

# **Aquatische Makrophyten in hessischen Fließgewässern: Ihre Rolle als Bewertungskomponenten und Untersuchung ihrer Vorkommen anhand von Nischenmodellierungen**

**- Diplomarbeit der Fachrichtung Biologie -**

angefertigt

im Fachbereich Biologie der  
Johannes Gutenberg-Universität Mainz

vorgelegt von

Benjamin Warnecke

Mainz, Mai 2017



JOHANNES GUTENBERG  
UNIVERSITÄT MAINZ

Diese Arbeit wurde durchgeführt am Institut für Organismische und Molekulare Evolutionsbiologie, Arbeitsgruppe Evolutionäre Ökologie

1. Gutachter: apl. Prof. Dr. rer. nat. Eva Maria Griebeler

2. Gutachter: apl. Prof. Dr. rer. nat. Gudrun Kadereit

Johannes Gutenberg-Universität Mainz  
Fachbereich Biologie  
Saarstraße 21  
55122 Mainz

Für meinen Sohn

## Danksagung

Frau Dr. Eva Maria Griebeler danke ich für die sehr gute Betreuung meiner Arbeit, Weiterentwicklung meines Themas und ihrer Bereitschaft, sich mit mir in die Welt der aquatischen Makrophyten zu begeben.

Frau Dr. Gudrun Kadereit danke ich für die Übernahme der Zweitkorrektur und der Erkenntnis, dass Botanik durchaus Spaß macht.

Bei Frau Dr. Mechthild Banning bedanke ich mich für die Bereitstellung des Themas, die tolle Betreuung vor Ort im HLNUG und ihrem ständigen Interesse an meinen Arbeitsfortschritten.

Frau Elisabeth Schlag danke ich für ihre Hilfe den Amtsalldtag acht Monate zu meistern.

Herrn Rudolf Macal danke ich für die Unterstützung beim Erstellen der Verbreitungskarten.

Dem gesamten Dezernat W1 am HLNUG danke ich für einen sehr angenehmen Arbeitsplatz für die Dauer meiner Arbeit.

Ich bedanke mich bei Herrn Dr. Klaus van de Weyer für die Hilfe bei der Einarbeitung in das Thema Makrophyten und vor allem für den Crash-Kurs „Makrophytenkartierung: Erlernen in 30 Minuten“.

Ganz besonders möchte ich meinen Eltern und meiner Schwester danken, die während meines gesamten Studiums hinter mir standen, mich unterstützt und bis zum Ende an mich geglaubt haben.

Ich danke meiner kleinen Familie zu Hause. Meiner Freundin Kathrin für ihre Unterstützung, ihre Hilfe und ihr Verständnis und natürlich meinem Sohn Magnus. Dank dir war ich immer rechtzeitig zwischen vier und sieben Uhr morgens wach.

# Inhaltsverzeichnis

|  |     |
|--|-----|
| <b>Abbildungsverzeichnis</b> .....   | iii |
| <b>Tabellenverzeichnis</b> .....   | vi  |
| <b>Zusammenfassung</b> .....   | vii |
| <b>I Einleitung</b> .....  | 1   |
| Ziel meiner Arbeit.....  | 8   |
| <b>II Material und Methoden</b> .....  | 9   |
| 1.    Datengrundlage.....  | 9   |
| 2.    Probenerhebung.....  | 10  |
| 3.    Anwendung der Bewertungsverfahren Phylib und NRW-Verfahren .....   | 12  |
| 4.    Aufbereitung der Protokollparameter .....  | 15  |
| 5.    Statistische Auswertung.....   | 17  |
| 5.1 Zusammenhang von Häufigkeit und Deckungsgrad .....   | 17  |
| 5.2 Zusammenhang zwischen der Sohlbeschattung und der Gesamtdeckung .....  | 19  |
| 5.3 Zusammenhang zwischen der Gesamtdeckung und den Strömungsverhältnissen .....                                     | 20  |
| 5.4 Zusammenhang zwischen der Anzahl der Taxa und der Sohlbeschattung .....  | 20  |
| 5.5 Untersuchung der Umweltparameter für die Nischenmodellierung auf Unabhängigkeit durch Korrelationsanalysen.....  | 20  |
| 6.    Nischenmodellierung mit MaxEnt.....  | 21  |
| 6.1 Vorbereitung der Datensätze der sechs verwendeten Arten .....  | 23  |
| 6.2 Suche nach dem besten Modell.....  | 24  |
| 6.3 Untersuchung der Varianz der Modelle durch bootstrapping.....  | 26  |
| 6.4 Überprüfung der MaxEnt-Modelle durch eine „confusion-Matrix“ .....   | 26  |
| 6.5 Anwendung der Nischenmodellierung auf unbekannte Habitate – potentielle Verbreitung der untersuchten Arten ..... | 28  |
| 6.6 Erstellung der Verbreitungskarten mit ArcView .....  | 28  |
| <b>III Ergebnisse</b> .....  | 30  |
| 1.    Auswertung der Bewertungsverfahren.....  | 30  |
| 2.    Ergebnisse der statistischen Untersuchungen.....   | 34  |
| 2.1 Zusammenhang zwischen der Häufigkeitsklasse und dem Deckungsgrad .....   | 34  |
| 2.2 Abhängigkeit der Gesamtdeckung von der Sohlbeschattung und den Strömungsverhältnissen .....                      | 36  |

|            |   |        |
|------------|---|--------|
| 2.3        | Abhängigkeit der gefunden Artenanzahl von der Sohlbeschattung .....   | 36     |
| 3.         | Nischenmodellierung .....   | 37     |
| 3.1        | Ergebnis der Korrelationsanalysen zur Überprüfung der Unabhängigkeit<br>der Modellparameter .....                               | 37     |
| 3.1        | Ergebnisse für die ACP-Modelle und die alternativen Modelle für die sechs<br>untersuchten Arten .....                           | 39     |
| 3.2        | Zusammenfassung der Ergebnisse aus den ACP-Modellen und den<br>alternativen Modellen der sechs untersuchten Arten .....         | 52     |
| 3.3        | Ergebnis nach der Anwendung der confusion-Matrix auf die erstellten<br>Modelle aller sechs Arten .....                          | 53     |
| 4.         | Verbreitungskarten für die prognostizierten Vorkommen anhand der MaxEnt-<br>Modellierung für die sechs untersuchten Arten ..... | 61     |
| <b>IV</b>  | <b>Diskussion</b> .....   | 70     |
| 1.         | Vergleich der Bewertungsverfahren .....   | 70     |
| 2.         | Zusammenhang der beiden Schätzgrößen für die Abundanz.....  | 73     |
| 3.         | Abhängigkeit der Gesamtdeckung und der Artenanzahl von abiotischen<br>Faktoren .....  | 74     |
| 4.         | Nischenmodellierung .....   | 77     |
| <b>V</b>   | <b>Literaturverzeichnis</b> .....   | 90     |
| <b>VI</b>  | <b>Anhang</b> .....   | ix     |
| <b>VII</b> | <b>Versicherung gemäß Paragraph 19, Absatz 6 der<br/>Diplomprüfungsordnung im Studiengang Biologie (2003)</b> .....             | xxviii |

## Abbildungsverzeichnis

|   |    |
|---|----|
| Abbildung 1: Makrophytenvorkommen in der Aar nahe Burg Hohenstein.....  | 7  |
| Abbildung 2: Reduzierung der vierzehn Substratkategorien aus den Probenahmeprotokollen und Erstellung von fünf neuen Typen.....   | 18 |
| Abbildung 3: Bilder der sechs Arten für die die Nischenmodellierung durchgeführt wurde.....   | 22 |
| Abbildung 4: Ergebniskurven für AUC-Wert und den Parameter ortho-Phosphat für die Art <i>Fontinalis antipyretica</i> aus MaxEnt mit und ohne bootstrapping.....                     | 27 |
| Abbildung 5: Darstellung der Vergabe von unterschiedlichen ÖZKs für die gleichen Messstellen durch Phylib und das NRW-Verfahren.....  | 32 |
| Abbildung 6: Vergabe der ökologischen Zustandsklassen nach der Bewertung mit dem NRW-Verfahren, die eine Abweichung im Vergleich mit der Bewertung mit Phylib besaßen.....          | 33 |
| Abbildung 7: Ergebnis der alternativen Bewertung mit Phylib, in der die Gewässertypen für 96 Messstellen anhand des Einzugsgebietes und des Fischregion-Index verändert wurden..... | 34 |
| Abbildung 8: Scatterplot der Spearman-Rangkorrelation und Boxplot des Kruskal-Wallis-Test für die beiden Variablen Häufigkeitsklasse und Deckungsgrad.....                          | 35 |
| Abbildung 9: Boxplot zur Darstellung des Zusammenhangs zwischen der Gesamtdeckung und der Sohlbeschattung.....  | 37 |
| Abbildung 10: Boxplot zur Darstellung des Zusammenhangs zwischen der Gesamtdeckung und den vorherrschenden Strömungsverhältnissen an den beprobten Messstellen.....                 | 38 |
| Abbildung 11: Boxplot für die Darstellung des Zusammenhangs zwischen der Artenanzahl in Abhängigkeit der Sohlbeschattung der Gewässer.....  | 39 |
| Abbildung 12: Darstellung des Informationsgehalts der verwendeten Parameter für das ACP-Modell der Art <i>F. antipyretica</i> mittels Jackknife-Methode.....                        | 40 |
| Abbildung 13: Plots der vier Parameter aus dem ACP-Modell für die Art <i>F. antipyretica</i> zur Darstellung der Vorkommenswahrscheinlichkeit.....                                  | 41 |
| Abbildung 14: Plots der beiden Parameter Substrat und Tiefe aus dem alternativen Modell für die Art <i>F. antipyretica</i> zur Darstellung der Vorkommenswahrscheinlichkeit.....    | 42 |
| Abbildung 15: Darstellung des Informationsgehalts der verwendeten Parameter für das ACP-Modell der Art <i>P. riparioides</i> mittels Jackknife-Methode.....                         | 42 |
| Abbildung 16: Plots von drei der vier Parameter aus dem ACP-Modell für die Art <i>P. riparioides</i> zur Darstellung der Vorkommenswahrscheinlichkeit.....                          | 43 |
| Abbildung 17: Plots von drei der vier Parameter aus dem alternativen Modell für die Art <i>P. riparioides</i> zur Darstellung der Vorkommenswahrscheinlichkeit.....                 | 44 |

|   |    |
|---|----|
| Abbildung 18: Darstellung des Informationsgehalts der verwendeten Parameter für das ACP-Modell der Art <i>L. riparium</i> mittels Jackknife-Methode.....  | 45 |
| Abbildung 19: Plots aller Parameter aus dem ACP-Modell für die Art <i>L. riparium</i> zur Darstellung der Vorkommenswahrscheinlichkeit.....   | 46 |
| Abbildung 20: Darstellung des Informationsgehalts der verwendeten Parameter für das ACP-Modell der Art <i>Callitriche platycarpa</i> mittels Jackknife-Methode.....                                     | 47 |
| Abbildung 21: Plots aller vier Parameter aus dem ACP-Modell der Art <i>Callitriche platycarpa</i> zur Darstellung der Vorkommenswahrscheinlichkeit.....   | 48 |
| Abbildung 22: Plots von zwei der vier Parameter aus dem alternativen Modell der Art <i>Callitriche platycarpa</i> zur Darstellung der Vorkommenswahrscheinlichkeit.....                                 | 49 |
| Abbildung 23: Darstellung des Informationsgehalts der verwendeten Parameter für das ACP-Modell der Art <i>R. fluitans</i> mittels Jackknife-Methode.....  | 50 |
| Abbildung 24: Plots von zwei der fünf Parameter, Nitrat und Wassertemperatur, aus dem ACP-Modell der Art <i>R. fluitans</i> zur Darstellung der Vorkommenswahrscheinlichkeit.....                       | 50 |
| Abbildung 25: Plots von den Parameter Tiefe und Substrat aus dem alternativen Modell der Art <i>R. fluitans</i> zur Darstellung der Vorkommenswahrscheinlichkeit.....                                   | 51 |
| Abbildung 26: Darstellung des Informationsgehalts der verwendeten Parameter für das ACP-Modell der Art <i>Pot. pectinatus</i> mittels Jackknife-Methode.....  | 51 |
| Abbildung 27: Plots der beiden Parameter Beschattung und Strömung aus dem ACP-Modell der Art <i>Pot. pectinatus</i> zur Darstellung der Vorkommenswahrscheinlichkeit.....                               | 52 |
| Abbildung 28: Geographische Verbreitungskarten der Art <i>F. antipyretica</i> für das Bundesland Hessen.....  | 55 |
| Abbildung 29: Geographische Verbreitungskarten der Art <i>P. riparioides</i> für das Bundesland Hessen.....   | 56 |
| Abbildung 30: Geographische Verbreitungskarten der Art <i>L. riparium</i> für das Bundesland Hessen.....  | 57 |
| Abbildung 31: Geographische Verbreitungskarten der Art <i>Ca. platycarpa</i> für das Bundesland Hessen.....   | 58 |
| Abbildung 32: Geographische Verbreitungskarten der Art <i>R. fluitans</i> für das Bundesland Hessen.....  | 59 |
| Abbildung 33: Geographische Verbreitungskarten der Art <i>Pot. pectinatus</i> für das Bundesland Hessen.....  | 60 |
| Abbildung 34: Hypothetische Verbreitungskarten der Art <i>F. antipyretica</i> basierend auf dem ACP-Modell (links) und dem alternativen Modell (rechts) für mögliche Habitate im Bundesland Hessen..... | 64 |
| Abbildung 35: Hypothetische Verbreitungskarten der Art <i>P. riparioides</i> basierend auf dem ACP-Modell (links) und dem alternativen Modell (rechts) für mögliche Habitate im Bundesland Hessen.....  | 65 |



|   |    |
|---|----|
| Abbildung 36: Hypothetische Verbreitungskarten der Art <i>L. riparium</i> basierend auf dem ACP-Modell (links) und dem alternativen Modell (rechts) für mögliche Habitate im Bundesland Hessen.....                       | 66 |
| Abbildung 37: Hypothetische Verbreitungskarten der Art <i>Ca. platycarpa</i> basierend auf dem ACP-Modell (links) und dem alternativen Modell (rechts) für mögliche Habitate im Bundesland Hessen.....                    | 67 |
| Abbildung 38: Hypothetische Verbreitungskarten der Art <i>R. fluitans</i> basierend auf dem ACP-Modell (links) und dem alternativen Modell (rechts) für mögliche Habitate im Bundesland Hessen.....                       | 68 |
| Abbildung 39: Hypothetische Verbreitungskarten der Art <i>Pot. pectinatus</i> basierend auf dem ACP-Modell für mögliche Habitate im Bundesland Hessen.....  | 69 |
| Abbildung 40: Landgraben südlich von Groß-Gerau flussabwärts (links) und flussaufwärts (rechts).....  | 75 |
| Abbildung 41: Plots für die beiden Parameter ortho-Phosphat und Ammonium für die Art <i>F. antipyretica</i> aus dem ACP-Modell mit bootstrapping zur Darstellung des Fehlerbereichs der Vorkommenswahrscheinlichkeit..... | 79 |
| Abbildung 42: Plot für den Parameter Ammonium für die Art <i>P. riparioides</i> aus dem ACP-Modell mit bootstrapping zur Darstellung des Fehlerbereichs der Vorkommenswahrscheinlichkeit.....                             | 80 |
| Abbildung 43: Plot des Parameters Nitrat für die Art <i>L. riparium</i> aus dem ACP-Modell mit bootstrapping zur Darstellung des Fehlerbereichs der Vorkommenswahrscheinlichkeit.....                                     | 81 |
| Abbildung 44: Balkendiagramme des Parameters Beschattung für die Art <i>Ca. platycarpa</i> aus dem ACP-Modell (links) und dem alternativen Modell (rechts) zur Darstellung der Vorkommenswahrscheinlichkeit.....          | 83 |
| Abbildung 45: Plot des Parameters Ammonium für die Art <i>Ca. platycarpa</i> aus dem ACP-Modell mit bootstrapping zur Darstellung des Fehlerbereichs der Vorkommenswahrscheinlichkeit.....                                | 84 |
| Abbildung 46: Balkendiagramme des Parameters Beschattung für die Art <i>R. fluitans</i> aus dem ACP-Modell (links) und dem alternativen Modell (rechts) zur Darstellung der Vorkommenswahrscheinlichkeit.....             | 85 |
| Abbildung 47: Plot des Parameters Nitrat für die Art <i>R. fluitans</i> aus dem ACP-Modell mit bootstrapping zur Darstellung des Fehlerbereichs der Vorkommenswahrscheinlichkeit.....                                     | 85 |

## Tabellenverzeichnis

|  |    |
|--|----|
| Tabelle 1: Im Bundesland Hessen vorkommende Fließgewässertypen (nach POTTGIESSER et al., 2004).....  | 2  |
| Tabelle 2: Darstellung der Häufigkeitsgrade und des relativen Vorkommen von Arten im Gewässer nach KOHLER (1978a).....   | 11 |
| Tabelle 3: Darstellung des Deckungsgrades und der entsprechenden Deckung in % nach LONDO (1974), leicht verändert.....   | 11 |
| Tabelle 4: Konvertierung der Schätzskalen des Deckungsgrades von Arten nach LONDO (1974), der Häufigkeit nach KOHLER (1978a) und des relativen Vorkommens von Arten nach KOHLER (1978a) in Anlehnung an VEIT & KOHLER (2007).....  | 12 |
| Tabelle 5: Konvertierung der Protokollwerte für den Parameter Sohlbeschattung.....   | 16 |
| Tabelle 6: Konvertierung der Protokollwerte für den Parameter Tiefe.....   | 16 |
| Tabelle 7: Konvertierung der Protokollwerte für den Parameter Strömung.....  | 17 |
| Tabelle 8: Anzahl der Messstellen (MST) an denen die jeweilige Art gefunden wurde und in der Input-Datei, so wie in den jeweiligen Modellen in MaxEnt genutzt wurden.....  | 24 |
| Tabelle 9: Übersicht zur Bewertbarkeit von Messstellen mit den beiden Bewertungsverfahren Phylib und NRW.....  | 30 |
| Tabelle 10: Anzahl der jeweiligen ÖZKs die sich nach der Bewertung mit beiden Verfahren für die Fließgewässer in Hessen ergaben.....   | 31 |
| Tabelle 11: Übersicht der Ergebnisse aus der MaxEnt-Modellierung für die sechs untersuchten Arten.....   | 53 |
| Tabelle 12: Ergebnis für die Güte aller erstellten Modelle der sechs untersuchten Arten. Hierfür wurden die Vorhersagen für richtige (a) und falsche (c) Vorkommen bzw. richtige (d) und falsche (b) Nichtvorkommen in die Formel (2) eingefügt und mit einander verrechnet..... | 54 |

## Zusammenfassung

Für die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie der Europäischen Gemeinschaft wird seit dem Jahr 2005 die Kartierung der aquatischen Makrophyten für die Bewertung des ökologischen Zustands der hessischen Fließgewässer durchgeführt. Die Bewertung der Gewässer beruht dabei auf der Verwendung der vorkommenden Makrophyten als biologische Indikatoren, die auf Grund ihrer Ökologie unterschiedliche Ansprüche an die Qualität eines Gewässers stellen. Für die letztendliche Ermittlung des ökologischen Zustands der Gewässer existieren in der Anwendung zwei unterschiedliche Bewertungsverfahren in Deutschland. Die beiden Verfahren, Phylib und NRW-Verfahren vergleichen dabei die vorkommenden Makrophytenarten in einem Gewässer mit denen von Arten, die vorkommen sollten, wenn das Gewässer dem Leitbild entsprechen würde. Durch die Anwendung beider Verfahren auf die in Hessen im Rahmen der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie gesammelten Daten der Makrophytenkartierungen und ihrem Vergleich konnte ich abweichende Ergebnisse für Ermittlung der ökologischen Zustandsklasse und damit die unterschiedliche Arbeitsweise beider Verfahren zeigen. Mit Hilfe der vorhandenen Kartierungsdaten der Gewässer, die zusätzlich zu den Makrophytenvorkommen auch eine Reihe von abiotischen Faktoren des Gewässers enthalten, und den dazu passenden Werten der allgemeinen chemisch-physikalischen Parameter habe ich anschließend eine Nischenmodellierung für sechs häufig vorkommende Arten erstellt. Die verwendeten Parameter für die Nischenmodellierung waren, die Sohlbeschattung, das Substrat, die Gewässertiefe, die Strömungsverhältnisse, sowie die Wassertemperatur und der Gehalt von ortho-Phosphat, Nitrat, Ammonium und Chlorid im Freiwasser. Die sechs Arten, *Fontinalis antipyretica*, *Platyhypnidium riparioides*, *Leptodictyum riparium*, *Callitriche platycarpa*, *Ranunculus fluitans* und *Potamogeton pectinatus* wurden dabei auf Grund ihrer unterschiedlichen Ökologie und den daraus resultierenden Ansprüchen an ihr jeweiliges Habitat ausgewählt. Die erstellten Modelle zeigen dabei eine deutliche Präferenz der untersuchten Arten für einige der verwendeten abiotischen Parameter. Durch den Vergleich von zwei, auf unterschiedlichen Parametern basierenden, Modellen für jede Art konnte ich die artspezifischen Reaktion ihres Vorkommens auf Nährstoffkonzentrationen im

Wasser zeigen und die daraus resultierende Aussagekraft für die jeweilige Modellierung einschätzen. Dabei sind die Kartierungsdaten für die Vorkommen der Makrophyten und die standortabhängigen Umweltparameter, die für die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie in Hessen erhoben werden, durchaus in der Lage für die Beantwortung von biologischen Fragestellungen, neben der Gewässerbewertung, angewendet werden zu können.

# I Einleitung

Bäche und Flüsse werden schon seit Jahrhunderten durch den Menschen genutzt. Anfänglich waren sie ausschlaggebend für die Siedlungsgründung, da sie die Menschen mit Trinkwasser und Nahrung versorgten. Doch im Zuge des technischen Fortschritts ging eine immer intensivere Nutzung der Fließgewässer einher. Heutzutage dienen sie dem Abtransport von Abwässern der Industrie und Städte, der Energiegewinnung, aber auch als Wasserstraßen für den Gütertransport. Diese anthropogenen Eingriffe führen zwangsläufig dazu, dass sich Fließgewässer häufig nicht mehr in ihrem ursprünglichen Zustand befinden. Dieser veränderte Zustand hat Auswirkungen auf die eigentliche Funktion der Gewässer, ihrer Funktion als natürliche Ökosysteme. Um den Schutz dieser Ökosysteme zu gewährleisten und die Gewässer insgesamt in einem naturnahen Zustand zu erhalten bzw. zurück zu führen wurde im Jahr 2000 die Wasserrahmenrichtlinie der Europäischen Gemeinschaften (WRRL, EG 2000) verabschiedet. Anhand dieser soll zumindest ein „guter“ ökologischer Zustand sämtlicher Oberflächengewässer (Seen und Fließgewässer) angestrebt werden. Dabei soll sich der „gute“ Zustand durch keine bzw. geringe Abweichungen vom Referenzzustand des jeweiligen Gewässers definieren. Die Ermittlung dieses Zustands beruht auf biologischen Indikatoren, also Arten die auf bestimmte Veränderungen der Umwelt durch z.B. ihr sowohl allgemeines Vorkommen, als auch häufigeres bzw. weniger häufiges Vorkommen reagieren. In Fließgewässern sind diese Bioindikatoren in der Regel Fische, benthische Invertebraten (Makrozoobenthos, MZB), benthische Diatomeen (Kieselalgen), Gefäßpflanzen und Moose (Makrophyten) und Phytoplankton. Für mitteleuropäische Pflanzenarten und Pflanzengesellschaften wurde deren Funktion als geeignete Zeigerarten für den Zustand eines Ökosystems, durch die Zuweisung von bestimmten Zeigerwerten schon vor über 40 Jahren beschrieben (ELLENBERG, 1974). Um die Anforderungen der WRRL deutschlandweit einheitlich anwenden zu können, wurde im Auftrag der Bund/Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) eine Typisierung der Fließgewässer durchgeführt (POTTGIESSER et al., 2004). Die Einteilung der unterschiedlichen Gewässertypen basiert dort vor allem auf der Größe des Einzugsgebietes, des Talbodengefälles, der Wasserbeschaffenheit und des Sohlsubstrats. Durch die geographische Lage des in dieser Arbeit untersuchten Bundeslands Hessen kommen hauptsächlich Typen der Mittelgebirge vor (siehe Tabelle 1). Auf Grund der unterschiedlichen Beschaffenheit der Gewässertypen

variieren auch die Arten, die diese Gewässer bewohnen und deren Habitatansprüche erfüllen.

**Tabelle 1: Im Bundesland Hessen vorkommende Fließgewässertypen (nach POTTGIESSER et al., 2004).**

| LAWA-Typ | Beschreibung  |
|----------|---|
| 5        | Grobmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche             |
| 5.1      | Feinmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche             |
| 6        | Feinmaterialreiche, karbonatische Mittelgebirgsbäche            |
| 7        | Grobmaterialreiche, karbonatische Mittelgebirgsbäche            |
| 9        | Silikatische, fein- bis grobmaterialreiche Mittelgebirgsflüsse  |
| 9.1      | Karbonatische, fein- bis grobmaterialreiche Mittelgebirgsflüsse |
| 9.2      | Große Flüsse der Mittelgebirge                                  |
| 10       | Kiesgeprägte Ströme   |
| 19       | Kleine Niederungsfließgewässer in Fluss- und Stromtälern        |

Um den Zustand der Fließgewässer auf der Grundlage der vorkommenden Makrophyten ermitteln zu können, wurde ein deutschlandweites Bewertungsverfahren, Phylib, im Auftrag der LAWA entwickelt (SCHAUMBURG et al., 2004). Im Auftrag des Landesamtes für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz, Nordrhein-Westfalen wurde im Jahre 2008 ein weiteres Bewertungsverfahren entwickelt (WEYER, K. VAN DE, 2008), das im Jahr 2015 erfolgreich interkalibriert wurde und somit offiziell für die Umsetzung der WRRL dienen kann. Momentan erfolgt eine Überarbeitung von Phylib, um beispielsweise die indikative Stellung einiger Arten dank neuerer Erkenntnisse anzupassen und auf ortsabhängige Besonderheiten der Fließgewässer flexibler reagieren zu können (WEYER, K. VAN DE und STELZER, nicht veröffentlicht).

