Demnach sind die Daten aus *FloraWeb* gut für die Verwendung in dieser Arbeit geeignet.

4.3 Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands 2018

„Rote Listen sind ein Verzeichnis ausgestorbener, verschollener und gefährdeter Tier-, Pflanzen- und Pilzarten, Pflanzengesellschaften sowie Biotoptypen und Biotopkomplexe“ (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 2019a). Das Ziel der *Roten Liste* ist es durch die Dokumentation und Gefährdungsbewertung von Pflanzen die Grundlage für den Schutz der botanischen Arten, Organismengruppen und Ökosysteme zu bilden. Darüber hinaus dient die *Rote Liste* als Argumentationshilfe für raum- und umweltrelevante Planungen, zur Koordination des internationalen Naturschutzes und zur Überprüfung nationaler Strategien (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 2019a).

Die *Rote Liste* wird in unregelmäßigen Abständen durch das Bundesamt für Naturschutz veröffentlicht. Die *Rote Liste* besteht aus acht Bänden, die auf unterschiedliche Fachgebiete spezialisiert sind. Es sind folgende Bände veröffentlicht: Wirbeltiere (Band 1), Meeresorganismen (Band 2), wirbellose Tiere (Band 3 und 4), Pilze (Band 6 und 8) und Pflanzen (Band 7) (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 2018: 18). Die Bezeichnung *Rote Liste* bezieht sich im Folgenden, falls nicht genauer definiert, auf den Band 7 der Pflanzen. Dieser enthält die aktuellsten Erkenntnisse über den Bestand von Pflanzenarten und -gesellschaften.

In der *Roten Listen 2018* sind, von den über 9.500 in Deutschland vorkommenden Pflanzenarten, 8.576 Arten gelistet und auf den Grad der Gefährdung untersucht (BUNDESAMT

FÜR NATURSCHUTZ 2019a). In die Bewertung wurden die Pflanzengruppen der aktuellen Florenliste aus terrestrischen, limnischen und marinen Lebensräumen einbezogen. Diese entsprechen den Gruppen der Farn- und Blütenpflanzen, Moose und Algen. Von den Artenlisten ausgenommen sind unbeständige Neophyten und nicht-stabilisierte Hybriden. Für eine möglichst exakte Analyse werden alle Aggregate und Unterarten einzeln bewertet (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 2018: 20). Die Nomenklatur richtet sich dabei nach der Florenliste von BUTTLER et. al (BUTTLER et al. 2018). Die Datengrundlage der *Roten Liste* bildet das Projekt des gesamtdeutschen *Verbreitungsatlas der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands* (NETZWERK PHYTODIVERSITÄT DEUTSCHLANDS / BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 2013). Es enthält 3.000 Verbreitungskarten mit weiterführenden Informationen. Ausgehend von den Verbreitungskarten werden, durch eine Vielzahl an ehrenamtlichen und beruflichen Mitarbeitern, Pflanzenkartierungen durchgeführt (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 2018: 7). Auf diesen Kartierungen basiert die Verbreitungsdatenbank *FloraWeb*. Die Pflanzen werden einer der 10 Gefährdungskategorien zugeordnet. Die Kategorien *1* , *2* , *3* , *V* und ***** (*vom Aussterben bedroht* bis *Ungefährdet*) bilden eine Skala für die Einordnung der Gefährdung der Arten. Als erweiterte Bewertung der Gefährdungssituation werden die Kategorien *G* (*Gefährdung unbekannten Ausmaßes*) und *R* (*extrem selten*) genutzt. Beide Kategorien werden bei geringen Datenbeständen benutzt. Während *G* Arten beschreibt, bei denen keine eindeutige Kategorie von *1* bis *3* zugewiesen werden kann, wird bei *R* trotz mangelnder Daten von keiner Gefährdung der Art ausgegangen. Dazu kommen die Kategorien ♦ (*Nicht bewertet*), *D* (*Daten unzureichend*) und *0* (*Ausgestorben oder verschollen*) (LUDWIG et al. 2009: 30). Zusätzlich zu den Kategorien wird eine Entwicklungstendenz der *Rote Liste* Arten aufgeführt. Diese beschreibt die aktuelle Entwicklungstendenz eines Taxon mit den Kategorien Bestandentwicklung *negativ* (-), Bestandsentwicklung *positiv* (+), Bestandsentwicklung *weitgehend stabil* (=) und Entwicklungstrend *unbekannt / nicht abschätzbar* (?) (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 2018: 12).

Die *Rote Liste* basiert auf der Kombination mehrerer deutschlandweiter und regionaler Datensätze. Gerhard LUDWIG (Bundesamt für Naturschutz) erstellte eine Vorschlagsliste der bedrohten Pflanzenarten, basierend auf den *Roten Listen* der Bundesländer, den aktualisierten Verbreitungskarten und einer vorläufigen Florenliste. Diese wurde durch einen Algorithmus in verschiedene Gefährdungskategorien eingeteilt und danach in mehreren Workshops von Experten überprüft und angepasst. Die vollständige Erstellung der aktuellen *Roten Liste* hat etwa 5 Jahre gedauert (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 2018: 17). In den meisten

mitteleuropäischen Ländern sind *Rote Listen* über die gefährdeten Farn- und Blütenpflanzen erschienen. Die Vergleichbarkeit der unterschiedlichen Listen ist jedoch stark begrenzt, da die Gefährdungskategorien in den einzelnen Ländern nicht einheitlich definiert sind. Die Tendenzen der Listen zeigen jedoch eine parallele Entwicklung. Besonders Pflanzenarten, die in den dichtbesiedelten Ländern Mitteleuropas vorkommen, sind in der *Roten Liste* vertreten. Dahingegen sind Pflanzenarten in skandinavischen und osteuropäischen Ländern weniger bedroht (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 2019b).

Die *Rote Liste der bedrohten Pflanzenarten* steht als Tabelle mit allen gelisteten Arten zur Verfügung. Neben den *Rote Liste* Kategorien, enthält die Tabelle Informationen über den aktuellen Bestand der Arten, den Bestandstrend und Kommentare zu erwähnenswerten Bestandssituationen der Pflanzen.

4.4 Informationen der Pflanzenarten

Für die Auswertung der ermittelten Statistiken werden verschiedene Informationen der Taxa untersucht. Hierfür wurden die Zeigerwerte nach ELLENBERG und die *Rote Liste* Kategorie zugeordnet. Informationen zur Gattung und dem Bestandstrend sind bereits in der Tabelle der Artenauswahl enthalten.

Den 1.714 Taxa wurden die Stickstoffzahl und Reaktionszahl nach ELLENBERG zugeordnet. Hierfür wurde eine entsprechende Tabelle durch das BfN zur Verfügung gestellt. Auf diese Weise konnten 1.376 Taxa die Zeigerwerte direkt zugeordnet werden. Für die übrigen Taxa konnten, auf Grund von unterschiedlichen Namensbezeichnungen, Unsicherheiten der Zeigerwerte oder fehlenden Zeigerwerten, zunächst kein Wert zugeordnet werden. Die fehlenden Zeigerwerte wurden durch die Expertise von Prof. Dr. Martin SCHNITTLER und Dipl.-Biol. Friedrich HACKER kritisch überprüft und nachgetragen.

Von den 337 Taxa konnten 277 Taxa gesichert zugeordnet werden. Hierbei handelt es sich ausschließlich um Taxa mit unterschiedlichen Bezeichnungen zwischen den Daten in der Artenauswahl und dem BfN. Fehlende Werte wurden mit Hilfe von *FloraWeb* nachgetragen. 37 Taxa konnten keine eindeutigen Zeigerwerte zugeordnet werden. Wenn es sich bei dem Taxon um ein Aggregat oder Art handelt wurde dem Taxon der unempfindlichste Wert zugeordnet, wenn die Amplitude der Zeigerwerte kleiner als drei ist. Diese Zuordnung ist möglich, da die Zeigerwerte keine absoluten Zahlen sind, sondern einer gewissen Schwankung unterliegen. Bei Unterarten ohne Zeigerwerte wurden die Zeigerwerte der übergeordneten Art

zugeordnet. Vier Taxa wurden Zeigerwerte zugeordnet, die jedoch fraglich sind. Um die Analyse der Daten nicht zu verfälschen werden diese Taxa nicht verwendet. Ebenso werden 44 weitere Taxa nicht weiter betrachtet, da diesen keine Stickstoffzahl und keine Reaktionszahl zugeordnet werden können. Grund hierfür ist, dass die Zeigerwerte nicht bekannt sind oder die Amplitude der Taxa eines Aggregates größer als drei ist. Zusätzlich konnten 50 Taxa keine eindeutige Stickstoffzahl und 167 Taxa keine eindeutige Reaktionszahl zugeordnet werden. Demnach beschränkt sich die Analyse der Stickstoffzahl auf 1.076 Taxa und die der Reaktionszahl auf 959 Taxa.

Nachträglich wurden ebenfalls die übrigen fünf Zeigewerte den Taxa zu geordnet. Dies sind die Feuchtezahl, Lichtzahl, Salzzahl, Kontinentalitätszahl und Temperaturzahl. Eine intensive Überprüfung der Werte und Bestimmung unbekannter Zeigerwerte wurde nicht durchgeführt. Es wird davon auszugehen, dass die Zuweisung der weiteren Zeigerwerte zu 543 Taxa für die Analyse der Fragestellung ausreichend ist. Diese Zeigerwerte stehen nicht im Fokus der Untersuchung, sondern sollen, als zusätzliche Standortinformationen der Taxa, Tendenzen hervorheben. Einigen Taxa haben in der Datenbank eine Lichtzahl mit einem in Klammern stehenden Wert hinterlegt. Bei diesen Taxa handelt es sich ausschließlich um Baumarten. Diese Werte beziehen sich ausschließlich auf die Jungpflanze des entsprechenden Taxon. Das Standortverhalten von Keimlingen unterscheidet sich teilweise stark von den tolerierten Standortfaktoren der adulten Bäume (ELLENBERG 1992: 12). Für das langfristige Überleben eines Taxons an einem Standort ist die Etablierung der Jungpflanzen erforderlich. Aus diesem Grund kann die Lichtzahl der Jungpflanze, für die vorliegenden Fragestellung, auch der adulten Pflanze zugeordnet werden. 310 Taxa konnten keine der weiteren fünf Zeigerwerte zugeordnet werden. Bei den entsprechenden Analysen werden diese Taxa nicht beachtet.

5. Methodik

In diesem Kapitel wird die Methodik der Masterarbeit beschrieben. Als Daten werden primär die *Rote Liste der gefährdeten Pflanzenarten 2018* und die Fundortdaten, basierend auf dem Projekt *FloraWeb*, genutzt. Für die Datenbearbeitung werden die Programme *ArcMap 10.7.*1 und das Statistikprogramm *IBM SSPS Statistics 25* verwendet.

5.1 Aufbereitung von PINETI 3

Die Raster der Stickstoffdeposition enthalten keinen Raumbezug und werden deshalb händig in *ArcMap* georeferenziert. Hierzu wurde das Koordinatensystem *GCS_WGS_1984* verwendet. Jedes Raster wurde anhand von 13 Passpunkten möglichst nah an die originale Position angeglichen. Für die Anpassung der Raster wurde die Methode der kleinsten Quadrate 2. Ordnung genutzt. Ein Algorithmus leitet dabei eine Formel ab, nach der die Form der Rasterzellen verändert werden, während die Koordinaten der Passpunkte möglichst gleich bleiben (ESRI 2019). In diesem Fall bedeutet die Anpassung, dass die Raster leicht gedreht und in der Y-Achse gestaucht werden.

Als Fundorte werden die Bereiche bezeichnet, an denen eine Pflanze vorkommen kann. Fundpunkte beschreiben die Anzahl an Vorkommen eines Taxon. An einem Fundort können mehrere Fundpunkte eingetragen sein. Während sich Fundpunkte aus mehreren Fundorten zusammensetzen. Jedem Fundort der Taxa werden statistische Kennwerte der umliegenden Stickstoffdeposition zugeordnet. Die Statistiken werden für die Berechnung der Korrelation und Regression benötigt. Die Funde einer Pflanzenart werden pro MTBQ zu einem Punkt aggregiert und in der Datei *GERMANATLAS_K* dargestellt. Diese Punkte überlagern sich stark. Deshalb werden aus der Gesamtmenge der Fundpunkte die Fundorte gebildet. Die Punkte werden mit dem Tool *Delete Identical* (Data Management, ArcMap 10.7.1, ESRI) so reduziert, dass jedem Fundort nur ein Punkt zugeordnet wird. Als Basis für den Vergleich der identischen Fundpunkte wird das Feld *Gridcode* genutzt. Auf diese Weise wurden aus den 8.537.055 Fundpunkten 12.664 Fundorte abgeleitet.

Jeder Fundort der Pflanzen liegt im Mittelpunkt einer Kreisfläche mit einem spezifischen Radius, in dem das entsprechende Taxon vorhanden ist. Aus diesem Grund werden für jeden Fundort die statistischen Kennwerte der Stickstoffdeposition berechnet. Die Radien der Kreisflächen sind in der Tabelle *GERMANATLAS_K* definiert und liegen zwischen 500 Meter und 6627 Meter. Um die unterschiedlichen Bezugsflächen und die große Streuung der Radien in der Datenauswertung zu berücksichtigen wird zu jedem Fundort die individuelle Kreisfläche berechnet. Hierfür wird das Tool *Buffer* (Analysis, ArcMap 10.7.1, ESRI) verwendet. Ein Fundort (Gridcode 24070) fällt bei der Erstellung der Pufferflächen weg, da bei diesem als Radius 0 Meter eingetragen ist. An diesem Fundort ist nur ein Fundpunkt eingetragen, der sich auf die Pflanze *Chenopodium album agg.* bezieht. Dieses Aggregat besteht insgesamt 11.929 Fundpunkte, deshalb kann dieser einzelne Fundort entfernt werden, ohne deutliche Auswirkungen auf das Forschungsergebnis zu haben.

Zusätzlich wurde getestet ob die Stickstoffdeposition als MTBQ oder Thiessen-Polygon zusammengefasst werden können. Diese haben sich als ungeeignet herausgestellt. Nicht alle Fundorte liegen zentral in einem MTBQ, sondern fassen teilweise auch ein vollständiges MTB zusammen. Die unterschiedlichen Bezugsflächen können nur händig aussortiert werden, dies wäre ein unverhältnismäßiger Mehraufwand in der Datenbearbeitung. Bei der Darstellung der Flächen in Form von Thiessen-Polygonen werden die Bezugsflächen, basierend auf der Entfernung zu den Fundorten, generiert. Damit sind höhere Abweichungen von den realen Bezugsflächen als bei der Darstellung als Kreisfläche vorhanden.

Mit dem Tool *Zonal Statistics as Table* (Spatial Analyst, ArcMap 10.7.1, ESRI) werden die statistischen Werte der Stickstoffdeposition, entsprechend der jeweiligen Kreisfläche, berechnet und den Fundpunkten zugeordnet. Diese sind die Anzahl der Werte (COUNT), der größte Wert (MAX), der kleinste Wert (MIN), die Spannweite (RANGE), der Mittelwert (Mean), die Standardabweichung (STD), die Gesamtsumme (SUM), die Anzahl eindeutiger Werte (VARIETY), der häufigste Wert (MAJORITY), der seltenste Wert (MINORITY) und der Zentralwert (MEDIAN). Einigen Fundorten können keine statistischen Kennwerte zugeordnet werden, da sich diese nicht mit dem Raster der Stickstoffdeposition überschneiden. Auf diese Weise gehen 83 Fundpunkte verloren. Diese Fundpunkte liegen alle in Randbereichen von Deutschland, vornehmlich im Küstenbereich der Nordsee und im Südosten von Deutschland, und überschneiden sich deshalb nicht mit dem Raster der Stickstoffdeposition. Im Küstengebiet werden, bedingt durch die Auflösung von *PINETI 3* von 1 km x 1 km, nicht alle Inseln exakt abgebildet, im Gegensatz zu der Darstellung *FloraWeb*. Bedingt durch die Wahl des Landnutzungstyps der semi-natürlichen Vegetation wird die Stickstoffdeposition auf Wasserflächen nicht dargestellt. Zusätzlich werden bei der Artenauswahl Wasser- und Uferpflanzen ausgeschlossen. Eine weitere Erklärung für die fehlende Überschneidung der Stickstoffdeposition und der Fundorte kann eine unzureichend genaue Georeferenzierung der *PINETI 3* Raster sein. Diese mögliche Fehlerquelle wurde erneut überprüft. Weder eine Veränderung der Passpunkte noch der Methodik führt zu einer Verbesserung der Überschneidung.

Die Stickstoffdeposition wird in der Einheit Stickstoffäquivalente angegeben und in Gramm umgerechnet. Die Einheit Gramm bzw. Kilogramm ist in der wissenschaftlichen Diskussion von Stickstoffdepositionen voranglich genutzt und im allgemeinen Sprachgebrauch stärker akzeptiert als Stoffäquivalente. So wird ein einfacher Vergleich der Depositionen mit anderen Forschungsarbeiten oder gesetzlichen Beschlüssen ermöglicht. Eine Umrechnung der

Stickstoffdeposition in Kilogramm ist zunächst nicht möglich, da das später verwendete Tool *Zonal Statistics* nur Integer bearbeiten kann. Bei Nutzung der Einheit Kilogramm würden viele Unterschiede zwischen den Daten verloren gehen. Eine aussagekräftige Datenanalyse wäre damit nicht mehr möglich. Für die Umrechnung wurde das Tool *Raster Calculator* (Spatial Analyst, ArcMap 10.7.1, ESRI) verwendet. Mit dem Befehl *Int(("LE2DWD_3yrav_2013_2015_fluxtotal_N_sem" / 71.428 * 1000) + 0.5)* werden alle Depositionsmengen des angegebenen Rasters (hier: *LE2DWD_3yrav_2013_2015_fluxtotal_N-_sem)* in Gramm umgerechnet. Mit der Präposition *Int* werden die Rechenergebnisse als Integer ausgegeben. Die Stoffäquivalente werden in Kilogramm umgerechnet, in dem sie durch 71,428 dividiert werden. Mit dem Faktor 1000 wird die Einheit von Kilogramm in Gramm umgerechnet. Bei der Umwandlung der Zahlen zu Integer werden die Nachkommastellen der Werte ohne zu Runden entfernt. Durch die Addition von 0,5 werden die Werte mathematisch korrekt gerundet.

5.2 Aufbereitung von FloraWeb

Die Artenauswahl dieser Forschungsarbeit basiert auf dem Datensatz der Farn- und Blütenpflanzen der *Roten Liste gefährdeter Pflanzen 2018*. Die Begrenzung auf diese Artengruppe ist durch *FloraWeb* festgelegt, da aktuell nur diese Taxa in den Atlas aufgenommen wurden. Auf Grund von verschiedenen Unsicherheiten wurden ein Teil der Taxa aus der Artenauswahl ausgeschlossen. Die ausgeschlossenen Taxa sind die Apomikten, Kleinarten, Neophyten, Wasserpflanzen und Bäume- oder höhere Straucharten. Die Bestimmung der Lebensräume und Merkmale der Pflanzen basieren auf den Einträgen in *FloraWeb*. Die Apomikten besitzen, ebenso wie die Kleinarten, eine zu große Variabilität der synökologischen Amplitude. Dies zeigt sich in indifferenten und meist unbekannten Erkenntnissen zu den Eigenschaften der Pflanzen. Eine taxonomische Bearbeitung ist nur durch entsprechende Spezialisten möglich. Die ungesicherten Informationen verhindern eine statistische Auswertung der entsprechenden Taxa (JÄGER 2017: 12). Neophyten sind invasive Arten mit zum Teil noch nicht abgeschlossenen Ausbreitungsvorgängen. In der Regel kommen Neophyten nicht an stickstoffarmen Standorten vor, daher ist eine gesicherte Zuweisung zu einem Stickstoff-Indikationsbereich nicht möglich (PYŠEK / RICHARDSON 2007: 105). Pflanzen werden als Wasserpflanze gewertet, wenn laut *FloraWeb* nährstoffreiche Gewässer zu den Hauptlebensräumen zählen. Damit wurden auch am Ufer oder in Überflutungsmooren vorkommende Arten ausgeschlossen. Arten, die in Gebieten mit einer zeitweisen Überflutung

vorkommen, wurden in der Artenauswahl belassen. Die Gruppe der Wasserpflanzen wird ausgeschlossen, da für diese Taxa der Stickstoffgehalt im Wasser ausschlaggebender, als die Stickstoffdeposition ist. Die Stickstoffkonzentration in Böden und Gewässern wird durch *PINETI 3* nicht erfasst (SCHAAP et al. 2018: 40). Die Stickstoffeintragsmengen der Gewässer wird maßgeblich durch die Landnutzung im Einzugsgebiet bestimmt. Ein eindeutiger Zusammenhang zwischen der vorliegenden Stickstoffdeposition und dem Artenschwund von Wasserpflanzen ist, ohne aufwendige Untersuchung der Einzugsgebiete der Gewässer vor Ort, nicht zu ermitteln. Die Wuchsformen Baum und höherer Strauch wurden ausgeschlossen, da diese Taxa als sehr konkurrenzstark gelten und einmal etabliert auch bei veränderten Bedingungen über lange Zeit überleben können. Die Eutrophierung durch Stickstoffeinträge hat dabei einen weitaus geringeren Effekt als die Landnutzung und das Makroklima (BEGON et al. 2017: 91).

Als Sonderfälle werden der gewöhnliche Efeu (*Hedera helix subsp. helix*), die gewöhnliche Berberitze (*Berberis vulgaris L.*) und deren Unterart (*Berberis vulgaris subsp. Vulgaris*) behandelt. Der gewöhnliche Efeu wurde aus der Artenauswahl entfernt, da diese Unterart eine sehr hohe Variabilität der bevorzugten Standorteigenschaften aufweist. Dies belegen auch die zugeordneten Zeigerwerte nach ELLENBERG, die sowohl für die Stickstoffzahl als auch die Reaktionszahl indifferent sind. Die gewöhnliche Berberitze bleibt in der Artenauswahl bestehen, obwohl dieses Taxon als Strauch zu den Gehölzarten zugehörig ist. Die Stickstoffzahl nach ELLENBERG beträgt 3 und könnte damit aufschlussreich für die Beantwortung der Forschungsfrage sein (JÄGER 2017: 327).

Nach dem ersten Ausschluss der nicht zu untersuchenden Taxa wurde die Artenauswahl mit den Verbreitungskarten von *FloraWeb* abgeglichen. In der Datenbank *FloraWeb* sind nicht alle Taxa der *Roten Liste* enthalten. Um diese Taxa herauszufiltern wurde die reduzierte *Rote Liste* und die Artenliste von *FloraWeb* miteinander verknüpft. Als gemeinsames Referenzfeld wurde hierfür der Pflanzenname verwendet. Um die zwei Listen zu verknüpfen müssen die Bezeichnungen exakt übereinstimmen. In den Listen werden jedoch unterschiedliche Nomenklaturen verwendet. Die Nomenklatur der *Roten Liste* basiert auf dem Verbreitungsatlas *Rothmaler – Exkursionsflora von Deutschland* (JÄGER 2017). Die Nomenklatur von *FloraWeb* basiert auf der *Liste der Gefäßpflanzen Deutschlands* von BUTTLER und HAND (BUTTLER / HAND 2008).

Da die *Rote Liste* als grundlegende Artenauswahl definiert wurde, wird die Nomenklatur nach *Rothmaler* in dieser Arbeit verwendet. Das bedeutet, dass die Namensbezeichnungen im

Verzeichnis von *FloraWeb* angepasst werden. Dies betrifft die Aktualisierung der Autorennamen, da in *FloraWeb* zusätzlich zum Autor die Person erwähnt wird, die die Pflanzenbezeichnung zuerst verwendet hat (z.B. *Epilobium duriaei J. GAY ex GODRON*). Diese Angabe fehlt in der Nomenklatur der *Roten Liste*. Gleichzeitig werden für die Autoren teilweise unterschiedliche Abkürzungen verwendet. Manche Schreibweisen der Taxa unterscheiden sich ebenfalls, wie z.B. bei *Achillea clavennae L.* und *Achillea clavenae L.*. Ein weiterer Unterschied in der Nomenklatur der beiden Listen ist, das in der *Roten Liste* die Zusätze *s.str. (sensu stricto)* und *s.l. (sensu lato)* nicht aufgeführt werden. Erst wenn die Bezeichnung der Taxa in beiden Tabellen exakt übereinstimmt, ist eine Verknüpfung der beiden Artenlisten möglich. Für einen effizienten Vergleich der beiden Artenlisten, wurden diese mit dem Programm *Microsoft Access* mit einander verbunden. Bei 1.628 Taxa stimmen die Namensbezeichnungen ohne Bearbeitung überein. Die übrigen 568 Taxa wurden händig überprüft und deren Namen gegebenenfalls angepasst. Eine entsprechende Tabelle, in der die Namensveränderungen aufgeführt sind, ist im Anhang zu finden. Nach der Bearbeitung sind 2.196 Taxa sowohl in der *Roten Liste* als auch *FloraWeb* enthalten und können verbunden werden.

Bei drei Taxa ist der Fall eingetreten, dass diese in *FloraWeb* sowohl mit dem Zusatz s.l. und s.str. angegeben sind, also aus zwei Taxa bestehen. Laut der *Roten Liste* werden diese Taxa jeweils als ein gemeinsames Taxon gelistet. Dabei handelt es sich um *Ficaria verna Huds.*, *Gentianella campestris (L.) Börner* und *Polygonum oxyspermum Ledeb.*. Auf Grund der Methodik, mit der die zwei Artenlisten miteinander verbunden werden, geht das in *FloraWeb* zweitgenannte Taxon verloren. Diese drei Taxa werden händig zu der Artenliste hinzugefügt.

Im nächsten Schritt wird überprüft, ob für jedes Taxon der Artenauswahl eine Verbreitungskarte vorhanden ist. Einige Taxa sind ohne eine zugehörige Verbreitungskarte in *FloraWeb* gelistet. Bei diesen Taxa sind in der Datenbank lediglich Informationen über die Eigenschaften des Taxon abzurufen. Bei einigen Taxa kommt es vor, dass eine Art und die dazugehörige Unterart gelistet sind und sich deren Verbreitungskarten gleichen. Wenn dies der Fall ist, wird die weniger differenzierende Art aus dem Datensatz entfernt, da die Unterart genauere taxonomische Informationen enthält. In wenigen Sonderfällen unterscheiden sich die Art und Unterart durch weniger als 5 Fundpunkte. Hier wurde ebenfalls die übergeordnete Art aus dem Datensatz entfernt.

5.3 Verknüpfung von PINETI 3 und FloraWeb

Die überarbeitete Artenliste umfasst etwa 5 Millionen (4.987.850) Fundpunkte. Diese Tabelle kann mit *ArcMap* direkt aus der Access-Datei importiert werden. In *ArcMap* werden die Koordinaten mit dem Befehl *Display XY Data* räumlich dargestellt und die Daten als Feature-Class gespeichert, damit wird jedem Attribut der Tabelle eine ID zugeordnet. Ohne diese Kennziffer können die nächsten Bearbeitungsschritte in *ArcMap* nicht durchgeführt werden.

Mit dem Tool *Join Field* (Data Management, ArcMap 10.7.1, ESRI) werden den Fundunkten die zuvor berechneten statischen Informationen der Stickstoffdeposition zugeordnet. Zusätzlich wird der Zeitraum in drei Spalten unterteilt, diese sind *Zeit1*, *Zeit2* und *Zeit3*. Jede der Spalten ist mit den Werten 0 und 1 binär kodiert. Der Wert 1 bedeutet, dass der Fundpunkt dem jeweiligen Zeitraum zugeordnet ist. Die Spalten werden mit dem Tool *Field Calculator* gefüllt. Hierfür wird in Phyton die folgende Formel definiert.

```
def myCalc(Zeit, Wert):
  if (Zeit ==Wert):
    return 1
  else:
    return 0
```

Die Variable *Zeit* entspricht der Spalte, die die Informationen über den Zeitraum enthält. Mit *Wert* wird bestimmt nach welchem Zeitraum die Spalte durchsucht wird. Zusätzlich wird die Spalte *Verlust* erzeugt, die den Wert 1 trägt, wenn der Fundpunkt dem Zeitraum 1 oder 2 zugeordnet wurde. Für die Berechnung der Spalte Verlust wird der Begriff *Zeit == Wert* durch *Zeit < 3* ersetzt, um die Zeiträume 1 und 2 herauszufiltern.

5.4 Filtern der Daten

Fundorte, denen keine statischen Werte der Stickstoffdeposition zugeordnet wurden, werden aus dem Datensatz entfernt. Um diese Fundpunkte herauszufiltern, wird überprüft ob die Fundorte innerhalb der erzeugten Pufferflächen liegen. Hierfür wird das Tool *Clip* (Analysis, ArcMap 10.7.1, ESRI) verwendet. Damit werden alle Punkte gelöscht, die nicht innerhalb der Pufferflächen liegen. Auf diese Weise werden 6.335 Punkte entfernt, dies entspricht 0,13 % der Gesamtmenge der Fundpunkte.

Um inhomogene Rasterfelder der Stickstoffdeposition aus dem Datensatz zu entfernen, wurde der Höchstwert der Spannweite pro Fundort begrenzt. Durch die Interpolierung der Stickstoffdeposition von 1 km x 1 km auf den Radius der Pflanzenfundorte, besteht die Möglichkeit, dass stark unterschiedliche Messwerte zusammengefasst wurden. Werden diese Fundorte mit einer überhöhten Spannweite entfernt, wird sich dies positiv auf die Aussagekraft der Statistik auswirken. Als Grenzwerte ist eine Spannweite von 2,5 kg N ha^{-1} a^{-1} festgelegt. Dieser Wert ist der Kompromiss zwischen einer möglichst niedrigen Spannweite und dem Erhalt von möglichst vielen Fundpunkten. Dies ist besonders bei seltenen Taxa mit wenigen Fundorten wichtig. Zum Vergleich bleiben bei einer maximalen Spannweite von 1,5 kg N ha^{-1} a^{-1} 85,6 %, bei 2,0 kg N ha^{-1} a^{-1} 93,8 %, bei 2,5 kg N ha^{-1} a^{-1} 96,8 % und bei 3,0 kg N ha^{-1} a^{-1} 98,1 % der Fundpunkte erhalten.

Zusätzlich wurden Taxa gelöscht, die nur zu einem der drei Zeiträume vorhanden sind. Mit diesen Taxa ist es nicht möglich die statistischen Berechnungen der Korrelation und Regression durchzuführen. Dazu haben diese Taxa eine sehr geringe Anzahl an Fundpunkten und sind damit für die weitere Betrachtung ohne große Bedeutung. Die Betrachtung der räumlichen Verteilung der Fundpunkte zeigt, dass vor allem Fundpunkte in der Alpenregion entfernt werden. Dies deckt sich mit der Beobachtung, dass in diesem relativ kleinen Raum die größte Amplitude der Stickstoffdeposition zu erkennen ist.