Unter dem Namen Makrophyten werden alle submersen (vollständig untergetaucht) und emersen (im Gewässer wurzelnd, Habitus dennoch größtenteils aus dem Wasser ragend) Spermatophyten (Samenpflanzen) und Kryptogamen (Bryophyta, Chlorophyta, Rhodophyta, Charophyta) zusammengefasst, die man ohne optische Sichthilfe erkennt (WEBER-OLDECOP, 1974). Die weitere Einteilung, in unterschiedliche Wuchsformen, geschieht vor allem auf Grund von morphologischen Gemeinsamkeiten der Taxa (WIEGLEB, 1991, WEYER, K. VAN DE, 1999) und bildet damit nicht zwangsläufig die wirklichen systematischen Verwandtschaftsgrade ab. Die Rhizophyten (im Sediment

wurzelnd) lassen sich in Helophyten (Sumpfpflanzen) und Hydrophyten (Wasserpflanzen) aufteilen. Diesen stehen die Pleustophyten (Wasserschweber) und die Haptophyten (am Substrat haftend) gegenüber. Vertreter aus der Gruppe der Haptophyten sind beispielsweise Laubmoose (*Fontinalis antipyretica* HEDW., *Platyhypnidium riparioides* (HEDW.) DIX, *Leptodictyum riparium* (HEDW.) WARNST.) und Lebermoose (*Chiloscyphus polyanthos* (HOFFM.) DUMORT.), aber auch Arten der Chlorophyta (Grünalgen), wie zum Beispiel aus der Klasse der Ulvophyceae, die Gattungen *Cladophora* KÜTZING. und *Ulothrix* KÜTZING.. Sämtliche Arten verfügen über Rhizoide mit deren Hilfe sie sich am Sohlsubstrat oder organischen Materialien, wie Totholz, anheften können. In der Gruppe der Pleustophyten werden weitere Wuchsformen, unter anderem die Lemniden und die Ceratophylliden, unterschieden. Typische Vertreter der Lemniden sind die Arten *Lemna minor* L. und *Spirodela polyrhiza* (L.) SCHLEID. die jeweils Phyllokladien, zur Photosynthese umgewandelte Sprossachsen ausbilden und damit auf der Wasseroberfläche schwimmen. Ceratophylliden hingegen sind untergetauchte wurzellose Pflanzen, die bei sehr geringen Fließgeschwindigkeit im Wasser frei schweben oder sich mit umgewandelten Sprossteilen im Substrat verankern können (*Ceratophyllum demersum* L.). Für die Hydrophyten gibt es die größte Vielfalt, bei der Unterteilung der Wuchsformen. Dazu gehören die Pepliden mit der Gattung *Callitriche* L. (Wassersterne), die alleine in Hessen mit mehr als vier Arten vorkommt. *Callitriche* besitzt längliche oder spatelförmige Blätter, die oberhalb der Wasseroberfläche Blattrosetten bilden. In der Gruppe der Myriophylliden sind unter anderem die Arten *Ranunculus fluitans* LAM. und *Myriophyllum spicatum* L. vertreten. Eine weitere Gruppe mit einer bekannten Gattung (Wasserpest) sind die Elodeiden mit den beiden neophytischen Arten *Elodea canadensis* MICHX. und *Elodea nuttallii* (PLANCH.) H. ST. JOHN.. Arten der Gattung *Potamogeton* L. finden sich in drei unterschiedlichen Gruppen wieder. Zum einem in den Parvopotamiden (*Potamogeton pectinatus* L. und *Potamogeton crispus* L.), den Magnopotamiden und den Nymphaeiden (*Potamogeton natans* L.). Die Nymphaeiden besitzen zum Teil große Schwimmblätter, die auf der Wasseroberfläche treiben und sind unter anderem auch durch die Arten *Sagittaria sagittifolia* L. und *Nuphar lutea* (L.) Sm. vertreten. Die Helophyten beinhalten vor allem die beiden Gruppen der Graminoiden und der Herbiden. Innerhalb der Graminoiden befinden sich Arten aus der Familie der Poaceae (Süßgräser), die häufig im Uferbereich wurzeln. Typische Vertreter sind das Rohrglanzgras *Phalaris arundinacea* L., das Schilfrohr

*Phragmites australis* (CAV.) TRIN. Ex STEUDD. und der flutende Schwaden *Glyceria fluitans* (L.) R. BR.. Die Herbiden sind in der Regel krautige Arten, die an wasserreichen Standorten vorkommen.

Diese morphologischen Unterschiede der unterschiedlichen Wuchsformen sind zwangsläufig an das Vorkommen in aquatischen Lebensräumen verknüpft (SCULTHORPE, 1967). Eine Anpassung an erhöhte Strömungsgeschwindigkeiten kann durch die Ausbildung von zerteilten bzw. kleinen Unterwasserblättern geschehen. Da die Blätter von Laubmoosen und foliosen Lebermoosen sehr klein sind, bieten sie einen geringeren Widerstand gegen die Strömung. Gleiches gilt für höhere Gattungen wie *Callitriche* und *Ranunculus*, die einerseits über kleine Blätter oder stark zerteilte Blätter verfügen. Auch ist die Reißfestigkeit der Arten entscheidend, um der mechanischen Belastung von höheren Strömungsgeschwindigkeiten entgegenzuwirken (MADSEN et al, 2001). Schwimmblattpflanzen hingegen besitzen häufig ein Aerenchym, eine umgewandelte Form des Parenchyms, das über große Zellzwischenräume verfügt und somit den Gasaustausch zwischen den über dem Wasser befindlichen Blättern und den untergetauchten Pflanzenorganen verbessert (KADEREIT et al., 2014). Die Verfügbarkeit von Sonnenlicht wird in Gewässern durch mehrere Faktoren beeinflusst. Die Belichtung kann durch Bäume und den Uferbewuchs zumindest bei kleineren Gewässern teilweise sehr stark eingeschränkt werden. In größeren und tieferen Gewässern besteht dieses Problem in der Regel nur selten, dennoch nimmt hier die Sonneneinstrahlung mit steigender Gewässertiefe ab. Zusätzlich kann eine starke Trübung der Gewässer diesen Effekt verstärken. Die Blätter von Schwimmblattpflanzen sind daher relativ groß und fangen das benötigte Sonnenlicht für die Photosynthese noch oberhalb des Wassers auf. Diese Verlagerung der Hauptbiomasse und der lichtabsorbierenden Gewebe in Richtung Wasseroberfläche ist auch bei einigen submersen Arten zu beobachten. So bildet die Art *Myriophyllum spicatum* beispielsweise einen sehr langen Spross aus und bringt somit seine Unterwasserblätter näher an die Oberfläche (BARKO et al., 1982). Auf der anderen Seite besitzen Moose in der Regel eine Photosyntheserate, die schon bei sehr geringen Lichtverhältnissen und niedrigen Temperaturen gesättigt ist. Dieses erlaubt ihnen ein Vorkommen auch in stark beschatteten und kühlen Gewässern. Das Substrat ist ein weiterer wichtiger Faktor, der das Vorkommen von unterschiedlichen Arten beeinflusst. Steinige und felsige Sohlsubstrate, sowie künstliche Substrate aus Beton können nur von Moosen und



Algen genutzt werden (SCULTHORPE, 1967). Für eine dauerhafte Besiedelung auf einem solchen Substrat muss diese lagestabil sein. Folglich kommen nur Steine ab einer gewissen Größe als Haftsubstrat für die Arten in Frage, da diese durch die Wasserbewegung nicht verrutschen. Auf der anderen Seite verhindern grobe Substrate in der Regel eine Verwurzelung bei höheren Pflanzen. Diese sind zumindest auf kleine Lücken mit feinerem Substrat angewiesen, um sich auf Dauer etablieren zu können.

Auch im Bereich der Fortpflanzung gibt es Anpassungen an das aquatische Leben. Makrophyten bilden in der Regel nur unscheinbare Blüten aus, da sie nicht auf die Bestäubung von Insekten angewiesen sind. Allerdings besteht bei der sexuellen Fortpflanzung das Problem der eindimensionalen Verbreitung. Samen und Sporen werden zwangsläufig entlang der Strömungsrichtung transportiert, wenn sie direkt in das umliegende Wasser abgegeben werden. Daher ist eine vegetative Vermehrung vermutlich deutlich häufiger zu beobachten. Dabei erfolgt diese meistens über unterirdische Ausläufer (Rhizome) oder abgetrennte Sprosstiele (GUTOWSKI et al., 2011).

Nährstoffe werden von den Makrophyten sowohl über das Freiwasser, als auch über das Sediment aufgenommen. Das Kohlendioxid als Ausgangsgangstoff der Photosynthese wird in der Regel im gelösten Zustand aus dem Freiwasser aufgenommen. Arten die Schwimmblätter besitzen, nehmen dieses stattdessen über Spaltöffnungen aus der umgebenden Luft auf. Die Konzentration von  $\text{CO}_2$  im Wasser ist dabei abhängig von der Wassertemperatur und der Strömungsgeschwindigkeit des Fließgewässers. In kälteren Gewässern ist der Anteil an gelöstem  $\text{CO}_2$  höher als in wärmeren, gleichzeitig bedingt eine stärkere Strömung eine Verwirbelung der Wasserschichten und somit den leichteren Gasaustausch mit der Luft. Neben freiem  $\text{CO}_2$  nehmen einige aquatische Pflanzen auch Hydrogenkarbonat  $\text{HCO}_3^-$  auf und nutzen dieses als  $\text{CO}_2$ -Quelle für die Photosynthese (MABERLY und MADSEN, 2002). Wassermoose hingegen können aber nur im Wasser gelöstes  $\text{CO}_2$  nutzen und sind deshalb auf hohe Konzentrationen angewiesen, die aus oben genannten Gründen vor allem in Bächen und Quellregionen vorherrschen. Neben Kohlenstoff werden auch weitere Stoffe von den Makrophyten, wie Calcium, Natrium und Chlorid größtenteils über das Freiwasser aufgenommen. Dagegen geschieht die Aufnahme von Phosphat, Stickstoff und Eisen in der Regel über das Sediment (BARKO et al., 1991). Als

Stickstoffquellen dienen Ammonium und Nitrat. Der begrenzende Faktor für das Wachstum ist jedoch in der Regel das Phosphat. Da die Aufnahme von Phosphat und der Gehalt des ortho-Phosphats im Freiwasser nicht direkt zusammenhängen, ergeben sich dennoch Änderungen der Makrophytengesellschaft bei einer erhöhten Nährstoffkonzentration im Wasser (KÖHLER und SCHNEIDER, 2003). Dieses beruht auf der unterschiedlichen Konkurrenzstärke der Arten im Umgang mit eutrophen Verhältnissen. Einige Arten erhöhen somit ihre Wachstumsraten stärker in nährstoffreichen Gewässern als andere (GLÄNZER et al., 1977). Allgemein besitzen die meisten Arten eine sehr geringe Salztoleranz. Somit können steigende Natriumchlorid-Werte zu einem Problem für die Makrophytenvegetation führen. Diese entstehen häufig durch deren direkte Einleitung aus dem Bergbau in die Gewässer. Davon ist in Hessen vor allem die Werra durch den Kaliabbau betroffen. Salztolerante Arten wie *Myriophyllum spicatum* und *Potamogeton pectinatus* können sogar in Brackwasserregionen vorkommen (SCULTHORPE, 1967).

Die bisher beschriebenen Zustände mit denen sich die aquatischen Makrophyten in ihrer Umwelt auseinandersetzen müssen und mit ihnen interagieren wird allgemein unter dem Konzept der ökologischen Nische zusammengefasst. Dabei besitzt jede Art oder Individuum einen Toleranzbereich für bestimmte Umweltbedingungen in dem sie/es besser oder schlechter zurechtkommt (HUTCHINSON, 1957) Da dieser Toleranzbereich für jeden erdenklichen Umweltfaktor definiert werden kann, entsteht ein n-dimensionaler Raum, der die Ansprüche einer Art beschreibt. Ein konkreter Fall für aquatische Makrophyten wäre beispielsweise die Besiedelung eines geeigneten Substrats. Wie bereits beschrieben, tolerieren Rhizophyten nur solche Substrate in denen sie sich dauerhaft verwurzeln können. In der Regel überschneiden sich die Toleranzbereiche von mehreren Arten und sie haben ähnliche Ansprüche an die gegebene Bedingungen. Die daraus entstehende Konkurrenz entscheidet über das Vorkommen der Arten (Abbildung 1). In der Nischenmodellierung macht man sich die Informationen über die Toleranzbereiche und Ansprüche einer Art zu Nutze und berechnet daraus die Wahrscheinlichkeit für das Vorkommen dieser Art an einem bestimmten Ort. Dabei ermöglichen Nischenmodelle die Vorhersage potentieller Vorkommen an Orten mit bekannten Umweltbedingungen, an denen bisher keine Untersuchungen eines realen Vorkommens durchgeführt wurden. Andererseits kann man Zukunftsprognosen für Arten erstellen, die mit einer Veränderung der Umweltbedingungen einhergehen.



**Abbildung 1: Makrophytenvorkommen in der Aar nahe Burg Hohenstein.** Die Aar ist ein Fließgewässer des Typs 5 mit einem überwiegend steinigen Substrat. Hier koexistieren die Art *Fontinalis antipyretica* (dunkelgrüne Polster) und eine Art der Gattung *Callitriche* (hellgrüne Polster) nebeneinander. Die lokalen Vorkommen von *F. antipyretica* sind auf große Steine begrenzt. *Callitriche* hingegen wurzelt in sandigen Bereichen zwischen den Steinen. Beide Arten sind strömungstolerant. Diese Stelle des Gewässers liegt in einem weniger stark beschatteten Bereich, so dass auch *Callitriche* mit diesen Lichtverhältnissen zurechtkommt.

## **Ziel meiner Arbeit**

Das erste Ziel meiner Arbeit ist die Anwendung der beiden Bewertungsverfahren Phylib und NRW-Verfahren auf die bisher, im Rahmen der WRRL, durchgeführten Makrophytenkartierungen des Hessischen Landesamt für Naturschutz, Umwelt und Geologie (HLNUG) der Jahre 2005 bis 2014. Anschließend werde ich das jeweilige Ergebnis für die ökologische Zustandsklasse der Fließgewässer beider Verfahren vergleichen und somit mögliche Unterschiede der Bewertung von Gewässern zwischen beiden Verfahren erfassen. Im zweiten Teil werde ich mich damit befassen, wie die erhobenen Daten in umgekehrter Weise für eine Aussage über die Vorkommen von Makrophyten genutzt werden können. Dafür werde ich die Umweltbedingungen und Nährstoffwerte der Gewässer benutzen und eine Nischenmodellierung für sechs ausgewählte Arten durchführen. Im Rahmen der Modellierung werde ich anschließend potentielle Vorkommen mit der Hilfe von Verbreitungskarten darstellen.

## II Material und Methoden

### 1. Datengrundlage

Die verwendeten Daten wurden durch externe Gutachter im Auftrag des Hessischen Landesamtes für Naturschutz, Umwelt und Geologie (HLNUG) Dezernat W1 –Gewässerökologie im Rahmen des bundesweiten Gewässermonitoring nach der EG-Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRL, 2000) erhoben. Dabei wurden insgesamt 179 Messstellen (MST) (Anhang Tabelle A1) bearbeitet. Die Messstellen sind zufällig über das Bundesland Hessen verteilt und beinhalten alle, in Hessen vorkommenden, LAWA-Gewässertypen. Die Jahre der Probenerhebung waren 2005, 2006, 2008, 2010, 2012, 2014 und 2015. In diesem Zeitraum wurden die ausgewiesenen Messstellen einmalig bzw. mehrmals, meist in der Hauptvegetationsperiode von Mai bis September, nach dem Vorkommen von aquatischen Makrophyten untersucht. Die Probennahme wurde für jede Messstelle in einem Protokollblatt (Anhang Abbildungen A1-A3) festgehalten und anschließend in einer internen Datenbank (BioFliege) abgelegt. Diese Datenbank bildete die Bezugsgrundlage der Daten für meine Arbeit.

Die Daten für die Gewässerchemie wurden ebenfalls durch das HLNUG erhoben und mir freundlicherweise durch das Nachbardezernat W2 - Gewässergüte zur Verfügung gestellt. Da die Gewässerchemie in den meisten Fällen nicht exakt an den verwendeten Makrophyten-Messstelle erhoben wurde, war es nötig einen entfernungsbezogenen Abgleich zwischen Chemie-MST und Makrophyten-MST durchzuführen. Dieser wurde durch eine Mitarbeiterin des HLNUG mit Hilfe von standortgenauen GPS-Daten durchgeführt und mir zur Verfügung gestellt (Anhang Tabelle A2). Anschließend habe ich die passenden Chemie-MST und Makrophyten-MST mit Hilfe von Microsoft Access verknüpft und somit die Standortdaten der Makrophyten mit den jeweiligen Chemieparametern erhalten. Dieses war jedoch nur für einen Teil, der von mir verwendeten biologischen Messstellen möglich, da auf Grund der standortgenauen Zuweisung einige Makrophyten-MST keine passende Chemie-MST besaßen oder andersherum.

Zuerst soll der allgemeine Ablauf der Probenerhebung geschildert werden, da diese als Grundlage für die bereitgestellten Daten dient, die sowohl im Vergleich der beiden Bewertungsverfahren, als auch für die Nischenmodellierung verwendet werden. Anschließend möchte ich kurz auf die Anwendung und die generellen Inhalte der beiden Bewertungsverfahren Phylib und NRW-Verfahren eingehen. Danach werde ich die erforderlichen Schritte für die Aufbereitung der verwendeten Daten beschreiben und wie diese anschließend in der statistische Auswertung und der Nischenmodellierung zur Anwendung gekommen sind. Abschließend wird die Arbeitsweise des genutzten Modellierungsprogramms MaxEnt und die aufeinander folgenden Arbeitsschritte zur Erstellung der Modelle und den darauf basierenden Verbreitungskarten beschrieben.

## **2. Probenerhebung**

Die Messstellen sind durch Rechtswerte und Hochwerte (nach Gaus-Krüger) eindeutig zugeordnet und können so für mehrmalige Probenahmen exakt wiedergefunden werden. An der Messstelle wurden nun alle im Gewässer wurzelnden Gefäßpflanzen bzw. am Substrat haftenden Moose und Algen untersucht. Die Beprobung einer Messstelle geschah im besten Falle immer gegen die Strömungsrichtung, da die Sicht durch aufgewirbeltes Substrat deutlich verschlechtert wurde. Außerdem musste man darauf achten, dass entlang der Probenstrecke keine Zuflüsse oder Einleiter mündeten, da diese punktuell veränderte Umweltbedingungen bedeuten konnten. Die Länge der zu beprobenden Strecke sollte einheitlich für jede Messstelle sein und betrug ca. 100 Meter. Die Proben wurden abhängig von der Gewässertiefe per Hand oder mit einer Harke bzw. einem Rechen eingesammelt und wenn möglich direkt am Gewässer taxonomisch bestimmt. Proben, die nicht direkt bestimmt werden konnten, wurden in beschrifteten Plastikbeuteln aufbewahrt und zu einem späteren Zeitpunkt mit Hilfe von Bestimmungsliteratur und bzw. oder einer lichtmikroskopischen Untersuchung identifiziert. Wenn sämtliche vorkommenden Arten aufgenommen wurden, kehrt man zu seinem Ausgangspunkt zurück und schritt die Probenstrecke erneut ab. Dieses Mal wurde die Abundanz der gefundenen Arten abgeschätzt. Dieses geschah durch die Schätzung der Häufigkeit nach KOHLER (1978a) und des Deckungsgrades nach LONDO (1974) für jedes Vorkommen einer Art. (siehe Tabelle 2 und 3). Die Schätzung nach KOHLER (1978a) soll das relative

Vorkommen einer Art im Gewässer beschreiben und der Deckungsgrad die prozentuale Fläche, die einzelne Arten einnehmen. Bei der Bestimmung des Deckungsgrades kann der abgeschätzte Wert auch über 100% liegen, wenn auf dem Wasser schwebende Arten, wie zum Beispiel *Lemna minor* oder *Spirodela polyriza*, anwesend sind.

**Tabelle 2: Darstellung der Häufigkeitsgrade und des relativen Vorkommen von Arten im Gewässer nach KOHLER (1978a)**

| Häufigkeitsgrad | Vorkommen im Gewässer      |
|-----------------|----------------------------|
| 1               | sehr selten                |
| 2               | selten                     |
| 3               | verbreitet                 |
| 4               | häufig                     |
| 5               | sehr häufig bis massenhaft |

**Tabelle 3: Darstellung des Deckungsgrades und der entsprechenden Deckung in % nach LONDO (1974), leicht verändert**

| Deckungsgrad | Deckung (%) |
|--------------|-------------|
| +            | <1          |
| 0,1          | 1           |
| 0,2          | 1-3         |
| 0,4          | 3-5         |
| 0,7          | 5-10        |
| 1,2          | 10-15       |
| 2            | 15-25       |
| 3            | 25-35       |
| 4            | 35-45       |
| 5            | 45-55       |
| 6            | 55-65       |
| 7            | 65-75       |
| 8            | 75-85       |
| 9            | 85-95       |
| 10           | 95-100      |

**Tabelle 4: Konvertierung der Schätzskalen des Deckungsgrades von Arten nach LONDO (1974), der Häufigkeit nach KOHLER (1978a) und des relativen Vorkommens von Arten nach KOHLER (1978a) in Anlehnung an VEIT & KOHLER (2007)**

| Deckungsgrad | Deckung (%) | Häufigkeitsgrad | Vorkommen im Gewässer      |
|--------------|-------------|-----------------|----------------------------|
| 0.1          | <1          | 1               | Sehr selten, ≤ 3 Pflanzen  |
| 0.2          | 1-3         | 2               | Selten, > 3 Pflanzen       |
| 0.4          | 3-5         | 3               | Verbreitet                 |
| 1-           | 5-10        | 4               | häufig                     |
| 1+           | 10-15       | 4               | häufig                     |
| 2            | 15-25       | 4               | häufig                     |
| 3            | 25-35       | 4               | häufig                     |
| 4            | 35-45       | 4               | häufig                     |
| 5-           | 45-50       | 4               | häufig                     |
| 5+           | 50-55       | 5               | Sehr häufig bis massenhaft |
| 6            | 55-65       | 5               | Sehr häufig bis massenhaft |
| 7            | 65-75       | 5               | Sehr häufig bis massenhaft |
| 8            | 75-85       | 5               | Sehr häufig bis massenhaft |
| 9            | 85-95       | 5               | Sehr häufig bis massenhaft |
| 10           | 95-100      | 5               | Sehr häufig bis massenhaft |

Wenn die Aufnahme aller vorkommenden Arten abgeschlossen war, wurden weitere Standortfaktoren der Messstelle im Protokoll aufgenommen. Neben morphologischen Gewässerparametern, wurden sowohl physikalische Werte, wie die Tiefe und Breite des Gewässer und die Strömung, als auch abiotische Faktoren, wie die Lichtverhältnisse, das Umland und das Substrat an der Messstelle, vermerkt. Zusätzlich wurde das Gewässer sowohl flussaufwärts als auch flussabwärts fotografiert und die Bilder dem Protokoll beigelegt.

### **3. Anwendung der Bewertungsverfahren Phylib und NRW-Verfahren**

Bei Phylib handelt es sich um ein Bewertungswerkzeug, um den ökologischen Zustand eines Fließgewässers zu bestimmen. Dabei werden die Makrophyten als eine Teilkomponente behandelt und bilden gemeinsam mit den Diatomeen und dem restlichen Phytobenthos die Bewertungskomponente „Makrophyten und Phytobenthos“. Für jede Teilkomponente wird ein eigenständiges Ergebnis berechnet und anschließend eine gemeinsame ökologische Zustandsklasse für die



Probenstelle ermittelt. Phylib nutzt nicht die Gewässertypen nach LAWA, sondern eigene Typen, die in der Regel aus mehreren LAWA-Typen zusammengesetzt sind (Anhang Abbildung A4). Für die Bewertung mit Phylib werden die Makrophytenarten in drei Kategorien (A, B, C) eingeteilt und ihre Häufigkeiten nach KOHLER in eine Quantität umgerechnet. Kategorie A beinhaltet Leitarten, die für den jeweiligen Gewässertyp typische Vertreter darstellen sollen. Arten aus der Kategorie B werden als indifferent bezeichnet und spielen bei der Ermittlung des Referenzindex eine neutrale Rolle (siehe Formel 1). Kategorie C beinhaltet Störarten, die auf Grund von unterschiedlichsten Faktoren als nicht-Leitbild konform eingestuft sind.

Formel (1) für die Berechnung des Referenzindex nach Phylib:

$$RI = \frac{\sum A - \sum C}{\sum A + \sum B + \sum C} \times 100$$

Der gebildete Referenzindex (RI) dient als Grundlage für die spätere Bewertung. Phylib verwendet für die Bewertung der Gewässer nur submerse Makrophytenarten, emerse Arten werden nicht berücksichtigt. Weiterhin gibt es einige Fälle in denen Phylib ein nicht gesichertes Ergebnis für eine Probenstelle ausgibt:

- Gesamtquantität der submersen Arten unter 17
- weniger als zwei indikative Taxa (Kategorie A oder C)

Fließgewässer des LAWA-Typ 10 können bisher nicht mit Phylib bewertet werden, da hierfür die nötigen Grundlagen fehlen, jedoch soll hierfür eine Anpassung erfolgen.

Für die Bewertung der Gewässer mit Phylib wurden die Daten direkt aus der Datenbank exportiert. Die Daten waren nach den Jahren der Probenerhebung sortiert und wurden einzeln bearbeitet. Die Bewertung wurde mit der Phylib Software Version 5.3 durchgeführt und die Ergebnisse in einer gemeinsamen Tabelle (Anhang Bemerkung 1) zusammengefügt. Um die Bewertung mit PHYLIB kritischer betrachten zu können, habe ich eine alternative Bewertung vorgenommen. In dieser habe ich für manche Messstellen einen alternativen Gewässertypen gewählt, der mir auf Grund des Gewässereinzugsgebietes und des

Fischregionen-Index als passender erschien. Die eigenen Änderungen der Gewässertypen sind im Anhang hinterlegt (Bemerkung 1).

Das NRW-Verfahren ist ein weiteres Bewertungsverfahren für die Ermittlung der ökologischen Zustandsklasse von Fließgewässern anhand der vorkommenden Makrophyten. Dabei nutzt das NRW-Verfahren im Gegensatz zu Phylib, ausschließlich Makrophyten als Bewertungskomponente. Anders als bei Phylib werden die LAWA-Typen der jeweiligen Probenstelle verwendet. Im NRW-Verfahren werden die Makrophytenarten auf Grund ihrer Morphologie in Wuchsformen unterteilt. Weiterhin basiert die Bewertung der Gewässer auf einem, für das Gewässer üblichen Vegetationstyp, der bei einem naturnahen und ungestörten Zustand vorzufinden wäre. Für die Bewertung werden nun die Dominanzverhältnisse der gefundenen Arten an der Probenstelle bestimmt, indem alle vorkommenden Arten bzw. Wuchsformen anhand ihres Deckungsgrades verglichen werden. Demnach ist eine Art bzw. Wuchsform an der Probenstelle **dominant**, zwei oder mehrere Arten können **codominant** vorkommen und eine oder mehrere Arten sind **subdominant**. Ähnlich wie in Phylib gibt es so genannte Störzeiger, die auf unterschiedliche Störungen des Habitats hinweisen können. Zusätzlich zu den Störzeigern werden noch Gütezeiger unterschieden. Hier handelt es sich um Arten, die vor allem bzw. ausschließlich in sehr niedrig belasteten Gewässern vorkommen. Wenn die Dominanzverhältnisse für die Probenstelle anhand der unterschiedlichen Deckungsgrade der Arten geklärt sind und sowohl Störzeiger als auch Gütezeiger identifiziert sind, wird die Bewertung anhand von Tabellenblättern, die für jeden LAWA-Typ vorhanden sind, durchgeführt. Hierbei werden nun die beschriebenen Vegetationstypen bzw. Pflanzengesellschaften, die für den vorhandenen Gewässertyp vorkommen können, mit den in der Probenahme gefundenen Arten abgeglichen und anhand dessen eine ökologische Zustandsklasse definiert. Diesen Vorgang möchte ich nun an einem Beispiel zeigen.

|                                   |   |
|-----------------------------------|---|
| LAWA-Typ der Messstelle:          | 5   |
| Gefundene Arten mit Deckungsgrad: | <i>Fontinalis antipyretica</i> (> 5%-10%)<br><i>Platyhyponidium riparioides</i> (> 3%-5%)<br><i>Leptodictyum riparium</i> (> 3%-5%) |

Dominanz von *F. antipyretica*. *L. riparium* als Störzeiger subdominant. Kein Gütezeiger vorhanden.

Vegetationstyp für ein Gewässer LAWA-Typ 5 anhand des Tabellenblattes:

*Platyhypnidium riparioides* - *Fontinalis antipyretica* – Typ

Die Moosgesellschaft entspricht dem Leitbild eines Gewässers des Typs 5, somit wäre die Bewertung „sehr gut“. Da jedoch ein Störzeiger vorhanden ist, ist die Bewertung in diesem Beispiel nur „gut“.

Da das NRW-Verfahren auf dem Vorkommen von Vegetationstypen basiert, ermöglicht es auch eine Bewertung für makrophytenfreie Probestellen, da diese in bestimmten Fällen einem natürlichen Zustand entsprechen können. Zudem bietet das Verfahren eine feinere Charakterisierung des beprobten Gewässers, im Vergleich zu Phylib, da es zwischen zwei Ausprägungen (rhitral und potamal), die eine Probestelle besitzen kann, unterscheidet. Aber auch das NRW-Verfahren ist bisher wie Phylib nicht in Lage eine Bewertung für den LAWA-Typ 10 zu tätigen.

Für die Bewertung mit dem NRW-Verfahren wurden die Ergebnisse, die ich mit PHYLIB erhielt, in zwei Tabellen aufgeteilt. Eine Tabelle enthielt nur die Gewässer die erfolgreich mit PHYLIB bewertet wurden konnten, die andere Tabelle alle Gewässer die nicht bewertet werden konnten. Diese Aufteilung half für einen späteren Vergleich beider Verfahren. Die gesamte Bewertung der beiden Datensätze wurde per Hand und mit Hilfe der Anleitung für das NRW-Verfahren (WEYER, K. VAN DE, 2015) für alle Messstellen wie im oben gezeigten Beispiel durchgeführt.

#### **4. Aufbereitung der Protokollparameter**

Aus den Protokollen wurden vier abiotische Faktoren ausgewählt, von denen ich hoffte, dass sie das Vorkommen der Makrophytenarten am besten beschreiben können. Dabei wurden nur Protokolldaten der Messstellen verwendet, an denen mindestens eine Art gefunden wurde. Messstellen die kein Makrophytenvorkommen enthielten wurden nicht berücksichtigt, da ich bei diesen den Grund einer eventuellen Verödung der Vorkommen nicht abschätzen konnte. Die vier abiotischen Faktoren waren die Sohlbeschattung, das Substrat, die

Strömung und die Gewässertiefe. Da einige Protokollblätter nicht vollständig für die vier gewählten Parametern waren, musste ich diese nachträglich ergänzen. Die Sohlbeschattung war durch fünf Werte definiert, welche für die weitere Bearbeitung in Dezimalzahlen von mir geändert wurden (Tabelle 5). Für einen fehlenden Wert für die Sohlbeschattung wurde sinnvollerweise zuerst die Uferbeschattung betrachtet. Wenn diese im Protokoll vom Bearbeiter angegeben wurde, konnte ich von dieser auf die Sohle schließen. Wenn sowohl die Sohlbeschattung, als auch die Uferbeschattung nicht vorhanden waren, wurde die Messstelle für die weitere Untersuchung von mir nicht berücksichtigt.

**Tabelle 5: Konvertierung der Protokollwerte für den Parameter Sohlbeschattung**

| Schattig | Halbschattig | Absonnig | Sonnig | vollsonnig |
|----------|--------------|----------|--------|------------|
| 1        | 2            | 3        | 4      | 5          |

Die Gewässertiefe wurde im Protokoll mit folgenden Werten beschrieben und für die weitere Bearbeitung von mir in Dezimalzahlen umgewandelt (Tabelle 6). Bei fehlenden Werten wurden von mir die Sichttiefe und der LAWA-Typ berücksichtigt und anhand dessen die Werte für die Gewässertiefe ergänzt.

**Tabelle 6: Konvertierung der Protokollwerte für den Parameter Tiefe**

| < 0,1 m | 0,1 – 0,3 m | 0,3- 0,5 m | 0,5 – 1 m | 1 – 2 m | > 2 m |
|---------|-------------|------------|-----------|---------|-------|
| 0,1     | 0,2         | 0,4        | 0,75      | 1,5     | 2     |

Obwohl die Fließgeschwindigkeit als Parameter in den Protokollen aufgenommen werden sollte, fehlten bei einem Großteil der Messstellen die Werte hierfür. Um trotzdem ein Maß für die Fließgeschwindigkeit zu haben, habe ich stattdessen die Strömungsverhältnisse genutzt. Diese wurden in den Protokollen in sechs unterschiedliche Zustände unterteilt und für die weitere Bearbeitung wiederum von mir in ganze Zahlen konvertiert (siehe Tabelle 7).

**Tabelle 7: Konvertierung der Protokollwerte für den Parameter Strömung**

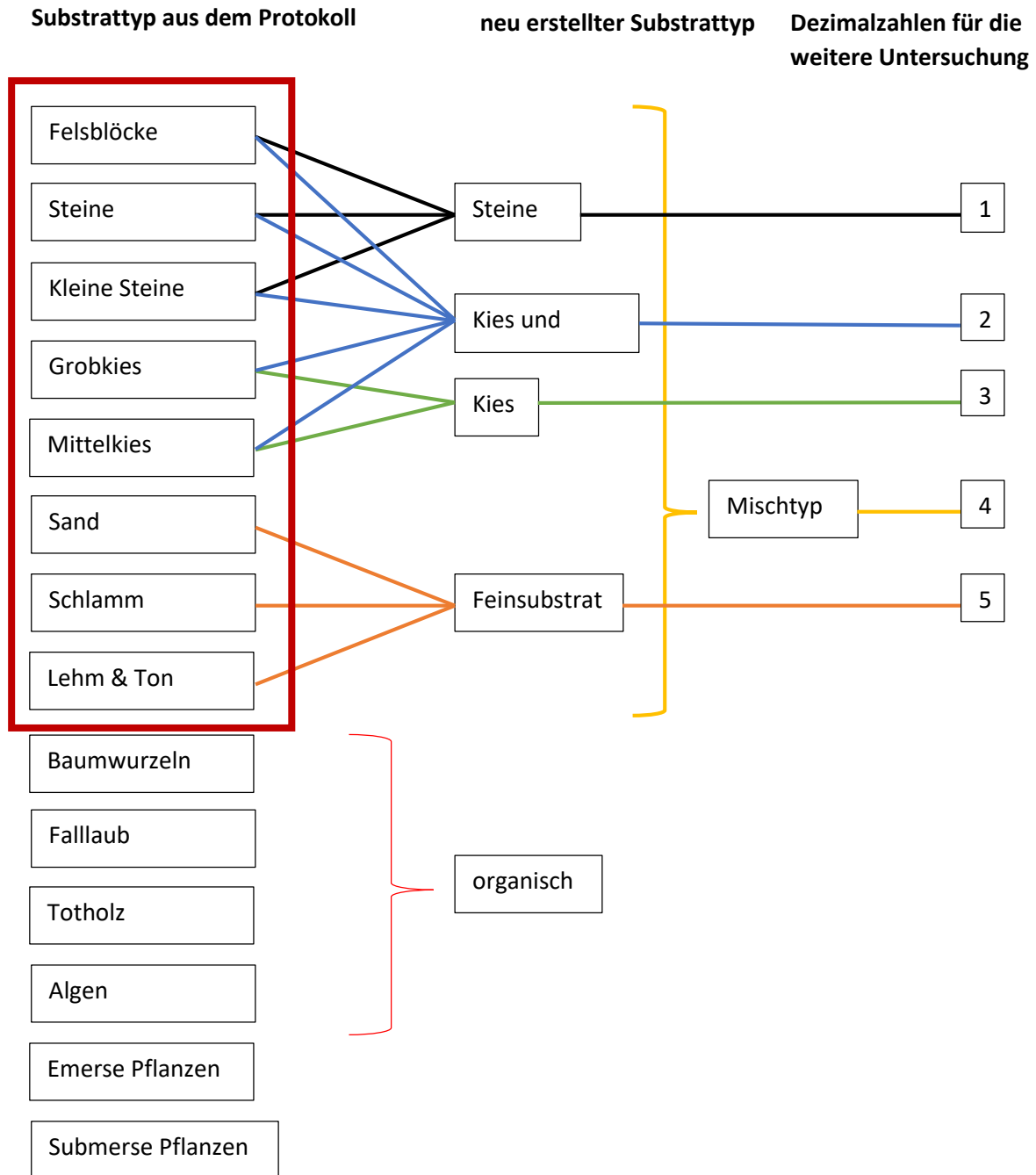
| Sehr turbulent | Turbulent | Turbulent – fließend | Ruhig fließend | Fast stehend | Nicht erkennbar |
|----------------|-----------|----------------------|----------------|--------------|-----------------|
| 1              | 2         | 3                    | 4              | 5            | 6               |

Das Substrat des Gewässers wurde an der Messstelle zwischen seiner Beschaffenheit und seinem jeweiligen Anteil unterschieden. Der Anteil wurde ähnlich wie der Deckungsgrad auf die gesamte Probenstrecke abgeschätzt und die Summe sollte im Idealfall 100% ergeben. Da jedoch nicht nur das eigentliche Substrat wie z.B. Steine, Kies oder Sand in die Gesamtsumme mit einfließen, sondern auch organische Faktoren, die das Substrat während der Probennahme bedeckten, musste ich den jeweiligen Anteil des „echten“ Substrates anpassen. Bei der Anpassung wurde schließlich der Anteil der submersen und emersen Pflanzen von der Gesamtsumme abgezogen und die nun fehlenden prozentualen Anteile auf den vorherrschenden Substrattyp verteilt. Die Anteile für Baumwurzeln, Falllaub, Algen und Totholz wurden beibehalten und als „organisch“ zusammengefasst. Wenn im Protokoll die Gesamtsumme unter 100% lag, wurden wiederum die fehlenden Anteile auf den prozentual höchsten Typ verteilt. Wurde in einem Protokoll das Substrat für die Messstelle gar nicht angegeben, wurde von mir das Substrat anhand von anderen Probenahmen (Makrozoobenthos, Diatomeen und Fische) an der gleichen Messstelle und im selben Jahr ergänzt. Wenn das Substrat für eine Messstelle nicht ermittelt werden konnte, wurde sie von mir für die weitere Bearbeitung nicht berücksichtigt. Anschließend habe ich die Anzahl der Substrattypen reduziert und fünf neue Typen gebildet und diese in Dezimalzahlen umgewandelt (Abbildung 2).

## 5. Statistische Auswertung

### 5.1 Zusammenhang von Häufigkeit und Deckungsgrad

Da die verwendeten Daten über einen längeren Zeitraum und von unterschiedlichen Bearbeitern erhoben wurden, wollte ich einen möglichen Bearbeitereffekt ausschließen können. Da die beiden Schätzwerte für die Abundanz, Häufigkeit und Deckungsgrad, wichtige Kennzahlen für die



**Abbildung 2: Reduzierung der vierzehn Substratkategorien aus den Probenahmeprotokollen und Erstellung von fünf neuen Typen.** In der linken Spalte sind die vierzehn Kategorien aufgelistet, die während der Probenahme unterschieden wurden. Die prozentualen Anteile der Kategorien „emerse Pflanzen“ und „submerse Pflanzen“ wurde auf die Kategorien innerhalb des roten Kastens verteilt, die im Protokoll den höchsten Anteil an der Messstelle aufweisen. Die neuen Kategorien in der mittleren Spalte wurden auf Grund eines Gesamtanteils von über 50% einzelner Kategorien oder mehrerer Kategorien, die im Protokoll verwendet wurden, erstellt. Wenn der Substratanteil z.B. mehr als 50% Steine und kleine Steine an der Messstelle betrug, wurde die Messstelle mit der neuen Kategorie „Steine“ versehen. Der neue Substrattyp „Kies und Steine“ wurde für Messstellen vergeben, in denen die Summe aller Stein und Kies Substrate über 50% lag. Beim „Mischtyp“ erreichten weder eine einzelne Kategorie noch mehrere Kategorien einen Anteil von über 50%. Die Dezimalzahlen von eins bis fünf wurden für spätere statistische Untersuchungen verwendet.

Bewertungsverfahren darstellten und zudem in weiteren Fragestellungen verwendet werden sollten, habe ich diese zuerst hinsichtlich ihrer einheitlichen Aussage über die Abundanz der Arten überprüft. Wie aus Tabelle 4 zu entnehmen ist, sollte sich bei der Probenerhebung ein statistischer Zusammenhang der beiden Werte für die Schätzung der Abundanz ergeben. Da der Deckungsgrad in den Protokollen nicht mit ganzen Zahlen angegeben wurde, habe ich diese für die weitere Bearbeitung, wie für den Parameter Tiefe (Tabelle 6), in Dezimalzahlen umgewandelt. Um, den aus Tabelle 4 gezeigten Zusammenhang zwischen Werten des Deckungsgrad und Werten der Häufigkeit zu finden, habe ich mit Hilfe des Programmes STATISTICA Version 10 eine Spearman Rangkorrelation mit den jeweiligen Wertepaaren durchgeführt. Die Spearman Rangkorrelation wurde aus dem Grund verwendet, da es sich für beide Variablen um ordinale Werte handelte. Zusätzlich habe ich den nichtparametrischen Kruskal-Wallis-Test für unabhängige Gruppen durchgeführt, um damit Unterschiede zwischen den Medianen der Häufigkeiten zu find. Anschließend konnte ich aufgrund des gefundenen Ergebnisses, Werte für den Deckungsgrad, die vor allem in den Protokollen aus dem Jahr 2005 nicht vorhanden waren, anhand des zugewiesenen Wertes für die Häufigkeit aus Tabelle 4 ergänzen.

## **5.2 Zusammenhang zwischen der Sohlbeschattung und der Gesamtdeckung**

Als nächstes habe ich meine Daten auf ein grundlegendes Prinzip der Biologie, dem Zusammenhang zwischen Pflanzenwachstum und der Belichtung, überprüft. Dafür habe ich zuerst die Deckungsgrade aller bewertungsrelevanten submersen und emersen Arten an einer Messstelle addiert. Es ergab sich jedoch ein Problem mit dem Vorkommen der Gattung *Cladophora*, da mit dieser nicht einheitlich über alle Probenjahre verfahren wurde. Ab dem Jahr 2012 wurde das Vorkommen von *Cladophora* nicht mehr bei den Arten dokumentiert, sondern nur noch unter dem Punkt „fädige Grünalgen“. Somit waren auch keine Daten für den Deckungsgrad aus den Probejahren 2012, 2014 und 2015 vorhanden. Aus diesem Grund habe ich die anstehende Untersuchung ohne die Werte der Deckungsgrade für die Gattung *Cladophora* durchgeführt. Für die Beschattung wurden die umgewandelten Werte nach Tabelle 5 für jede untersuchte Messstelle verwendet. Da es sich bei den beiden Parametern um ordinale Werte handelte, habe ich den nichtparametrischen Kruskal-Wallis-Test für unabhängige Gruppen durchgeführt.

### **5.3 Zusammenhang zwischen der Gesamtdeckung und den Strömungsverhältnissen**

Um die Gesamtdeckung in einem weiteren Kontext mit einem abiotischen Faktor zu setzen, habe ich mich für die Strömungsverhältnisse an der Probenstelle entschieden, da diese, wie bereits erwähnt, einen großen Einfluss auf das Vorkommen von Arten besitzen. Hierfür habe ich wieder die einzelnen Deckungsgrade der gefundenen Arten zusammenaddiert (ohne *Cladophora*, siehe Begründung oben). Da auch hier ordinale Werte genutzt wurden, wurde erneut ein Kruskal-Wallis-Test für unabhängige Gruppen, für eine mögliche Abhängigkeit der beiden Parameter, durchgeführt.

### **5.4 Zusammenhang zwischen der Anzahl der Taxa und der Sohlbeschattung**

Um den Einfluss der Belichtung auf das Vorkommen der Makrophyten in einem anderen Ansatz zu überprüfen, habe ich hierfür die Anzahl der einzelnen Arten, die an einer Probenstelle gefunden wurde, benutzt. Dabei wurden, wie bei der Analyse mit der Gesamtdeckung, nur die bewertungsrelevanten Arten verwendet. Die Anzahl der gefundenen Arten pro Messstelle wurden von mir mit Hilfe einer Pivot Tabelle in Excel aufsummiert. Für die Beschattung wurden wiederum die umgewandelten Dezimalzahlen verwendet.

### **5.5 Untersuchung der Umweltparameter für die Nischenmodellierung auf Unabhängigkeit durch Korrelationsanalysen**

Um die Nischenmodelle für die sechs ausgesuchte Arten erstellen zu können, musste ich in einem ersten Schritt die verwendeten abiotischen Parameter gegeneinander korrelieren. Der Grund dafür war, dass jeder Parameter eine eigene Aussage besitzen sollte und somit ein Zusammenhang von mehreren Parametern ausgeschlossen werden konnte. Der Korrelationskoeffizient „r“ sollte dabei zwischen 0,7 und -0,7 liegen, damit ich von unabhängigen Parametern ausgehen konnte. Die gewählten Parameter waren: die Sohlbeschattung, die Strömungsverhältnisse, die Gewässertiefe, das Sohlsubstrat und fünf als allgemeine chemische und physikalische Parameter (ACPs) bekannte Größen, die



Gewässertemperatur sowie der Gehalt von ortho-Phosphat, Ammonium, Chlorid und Nitrat im Freiwasser. Die Werte für die ACPs wurden ab dem Jahre 2007 fortlaufend erhoben. Die Beprobungen waren ganzjährig und mehrmals in einem Monat. Dadurch mussten von mir die große Menge der einzelnen Messungen sinnvoll reduziert und Mittelwerte gebildet werden. Ich habe nur Messungen aus den Monaten Mai bis September genutzt, da diese der Hauptvegetationsperiode der Makrophyten entsprechen. Weiterhin wurden jeweils drei Messungen zufällig aus diesen Monaten ausgewählt und letztendlich ein Mittelwert über die fünf betroffenen Monate für jeden Parameter gebildet. Der Datensatz für die Korrelationsanalysen in denen die ACPs verwendet wurden, war kleiner als der Datensatz in denen ausschließlich die vier Parameter aus den Protokollen der Probenahme verwendet wurden. Der Grund hierfür war die unvollständige Zuweisung von Makrophyten-MST und Chemie-MST, wie ich anfangs erwähnt hatte. Da auch keine Werte der ACPs für das Jahr 2005 zur Verfügung standen, wurden diese Messstellen für die Korrelation mit den ACPs nicht verwendet. Die genaue Anzahl der verwendeten Messstellen für jede Kombination der Parameter sind im Anhang (Abbildung A12) zu finden. Für die Analysen, in denen einer der vier Protokollparameter benutzt wurde, habe ich eine Spearman Rangkorrelation, auf Grund von ordinalen Werten, verwendet. Bei Analysen, in denen nur die ACP verwendet wurden, habe ich eine Korrelation für metrische Werte durchgeführt. Die Ergebnisse für die Korrelationen der einzelnen Wertepaarungen sind in einer Tabelle im Anhang (Tabelle A3) zu finden.

## 6. Nischenmodellierung mit MaxEnt

Für die Nischenmodellierung wurden insgesamt sechs Arten ausgewählt. Die drei Moose *Fontinalis antipyretica* (B), *Platyhypnidium riparioides* (A) und *Leptodictyum riparium* (C) (Abbildung 3A-C) wurden wegen ihrer unterschiedlichen Einstufung nach Phylib (Buchstabe in Klammern) und ihrem vergleichsweise häufigem Vorkommen in den Probenahmen von mir ausgewählt. Bei den anderen drei Arten handelte es sich um die Rhizophyten *Potamogeton pectinatus* (C), *Ranunculus fluitans* (B) und *Callitriche platycarpa* (B) (Abbildung 3D-F). Bei MaxEnt handelt es sich um ein Programm, das es ermöglicht Nischenmodelle und Verbreitungskarten für Arten zu erstellen. Dabei arbeitet es nach der Maximum-Entropie-Methode um Vorkommenswahrscheinlichkeiten zu berechnen. Dafür benötigt es Information



A



B



C



D



E



F

**Abbildung 3: Bilder der sechs Arten für die die Nischenmodellierung durchgeführt wurde.** (A) *Fontinalis antipyretica*. (B) *Platyhypnidium riparioides*, (C) *Leptodictyum riparium*, (D) *Callitriche platycarpa*. (E) *Potamogeton pectinatus* und (F) *Ranunculus fluitans*. (Quelle: NRW-Verfahren zur Bewertung von Fließgewässern mit Makrophyten, WEYER, K. VAN DE, 2015.)

über das tatsächliche Vorkommen (presence) einer Art und die vorherrschenden Umweltbedingungen, an dem Ort, wo die Art gefunden wurde. In meinem Fall waren sowohl presence-Daten (Messstellen an denen eine Art vorkommt) als auch absence-Daten (Messstellen an denen die Art nicht kommt) vorhanden. Aus der Kombination von Vorkommen bzw. nicht Vorkommen und den dabei gegebenen Umweltbedingungen lässt sich somit eine ökologische Nische einer untersuchten Art ableiten. Weiterhin ist MaxEnt in der Lage eine Vorhersage für potentielle Habitate für eine Art zu treffen, wenn Informationen zu den Umweltbedingungen für das unbekannte Habitat vorhanden sind. Mit Hilfe von Programmen, für die Erstellung geografischer Karten, lassen sich daraus potentielle Verbreitungskarten für Arten erzeugen.

### **6.1 Vorbereitung der Datensätze der sechs verwendeten Arten**

Damit MaxEnt korrekt arbeiten konnte, musste ich zunächst meine verwendeten Daten aufbereiten. Dafür habe ich zuerst eine background-Datei erstellt, die für sämtliche Arten verwendet wurde. In der background-Datei waren alle Messstellen enthalten, an denen Makrophyten in hessischen Gewässern gefunden wurden. Die Anzahl der Messstellen betrug 174. Dabei habe ich drauf geachtet, dass jede Messstelle nur einmal vertreten war und doppelte Beprobungen an einer Messstelle aus unterschiedlichen Jahren ausgeschlossen wurden. Die doppelten Beprobungen führten jedoch zu einem großen Problem, das mir erst nach der Erstellung der Modelle aufgefallen war. Durch das Entfernen doppelter Beprobungen kam es zu dem Fall, dass die Werte der abiotischen Parameter aus der background-Datei nicht mit denen der Artenfunde übereinstimmten, wenn die Werte der background-Datei aus beispielsweise dem Probenjahr 2014 stammten, der Artenfund an der gleich Messstelle jedoch aus dem Jahr 2008. Daher musste ich die background-Datei für jede Art eigens anpassen und erhielt so sechs unterschiedliche background-Dateien, mit übereinstimmenden Werte für die Jahre der Artenfunde (Anhang Tabelle A4). Im nächsten Schritt musste ich jede Messstelle mit ihren geografischen Koordinaten, in meinem Fall Rechts – und Hochwerte nach Gauß-Krüger, versehen, da MaxEnt diese Information benötigt, um die Vorkommen der Art mit den Umweltdaten in der Background-Datei in Verbindung bringen zu können. Die background-Datei enthielt somit die Informationen aller Messstellen, unabhängig davon ob eine Art vorkommt oder nicht, bei bekannten

Umweltbedingungen. Damit ich die background-Datei in MaxEnt verwenden konnte, musste ich die Datei ins englische „.csv-Format“ umwandeln. Als nächstes musste ich die benötigten Input-Dateien für die einzelnen Arten erstellen. Diese hatten den gleichen Aufbau wie die background-Datei (Anhang Tabelle A5), enthielten aber jeweils nur die Messstellen an denen die Art wirklich gefunden wurde. Somit waren nun die jeweiligen presence-Daten direkt und die absence-Daten indirekt vorhanden. Die Anzahl der verwendeten Messstellen für jede Art ist in Tabelle 8 dargestellt. Die Input-Dateien wurden genau wie die background-Datei in das englische „.csv-Format“ umgewandelt.

**Tabelle 8: Anzahl der Messstellen (MST) an denen die jeweilige Art gefunden wurde und in der Input-Datei, so wie in den jeweiligen Modellen in MaxEnt genutzt wurden**

| Art                    | Anzahl der MST in der Input-Datei | Genutzte MST im ACP-Modell | Genutzte MST im alternativen Modell |
|------------------------|-----------------------------------|----------------------------|-------------------------------------|
| <i>F. antipyretica</i> | 65                                | 13                         | 65                                  |
| <i>P. riparioides</i>  | 47                                | 9                          | 45                                  |
| <i>L. riparium</i>     | 70                                | 19                         | 69                                  |
| <i>Pot. pectinatus</i> | 40                                | 40                         | x                                   |
| <i>R. fluitans</i>     | 26                                | 8                          | 26                                  |
| <i>Ca. platycarpa</i>  | 37                                | 10                         | 37                                  |

## 6.2 Suche nach dem besten Modell

Zuerst wurde für jede Art das beste Modell gesucht, das sich aus die verwendeten Daten ergab. Das beste Modell sollte die höchste Aussagekraft für die Vorkommenswahrscheinlichkeit einer Art besitzen und dabei so wenig abiotische Parameter wie möglich für die Vorhersage benötigen. Dieses Problem konnte man durch zwei unterschiedliche Herangehensweise lösen. Die erste ist es mit einem Parameter zu starten und in den folgenden Durchläufen jeweils einen weiteren Parameter hinzuzufügen, bis man das beste Modell gefunden hat. Die zweite Variante ist es, mit allen Parametern zu starten und anschließend unwichtigere Parameter wegzulassen. Ich habe mich für meine Auswertung für die zweite Variante entschieden. Wichtig dafür ist der AUC-Wert, der eine Aussage darüber gibt, wie gut das Modell im Vergleich mit einem zufälligen Modell arbeitet und eine Übersicht wie groß der Einfluss jedes Parameters für die Berechnung des Modells

war. Der AUC-Wert liegt dabei zwischen 0 und 1. Bei einem Wert von 0,5 oder weniger wäre das verwendete Modell nicht besser als ein Zufallsmodell oder gar schlechter und somit nicht für eine aussagekräftige Modellierung geeignet. Der Einfluss der Parameter wird durch eine Gesamtsumme von 100% der erklärten Gesamtvarianz dargestellt, in der die Einzelanteile jedes Parameters enthalten sind. Demnach wurde jeweils ein Durchlauf mit allen neun Parametern für jede Art durchgeführt. Als nächstes wurden die Parameter identifiziert, die den geringsten Einfluss (< 5%) auf den AUC-Wert besaßen. MaxEnt liefert nach jedem Durchlauf eine Datei, in der alle relevanten Ergebnisse für die Modellierung dargestellt werden (Anhang Bemerkung 1). Nach der Entfernung der nicht relevanten Parameter führte ich einen zweiten Durchlauf durch. Änderte sich dabei der Wert des AUC gar nicht oder nur geringfügig wurde das neue Modell mit weniger Parametern als besser angesehen. Abschließend habe ich einen weiteren Durchlauf durchgeführt, in dem ich wiederum die Parameter mit dem geringsten Beitrag entfernte, der aber in der Regel über der 5% Grenze lag. Der Grund für diese zusätzliche Analyse bestand darin, zu schauen wie groß der Informationsverlust beim Entfernen vermeintlich relevanter Parameter auf den AUC-Wert tatsächlich war.

Nachdem ich für alle sechs Arten das beste Modell unter Verwendung der allgemeinen chemisch-physikalischen Parameter (ACP-Modell) gefunden hatte, habe ich den oben beschriebenen Vorgang für jede Art nochmals wiederholt. Dieses Mal habe ich aber nur mit den vier Parametern aus den Beprobungsprotokollen gearbeitet. Dieses traf jedoch nicht auf die Art *Pot. pectinatus* zu, da hier schon für die Erstellung des ACP-Modells keiner der ACPs zur Anwendung kam und somit nur die Protokollparameter verwendet wurden. Um spätere Missverständnisse zu vermeiden, habe ich dennoch den Namen „ACP-Modell“ für das Modell der Art *Pot. pectinatus* weiterverwendet. Der Grund für die Erstellung eines zweiten Modells für die restlichen fünf Arten war der, dass MaxEnt für seine Vorhersage des Vorkommens zwar auch mit fehlenden Daten, so genannte missing data, arbeiten kann, jedoch ist die Aussagekraft seiner Berechnungen höher mit kompletten Datenreihen, in denen jeder abiotische Parameter einen definierten Wert besitzt. Da durch den unvollständigen Abgleich der Biologie – und Chemiemessstellen jedoch einige Probestellen missing data für die ACPs aufwiesen, nutzte MaxEnt nur Messstellen mit vollständigen Parametern für die Modellierung. Um aus den oben genannten Gründen einen größeren

Datensatz nutzen zu können und eventuelle Unterschiede zu dem Modell mit allen neun Parametern ausmachen zu können, entschied ich mich für die alternative Modellierung (alternatives Modell). Genau wie im ersten Modell wurden von mir zuerst alle Parameter mit dem geringsten Einfluss (< 5%) entfernt und danach das beste Modell für die alternative Modellierung ermittelt. Die Anzahl der Messstellen die jeweils in den ACP-Modellen und in den alternativen Modellen zur Verwendung kamen, ist in Tabelle 8 dargestellt.