6. Pretest der Datengrundlage

Vor der Analyse der Hypothesen wird überprüft ob die Daten der Stickstoffdeposition und Fundorte für die Beantwortung der Fragestellungen geeignet sind. Dazu werden die Veränderungen der Stickstoffzahl und Reaktionszahl zwischen den drei Zeiträumen verglichen (vgl. Anhang III). Pro Zeitraum wird der Mittelwert der Parameter gebildet. Basierend auf vergleichbaren Forschungen ist davon auszugehen, dass die Stickstoffzahl und die Reaktionszahl nach ELLENBERG mit der Zeit ansteigen (MCCLEAN et al. 2011: 2882).

Die Taxa des Zeitraums 1 haben eine mittlere Stickstoffzahl von 4,1 , die Taxa des Zeitraums 2 von 4,7 und im Zeitraum 3 haben die Taxa im Mittel eine Stickstoffzahl von 4,9. Die Standardabweichung ist bei allen Mittelwerten in etwa bei 2,1. Dieser Wert ist als relativ hoch zu bewerten. Da die Standardabweichung bei allen drei Zeiträumen gleich ist, kann dieser Wert bei der weiteren Auswertung vernachlässigt werden. Der Standardfehler ist auf Grund der

hohen Anzahl der untersuchten Fälle extrem gering. Aus den Daten kann interpretiert werden, dass die Taxa im Mittel mit der Zeit weniger Stickstoffempfindlich werden. Stickstoffempfindliche Taxa sind im Verlauf der Zeit seltener vorzufinden und stickstofftolerierende Pflanzenarten kommen häufiger vor. Diese Interpretation wird durch weitere Forschungen in anderen Regionen Europas bestätigt (MCCLEAN et al. 2011: 2885, VAN LANDUYT et al. 2008: 3054, FANGMEIER et al. 1994: 70, LEITH et al. 2005: 46).

Die mittlere Reaktionszahl ist über alle drei Zeiträume sehr konstant. Im Zeitraum 1 beträgt der Mittelwert 6,0 , im Zeitraum 2 6,2 und im Zeitraum 3 6,1. Eine eindeutige Entwicklungstendenz ist nicht zu erkennen. Auch wenn die Mittelwerte der Reaktionszahlen minimal ansteigen. Damit kann die vorsichtige These aufgestellt werden, dass Taxa im Verlauf der Zeit eine höhere Stickstoffzahl haben und damit weniger Säuretolerant sind. Diese Interpretation kann durch verschiedene Literaturquellen bestätigt werden (DISE / STEVENS 2005: 724, VAN LANDUYT et al. 2008: 3054, 2008: 3057, MCCLEAN et al. 2011: 2885). Da die Stickstoffzahl mit der Zeit ansteigt und die Reaktionszahl und die Stickstoffzahl positiv miteinander korrelieren ist zu erwarten, dass die Reaktionszahl die gleiche Verteilung aufweist (KOWARIK / SEIDLING 1989: 137). Dies ist bedingt durch die versauernde Wirkung von erhöhten Stickstoffdepositionen auf den Boden (BOBBINK / HETTELINGH 2011: 23). MCCLEAN et al. und VAN LANDUYT et al. kamen ebenfalls zu der Schlussfolgerung, dass die mittlere Reaktionszahl und die mittlere Stickstoffzahl in den meisten Rastern mit der Zeit ansteigen (MCCLEAN et al. 2011: 2882, VAN LANDUYT et al. 2008: 3057).

Die Mittelwerte der Stickstoffzahl und der Reaktionszahl steigen im Verlauf der Zeit an. Die vorhandenen Daten der Fundpunkte verhalten sich, bezogen auf die beiden Zeigerwerte, entsprechend der Erwartung. Diese Entwicklung kann durch einen Vergleich mit der einschlägigen Literatur bestätigt werden. Damit sind die vorliegenden Datensätze für die Analyse der Fragestellung geeignet.

7. Hypothese 1

Die erste Hypothese lautet: Bei stickstoffempfindlichen Pflanzenarten ist die Wahrscheinlichkeit des Erlöschens von Vorkommen mit der Höhe der Stickstoffdeposition positiv korreliert. Für eine umfassende Beantwortung der Hypothese wird die Korrelation zwischen der Hintergrundbelastung mit Stickstoffdeposition und dem dokumentiertem

Rückgang ermittelt. Anhand der Korrelationskoeffizienten wird untersucht, ob es möglich die Taxa nach ökologischen Artengruppen zu ordnen.

7.1 Die Variablen der Korrelation

Für die Bestimmung einer statistisch signifikanten Korrelation müssen zunächst die Variablen der Korrelation definiert werden. Für jedes Taxon werden die Kombinationsmöglichkeiten der verschiedenen Variablen berechnet. Die Korrelationsanalyse wird zwischen den Fundpunkten, an denen die untersuchten Taxa verloren gingen und der Stickstoffdeposition durchgeführt. Es gilt zu bestimmen welche Kombination der Variablen die besten Ergebnisse für die Beantwortung der Fragestellung liefert.

Es wird eine Korrelation zwischen einer dichotom verteilten und einer metrisch skalierten Variable durchgeführt. Für diese Kombination der Variablen wird die Methode der punktbiserialen Korrelation verwendet (COHEN 1988: 23). Als dichotom skaliert wird eine Variable bezeichnet, die nur zwei mögliche Ausprägungsformen haben kann. Wie in Kapitel 4.2 beschrieben enthält *FloraWeb* die Information, wann ein Taxon das letzte Mal an einem Fundort nachgewiesen wurde. Diese Information ist mit dem Verlust eines Taxon an diesem Punkt zu diesem Zeitpunkt gleichzusetzen. Dieser Verlust wurde in einer Tabelle als dichotome Variable aufbereitet. Die dichotome Variable ist mit den Werten 0 und 1 kodiert. Demnach beschreibt die ermittelte Korrelation den Grad des Zusammenhangs zwischen dem Erlöschen eines Taxons und der Stickstoffbelastung.

Die Korrelation wird mit dem Programm *SPSS Statistics* durchgeführt. Es wird für jedes Taxon der Artenliste ein spezifischer Korrelationskoeffizient berechnet. Als Korrelationskoeffizient wird die Pearson-Produkt-Moment-Korrelation verwendet. Die Pearson-Produkt-Moment-Korrelation ist mit der biserialen Korrelation gleichzusetzen, wenn die dichotome Variable mit den Werten 0 und 1 klassifiziert ist. Als mögliche Kombinationen der Variablen wurden alle Kombinationen zwischen den Fundpunkten (Zeit 1, Zeit 2 und Verlust) und der Stickstoffdeposition (MAX und MEAN) berechnet. Für die Berechnung der Korrelation von 1950 bis 1980 wurden die Fundpunkte, die vor 1950 verloren gegangen sind, entfernt. Diese würden die Berechnung verfälschen, da diese auf Grund der Datenstruktur als aktuell vorhanden gewertet werden. Für die Variable der Stickstoffdeposition werden die minimalen Werte oder der Median pro Fundort nicht genutzt werden. Die Variable Median ist sehr ähnlich zur Variable des Mittelwertes MEAN. Die Variable Minimum unterscheidet sich zwischen den

einzelnen Fundorten nur leicht, wodurch davon aufzugehen ist, dass sich die ermittelten Korrelationen ebenfalls stark ähneln werden. Für die Ermittlung der Korrelation sind die maximalen und mittleren Stickstoffdepositionen am besten geeignet.

Für die Bestimmung der beiden Variablen wurden die statistischen Maßzahlen der verschiedenen Korrelationsanalysen verglichen (vgl. Tabelle 1). Eine positive Korrelation bedeutet, dass die Wahrscheinlichkeit, dass ein Taxon an einem Fundort verloren geht, mit höherer Stickstoffbelastung steigt.

Tabelle 1: Bestimmung der Variablen der Korrelation (Eigene Darstellung)

Variable Zeit	Variable Stickstoff	Mittlere Korrelation	Mittlere Signifikanz	Standardabweichung	Varianz
Zeit 1	MEAN	0,089	0,143	0,187	0,035
Zeit 1	MAX	0,094	0,145	0,185	0,034
Zeit 2	MEAN	0,009	0,210	0,202	0,041
Zeit 2	MAX	0,006	0,217	0,203	0,041
Verlust	MEAN	0,047	0,195	0,196	0,038
Verlust	MAX	0,049	0,198	0,193	0,037

Der Vergleich der Korrelationskoeffizienten zeigt, dass es deutliche Unterschiede zwischen den gewählten Beobachtungszeiträumen gibt. Zeit 1 korreliert stärker mit der Stickstoffdeposition, als die Variabel Zeit 2. Der generelle Verlust eines Fundpunktes hat erwartungsgemäß Korrelationskoeffizienten zwischen Zeit 1 und Zeit 2. Aus diesem Grund wie die Variable *Verlust* für eine Ermittlung der Korrelation ausgeschlossen. Die mittlere Signifikanz ist bei Zeit 1 besser als bei Zeit 2. Bei Betrachtung von Zeit 1 haben etwa zwei Drittel der Taxa eine Signifikanz von unter 5 %. Bei der Variable Zeit 2 haben dagegen etwa 50 % der Taxa eine Signifikanz von unter 5 %. Die Standardabweichung und die Varianz sind bei der Korrelation mit der Variabel Zeit 1 deutlich geringer als bei der Variabel Zeit 2. Die Korrelation der Variable MAX hat im Vergleich zur Variable MEAN bessere statistische Maßzahlen. Die

mittlere Korrelation ist bei dieser Variable größer und die Signifikanz, Standardabweichung und Varianz ist geringer.

Unter Berücksichtigung aller statischen Maßzahlen wird die Korrelation zwischen den Variablen Zeit 1 und MAX untersucht. Wenn im Folgenden der Begriff Korrelationskoeffizienten oder Korrelation verwendet wird, bezieht sich dies, falls nicht genauer definiert, auf die Korrelation zwischen der Variable Zeit 1 und der maximalen Stickstoffdeposition.

7.2 Bestimmung der Seltenheitsschwelle

In der Artenauswahl sind einige sehr seltene Taxa enthalten, die nur sehr wenige Fundpunkte zugewiesen haben. Bei einer geringen Anzahl der Fundpunkte verschlechtert sich die statistische Signifikanz und die Wahrscheinlichkeit der Zufallskorrelation ist höher. Hierzu wird eine Seltenheitsschwelle der Taxa bestimmt. Dazu wird ermittelt wie viele Fundpunkte mindestens benötigt werden, damit statistisch signifikante Effekte zu erkennen sind. Als Maß für die Häufigkeit wird das aktuelle Vorkommen (Zeitraum 3) verwendet. Für die Analyse der Seltenheitsschwelle werden die 1.714 Taxa in 10 Häufigkeitsklassen eingeteilt (vgl. Anhang III). Die Klassen wurden so gewählt, dass sie in etwa die gleiche Anzahl an Taxa zusammenfassen (vgl. Tab. 2). Die meisten Taxa haben wenige Fundpunkte aufzuweisen. Demzufolge haben die Klassen mit aufsteigender Größe, auch eine aufsteigende Klassenbreite.

Die Verteilung der mittleren Korrelation lässt sich in 2 Gruppen einteilen. Von den Klassen 1 bis 4 sinkt die mittlere Korrelation von 0,094 bis 0,020. Ab der Klasse 5 steigt die mittlere Korrelation relativ gleichmäßig von 0,033 bis 0,186 an. Ähnlich wie die mittlere Korrelation verhält sich der Standardfehler. Bis zu Klasse 4 schwankt er um einen Wert von 0,015. Der Standardfehler der Klassen 5 bis 10 schwankt dagegen um einen Mittelwert von 0,009. Der prozentuale Anteil der positiven Korrelationen steigt insgesamt mit den Häufigkeitsklassen an. Zwischen den Klassen 1 bis 4 schwankt der Wert auf einem relativ niedrigem Niveau. Ab der Klasse 5 stiegt der Anteil der positiven Korrelationen bis zu 98,6 % gleichmäßig an. Die Klassen 5 bis 10 haben eine Anteil von mindestens 50 % positiver Korrelationen.

Tabelle 2: Die Korrelationskoeffizienten nach den Häufigkeitsklassen (Eigene Darstellung)

Klasse	Werte	Anzahl	Mittlere Korrelation	Standardfehler	Taxa mit positiver Korrelation (in %)
1	0 - 11	173	0,094	0,014	45,7
2	12 - 24	129	0,069	0,014	42,6
3	25 - 49	135	0,035	0,014	55,6
4	50 - 99	103	0,020	0,016	51,5
5	100 - 249	175	0,033	0,012	60,0
6	250 - 499	154	0,054	0,012	68,8
7	500 – 999	133	0,082	0,012	72,2
8	1000 – 2499	210	0,103	0,007	82,4
9	2500 – 4999	208	0,152	0,006	98,1
10	> 5000	294	0,186	0,006	98,6

Jede der statischen Werte entwickelt sich ab der Klasse 5 „positiv“. Im Gegensatz zu den Klassen 1 bis 4 sind hier die Korrelationskoeffizienten deutlich gleichmäßiger verteilt, die Taxa stärker korrelierend und mit einer höheren statischen Genauigkeit versehen. Alle Taxa die aktuell weniger als 100 Fundpunkte habe werden aus der Artenliste entfernt. Damit bleiben 1.174 Taxa für die weitere Untersuchung übrig.

7.3 Überprüfung der Korrelation

In diesem Kapitel wird analysiert, ob es Taxa mit einer statistisch signifikanten Korrelation zwischen der Hintergrundbelastung mit Stickstoffdepositionen und dem dokumentierten Rückgang gibt. Für die Untersuchung der Fragestellung werden ausschließlich Taxa verwendet, die eine Signifikanz von weniger als 5 % aufweisen und nach dem Jahr 1980 (Zeitraum 3) mindestens 100 Fundpunkte haben. Damit bleiben von 969 Taxa für Analyse übrig. Die

Korrelation wird wie in Kapitel 7.1 beschrieben zwischen der Variable Zeit 1 und der maximalen Stickstoffdepositionen berechnet.

Von den 969 Taxa haben 853 Taxa eine positive Korrelation und 116 Taxa eine negative Korrelation. Damit zeigen die meisten Taxa eine negative Reaktion auf eine erhöhte Stickstoffdepositionen. Der Mittelwert des Korrelationskoeffizienten beträgt 0,132. Die Verteilung der Korrelationskoeffizienten wird anhand eines Boxplots weiter ausgewertet (vgl. Abb. 2). Boxplots eignen sich sehr gut um große Datenmengen zu strukturieren und Ausreißer sichtbar zu machen.

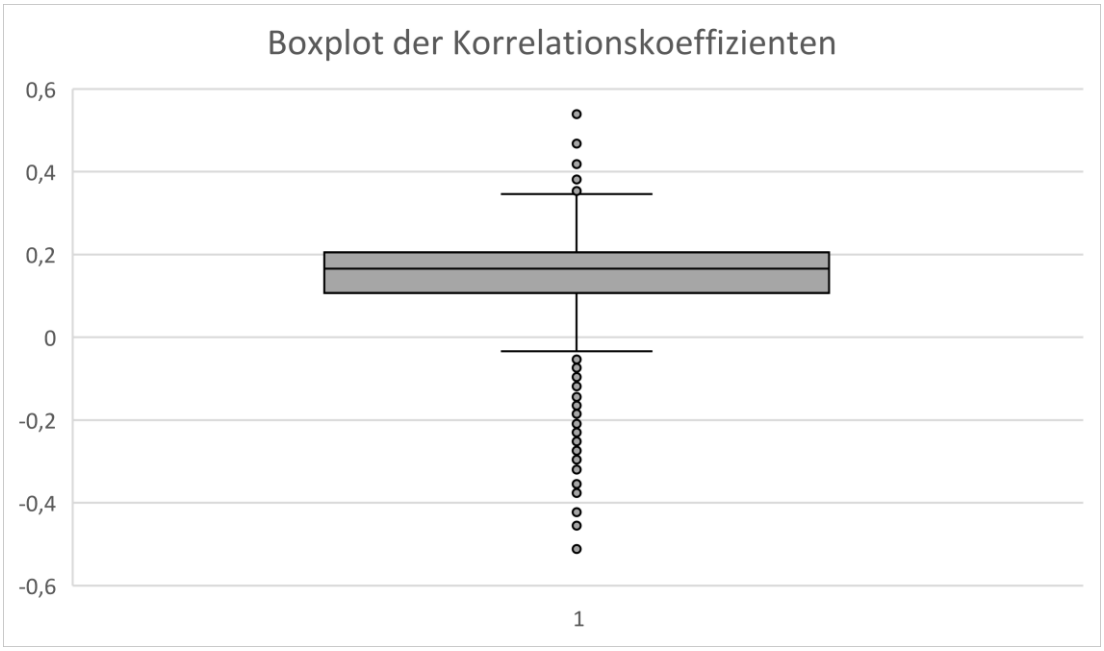


Abbildung 2: Boxplot der Korrelationskoeffizienten (Eigene Darstellung)

Die Korrelationskoeffizienten liegen zwischen den Werten -0,512 und +0,539. Damit ist im Datensatz eine große Amplitude der Werte von 1,051 vorhanden. Der Median der Korrelationskoeffizienten liegt bei 0,166. Der Interquartilsabstand beträgt 0,098 , 50 % der Korrelationskoeffizienten liegen innerhalb dieser Wertespanne. Der Interquartilsabstand entspricht weniger als 10 % der Wertespanne und ist als sehr klein zu betrachten. Die Länge der Antennen bzw. Whisker sind hier so definiert, dass sie die Grenzen markieren ab dem Werte als Ausreißer eingeschätzt werden. Ausreißer sind ab einem 1,5 fachen Interquartilsabstand als Solche zu bezeichnen. Damit ist die untere Grenze der Ausreißer -0,04 und die obere Grenze 0,352. Insgesamt sind 125 Korrelationskoeffizienten als Ausreißer zu bewerten. Auffällig ist,

dass von den Ausreißern 112 Taxa eine negative Korrelation haben. Ein Ausreißer bedeutet nicht unbedingt, dass die Werte falsch sind, sondern lediglich, dass hier auffällig hohe bzw. niedrige Werte vorliegen. Dabei ist zu beachten, dass das Boxplot keine zufällige Stichprobe darstellt, sondern als Werkzeug genutzt wird um die Verteilung der Korrelationskoeffizienten zu beschreiben. Negative Korrelationen sind statistisch und logisch möglich. Eine negative Korrelation bedeutet, dass mehr Fundpunkte im Zeitraum 2 und Zeitraum 3 mit einer niedrigeren Deposition zu finden sind und Fundpunkte im Zeitraum 1 an Standorten mit höheren Stickstoffdepositionen verloren gehen. Rein statistisch betrachtet kann daraus interpretiert werden, dass diese Taxa durch erhöhte Stickstoffdeposition positiv in ihrer Verteilung gestärkt werden. Bei diesen Taxa handelt es sich zum Bespiel um Taxa, die auf nährstoffarmen Böden, wie kalkreichen Niedermooren, vorkommen.

Die Grenze der extremen Ausreißer ist definiert als 3-facher Interquartilsabstand. Nach oben liegt der Grenzwert der extremen Ausreißer bei 0,499 , diesen überschreitet nur ein Taxon (*Allium sphaerocephalon L.).* Die untere Grenze der extremen Ausreißer liegt bei -0,187 , diesen Wert unterschreiten 47 Taxa. Für diese negativen Korrelationen kann es eine Vielzahl an Erklärungen geben. Es kann daran liegen, dass es in der Artenauswahl einen großen Anteil an Taxa gibt, die positiv auf eine erhöhte Stickstoffdeposition reagieren. Andererseits kann es sich bei den negativen Korrelationen auch um statistische Fehler handeln, die nicht anhand der Signifikanz überprüft werden können, wie Auto- oder Zufallskorrelationen.

In den nächsten Schritten werden ausschließlich Taxa mit einer positiven Korrelation beachtet, da die negativen Korrelationen keinen Mehrwert für die Beantwortung der Fragestellung haben. Auf diese Weise wird ein Großteil der negativen Ausreißer aus dem Datensatz entfernt. Die 5 positiven extremen Ausreißer bleiben zunächst im Datensatz enthalten, da nicht sicher bestimmt werden kann, ob die Korrelationen korrekt oder falsch ermittelt wurden. Für weiterführende Forschungen mit dem Datensatz ist es zu empfehlen, diese Taxa kritisch zu begutachten.

COHEN hat, für die Verhaltenswissenschaft, eine Einordnung der Korrelationskoeffizienten definiert (COHEN 1988: 82). So wird die Effektgröße eines Korrelationskoeffizienten von 0,1 bis kleiner 0,3 als klein bezeichnet, von 0,3 bis kleiner 0,5 als mittelgroß und ab einem Korrelationskoeffizienten von 0,5 als groß bezeichnet. Nachdem diese Richtwerte zunächst ausschließlich für die Verhaltenswissenschaften veröffentlicht worden sind, wurden sie von anderen Fachrichtungen übernommen und sind nun als allgemein gültig anerkannt. Die Taxa wurden entsprechend COHENs Einordnung in vier Klassen unterteilt. Für diese Analyse wurden

erneut alle Taxa, inklusive der negativen Korrelationen, verwendet um einen Überblick über die Verteilung der Korrelationskoeffizienten zu erhalten.

In Tabelle 3 ist zu erkennen, dass die meisten Taxa (784 Taxa) eine kleine Effektgröße haben. 43 Korrelationen sind als mittelgroß und 2 Korrelationen als groß zu bewerten. 140 Taxa haben keine signifikante Korrelation. Sowohl die negativen, als auch die positiven Korrelationen zeigen eine ähnliche Klasseneinteilung der Effektgröße. Nach der Einschätzung durch COHEN haben 829 Taxa eine statistisch relevante Effektgröße (85 %). Davon sind 744 Werte positive Korrelationskoeffizienten und 85 Werte negative Korrelationskoeffizienten.

Tabelle 3: Die Korrelationskoeffizient nach der Effektgröße (Eigene Darstellung nach COHEN (1988: 82))

Korrelationskoeffizient	Insgesamt	Positiv	Negativ
Insgesamt	969	853	116
Zu Gering (0 bis <0,1)	140	109	31
Klein (0,1 bis < 0,3)	784	715	69
Mittelgroß (0,3 bis < 0,5)	43	28	15
Groß (>= 0,5)	2	1	1

Zusammengefasst betrachtet haben die Korrelationen der Taxa, bis auf wenige Ausreißer, eine geringe Streuung um einen Median von 0,166. Basierend auf der Einschätzung von COHEN sind 85 % der Taxa mit einer statistisch signifikanten Effektgröße vorhanden. Wie im Boxplot in der Tabelle 3 zu erkennen ist, haben die meisten Taxa eine relativ niedrige Effektstärke. Anhand dieser Erkenntnisse kann bestätigt werden, dass es Taxa mit einer statistisch signifikanten Korrelation gibt.

7.4 Analyse der Korrelation

Nach dem Beweis der Korrelation zwischen der Stickstoffdeposition und dem Artenrückgang, wird im Folgenden überprüft zu welchen ökologischen Artengruppen die Taxa mit einer statistisch signifikanten Korrelation zuzuordnen sind.

Als Artengruppen wird eine Gruppe von Pflanzenarten bezeichnet, die sich durch ähnliche Standortansprüche auszeichnet (JÄGER 2017: 12). Für die Beantwortung dieser Frage werden die Taxa nach dem Korrelationskoeffizient in acht äquidistante Klassen unterteilt (vgl. Tab. 4). Jede Klasse umfasst einen Wertebereich von 0,05 des Korrelationskoeffizienten. Durch die Wahl der Klassenbreite kann die Häufigkeitsverteilung der Klassen in die Interpretation der Statistiken miteinbezogen werden. Anhand der acht Klassen werden verschiedene Eigenschaften verglichen, um Gemeinsamkeiten und Unterschiede der Taxa zu finden. Untersucht werden die Häufigkeit, die Zeigerwerte nach ELLENBERG, die *Rote Liste* Kategorien und die *Rote Liste* Tendenzen und der Bestandstrend.

Tabelle 4: Die Klassen der Korrelationskoeffizienten (Eigene Darstellung)

Klasse	Korrelationskoeffizient	Anzahl
1	0 bis <0,05	18
2	0,05 bis <0,1	91
3	0,1 bis <0,15	183
4	0,15 bis <0,2	265
5	0,2 bis <0,25	221
6	0,25 bis <0,3	46
7	0,3 bis <0,35	16
8	>=0,35	13

Für diesen Vergleich werden lediglich Taxa analysiert, die einen positiven Korrelationskoeffizienten aufweisen und mehr als 100 Fundpunkte im Zeitraum 3 haben. Für eine statistisch fundierte Analyse der Taxa mit negativen Korrelationen sollte die Auswahl der

untersuchten Taxa entsprechend angepasst werden. Dies ist hier auf Grund der vorhandenen Datengrundlage nicht möglich. Der Fokus in dieser Arbeit liegt auf dem negativem Einfluss von Stickstoffdepositionen.

In der Tabelle 4 sind die meisten Taxa der Klasse 4 zugehörig. Die Klasse enthält Korrelationskoeffizienten von 0,15 bis kleiner 0,2. Die Häufigkeit wird zu beiden Seiten der Klasse 4 weniger. Insgesamt sind in den Klassen 4 , 5 und 6 etwa 80 % der untersuchten Taxa enthalten. Diese Verteilung spricht für eine Normalverteilung der Korrelationskoeffizienten.

Die Zeigerwerte nach Ellenberg

Die Zeigerwerte nach ELLENBERG eignen sich gut um das ökologische Verhalten der Pflanzen zu beschreiben. Für die Stickstoffzahl und die Reaktionszahl werden basierend auf vorherigen Forschungsarbeiten deutliche Korrelationen mit dem Korrelationskoeffizienten erwartet. Die übrigen Zeigerwerte werden ebenfalls untersucht, auch wenn hier keine starken Zusammenhänge zu erwarten sind. Eine Literaturrecherche zeigt, dass sehr wenige Forschungsarbeiten zum Zusammenhang zwischen einer erhöhten Stickstoffdepositionen und den Zeigerwerten, ausgenommen von der Stickstoffzahl und der Reaktionszahl, veröffentlicht wurden.

Die Stickstoffzahl

Bei der Betrachtung der Stickstoffzahl ist zu erwarten, dass die Stickstoffzahl mit steigendem Korrelationskoeffizienten sinkt, denn eine niedrigere Stickstoffzahl bedeutet, dass ein Taxon stickstoffempfindlicher ist und damit negativer auf erhöhte Stickstoffemissionen reagiert. Für die Bildung der mittleren Zeigerwerte wurden die indifferenten und nicht bestimmbaren Zeigerwerte und die Taxa ohne zugeordneten Zeigerwert nicht beachtet.

In der Artenauswahl sind die mittleren Stickstoffzahlen am häufigsten vorhanden, mit einer Tendenz zu den niedrigeren Stickstoffzahlen (vgl. Tab. 5). Nur etwa 20 % der Taxa haben eine Stickstoffzahl von 7 oder höher. Die mittlere Korrelation sinkt insgesamt betrachtet mit steigender Stickstoffzahl von 0,180 (Stickstoffzahl 1) auf 0,165 (Stickstoffzahl 9) ab. Die kleinste mittlere Korrelation ist der Stickstoffzahl 6 zugeordnet (0,163). Die größte mittlere Korrelation ist, mit dem Wert von 0,183 , der Stickstoffzahl 2 zugeordnet. Ein nicht unbedeutender Anteil der Taxa von 6,7 % ist mit einer indifferenten Stickstoffzahl aufgeführt.

Diese Taxa haben, mit einer mittleren Korrelation von 0,187 , die höchste Korrelation. Für die Bestimmung eines Zusammenhangs zwischen der Stickstoffzahl und der Korrelation werden die indifferenten Stickstoffzahlen nicht beachtet, da diese nicht Teil der ordinalen Skala der Zeigerwerte sind. Die Standardabweichung schwankt zwischen 0,049 und 0,083. Die größten Standardabweichungen sind den extremen Stickstoffzahlen 1 , 2 und 9 zugeordnet. Diese Stickstoffzahlen sind gleichzeitig am seltensten in der Artenauswahl vertreten.

Tabelle 5: Die mittlere Korrelation nach der Stickstoffzahl

Stickstoffzahl	Anzahl	Anteil in Prozent	Mittlere Korrelation	Standardabweichung
1	35	4,1	0,180	0,076
2	154	18,05	0,183	0,083
3	118	13,83	0,174	0,068
4	105	12,31	0,168	0,055
5	103	12,08	0,169	0,060
6	91	10,67	0,163	0,055
7	85	9,96	0,164	0,050
8	57	6,68	0,173	0,049
9	26	3,05	0,165	0,081
X	57	6,68	0,187	0,051

In der Abbildung 3 ist die mittlere Stickstoffzahl nach den Korrelationsklassen aufbereitet. Die mittlere Stickstoffzahl ist in den Klassen 1 bis 5 sehr homogen, bei etwa 4,5 , verteilt (vgl. Abb. 3). In den Klassen 6 bis 8 sinkt der mittlere Zeigerwert deutlich mit steigendem Korrelationskoeffizient. Der Standardfehler der Mittelwerte ist bei den Klassen mit kleinerer Anzahl erwartungsgemäß größer. Dies betrifft die Klasse 1 , 6 , 7 und 8 , mit einem Standardfehler von 0,3 bis 0,6. Die übrigen Klassen haben einen Standardfehler von etwa 0,15. Insgesamt sind die meisten Standardfehler als gering zu bewerten, dies spricht für eine homogene Verteilung der Stickstoffzahlen innerhalb einer Korrelationsklasse. Aus der

Verteilung des Mittelwertes ist zu schließen, dass die Stickstoffzahl mit steigender Korrelation sinkt. Die graphische Auswertung der Stickstoffzahl kann durch eine statistische Berechnung der linearen Korrelation bestätigt werden. Dabei wurde die Korrelation zwischen dem Korrelationskoeffizienten und der Stickstoffzahl ermittelt. Es wurden ausschließlich Taxa mit einer Stickstoffzahl von 1 bis 9 betrachtet. Indifferente und unbekannte Stickstoffzahlen sind nicht Teil der ordinalen Skalierung der Stickstoffzahlen. Die Korrelationsanalyse ergibt einen Korrelationskoeffizienten von -0,083 ($\alpha = 0{,}021$).