### **6.3 Untersuchung der Varianz der Modelle durch bootstrapping**

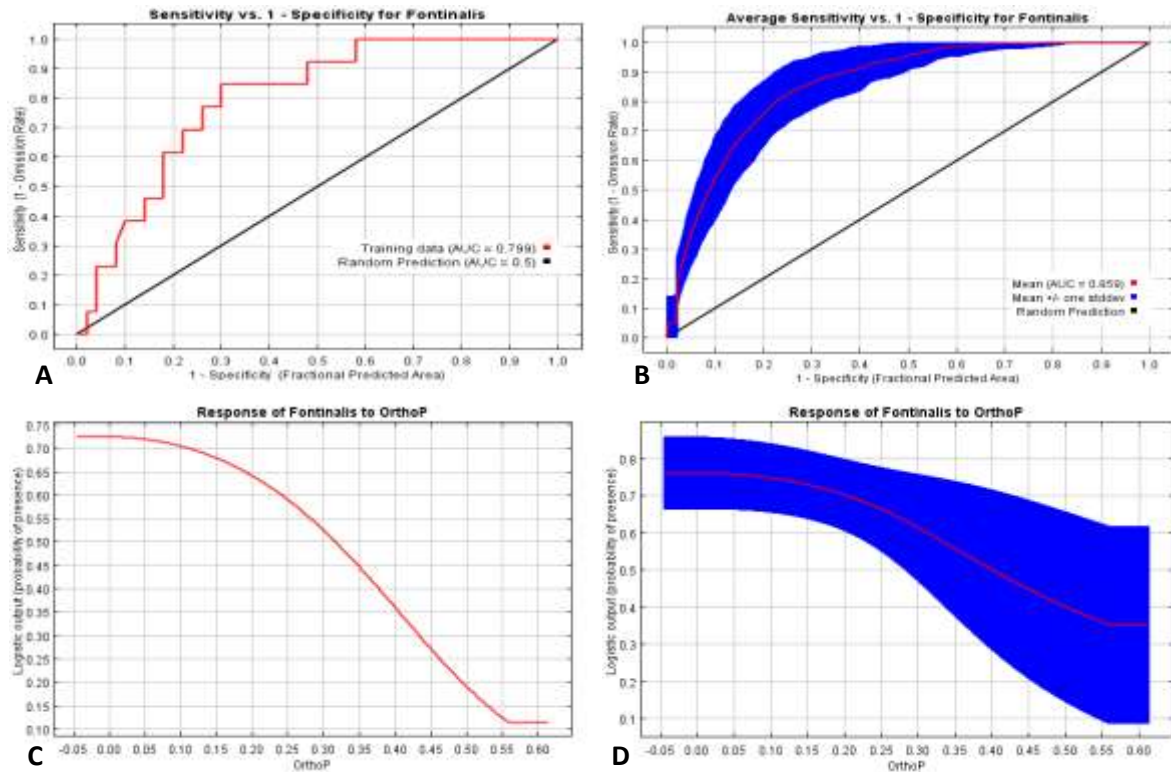
Nachdem ich die besten Modelle aus beiden Modellierungen gefunden hatte, wollte ich zumindest die ACP-Modelle mit einer weiteren Methode untersuchen. Mit Hilfe von bootstrapping können Fehlerbereiche bzw. Varianzen für die Werte des AUC und der verwendeten Parameter erzeugt werden und deren Ergebniskurven sind besser differenzierbar (Abbildung 4). Um die Varianzen berechnen zu können, führt MaxEnt mehrere Durchläufe für ein Modell durch. In meinem Fall habe ich 100 Durchläufe gewählt. Für jeden Durchlauf werden, von den zur Verfügung stehenden Messstellen die jeweils in den ACP-Modellen verwendet wurden (Tabelle 8), zufällig ausgewählte Messstellen für die Modellierung ausgewählt und dadurch eine Vielzahl hypothetischer Modelle, basierend auf der zufälligen Auswahl der Messstellen, berechnet. Da diese Modelle sich in den Werten des AUC und der Ausprägung der abiotischen Parameter unterscheiden, erhält man ein Gesamtmodell, in das die Minimal –bzw. Maximalwerte aller Modelle eingehen.

### **6.4 Überprüfung der MaxEnt-Modelle durch eine „confusion-Matrix“**

Um die Aussagekraft und die Fehleranfälligkeit meiner berechneten Modelle mit einer einfachen und überschaubaren Methode noch einmal zu überprüfen, habe ich für alle elf Modelle eine confusion-Matrix erstellt. In dieser Matrix wird ein Quotient (siehe Formel) aus richtigen und falschen Vorhersagen bei einem gegebenen Fehlerwert gebildet.

Formel (2) für die Berechnung des Quotienten der confusion-Matrix:

$$\frac{(a + d)}{(a + b + c + d)}$$



**Abbildung 4: Ergebniskurven für AUC-Wert und den Parameter ortho-Phosphat für die Art *Fontinalis antipyretica* aus MaxEnt mit und ohne bootstrapping.** (A) und (B) zeigen den AUC für das beste Modell, einmal ohne und einmal mit bootstrapping. Bei (A) ist der AUC exakt 0,799, bei (B) ist er im Mittel 0,859 mit einer Standardabweichung von  $\pm 0,035$ . Die schwarze Gerade steht für einen AUC von 0,5. (C) und (D) zeigen hingegen die Kurven für den Parameter ortho-Phosphat. Dabei steht die x- Achse für den Gehalt von ortho-Phosphat im Freiwasser und die y-Achse zeigt die Vorkommenswahrscheinlichkeit an. (D) verdeutlicht sehr gut, wie groß die Varianz des wahrscheinlichen Vorkommens einer Art für einen bestimmten Wert eines Parameter sein kann.

Dabei steht a für alle richtig vorhergesagten Vorkommen und d für alle richtig vorhergesagten Nicht-Vorkommen. c sind alle falsch vorhergesagte Vorkommen und b alle falsch vorhergesagten Nicht-Vorkommen. MaxEnt berechnet Wahrscheinlichkeiten sowohl für die Messstellen der Inputdatei (a und c) als auch für Messstellen aus der background-Datei (b und d). Diese Wahrscheinlichkeiten musste ich nun in Vorkommen und Nicht-Vorkommen umwandeln. Dafür habe ich einen speziellen Schwellenwert, sogenannten threshold, benutzt, der während der Modellierung durch MaxEnt berechnet wurde. Der von mir benutzte threshold war derjenige für „equal training sensitivity and specificity“. Wahrscheinlichkeiten die gleich oder höher dem Schwellenwert waren, wurden zu Vorkommen und Wahrscheinlichkeiten die unter dem Wert lagen wurden zu Nicht-Vorkommen der Art. Abschließend konnte ich mit der jeweiligen Anzahl von a, b, c und d den



Quotienten für beide Modelle der fünf Arten und für das eine Modell von *Pot. pectinatus* berechnen.

### **6.5 Anwendung der Nischenmodellierung auf unbekannte Habitate – potentielle Verbreitung der untersuchten Arten**

Nachdem ich die Nischenmodellierung für alle sechs Arten abgeschlossen hatte, habe ich mir überlegen müssen, wie ich meine Ergebnisse auf potentielle Habitate, in denen die Arten vorkommen könnten, ausweiten kann. Dafür brauchte ich zu allererst geeignete Habitate und die dazu gehörenden Umweltdaten. Da ich jedoch ausschließlich mit aquatischen Habitaten gearbeitet habe und die Wahl meiner Umweltparameter, durch die Nutzung der HLNUG Daten, sehr speziell war, musste ich dieses berücksichtigen. Ich habe mich daraufhin für die Nutzung der Makrozoobenthos (MZB) Daten entschieden, die das HLNUG auch für das Monitoring im Rahmen der WRRRL erhebt. Die MZB Daten boten dabei die ideale Grundlage, da sie in der Regel die gleichen abiotischen Parameter enthielten und über ganz Hessen beprobt wurden. Damit ich mit den MZB Daten arbeiten konnte, wurden diese, wie für die Makrophyten beschrieben, aufbereitet. Für die Auswertung mit MaxEnt wurden die Messstellen der MZB Daten in einer „layer“-Datei hinterlegt und die Berechnung der Modelle in MaxEnt wiederholt. Die Anzahl der Messstellen in der layer-Datei für die MaxEnt eine Prognose durchführte betrug 126 (Anhang Tabelle A6). Anschließend berechnete ich alle Modelle unter der Verwendung der layer-Datei in MaxEnt erneut und erhielt so die Vorkommenswahrscheinlichkeiten der Arten für die MZB Messstellen.

### **6.6 Erstellung der Verbreitungskarten mit ArcView**

Die graphische Darstellung der Modellierungsergebnisse zu den einzelnen Arten habe ich mit der Geoinformations-Software ArcView Version 10.1 durchgeführt. Da ich für die durchgeführte Modellierung bereits die Rechtswerte und Hochwerte für jede Messstelle genutzt habe, konnte ich meine Ergebnisse aus MaxEnt direkt für die graphische Darstellung nutzen. Um die Überschaubarkeit der Karten zu gewährleisten, musste ich einige sehr kleine Gewässer in Hessen bei der Darstellung weglassen. Durch die Einstellungsmöglichkeiten des verwendeten Programms konnte ich nur Gewässer, die einem bestimmten Typ zu geordnet



waren, entfernen und nicht gezielt einzelne Flüsse oder Bäche. Anschließend habe ich für fünf Arten jeweils zwei Karten für ihre Verbreitung anhand der MZB Messstellen erzeugt und für *Pot. pectinatus* eine Karte. Dabei wurden jeweils das Modell mit den ACPs und das alternative Modell verwendet. Zusätzlich zu diesen elf Karten, habe ich für fünf Arten zwei Karten erstellt, auf denen die tatsächlichen Vorkommen, aus den Beprobungen, und die von MaxEnt berechneten Vorkommen und Nicht-Vorkommen vergleichsweise dargestellt werden. Auf Grund des fehlenden zweiten Modells für *Pot. pectinatus* konnte der Vergleich hierfür nicht dargestellt werden. Diese sollten mir dabei helfen eine Fehleranalyse für die berechneten Modelle anzustellen.

### III Ergebnisse

#### 1. Auswertung der Bewertungsverfahren

Die Anzahl der ausgewerteten Messstellen aus allen Probejahren betrug insgesamt 380. Eine Übersicht der Ergebnisse für beide Bewertungsverfahren ist in Tabelle 9 dargestellt. Die ausführlichen Bewertungen jeder Messstelle beider Verfahren sind im Anhang (Bemerkung 1) hinterlegt, sowie eine vollständige Artenliste aller relevanten Makrophyten die während den Kartierungen in Hessen gefunden wurden (Anhang Tabelle A7).

**Tabelle 9: Übersicht zur Bewertbarkeit von Messstellen mit den beiden Bewertungsverfahren Phylib und NRW**

| Phylib   |                | NRW      |                          |                |
|----------|----------------|----------|--------------------------|----------------|
| bewertet | nicht bewertet | bewertet | nicht eindeutig bewertet | nicht bewertet |
| 277      | 103            | 306      | 67                       | 7              |

Bei Messstellen die mit Phylib nicht bewertet werden konnten, waren während der Beprobung keine Makrophyten gefunden worden, die Gesamtquantität der anwesenden Arten war zu gering oder die Anzahl der A und C Arten war zu gering. Mit dem NRW-Verfahren konnten insgesamt 29 Messstellen mehr bewertet werden als mit Phylib. Für 67 Messstellen wurde mit dem NRW-Verfahren die Bewertung zwar erfolgreich durchgeführt, jedoch war das Ergebnis nicht eindeutig. Die Gründe dafür waren, dass das NRW-Verfahren manche Gewässertypen zusätzlich zwischen rhitral und potamal unterscheidet und ich deshalb für die betroffenen Messstellen, an denen die Ausprägung nicht eindeutig war, zwei Ergebnisse für die ÖZK ermitteln musste. Das gleiche galt für Messstellen bei denen der Grund für das Fehlen von Makrophyten aus den Daten nicht ersichtlich war und somit die ÖZK 1 bzw. 5 oder 6 betragen konnte. Lediglich sieben Messstellen konnte ich gar nicht bewerten, da hier in der Regel die Beprobung nur den Uferbereich umfasste und sie somit nicht aussagekräftig für das Gewässer war.

Um einen generellen Überblick über den Zustand der beprobten Fließgewässer zu bekommen, habe ich in Tabelle 10 die ÖZKs, die sich durch die

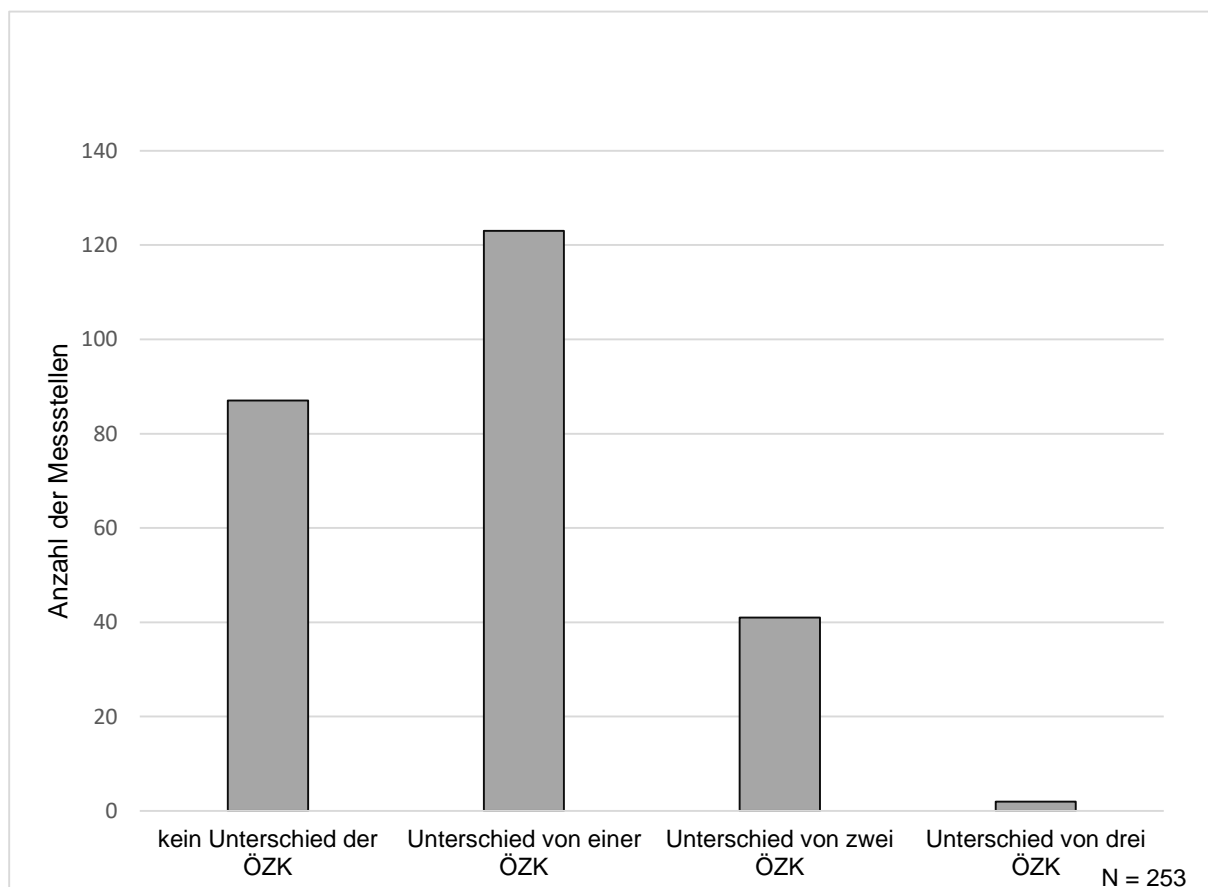
Bewertungsverfahren ergaben, in ihrer jeweiligen Anzahl zusammengestellt. Dabei habe ich zusätzlich den Anteil der Messstellen vermerkt, die nur mit NRW eindeutig bewertet werden konnten und in denen Phylib zu keiner Bewertung gekommen ist.

**Tabelle 10: Anzahl der jeweiligen ÖZKs die sich nach der Bewertung mit beiden Verfahren für die Fließgewässer in Hessen ergaben**

| ÖZK   | Phylib | NRW | Anteil nur NRW |
|-------|--------|-----|----------------|
| 1     | 17     | 54  | 1              |
| 2     | 44     | 30  | 5              |
| 3     | 120    | 48  | 0              |
| 4     | 60     | 154 | 35             |
| 5     | 36     | 20  | 20             |
| Summe | 277    | 306 | 61             |

Einen deutlichen Unterschied zwischen den beiden Bewertungsverfahren sieht man bereits bei der Vergabe einer ÖZK von 1, die dem sehr guten Zustand des Gewässers entspricht. Dieser wurde bei der Anwendung des NRW-Verfahren, im Vergleich zu Phylib, drei Mal so häufig erreicht. Weiterhin sind die Klassen 3 (mäßiger Zustand) und 4 (unbefriedigender Zustand) auffällig, da sich hier die Anzahl, im Vergleich beider Verfahren, deutlich unterscheidet. Der Anteil der nur mit dem NRW-Verfahren bewertet werden konnte, spielt hierbei auch eine Rolle für die Gesamtanzahl von 154. Bei der Vergabe des schlechtesten ökologischen Zustands wird dieses noch deutlicher. Bei diesen 20 Messstellen wurde nur im NRW-Verfahren die Note 5 vergeben. Dies bedeutet im Umkehrschluss, dass die 36 Messstellen die in Phylib, mit schlecht bewertet wurden, eine abweichende Bewertung im NRW-Verfahren haben müssen. Um diese Abweichungen besser verstehen zu können, habe ich die Vergabe von unterschiedlichen ÖZKs für die gleichen Messstellen in einem Diagramm (Abbildung 5) dargestellt. Für 87 Messstellen, die mit beiden Verfahren eindeutig bewertet wurden, ergab sich die gleiche ÖZK. Bei 166 Messstellen ergab sich ein Unterschied von mindestens einer ÖZK nach der Bewertung. Zwei Messstellen wiesen sogar einen Unterschied von drei ÖZKs nach der Bewertung auf. In beiden Fällen war *Cladophora glomerata* die dominierende Art. Durch die große Anzahl der Messstellen die eine unterschiedliche Bewertung erhielten, wollte ich eine qualitative Aussage über eine bessere – bzw. schlechtere Bewertung durch das NRW-Verfahren treffen können. Wie Abbildung 6

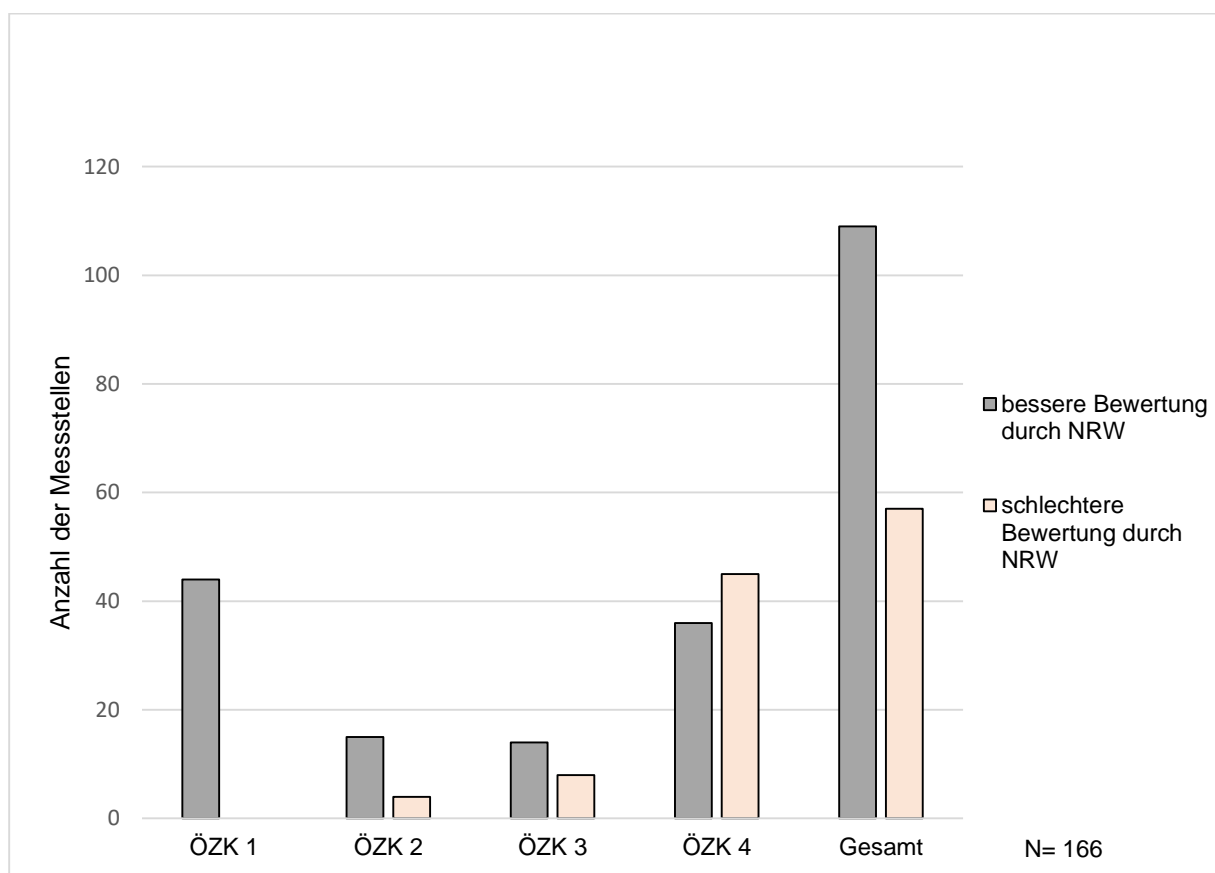
zeigt fielen die Bewertungen durch NRW deutlich häufiger zu Gunsten eines besseren ÖZK als eines schlechteren ÖZK aus.



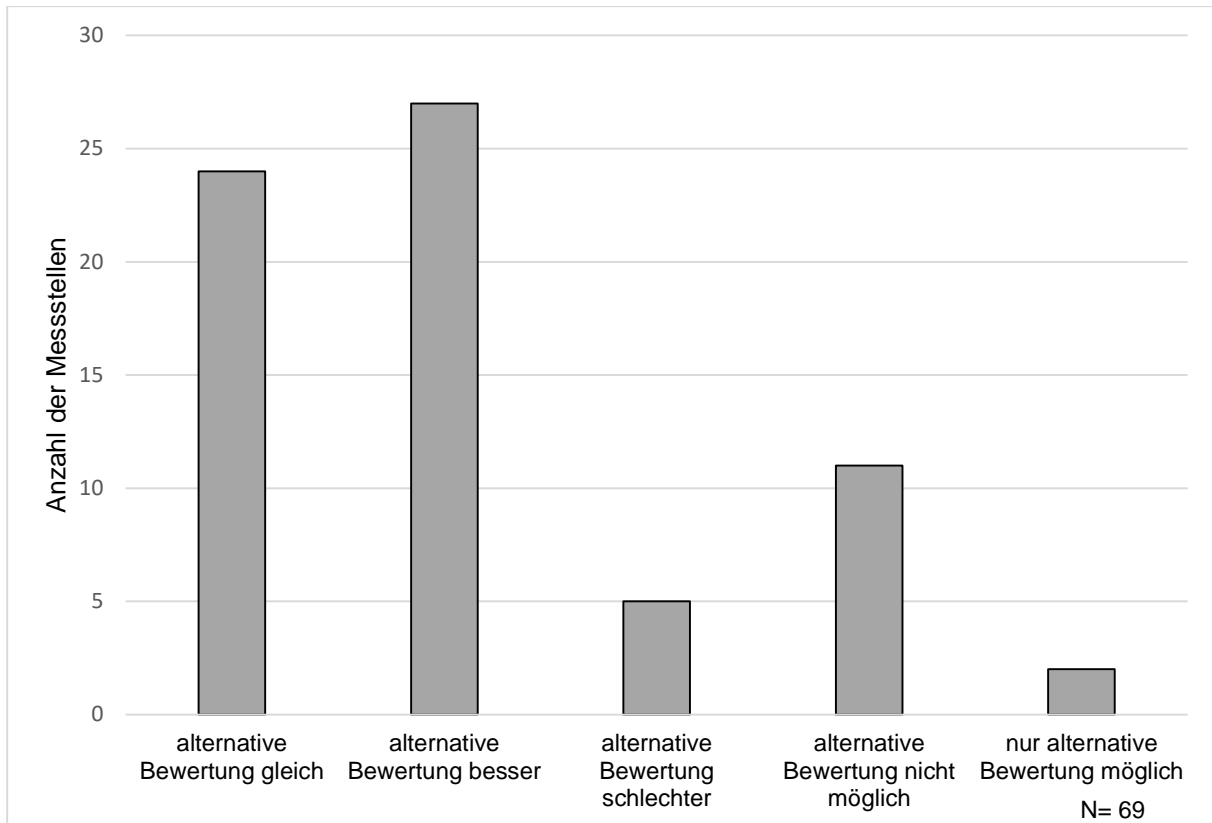
**Abbildung 5: Darstellung der Vergabe von unterschiedlichen ÖZKs für die gleichen Messstellen durch Phylib und das NRW-Verfahren.** 87 Messstellen erhielten in beiden Verfahren die gleiche ÖZK. 123 Messstellen unterschieden sich um eine ÖZK. Bei 41 Messstellen wurde ein Unterschied von zwei ÖZKs gefunden und in zwei Fällen sogar ein Unterschied von drei ÖZKs. Die Gesamtzahl der Messstellen betrug 253.

Insgesamt wurden 109 Messstellen besser und 57 Messstellen schlechter durch das NRW-Verfahren bewertet als durch das Phylib-Verfahren. Dieser Unterschied kommt vor allem durch die häufigere Vergabe eines ÖZK von 1 an den betroffenen Messstellen. Phylib bewertete diese hingegen mit der Note 2 oder Note 3. Gewässer die nach dem NRW-Verfahren mit einer ÖZK von 4 bewertet wurden, hatten vergleichsweise eine etwas bessere Bewertung durch Phylib. 36 von ihnen wurden besser und 45 wurden schlechter durch das NRW-Verfahren bewertet. Wie bereits erwähnt wurde, wurde eine ÖZK von 5, die durch das NRW-Verfahren vergeben wurde, nur an Messstellen gefunden, die nur durch das NRW-Verfahren selber bewertet werden konnten. Somit tauchen diese Messstellen nicht in diesem Ergebnis auf.

Die alternative Bewertung für 96 Messstellen mit Phylib, an denen ich den Gewässertyp anhand des Gewässereinzugsgebietes und des Fischregionen-Index geändert habe, um den Charakter der Messstellen möglicherweise besser beschreiben zu können, ergab einige interessante Ergebnisse (Abbildung 7). Die Anzahl der Messstellen die durch den alternativen Gewässertypen besser bewertet wurden lag bei 27. Nur fünf Messstellen wurden schlechter bewertet. Dafür war die Anzahl der Messstellen, die mit der alternativen Methode nicht bewertet wurden höher (11), als die Anzahl die ausschließlich mit der Alternative bewertet wurden konnten (2).



**Abbildung 6: Vergabe der ökologischen Zustandsklassen nach der Bewertung mit dem NRW-Verfahren, die eine Abweichung im Vergleich mit der Bewertung mit Phylib besaßen.** In 44 Fällen war die Vergabe einer ÖZK von 1 besser als die Bewertung von Phylib an der gleichen Messstelle. Messstellen die nach dem NRW-Verfahren mit einer ÖZK von 4 bewertet wurden, wurden vergleichsweise etwas häufiger durch Phylib besser bewertet. Insgesamt fiel die Bewertung durch NRW 109 Mal besser aus, 57 Mal war sie schlechter. Die Gesamtzahl der Messstellen betrug 166.

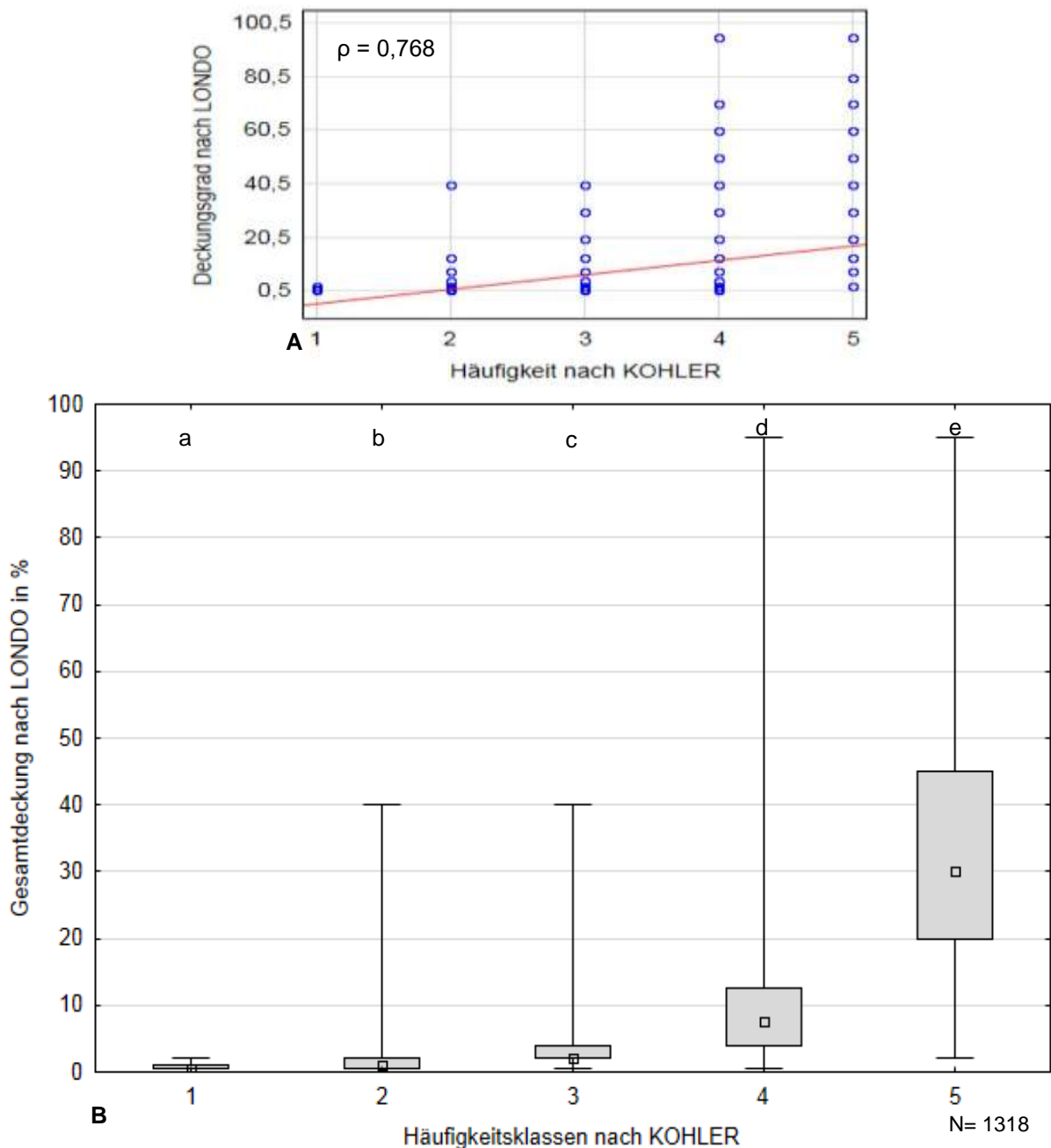


**Abbildung 7: Ergebnis der alternativen Bewertung mit Phylib, in der die Gewässertypen für 96 Messstellen anhand des Einzugsgebietes und des Fischregion-Index verändert wurden.** Bei 24 Messstellen ergab die Änderung des Gewässertyps keinen Unterschied in der Bewertung. In 27 Fällen war die alternative Bewertung besser und in fünf Fällen war sie schlechter. Elf Messstellen konnten mit der Alternative nicht bewertet werden gegenüber der unveränderten Variante. Für 27 Messstellen lieferte weder die eine noch die andere Bewertung ein Ergebnis. Die Gesamtanzahl der bewertbaren Messstellen betrug 69.

## 2. Ergebnisse der statistischen Untersuchungen

### 2.1 Zusammenhang zwischen der Häufigkeitsklasse und dem Deckungsgrad

Die Auswertung mit der Spearman-Rangkorrelationsanalyse für die untersuchten Parameter Häufigkeitsklasse und Deckungsgrad ergab einen signifikanten positiven Zusammenhang mit einem Korrelationskoeffizienten  $\rho = 0,768$  (Abbildung 8A). Bei dem Vergleich von einzelnen Klassen untereinander, also Klasse 1 mit Klasse 2 bzw. Klasse 3 mit Klasse 4, waren diese auch signifikant korreliert. Auch der dazu parallel durchgeführte Kruskal-Wallis-Test zeigte einen signifikanten Unterschied zwischen den Medianen aller getesteten Klassen (Abbildung 8B). Die anschließende Spearman-Rangkorrelation für die ergänzten Werte nach Tabelle 4 lieferte einen leicht höheren Koeffizienten von  $\rho = 0,787$ ,



**Abbildung 8: Scatterplot der Spearman-Rangkorrelation und Boxplot des Kruskal-Wallis-Test für die beiden Variablen Häufigkeitsklasse und Deckungsgrad.** Der Scatterplot (A) zeigt den positiv korrelierten Zusammenhang zwischen den beiden Variablen mit einem Wert für  $\rho$  von 0,768 (signifikant für  $p < 0,05$ ). Der Boxplot (B) zeigt signifikante Unterschiede zwischen den Medianen aller fünf Häufigkeitsklassen. Der Median wird hier durch das kleine Quadrat gekennzeichnet. Die vertikalen Boxen zeigen das q25 und q75. Die Antennen markieren die Minimal – bzw. Maximalwerte. Signifikante Unterschiede werden durch die unterschiedliche kleinen Buchstaben gekennzeichnet ( $p < 0,001$ ).

was aber zu erwarten war (Anhang Abbildung A6). Die ausführliche Teststatistik und die Auswertung der beiden Korrelationen wurden im Anhang hinterlegt (Abbildung A6).

## **2.2 Abhängigkeit der Gesamtdeckung von der Sohlbeschattung und den Strömungsverhältnissen**

Der Kruskal-Wallis-Test ergab keine eindeutigen Ergebnisse für die fünf Zustände der Gewässerbeschattung (Anhang Abbildung A8), an dem vor allem der absonnige Zustand mit seiner kleinen Stichprobengröße schuld war. Da mir auch die Verständnisgrundlage des absonnigen Zustands aus den Protokollen nicht klar ersichtlich war, habe ich diesen für diese Auswertung und alle folgenden nicht weiter verwendet. Somit habe ich für alle Untersuchungen, in denen die Sohlbeschattung verwendet wurde, nur noch die vier Zustände Schattig, Halbschattig, Sonnig und Vollsonnig benutzt. Der erneute Kruskal-Wallis-Test mit nur noch vier Zuständen für die Beschattung ergab signifikante Unterschiede zwischen den Medianen. Die Sohlbeschattung zeigte einen Einfluss auf die Gesamtdeckung der Makrophyten an den untersuchten Messstellen (Abbildung 9). Nur Messstellen, die im sonnigen und vollsonnigen Bereich lagen, unterschieden sich nicht voneinander. Generell nahm die Gesamtdeckung der gefundenen Makrophyten vom schattigen zum vollsonnigen Bereich immer weiter zu. Die Teststatistik für den Kruskal-Wallis-Test mit vier Zuständen ist im Anhang zu finden (Abbildung A7).

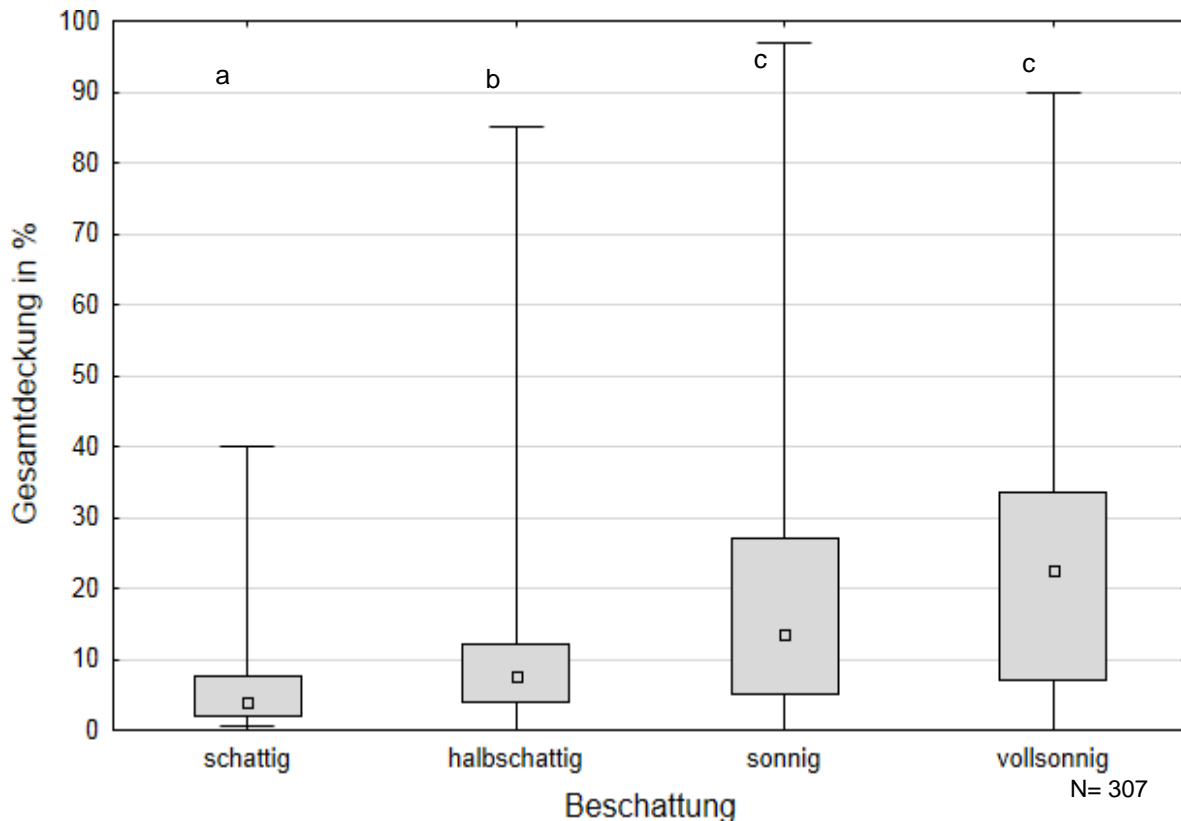
Die Strömungsverhältnisse hatten nur einen geringen Einfluss auf die Gesamtdeckung. Hier unterschieden sich nur Messstellen mit einer nicht erkennbaren Strömung signifikant von denen mit einer turbulenten bzw. fließend-turbulenten Strömung (Abbildung 10). Gewässer mit einer sehr turbulenten Strömung unterschieden sich nicht von den übrigen Strömungsverhältnissen, was vermutlich der sehr geringen Stichprobengröße von vier Messstellen geschuldet war. Somit konnte ich keine eindeutige Zu- bzw. Abnahme der Gesamtdeckung mit abnehmender Strömung beobachten. Die Teststatistiken zu allen Vergleichen sind im Anhang zu finden (Abbildung A9).

## **2.3 Abhängigkeit der gefunden Artenanzahl von der Sohlbeschattung**

Die Anzahl der bewertungsrelevanten Makrophytenarten zeigte einige Unterschiede bei den verschiedenen Beschattungsgraden (Abbildung 11). Im vollsonnigen Bereich wurden im Vergleich mehr Arten gefunden als im schattigen und halbschattigen Bereich. Die Anzahl der Arten an schattigen Messstellen war



hingegen geringer als an sonnigen und vollsonnigen Orten. Der Kruskal-Wallis-Test zeigte keine signifikanten Unterschiede zwischen halbschattigen und sonnigen Messstellen in der Artenanzahl. Die Teststatistik ist im Anhang zu finden (Abbildung A10).



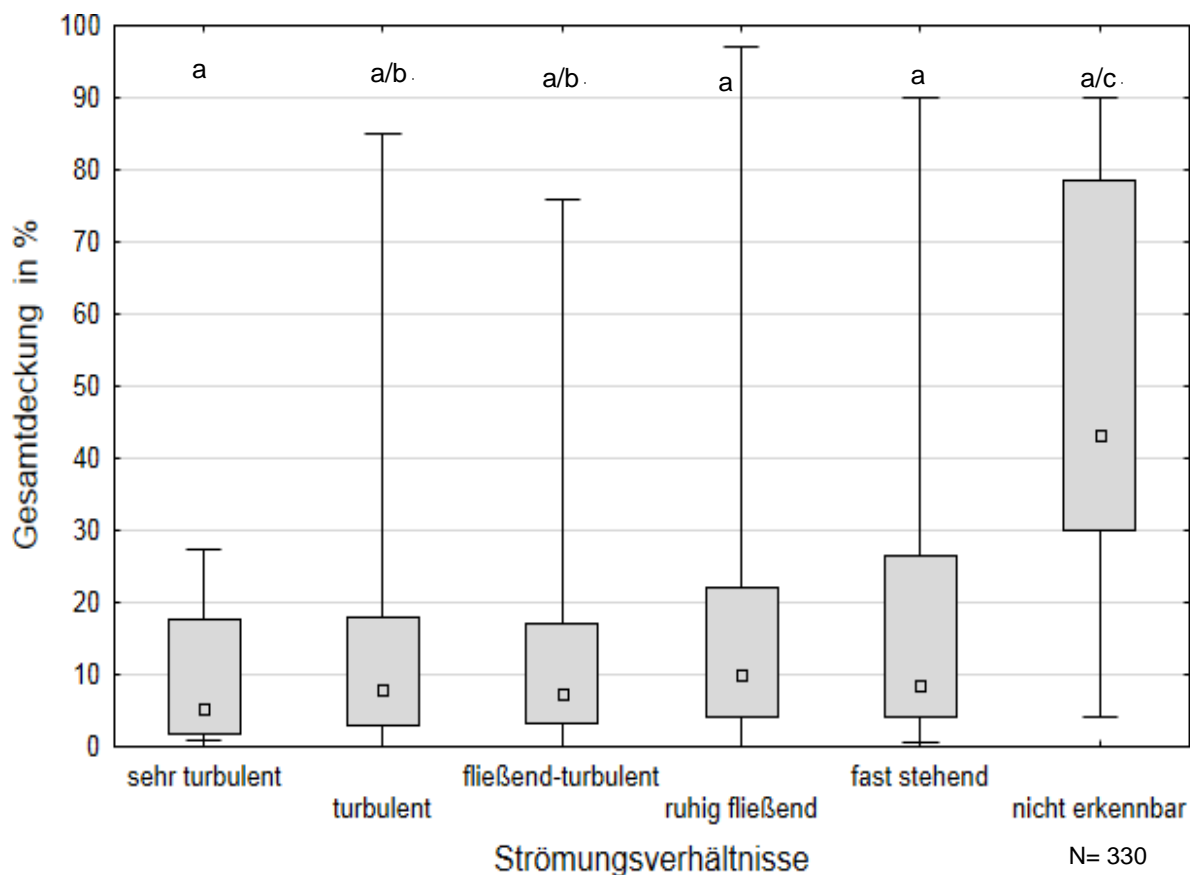
**Abbildung 9: Boxplot zur Darstellung des Zusammenhangs zwischen der Gesamtdeckung und der Sohlbeschattung.** Die Gesamtdeckung der Makrophyten nimmt mit steigender Belichtung der Messstellen zu. Für den sonnigen und vollsonnigen Bereich wurde kein signifikanter Unterschied gefunden. Der Median wird hier durch das kleine Quadrat gekennzeichnet. Die vertikalen Boxen zeigen das q25 und q75. Die Antennen markieren die Minimal – bzw. Maximalwerte. Signifikante Unterschiede werden durch die unterschiedliche kleinen Buchstaben gekennzeichnet ( $p < 0,001$ ).

### 3. Nischenmodellierung

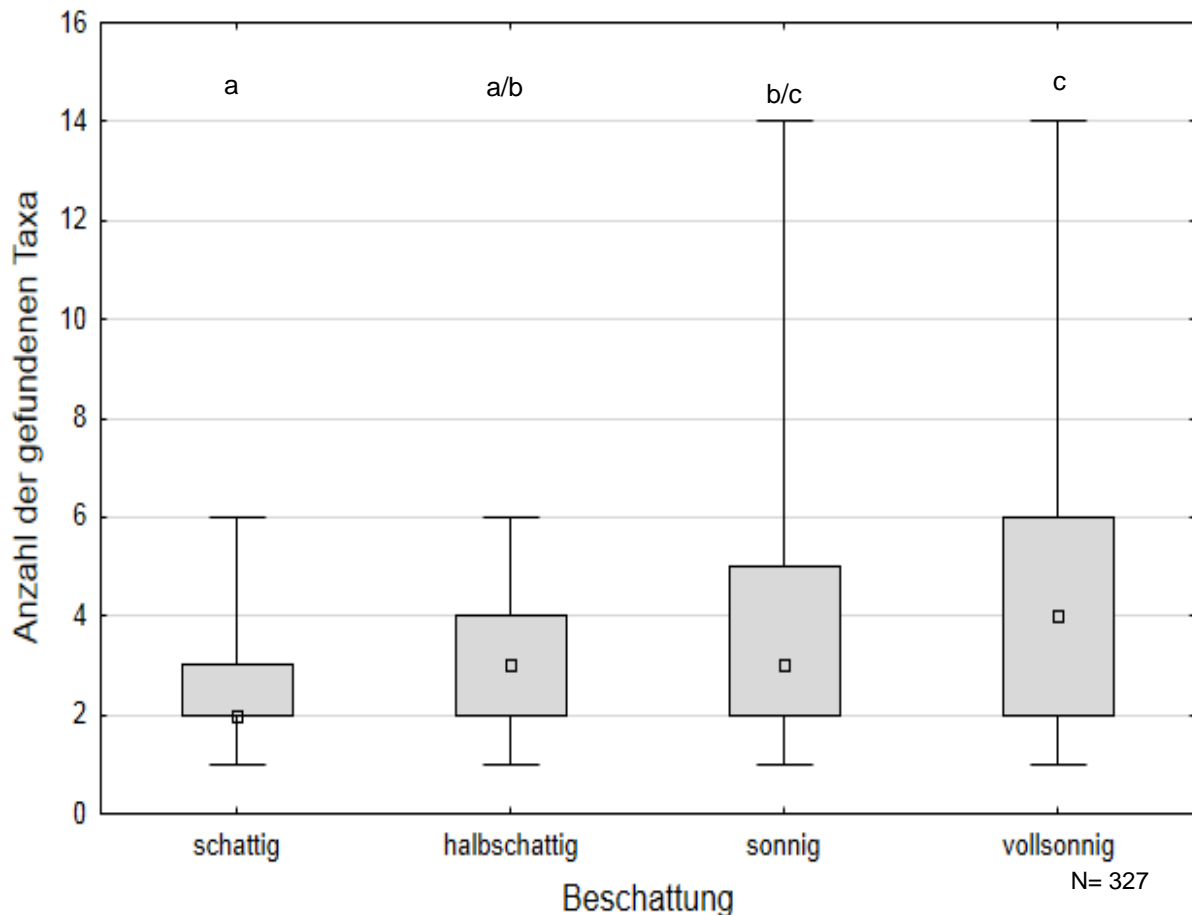
#### 3.1 Ergebnis der Korrelationsanalysen zur Überprüfung der Unabhängigkeit der Modellparameter

Für keine der getesteten Parameterpaarungen konnte ein Korrelationskoeffizient von mehr als 0,7 bzw. weniger als -0.7 gefunden werden. Demnach waren alle verwendeten Parameter für die Modellierung ausreichend statistisch unabhängig voneinander. Einige Parameter waren dennoch stärker als andere miteinander

korreliert. Vor allem die vier Protokollparameter korrelierten signifikant miteinander, bis auf die Paarung Tiefe und Substrat ( $\rho = 0,085$ ). Die höchste Korrelation besaß die Paarung Tiefe und Beschattung ( $\rho = 0,537$ ). Bei den ACPs korrelierte lediglich die Temperatur signifikant mit dem Nitratgehalt ( $\rho = -0,206$ ) und der Strömung ( $\rho = 0,403$ ). Eine Tabelle mit allen Parameterpaarungen und den dazu gehörigen Korrelationskoeffizienten wurde im Anhang hinterlegt (Tabelle A3).



**Abbildung 10: Boxplot zur Darstellung des Zusammenhangs zwischen der Gesamtdeckung und den vorherrschenden Strömungsverhältnissen an den beprobten Messstellen.** Eine Zu- bzw. Abnahme der Gesamtdeckung konnte man nur bedingt beobachten. Lediglich Messstellen mit einer nicht erkennbaren Strömung, unterschieden sich von Messstellen mit einer turbulenten bzw. fließend-turbulenten Strömung in Form einer höheren Gesamtdeckung. Der Median wird durch das kleine Quadrat gekennzeichnet. Die vertikalen Boxen zeigen das q25 und q75. Die Antennen markieren die Minimal – bzw. Maximalwerte. Signifikante Unterschiede sind durch die unterschiedliche Kombinationen a/b und a/c dargestellt ( $p < 0,0035$ ).



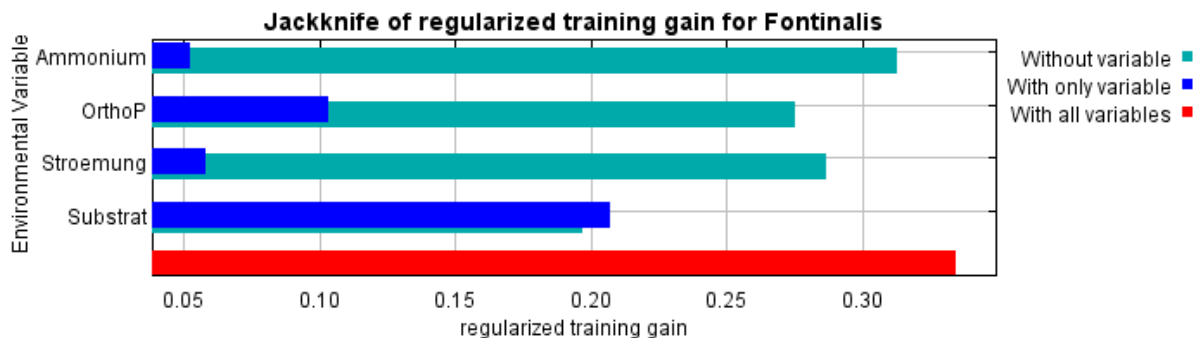
**Abbildung 11: Boxplot für die Darstellung des Zusammenhangs zwischen der Artenanzahl in Abhängigkeit der Sohlbeschattung der Gewässer.** Die Artenanzahl war sowohl in sonnigen als auch in vollsonnigen Gewässern höher als in schattigen Gewässern. Hingegen waren zwischen halbschattigen und schattigen Messstellen keine Unterschiede zu finden. Das gleiche galt für die Artenanzahl in sonnigen und vollsonnigen Bereichen. Der Median wird hier durch das kleine Quadrat gekennzeichnet. Die vertikalen Boxen zeigen das q25 und q75. Die Antennen markieren die Minimal – bzw. Maximalwerte. Signifikante Unterschiede sind durch kleine Buchstaben gekennzeichnet die voneinander abweichen ( $p < 0,001$ ).

### 3.1 Ergebnisse für die ACP-Modelle und die alternativen Modelle für die sechs untersuchten Arten

#### ***Fontinalis antipyretica***

Für das Laubmoos *F. antipyretica* ergab das ACP-Modell einen AUC von 0,779 (kein bootstrapping, keine Testdaten, jackknife aktiviert). Die Reihenfolge der bedeutenden Parameter war: Substrat, ortho-Phosphat, Strömung und Ammonium. Das Substrat war hierbei mit ca. 55,2% der mit Abstand einflussreichste Parameter. Die Anteile für den ortho-Phosphat-Gehalt und der Strömung lagen bei 24% bzw. 13,2%. Der Ammonium-Gehalt hatte mit 7,5% den geringsten Einfluss an der Erstellung des Modells. Die Anteile dieser Parameter

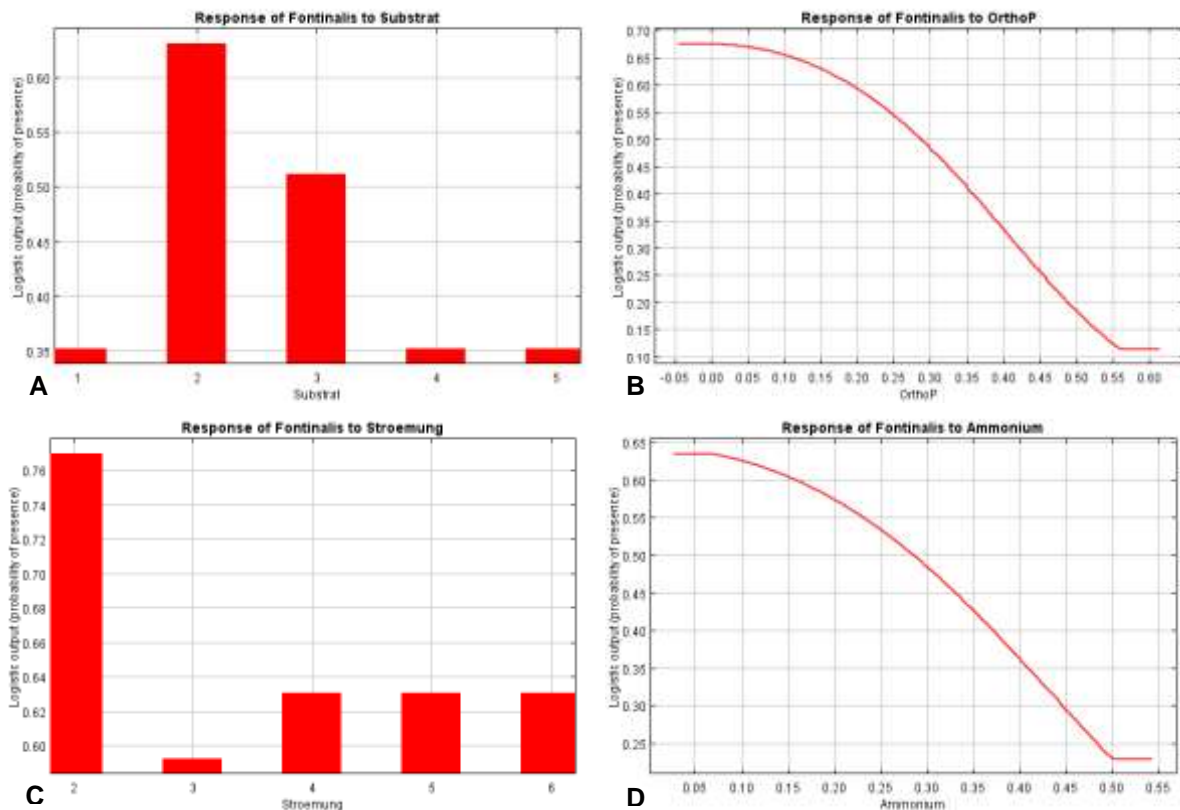
konnten in der im Programm MaxEnt implementierten Jackknife-Analyse bestätigt werden (Abbildung 12).



**Abbildung 12: Darstellung des Informationsgehalts der verwendeten Parameter für das ACP-Modell der Art *F. antipyretica* mittels Jackknife-Methode.** Das Substrat zeigte hierbei den größten Einfluss. Anhand des türkisen Balkens lässt sich erkennen, dass das berechnete Modell ohne den Parameter Substrat deutlich an Informationen verloren hätte. Auf der anderen Seite bestimmt das Substrat maßgeblich das Gesamtergebnis des Modells (blauer Balken). Die restlichen drei Parameter zeigten einen geringeren Informationsgehalt für das Vorkommen der Art.

Laut der Modellierung war die Vorkommenswahrscheinlichkeit für ein Substrat aus Kies und Steinen am höchsten (Abbildung 13A). Je feiner das Substrat wurde, desto mehr nahm diese ab. Für den Gehalt von ortho-Phosphat wurde eine höhere Vorkommenswahrscheinlichkeit für niedrige Werte gefunden (Abbildung 13B). Das gleiche galt für den Gehalt von Ammonium (Abbildung 13D). Die optimalen Strömungsverhältnisse lagen im Bereich einer turbulenten Strömung, obwohl auch langsamer fließende Stellen nicht komplett ausgeschlossen werden konnten (Abbildung 13C). Die bootstrapping Methode für das ACP-Modell von *F. antipyretica* ergab für die gleichen Parameter einen AUC von 0,831 (bootstrapping, keine Testdaten, jackknife aktiviert). Dabei lag die Standardabweichung bei  $\pm 0,049$ . Somit lag das ACP-Modell ohne bootstrapping außerhalb des Fehlerbereiches. Auch hier war das Substrat der mit Abstand wichtigste Parameter. Der Einfluss des ortho-Phosphat-Gehalts nahm ab und hatte mit 15,6% den niedrigsten Wert. Das alternative Modell kam auf einen AUC von 0,780 (kein bootstrapping, keine Testdaten, jackknife aktiviert) und es wurden nur noch zwei der ursprünglichen vier Parameter mit einem Einfluss über 5% gefunden. Diese waren das Substrat und die Tiefe. Dabei war das Substrat mit 82% der bestimmende Parameter. Für das Substrat konnte man hohe Wahrscheinlichkeiten für die groben und mittelgroben Substrate beobachten und eine deutliche Abnahme hin zu sandigen bzw. schlammigen Sohlen. Bei der Tiefe nahm die

Vorkommenswahrscheinlichkeit zuerst bis zu einer Tiefe von 0,6 Metern leicht zu und fiel danach ab (Abbildung 14).