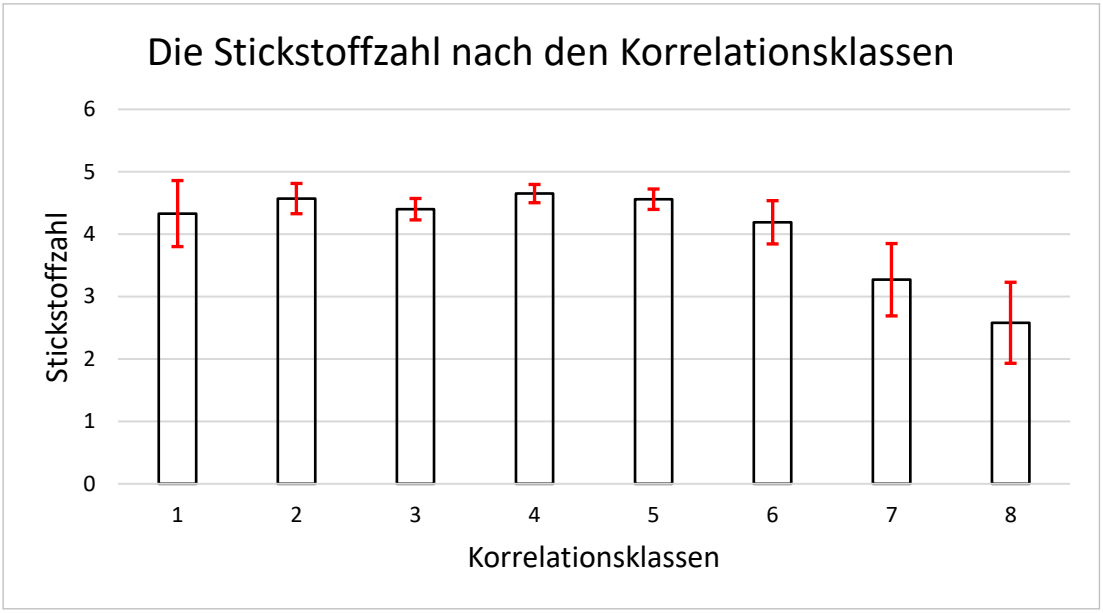


Abbildung 3: Die Stickstoffzahl nach den Korrelationsklassen (Eigene Darstellung)

Aus der Analyse der Stickstoffzahl ist zu schließen, dass der Korrelationskoeffizient insgesamt mit der Stickstoffzahl negativ korreliert. Der Datensatz ist gut in zwei Hälften teilbar. Die kleinen bis mittelgroßen Korrelationen haben homogen verteilte Stickstoffzahlen von etwa 4,5 , während Taxa, ab einem Korrelationskoeffizienten von 0,25 , eine Stickstoffzahl von 4,2 oder kleiner zugeordnet haben.

Die Reaktionszahl

Die Reaktionszahl zeigt die chemischen Bodeneigenschaften in einer Skala von extrem sauer bis alkalisch an. Die Reaktionszahlen 7 und 8 sind am häufigsten vertreten, 45 % der Taxa sind diesem Zeigerwert zugeordnet. Dagegen haben nur 15 % der Taxa eine Reaktionszahl von 1

bis 4. Die mittlere Korrelation schwankt zwischen 0,128 (Reaktionszahl 1) und 0,194 (Reaktionszahl 2). Das Maximum und das Minimum der Korrelation liegen damit in der Tabelle 6 direkt nebeneinander. Die restlichen mittleren Korrelationen verteilen sich scheinbar zufällig über die Reaktionszahlen. Die Taxa mit indifferenten Reaktionszahlen bildet in der Artenauswahl die dritt größte Gruppe mit 153 Taxa. Diese Taxa haben, wie bereits bei der Stickstoffzahl, eine sehr große mittlere Korrelation. Anhand dieser Daten kann kein Zusammenhang zwischen der Korrelation und der Reaktionszahl festgestellt werden.

Tabelle 6: Die mittlere Korrelation nach der Reaktionszahl

Reaktionszahl	Anzahl	Anzahl in Prozent	Mittlere Korrelation	Standardabweichung
1	7	0,82	0,128	0,080
2	28	3,28	0,194	0,070
3	50	5,86	0,186	0,065
4	45	5,28	0,169	0,065
5	58	6,80	0,159	0,065
6	68	7,97	0,162	0,065
7	210	24,62	0,165	0,065
8	174	20,40	0,176	0,065
9	41	4,81	0,176	0,065
x	153	17,94	0,184	0,065

Der Mittelwert der Reaktionszahl schwankt pro Korrelationsklasse leicht um einen Wert von 6,2 (vgl. Abb. 4). Die größten Abweichungen vom Mittelwert aller Reaktionszahlen sind in den Klassen 1 , 7 und 8 zu finden. Die Mittelwerte der restlichen Klassen liegen relativ nah bei einander. Von den Klasse 1 bis 3 steigt die Reaktionszahl leicht an, darauf bleibt der Mittelwert in den Klasse 4 und 5 auf diesem hohem Niveau, steigt zur Klasse 6 weiter an und sinkt bei den Klassen 7 und 8 wieder ab. Basierend auf diesen Daten ist es nicht möglich die Korrelation anhand der Reaktionszahl zu gruppieren. Eine Korrelation mit diesen Daten zeigt eine leicht

positive Korrelation (r = 0,099; α =0,002). Ohne die Klasse 1 , 7 und 8 , die die größten Standardfehler (SE > 0,5) haben, verändert sich die Korrelation zu einem stark positiven Wert (r= 0,2; α= 0,026).

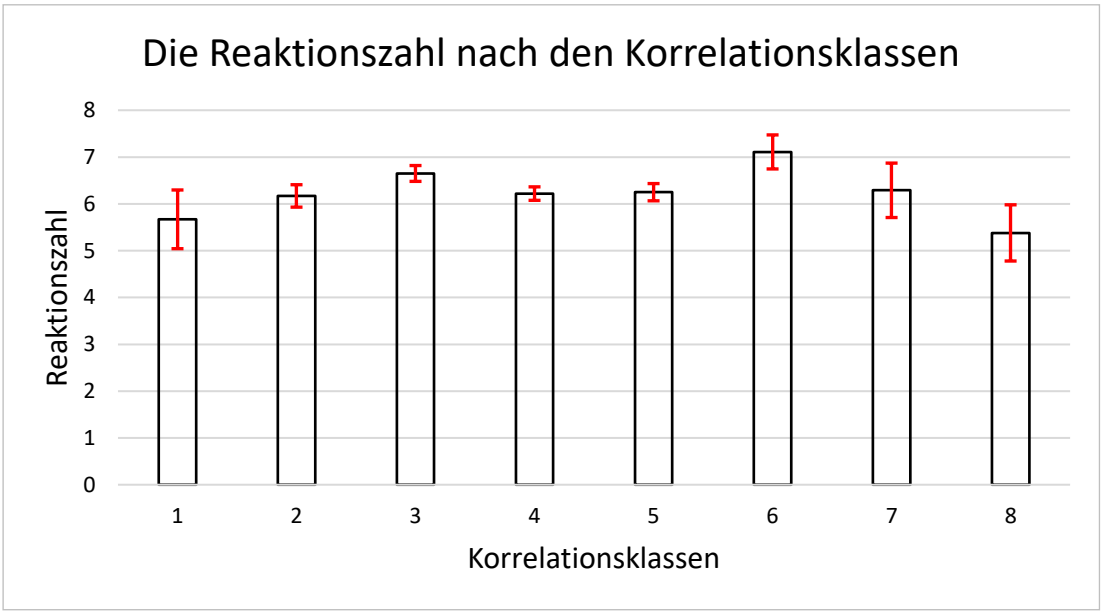


Abbildung 4: Die Reaktionszahl nach den Korrelationsklassen (Eigene Darstellung)

Der Zusammenhang zwischen der Reaktionszahl und dem Korrelationskoeffizienten ist nicht eindeutig zu beschreiben. Die tabellarische Analyse hat Hinweise auf eine negative Korrelation der zwei Variablen, kann jedoch keinen eindeutigen Zusammenhang feststellen. Dagegen spricht die Abbildung 4 und die mathematisch ermittelte Korrelation für einen leicht positiven Zusammenhang.

Die Feuchtezahl

Die Feuchtezahl bewertet den Standort eines Taxon anhand der Bodenfeuchte. Die meisten Taxa der Artenauswahl (70 %) haben eine Feuchtezahl von 3 bis 6 und sind damit als ein *Trockniszeiger* bis zu einem *Frische- bis Feuchtezeiger* gewertet (vgl. Tab. 7). Die anderen Feuchtezahlen sind jeweils mit weniger als 10 % deutlich seltener vertreten. Die Feuchtezahl 1 fehlt in der Artenauswahl komplett. Jeder Feuchtezahl werden mindestens 20 Taxa zugeordnet, abgesehen von der Feuchtezahl 10. Taxa mit der Feuchtezahl 10 wurden teilweise durch die Festlegung der Artenauswahl in Kapitel 5.2 entfernt. Taxa, die in Auen vorkommen und deshalb

der Feuchtezahl 10 zugeordnet sind, wurden in der Artenauswahl belassen, da hier trotz des teilweise Überflutung ein Einfluss durch erhöhte Stickstoffdepositionen auf das Artenvorkommen erwartet wird. Insgesamt betrachtet ist die mittlere Korrelation bei den mittleren Feuchtezahlen am größten und verringert sich zu den Extremen gleichmäßig. Die maximale mittlere Korrelation ist der Feuchtezahl 5 zugeordnet. Die geringste mittlere Korrelation hat den Wert 0,155 und ist der Feuchtezahl 10 zugeordnet. Die Feuchtezahl 10 ist mit drei Taxa nur selten vorhanden. Dies könnte ein Grund für den auffällig kleinen Korrelationskoeffizienten sein. In der Artenauswahl sind 29 Taxa mit indifferenten Feuchtezahlen. Diese Klasse hat, wie schon bei der Stickstoffzahl und der Reaktionszahl die höchste Korrelation (0,189).

Tabelle 7: Die mittlere Korrelation nach der Feuchtezahl (Eigene Darstellung)

Feuchtezahl	Anzahl	Anzahl in Prozent	Mittlere Korrelation	Standardabweichung
1	0	0	0	0
2	22	4,05	0,163	0,065
3	68	12,52	0,174	0,066
4	127	23,39	0,166	0,064
5	128	23,57	0,175	0,065
6	48	8,84	0,174	0,065
7	42	7,73	0,173	0,065
8	42	7,73	0,171	0,064
9	34	6,26	0,169	0,066
10	3	0,55	0,155	0,065
x	29	5,34	0,189	0,065

Die Abbildung 5 stellt die mittlere Feuchtezahl nach den Korrelationsklassen dar. Die Mittelwerte der Feuchtezahl pro Korrelationsklasse sind eng um einen Wert von 5,1 verteilt (vgl. Abb. 5). Lediglich die Klassen 6 und 7 weichen deutlich von diesem Mittelwert ab. Den höchsten Mittelwert hat die Klasse 7 (5,4) und der geringste Wert ist in der Klasse 6 (4,5)

abzulesen. Insgesamt betrachtet ist die mittlere Feuchtezahl mit der Korrelation homogen verteilt, ohne, dass Entwicklungstrends zu erkennen sind. Die berechnete Korrelation ist als nicht ausreichend signifikant zu bewerten (r= -0,131; α = 0,051).

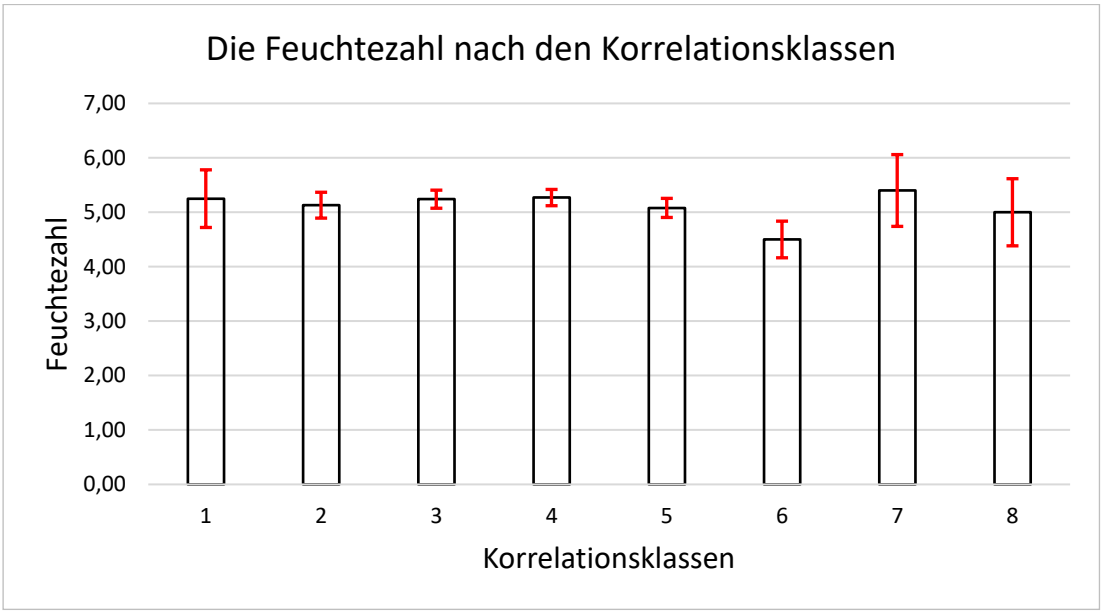


Abbildung 5: Die Feuchtezahl nach den Korrelationsklassen (Eigene Darstellung)

Mit den vorliegenden Daten ist es nicht möglich Taxa mit einer höheren Korrelation zu gruppieren. Die Feuchtezahl verteilt sich homogen über alle Korrelationsklassen, ohne eine signifikante Tendenz zu haben.

Die Salzzahl

Die Salzzahl zeigt an wie hoch der Salzgehalt im Boden des bevorzugten Standortes eines Taxon ist. Als Sonderkategorie gibt es bei diesem Zeigerwert die Salzzahl 0, die angibt, dass ein Taxon nicht salzertragend ist. Die Salzzahl 0 ist bei den untersuchten Taxa mit Abstand am häufigsten vertreten (94 %) (vgl. Tab. 8). Die übrigen Klassen sind relativ dazu eher selten vorhanden. Der Klasse 1 und 7 sind jeweils nur 1 Taxon zugeordnet, die Klassen 5 , 6 und 9 fehlen sogar vollständig. Insgesamt können nur 35 Taxa einer Salzzahl zugeordnet werden, die größer als 0 ist. Die mittleren Korrelation schwankt sehr stark zwischen den Werten 0,094 (Salzzahl 3) und 0,182 (Salzzahl 1). Auf Grund der extrem ungleichmäßigen Verteilung der Korrelation und der extremen Häufigkeit der Salzzahl 0 ist es nicht möglich robuste Aussagen über die Verteilung der Korrelation zu treffen.

Tabelle 8: Die mittlere Korrelation nach der Salzzahl (Eigene Darstellung)

Salzzahl	Anzahl	Anzahl in Prozent	Mittlere Korrelation	Standardabweichung
0	508	93,55	0,170	0,068
1	22	4,05	0,182	0,056
2	7	1,29	0,143	0,043
3	1	0,18	0,094	0
4	3	0,55	0,173	0,017
5	0	0	0	0
6	0	0	0	0
7	1	0,18	0,133	0
8	1	0,18	0,125	0
9	0	0	0	0

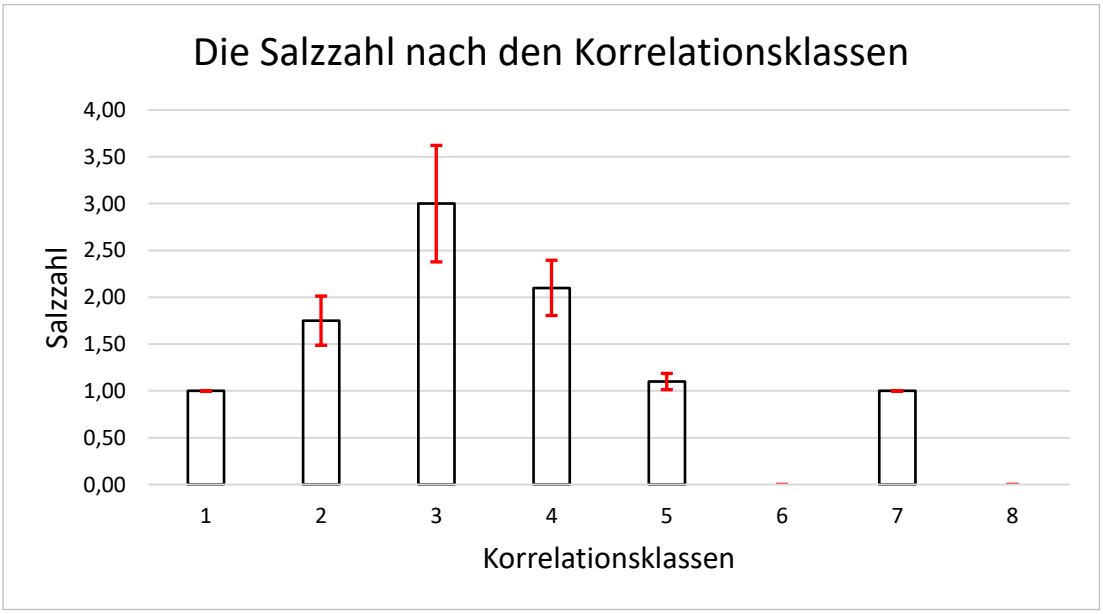


Abbildung 6: Die Salzzahl nach den Korrelationsklassen (Eigene Darstellung)

Trotz der starken Ungleichverteilung der Salzzahl, wird die mittlere Salzzahl nach den Korrelationsklassen aufbereitet (vgl. Abb. 6). Hierzu wurde Taxa mit der Salzzahl 0 nicht beachtet, diese würden die Analyse der Korrelationsklassen stark verzerren. Die mittlere Salzzahl pro Korrelationsklasse verteilt sich ähnlich ungleichmäßig, wie die mittlere Korrelation. Die Klassen 6 und 8 sind unbesetzt. Die höchste mittlere Salzzahl ist in der Klasse 3 zu erkennen. Diese Klasse hat jedoch auch den größten Standardfehler. Links und rechts der Klasse 3 sinken die mittlere Salzzahl bis auf einen Wert von 1 ab. Die Berechnung der Korrelation zwischen der Salzzahl und der Korrelation zeigt einen deutlich negativen Zusammenhang ($r= -0{,}203$, $\alpha =0{,}001$).

Auf Grund der geringen Anzahl der Taxa mit einer Salzzahl von 1 bis 9 ist es nicht zu empfehlen Aussagen anhand der ermittelten Korrelation zu tätigen. Weniger als 5 % der Taxa der Artenauswahl konnte eine Salzzahl von 1 bis 9 zugeordnet werden. Bei solch einer extremen Ungleichverteilung der Daten ist lediglich die Aussage möglich, dass die meisten untersuchten Taxa eine Salzzahl von 0 haben und damit als nicht salzertragend gewertet sind.

Die Kontinentalitätszahl

Die Kontinentalitätszahl beschreibt die Verbreitungsregion eines Taxon von euozeanisch bis eukontinental. Erwartungsgemäß haben die meisten untersuchten Taxa eine Kontinentalitätszahl von 2 bis 5 (88 %) (vgl. Tab. 9). Diese Zeigerwerte beschreiben eine Ausbreitung im subozeanischen bis subkontinentalen Klima, wie es in Deutschland zu finden ist. 10 % der Taxa haben eine indifferente Kontinentalitätszahl. Wie bereits bei einigen Zeigerzahlen zuvor haben auch bei der Kontinentalitätszahl die indifferenten Zeigerwerte eine relativ hohe mittlere Korrelation. Die geringste Korrelation hat die Kontinentalitätszahl 1 (0,118) und die maximalen Korrelation von 0,221 hat die Kontinentalitätszahl 8. Diese beiden Zeigerwerte haben jedoch nur 2 bzw. 3 Taxa zugeordnet. Die übrigen Kontinentalitätszahlen haben eine homogene Verteilung der mittleren Korrelation. Die Werte schwanken nur sehr gering zwischen 0,152 und 0,176.

In der Abbildung 7 ist die mittlere Kontinentalitätszahl nach den Korrelationsklassen ausgewertet. Die Mittelwerte schwanken leicht zwischen 3,71 und 4,44. Der kleinste Mittelwert der Korrelation ist der Kontinentalitätszahl 6 zugeordnet. Von diesem zentral liegendem Wert steigt die mittlere Korrelation zu beiden Seiten an. Wobei die hohen Kontinentalitätszahlen eine

etwas höhere mittlere Korrelation aufweisen. Die Standardfehler sind ebenfalls sehr gleichverteilt und zeigen keine bedeutenden Ausreißer an.

Tabelle 9: Die mittlere Korrelation nach der Kontinentalitätszahl (Eigene Darstellung)

Kontinentalitätszahl	Anzahl	Anzahl in Prozent	Mittlere Korrelation	Standardabweichung
1	3	0,55	0,118	0,069
2	74	13,63	0,164	0,065
3	152	27,99	0,168	0,065
4	99	18,23	0,176	0,065
5	103	18,97	0,175	0,065
6	21	3,87	0,152	0,065
7	32	5,89	0,174	0,065
8	2	0,37	0,221	0,071
x	51	9,39	0,181	0,065

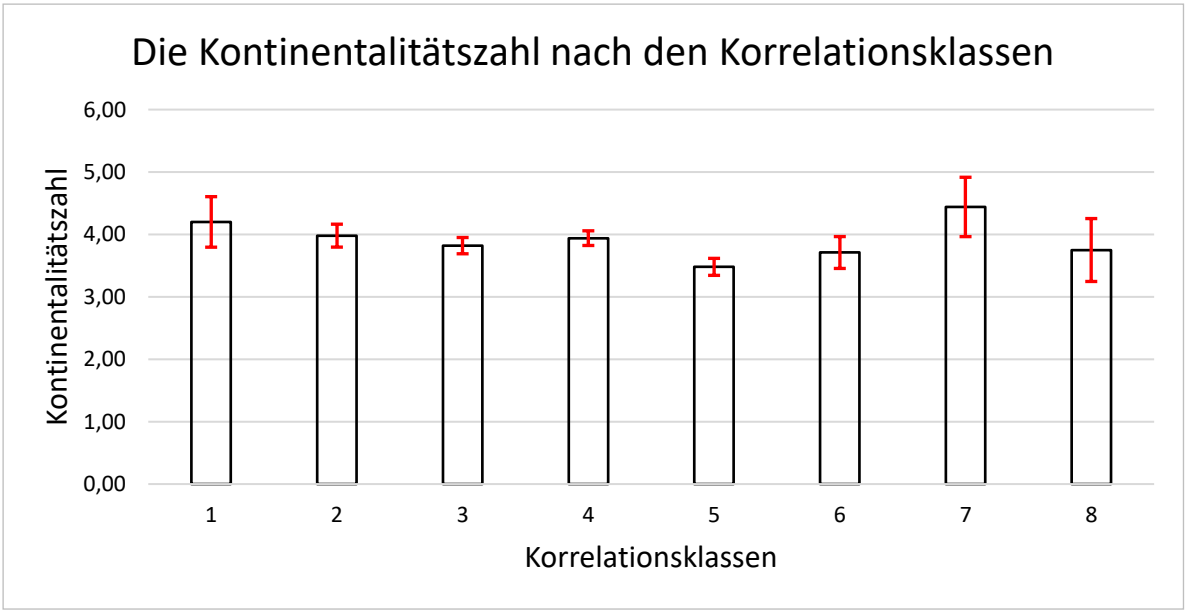


Abbildung 7: Die Kontinentalitätszahl nach den Korrelationsklassen (Eigene Darstellung)

Ein Zusammenhang zwischen der Korrelation und der Kontinentalitätszahl ist nicht zu erkennen. Die Analyse der Tabelle 9 und der Abbildung 7 zeigen jeweils keine Tendenzen der Verteilung an. Diese Erkenntnis belegt ebenfalls eine statische Berechnung der Korrelation ($r = -0{,}053$, $\alpha = 0{,}169$).

Die Temperaturzahl

Die Temperaturzahl beschreibt in einer Skala von 1 bis 9 das Vorkommen in Wärmebereichen eines Taxon. Die meisten Taxa sind in der Temperaturzahl 6 (Mäßigwärme- bis Wärmezeiger) vorhanden (39 %) (vgl. Tab. 10). Die zweit häufigste Temperaturzahl sind die Klassen 5 und 7 mit 19 % bzw. 14 %. Eine relativ großer Anteil (22 %) der Taxa haben eine indifferente Temperaturzahl zugewiesen. Die Temperaturzahlen 1 , 2 und 9 sind in der Artenauswahl nicht vorhanden. Die mittlere Korrelation der Temperaturzahlen beträgt zwischen 0,167 und 0,182. Die mittlere Korrelation ist innerhalb der geringen Spanne der Temperaturzahl sehr homogen verteilt, sodass keine eindeutigen Tendenzen zu erkennen sind.

Die Verteilung der mittleren Temperaturzahl nach Korrelationsklassen ist sehr gleichmäßig (vgl. Abb. 8). Die Mittelwerte schwanken zwischen 5,7 und 6,2. Dabei haben 3 Klassen einen Mittelwert von 6,0 , diese Klassen haben gleichzeitig die größten Standardfehler des Mittelwertes. Bei der Betrachtung der Abbildung ohne die Klassen mit überhöhten Standardfehlern (1 , 6 , 7 und 8) ist eine deutliche negative Korrelation zwischen der Temperaturzahl und der Korrelationsklasse zu erkennen. Insgesamt betrachtet ist die Verteilung der Mittelwerte ungerichtet verteilt. Diese inhomogene Verteilung der Mittelwerte spiegelt sich in einer nicht signifikanten Korrelation wieder ($r = 0{,}014$ $\alpha = 0{,}732$).

Tabelle 10: Die mittlere Korrelation nach der Temperaturzahl (Eigene Darstellung)

Temperaturzahl	Anzahl	Anzahl in Prozent	Mittlere Korrelation	Standardabweichung
1	0	0	0	0
2	0	0	0	0
3	1	0,18	0,172	0
4	21	3,87	0,175	0,065
5	102	18,78	0,182	0,065
6	213	39,23	0,167	0,065
7	75	13,81	0,169	0,065
8	10	1,84	0,179	0,065
9	0	0	0	0
x	121	22,28	0,182	0,065

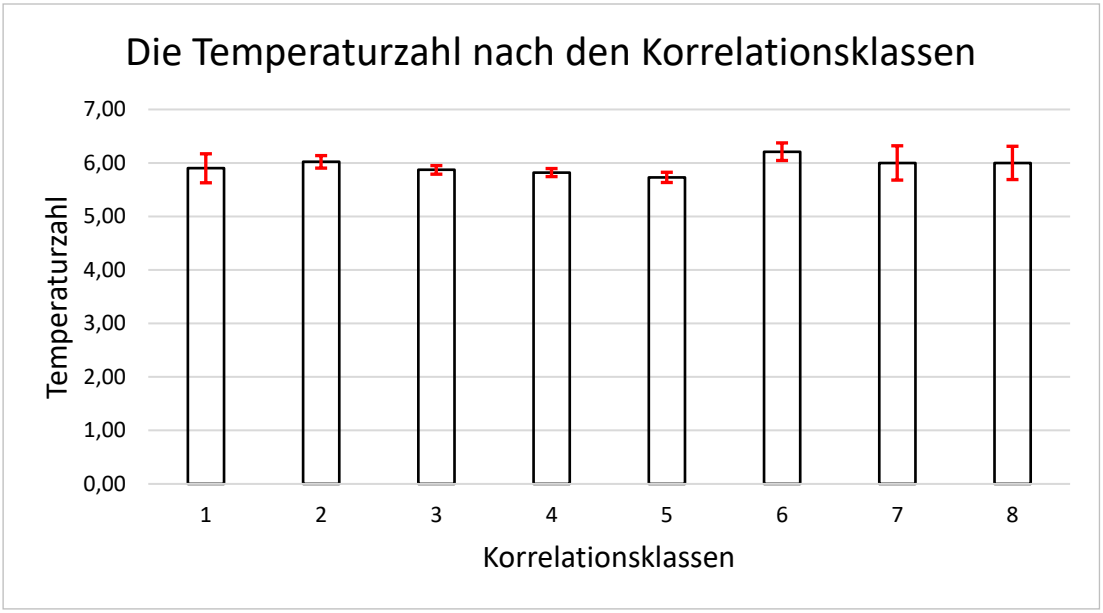


Abbildung 8: Die Temperaturzahl nach den Korrelationsklassen (Eigene Darstellung)

Die Temperaturzahl ist sehr ungleich verteilt. Die meisten Taxa haben die Temperaturzahl 5 oder 6 zugeordnet. Die Analyse der Tabelle 10 und der Abbildung 8 zeigt, dass es keinen statistischen Zusammenhang zwischen der Temperaturzahl und der Korrelation gibt.

Die Lichtzahl

Die Lichtzahl zeigt die Beleuchtungsstärke eines bevorzugten Standortes von 1 (Tiefschattenpflanze) bis 9 (Volllichtpflanze) an. Die Lichtzahlen 7 und 8 sind am häufigsten vorhanden (64 %) (vgl. Tab. 11). Dagegen sind die niedrigen Lichtzahlen, 1 bis 3 , am seltensten vorhanden. Die mittlere Korrelation sinkt bis zur Klasse 4 und steigt danach bis 9 wieder an. Aus dieser Verteilung ist keine Korrelation zu erkennen. Die Taxa mit einer indifferenten Lichtzahl entsprechen nur 2 % der Artenauswahl. Diesen Taxa sind jedoch im Mittel die größten Korrelationskoeffizienten zugeordnet (0,214).

Tabelle 11: Die mittlere Korrelation nach der Lichtzahl (Eigene Darstellung)

Lichtzahl	Anzahl	Anzahl in Prozent	Mittlere Korrelation	Standardabweichung
1	1	0,18	0,199	0
2	8	1,47	0,150	0,055
3	18	3,31	0,157	0,066
4	39	7,18	0,150	0,065
5	32	5,89	0,155	0,065
6	86	15,84	0,168	0,065
7	171	31,49	0,174	0,065
8	132	24,31	0,166	0,065
9	44	8,10	0,183	0,066
x	12	2,21	0,214	0,065

Die mittlere Lichtzahl nach den Korrelationsklassen ist in der Abbildung 9 dargestellt. Auch die Lichtzahl ist gleichmäßig nach den Korrelationsklassen verteilt, ohne eine eindeutige Entwicklungstendenz zu haben. Die Korrelationsklassen 1 , 7 und 8 haben auf Grund ihrer geringen Anzahl an Taxa einen leicht erhöhten Standardfehler. Auch wenn diese Klassen aus der Betrachtung ausgeschlossen werden, kann anhand der Daten keine Korrelation zwischen der Lichtzahl und der Korrelation festgestellt werden. Der Korrelationskoeffizient der Korrelation und der Lichtzahl ist nicht signifikant ($\alpha = 0{,}092$) und ist damit für die Charakterisierung der Taxa mit hohen Korrelationskoeffizienten nicht hilfreich.