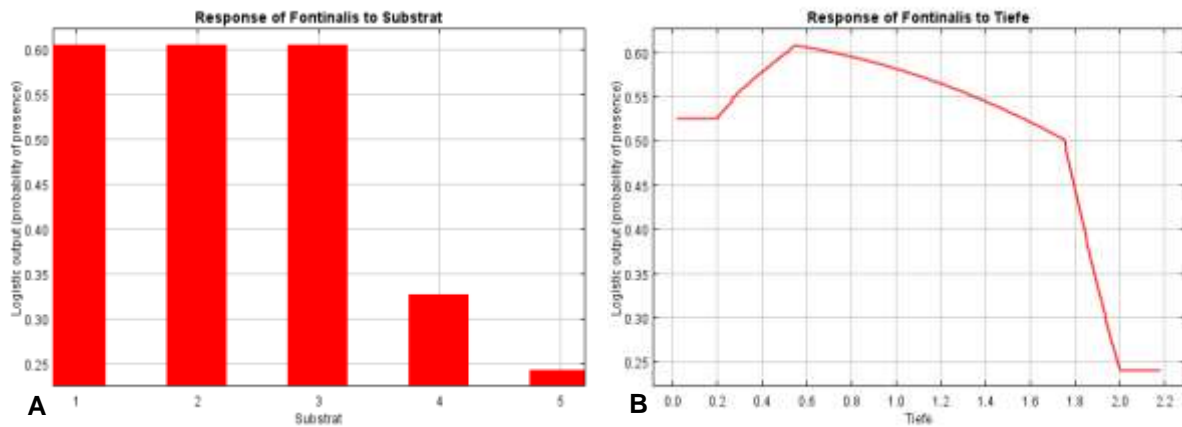


**Abbildung 13: Plots der vier Parameter aus dem ACP-Modell für die Art *F. antipyretica* zur Darstellung der Vorkommenswahrscheinlichkeit.** (A) Das Substrat wurde als wichtigster Parameter identifiziert. Dabei wurde die höchste Vorkommenswahrscheinlichkeit (jeweils y-Achse) bei einem, aus Steinen und Kies bestehenden Substrat gefunden. (B) Das ortho-Phosphat zeigte eine abnehmende Kurve für das Vorkommen der Art von niedrigen zu höheren Werten. (C) Für die Strömung war ein Optimum bei Probestellen mit turbulenten Strömungsverhältnissen zu erkennen. (D) Die Kurve für den Ammonium-Gehalt zeigte, ähnlich wie beim ortho-Phosphat, eine abnehmende Vorkommenswahrscheinlichkeit für steigende Werte.

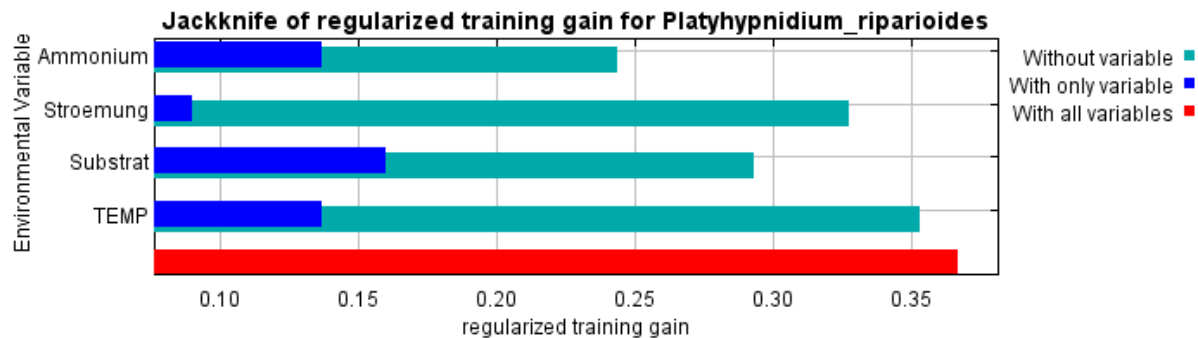
### ***Platyhypnidium riparioides***

Das ACP-Modell erreichte für das zweite untersuchte Moos *P. riparioides* einen AUC von 0,824 (kein bootstrapping, keine Testdaten, jackknife aktiviert). Die einflussreichsten Parameter waren Ammonium, Substrat, Strömung und die Wassertemperatur. Dabei hatten der Ammonium-Gehalt (35,8%) und das Substrat (39%) eine ähnlich hohe Bedeutung im Modell. Die Analyse durch die Jackknife-Methode unterstützte dieses Ergebnis. Obwohl der Einfluss der Temperatur nur bei

5,2% lag, war der Informationsgehalt dennoch ähnlich hoch wie der des Ammoniums (Abbildung 15).



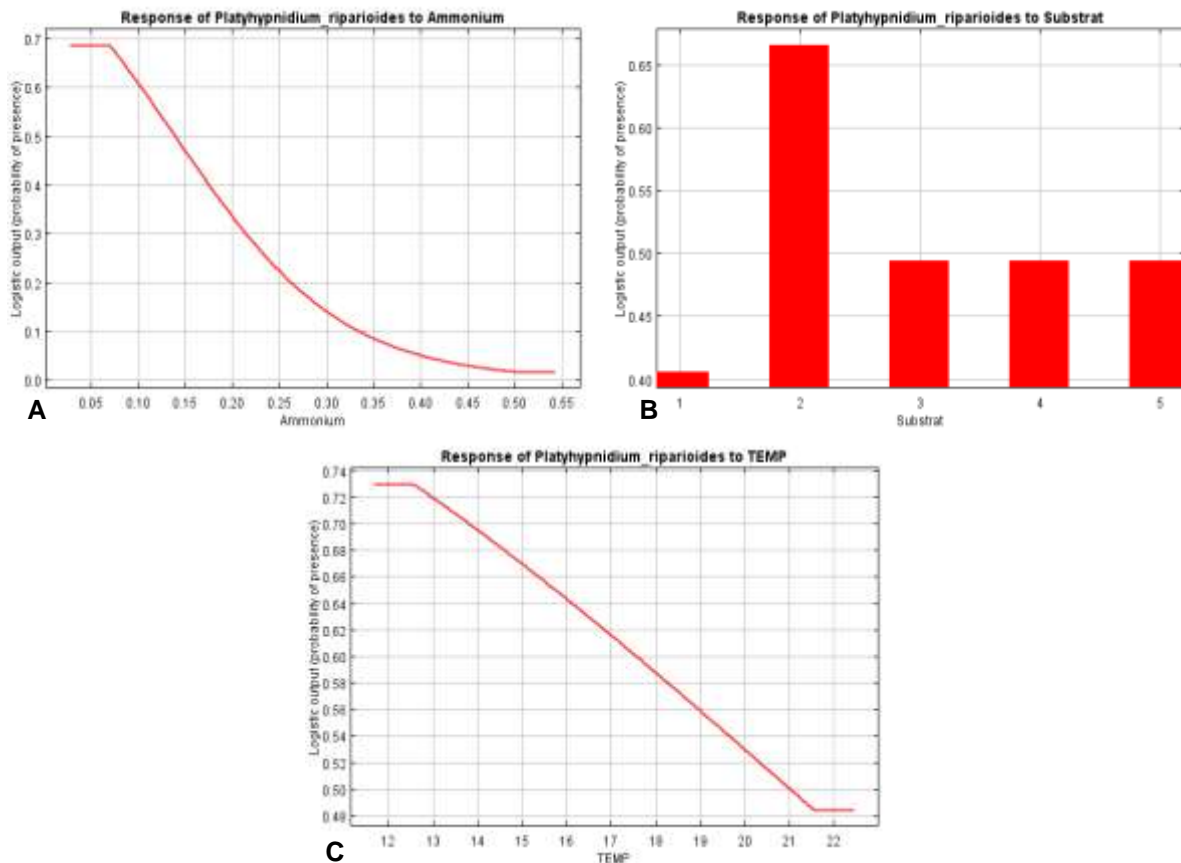
**Abbildung 14: Plots der beiden Parameter Substrat und Tiefe aus dem alternativen Modell für die Art *F. antipyretica* zur Darstellung der Vorkommenswahrscheinlichkeit.** (A) Die Vorkommenswahrscheinlichkeit war für grobe Sohlsubstrate deutlich höher als für feinere Substrate. (B) Mit steigender Gewässertiefe konnte eine Abnahme des Vorkommens beobachtet werden. Dies galt jedoch erst ab einer Tiefe von 0,6 Metern.



**Abbildung 15: Darstellung des Informationsgehalts der verwendeten Parameter für das ACP-Modell der Art *P. riparioides* mittels Jackknife-Methode.** Man sieht, dass drei Parameter einen ähnlich großen Informationsgehalt für die Berechnung des Modells hatten. Das Substrat besaß dabei den höchsten Wert als einflussreichster Parameter. Der Ammonium-Gehalt und die Wassertemperatur steuerten gleich viele Informationen bei, jedoch war der Verlust an Informationen durch Entfernen des Parameters Ammonium mit Abstand am höchsten.

Die Vorkommenswahrscheinlichkeit änderte sich deutlich mit zunehmenden Ammonium-Gehalt. Bei niedrigen Werten betrug sie um die 70%, bei hohen Werten hingegen ging sie gegen Null (Abbildung 16A). Das höchste Vorkommen wurde ähnlich wie bei *F. antipyretica* für Substrate aus Steinen und Kies gefunden (Abbildung 16B). Die Wassertemperatur zeigte einen Einfluss auf die Vorkommenswahrscheinlichkeit innerhalb des Bereichs von 12 °C bis 22 °C. Hier lag der Unterschied bei über 35% (Abbildung 16C) zu Gunsten niedriger

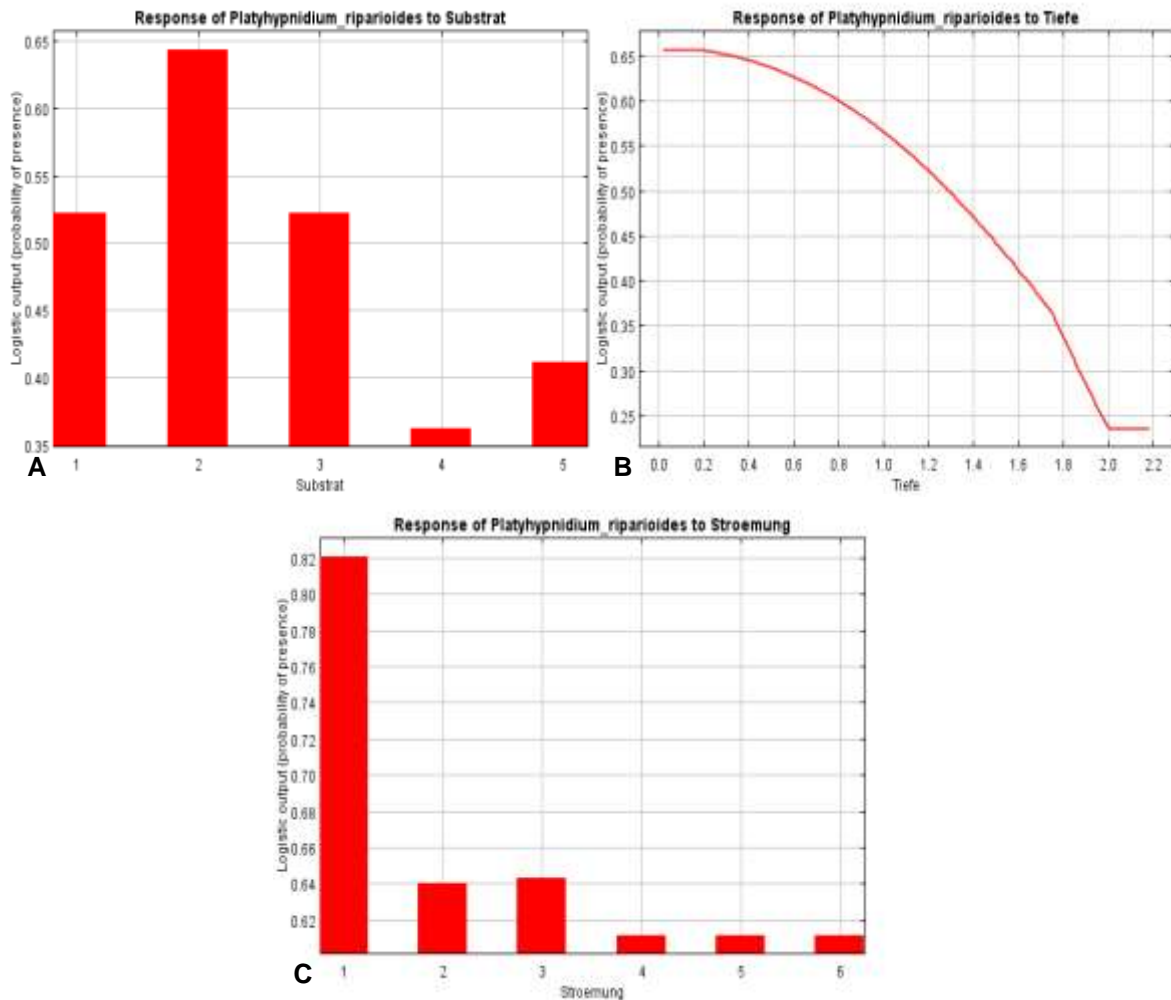
Temperaturen. Bootstrapping für das ACP-Modell ergab einen AUC von 0,859 (bootstrapping, keine Testdaten, jackknife aktiviert) mit einer Abweichung von  $\pm 0,048$ . Der einflussreichste Parameter war das Substrat (36,8%) gefolgt vom Ammonium-Gehalt (27,5%), die Strömung und die Wassertemperatur lagen mit weniger Einfluss dahinter.



**Abbildung 16: Plots von drei der vier Parameter aus dem ACP-Modell für die Art *P. riparioides* zur Darstellung der Vorkommenswahrscheinlichkeit.** (A) Deutliche Abnahme der Vorkommenswahrscheinlichkeit für steigenden Ammonium-Gehalt im Freiwasser. (B) Ähnlich wie bei *F. antipyretica* ergab sich für das Substrat die höchste Wahrscheinlichkeit für grobe Sohlmaterialien. (C) Für niedrige Temperaturen war das Vorkommen der Art um über 35% wahrscheinlicher als für höhere Temperaturen.

Für das alternative Modell lag der AUC bei 0,709 (kein bootstrapping, keine Testdaten, jackknife aktiviert). Als Modellparameter wurde keiner der vier ursprünglichen Parameter verworfen. Davon war das Substrat mit 43,4% der einflussreichste Parameter. Die Tiefe erreichte einen Wert von 33%, obwohl sie im ACP-Modell nicht zu den Modellparametern gehörte. Ähnlich wie im alternativen Modell von *F. antipyretica* gab es eine deutliche Abnahme der Vorkommenswahrscheinlichkeit hinzu feineren Substraten und steigender

Gewässertiefe (Abbildung 17A und 17B). Den höchsten Wert für die Strömungsverhältnisse erreichte sie für sehr turbulente Bereiche (Abbildung 17C).



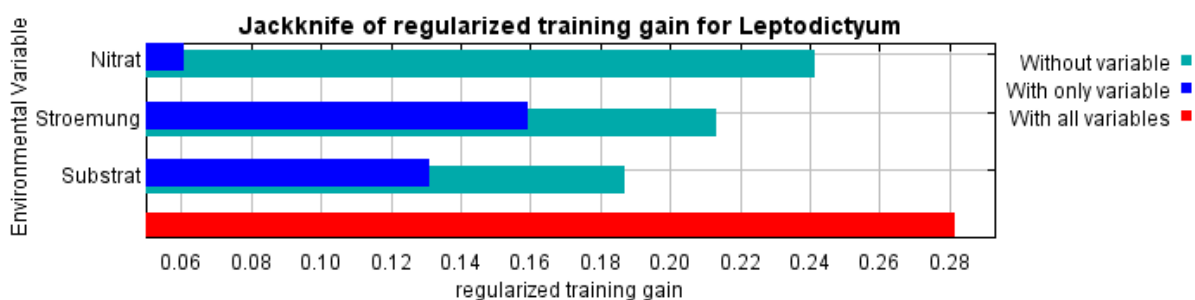
**Abbildung 17: Plots von drei der vier Parameter aus dem alternativen Modell für die Art *P. riparioides* zur Darstellung der Vorkommenswahrscheinlichkeit.** (A) Grobe Substrate aus Steinen und Kies erhöhen die Wahrscheinlichkeit des Vorkommens der Art. (B) Mit zunehmender Gewässertiefe sinkt die Vorkommenswahrscheinlichkeit. (C) Für sehr turbulente Strömungsverhältnisse ist das prognostizierte Vorkommen am höchsten.

### ***Leptodictyum riparium***

Für das ACP-Modell des dritten Mooses *L. riparium* ergab sich ein AUC von 0,753 (kein bootstrapping, keine Testdaten, jackknife aktiviert). Das Modell benutzte drei Parameter: das Substrat, die Strömung und den Gehalt vom Nitrat. Dabei waren die Anteile von der Strömung (42,7%) und des Substrats (42,2%) fast identisch. Neben den anderen beiden Parametern erreichte nur das Nitrat einen Wert von über 5% (14,9%). Durch die Jackknife-Analyse wurden diese Anteile nochmals



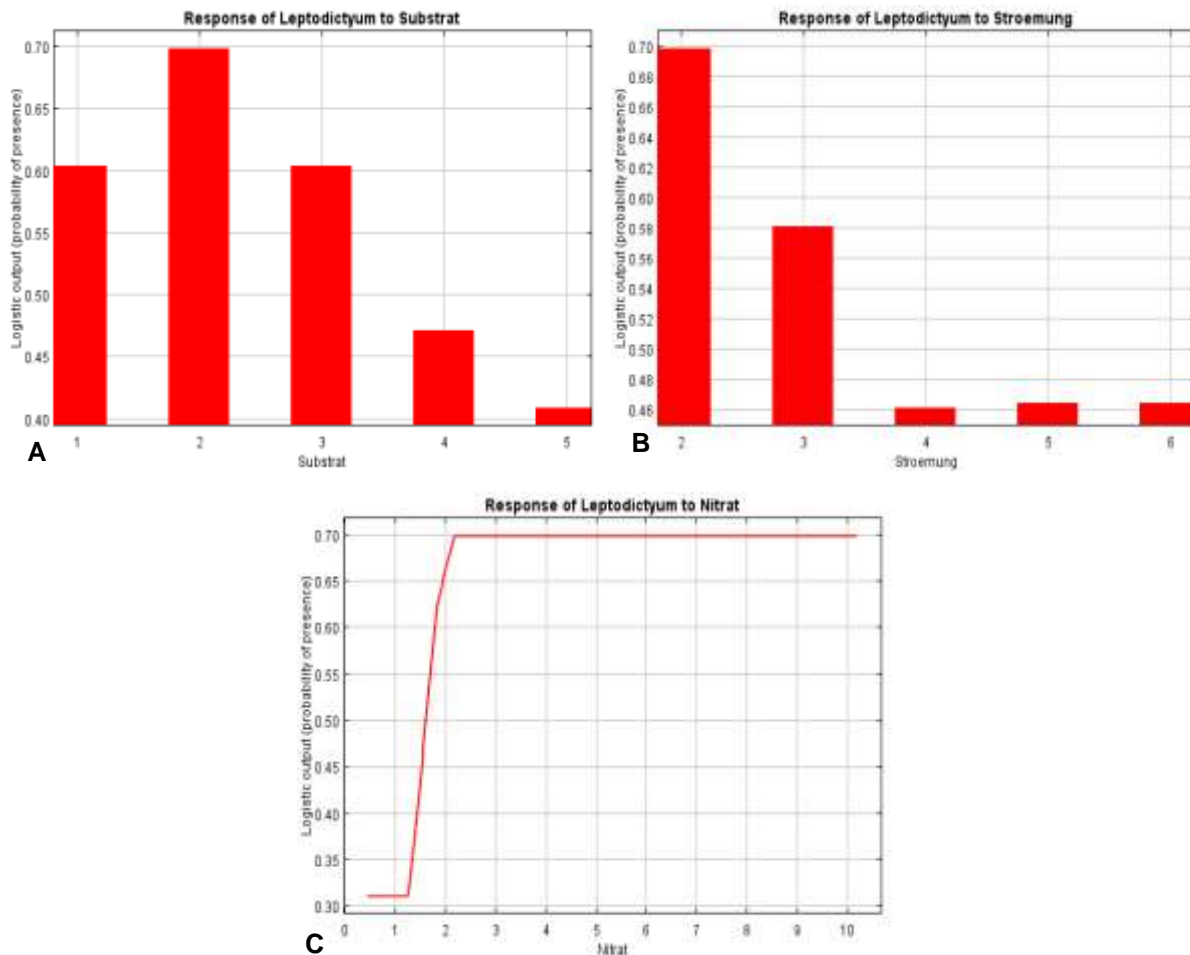
bestätigt, jedoch verhielten sich die beiden Parameter Substrat und Strömung unterschiedlich, was ihren Informationsgehalt anging (Abbildung 18). Die Strömung enthielt als Einzelparameter die meisten Informationen, beim Substrat hingegen, war der Informationsverlust durch das Entfernen des Parameters am höchsten. Die Vorkommenswahrscheinlichkeit änderte sich in einem ähnlichen Maß wie bei den bereits untersuchten Moosarten *F. antipyretica* und *P. riparioides*. Für Substrate aus Steinen und Kies war sie stets höher als für sandige bzw. schlammige Substrate (Abbildung 19A). Ein gleiches Bild ergab sich bei der Strömung für die die Wahrscheinlichkeit eines Vorkommens in schneller fließenden Gewässern höher war (Abbildung 19B). Für den Nitratgehalt konnte man eine Zunahme der Vorkommenswahrscheinlichkeit in Abhängigkeit zu steigenden Nitratwerten beobachten (Abbildung 19C).



**Abbildung 18: Darstellung des Informationsgehalts der verwendeten Parameter für das ACP-Modell der Art *L. riparium* mittels Jackknife-Methode.** Es gibt leichte Unterschiede zwischen den beiden Parametern Strömung und Substrat was ihre Informationen als Einzelparameter betrifft, aber auch was den Informationsverlust angeht. Der Nitrat-Gehalt hingegen besitzt in dieser Analyse nur einen sehr geringen Informationsanteil im Modell.

Durch bootstrapping wurde ein AUC von  $0,803 \pm 0,034$  (bootstrapping, keine Testdaten, jackknife aktiviert) für das ACP-Modell ermittelt. Dabei änderte sich der Anteil des Parameters Substrat am meisten und erreichte einen Einfluss von 47,4%. Dabei nahm der Wert für die Strömung im Vergleich ab (33,2%). Genau wie bei *F. antipyretica* deckte der Fehlerbereich des bootstrapping nicht den AUC des ACP-Modells ohne bootstrapping ab. Das alternative Modell für *L. riparium* erreichte einen AUC von 0,682 (kein bootstrapping, keine Testdaten, jackknife aktiviert) und verwendete, nach dem Entfernen aller Parameter unter 5%, die drei restlichen Parameter Strömung, Substrat und Tiefe. Interessanterweise war hier die Tiefe mit 47,8% der mit Abstand einflussreichste Parameter, obwohl sie im ACP-Modell mit einem Einfluss von unter 5% nicht verwendet wurde. Die prognostizierten Vorkommenswahrscheinlichkeiten waren ähnlich wie im ACP-

Modell für grobe Substrate am höchsten. Das gleiche galt für die Strömung, bei der das Vorkommen in turbulenten Bereichen tendenziell wahrscheinlicher war. Die Tiefe bedingte eine höhere Wahrscheinlichkeit in flachen Gewässern und eine Abnahme des Vorkommens hinzu größeren Gewässertiefen.

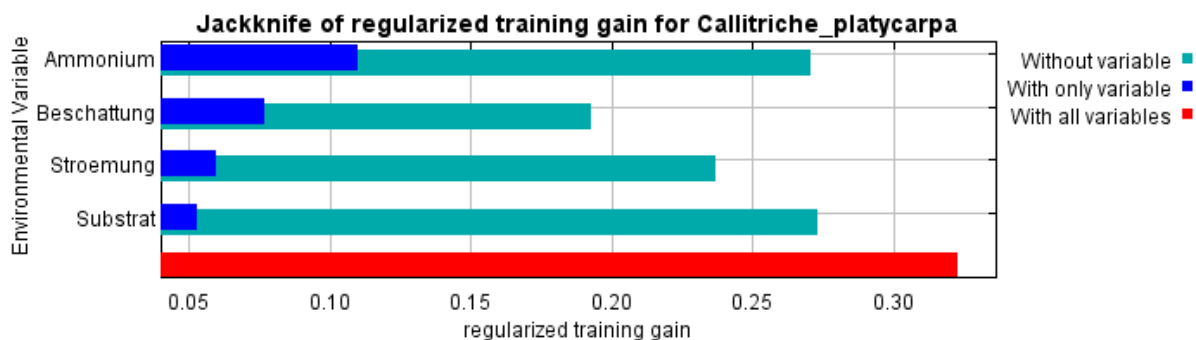


**Abbildung 19: Plots aller Parameter aus dem ACP-Modell für die Art *L. riparium* zur Darstellung der Vorkommenswahrscheinlichkeit.** (A) Für grobe und mittelgrobe Substrate war das vorhergesagte Vorkommen am höchsten. (B) Deutliche Abnahme des Vorkommens in langsamer fließenden Gewässern. (C) Starker Anstieg der Vorkommenswahrscheinlichkeit für höhere Werte des Nitratgehalts.

### ***Callitriche platycarpa***

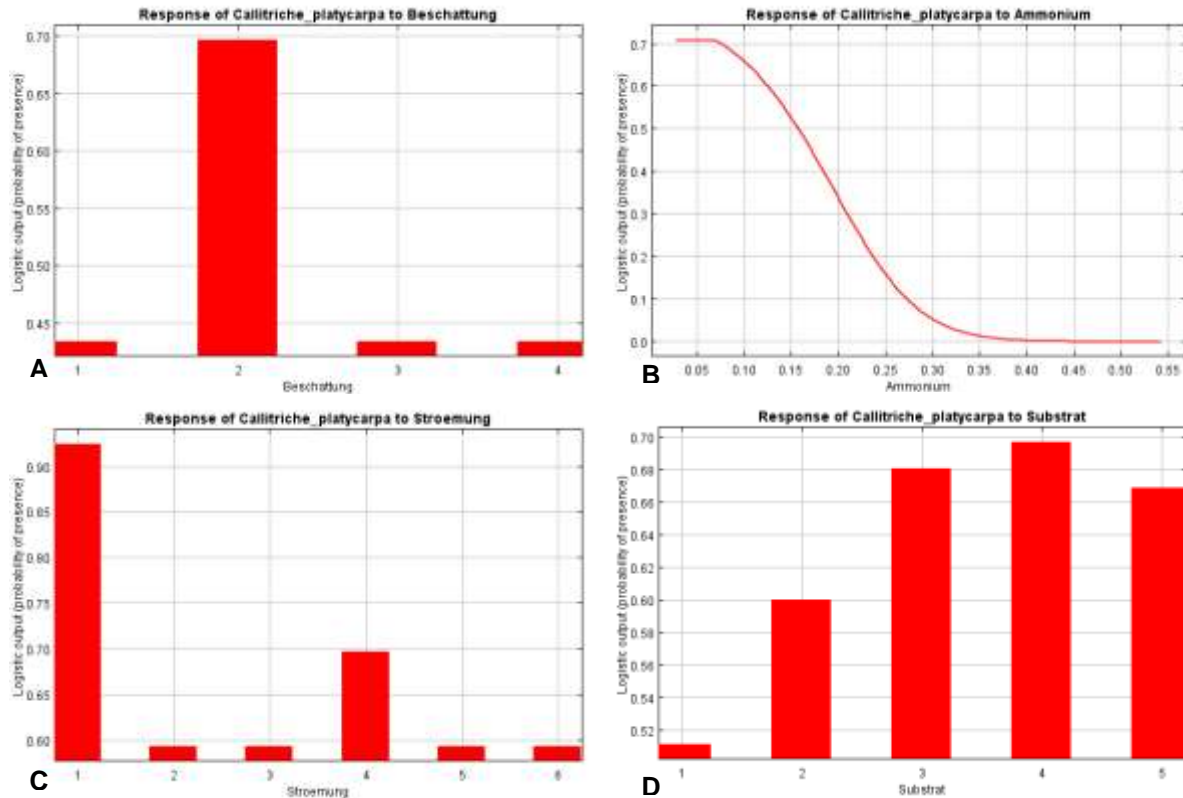
Das ACP-Modell für *Ca. platycarpa* besaß einen AUC von 0,829 (kein bootstrapping, keine Testdaten, jackknife aktiviert). Dieses basierte auf den Parametern: Beschattung (29,3%), Ammonium-Gehalt (26,8%), Strömung (26,5%) und Substrat (17,4%). In der Jackknife-Analyse zeigt sich, dass durch das Entfernen der Beschattung das Modell das Vorkommen der Art deutlich schlechter

vorhersagen kann. Auf der anderen Seite besaß der Parameter Ammonium den höchsten Informationsgehalt als Einzelparameter (Abbildung 20).



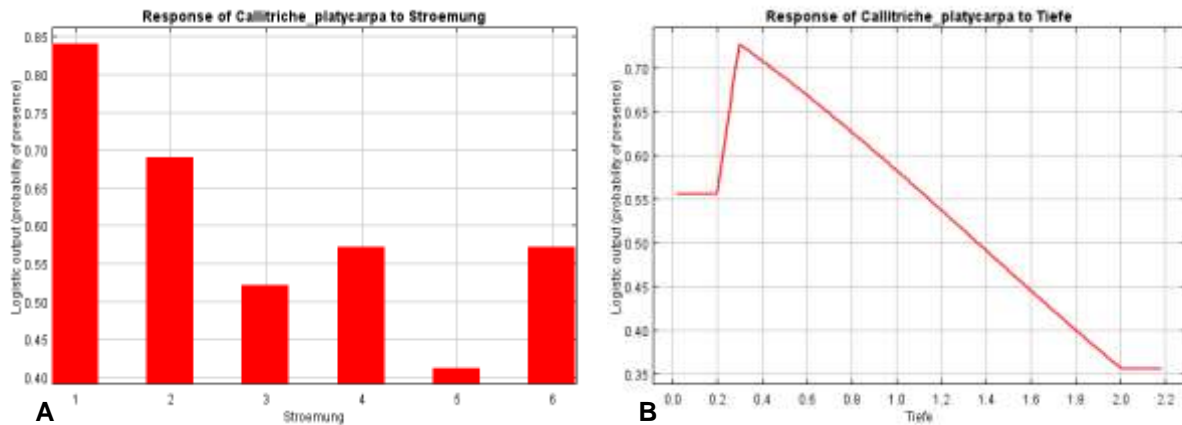
**Abbildung 20: Darstellung des Informationsgehalts der verwendeten Parameter für das ACP-Modell der Art *Callitriche platycarpa* mittels Jackknife-Methode.** Die meisten Informationen für das Modell lieferte der Parameter Ammonium. Dabei war der Informationsverlust durch Entfernen der Beschattung am größten.

Die höchste Vorkommenswahrscheinlichkeit wurde für halbschattige Gewässerbereiche ermittelt. Der Wert lag mit knapp 70% deutlich höher als die Wahrscheinlichkeiten für die anderen drei Beschattungsbereiche (Abbildung 1A). Für den Ammonium-Gehalt im Freiwasser konnte ein stark abnehmendes Vorkommen prognostiziert werden (Abbildung 21B). Orte mit sehr turbulenten Strömungsverhältnissen besaßen die höchste Vorkommenswahrscheinlichkeit für die Art (Abbildung 21C). Die Wahrscheinlichkeit des Vorkommens für *Callitriche platycarpa* war für Substrate aus Kies, Sand bzw. Schlamm und für Mischsubstrate am höchsten. Für steinige Substrate war sie dagegen niedriger (Abbildung 21D). Durch bootstrapping ergab sich ein AUC für das ACP-Modell von 0,859 mit einer Abweichung von  $\pm 0,044$  (bootstrapping, keine Testdaten, jackknife aktiviert). Dabei erhöhte sich der Anteil der Strömung (33,6%) an der Erklärung des Modells am meisten und war somit einflussreichster Parameter. Der AUC im alternativen Modell erreichte einen Wert von 0,745 (kein bootstrapping, keine Testdaten, jackknife aktiviert) und es flossen alle vier der ursprünglichen Parameter in das Modell mit ein. Interessanterweise änderte sich nicht nur die Reihenfolge der einflussreichsten Parameter im Gegensatz zum ACP-Modell, sondern es wurde auch der Parameter Tiefe verwendet, der im ACP-Modell mit 0% verworfen wurde. Das Substrat (37,3%) wurde als wichtigster Parameter identifiziert, gefolgt von der Beschattung (26,6%) und der Tiefe (25,1%) und als letztes die Strömung (11%). Das prognostizierte Vorkommen für das Substrat änderte sich hingegen nicht und war für Kiessohlen und Mischsubstrate am höchsten.



**Abbildung 21: Plots aller vier Parameter aus dem ACP-Modell der Art *Callitriche platycarpa* zur Darstellung der Vorkommenswahrscheinlichkeit.** (A) Die höchste Wahrscheinlichkeit wurde für halbschattige Bereiche gefunden. (B) Sehr deutliche Abnahme des vorhergesagten Vorkommens für einen ansteigenden Ammonium-Gehalt im Freiwasser. (C) Sehr turbulente Strömungsverhältnisse begünstigen das Vorkommen der untersuchten Art. (D) Die höchste Wahrscheinlichkeit für das Auffinden von *Callitriche platycarpa* wurde für Kiessohlen, Mischsubstrate und feine Substrate ermittelt.

Für die Strömung konnte man eine Abnahme für langsamer fließende Gewässer beobachten, die zwar der Vorhersage aus dem ACP-Modell ähnelt, aber nicht nur auf sehr turbulente Verhältnisse beschränkt war (Abbildung 22A). Für die Tiefe konnte die höchste Vorkommenswahrscheinlichkeit für Werte um 0,3 Meter gefunden werden. In flacheren bzw. tieferen Gewässern nahm die Wahrscheinlichkeit hingegen ab (Abbildung 22B). Die Beschattungsbereiche, in denen im alternativen Modell das wahrscheinlichste Vorkommen zu erwarten war, waren halbschattige und sonnige Bereiche. Für schattige als auch für vollsonnige Gewässerstellen war die Wahrscheinlichkeit geringer.

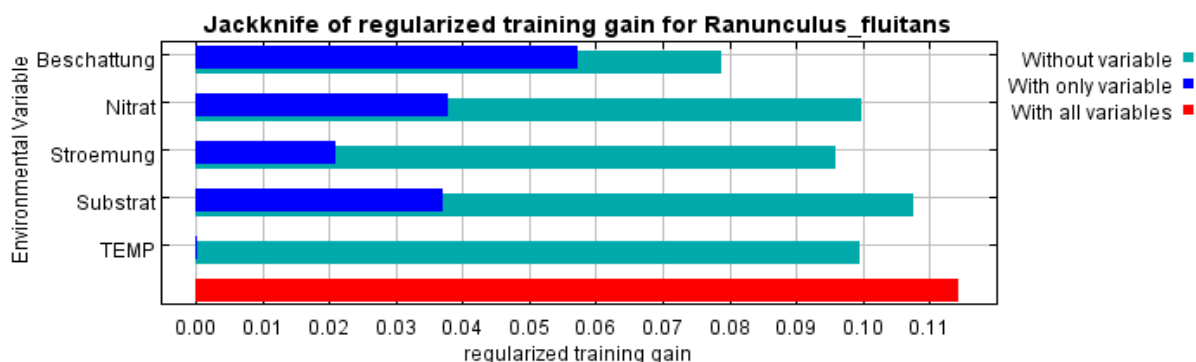


**Abbildung 22: Plots von zwei der vier Parameter aus dem alternativen Modell der Art *Callitriche platycarpa* zur Darstellung der Vorkommenswahrscheinlichkeit.** (A) Abnahme des prognostizierten Vorkommens in immer langsamer fließenden Gewässern. (B) Im Bereich von 0,3 m war die Wahrscheinlichkeit am höchsten. Sowohl in flacheren als in tieferen Bereichen nahm sie für die Art ab.

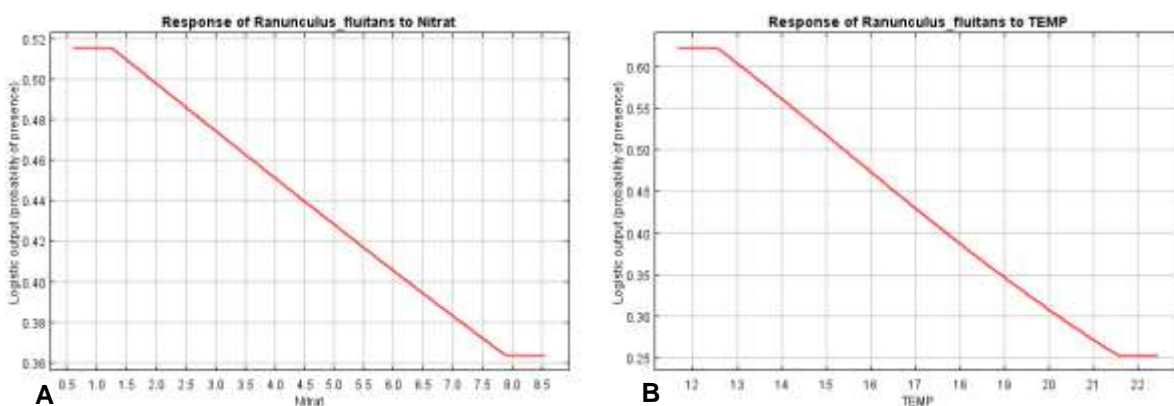
### ***Ranunculus fluitans***

Das ACP-Modell erreichte für die Art *R. fluitans* einen Wert für den AUC von 0,773 (kein bootstrapping, keine Testdaten, jackknife aktiviert). Für das Modell wurden fünf Parameter genutzt: Beschattung (47,2%), Substrat (19%), Wassertemperatur (5,6%), Strömung (16,2%) und Nitrat (12%). In der Jackknife-Analyse der Parameter wurde der große Einfluss der Beschattung am Gesamtergebnis bestätigt. Bis auf die Wassertemperatur steuerten die restlichen drei Parameter einen ähnlich großen Informationsgehalt für das Modell bei (Abbildung 23). Die Vorkommenswahrscheinlichkeit war für vollsonnige Bereiche mit einem Substrat aus Kies am höchsten. Für die Strömungsverhältnisse war das prognostizierte Vorkommen sowohl für turbulente Gewässer als auch für ruhig fließende ähnlich hoch. Für den Nitrat-Gehalt wurde eine Abnahme hin zu steigenden Werten ermittelt (Abbildung 24A). Gleiches galt für die Temperatur (Abbildung 24B). Bootstrapping für das ACP-Modell ergab einen AUC von  $0,836 \pm 0,060$  (bootstrapping, keine Testdaten, jackknife aktiviert). Damit lag der AUC des ACP-Modells ohne bootstrapping gerade so innerhalb des Fehlerbereichs. Der Einfluss der fünf Parameter änderte sich nur geringfügig. Für das alternative Modell wurde ein AUC von 0,808 (kein bootstrapping, keine Testdaten, jackknife aktiviert) berechnet. Dieser war somit zum ersten Mal höher als der AUC aus dem ACP-Modell. Diese Besonderheit wird auch durch die Betrachtung der verwendeten Parameter verstärkt. Im alternativen Modell war die Tiefe mit 61,8% der mit Abstand einflussreichste Parameter. Im ACP-Modell wurde die Tiefe mit 0%

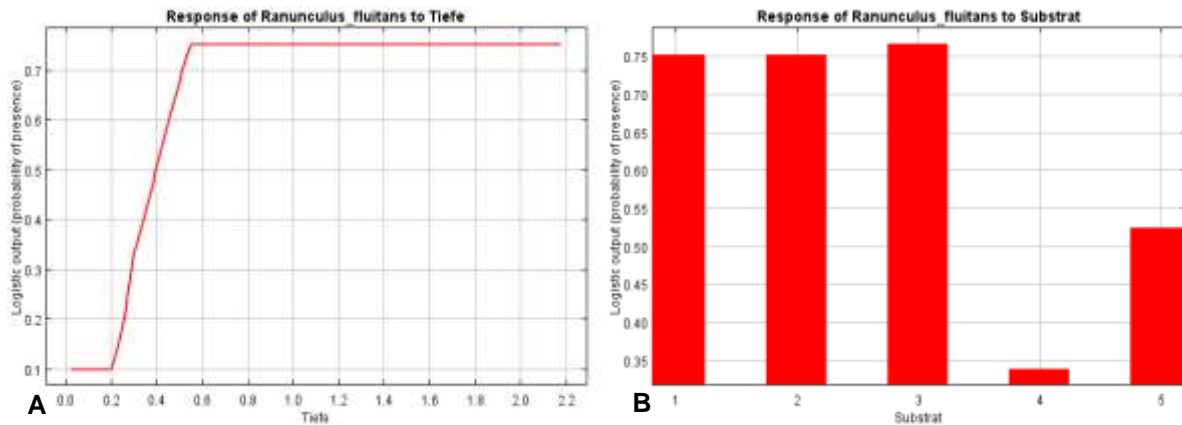
Einfluss gar nicht berücksichtigt. Warum dies der Fall sein könnte, möchte ich zu einem späteren Zeitpunkt versuchen zu erklären. Im alternativen Modell nahm dafür der Anteil der Beschattung als Parameter deutlich ab und erreichte einen Wert von 6,1%. Der dritte Parameter für das Modell war das Substrat (32,1%). Das prognostizierte Vorkommen für *R. fluitans* im alternativen Modell erreichte ab einer Tiefe von ca. 0,5 Meter sein Maximum und blieb für tiefere Gewässer unverändert hoch (Abbildung 25A). Für das Substrat wurden im alternativen Modell nun auch gröbere Substrate (Steine bzw. Steine und Kies) mit der höchsten Vorkommenswahrscheinlichkeit für die Art beschrieben (Abbildung 25B).



**Abbildung 23: Darstellung des Informationsgehalts der verwendeten Parameter für das ACP-Modell der Art *R. fluitans* mittels Jackknife-Methode.** Die Beschattung lieferte die meisten Informationen als Einzelparameter im Gegensatz zu den restlichen verwendeten Parametern. Jedoch sollte man hier für die Interpretation der einzelnen Parameter die Skalierung der x-Achse nicht außer Acht lassen, die in diesem Fall auf sehr geringe Unterschiede hinweist.



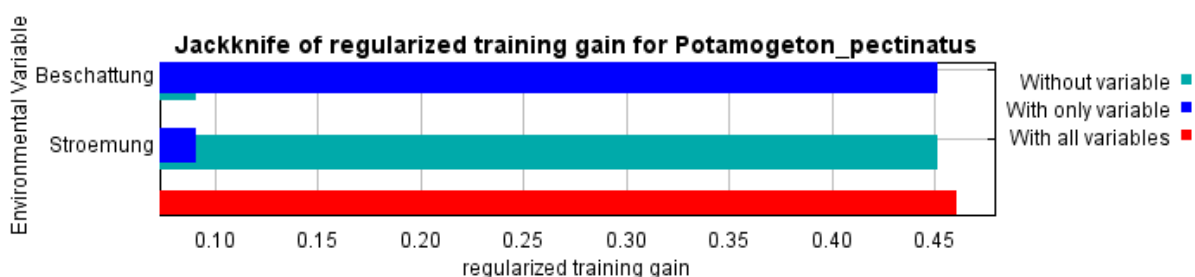
**Abbildung 24: Plots von zwei der fünf Parameter, Nitrat und Wassertemperatur, aus dem ACP-Modell der Art *R. fluitans* zur Darstellung der Vorkommenswahrscheinlichkeit.** (A) Mit ansteigendem Nitrat-Gehalt im Freiwasser konnte eine Abnahme des prognostizierten Vorkommens dargestellt werden. (B) Einen ähnlichen Verlauf konnte man für die Wassertemperatur erkennen. Hier nahm die Wahrscheinlichkeit in Abhängigkeit von steigenden Temperaturen ab.



**Abbildung 25: Plots von den Parameter Tiefe und Substrat aus dem alternativen Modell der Art *R. fluitans* zur Darstellung der Vorkommenswahrscheinlichkeit.** (A) Sprunghafter Anstieg der Vorkommenswahrscheinlichkeit ab einer ungefähren Tiefe von 0,2 Metern. Ab einer Tiefe von 0,5 Meter bleibt das prognostizierte Vorkommen unverändert hoch. (B) Im ACP-Modell wurde nur für Kies als Substrat eine hohe Wahrscheinlichkeit gefunden. Im alternativen Modell war diese auch über die gröberen Substrate gleichmäßig höher als im Vergleich zu feineren Substraten.

### ***Potamogeton pectinatus***

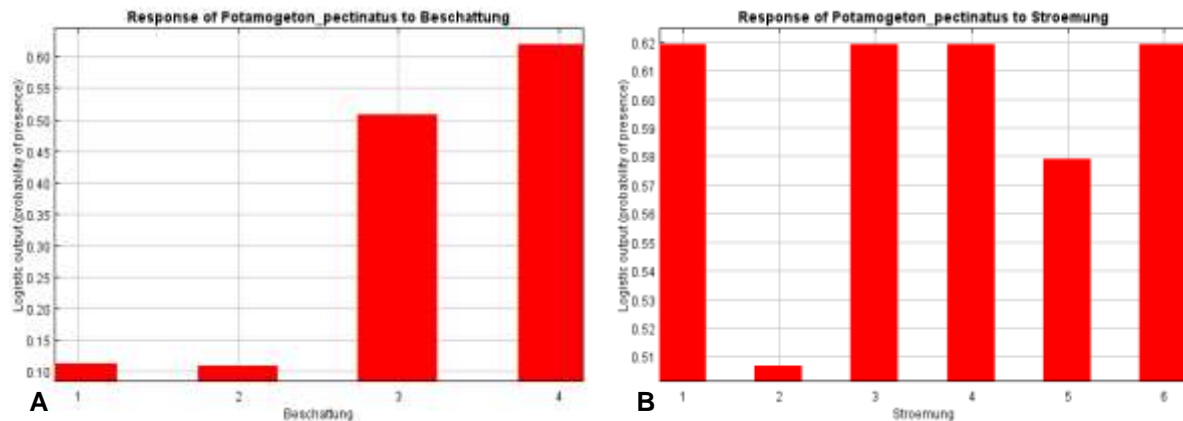
Das ACP-Modell für die Art *Pot. pectinatus* erreichte einen AUC von 0,766 (kein bootstrapping, keine Testdaten, jackknife aktiviert). Das Modell arbeitete nur mit zwei Parametern, die sehr ungleiche Anteile an der Erklärung des Modells besaßen. Die Beschattung kam auf einen Wert von 97,2% und die Strömung auf 2,8%. Alle anderen Parameter hatten keinen Einfluss auf das errechnete Modell. Somit konnte für die Art kein echtes ACP-Modell berechnet werden, da keiner der chemischen bzw. physikalischen Parameter mit in das Modell eingegangen ist. Der Informationsgehalt der beiden Parameter bestätigte die deutliche ungleiche Verteilung anhand der Jackknife-Analyse (Abbildung 26).



**Abbildung 26: Darstellung des Informationsgehalts der verwendeten Parameter für das ACP-Modell der Art *Pot. pectinatus* mittels Jackknife-Methode.** Das Modell bezieht einen Großteil seiner Informationen aus einem Parameter, der Beschattung. Die Strömung hingegen steuerte nur einen sehr geringen Anteil bei.



Die Vorkommenswahrscheinlichkeit war für sonnige und vollsonnige Bereiche deutlich erhöht (Abbildung 27A). Für die Strömungsverhältnisse konnten keine Unterschiede zwischen den einzelnen Zuständen gefunden werden (Abbildung 27B). Der AUC für das ACP-Modell mit bootstrapping lag bei  $0,781 \pm 0,026$  (bootstrapping, keine Testdaten, jackknife aktiviert). Der Einfluss der beiden Parameter veränderte sich nur geringfügig zu Gunsten der Strömung (11,9%).



**Abbildung 27: Plots der beiden Parameter Beschattung und Strömung aus dem ACP-Modell der Art *Pot. pectinatus* zur Darstellung der Vorkommenswahrscheinlichkeit.** (A) Für die sonnigen und vollsonnigen Bereiche konnte ein deutlich erhöhtes potentiell Vorkommen gefunden werden. (B) Die Strömung hatte keinen großen Einfluss auf das Vorkommen der Art. Der augenscheinlich niedrige Wert für turbulente Strömungen sollte dabei nicht übermäßig kritisch bewertet werden, da anhand der Skalierung der y-Achse keine großen Unterschiede zu erkennen waren.

### 3.2 Zusammenfassung der Ergebnisse aus den ACP-Modellen und den alternativen Modellen der sechs untersuchten Arten

Alle erstellten Modelle lagen teilweise deutlich oberhalb eines AUC-Wertes von 0,5 und waren somit besser als ein auf Zufall basierendes Modell. Demnach waren die gewählten Parameter in der Lage bestimmte Tendenzen für höhere und niedrigere Vorkommenswahrscheinlichkeiten der einzelnen Arten aufzuzeigen. Die AUC-Werte der ACP-Modelle lagen, mit Ausnahme für *R. fluitans*, gleich oder höher denen aus den alternativen Modellen. Dabei variierten sowohl die Anzahl, als auch die Parameter selber, die in den beiden Modellen einer Art zum Erstellen des Modells dienen. Abschließend sind alle wichtigen Ergebnisse und Werte für jedes Modell und jede Art übersichtlich in Tabelle 11 zusammengestellt.



**Tabelle 11: Übersicht der Ergebnisse aus der MaxEnt-Modellierung für die sechs untersuchten Arten**

| Art                               | Modell     | AUC   | Anzahl d. Parameter | Einflussreichster Parameter | threshold |
|-----------------------------------|------------|-------|---------------------|-----------------------------|-----------|
| <i>Fontinalis antipyretica</i>    | ACP        | 0,779 | 4                   | Substrat                    | 0,511     |
|                                   | Alternativ | 0,780 | 2                   | Substrat                    | 0,533     |
| <i>Platyhypnidium riparioides</i> | ACP        | 0,824 | 4                   | Substrat                    | 0,499     |
|                                   | Alternativ | 0,709 | 4                   | Substrat                    | 0,514     |
| <i>Leptodictyum riparium</i>      | ACP        | 0,753 | 3                   | Substrat                    | 0,471     |
|                                   | Alternativ | 0,682 | 3                   | Tiefe                       | 0,494     |
| <i>Callitriche. platycarpa</i>    | ACP        | 0,829 | 4                   | Beschattung                 | 0,528     |
|                                   | Alternativ | 0,745 | 4                   | Substrat                    | 0,482     |
| <i>Ranunculus fluitans</i>        | ACP        | 0,773 | 5                   | Beschattung                 | 0,516     |
|                                   | Alternativ | 0,808 | 3                   | Tiefe                       | 0,496     |
| <i>Potamogeton pectinatus</i>     | ACP        | 0,766 | 2                   | Beschattung                 | 0,507     |