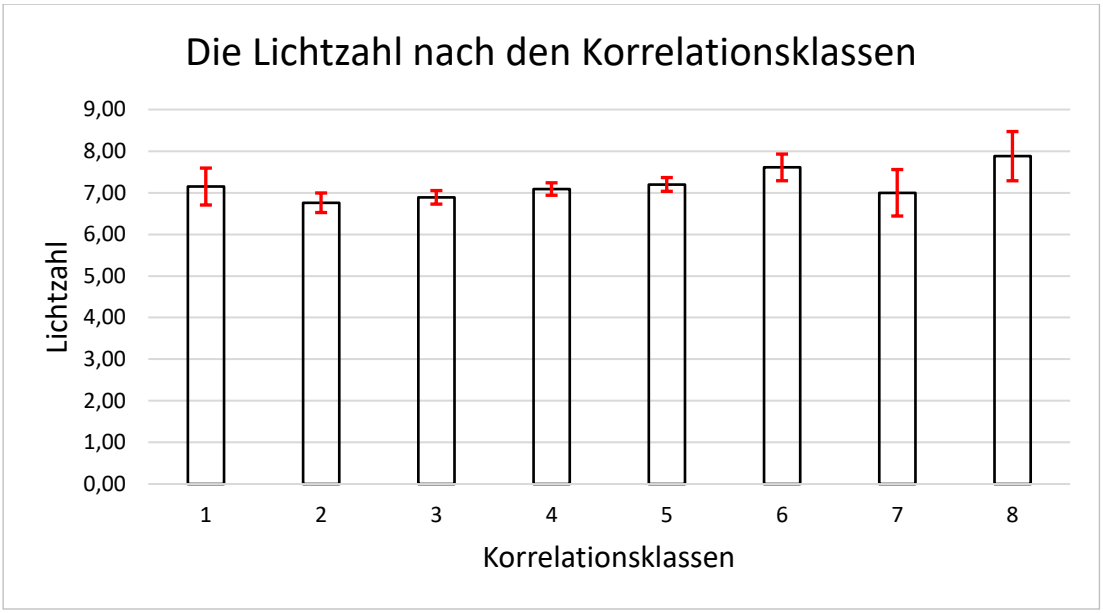


Abbildung 9: Die Lichtzahl nach den Korrelationsklassen (Eigene Darstellung)

Die Analyse der Lichtzahl zeigt, dass die Korrelationskoeffizienten und die Lichtzahl im Verhältnis zu einander sehr homogen verteilt sind. Ein Zusammenhang der beiden Variablen ist anhand dieser Daten nicht zu erkennen.

Die *Rote Liste* Kategorie

Der Zusammenhang zwischen der *Rote Liste* Kategorie und der Korrelation wurde ebenfalls untersucht. Etwa 20 % der Taxa werden als Bestandsgefährdet eingestuft. Die 1. Gefährdungskategorie (vom Aussterben bedroht) ist sehr selten vorhanden und wurde insgesamt nur 2 Taxa zugeordnet (*Campanula cervicaria L.* und *Conringia orientalis (L.)*

Dumort.) (vgl. Tab. 12). 5 % der Taxa sind der Kategorie 2 (stark gefährdet) zugehörig. Die Kategorie 3 (gefährdet) ist die häufigste Gefährdungskategorie vorhanden (15 %). Die mit großen Abstand häufigste Kategorie ist * (ungefährdet). Einen ebenfalls hohen Anteil hat die Kategorie *V* (Vorwarnliste). Die mittlere Korrelation schwankt zwischen 0,138 und 0,201. Es ist schwierig die Mittelwerte der Korrelation einzuordnen, da die *Rote Liste* Kategorie nicht metrisch skaliert ist. Basierend auf den Daten kann die Aussage getroffen werden, dass innerhalb der drei Gefährdungskategorien (Kategorie 1 bis 3), die mittlere Korrelation mit steigender Gefährdung sinkt. Die Standardabweichung der Mittelwerte ist, bis auf die Kategorie 1 , bei etwa 0,07. Die Kategorie 1 hat aufgrund der geringen Anzahl der Taxa nur eine Standardabweichung von 0,034.

Tabelle 12: Die mittlere Korrelation nach der Rote Liste Kategorie (Eigene Darstellung)

Rote Liste Kategorie	Anzahl	Anzahl in Prozent	Mittlere Korrelation	Standardabweichung
1	2	0,23	0,143	0,034
2	41	4,81	0,191	0,065
3	127	14,89	0,201	0,065
*	555	65,06	0,169	0,065
V	125	14,65	0,162	0,065
D	3	0,35	0,138	0,068

Da die *Rote Liste* Kategorie nicht metrisch skaliert ist, ist es nicht möglich die Mittelwerte der Kategorien pro Korrelationsklasse zu ermitteln. Wenn jedoch lediglich die Kategorien 1 bis 3 betrachtet werden, kann ein Teil der Artenliste ausgewertet werden. Aus den Mittelwerten der Korrelation ist es nicht möglich einen Zusammenhang der Variablen zu ermitteln. Dies kann anhand der Korrelationsanalyse bestätigt werden (α: 0,397). Ein Grund für die geringe Signifikanz kann die stark ungleichmäßige Verteilung der Häufigkeiten innerhalb der 3 Klassen sein. So sind 127 Taxa in der Kategorie 3 und nur 2 Taxa in der Kategorie 1 gelistet.

Insgesamt betrachtet sind Taxa mit einem höheren Korrelationskoeffizienten stärker gefährdet. Ein statistische Korrelation kann anhand der Daten nicht bestätigt werden. Eine Analyse der Korrelationskoeffizienten mittels der *Rote Liste* Kategorien ist nicht vollständig zu empfehlen.

Die *Rote Liste* Tendenz

Die *Rote Liste* Tendenz beurteilt die Entwicklung der Gefährdung eines Taxon der letzten 10 Jahre und stellt eine Prognose für die Zukunft auf. Bewertet wird die Entwicklung der Gefährdung eines Taxon (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 2018: 12).

Am meisten Taxa (81 %) sind der Kategorie = zugehörig und haben damit eine stabile Entwicklungstendenz (vgl. Tab. 13). Etwa 14 % der Taxa haben eine negative Tendenz und 5 % der Taxa haben eine positive Tendenz. Die Mittelwerte der *Roten Liste* Tendenz pro Kategorie verteilen sich wie folgt: - = 0,186 , = = 0,171 und + = 0,153. Die Standardabweichung ist über alle drei Klassen sehr gleichmäßig zwischen 0,061 und 0,078 verteilt. Diese gleichmäßig sinkenden Mittelwerte implizieren, dass es einen statistischen Zusammenhang zwischen der Roten Liste Tendenz und der Korrelation gibt.

Tabelle 13: Die mittlere Korrelation nach der Rote Liste Tendenz (Eigene Darstellung)

Rote Liste Tendenz	Anzahl	Anzahl in Prozent	Mittlere Korrelation	Standardabweichung
+	38	5,17	0,153	0,066
=	595	80,95	0,171	0,065
-	102	13,88	0,186	0,066

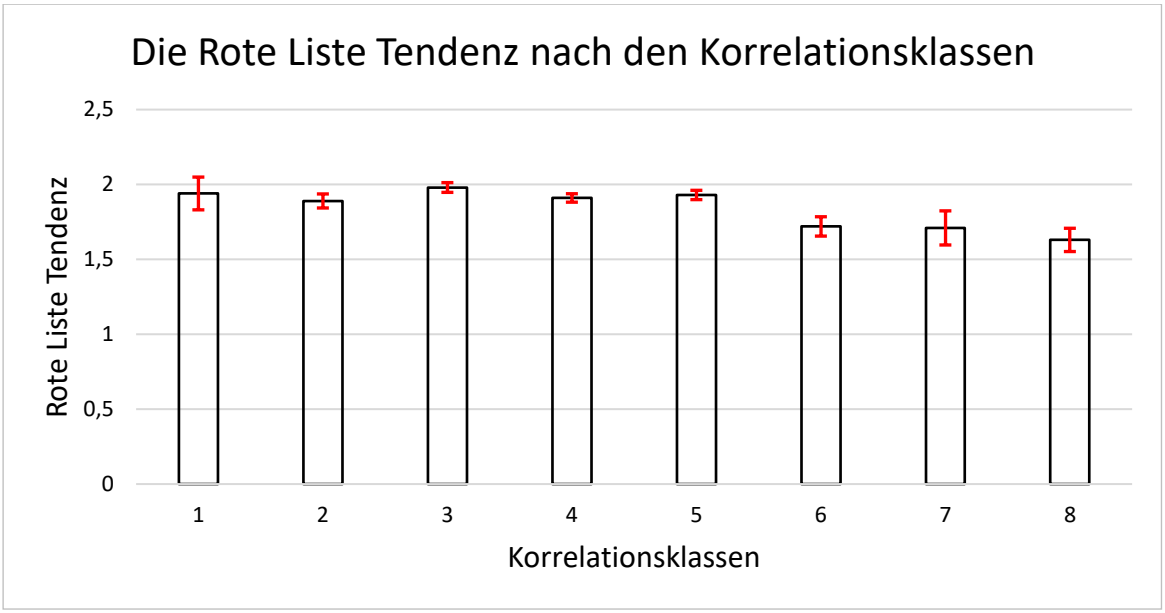


Abbildung 10: Die Rote Liste Tendenz nach den Korrelationsklassen (Eigene Darstellung)

Für die Analyse der *Roten Liste* Tendenzen werden die Kategorien + (1), = (2) und - (3) als metrische Skala dargestellt. Die Verteilung der mittleren *Roten Liste* Tendenz ist in der Abbildung 10 dargestellt. Die Mittelwerte schwanken zwischen 1,63 und 1,94. Diese Wertespanne wurde auf Grund der Häufigkeit der Kategorie – und = so erwartet werden. Den höchsten Mittelwert hat die Korrelationsklasse 1 und den niedrigsten Mittelwert die Korrelationsklasse 8. Die restlichen Werte verteilen sich sinkend über die Klassen. Die Standardfehler der Klassen sind irrelevant niedrig (SE< 0,1). Es ist ein eindeutig negativer Zusammenhang zwischen der Höhe der Korrelation und der *Roten Liste* Tendenz zu erkenne. Die Korrelationsanalyse bestätigt den Zusammenhang zwischen den zwei Variablen. Der Korrelationskoeffizient beträgt -0,103 (α= 0,005). Damit können die vorherigen Ergebnisse bestätigt werden, sowohl in Bezug auf die Richtung als auch auf die Stärke des Zusammenhangs.

Aus diesen Daten lässt sich schließen, dass mit steigender Korrelation mehr Taxa eine negative Tendenz haben und weniger Taxa mit einer gleichbleibenden oder positiver Tendenz bewertet werden. Dazu ist ein statistischer Zusammenhang zwischen der Korrelation und der *Roten Liste* Tendenz belegt.

Der Bestandstrend kurz

Mit dem Parameter *Bestandstrend kurz* wird die Bestandsänderung eines Taxon innerhalb der letzten 10 bis maximal 25 Jahre beschrieben. Der *Bestandstrend kurz* ist in fünf Kategorien eingeteilt.

Die Kategorien (v) (Abnahme mäßig oder im Ausmaß unbekannt) (40 %) und = (gleich bleibend) (50 %) sind am häufigsten in der Artenauswahl vorhanden (vgl. Tab. 14). Dagegen sind die Kategorien vv (starke Abnahme) (0,5 %) und ^ (deutliche Zunahme) (5 %) selten vertreten. Der Mittelwert der Korrelation schwankt sehr gering zwischen 0,162 und 0,179. Der größte Mittelwert der Korrelation ist der Kategorie *(v)* zugeordnet. Die kleinste mittlere Korrelation ist den Kategorien *vv* und ^ zugeordnet. Diese beiden Kategorien liegen an unterschiedlichen Enden der Skala. Die Kategorie *vv* hat nur 4 Taxa zugeordnet. Wenn diese Kategorie nicht beachtet wird, ist ein deutlicher Zusammenhang zwischen dem *Bestandstrend kurz* und der Korrelation zu erkennen. Mit steigender Korrelation ist einem Taxon ein schlechter Bestandstrend zugeordnet.

Tabelle 14: Die mittlere Korrelation nach dem Bestandstrend kurz (Eigene Darstellung)

Bestandstrend kurz	Anzahl	Anzahl in Prozent	Mittlere Korrelation	Standardabweichung
vv	4	0,53	0,162	0,056
(v)	300	39,63	0,179	0,065
=	377	49,80	0,171	0,065
^	36	4,76	0,162	0,065
?	40	5,28	0,170	0,065

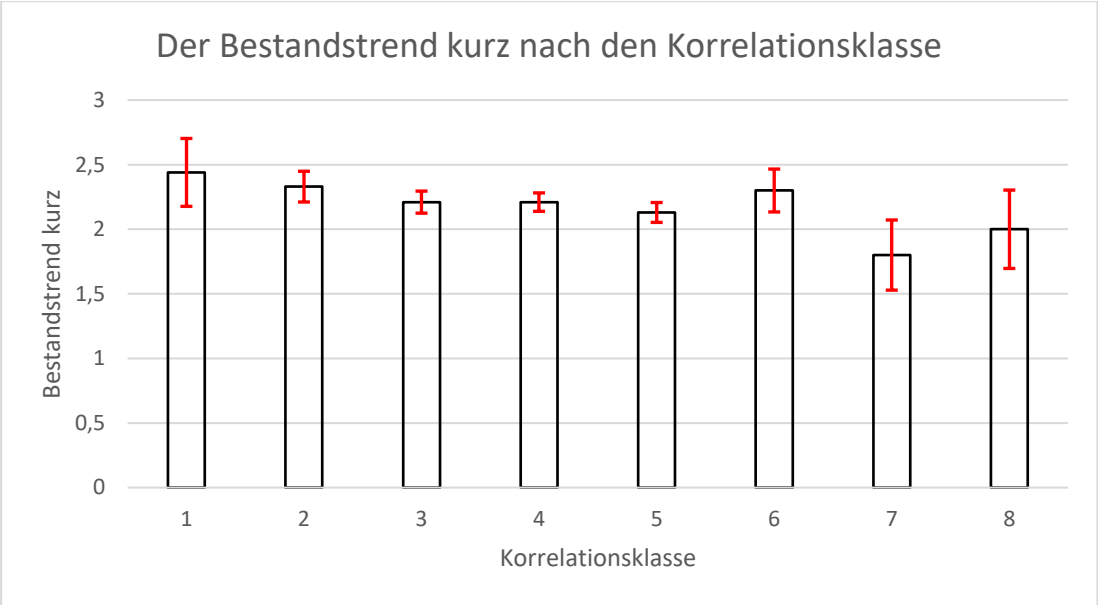


Abbildung 11: Der Bestandstrend kurz nach den Korrelationsklassen (Eigene Darstellung)

Für die Analyse des *Bestandstrends kurz* nach den Korrelationsklassen wurde die Variable in eine metrische Skala übertragen. Dabei entspricht *vv* = 1 , *(v)* = 2 , = = 3 und ^= 4. Der Bestandstrend zeigt eine eindeutige Tendenz bei der Verteilung nach den Korrelationsklassen (vgl. Abb. 11). Der geringste Bestandstrend und damit der negativste Bestandstrend, ist der Klasse 7 zugeordnet. Während der höchste mittlere Bestandstrend in der Klasse 1 zu finden ist. Je höher die Korrelation ist, desto negativer ist der Bestandstrend.

Eine Korrelationsanalyse zwischen dem Bestandstrend kurz und der Klassen der Korrelationskoeffizienten zeigt, dass es einen signifikanten Zusammenhang ($r = -0{,}061$; $\alpha = 0{,}042$) zwischen den Variablen gibt. Die Analyse des Bestandstrend kurz ist vorsichtig zu interpretieren, da die Wert ordinal skaliert sind und lediglich in eine metrische Skala übertragen werden. Die Aussage, dass ein Taxon, das mit *(v)* bewertet ist, einen doppelt so guten Bestandstrend, wie ein Taxon, das mit *vv* bewertet ist, ist falsch. Anhand der Statistik kann jedoch, im Rahmen einer ersten Analyse, eine Tendenz festgestellt werden.

Insgesamt lässt sich bestätigen, dass es einen Zusammenhang zwischen der Höhe der Korrelation und dem Bestandstrend kurz gibt. Je negativer der Bestandstrend ist desto größer ist die Korrelation des Taxon.

Der Bestandstrend lang

Der *Bestandstrend lang* vergleicht die aktuellen Bestände eines Taxon mit dem vor 100 Jahren. Damit werden langfristige Entwicklung eines Taxon anhand von 6 Kategorien darstellt.

Wie an der Tabelle 15 abzulesen ist, sind die meisten Taxa dem Bestandstrend = (gleich bleibend) (49 %) und < (Mäßiger Rückgang) (33 %) zugeordnet. Die Klassen *(<)* (Rückgang, Ausmaß unbekannt) (0,8 %) und <<< (sehr starker Rückgang) (0,4 %) sind am seltensten vorhanden. Insgesamt sind in etwa gleich viele Taxa mit einem negativen Bestandstrend und mit einem gleich bleibenden Bestandstrend vorhanden. Die Mittelwerte der Korrelation zeigen einen Zusammenhang mit dem Bestandstrend an. Die höchste Korrelation ist der Kategorie *(<)* zugeordnet und die geringste Korrelation ist in der Kategorie > zu finden. Die Mittlere Korrelation zeigt keine eindeutige Tendenz nach dem Bestandstrend lang.

Tabelle 15: Die mittlere Korrelation nach dem Bestandstrend lang (Eigene Darstellung)

Bestandstrend lang	Anzahl	Anzahl in Prozent	Mittlere Korrelation	Standardabweichung
<<<	3	0,35	0,169	0,058
<<	123	14,47	0,194	0,065
<	276	32,47	0,173	0,065
(<)	7	0,82	0,228	0,065
=	415	48,82	0,170	0,065
>	26	3,06	0,145	0,060

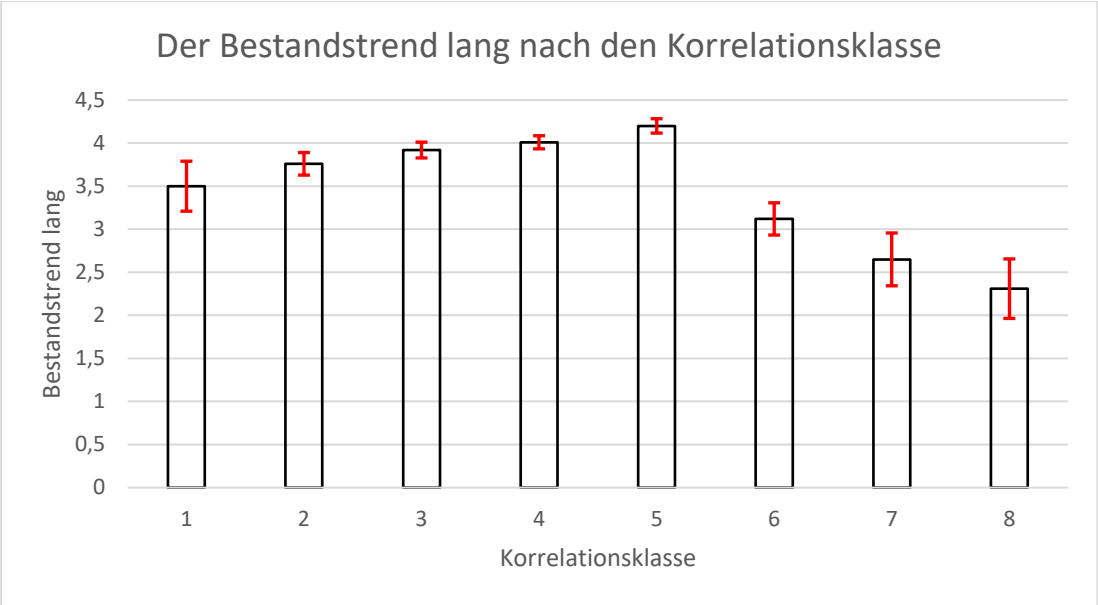


Abbildung 12: Der Bestandstrend lang nach den Korrelationsklasse (Eigene Darstellung)

Für eine Auswertung des Bestandstrends nach den Korrelationsklassen und in Form einer Korrelationsanalyse wurden die Kategorien des Bestandstrend lang in eine metrische Skala transformiert. Dabei entspricht die Kategorie 1 <<< und Kategorie 6 >. Basierend auf dieser Skala wurden die Mittelwerte des *Bestandstrends lang* pro Korrelationsklasse gebildet (vgl. Abb. 12). Der höchste Wert des Bestandstrends lang ist der Klasse 5 zugeordnet (4,2). Der Klasse 8 wurde der niedrigste Wert des Bestandstrends lang zugeordnet (2,31). Auf der Skala von 1 (sehr starker Rückgang) bis 6 (deutliche Zunahme) bedeutet der Wert 2,31 , dass ein Taxon im Mittel einen mäßig bis starken Rückgang hat. Die Mittelwerte der Korrelationsklassen steigen von der Klasse 1 bis 5 an und sinken in den Klassen 6 bis 8 wieder ab. Insgesamt verringern sich mit steigender Korrelation die Mittelwerte des Bestandstrends lang leicht, da der Anstieg von der Klasse 1 bis 5 im Gegensatz zu den Klassen 6 bis 8 sehr leicht ist. Diese Beobachtung kann durch eine Korrelationsanalyse bestätigt werden. Die beiden Variablen korrelieren mit -0,11 ($\alpha = 0{,}001$).

Es ist ein Zusammenhang zwischen dem Bestandstrend lang und dem Korrelationskoeffizienten zu erkennen. Die Mittelwerte der Korrelation steigen insgesamt betrachtet mit negativerem Bestandstrend an. Daraus kann interpretiert werden, dass Taxa die eine größere Korrelation haben stärker bedroht sind.

Die Häufigkeit der Taxa

Für die Untersuchung der Häufigkeit der Taxa wurde die Anzahl der Fundpunkte in 10 Klassen unterteilt. Wie in Kapitel 7.2 wird hier auch die aktuelle Anzahl der Fundpunkte (Zeitraum 3) verwendet. Die zehn äquidistanten Klassen haben jeweils eine Breite von 1.000 Fundpunkten (vgl. Tabelle 16).

Tabelle 16: Die Anzahl der Fundpunkte inklusive der mittleren Korrelation (Eigene Darstellung)

Klasse	Klassenbreite	Anzahl	Anzahl in Prozent	Mittlere Korrelation	Standardabweichung
1	0 - <1000	211	24,74	0,188	0,06
2	1000 - < 2000	95	11,14	0,149	0,07
3	2000 - < 3000	103	12,08	0,142	0,06
4	3000 - < 4000	80	9,38	0,165	0,07
5	4000 - < 5000	74	8,68	0,159	0,06
6	5000 - < 6000	54	6,33	0,163	0,07
7	6000 - < 7000	63	7,39	0,178	0,06
8	7000 - < 8000	56	6,57	0,190	0,06
9	8000 - < 9000	68	7,97	0,200	0,06
10	>= 9000	49	5,74	0,207	0,06

Insgesamt betrachtet sind die meisten Taxa mit weniger als 1.000 Fundpunkten (24,7 %) und etwa 50 % mit weniger als 3.000 Fundpunkten vorhanden. Dagegen haben etwa 25 % der Taxa mehr als 6.000 Fundpunkte. Die häufigen Taxa sind deutlich seltener in der Artenauswahl vorhanden, als seltene Taxa. Die mittlere Korrelation pro Häufigkeitsklasse steigt mit steigender Häufigkeit an. Einziger deutlicher Ausreißer aus der linearen Korrelation ist die Klasse 1 in der der mittlere Korrelationskoeffizient 0,188 beträgt. Die höchsten Mittelwerte sind in den Klassen 8 (0,19), 9 (0,2) und 10 (0,207) vorhanden. Eine Korrelationsanalyse mit

den Korrelationsklassen und den Häufigkeitsklassen bestätigt den Zusammenhang der beiden Variablen ($r = 0{,}16$; $\alpha < 0{,}001$).

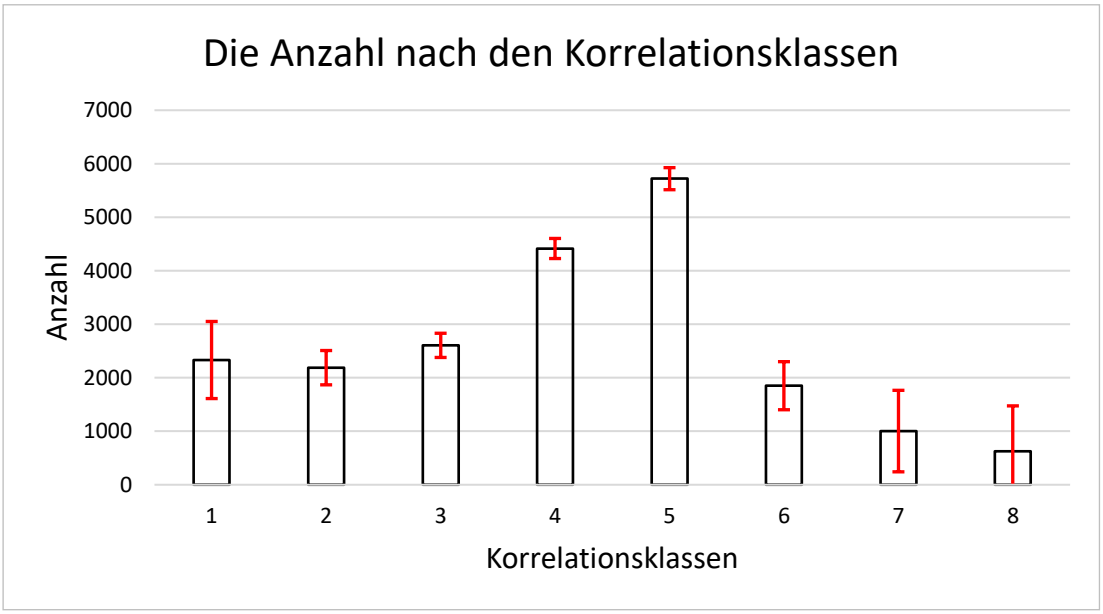


Abbildung 13: Die Anzahl nach den Korrelationsklassen (Eigene Darstellung)

In der Abbildung 13 ist die mittlere Anzahl der Fundpunkte nach den acht Korrelationsklassen aufbereitet. Bis zur Klasse 5 steigt die Anzahl der Fundpunkte an (vgl. Abb. 13). In den Klassen 6 bis 8 sind deutlich seltenere Taxa vorhanden. Es scheint als reagieren besonders seltene Taxa stark negativ oder nur sehr leicht eine erhöhte Stickstoffdeposition. Häufig vorhandene Taxa haben dagegen einen mittelgroßen Korrelationskoeffizienten. Diese am Rand befindliche Klassen haben relativ wenige Taxa zugeordnet und dadurch die höchsten Standardfehler.

Der Zusammenhang zwischen dem mittleren Korrelationskoeffizienten und den Häufigkeitsklassen ist nicht eindeutig zu beschreiben. Einerseits steigt die Korrelation mit der Häufigkeit eines Taxon an. Andererseits haben die Taxa mit bis zu 1.000 Fundpunkten ebenfalls eine sehr hohe Korrelation.

7.5 Zusammenfassung der Hypothese 1

Die Hypothese „Bei stickstoffempfindlichen Pflanzenarten ist die Wahrscheinlichkeit des Erlöschens von Vorkommen mit der Höhe der Stickstoffdeposition positiv korreliert.“ wurde anhand von 1.174 Taxa untersucht. Es wurde bestimmt, dass, bei der Korrelation zwischen dem

Verlust eines Fundpunktes vor 1950 und der maximalen Stickstoffdeposition, die besten Ergebnisse zu erwarten sind. Basierend auf der Einschätzung von COHEN sind 85 % der Taxa mit einer statistisch signifikanten Effektgröße vorhanden. Der Median der Korrelation beträgt 0,166 , dies entspricht einer kleinen Effektstärke. Es kann bestätigt werden, dass es eine statistisch signifikante Korrelation zwischen der Hintergrundbelastung mit Stickstoffdepositionen und dem dokumentierten Rückgang eines Taxons gibt. Anschließend wurde überprüft, ob die Taxa mit erhöhten Korrelationen anhand verschiedener Parameter charakterisiert werden können.

Es konnte bestätigt werden, dass Taxa mit einer erhöhten Korrelation eine niedrigere Stickstoffzahl haben. Diese Erkenntnis zur Stickstoffzahl deckt sich mit den Forschungsergebnissen aus Großbritannien (MCCLEAN et al. 2011: 2885, WALKER / PRESTON 2006: 1913) und Flandern (VAN LANDUYT et al. 2008: 3054). Anhand dieser Forschungen konnte belegt werden, dass Taxa, die am stärksten zurückgehen, typischer Weise auf nährstoffarmen Böden zu finden sind. ELLENBERG stellte bereits in den 1980er Jahren fest, das stickstoffempfindliche Taxa stärker vom Aussterben bedroht sind (BUNDESANSTALT FÜR STRAßENWESEN 2012: 72). Darauf basierend kann die Stickstoffzahl nach ELLENBERG als validierter Parameter genutzt werden, um Taxa nach ihrer Korrelation zu gruppieren.

Die Untersuchung der Reaktionszahl zeigt, dass keine eindeutigen Zusammenhänge mit der Korrelation zu erkennen sind. Die höchsten Reaktionszahlen sind den Korrelationsklassen 3 und 7 zugeordnet. Diese Verteilung konnte zunächst nicht interpretiert werden. Ein Vergleich mit der Literatur zeigt, dass dieses Verhalten in der Wissenschaft bekannt ist. WALKER und PRESTON fanden heraus, dass seit 1700 vor allem Arten verloren gehen, die als stickstoffempfindlich zu bezeichnen sind und in Verbindung mit hohen oder niedrigen pH-Werten vorkommen (WALKER / PRESTON 2006: 1913). Die Reaktionszahl korreliert stark mit dem pH-Wert des Bodens, ohne diesen jedoch exakt wiederzugeben (ELLENBERG 1992: 17 f). Ebenso wie eine Bestätigung der Ungleichverteilung gibt es wissenschaftliche Belege für die positive Korrelation der Verlustwahrscheinlichkeit und der Reaktionszahl eines Taxon. Die Arbeiten von MCCLEAN et al. und VAN LANDUYT et al. belegen, dass die Reaktionszahl positiv mit dem Artenverlust der Stickstoffzahl korreliert, da eine überhöhte Stickstoffdeposition den Boden versauert (MCCLEAN et al. 2011: 2885, VAN LANDUYT et al. 2008: 3048). Vor allem die erhöhte Zufuhr von Nitrat wirkt sich, durch die Bindung von Säurepuffern, versauernd auf die Bodenhorizonte aus (MEESENBURG et al. 2017: 18). Daraus kann geschlossen werden, dass eine

erhöhte Stickstoffdeposition sich besonders negativ auf Taxa auswirkt, die eine niedrige Stickstoffzahl oder Reaktionszahl haben.

Die Verteilung der *Roten Liste* Kategorien zeigt, dass Taxa, mit einer hohen Korrelation, häufiger als gefährdet bewertet sind. In der Literatur ist zu finden, dass fast die Hälfte der Pflanzenarten in der *Roten Liste* durch erhöhte Nährstoffeinträge gefährdet sind (UMWELTBUNDESAMT 2014: 7). Die Stickstoffzahl kann auch als Nährstoffzahl betrachtet werden, da die Stickstoffzahl „unspezifische Auskunft über die Pflanzenverfügbarkeit von Stickstoff, Kalium, Phosphor und Magnesium liefert“ (BALLA et al. 2014: 45). So kann interpretiert werden, dass Taxa mit einer niedrigeren Stickstoffzahl häufiger in der *Roten Liste* vorkommen. Die Ergebnisse dieser Masterarbeit können damit anhand der Literatur bestätigt werden. Erwähnenswert ist außerdem, dass die Taxa mit positiven Korrelationen eine recht gute Stichprobe der gesamten *Rote Liste 1996* sind. In der *Roten Liste 1996* sind unter anderem 23 % der Kategorie 1 , 2 oder 3 zugeordnet, in dieser Arbeit werden 20 % der Taxa diesen Kategorien zugeordnet (KORNECK et al. 1998: 302). Eine Auswertung der aktuellen *Roten Liste 2018* liegt bis zum Abschluss dieser Arbeit nicht vor.

Bei der Analyse der Roten Liste und der Bestandstrends ist kritisch anzumerken, dass es mathematisch falsch ist diese nominal und ordinal skalierten Variablen in eine metrische Skala zu übertragen. Für diese Daten können keine Abstände und demzufolge auch keine Mittelwerte bestimmt werden. Diese Annahme muss bei der Auswertung der Statistik beachtet werden, damit es zu keiner Fehlinterpretation der Daten kommt.

Alle Analysen der Daten zusammen betrachtet kann die Aussage getroffen werden, dass es möglich ist die Taxa mit einer statistisch signifikanten Korrelation verschiedenen Artengruppen zu zuordnen. Taxa mit einem hohen Korrelationskoeffizienten haben im Vergleich zu Taxa mit einem niedrigeren Korrelationskoeffizienten eine geringere Stickstoffzahl, sind in der *Roten Liste* häufiger als gefährdet gewertet und haben eine negative Entwicklungstendenz. Eigenschaften die sich anhand der Korrelation nicht eindeutig gruppieren lassen sind die Reaktionszahl, die Feuchtezahl, die Salzzahl, die Kontinentalitätszahl, die Temperaturzahl und die Lichtzahl. Bei der Analyse der Korrelationskoeffizienten ist auffällig, dass sich Taxa ab einer Korrelation von 0,25 besonders stark im Verhalten und den Eigenschaften von den übrigen Taxa unterscheiden. Auf diese Weise konnten Taxa, die durch ihre starken Eigenschaften als besonders schützenswert gelten, herausgestellt werden. Diese Erkenntnis ist ein wichtiger Schritt um den Artenschutz zu optimieren. Besonders gefährdete Pflanzenarten

können definiert werden und somit der Artenschutz basierend auf diesem Wissen angepasst werden.

Durch die Bestätigung der Hypothese 1 zeigt sich, dass die Daten der Stickstoffdeposition und der Fundortdaten der Pflanzenarten sich für die Analyse der weiteren Hypothesen eignen.

8. Hypothese 2

Die 2. Hypothese lautet: „Für die charakteristischen Pflanzenarten eines natürlichen Lebensraums ergeben sich unterschiedliche Critical Loads“. Um diese Hypothese zu überprüfen muss geklärt werden, ob aus den vorhanden Daten plausible taxonspezifische CL generiert werden können. In einem weiteren Schritt wird untersucht, ob diese Taxa anhand von Lebensräumen oder anderen Charakteristika zusammengefasst werden können.

8.1 Ermittlung der Wendepunkte

Zunächst wird die Frage überprüft, ob es möglich ist aus den Informationen der Stickstoffdeposition und dem Verlust der Fundpunkte plausible CL zu ermitteln.

Ein mathematischer Ansatz um den statistischen Zusammenhang der Verlustwahrscheinlichkeit und der Stickstoffdeposition zu erhalten ist die Durchführung einer Regressionsanalyse. Die Regressionsanalyse ist ein Analyseverfahren, das die Richtung und Stärke von Beziehung mehrerer Variablen zu einander darstellt (URBAN / MAYERL 2011: 25). Eine Voraussetzung für die Durchführung einer Regressionsanalyse ist das Vorhandensein einer abhängigen Variable und mindestens einer unabhängigen (erklärenden) Variable. Aus diesen Variablen wird eine Regressionsfunktion ermittelt, die die Abhängigkeit der Variablen zueinander beschreibt. Mit dieser Funktion sind Prognosen für die abhängige Variable möglich, umgekehrte Rückschlüsse sind jedoch nicht gestattet. In Regressionsmodellen wird für die Variablen angenommen, dass sie keine zufälligen Größen sind. Damit sind Regressionsanalysen nicht deterministisch, sondern stochastisch formuliert (URBAN / MAYERL 2011: 35). In dieser Arbeit wird ein Sonderfall der Regression, die logistische Regression, verwendet. Bei der logistischen Regressionsanalyse wird die Wahrscheinlichkeit für ein bestimmtes binominal skaliertes Ereignis in Abhängigkeit von einer Linearkombination aus kategorialen und metrischen

Variablen geschätzt. Diese Regressionsgleichung kann durch eine logistische Funktion abgebildet werden (URBAN / MAYERL 2011: 337).

Die Kurve der logistischen Regressionsgleichung ist symmetrisch um den Wendepunkt x = 0,5 verteilt. Die Regressionsgleichung kann mit den Variablen x_n, a und b beschrieben werden. X_n steht für die erklärende Variable. Da in der hier verwendeten Funktion nur eine erklärende Variable enthalten ist wird diese mit x beschrieben. Die Variablen a und b sind Regressionskoeffizienten, die die Stärke des Einflusses einer Variable auf die unabhängige Variable beschreiben. Die Variable a wird als Regressionskoeffizient der Konstante bezeichnet und ist in SPSS als B_0 dargestellt. Die Variable b wird als Regressionskoeffizient der Variable x_1 bezeichnet und ist in SPSS als B_1 dargestellt. Die Schätzung der Regressionskoeffiziente werden mit der Maximum Likelihood Methode durchgeführt. Dabei wird der Wert des Regressionskoeffizient als Schätzung ausgewählt, der die beobachteten Daten am plausibelsten beschreibt (URBAN / MAYERL 2011: 324). Die logistische Regressionsgleichung definiert sich wie folgt:

$$f(x) = \frac{1}{1 + e^{-(a+bx)}}$$

Mit der logistischen Regressionsgleichung kann der Punkt bestimmt werden, bei dem ein Fundpunkt mit einer Wahrscheinlichkeit von 50 % verloren geht. Dieser Punkt ist gleichzusetzten mit dem Wendepunkt der Regressionsgleichung. Wenn x größer als 0,5 ist, ist dieser Wert in dieser Arbeit so zu interpretieren, dass es wahrscheinlicher ist das ein Fundpunkt verschwindet, als das er erhalten bleibt.

In dem die 2. Ableitung einer Funktionsgleichung gleich Null gesetzt wird, kann der Wendepunkt einer Funktion berechnet werden (vgl. Anhang II). Die 2. Ableitung der Regressionsgleichung sieht wie folgt aus:

$$f''(x) = -\frac{b^2 * (e^{b*x+a} - 1) * e^{b*x+a}}{(e^{b*x+a} + 1)^3}$$

Diese Formel wird gleich 0 gesetzt und nach x aufgelöst, mit dem Ergebnis x = - $-\frac{a}{b}$.

Der Wendepunkt kann auch durch eine andere Herangehensweise bestimmt werden (vgl. Anhang II). Bei der logistischen Regressionsgleichung liegt der Wendepunkt bei y=0,5. Dieser Wert kann in die Regressionsgleichung eingesetzt werden und nach x aufgelöst werden. Diese Methode kommt zum gleichen Ergebnis des Wendepunktes. Damit kann die gesicherte Aussage getroffen werden, dass der Wendepunkt der Regressionsgleichung bei x = - $-\frac{a}{b}$ liegt.

Für die Berechnung der Regression wird die maximale Stickstoffbelastung (MAX) in kg N ha^{-1} a^{-1} als unabhängige Variable verwendet und der dichotom verteilte Verlust eines Fundpunktes im Zeitraum 1 als abhängige Variabel verwendet.

Bei der Untersuchung einer Regressionsanalyse sind einige Parameter zu beachten um eine korrekte Durchführung des Modells zu gewährleisten. Für die Erstellung der Regressionsgleichung müssen ausreichend viele Fälle enthalten sein. Dies wurde gewährleistet, da in dem untersuchten Datensatz ausschließlich Taxa mit mehr als 100 Fundpunkten verwendet wurden. Außerdem ist die Y-Werteverteilung zu beachten. Beide Seiten der dichotom verteilten Variablen sollten mindestens 10 % der Fälle enthalten. Diese Voraussetzung wird bei 10 Taxa nicht erfüllt. Die entsprechenden Taxa wurden bei der weiteren Datenanalyse nicht beachtet. Außerdem sollten in dem verwendeten Datensatz keine Ausreißer oder Cluster erkennbar sein, wie es hier der Fall ist. Die Rasterzellen mit einer zu hohen Amplitude der Stickstoffdeposition wurden bereits zu Beginn der Datenbearbeitung entfernt, in dem die Spannweite eines Fundortes auf maximal 2,5 kg N ha^{-1} a^{-1} festgelegt wurde. Auf Grund der dichotomen Verteilung ist es nicht möglich Ausreißer in den Daten der Fundpunkte zu finden.

Zur Einschätzung der Regressionsgleichung wird primär die Signifikanz überprüft. Wie bei allen statistischen Untersuchungen wird auch hier ein Signifikanzniveau von 5 % angestrebt. Demnach wurden alle Taxa bei der Bestimmung der Wendepunkte nicht weiter betrachtet, die eine höhere Signifikanz als 5 % aufweisen. Es handelt sich hierbei um 325 Taxa. Bei dieser Regression werden zwei verschiedene Signifikanzen verglichen, die des Omnibus-Tests und des Wald-Tests. Sobald eine der betrachteten Signifikanzen über 5 % ist, wird das entsprechende Taxon aussortiert. Zusätzlich wurden vier Taxa entfernt bei denen ein negativer Wendepunkt ermittelt wurde. Dieser Wert ist logisch unmöglich.

8.2 Interpretation der Wendepunkte

Basierend auf der Liste der Artenauswahl in Kapitel 7.2, wurden für 1.174 Taxa ein statistischer Wendepunkte ermittelt. 818 Taxa haben einen signifikanten Wendepunkt und werden für die weitere Analyse verwendet.

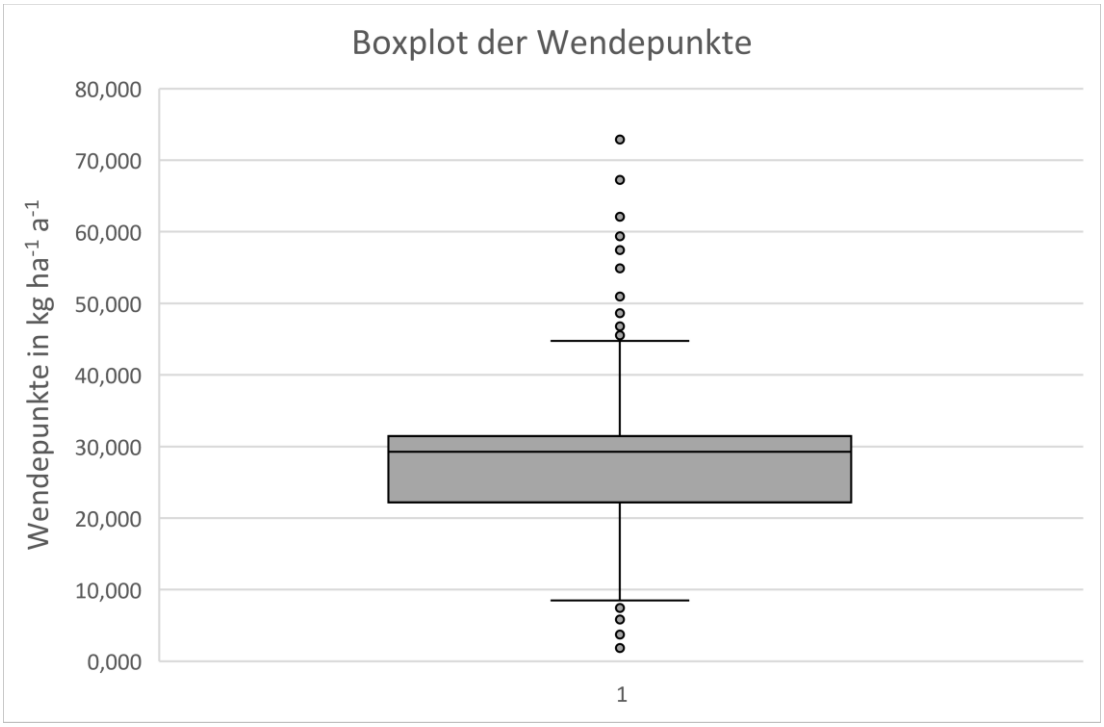


Abbildung 14: Boxplot der Wendepunkte (Eigene Darstellung)

Die Wendepunkte der Taxa werden in Form eines Boxplots aufbereitet (vgl. Abb. 14). Die Wendepunkte verteilen sich zwischen 1,865 kg N ha^{-1} a^{-1} und 72,865 kg N ha^{-1} a^{-1}. Im Mittel hat ein Taxon einen Wendepunkt von 27,446 kg N ha^{-1} a^{-1}. Der Median der Datenreihe beträgt 29,257 kg N ha^{-1} a^{-1}. Das erste Quartil ist bei 22,223 kg N ha^{-1} a^{-1} und das dritte Quartil ist bei 31,431 kg ha^{-1} a^{-1}. Daraus ergibt sich ein Interquartilsabstand von 9,208 kg N ha^{-1} a^{-1}. Ausreißer nach oben sind als Wendepunkte ab einem Wert von 42,242 kg N ha^{-1} a^{-1} festgelegt. Die untere Grenze der Ausreißer liegt bei 8,411 kg N ha^{-1} a^{-1}. Insgesamt können 61 Taxa als Ausreißer bezeichnet werden. Davon sind 22 Ausreißer nach unten und 39 Ausreißer nach oben verteilt. Es sind deutlich mehr obere Ausreißer vorhanden. Dies hängt auch damit zusammen, dass einige untere Ausreißer bereits entfernt wurden, da es sich hierbei um Taxa mit einem negativen Wendepunkt handelt. Die Häufigkeit der Ausreißer nach oben könnte auch ein Anzeichen dafür sein, dass es einige Taxa mit einer Zufallskorrelation gibt. Dadurch werden die Parameter für die Berechnung des Wendepunktes verfälscht, ohne dass sich dies in einer Veränderung der Signifikanz wiederspiegelt. Noch deutlicher wird die Verteilung der Ausreißer bei der Betrachtung der extremen Ausreißer. Extreme Ausreißer sind nach unten ab einem Wendepunkt von -5,4 kg N ha^{-1} a^{-1} definiert. Entsprechende Taxa wurden bereits in vorherigen

Arbeitsschritten aussortiert. Als obere extreme Ausreißer werden Taxa ab einem Wendepunkt von 59,054 kg N ha^{-1} a^{-1} bestimmt. Hier sind 7 Taxa vorhanden, die diesen Wert überschreiten.

Nach der Bestätigung der mathematischen und statistischen Korrektheit der Wendepunkte, werden diese nun auf ihre Plausibilität überprüft. Hierzu wird überprüft ob sich die ermittelten Wendepunkte durch die empirischen CL der Berner Liste (BOBBINK et al. 2010a: 204) für die Lebensräume der Pflanzenarten bestätigen lassen. Die Wendepunkte orientieren sich an den CL, es sind jedoch Abweichungen zu erwarten, da für die Ermittlung der Wendepunkte einige Verallgemeinerungen angewandt werden. Die Landnutzungsklasse oder standortbezogenen Faktoren werden nicht Berücksichtig. Dazu wurde der maximale Wert der Stickstoffdeposition pro Rasterfeld bzw. Fundort verwendet.

50 % der untersuchten Taxa haben einen Wendepunkt von 22 kg N ha^{-1} a^{-1} bis 31 kg N ha^{-1} a^{-1}. Die CL der Berner Liste bewegen sich, unabhängig vom Lebensraum, in einem ähnlichen Wertebereich. Entsprechend auffällig sind Taxa mit sehr hohen Wendepunkten von über 40 kg N ha^{-1} a^{-1}, 52 Taxa haben einen entsprechend hohen Wendepunkt. Diese Taxa haben gemeinsam, dass sie alle ein Bestimmtheitsmaß R^2 von unter 5 % haben. Das R^2 ist ein Maß zur Beurteilung der Anpassungsgüte einer Regressionsgleichung. Der Wert gibt an wie viel Prozent der Gesamtvarianz durch eine Variable oder ein Modell erklärt werden kann (URBAN / MAYERL 2011: 57). Orientierend an der Grenze des Signifikanzniveau wird für das R^2 ebenfalls ein Grenzwert von 5 % festgelegt. Auf diese Weise werden Taxa, die keine deutlich verbesserte Erklärung gegenüber der Nullhypothese haben, entfernt. Insgesamt haben 223 Taxa ein R^2 von weniger als 5 %. Wenn die Wendepunkte in 12 Klassen mit je einer Klassenbreite von 3 kg N ha^{-1} a^{-1} eingeteilt werden, zeigt sich das in allen Klassen Taxa entfernt werden. Die größten Verluste haben die am Rand der Verteilung befindlichen Klassen 1 , 2 , 12 und 13. Diese Klassen sind die Bereiche die mittels des Boxplots bereits als Ausreißer festgestellt wurden.

Korrelation der Wendepunkte mit der Stickstoffzahl

Als weitere Validierung der Wendepunkte wird überprüft, ob die Wendepunkte mit der Stickstoffzahl nach ELLENBERG positiv korreliert. In Kapitel 7 wurde festgestellt, dass Taxa mit einer hohen Verlustwahrscheinlichkeit stickstoffempfindlicher sind. Diese Verlustwahrscheinlichkeit spiegelt sich in einem höherem Wendepunkt wieder. Für diese Analyse wurde der Wendepunkt nach der Stickstoffzahl in einem Boxplot dargestellt (vgl. Abb. 15). Die Whisker zeigen den maximalen bzw. minimalen Wendepunkt einer Stickstoffzahl an.

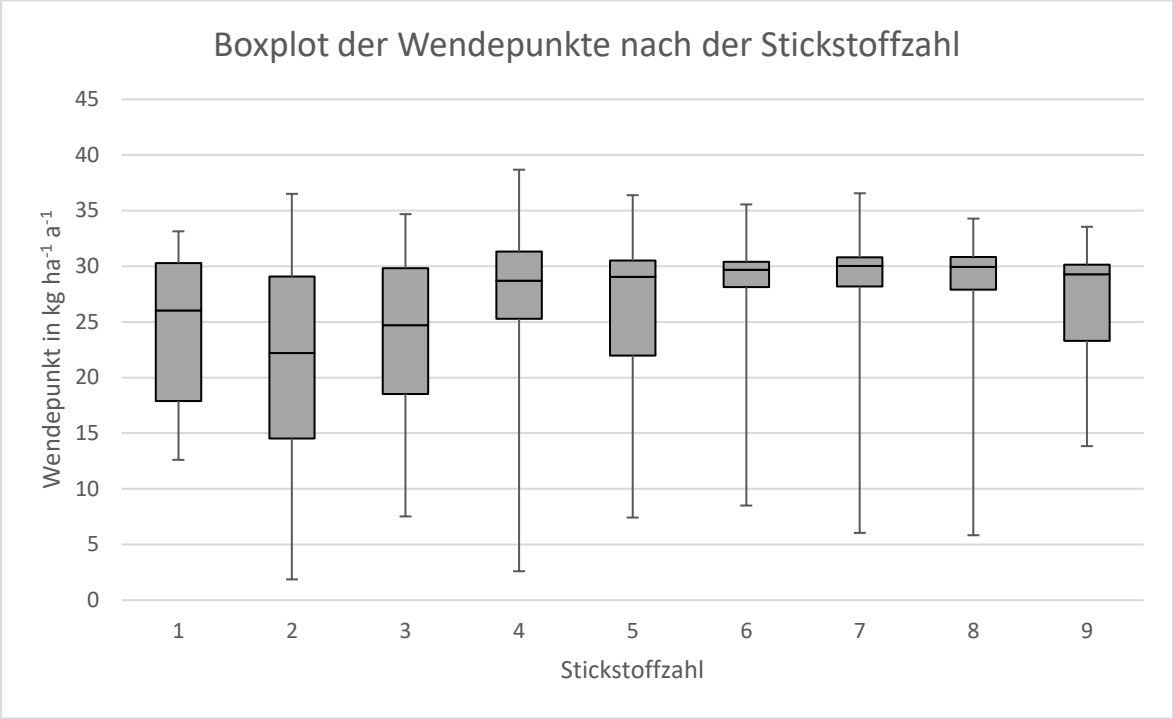


Abbildung 15: Boxplot der Wendepunkte nach der Stickstoffzahl (Eigene Darstellung)

Pro Stickstoffzahl werden die Wendepunkte in einem Boxplot dargestellt, um die Verteilung innerhalb der einzelnen Stickstoffzahlen präzise darzustellen. Die Interquartilsabstände der Boxplots werden mit steigender Stickstoffzahl kleiner. Die ermittelten Wendepunkte liegen enger zusammen. Dabei wird der Median leicht größer. Die Whisker der Boxplots verändern sich nur leicht und ohne eine gerichtete Tendenz. Ein großer Unterscheid in der Datenverteilung ist bei der Stickstoffzahl 6 zu erkennen. Ab dieser Klasse ist der Interquartilsabstand unter 3 N ha^{-1} a^{-1} und der Median bleibt sehr gleichmäßig bei 30 N ha^{-1} a^{-1}. Zuvor betrug der Interquartilsabstand deutlich über 5 N ha^{-1} a^{-1} und der Median steigt mit der Stickstoffzahl an. Insgesamt ist ein deutlicher Zusammenhang zwischen den Wendepunkten und der Stickstoffzahl zu erkennen. Eine Korrelationsanalyse zwischen den Stickstoffzahlen und den Wendepunkten belegt einen signifikanten Zusammenhang der Variablen ($r= 0{,}266$; $\alpha = 0{,}0001$).

Basierend auf vorherigen Untersuchungen konnte angenommen werde, dass der Wendepunkt parallel zur Stickstoffzahl ansteigt. Besonders Stickstoffempfindliche Taxa zeichnen sich mit niedrigen Wendepunkten aus. Je höher die Stickstoffzahl ist, desto geringer ist die Veränderung des Wendepunktes.

Wendepunkte nach LRT

Für einen vertiefenden Vergleich der ermittelten Wendepunkte mit den CL wurden beispielhaft drei LRT der FFH-Richtlinien ausgewählt (vgl. Anhang III). Die Wendepunkte sollten innerhalb des Bereichs der CL liegen. Die ausgewählten LRT sind trockene Heide (4030), Übergangs- und Schwingrasenmoor (7140) und Orchideen-Buchenwald (9150). Die LRT 4030 und 7140 zeichnen sich durch einen, zumindest oberflächlich, kalkfreien, sauren und nährstoffarmen Boden aus (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 2019d). Dahingegen ist der Boden des LRT 9150 überwiegend kalkfrei.

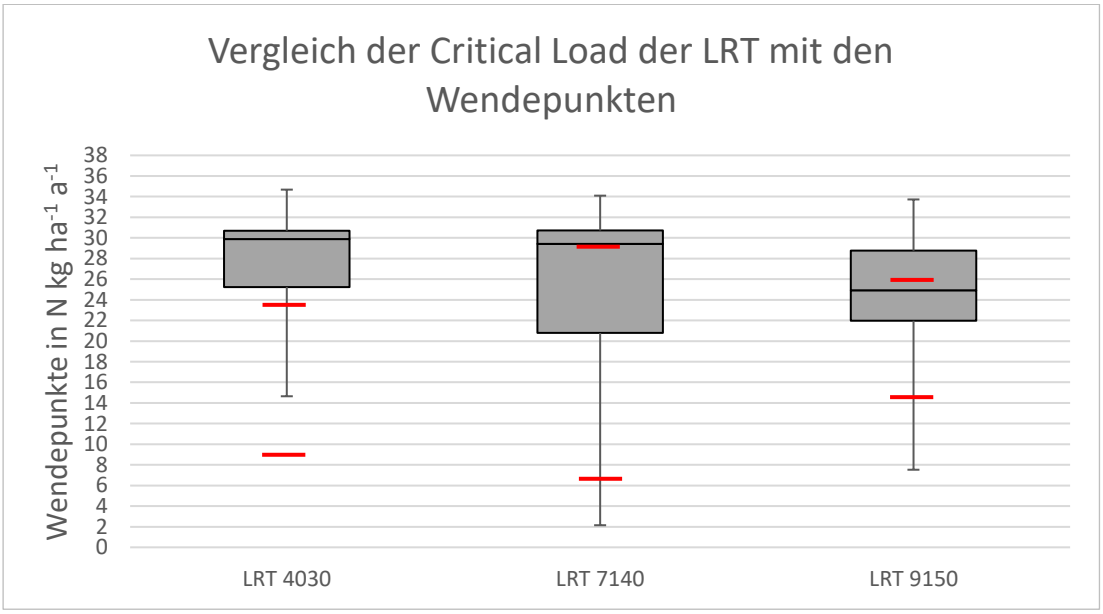


Abbildung 16: Vergleich der Critical Load der LRT mit den Wendepunkten (Eigene Darstellung)

Die Verteilung der Wendepunkte nach den drei LRT wird graphisch in einem Boxplot dargestellt (vgl. Abb. 16). Die Whisker zeigen die maximalen bzw. minimalen Wendepunkte an. Die roten Linien markieren den Wertebereich der empirischen CL nach BOBBINK et al.. Kein Median oder Mittelwert der Wendepunkte der LRT liegt innerhalb der CL-Wertespanne. In jedem LRT überschreiten 45 % bis 87 % der Taxa den Höchstwert der CL. Bei dem LRT 4030 weichen die ermittelten Wendepunkte am stärksten von den CL ab. Die Quartile liegen deutlich über dem maximalen CL. Alleinig der kleinste Wendepunkt liegt mittig im Bereich der

CL. Der LRT 4030 wird, im Gegensatz zu den anderen beiden LRT, stark durch die Landnutzung beeinflusst. Sehr stickstoffempfindliche Taxa sind dadurch in diesem LRT zu selten vorhanden um in der Artenauswahl berücksichtigt zu werden. Das 2. und 3. Quartil ist deutlich größer. Bei den LRT 7140 und 9150 stimmt die Verteilung der Wendepunkte besser mit den CL überein. Der untere Grenzwert des 2. Quartils innerhalb der CL und der Median der Wendepunkte ist deutlich näher am maximalen CL.

Da die Wendepunkte nur auf einer sehr geringen Anzahl an Daten beruhen, war die vorliegende Abweichung zwischen den empirischen CL und den Wendepunkten zu erwarten. Die Unterschiede der beiden Werte sind gleichgerichtet und in etwa gleich groß. Auf Grund dieser gleichmäßigen Fehlerwerten können die empirischen CL mittels der Wendepunkte ansatzweise modelliert werden.

8.3 Analyse der Wendepunkte

Im Folgenden wird die Frage untersucht, wie groß die Wendepunkte eines Lebensraums schwanken. Der Vergleich der Wendepunkte mit den empirischen CL zeigt, dass diese zum Teil fehlerhafte Berechnungen enthalten, diese jedoch mit einer gleichbleibenden Tendenz und stärke der Abweichung vorhanden sind. Unter Berücksichtigung dieser Annahme können die Daten weiter ausgewertet werden. Dabei ist zu beobachten wie sich die Spannweite der Wendepunkte innerhalb der LRT verteilt. Für die Untersuchung werden die gleichen LRT und Taxa, wie zur Prüfung der Plausibilität der Wendepunkte, genutzt.

Die Verteilung der Wendepunkte nach den drei LRT und des gesamten Datensatzes wird graphisch in einem Boxplot dargestellt (vgl. Abb. 17). Die Whisker zeigen die maximalen bzw. minimalen Wendepunkte an. Die Amplitude ist, wie erwartet, beim gesamten Datensatz am größten (36,8 kg ha^{-1} a^{-1}). Die Wertespannen der LRT sind mit 20 kg ha^{-1} a^{-1} (LRT 4030), 32 kg ha^{-1} a^{-1} (LRT 7140) und 26 kg ha^{-1} a^{-1} (LRT 9150) etwas geringer. Die Interquartilsabstände der drei LRT sind ähnlich groß, wie die des gesamten Datensatzes. Den größten Interquartilsabstand hat der LRT 7140 (9,9 kg ha^{-1} a^{-1}) und den kleinsten Interquartilsabstand haben die LRT 4030 (5,5 kg ha^{-1} a^{-1}) und LRT 9150 (6,8 kg ha^{-1} a^{-1}). Der Interquartilsabstand des gesamten Datensatzes (8,3 kg ha^{-1} a^{-1}) ist nur kleiner als der Interquartilsabstand des LRT 7140 (9,9 kg ha^{-1} a^{-1}). Die LRT 4030 (SE= 4,9 kg ha^{-1} a^{-1}) und LRT 9150 (SE = 5,1 kg ha^{-1} a^{-1}) haben einen geringeren Standardfehler, während der Standardfehler des LRT 7140 am größten ist (SE = 8,1 kg ha^{-1} a^{-1}). Der Standardfehler des gesamten Datensatzes beträgt 7,1 kg ha^{-1} a^{-1}.

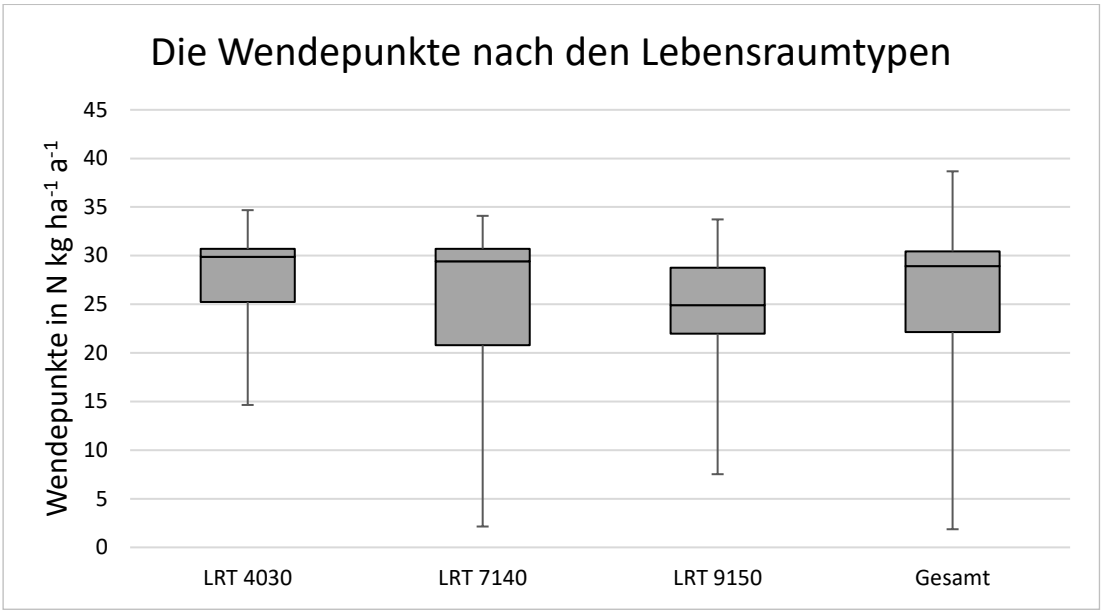


Abbildung 17: Die Wendepunkte nach den Lebensraumtypen (Eigene Darstellung)

Ein Vergleich der Wendepunkte anhand der LRT zeigt, dass die Wendepunkte relativ stark schwanken. Die Interquartilsabstände und die Amplitude der Wendepunkte ist bei den drei untersuchten LRT ähnlich groß, wie die Interquartilsabstände des gesamten Datensatzes.

8.4 Zusammenfassung der Hypothese 2

Für die Analyse der zweiten Hypothese „Für die charakteristischen Pflanzenarten eines Lebensraums ergeben sich unterschiedliche Critical Loads“ wurde der Wendepunkt der logistischen Regression ermittelt. Der Wendepunkt beschreibt den Punkt bei dem die Verlustwahrscheinlichkeit eines Fundpunktes 50 % beträgt. Dieser Wendepunkt ist nicht exakt mit den CL gleichzusetzen, wie der Vergleich der drei LRT zeigt. Die Wendepunkte und die CL haben jedoch die gleichen Tendenzen und befinden sich in einer ähnlichen Größenordnung. Demnach sind die Wendepunkte auf das Konzept der CL übertragbar. Ein Vergleich der Wendepunkte eines LRT zeigt, dass die Wendepunkte nicht gleich groß sind. Die Wendepunkte schwanken mit einer relativ großen Amplitude und schwanken deutlich stärker, als es anhand der Eigenschaften der Taxa zu erwarten war. Des Weiteren konnte statistisch bewiesen werden, dass die Wendepunkte mit der Stickstoffzahl eines Taxon und damit auch mit der Stickstoffempfindlichkeit korreliert.

Nach dem aktuellen Forschungsstand hat jedes Ökosystem einen spezifischen CL, der von den physikalischen und chemischen Eigenschaften des jeweiligen Lebensraums abhängig ist (BOBBINK et al. 2010a: 204). Bei dieser Herangehensweise wird davon ausgegangen, dass die Taxa, die in einem LRT zusammengefasst werden, in etwa die gleiche Stickstoffempfindlichkeit aufweisen. Basierend auf den Forschungsergebnissen dieser Arbeit wurden Argumente gesammelt, um diese These anzuzweifeln. Aus der starken Schwankung der Wendepunkte eines LRT kann geschlussfolgert werden, dass die taxonspezifischen CL innerhalb eines LRT ebenfalls stark schwanken. Das MINISTERIUM FÜR UMWELT, KLIMA UND ENERGIEWIRTSCHAFT BADEN-WÜRTTEMBERG hat im Jahr 2019 einen Bericht veröffentlicht in dem die Methodiken der CL-Ermittlung kritisch diskutiert wurden. Ein wichtiges Ergebnis dieser Arbeit ist die Aussage, dass die Arten und Artengruppen für eine Einordnung der Stickstoffempfindlichkeit besser geeignet sind als LRT oder Pflanzengesellschaften (MINISTERIUM FÜR UMWELT, KLIMA UND ENERGIEWIRTSCHAFT BADEN-WÜRTTEMBERG 2019: 22). Dieses Ergebnis spricht für die Verwendung eines gestuften Schadenmodells. Eine Einordnung der CL anhand von einzelnen Taxa beschreibt die Auswirkungen besser als die Spannweiten der LRT. Den Taxa selbst können keine festen CL zugewiesen werden, da diese vom Lebensraum abhängig sind. Eine Analyse der CL einer Pflanzengesellschaft ist nicht vollständig zu vernachlässigen. Es kann dabei helfen die Spannweite der CL einzugrenzen, wenn keine ausreichenden Informationen über die vorliegenden Taxa bestehen.

Die Höhe der CL können basierend auf den Ergebnissen der Hypothese 2 nicht eingeschätzt werden. Die ermittelnden Wendepunkte liegen häufig oberhalb der empirischen CL, jedoch ist die Methodik der Wendepunkte zu ungenau um eine Aussage über die exakte Größe der Werte zu treffen.

9. Hypothese 3

Die 3. Hypothese lautet: „Bei einem direkten Vergleich sind bei Pflanzenarten, die bei Keimung obligat auf Mykorrhiza angewiesen sind, höhere Rückgangsraten zu erwarten, als bei Pflanzenarten, die nicht auf eine Mykorrhiza angewiesen sind“.

9.1 Auswahl der Pflanzenfamilien

In der Artenauswahl sind 68 Pflanzenfamilien gelistet. Davon sind vier Pflanzenfamilien vorhanden, die bei der Keimung obligat auf Mykorrhiza angewiesen sind, und eine ausreichende Häufigkeit besitzen. Die ausgewählten Pflanzenfamilien sind *Aspleniaceae*, *Gentianaceae*, *Orchidaceae* und *Pyrolaceae* (vgl. Anhang III).

Die Pflanzenfamilie der *Aspleniaceae* (Streifenfarngewächse) gehört zu der Artengruppe der Farne. In der Artenliste sind vier Taxa enthalten, die dieser Familie zugehörig sind. Alle vier Taxa gehören zu der Pflanzengattung der Streifenfarne. Die Pflanzenfamilie kann mit einer mittleren Stickstoffzahl von 2,8 als stickstoffempfindlich bezeichnet werden. Der Pflanzenfamilie der *Gentianaceae* (Enziangewächse) wurden 5 Taxa zugeordnet. Die eine mittlere Stickstoffzahl von 3,2 haben. Anhand der Stickstoffzahl können die Enziangewächse als stickstoffempfindlich eingestuft werden. Die Pflanzenfamilie der *Orchidaceae* (Orchideen) setzt sich in dieser Artenauswahl aus 29 Taxa zusammen und ist die am häufigsten vertretene Familie. Mit einer mittleren Stickstoffzahl von 3,2 sind die Taxa ebenfalls als stickstoffempfindlich zu bewerten. Die Gruppe der *Pyrolaceae* sind eine Unterfamilie der Familie der Heidekrautgewächse (*Ericaceae*). Der Unterfamilie konnten 4 Taxa zugeordnet werden. Die mittlerer Stickstoffzahl beträgt 2,3. Alle vier Pflanzenfamilien sind, mit einer mittleren Stickstoffzahl von maximal 3,2 als stickstoffempfindlich zu bezeichnen. Die mittlere Stickstoffzahl des gesamten Datensatzes ist 4,4 und damit bedeutend größer als die Mittelwerte der ausgewählten Pflanzenfamilien.

Für die Familie der *Lycopodiaceae* (Bärlappe) und weiterer Farnarten werden ebenfalls starke Zusammenhänge mit der Stickstoffempfindlichkeit erwartet, diese Taxa sind jedoch nicht in der untersuchten Artenauswahl vorhanden.

9.2 Definition der Rückgangswahrscheinlichkeit

Der Datensatz enthält verschiedene Informationen zu den Taxa und damit unterschiedliche Möglichkeiten die Rückgangswahrscheinlichkeit zu definieren. Durch die Bearbeitung der vorherigen Hypothesen sind den Taxa ein Korrelationskoeffizient (Kapitel 7) und ein Wendepunkte der logistischen Regression (Kapitel 8) zugeordnet.

Als weiterer Parameter wird der prozentuale Verlust eines Taxon verglichen. Dieser Wert stellt nicht die Rückgangswahrscheinlichkeit eines Taxon, sondern den realen Rückgang eines Taxon dar. Als Verlust wird die Summe der Punkte der Zeiträume 1 und 2 definiert. In dem der Verlust

durch zwei Zeiträume definiert wird, wird der reale Verlust eines Taxon seit Beginn der Datenaufzeichnung analysiert. Damit wird vernachlässigt in welchem Zeitraum ein Taxon die größten Verluste hat, zu Gunsten der allgemeinen Aussagekraft der Analyse.

9.3 Analyse der Rückgangswahrscheinlichkeit

Für die Analyse der Hypothesen orientiert sich die Auswahl der untersuchten Taxa an den vorherigen Untersuchungen. Für die Analyse des prozentualen Verlusts und die Korrelation werden alle Taxa genutzt die eine signifikante positive Korrelation haben (853 Taxa). Für die Analyse der Wendepunkte wurden alle Taxa einbezogen, die einen statistisch signifikanten Wendepunkte haben (588 Taxa).

Die Abbildung 18 stellt fünf Boxplots dar, in denen der prozentuale Verlust der vier Pflanzenfamilien und der prozentuale Verlust des gesamten Datensatzes aufbereitet ist. Der prozentuale Verlust der vier Familien ist deutlich größer als der Verlust der Vergleichsgruppe. Dies ist eindeutig am Vergleich der Mediane zu erkennen. Bis auf die Familie der *Aspleniaceae*, sind die Mediane der Familien um 10 % bis 35 % größer. Das Minimum der vier Pflanzenfamilien ist deutlich größer, als die des gesamten Datensatzes. Die Werte der Familien 4 bis 8 mal größer als die Werte des gesamten Datensatzes. Die Interquartilsabstände sind relativ gleich verteilt, dies spricht für eine ähnliche Streuung der Werte innerhalb aller Boxplots. Der maximale Verlust des gesamten Datensatzes ist so hoch wie der maximale Verlust der Familie der *Gentianaceae*. Bis auf die Familie der *Aspleniaceae* sind die maximalen prozentualen Verluste ähnlich hoch.

Aus der Verteilung des prozentualen Verlustes ist zu interpretieren, dass Pflanzenfamilien, die bei der Keimung obligat auf Mykorrhiza angewiesen sind, bis zum Jahr 1980 mehr Fundpunkte verloren haben. Besonders ausschlaggebend für diese Einschätzung ist die Verteilung der Minimum und Mediane.

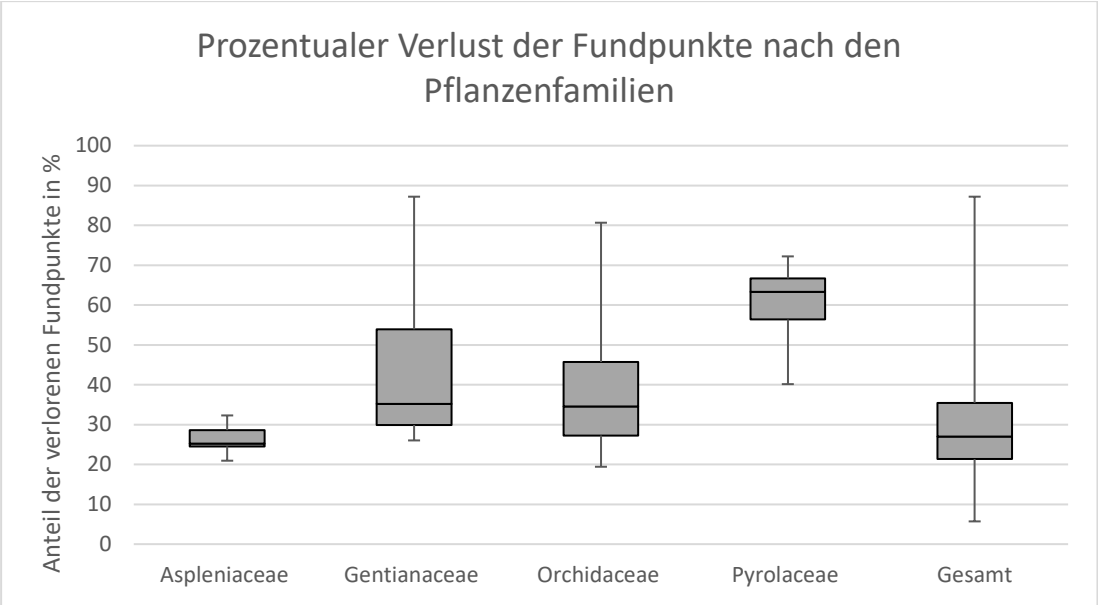


Abbildung 18: Prozentualer Verlust der Fundpunkte nach den Pflanzenfamilien (Eigene Darstellung)

Die Verteilung der Wendepunkte wird anhand der Abbildung 19 analysiert. Der Median der vier Pflanzenfamilien ist geringer als der Median des gesamten Datensatzes ist. Die Mediane des gesamten Datensatzes und den Familien *Aspleniaceae* und *Gentianaceae* sind in etwa auf demselben Niveau, mit einem Unterschied von nur etwa 1,5 kg N ha^{-1} a^{-1}. Deutlich geringer sind dagegen die Mediane der Familien Orchidaceae und Pyrolaceae, die um 10 kg N ha^{-1} a^{-1} und 8 kg N ha^{-1} a^{-1}geringer sind. Bis auf die Familie der *Orchidaceae* sind die Interquartilsabstände der Pflanzenfamilien deutlich geringer als die des gesamten Datensatzes. Dagegen ist bei der Familie der *Aspleniaceae* der Interquartilsabstand auffällig gering. Diese Verteilung war bereits bei der Analyse des prozentualen Verlustes zu erkennen und spricht dafür, dass sich die Taxa dieser Familie in ihren Eigenschaften sehr stark ähneln.

Insgesamt sind die Wendepunkte der Taxa der Pflanzenfamilien geringer, als die des gesamten Datensatzes. Da die Pflanzenfamilien als stickstoffempfindlich eingeschätzt werden, ist diese Verteilung so zu erwarten.

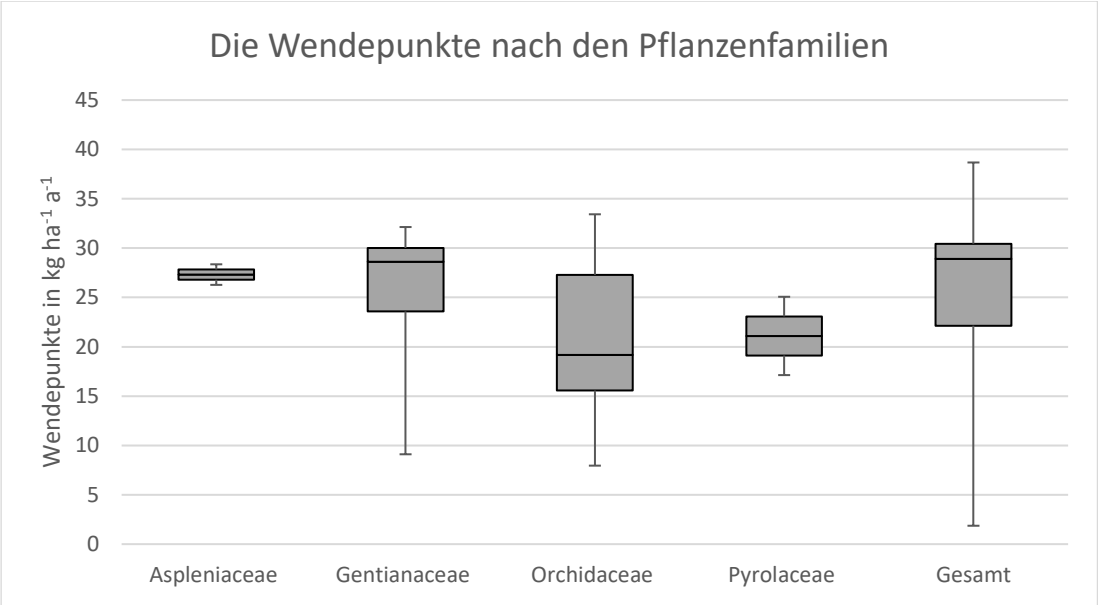


Abbildung 19: Die Wendepunkte nach den Pflanzenfamilien (Eigene Darstellung)

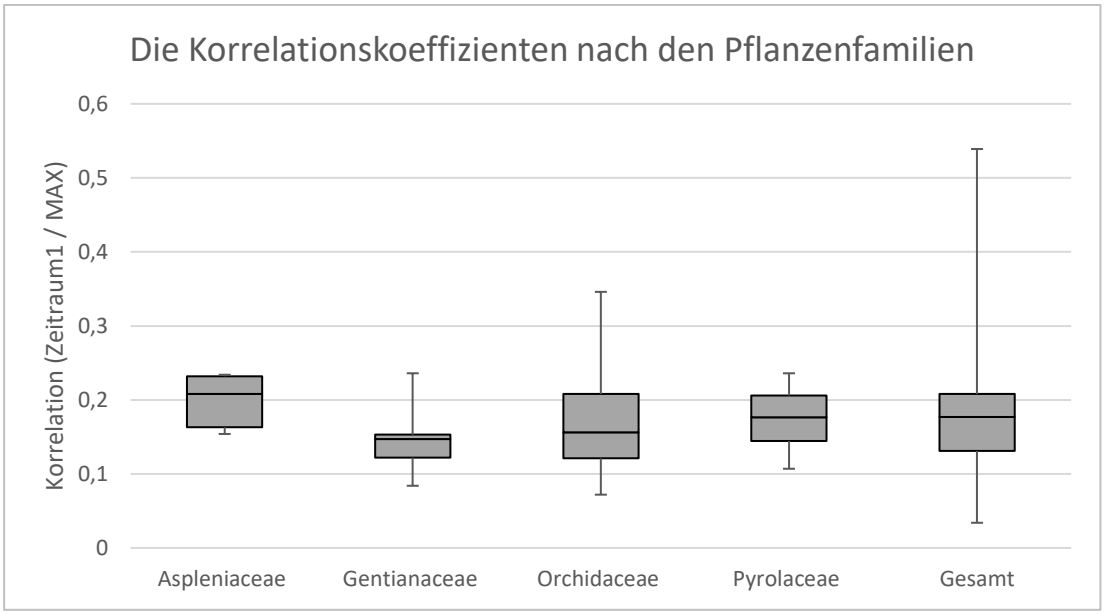


Abbildung 20: Die Korrelationskoeffizient nach den Pflanzenfamilien (Eigene Darstellung)

In Abbildung 20 ist die Verteilung der Korrelation dargestellt. Die Korrelationskoeffizienten der Pflanzenfamilien liegen deutlich näher zusammen, als die Werte der Wendepunkte. Es ist keine einheitliche Tendenz aller Familien zu erkennen. Bei zwei Pflanzenfamilien ist der Median höher als beim Gesamtdatensatz und bei zwei Pflanzenfamilien ist er geringer. Das erste und dritte Quartil hat bei fast allen Klassen, bis auf *Gentianaceae*, einen größeren Wert als beim gesamten Datensatz. Dies spricht dafür, dass die Verteilung bei den Pflanzenfamilien

und dem gesamten Datensatz sehr ähnlich sind. Bei solch einer Verteilung ist eine Analyse der mittleren Korrelation deutlich sinnvoller. Hier zeigt sich, dass drei der vier Familien eine höhere mittlere Korrelation von über 0,190 haben. Lediglich die Korrelation der Familie *Gentianaceae* ist geringer, als der Korrelationskoeffizient des gesamten Datensatzes.

Zusammenfassend kann daraus geschlossen werden, dass die Korrelation bei Pflanzenfamilien, die obligat auf Mykorrhiza angewiesen sind, größer ist, als die Korrelation des gesamten Datensatzes.

9.4 Zusammenfassung der Hypothese 3

Für die dritte Hypothese wurde analysiert, ob bei einem direkten Vergleich bei Pflanzenarten, die bei Keimung obligat auf Mykorrhiza angewiesen sind, höhere Rückgangsraten zu erwarten sind, als bei Pflanzenarten, die nicht auf eine Mykorrhiza angewiesen sind.

In der Artenauswahl sind vier Pflanzenfamilien vorhanden, die für die Untersuchung der Hypothese geeignet sind. Diese sind die Familien der *Aspleniaceae*, *Gentianaceae*, *Orchidaceae* und *Pyrolaceae*. Der Begriff Rückgangswahrscheinlichkeit wird anhand von drei Variablen untersucht. 1. Der prozentuale Rückgang eines Taxon. 2. Die Verteilung der Wendepunkte. 3. Die Verteilung des Korrelationskoeffizienten. Die Taxa, der ausgesuchten Pflanzenfamilien, haben einen höheren prozentualen Rückgang, niedrigere Wendepunkte und einen größeren Korrelationskoeffizienten. Basierend auf der Untersuchung der drei Variablen kann die dritte Hypothese bestätigt werden.

Das hohe Gefährdungspotential der Mykorrhiza wurde durch vorherige Forschungsarbeiten mehrfach bestätigt. Die Symbiose ist häufig auf nährstoffarmen Böden, ohne Pestizideinsatz oder hohe Stickstoff- und Phosphor-Düngungen zu finden. Hierzu zählen zum Beispiel unkultivierte Wälder und Weiden, aber teilweise auch bewirtschaftete Böden (GLANTE 1990: 400). Die Diversität von Mykorrhiza in Waldgebieten ist im vergangenen Jahrhundert stark zurück gegangen. In der Niederlande und den Wäldern des österreichischen Bundeslandes Salzburg sind von 1910 bis 1980 etwa die Hälfte der Arten mit Mykorrhiza verloren gegangen (BOBBINK et al. 2002: 25). Eine erhöhte Stickstoffdeposition schränkt die Entwicklung des Fruchtkörpers und des Mycels der Mykorrhiza stark ein und kann zu deren Absterben führen (FANGMEIER et al. 1994: 69). Diese Störungen der Entwicklung können bereits bei sehr geringen Depositionsmengen beobachtet werden. CEULEMANS et al. bestimmt, dass es bei einer Depositionsmenge von 7,7 kg N ha^{-1} a^{-1} die stärksten Rückgänge der untersuchten Taxa gibt.

Zusätzlich haben CEULEMANS et al. festgestellt, dass erst bei Depositionsmengen im Grasland von unter 5 kg N ha^{-1} a^{-1} keine negativen Auswirkungen auf Arten, die eine Symbiose mit Mykorrhiza eingehen, festgestellt werden können (CEULEMANS et al. 2019: 1796f.). Dieser Wert kann durch die Arbeit von VAN DER LINDE et al. bestätigt werden. In deren Arbeit wird eine maximale Stickstoffdeposition von 5-6 kg N ha^{-1} a^{-1} empfohlen um eine Schädigung der Mykorrhiza auszuschließen (VAN DER LINDE et al. 2018: 247). Diese Wertegrößen decken sich unabhängig des Bezugsraumes sehr gut mit den statistischen Wendepunkten. Der kleinste ermittelte Wendepunkt beträgt 7,5 kg N ha^{-1} a^{-1} und ist der Pflanzenfamilie der *Orchidaceae* zugeordnet. (BOBBINK et al. 2010a: 204). Die empirischen CL überschreiten die empfohlenen Belastungsgrenzen und die ermittelten Wendepunkte um ein Vielfaches.

Die Mykorrhiza verbessert die Versorgung der Pflanze mit Nährstoffen und schützen die Pflanzenwurzeln vor Krankheitserregern (BOBBINK et al. 2002: 23). Beim Verlust der Mykorrhiza gehen die Pflanzen der Symbiose ebenfalls verloren. Es kommt zur Bildung von Aussterbekaskaden und einem Wandel der Pflanzengesellschaften. Die Mykorrhiza ist, basierend auf der hohen Stickstoffempfindlichkeit und der ökologischen Nische, die sie ausfüllt, als besonders schützenswerte Symbiose hervorzuheben. Dieser Schutz könnte durch eine neue Überarbeitung der empirischen CL erreicht werden. Jedoch werden bereits die aktuellen CL in vielen Regionen Deutschlands überschritten (SCHLUTOW et al. 2017: 131). Die empfindlichsten Pflanzenarten eines Ökosystems können nur geschützt werden, wenn die Höchstwerte der Stickstoffemissionen strikt eingehalten werden.

10. Diskussion

Ziel der Arbeit ist es erste Forschungsergebnisse zu sammeln, die als Grundlagenbildung für weitere vertiefende Forschungsprojekte genutzt werden können. Auf Grund der Größe des Untersuchungsgebietes wurden für mehrere Arbeitsschritte Generalisierungen der Daten durchgeführt. Auf diese Weise kann ein besserer Überblick über die Thematik erlangt werden. Dafür sinkt die Aussagekraft für Einzelfälle, diese sind jedoch nicht im Fokus der Arbeit und sollten in Folgearbeiten detailliert analysiert werden.

Als Datengrundlage wurde die mittlere Stickstoffdeposition der Jahre 2003 bis 2005 und der letzte Nachweis eines Taxon verwendet. Es stehen keine Daten über die historische Stickstoffbelastung zur Verfügung. Annäherungsweise können hierfür die aktuellen

Belastungswerte genutzt werden. Es sind regional stark unterschiedliche Veränderungen der Stickstoffbelastung in den letzten Jahrzehnten in Deutschland vorhanden. Besonders in den neuen Bundesländern und dem Ruhrgebiet hat sich die Höhe der Belastung stark verringert (SCHAAP et al. 2018: 63). Bei der Ermittlung der Stickstoffdeposition durch *PINETI 3* wird die Vorbelastung einer Fläche nicht berücksichtigt. Für eine detaillierte Untersuchung könnte es sinnvoll sein, Regionen mit stark veränderten Stickstoffbelastungen gesondert zu betrachten. Auch eine Analyse der Auswirkungen, der verschiedenen Stickstoffverbindungen, sollte in Betracht gezogen werden.

PINETI 3 stellt die Hintergrundbelastung mit Stickstoffdepositionen Deutschlands in mehreren Varianten zur Verfügung. In dieser Arbeit wird die Gesamtmenge der Stickstoffdeposition verwendet. Eine Aufschlüsselung nach Art der Deposition und der Stickstoffverbindung ist im Rahmen dieser Arbeit nicht benötigt. Im Fokus des aktuellen Diskurses steht die Frage, ob ein Bezug zur Ammoniak-Konzentration eine bessere Basis für die Definition der CL für Stickstoff darstellen könnte. Stickstoffverbindungen, wie insbesondere Ammoniak, wirken direkt toxisch auf verschiedene Pflanzenarten (MINISTERIUM FÜR UMWELT, KLIMA UND ENERGIEWIRTSCHAFT BADEN-WÜRTTEMBERG 2019: 17). Ökosysteme werden durch erhöhte Ammoniakdepositionen bedeutend stärker und schneller geschädigt, als durch andere chemische Verbindungen. Auch andere Stickstoffverbindungen schaden speziellen Pflanzenarten besonders stark und sollten deshalb gesondert analysiert werden.

Die in dieser Arbeit verwendete Nutzungsklasse von *PINETI 3* ist die seminatürliche Vegetation. Unter optimalen Umständen wird jedem Fundort und jedem Taxon eine Landnutzungsklasse individuell zugeordnet. Dieser Arbeitsschritt ist sehr aufwändig und nicht dem Umfang dieser Arbeit entsprechend. Für Folgearbeiten wäre eine Zuordnung der Taxa zu den spezifischen Landnutzungsklassen und deren separate Analyse sinnvoll.

Die Fundortdaten dieser Masterarbeit basieren auf der Datenbank *FloraWeb*. Es wurde darauf verzichtet die Datenqualität der Fundpunkte zu überprüfen. Den gesamten Datensatz betrachtet können die Fehler der Fundortdaten vernachlässigt werden. Die Fundortdaten wurden durch mehrere Experten und die Herausgeber von *FloraWeb* überprüft und als plausibel anerkannt. Es ist positiv zu bewerten, dass durch *FloraWeb* und *Germanatlas* etwa 5 Millionen Fundpunkte von 2.196 Taxa untersucht wurden. Durch diese große Datenmenge ist es möglich statistisch signifikante Ergebnisse zu ermitteln und einen breiten Überblick über das Verhalten der Farn- und Blütenpflanzen zu erhalten.

Auf Grund der hohen Anzahl der Fundpunkte pro Taxa kann eine Zufallskorrelation ausgeschlossen werden. Das Problem der Autokorrelation besteht jedoch. Autokorrelation beschreibt im eigentlichen Sinne den Zusammenhang der Ergebniswerte einer Variable im Zeitverlauf (URBAN / MAYERL 2011: 348ff.). Auf Grund der Datenstruktur kann eine klassische Autokorrelation ausgeschlossen werden. Für die ermittelte Korrelation ist es interessant zu bestimmen, welche Parameter sich in den betreffenden Zeiträumen ebenfalls geändert haben und ob diese einen Einfluss auf die Verbreitung von Pflanzenarten haben. Interessante Faktoren können die Landnutzung, der Klimawandel, der Artenschutz oder die Deposition anderer chemischer Verbindungen sein. Wie bereits im Kapitel 7.5 erarbeitet, kann die Korrelation der Variablen, anhand der Untersuchungen von MCCLEAN (2011: 2885) und VAN LANDUYT (2008: 3048), als potentiell korrekt bewertet werden. Vertiefende Forschungen sind an dieser Stelle stark zu empfehlen, um die Ergebnisse dieser Masterarbeit im Detail zu validieren. Die vorhandene Korrelation ist kein Beweis für einen kausalen Zusammenhang der Variablen. Es ist nicht eindeutig zu beweisen, ob die erhöhte Stickstoffdeposition für den Verlust der Fundpunkte verantwortlich ist. Der Verlust der Pflanzenarten kann durch Sekundäreffekte der erhöhten Stickstoffbelastung beeinflusst werden. Typische Sekundäreffekte sind unter anderem steigende Konkurrenz oder eine schnellere Sukzession. Zufallskorrelationen können auch durch eine Ungenauigkeit der Daten entstehen. Innerhalb des Datensatzes schwankt die Qualität der Daten relativ stark. Die Fundpunkte der häufigen Arten werden eher selten überprüft. Bei diesen Arten gibt es keine vergleichende Kartierung in verschiedenen Zeiträumen, im Gegensatz zu den Arten, die im Fokus des Naturschutzes stehen. Seltene und mittelseltene Arten der *Roten Liste* werden durch regelmäßige Monitoring-Programme in den Bundesländern erfasst. Bei diesen Arten ist die Datengrundlage als gesichert zu betrachten.

Des Weiteren wurden, bedingt durch die Generalisierung der Daten, keine regional unterschiedlichen Daten zu den Taxa in die Untersuchung miteinbezogen, wie zum Beispiel Änderungstendenzen oder Gefährdungskategorien. Für jedes Taxon wurden die allgemein gültigen Daten verwendet. Für eine detaillierte Auswertung der Eigenschaften einzelner Taxa sollte die Untersuchungsgröße verkleinert werden. Wegen der methodischen Ansätze geht ein räumlicher Bezug der Fundortdaten verloren. So ist es nicht möglich die Daten in kleineren räumlicheren Einheiten zu untersuchen. Hierfür hätten bereits zu Beginn der Arbeit entsprechende Informationen den Fundpunkten zugeordnet werden müssen. Denkbar wäre hierbei die Darstellung einer Häufigkeitsverteilung eines Taxon nach Bundesland oder Landkreis, um geographische Cluster zu erkennen.

Die in *FloraWeb* zur Verfügung stehenden Daten haben die Schwäche, dass die Fundortdaten sich auf ein relativ großes Gebiet von einem MTBQ beziehen. Die Daten können dadurch nicht realitätsgetreu abgebildet werden. Besonders in Randgebieten von Landschaftsräumen oder in kleinteiligen Regionen kann dies zu Ungenauigkeiten der Datenanalyse führen. Der Verlust eines Taxon wird erst dann deutlich, wenn das Taxon vollständig aus dem untersuchten Rasterfeld verschwunden ist. Mit diesem Monitoring der Fundortdaten ist damit der Verlust eines Standortes eine robuste Aussage. Zusätzlich ist die Fläche der Fundortdaten nicht exakt definiert. Einerseits beziehen sich die Fundorte, laut der Literatur, auf ein MTBQ, andererseits sind die Daten in *FloraWeb* so formuliert, dass die Fundorte sich auf eine Kreisfläche beziehen. Die MTBQ und die Kreisflächen haben die gleichen Mittelpunkte unterscheiden sich jedoch stark in Form und Größe der betrachteten Fläche. Auf Grund der homogenen Verteilung und Werteveränderung der Stickstoffdeposition sind diese Ungenauigkeit in der Interpolierung der Daten als sehr gering zu vernachlässigen. Für weitere Forschungsarbeiten sollten die Bezugsflächen der Daten exakt definiert werden.

Durch die Datenstruktur von *FloraWeb* kann über die Fundpunkte lediglich die Aussage getroffen werden, wann diese zum letzten Mal nachgewiesen wurden bzw., dass diese aktuell vorhanden sind. Es ist jedoch nicht möglich zu berücksichtigen, wann ein Fundpunkt das erste Mal an einem Standort nachgewiesen wurde. Oder ob ein Taxon an einem Standort zwischenzeitlich verloren ging und sich dort später neu etabliert hat. Diese Unsicherheit schränkt die Möglichkeiten der Auswertung stark ein, Taxa, die von 1950 bis heute vermehrt auftreten, können nicht erkannt werden.

Die Stickstoffzahl und die Reaktionszahl nach ELLENBERG wurden überprüft und händig angepasst. Taxa mit indifferenten oder unbekannten Zeigerwerten wurden nicht berücksichtig. Demnach sind Werte der Stickstoffzahl und der Reaktionszahl als gesichert zu bewerten. Anders sieht es bei der Zuweisung der restlichen fünf Zeigerwerte aus. Diese wurden lediglich den Taxa, basierend auf der Namensnummer, automatisch hinzugefügt. Nach der Bearbeitung der Daten kann bestätigt werden, dass diese fünf Zeigerwerte keinen bedeutenden Mehrwert für die Analyse der Hypothesen bringen. Die Zeigerwerte nach ELLENBERG unterliegen einer methodisch begründeten Schwankung von bis zu 2 Werteinheiten. Zusätzlich sind unter anderem bei der Stickstoffzahl lediglich die Zuweisung der Extremwerte vollständig gesichert (ELLENBERG 2001: 23). Diese Unsicherheit der Daten muss bei der Auswertung der Ergebnisse beachtet werden. Demnach sind die ermittelten Zusammenhänge zwischen den Zeigerwerten und dem Rückgang stickstoffempfindlicher Arten kritisch zu betrachten. Dies bezieht sich

primär auf die Stärke des Zusammenhangs. Ein genereller Zusammenhang der Zeigerwerte und dem Rückgang von Pflanzenarten kann größtenteils durch die Literatur bestätigt werden. Bei der Auswertung der Zeigerwerte ist auffällig, dass die Taxa mit indifferenten Zeigerwerten häufig hohe Korrelationskoeffizienten, zwischen dem Verlust bis 1950 und der maximalen Stickstoffdeposition, haben. Basierend auf den Ergebnissen dieser Arbeit kann dieses Verhalten nicht erklärt werden. Detaillierte Forschungen mit den entsprechenden Taxa könnten hierzu weitere Erklärungen bringen.

Die Wendepunkte und Korrelationskoeffizienten wurden lediglich anhand weniger Parameter analysiert. Eine detaillierte Auswertung nach Artengruppen wäre möglich gewesen, wenn den Taxa weitere Parameter zugeordnet sind. Interessant sind hier die Wuchsform, Blattausdauer, Pflanzengesellschaften oder Gefährdungsursache. Diese Informationen standen bei dieser Arbeit nicht zu Verfügung. Es wird stark empfohlen die Analysen mit weiteren Parametern durchzuführen, um die Verteilung der Wendepunkte und Korrelationskoeffizienten besser zu gruppieren. Für die Ermittlung der Korrelation und der Wendepunkte wurde die maximale Stickstoffdeposition pro Fundort verwendet. Die Stickstoffdeposition wird dadurch überschätzt und die Korrelationskoeffizienten und Wendepunkte fallen höher aus, als bei einer Berechnung mit den mittleren Stickstoffdepositionen. Andererseits können auf diese Weise Taxa eindeutiger in stickstoffempfindlich oder weniger stickstoffempfindlich eingeteilt werden. Die Ergebnisse sind auf diese Weise deutlich zu differenzieren und Auffälligkeiten werden besser herausgearbeitet.

In der Untersuchung wurde lediglich der Zeitraum 1 (letzter Nachweis vor 1950) beachtet. In manchen Fällen wäre es besser gewesen ebenfalls den Zeitraum 2 (letzter Nachweis zwischen 1950 und 1980) zu analysieren. Dies würde jedoch den Rahmen dieser Arbeit deutlich überschreiten. Für die Wendepunkte wurde überprüft, ob sich die Werte stark verändern, wenn diese mit dem Zeitraum 2, anstatt dem Zeitraum 1, ermittelt werden. Die Wendepunkte des Zeitraums 2 sind nicht so statistisch signifikant, wie die Wendepunkte im Zeitraum 1. Es konnte lediglich für 188 Taxa ein neuer Wendepunkt berechnet werden. Dabei wurden alle Wendepunkte entfernt die ein Signifikanzniveau von 5 % überschreiten und deren Wendepunkt negativ ist. Ein Grund für die schlechte Signifikanz ist die unterschiedliche Anzahl an betrachteten Fällen. Der Zeitraum 2 hat gegenüber dem Zeitraum 1 mehr Fundpunkte aufzuweisen. Jedoch sinkt die Anzahl an Fällen für die Regressionsanalyse insgesamt, da die Fundpunkte des Zeitraums 1 hier nicht betrachtet werden. Trotz der deutlich schlechteren Datenlage wird ein kurzer Vergleich der beiden Wendepunkte durchgeführt. Pro Taxa

unterscheiden sich die Wendepunkte um– 53 kg N ha^{-1} a^{-1} bis zu + 34 kg N ha^{-1} a^{-1}. Die positiven und negativen Differenzen der Wendepunkte sind relativ gleich verteilt (negativ: 98; positiv 90). Im Mittel liegt ein Unterschied von 1,1 kg N ha^{-1} a^{-1} vor. Die Wendepunkte des Zeitraums 1 und 2 weichen deutlich voneinander ab. Ein Zusammenhang oder Tendenzen können nicht festgestellt werden. Hierzu könnte eine Analyse der einzelnen Taxa Erklärungen für die Stärke und Richtung der Abweichungen liefern. Mit diesem Vergleich der Wendepunkte bestätigt sich, dass die Wendepunkte am besten mit dem Zeitraum 1 ermittelt werden.

Für eine statistisch relevante Untersuchung der Ergebnisse ist es nötig für die Taxa eine Seltenheitsschwelle zu bestimmen. Als Grenzwert wurde eine Anzahl von mindestens 100 Fundpunkten im Zeitraum 3 festgelegt. Vertiefend wurde getestet, ob es sinnvoll ist eine zusätzliche Klasse zwischen 50 und 100 Fundpunkten zu bilden. Es wurden die Untergrenzen 60 , 75 und 90 getestet (vgl. Anhang III). Auch bei einer neuen Klasseneinteilung verändert sich die mittlere Korrelation, der Anteil positiver Korrelationen und die Standardabweichung ab einer Anzahl von 100 Fundpunkten deutlich positiver, als bei Taxa mit einer geringen Anzahl.

Zur Überprüfung der logistischen Regression wurden der Hosmer-Lemeshow-Test und das Bestimmtheitsmaß R^2 untersucht. Der Hosmer-Lemeshow-Test zeigt, dass die verwendeten Modelle nur bedingt geeignet sind. Mit diesem Test wird die Güte der Anpassung beschrieben, indem der Unterschied zwischen beobachteten und vorhergesagten Fällen ermittelt wird (CRAMER 2017: 131). Anders als bei der Untersuchung der statistischen Signifikanz sollte der Hosmer-Lemeshow-Test eine Signifikanz von über 5 % haben. In dieser Arbeit haben mehr als 80 % der Taxa eine Signifikanz des Hosmer-Lemeshow-Tests von unter 5 %. Damit sind die Vorhersagen, die das Modell trifft, insgesamt als schlecht zu bewerten. Für dieses schlechte Ergebnis kann es die verschiedensten Gründe in der Gestaltung des Modells geben. Ein primäres Problem ist dabei, dass nur eine Variable in die Ermittlung der Wendepunkte einbezogen wurde. Hier besteht bei weiterführenden Arbeiten ein deutlicher Optimierungsbedarf. Das Bestimmtheitsmaß R^2 ist ein Maß der Modellgüte (CRAMER 2017: 131). Die meisten Taxa haben ein R^2 von weniger als 0,15 (94,4 %). Dies zeigt, dass das erstellte Regressionsmodell nur eine kleine Verbesserung des Null-Modells darstellt. Vorhersagen, die mit diesem Modell erstellt werden, sind mit Vorsicht zu betrachten.

Die Ermittlung der Wendepunkte sind ein Versuch die CL nachzubilden. Für das stark vereinfachte Modell der logistischen Regression, ist die Aussagekraft der ermittelten Wendepunkte relativ groß. Der Vergleich der Wendepunkte mit den empirischen CL zeigt, dass

das Regressionsmodell eingeschränkt für die Bestimmung der CL geeignet ist. Insgesamt sind die Wendepunkte höher als die CL der untersuchten LRT. Als Fehlerquelle ist vor allem die geringe Datengrundlage zu benennen. Das Regressionsmodell wird anhand einer einzigen Variable geschätzt und hat damit eine große Fehleranfälligkeit für Zufallskorrelationen und fehlerhafte Berechnungen der Wendepunkte. Dies ist gut an der geringen Signifikanz der Modelle zu erkennen. Nur etwa die Hälfte der untersuchten Taxa haben eine ausreichend statistische Signifikanz. In dem Modell wurden keine zeitlichen Differenzierungen der Vorbelastung oder standortsbezogenen Informationen zu Klima und Boden verwendet. Damit wird versucht, die komplexen Prozesse eines Ökosystems auf die Veränderung von zwei Variablen zu reduzieren. Dazu ist kritisch zu erwähnen, dass für die Untersuchung lediglich drei LRT verglichen wurden, für eine statistisch fundierte Untersuchung ist diese Stichprobe deutlich zu klein.

Die ermittelten Wendepunkte beschreiben den Wert der Stickstoffdeposition, ab dem ein Fundpunkt mit einer Wahrscheinlichkeit von 50 % verloren geht. Davon ausgehend müssen die CL etwas darunter liegen, da diese den Wert der Stickstoffdeposition beschreiben bis zu dem keine negativen Folgen für das Ökosystem zu erkennen sind. Es ist nicht möglich den Punkt bis zu dem kein Schaden zu erkennen ist, auf eine prozentuale Skala der Verlustwahrscheinlichkeit zu übertragen.

Anhand mehrerer Parameter wurde untersucht, ob Pflanzenfamilien, die bei der Keimung obligat auf Mykorrhiza angewiesen sind, höhere Rückgangswahrscheinlichkeiten haben. Der hier verwendete Ansatz ist nur bedingt Aussagekräftig, da die vier Pflanzenfamilien mit der gesamten Artenauswahl verglichen wurden. Ein Vergleich zwischen zwei Pflanzenfamilien, mit möglichst gleichen Eigenschaften, bei der eine Familie auf Mykorrhiza angewiesen ist und die andere nicht, wäre an dieser Stelle aussagekräftiger. Als wichtige Eigenschaften sind dabei die Trophiestufe und ELLENBERGS Zeigerwerte zu beachten. Die Information über die Trophiestufe stand bei der Analyse der Hypothese nicht zur Verfügung. Auf Grund der geringen Anzahl an Pflanzenfamilien mit Mykorrhiza in der Artenauswahl, war es nicht möglich Gegenpaare mit gleichen Zeigerwerten nach Ellenberg zu finden. Auch ein Vergleich weiterer Eigenschaften, die einen Hinweis auf die Rückgangsraten eines Taxon geben, könnten in Folgearbeiten durchgeführt werden. Beispielsweise könnte dies der Bestandstrend oder die *Rote Liste* Kategorie sein. Die drei untersuchten Parameter zeigen einen starken Zusammenhang der vier Pflanzenfamilien und der Rückgangswahrscheinlichkeit. Diese Zusammenhänge sind eindeutig und stark genug um anhand dieser Daten eine gesicherte Aussage treffen zu können.

11. Fazit

Im Rahmen der Masterarbeit wurde eine erste Analyse des Zusammenhangs zwischen dem Verlust von stickstoffempfindlichen Pflanzenarten und einer erhöhten Stickstoffdeposition für ganz Deutschland durchgeführt. Hierzu wurden drei grundlegende Hypothesen der Thematik untersucht. Alle drei Hypothesen konnten bestätigt werden. Mit dieser Arbeit wurde eine themenspezifische Grundlagenforschung durchgeführt, die weiteren Forschungsbedarf aufzeigt.

Es wurde bewiesen, dass bei stickstoffempfindlichen Pflanzenarten die Wahrscheinlichkeit des Erlöschens von Vorkommen mit der Höhe der Stickstoffdeposition positiv korreliert. Die stickstoffempfindlichen Taxa sind in der *Roten Liste* häufiger als gefährdet vermerkt und haben einen negativen Bestandstrend. Die zweite Hypothese „Für die charakteristischen Pflanzenarten eines natürlichen Lebensraums ergeben sich unterschiedliche Critical Loads“ konnte durch den Vergleich von drei LRT bestätigt werden. Als drittes konnte bestätigt werden, dass bei einem direkten Vergleich bei Pflanzenarten, die bei der Keimung obligat auf Mykorrhiza angewiesen sind, höhere Rückgangsraten zu erwarten sind, als bei den übrigen Pflanzenarten. Die Ergebnisse dieser Arbeit können durch Forschungen aus Großbritannien (McCLEAN et al. 2011: 2885) und Flandern (VAN LANDUYT et al. 2008: 3048) bestätigt werden. In mehreren Arbeitsschritten mussten Daten generalisiert werden, um den Ansprüchen der Arbeit zu genügen. Hierzu ist es stark zu empfehlen weitere Forschungen mit detaillierteren Datensätzen zu tätigen. Eine Auswertung der Statistiken nach biologischen Gesichtspunkten konnte nicht durchgeführt werden. Diese sollten nachträglich mittels eines Experten überprüft werden.

Basierend auf der Bestätigung der drei Hypothesen ist zu empfehlen über eine Neubewertung der ökologischen Belastungsgrenzen zu diskutieren. Die starke Schwankung der Wendepunkte innerhalb eines LRT spricht dafür, dass es nicht dem aktuellen Stand der Wissenschaft entspricht die CL nach LRT einzuteilen. Arten und Artengruppen sind für eine Einordnung der Stickstoffempfindlichkeit besser geeignet. Die Verwendung eines gestuften Schadensmodells mit taxonspezifischen CL nach Pflanzenarten und -gruppen kann dabei helfen die Auswirkungen der Stickstoffdepositionen besser zu berücksichtigen. Starkgefährdete Artengruppen können gut anhand ihrer Eigenschaften charakterisiert werden. Zu diesen Pflanzenarten gehören zum Beispiel Pflanzen mit Mykorrhiza, die auf Grund der hohen Stickstoffempfindlichkeit besonders stark gefährdet sind. Ein nachhaltiger Naturschutz ist nur dann gewährleistet, wenn auch die empfindlichsten Pflanzenarten eines Ökosystems geschützt werden.

Diese Ergebnisse schaffen eine gute Wissensgrundlage für Folgearbeiten, indem erste Forschungsergebnisse über den Einfluss von erhöhten Stickstoffdepositionen auf stickstoffempfindliche Pflanzenarten ermittelt wurden. Durch die starke Generalisierung der Daten und die geringe Verfügbarkeit zu den Informationen der Taxa, besteht weiterhin ein großer Forschungsbedarf in dieser Thematik. Unsicherheiten und offenen Fragen der Masterarbeit konnten, anhand einer kritischen Bewertung der durchgeführten Analysen, aufgelistet werden.

Empfindliche Pflanzenarten und Ökosysteme werden bereits bei geringen Depositionsmengen in ihrer Entwicklung beschränkt und erleiden langfristige Schäden (PAYNE et al. 2013: 985). Ökologische Belastungsgrenzen können als Mittel genutzt werden um die Schäden der erhöhten Stickstoffdepositionen zu quantifizieren und damit Forderungen an die Politik zu stellen. Die exakten Forderungen und Lösungsansätze müssen durch wissenschaftliche Forschungsarbeiten definiert werden. Wenn die Stickstoffdepositionen auf dem aktuell hohen Niveau bestehen bleiben, ist ein weiterer Verlust der stickstoffempfindlichen Arten nicht zu verhindern. Prognosen rechnen mit einem weiteren Anstieg der Stickstoffdepositionen um bis zu 50 % innerhalb der nächsten 50 Jahre (MCCLEAN et al. 2011: 2891). Durch die erhöhten Stickstoffdepositionen und dem daraus folgenden Verlust von Pflanzenarten, kommt es zu einem Verlust der natürlichen Dynamik der Ökosysteme und die für viele Arten notwendige Standortneubildung wird verhindert. Im Anbetracht dieses negativen Blicks in die Zukunft, kommt die Frage auf, ob es möglich ist die aktuellen Artenkompositionen zu erhalten. Eventuell ist, basierend auf dieser Überlegung, eine Forschung zu nachhaltig stabilen Pflanzengesellschaften, die in Zukunft unter den vorliegenden Bedingungen die besten Existenzmöglichkeiten haben, wichtiger für den Artenschutz in Deutschland.

Literaturverzeichnis

ACHERMANN / BOBBINK (2003): Empirical critical loads for nitrogen: Expert Workshop, Berne 11-13 November 2002. Bern: Swiss Agency for the Environment, Forest and Landscape.

AMELUNG, W., BLUME, H.-P., FLEIGE, H., HORN, R., KANDELER, E., KÖGEL-KNABNER, I., KRETZSCHMAR, R., STAHR, K. & WILKE, B.-M. (2018[17]): Lehrbuch der Bodenkunde: 17. Auflage. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg.

BALLA et al. (2013): Untersuchung und Bewertung von Straßenverkehrsbedingten Nährstoffeinträgen in empfindliche Biotope: Kurzbericht zum FE-Vorhaben 84.0102/2009 der Bundesanstalt für Straßenwesen,. Bonn: Bundesamt für Straßenwesen.

BALLA, S., FROMMER, J., GARNIEL, A., GEUPEL, M., HEBBINGHAUS, H., LORENTZ, H., SCHLUTOW, A. & UHL, R. (2014): Stickstoffeinträge in der FFH- Verträglichkeitsprüfung: Critical Loads, Bagatellschwelle und Abschneidekriterium. In: ARBEITSGEMEINSCHAFT FORSTLICHE STANDORTS- UND VEGETATIONSKUNDE (Hrsg.). Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz: Scopus Indexed Journal 14 (2014). Göttingen: Arbeitsgemeinschaft Forstliche Standorts- und Vegetationskunde, 43–56.

BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT (2013): Ammoniak und Ammonium: UmweltWissen - Schafstoffe. Augsburg: Bayerisches Landesamt für Umwelt.

BEGON, M., HOWARTH, R. & TOWNSEND, C. (2017[3]): Ökologie. Berlin, Heidelberg: Springer Spektrum.

BLEEKER, A., SUTTON, M., ACHERMANN, B., ALEBIC-JURETIC, A., ANEJA, V., ELLERMANN, T., ERISMAN, J.W., FOWLER, D., FAGERLI, H., GAUGER, T., HOLE, L.R., HORVATH, L., MITOSINKOVA, M., SMITH, R., TANG, S. & VAN PUL, A. (2009): Linking Ammonia Emission Trends to Measured Concentrations and Deposition of Reduced Nitrogen at Different Scales. In: SUTTON, M., REIS, S. & BAKER, S. (Hrsg.). Atmospheric ammonia: Detecting emission changes and environmental impacts. London: Springer Science + Business Media B.V., 123–180.

BOBBINK, R., BRAUN, S., ASHMORE, M., FLÜCKIGER, W. & VAN DEN WYNGAERT, I. (2002): Empirical nitrogen critical loads for natural and semi-natural ecosystems: 2002 update. Utrecht, Bradford, Schönenbuch: Utrecht University; University of Bradford; Institute for Applied Plant Biology.

BOBBINK, R., BRAUN, S., NORDIN, A., SCHÜTZ, K., STRENGBOM, J. & TOMASSEN, H. (2010a): Empirical N critical loads for natural and seminatural ecosystems: 2010 update and review:

Backround document. Nijmgen, Schönebuch, Uppsala & Umeå: B-WARE Research Centre; Institue for Applied Plant Biology; Swedish University of Agricultural Sciences.

BOBBINK, R. & HETTELINGH, J.-P. (2011): Review and revision of empirical critical loads and dose-response relationships: Proceedings of an expert workshop, Noordwijkerhout, 23-25 June 2010. Bilthoven: RIVM.

BOBBINK, R., HICKS, K., GALLOWAY, J., SPRANGER, T., ALKEMADE, R., ASHMORE, M., BUSTAMANTE, M., CINDERBY, S., DAVIDSON, E., DENTENER, F., EMMETT, B., ERISMAN, J.W., FENN, M., GILLIAM, F., NORDIN, A., PARDO, L. & VRIES, W.d. (2010b): Global assessment of nitrogen depostion effect on terrestrial plant diverstity: a synthesis. – Ecological Applications, 20(1), 30–59.

BOBBINK, R., TOMASSEN, H., WEIJTERS, M., VAN DEN BERG, L., STRENGBOM, J., BRAUN, S., NORDIN, A., SCHÜTZ, K. & HETTELINGH, J.-P. (2015): Effects and Empirical Critical Loads of Nitrogen for Europe. In: VRIES, W.d., HETTELINGH, J.-P. & POSCH, M. (Hrsg.). Critical Loads and Dynamic Risk Assessments 25. Environmental pollution. Dordrecht: Springer Netherlands, 85–127.

BOTANISCHE STAATSSAMMLUNG MÜNCHEN (2020): Botansicher Informationskntoren Bayern, http://daten.bayernflora.de/de/index.php (Zugriff: 2020-05-26).

BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (2018): Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands.: Band 7: Pflanzen. Naturschutz und biologische Vielfalt Band 70,7. Bonn-Bad Godesberg: Bundesamt für Naturschutz.

BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (2019a): Rote Liste gefährdeter Biotoptypen, Tier- und Pflanzenarten sowie der Pflanzengesellschaften, https://www.bfn.de/themen/rote-liste.html (Zugriff: 2020-03-16).

BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (2019b): Rote Liste gefährdeter Pflanzen, https://www.bfn.de/themen/rote-liste/rl-pflanzen.html (Zugriff: 2020-03-05).

BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (2019c): Über FloraWeb, http://www.floraweb.de/index.html (Zugriff: 2020-03-05).

BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (2019d): Verzeichnis der in Deutschland vorkommenden Lebensraumtypen des europäischen Schutzgebietssytems NATURA 2000, https://www.bfn.de/themen/natura-2000/lebensraumtypen-arten/lebensraumtypen.html (Zugriff: 2020-08-31).

BUNDESAMT FÜR STRAßENWESEN (2012): Untersuchung und Bewertung von straßenverkehrsbedingten Nährstoffeinträgen in empfindliche Biotope: Leitfaden zur

Prüfung von Stickstoffeinträgen in der FFH·Verträglichkeitsprüfung für Straßen. Bergisch Gladbach: Bundesamt für Straßenwesen.

BUNDESANSTALT FÜR STRAßENWESEN (2012): Untersuchung und Bewertung von straßenverkehrsbedingten Nährstoffeinträgen in empfindliche Biotope. Bergisch Gladbach: Bundesamt für Straßenwesen.

BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND NUKLEARE SICHERHEIT (2007): Strategie zur biologischen Vielfalt: Kabinettsbeschluss vom 7. November 2007. Berlin: Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit.

BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND NUKLEARE SICHERHEIT (2015): Ursachen für die Bedrohung der Tier- und Pflanzenarten, https://www.bmu.de/themen/natur-biologische-vielfalt-arten/artenschutz/nationaler-artenschutz/ursachen-der-bedrohung/ (Zugriff: 2020-03-05).

BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND NUKLEARE SICHERHEIT (2019): Nationales Luftreinhalteprogramm der Bundesrepublik Deutschland. Berlin: Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit.

BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT (2017): Stickstoffeintrag in die Biosphäre - Erster Stickstoff-Bericht der Bundesregierung. Berlin: Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit.

BUTTLER, K.P. & HAND, R. (2008): Liste der Gefäßpflanzen Deutschlands. – Kochia, 1, 1–107.

BUTTLER, K.P., MAY, R. & METZING, D. (2018): Liste der Gefäßpflanzen Deutschlands: Floensynopse und Synonyme. BfN-Skripten 519. Bonn: Bundesamt für Naturschutz.

CAPE, J., VAN DER EERDEN, L., SHEPPARD, L., LEITH, I. & SUTTON, M. (2009): Reassessment of Critical Levels for Atmospheriv Ammonia. In: SUTTON, M., REIS, S. & BAKER, S. (Hrsg.). Atmospheric ammonia: Detecting emission changes and environmental impacts. London: Springer Science + Business Media B.V., 15–40.

CELESTI-GRAPOW, L., PIGNATTI, E. & PIGNATTI, S. (1993): Ellenbergs Zeigerwerte zur ökologischen Bewertung der archäologischen Zonen in Rom. – Phytocoenologia 23, 1-4, 291–299.

CEULEMANS, T., VAN GEEL, M., JACQUEMYN, H., BOERAEVE, M., PLUE, J., SAAR, L., KASARI, L., PEETERS, G., VAN ACKER, K., CRAUWELS, S., LIEVENS, B. & HONNAY, O. (2019): Arbuscular mycorrhizal fungi in European grasslands under nutrient pollution. – Global Ecology and Biogeography 28, 12, 1796–1810.

COHEN, J. (1988[2]): Statistical Power Analysis for the Behavioral Sciences. New York: Lawrence Erlbaum Associates.

CRAMER, E. (2017[4]): Grundlagen der Wahrscheinlichkeitsrechnung und Statistik Eine Einführung für Studierende der Informatik, der Ingenieur- und Wirtschaftswissenschaften. Berlin: Springer Spektrum.

DIEKMANN, M. (1995): Use and improvement of Ellenberg's indicator values in deciduous forests of the Boreo-nemoral zone in Sweden. – Ecography 18, 2, 178–189.

DISE, N. & STEVENS, C. (2005): Nitrogen deposition and reduction of terrestrial biodiversity: Evidence from temperate grasslands. – Science in China Series C: Life Sciences 48, 2, 720–728, https://doi.org/10.1007/BF03187112.

DISE, N., SUTTON, M., HOWARD, C., ERISMAN, J.W., BILLEN, G., BLEEKER, A., GRENNFELT, P., VAN GRINSVEN, H. & GRIZZETTI, B. (2011): Nitrogen as a threat to European terrestrial biodiversit // The European Nitrogen Assessment. In: SUTTON, M., HOWARD, C., ERISMAN, J.W., BILLEN, G., BLEEKER, A., GRENNFELT, P., VAN GRINSVEN, H. & GRIZZETTI, B. (Hrsg.). The European Nitrogen Assessment. Cambridge: Cambridge University Press, 463–494.

DURWEN, K.-J. (1982): Zur Nutzung von Zeigerwerten und artspezifischen Merkmalen der Gefäßpflanzen Mitteleuropas für Zwecke der Landschaftsökologie und -planung mit Hilfe der EDV - Voraussetzungen, Instrumentarien, Methoden und Möglichkeiten. Münster: Institut für Geographie der Westfälischen Wilhelms-Universität.

ELLENBERG, H. (1992[2]): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. Scripta geobotanica 18. Göttingen: Goltze.

ELLENBERG, H. (2001[3]): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. Göttingen: Goltze.

ELLING, W., HEBER, U., POLLE, A. & BEESE, F. (2007[1]): Schädigung von Waldökosystemen Auswirkungen anthropogener Umweltveränderungen und Schutzmaßnahmen. Heidelberg: Springer Spektrum.

ERISMAN, J.W., VRIES, W.d., KROS, H., OENEMA, O., VAN DER EERDEN, L., VAN ZEIJTS, H. & SMEULDERS, S. (2001): An outlook for a national integrated nitrogen policy. – Environmental Science & Policy 4, 2-3, 87–95.

ESRI (2019): Grunslagen für die Georeferenzierung eines Raster-Datasets, https://desktop.arcgis.com/de/arcmap/10.7/manage-data/raster-and-images/fundamentals-for-georeferencing-a-raster-dataset.htm (Zugriff: 2020-03-26).

EUROPÄISCHE KOMMISSION (2018): EU-Kommission verklagt Deutschland und fünf weitere Mitgliedstaaten wegen Luftverschmutzung, https://ec.europa.eu/germany/news/20180517-luftverschmutzung-klage_de (Zugriff: 2019-10-25).

EUROPÄISCHE UNION (2008): Richlinie 2008/50/EG DES EUROPÄISCHEN PARLAMENTS UND DES RATES: vom 21. Mai 2008 über Luftqualität und saubere Luft für Europa. Brüssel: Europäische Union.

EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY (2007): Halting the loss of biodivesity by 2010: proposal for a first set of indicators to monitor progress in Europe // Halting the loss of biodiversity by 2010: Proposal for a first set of indicators to monitor progress in Europe. Technical report (European Environment Agency. Online) 11/2007. Luxenburg: Office for Official Publications of the European Communities.

FANGMEIER, A., HADWIGER-FANGMEIER, A., VAN DER EERDEN, L. & JÄGER, H.-J. (1994): Effects of atmospheric ammonia on vegetation—A review. – Environmental Pollution 86, 1, 43–82, http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/0269749194900086.

FINCK, A. (1991[5]): Pflanzenernährung in Stichworten. Hirts Stichwortbücher. Berlin: Hirt.

GALLOWAY, J., DENTENER, F., CAPONE, D., BOYER, E., HOWARTH, R., SEITZINGER, S., ASNER, G., CLEVELAND, C., GREEN, P., HOLLAND, E., KARL, D., MICHAELS, A., PORTER, J., TOWNSEND, A. & VÖRÖSMARTY, C. (2004): Nitrogen Cycles: Past, Present, and Future. – Biogeochemistry 70, 2, 153–226.

GALLOWAY, J., TOWNSEND, A., ERISMAN, J.W., BEKUNDA, M., CAI, Z., FRENEY, J., MARTINELLI, L., SEITZINGER, S. & SUTTON, M. (2008): Transformation of the nitrogen cycle: recent trends, questions, and potential solutions. – Science (New York, N.Y.), 320, 889–897.

GAUGER, T., VERMEULEN, A., ERISMAN, J.W., RÖSEMANN, C., SPRANGER, T., DÄMMGEN, U., BLEEKER, A., SCHAAP, M., NAGEL, H.-D. & KLIMONT, Z. (2005): Die Analyse von Stickstoff-Flüssen in der Landwirtschaft zum Zweck der Politikberatung und der Berichterstattung - eine Übersicht über Datenflüsse und Datenmanagement. Teil 2. Transmission und Deposition. In: BUNDESFORSCHUNGSANSTALT FÜR LANDWIRTSCHAFT & FORSCHUNGSANSTALT FÜR LANDWIRTSCHAFT (Hrsg.). Landbauforschung Völkenrode Sonderheft 291, 11–19.

GLANTE, F. (1990): Bedeutung von VA-Mykorrhizapilzen für Wachstum und Entwicklung der Kulturpflanzen. – Zentralblatt für Mikrobiologie, 145, 399–409.

GRULKE, N.E. & BALDUMAN, L. (1999): Deciduous Conifers: High N Deposition and O_3 Exposure Effects on Growth and Biomass Allocation in Ponderosa Pine. In: SHEPPARD, L.J. & CAPE, J.N. (Hrsg.). Forest Growth Responses to the Pollution Climate of the 21st Century. Dordrecht, s.l.: Springer Netherlands, 235–248.

HEß, D. (2008[11]): Pflanzenphysiologie: Grundlagen der Phyiologie und Biotechnologie der Pflanzenn. Stuttgart: Verlag Eugen Ulmer.

HICKS et al. (2011): Nitrogen Deposition and Natura 2000: Science and Practice in Determining Environmental Impacts. Brüssel: European Cooperative in Science and Technology COST.

HILL, M. & CAREY, P. (1997): Prediction of Yield in the Rothamsted Park Grass Experiment by Ellenberg Indicator Values. – Journal of Vegetation Science, 8, 579–586.

HOLLEMAN, A., WIBERG, E. & WIBERG, N. (2007[102]): Lehrbuch der anorganischen Chemie. Berlin: De Gruyter.

HOPP, V. (2018[2]): Chemische Kreisläufe in der Natur: Chemie - Biologie - Energetik. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg.

HÜTTL, R. & MAYER, S. (1999): Über Massentierhaltung und das Langzeitgedächtnis der Böden. – Gegenworte, 4, 30-35.

IM, U., BIANCONI, R., SOLAZZO, E., KIOUTSIOUKIS, I., BADIA, A., BALZARINI, A., BARÓ, R., BELLASIO, R., BRUNNER, D., CHEMEL, C., CURCI, G., DENIER VAN DER GON, HUGO, FLEMMING, J., FORKEL, R., GIORDANO, L., JIMÉNEZ-GUERRERO, P., HIRTL, M., HODZIC, A., HONZAK, L., JORBA, O., KNOTE, C., MAKAR, P.A., MANDERS-GROOT, A., NEAL, L., PÉREZ, J.L., PIROVANO, G., POULIOT, G., SAN JOSE, R., SAVAGE, N., SCHRODER, W., SOKHI, R.S., SYRAKOV, D., TORIAN, A., TUCCELLA, P., WANG, K., WERHAHN, J., WOLKE, R., ZABKAR, R., ZHANG, Y., ZHANG, J., HOGREFE, C. & GALMARINI, S. (2015): Evaluation of operational online-coupled regional air quality models over Europe and North America in the context of AQMEII phase 2. Part II: Particulate matter. – Atmospheric Environment 115, 421–441, http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1352231014006839.

JÄGER (2017[21]): Rothmaler - Exkursionsflora von Deutschland: Gefäßpflanzen: Grundband. Berlin, Heidelberg: Springer Spektrum.

JOIN NATURE CONSERVATION COMMITTEE (2011): Evidence of nitrogen deposition impacts on vegetation: implications for country strategies and UK biodiversity commitments: Project Summary. Petersburg: JNCC.

KATATA, G., CHINO, M., KOBAYASHI, T., TERADA, H., OTA, M., NAGAI, H., KAJINO, M., DRAXLER, R., HORT, M.C., MALO, A., TORII, T. & SANADA, Y. (2014): Detailed source term estimation of the atmospheric release for the Fukushima Daiichi Nuclear Power Station accident by coupling simulations of atmospheric dispersion model with improved deposition scheme and oceanic dispersion model. – Atmospheric Chemistry and Physics Discussions 14, 10, 14725–14832.

KATATA, G., NAGAI, H., WRZESINSKY, T., KLEMM, O., EUGSTER, W. & BURKARD, R. (2008): Development of a Land Surface Model Including Cloud Water Deposition on Vegetation. – Journal of Applied Meteorology and Climatology 47, 8, 2129–2146.

KEIL, M., BOCK, M., ESCH, T., METZ, A., NIELAND, S. & PFITZNER, A. (2006): CORINE Land Cover: Aktualisierung 2006 für Deutschland. Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt.

KORNECK, D., SCHNITTLER, M., KLINGENSTEIN, F., LUDWIG, G., TAKLA, M., BOHN, U. & MAY, R. (1998): Warum verarmt unsere Flora? Auswertung der Roten Liste der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands. In: BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (Hrsg.). Ursachen des Artenrückgangs von Wildpflanzen und Möglichkeiten zur Erhaltung der Artenvielfalt: Referate und Ergebnisse des gleichlautenden Symposiums am 14. und 15. Juli 1997 in Bonn und Auswertung der Roten Liste der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands. Schriftenreihe für Vegetationskunde 29. Bonn: BfN-Schriftenvertrieb im Landwirtschaftsverlag.

KOWARIK, I. & SEIDLING, W. (1989): Zeigerwerberechnungen nach Ellenberg: Zu Problemen und Einschränkungen einer sinnvollen Methoden. – Landschaft + Stadt 21, 4, 132–143.

KUYLENSTIERNA, J.C.I., HICKS, W.K., CAMBRIDGE, H. & CINDERBY, S. (1998): Critical loads for nitrogen deposition and their exceedance at. – Environmental Pollution 1, 102, 591–598.

LAMMEL, G. & FLESSA, H. (1998): Anthropogene Störung des Stickstoff-Kreislaufs: Ökotoxikologische Dimension. – Umweltwissenschaften und Schadstoff-Forschung 5, 10, 295–305.

LARCHER, W. (2001[6]): Ökophysiologie der Pflanzen: Leben, Leistung und Streßbewältigugn der Pflanzen in ihrer Umwelt. Stuttgart: Eugen Ulmer.

LEITH et al. (2005): JNCC Report 386: Biomonitoring methods for assessing the impacts of nitrogen pollution: refinement and testing. Petersborough: JNCC.

LUDWIG, G., HAUPT, H., GRUTTKE, H. & BINOT-HAFFKE, M. (2009): Methodik der Gefährungsanalyse für Rote Listen. In: BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (Hrsg.). Naturschutz und Biologische Vielflat 70 70, 23–71.

MAAREL, E., BOOT, R., DORP, D. & RIJNTJES, J. (1985): Vegetation succession on the dunes near Oostvoorne, The Netherlands; a comparison of the vegetation in 1959 and 1980. – Vegetatio 58, 3, 137–187.

MCCLEAN, C., BERG, L., ASHMORE, M. & PRESTON, C. (2011): Atmospheric nitrogen deposition explains patterns of plant species loss. – Global Change Biology, 17, 2882–2892.

MEESENBURG, H., WELLBROCK, N., LAUER, A., EICKENSCHEIDT, N., HÖHLE, N., GRÜNEBERG, E., EVERS, J., AHRENDS, B., SCHIMMING, C.-G., NAGEL, H.-D., RIEK, W. & MEIWES, K.J.

(2017): Entwicklung der Versauerung von Waldböden in Deutschland. – AFZ-Der Wald, 2, 18–22.

MINISTERIUM FÜR UMWELT, KLIMA UND ENERGIEWIRTSCHAFT BADEN-WÜRTTEMBERG (2019): Ermittlung der Critical Levels und Critical Loads für Stickstoff: Methodik für die Neuerfassung der Belastungsgrenzen für in Deutschland vorkommende Vegetatiobseinheiten (CL Bericht 2019). Karlsruhe: Ministerium für Umwelt, Klima und Energiewirtschaft Baden-Württemberg.

MÖLLER, D. (2011): Luft: Chemie, Physik, Biologie, Reinhaltung, Recht. Tübingen: De Gruyter.

NAGEL, H.-D. & GREGOR, H.-D. (1999): Ökologische Belastungsgrenzen - Critical Loads & Levels: Ein internationales Konzept für die Luftreinhaltepolitik ; mit 90 Abbildungen und 56 Tabellen ; Hans-Dieter Nagel … [(Hrsg.)]. Berlin: Springer.

NAGEL, H.-D., SCHEUSCHNER, T., SCHLUTOW, A. & WEIGELT-KIRCHNER REGINE (2014): Ökologische Belastungsgrenzen von Ökosystemen: Entwicklung von ökologischen Belastungsgrenzen - Critical Loads - verschiedener Ökosysteme in Abhängigkeit von Klimawandel und Luftschadstoffen im polnischsächsischen Grenzraum. Dresden: Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie.

NETZWERK PHYTODIVERSITÄT DEUTSCHLANDS & BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (2013): Verbreitungsatlas der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands: Mit 3.000 Einzelkarten. Münster: Bundesamt für Naturschutz.

NIEDER, R. & BENBI, D. (2008): Carbon and Nitrogen in the Terrestrial Environment. Berlin: Springer Science + Business Media B.V.

NILSSON, J. (1988): Critical Loads for Sulphur and Nitrogen: Report from a workshop held in Skokloster, Sweden, 19–24 March, 1988: Nordic Council of Ministers.

NORDIN, A., SHEPPARD, L.J., STRENGBOM, J., BOBBINK, R., GUNNARSSON, U. & HICKS, W.K. (2011): New science on the effects of nitrogen deposition and concentrations on Natura 2000 sites. In: HICKS, K., WHITFIELD, C., BEALEY, W. & SUTTON, M. (Hrsg.). Nitrogen Deposition and Natura 2000: Science and Practice in Determining Environmental Impacts. Brüssel: European Cooperative in Science and Technology COST, 114–128.

OLESON, J.E., SORENSEN, P., THMOSEN, K., ERIKSEN, J., THOMSEN, A.G. & BERNTSEN, J. (2004): Integrated Nitrogen Input Systems in Denmark. In: MOSIER, A., SYERS, J.K. & FRENEY, J.R. (Hrsg.). Agriculture and the nitrogen cycle: Assessing the impacts of fertilizer use on food production and the environment. SCOPE 65. Washington, D.C: Island Press, 129-140.

PARDO, L., ROBIN-ABBOTT, M., FENN, M., GOODALE, C., GEISER, L., DRISCOLL, C., ALLEN, E., BARON, J., BOBBINK, R., BOWMAN, W., CLARK, C., EMMETT, B., GILLIAM, F., GREAVER, T., HALL, S., LILLESKOV, E., LIU, L., LYNCH, J., NADELHOFFER, K., PERAKIS, S., STODDARD, J., WEATHERS, K. & DENNIS, R. (2015): Effects and Empirical Critical Loads of Nitrogen for Ecoregions of the United States. In: VRIES, W.d., HETTELINGH, J.-P. & POSCH, M. (Hrsg.). Critical Loads and Dynamic Risk Assessments 25. Environmental pollution. Dordrecht: Springer Netherlands, 129–169.

PÄRTEL, M., KALAMEES, R., ZOBEL, M. & ROSÉN, E. (1999): Alvar grasslands in Estonia: variation in species composition and community structure. – Journal of Vegetation Science 10, 4, 561–570.

PAYNE, R., DISE, N., STEVENS, C. & GOWING, D. (2013): Impact of nitrogen deposition at the species level. – Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 110, 984–987.

PYŠEK, P. & RICHARDSON, D.M. (2007): Traits Associated with Invasiveness in Alien Plants: Where Do we Stand? In: NENTWIG, W. (Hrsg.). Biological Invasions 193. Ecological Studies. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, 97–125.

SACHVERSTÄNDIGENRAT FÜR UMWELTFRAGEN (2015): Stickstoff-Lösungsstrategien für ein dringendes Umweltproblem: Sondergutachten. Berlin: Sachverständigenrat für Umweltfragen.

SALOMON, M., SCHMID, E., VOLKENS, A., HEY, C., HOLM-MÜLLER, K. & FOTH, H. (2016): Towards an integrated nitrogen strategy for Germany. – Environmental Science & Policy 55, 158–166.

SCHAAP, M., BANZHAF, S., HENDRIKS, C., KRANENBURG, R., KUENEN, J., NAGEL, H.-D., SCHLUTOW, A. & SEGERS, A. (2018): PINETI-3: Modellierung und Kartierung atmosphärischer Stoffeinträge von 2000 bis 2015 zur Bewertung der ökosystem-spezifischen Gefährdung von Biodiversität in Deutschland. Berlin: Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit.

SCHAAP, M., WICHINK KRUIT, R., HENDRIKS, C., KRANENBURG, R., SEGERS, A., BUILTJES, P. & BANZHAF, S. (2017): Ermittlung und Bewertung der Einträge von versauernden und eutrophierenden Luftschadstoffe in terrestrische Ökosysteme (PINETI2): Teilbericht II. Critical Load, Exceedance und Belastungsbewertung. Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt.

SCHAFFERS, A. & SÝKORA, K. (2000): Reliability of Ellenberg indicator values for moisture, nitrogen and soil reaction: a comparison with field measurements. – Journal of Vegetation Science, 11, 225–244.

SCHLUTOW (2012a): Anhang II: Das DECOMP-Modell zur Ermittlung von Critical Loads.

SCHLUTOW (2012b): Anhang III Hinweise zur Ermittlung von Entwicklungszielen bei degradierten Standorten.

SCHLUTOW, A., NAGEL, H.-D. & BOUWER, Y. (2017): Bereitstellung der Critical Load Daten für den Call for Data 2015-2017 des Coordination Centre for Effects im Rahmen der Berichtspflichten Deutschlands für die Konvention über weitreichende grenzüberschreitende Luftverunreinigungen (CLR-TAP). Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt.

SCHLUTOW, A. & SCHEUSCHNER, T. (2009): Ökologische Belastungsgrenzen: Aktualisierung und Präzisierung der Erfassung von ökologischen Belastungsgrenzen und ihrer Überschreitungen im Freistaat Sachsen – Fortschreibung der Critical Loads/Level-Untersuchungen bis 2006. Dresden: Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie.

SCHUBERT, R. (1991[2]): Bioindikation in terrestrischen Ökosystemen. Umweltforschung. Jena: Fischer.

SUCCOW, M. & JOOSTEN, H. (2001[2]): Landschaftsökologische Moorkunde mit 10 Farbbildern, 223 Abbildungen, 136 Tabellen im Text sowie auf 2 Beilagen. Stuttgart: Schweizerbart`sche Verlagsbuchhandlung.

SUTTON, M., PITCAIRN, C., WHITFIELD, C., LEITH, I., SHEPPARD, L., VAN DIJK, N., TANG, S., SKIBA, U., SMART, S., MITCHELL, R., WOLSELEY, P., JAMES, P., PURVIS, W. & FOWLER, D. (2004): Bioindicator and biomonitoring methods for assessing the effects of atmospheric nitrogen on statutory nature conservation sites: JNCC Report No: 356. Petersborough: JNCC.

SVERDRUP, H., BELYAZID, S., KURZ, D. & BRAUN, S. (2008): Proposed method for estimating critical loads for nitrogen based on biodiversity using a fully integrated dynamic model, with testing in Switzerland and Sweden. In: SVERDRUP, H. (Hrsg.). Towards critical loads for nitrogen based on biodiversity: Exploring a fully integrated dynamic model at test sites in Switzerland and Sweden and Forecasting Air Pollution Impacts on Biodiversity and Habitat Quality: A British Study. Bern, 3–37.

TAMÁSY, C. (2014): Intensivierung der Landwirtschaft im Oldenburger Münsterland. – Standort 38, 4, 203–207.

TAMIS, W., VAN'T ZELFDE, M., VAN DER MEIJDEN, R., GROEN, C. & UDO DE HAES, H. (2005): Ecological interpretation of changes in the dutch flora in the 20th century. – Biological Conservation 125, 2, 211–224.

THIMONIER, A., DUPOUEY, J.L., BOST, F. & BECKER, M. (1994): Simultaneous eutrophication and acidification of a forest ecosystem in North-East France. – New Phytologist 126, 3, 533–539.

UMWELTBUNDESAMT (2014): Reaktiver Stickstoff in Deutschland: Ursachen, Wirkungen, Maßnahmen. Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt.

UMWELTBUNDESAMT (2018a): Hintergrunddatensatz der Stickstoffdeposition: Ergebnisse und Daten des PINETI-3-Projekts. Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt.

UMWELTBUNDESAMT (2018b): Überschreitung der Belastungsgrenzen für Eutrophierung (Zugriff: 2019-09-15).

UMWELTBUNDESAMT & DROSIHN, D. (2020): Übersicht zur Entwicklung der energiebedignten Emissionen und Brennstoffeinsätze in Deutschland 1990 - 2018: unter Verwendung von Berechnungsergebnissen der Nationalen Koordinierungsstelle Emissionsberichterstattung. Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt.

URBAN, D. & MAYERL, J. (2011[4]): Regressionsanalyse: Theorie, Technik und Anwendung: Lehrbuch ; Neu: jetzt auch mit logistischer Regression. Studienskripten zur Soziologie. Wiesbaden: VS Verl. für Sozialwiss.

VAN DER LINDE, S., SUZ, L., ORME, D., COX, F., ANDREAE, H., ASI, E., ATKINSON, B., BENHAM, S., CARROLL, C., COOLS, N., VOS, B. de, DIETRICH, H.-P., EICHHORN, J., GEHRMANN, J., GREBENC, T., GWEON, H., HANSEN, K., JACOB, F., KRISTÖFEL, F., LECH, P., MANNINGER, M., MARTIN, J., MEESENBURG, H., MERILÄ, P., NICOLAS, M., PAVLENDA, P., RAUTIO, P., SCHAUB, M., SCHRÖCK, H.-W., SEIDLING, W., ŠRÁMEK, V., THIMONIER, A., THOMSEN, I., TITEUX, H., VANGUELOVA, E., VERSTRAETEN, A., VESTERDAL, L., WALDNER, P., WIJK, S., ZHANG, Y., ŽLINDRA, D. & BIDARTONDO, M. (2018): Environment and host as large-scale controls of ectomycorrhizal fungi. – Nature, 558, 243–248.

VAN LANDUYT, W., VANHECKE, L., HOSTE, I., HENDRICKX, F. & BAUWENS, D. (2008): Changes in the distribution area of vascular plants in Flanders (northern Belgium): eutrophication as a major driving force. – Biodiversity and Conservation 17, 12, 3045–3060.

VAUTARD, R., SCHAAP, M., BERGSTRÖM, R., BESSAGNET, B., BRANDT, J., BUILTJES, P., CHRISTENSEN, J., CUVELIER, C., FOLTESCU, V., GRAFF, A., KERSCHBAUMER, A., KROL, M., ROBERTS, P., ROUÏL, L., STERN, R., TARRASON, L., THUNIS, P., VIGNATI, E. & WIND, P. (2009): Skill and uncertainty of a regional air quality model ensemble. – Atmospheric Environment 43, 31, 4822–4832.

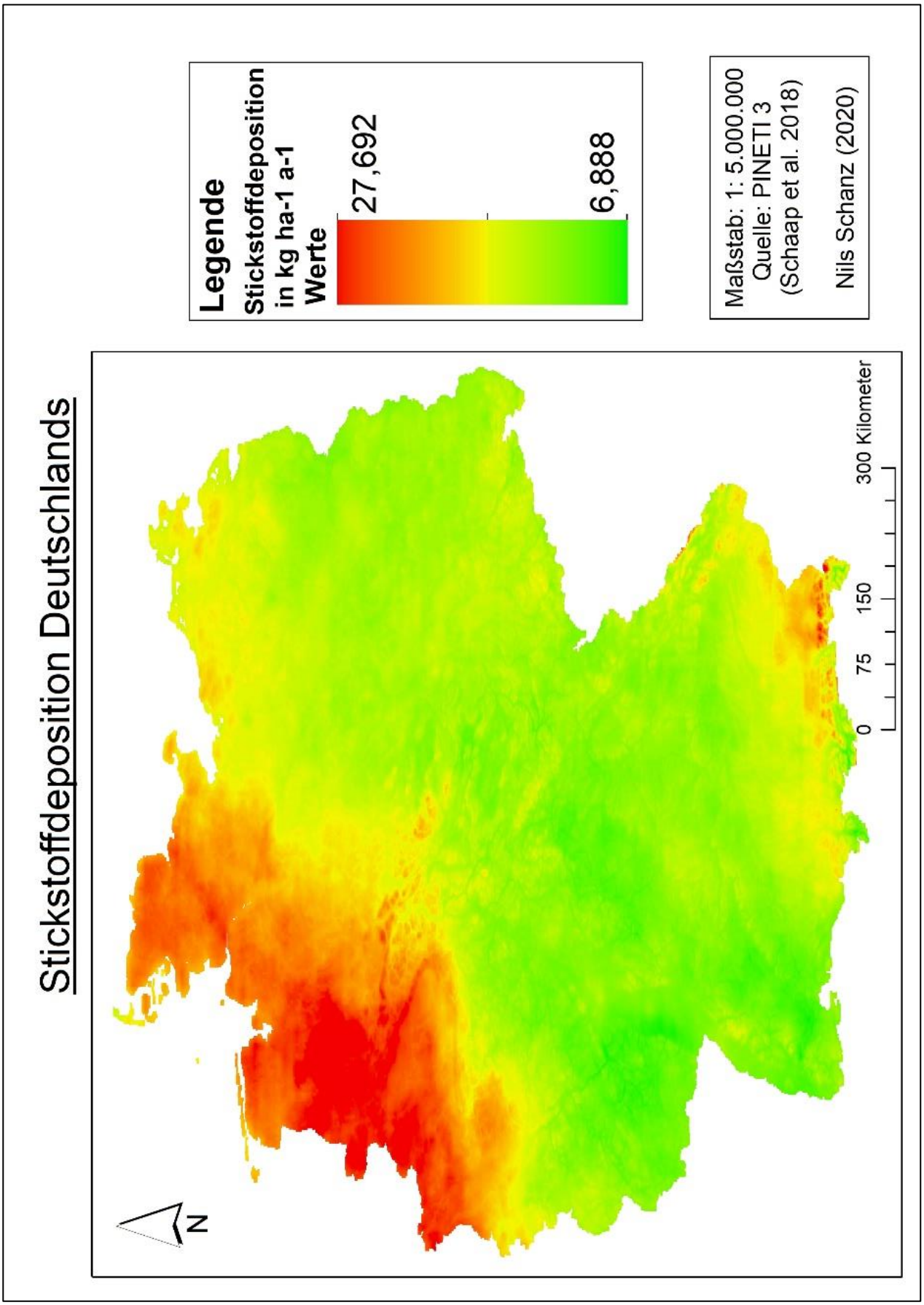
WALKER, K. & PRESTON, C. (2006): Ecological Predictors of Extinction Risk in the Flora of Lowland England, UK. – Biodiversity and Conservation, 15, 1913–1942.

WALTER, H. & BRECKLE, S.-W. (1991[2]): Ökologie der Erde: Band 1. Ökologische Grundlagen in globaler Sicht. Stuttgart: Fischer.

WELLBROCK, N., EICKENSCHEIDT, N., GRÜNEBERG, E., EVERS, J., AHRENDS, B., SCHIMMING, C.-G., NAGEL, H.-D., RIEK, W., MEIWES, K.J. & MEESENBURG, H. (2016): Bodenversauerung und Nährstoffverfügbarkeit. – Thünen Report 43, 75–134.

WICHINK-KRUIT, R., SCHAAP, M., SEGERS, A., HESLINGA, D., BUILTJES, P., BANZHAF, S. & SCHEUSCHNER, T. (2014): Modelling and mapping of atmospheric nitrogen and sulphur deposition and critical loads for ecosystem specific assessment of threats to biodiversity in Germany – PINETI (Pollutant INput and EcosysTem Impact): Substudy Report 1. Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt.

Anhang I: Karte der Stickstoffdeposition



Anhang II: Herleitung des Wendepunktes

Herleitung durch die Bildung der Ableitungen

1. Ableitung

$$\frac{d}{dx}[f(x)] = f'(x) = \frac{d}{dx}(\frac{1}{1+e^{-(a+bx)}})$$

$$= -\frac{\frac{d}{dx}(e^{-bx-a}+1)}{(1+e^{-(a+bx)})^2}$$

$$= -\frac{\frac{d}{dx}(e^{-bx-a}) + \frac{d}{dx}1}{(1+e^{-(a+bx)})^2}$$

$$= -\frac{e^{-bx-a} * \frac{d}{dx}(-bx-a)+0}{(1+e^{-(a+bx)})^2}$$

$$= -\frac{-be^{-bx-a}}{(1+e^{-(a+bx)})^2}$$

$$f'(x) = \frac{be^{bx+a}}{(1+e^{(a+bx)})^2}$$

2. Ableitung

$$\frac{d}{dx}[f'(x)] = f''(x) = \frac{d}{dx}(\frac{be^{bx+a}}{(1+e^{(a+bx)})^2})$$

$$= b * \frac{d}{dx}(\frac{e^{bx+a}}{(1+e^{(a+bx)})^2})$$

$$= b * (\frac{\frac{d}{dx}(e^{bx+a}) * (e^{bx+a}+1)^2 - e^{bx+a} * \frac{d}{dx}(e^{bx+a}+1)^2}{((1+e^{(a+bx)})^2)^2})$$

$$= b * \frac{e^{bx+a} * \frac{d}{dx}(bx+a) * (e^{bx+a}+1)^2 - 2(e^{bx+a)}+1) * \frac{d}{dx}(e^{bx+a}+1) * e^{bx+a}}{(1+e^{(a+bx)})^4})$$

$$= b$$

$$* \frac{e^{bx+a} * \left(b * \frac{d}{dx}x + \frac{d}{dx}a\right) * (e^{bx+a}+1)^2 - 2(e^{bx+a)}+1) * (\frac{d}{dx}e^{bx+a} + \frac{d}{dx}1) * e^{bx+a}}{(1+e^{(a+bx)})^4})$$

$$= b * \frac{(be^{bx+a}(e^{bx+a}+1)^2 - 2(e^{bx+a)}+1) * (b * \frac{d}{dx}x + \frac{d}{dx}a) * e^{2bx+2a}}{(1+e^{(a+bx)})^4})$$

$$= b * \frac{(be^{bx+a}(e^{bx+a}+1)^2 - 2(e^{bx+a)}+1) * (b * 1 + 0) * e^{2bx+2a}}{(1+e^{(a+bx)})^4})$$

$$= b * \frac{(be^{bx+a}(e^{bx+a}+1)^2 - 2b(e^{bx+a)}+1) * e^{2bx+2a}}{(1+e^{(a+bx)})^4})$$

$$f''(x) = -\frac{b^2 * (e^{b*x+a}-1) * e^{b*x+a}}{(e^{b*x+a}+1)^3}$$

Nullstellen der 2. Ableitung

f''(x)= $-\frac{b^2*(e^{b*x+a}-1)*e^{b*x+a}}{(e^{b*x+a}+1)^3}$=0

$0 = -b^2 * (e^{b*x+a} - 1) * e^{b*x+a}$

$0 = -(e^{b*x+a} - 1)$

$1= e^{b*x+a}$

0= bx+a

X= - $\frac{a}{b}$

Herleitung durch Umformen:

$$y = \frac{1}{1+e^{a+bx}}$$

$$\frac{1}{y} = 1 + \frac{1}{e^{a+bx}}$$

$$\frac{1}{y} - 1 = \frac{1}{e^{a+bx}}$$

$$\frac{1-y}{y} = \frac{1}{e^{a+bx}}$$

$$\frac{y}{1-y} = e^{a+bx}$$

$$a + bx = ln\ \frac{y}{1-y}$$

$$a\ +\ bx\ =\ ln\ \frac{y}{1-y}$$

$$bx\ =\ ln\ \frac{y}{1-y} - a$$

$$x\ = \frac{\ln\frac{y}{1-y} - a}{b}$$ → y= 0,5

$$x\ = \frac{ln\ \frac{0{,}5}{1-0{,}5} - a}{b}$$

$$x\ = \frac{0-a}{b}$$

$$x\ =\ -\frac{a}{b}$$

Anhang III: Digitaler Anhang

Als Erweiterung des gedruckten Anhangs ist der Masterarbeit ein digitaler Anhang angehängt. Die CD enthält die vollständigen Excel und mxd-Dateien, die für diese Arbeit verwendet wurden. Auf Grund der hohen Anzahl der Taxa war es nicht möglich / sinnvoll, die Tabelle den Informationen der Taxa abzudrucken.

Im Ordner Excel Tabellen sind folgende Tabellen enthalten:

- Artenauswahl: Dies ist eine vollständige Liste der untersuchten Taxa mit den zugehörigen Informationen, die für die Ermittlung der Statistiken verwendet wurden.
- Lebensraumtypen: In dieser Tabelle sind die drei Lebensraumtypen ausgewertet (vgl. Kapitel 8.3).
- Pflanzenfamilien: In dieser Tabelle ist die Artenauswahl nach den Pflanzenfamilien aufbereitet (vgl. Kapitel 9).
- Pretest: Diese Tabelle enthält eine Aufbereitung der drei Zeiträume nach der Stickstoffzahl und der Reaktionszahl nach ELLENBERG (vgl. Kapitel 6).
- Seltenheitsschwelle: Basierend auf dieser Tabelle wurde die Seltenheitsschwelle der Taxa festgelegt (vgl. Kapitel 7.2).

In der mxd-Datei *Masterarbeit_Schanz* sind alle GIS-Daten enthalten, die für diese Arbeit benötigt werden. Zusätzlich sind diese im Ordner *ArcMap* in einer Geodatabase hinterlegt.

Die Datei enthält folgende Informationen:

- Artenauswahl: Diese Tabelle enthält alle Fundpunkte, die untersucht wurden.
- Fundorte_Buffer: Hier sind die Fundorte mit der ermittelten Bezugsfläche und den Informationen der Stickstoffdeposition hinterlegt.
- TK25: Als Vergleich zu den Pufferflächen der Standorte, sind in dieser Datei die Rasterfelder der TK25 aufgeführt.
- LE2DWD_3yrav_2013_2015_fluxtotal_N_sem_calculate: Dieses Raster ist die Hintergrundbelastung mit der Gesamtmenge an Stickstoff der Jahre 2013 bis 2015 für seminatürliche Vegetation in der Einheit g N ha^{-1} a^{-1} angegeben.

Eidesstattliche Erklärung

Hiermit erkläre ich, Herr Nils Schanz, geboren am 12.08.1993 in Mainz, diese Masterarbeit selbstständig verfasst und unter Verwendung der angegebenen Quellen und Hilfsmittel angefertigt zu haben. Diese Arbeit wurde in keinem anderen Prüfungsverfahren eingereicht.

Dortmund, den 22.09.2020