### 3.3 Ergebnis nach der Anwendung der confusion-Matrix auf die erstellten Modelle aller sechs Arten

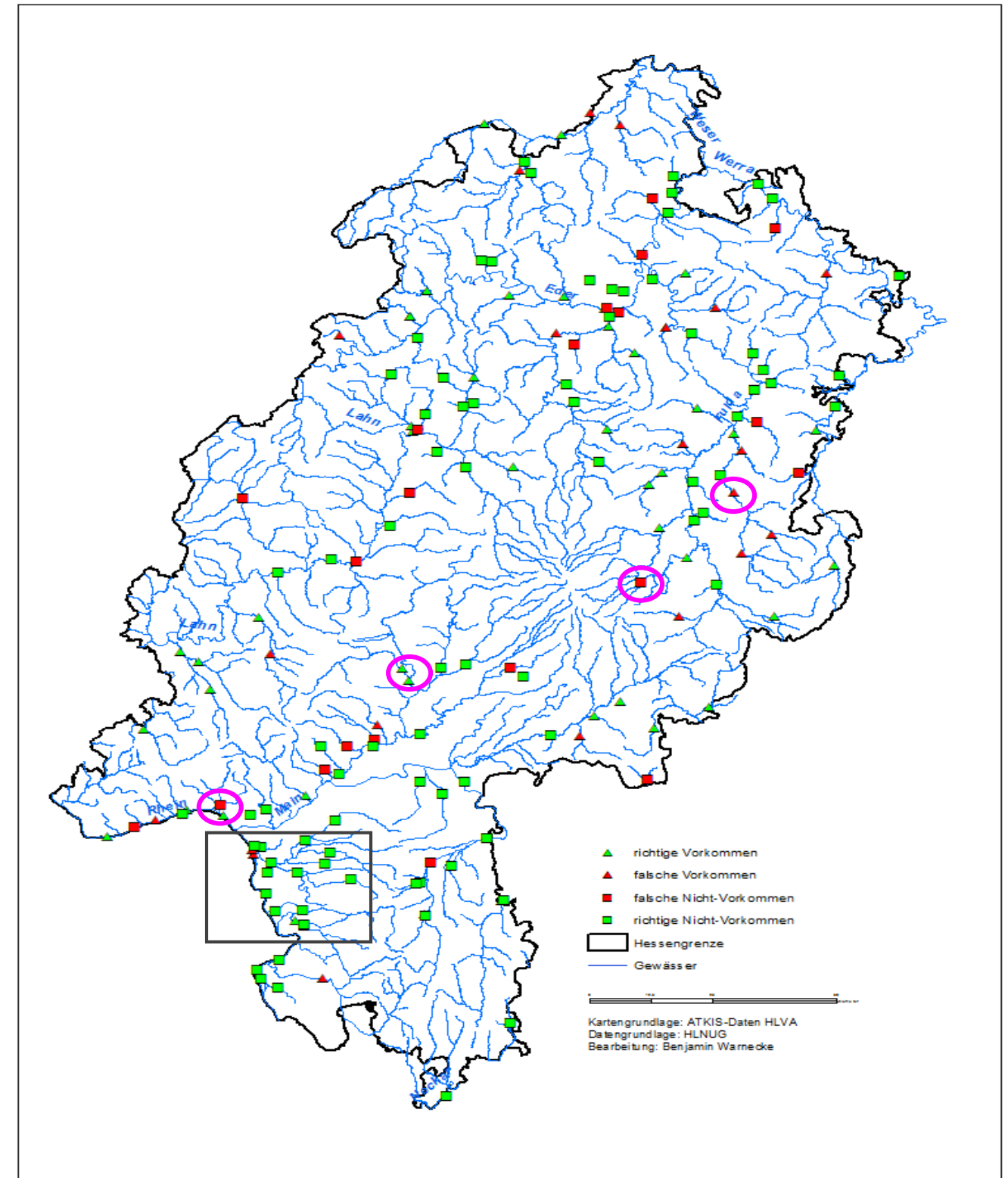
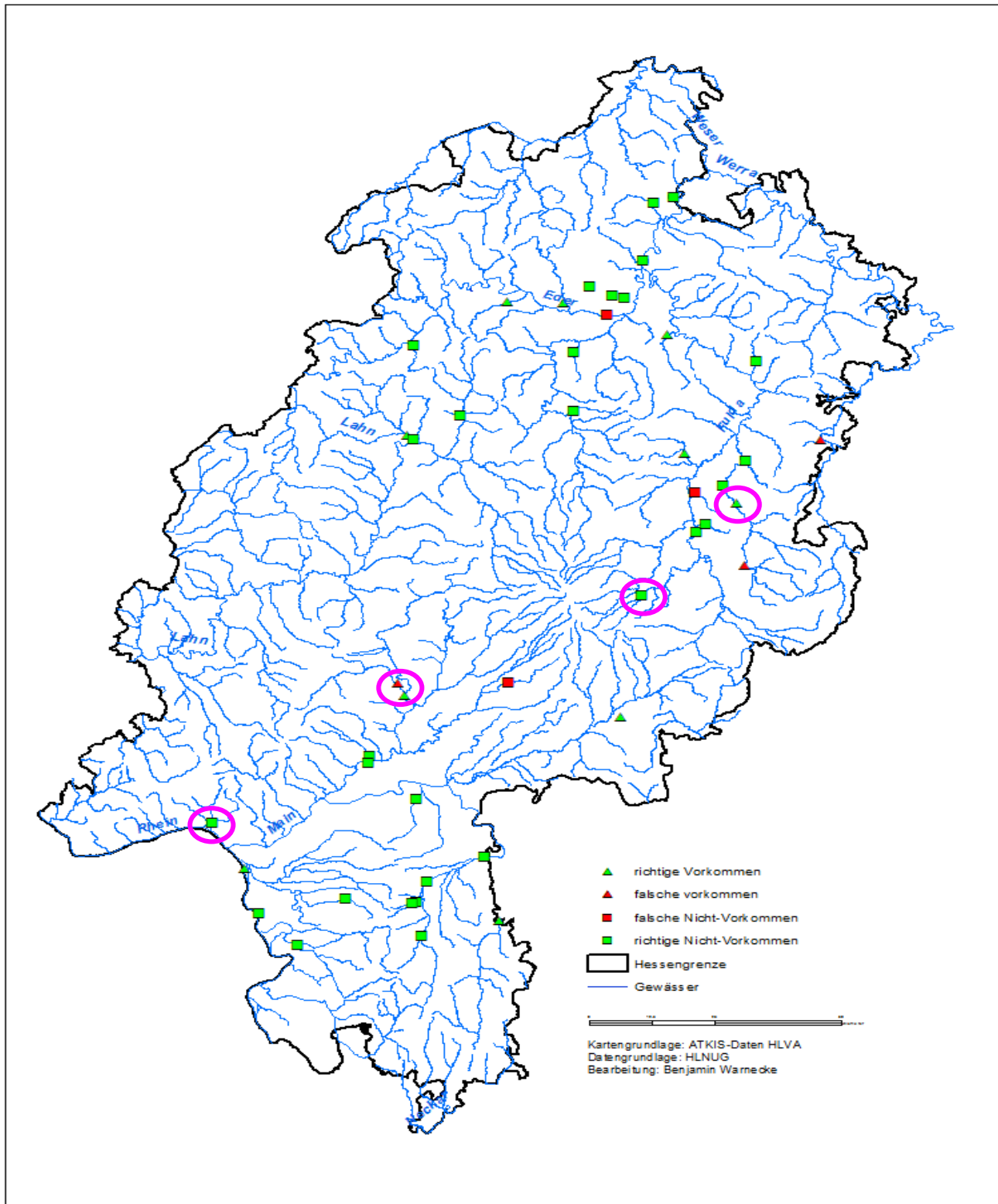
Für die Erstellung von Tabelle 12 wurden die thresholds, die aus der jeweiligen MaxEnt-Berechnung der Modelle stammten und in Tabelle 11 dargestellt wurden, auf die errechneten Vorkommenswahrscheinlichkeiten eines jeden Modells angewendet und somit die Variablen a, b, c und d bestimmt. Die Güte wurde anschließend durch das Einsetzen der Variablen in Formel (2) für sowohl die ACP-Modelle, als auch die alternativen Modelle, für jede Art berechnet. Die Güte jedes Modells wurde mit einem Wert zwischen 0 und 1 angegeben. Bei einer 1 wurden alle Vorkommen und Nicht-Vorkommen exakt durch das MaxEnt-Modell vorhergesagt. Das ACP-Modell von *Ca. platycarpa* erreichte den höchsten Wert von 0,929. Den zweithöchsten Wert erreichte das ACP-Modell von *P. riparioides* mit 0,927. Das Modell mit dem kleinsten Wert war hingegen das alternative Modell für die Art *P. riparioides*. Der Wert für die Güte lag hier nur bei 0,725. Für jede untersuchte Art war die berechnete Güte bei ihren ACP-Modellen besser als die Güte ihrer alternativen Modelle. Die unterschiedliche Stichprobengröße N für sowohl die ACP-Modelle, als auch die alternativen Modelle, resultierte aus der unterschiedlichen Verwendung der Modellparameter. Bei einem Parameter der an

einer Messstelle aus der background-Datei missing data aufwies, wurde durch MaxEnt keine Prognose der Vorkommenswahrscheinlichkeit errechnet und somit erschien die Messstelle nicht im Endergebnis. Da es sich hierbei größtenteils um fehlende Werte der allgemeinen chemisch-physikalischen Parameter handelte, erklärt dies den großen Unterschied der Stichprobengröße im artspezifischen Vergleich der beiden Modelle.

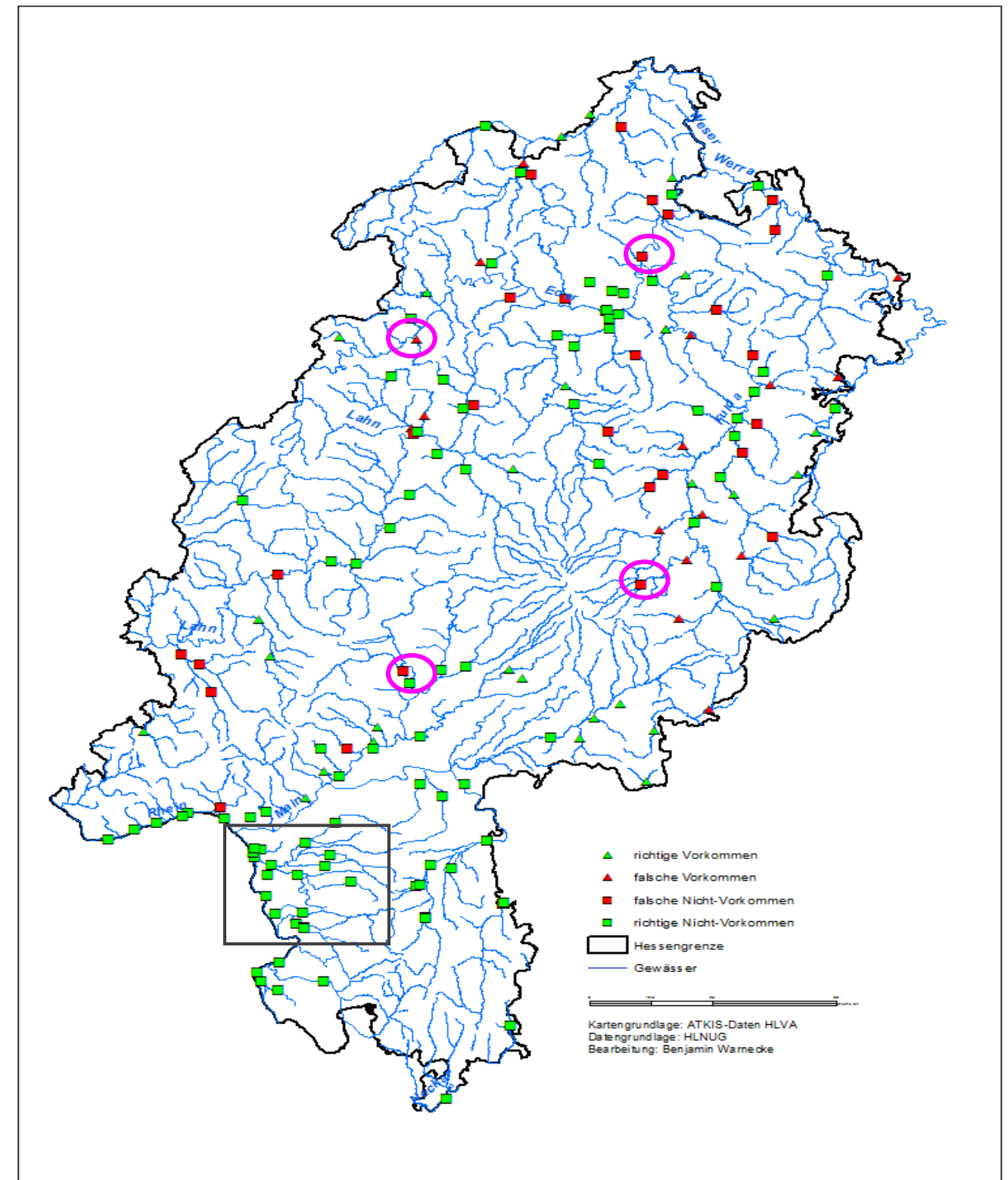
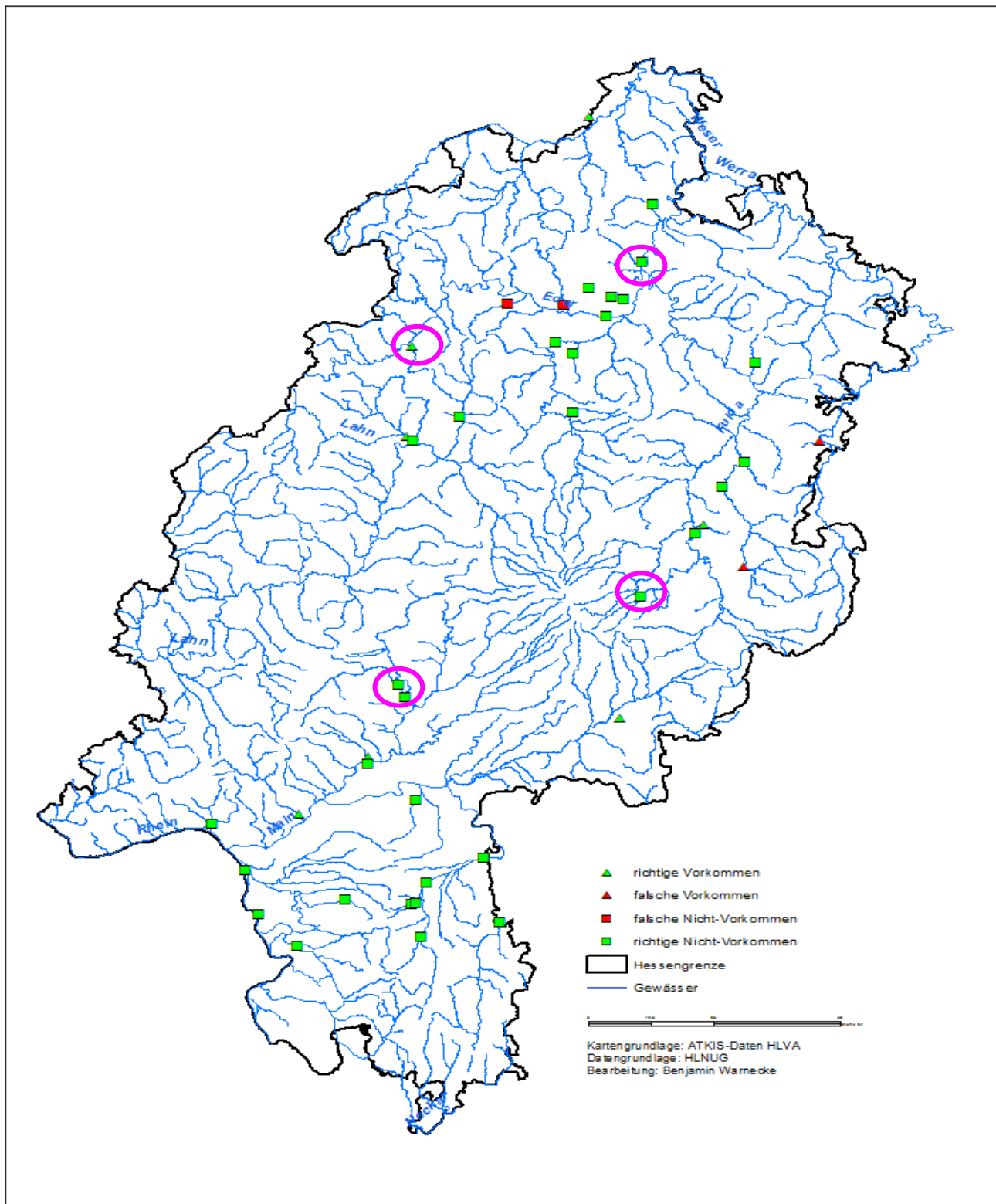
**Tabelle 12: Ergebnis für die Güte aller erstellten Modelle der sechs untersuchten Arten. Hierfür wurden die Vorhersagen für richtige (a) und falsche (c) Vorkommen bzw. richtige (d) und falsche (b) Nichtvorkommen in die Formel (2) eingefügt und mit einander verrechnet**

| Art                               | a  | b  | c  | d   | Güte des Modells | Summe N |
|-----------------------------------|----|----|----|-----|------------------|---------|
| <i>Fontinalis</i> ACP             | 10 | 3  | 3  | 29  | 0,867            | 45      |
| <i>Fontinalis</i> _alternativ     | 43 | 21 | 22 | 83  | 0,746            | 169     |
| <i>Platyhypnidium</i> ACP         | 7  | 1  | 2  | 31  | 0,927            | 41      |
| <i>Platyhypnidium</i> _alternativ | 29 | 30 | 16 | 92  | 0,725            | 167     |
| <i>Leptodictyum</i> ACP           | 12 | 1  | 7  | 21  | 0,805            | 41      |
| <i>Leptodictyum</i> _alternativ   | 46 | 16 | 23 | 84  | 0,769            | 169     |
| <i>Callitriche</i> ACP            | 8  | 1  | 2  | 31  | 0,929            | 42      |
| <i>Callitriche</i> _alternativ    | 26 | 24 | 11 | 106 | 0,790            | 167     |
| <i>Ranunculus</i> ACP             | 6  | 6  | 2  | 32  | 0,826            | 46      |
| <i>Ranunculus</i> _alternativ     | 19 | 34 | 7  | 107 | 0,754            | 167     |
| <i>Pectinatus</i> ACP             | 33 | 35 | 7  | 97  | 0,756            | 172     |

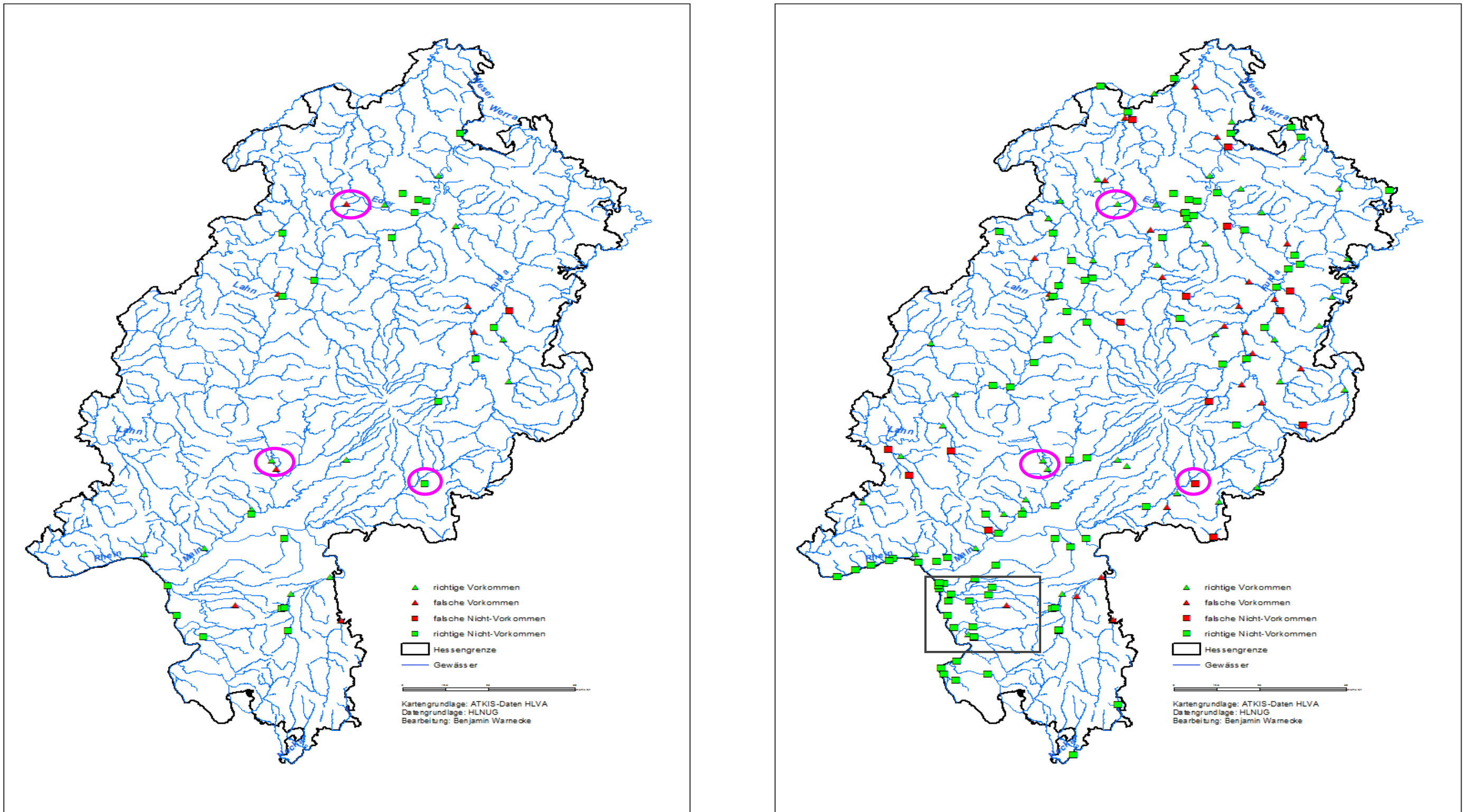
Nachfolgend sind für fünf Arten Verbreitungskarten und prognostizierte Vorkommen (Abbildung 28-32) für das Bundesland Hessen vergleichsweise dargestellt. Die Karten basieren dabei auf den Ergebnissen aus Tabelle 12 und zeigen dabei graphisch die Verteilung der vier Variablen. Für die Art *Pot. pectinatus* konnte kein Vergleich gezeigt werden, da für diese Art nur ein Modell erstellt wurde (Abbildung 33), somit wurden nur die Ergebnisse des einen Modells graphisch dargestellt. Insgesamt zeigten sich wenige Unterschiede zwischen den beiden jeweiligen Modellen der Arten. Demnach wurden häufig die gleichen Vorkommen und Nicht-Vorkommen in beiden Modellen mit derselben Beurteilung, richtig oder falsch, gefunden.



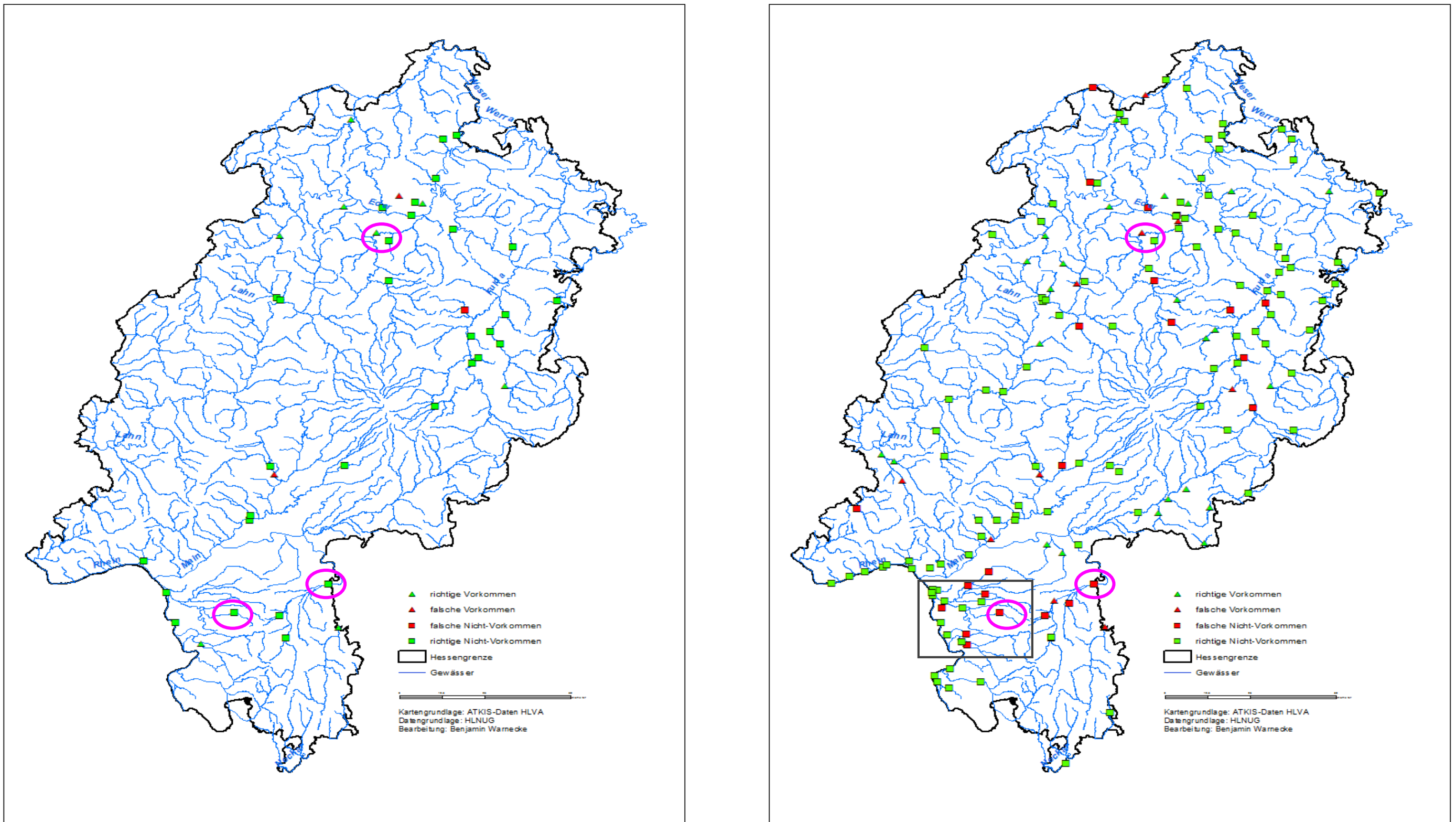
**Abbildung 28: Geographische Verbreitungskarten der Art *F. antipyretica* für das Bundesland Hessen.** In der linken Karte sind alle Vorkommen und Nicht-Vorkommen abgebildet, die anhand des ACP-Modells berechnet und anschließend mit der confusion-Matrix in a, b, c und d eingeteilt wurden (N=45). Die rechte Karte zeigt hingegen die Ergebnisse aus dem alternativen Modell (N=169). Vorkommen (Dreieck) und Nicht-Vorkommen (Quadrat) sind jeweils mit unterschiedlichen Farben markiert, die ihre Richtigkeit der MaxEnt Vorhersage anzeigen. Beispielhaft wurde die abweichende Beurteilung für einzelne Messstellen farblich gekennzeichnet (rosa Kreis). Hier wurden richtige und falsche Vorkommen bzw. Nicht-Vorkommen unterschiedlich in beiden Modellen berechnet und somit anders bewertet. Auffällig sind die vielen richtigen Nicht-Vorkommen entlang des Rheins und im hessischen Ried (schwarzer Kasten).



**Abbildung 29: Geographische Verbreitungskarten der Art *P. riparioides* für das Bundesland Hessen.** In der linken Karte sind alle Vorkommen und Nicht-Vorkommen abgebildet, die anhand des ACP-Modells berechnet und anschließend mit der confusion-Matrix in a, b, c und d eingeteilt wurden (N=41). Die rechte Karte zeigt hingegen die Ergebnisse aus dem alternativen Modell (N=167). Vorkommen (Dreieck) und Nicht-Vorkommen (Quadrat) sind jeweils mit unterschiedlichen Farben markiert, die ihre Richtigkeit der MaxEnt Vorhersage anzeigen. Beispielhaft wurde die abweichende Beurteilung für einzelne Messstellen farblich gekennzeichnet (rosa Kreis). Ähnlich wie bei der Verbreitung von *F. antipyretica* sind vielen richtigen Nicht-Vorkommen entlang des Rheins und im hessischen Ried gefunden worden (schwarzer Kasten).

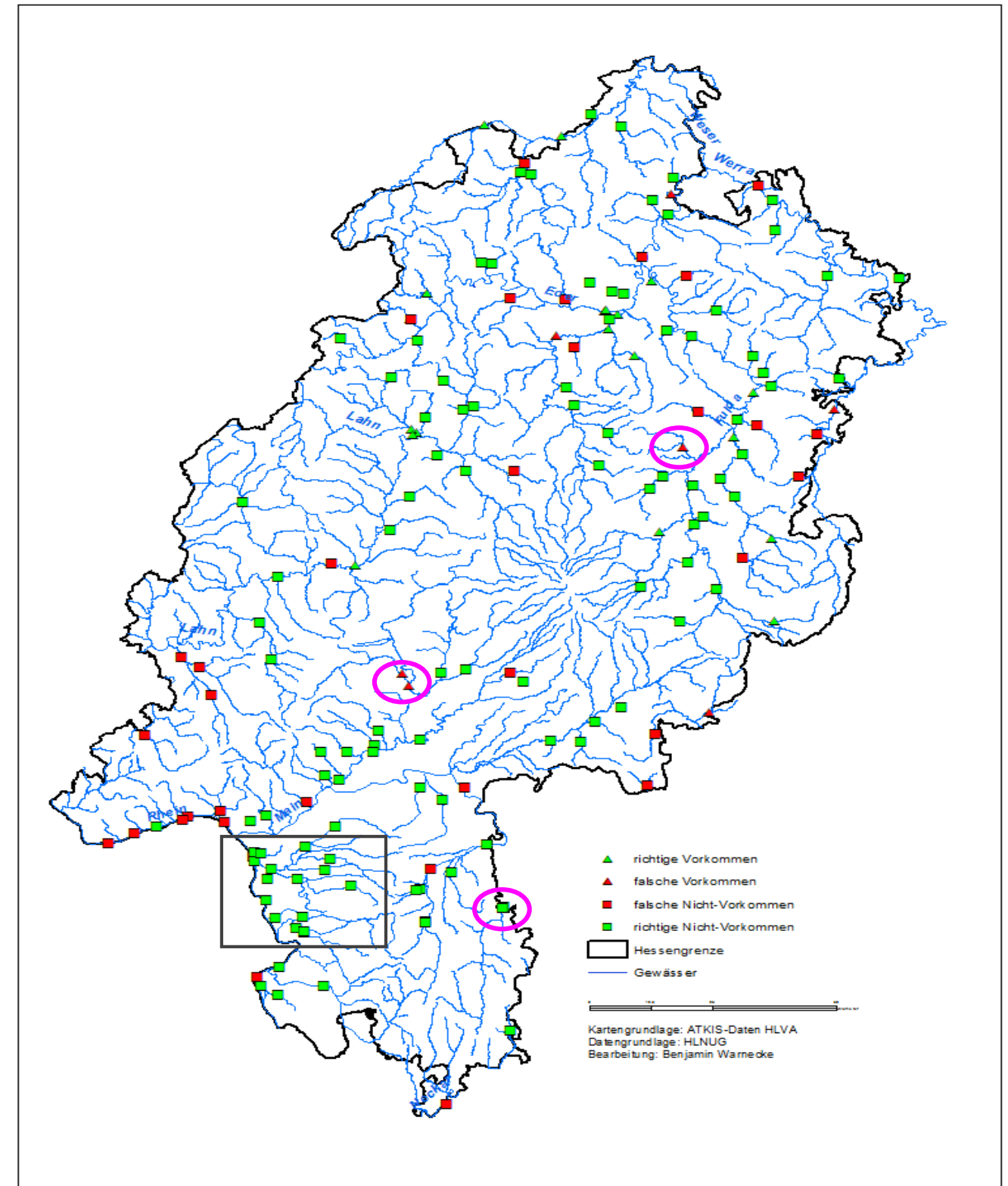
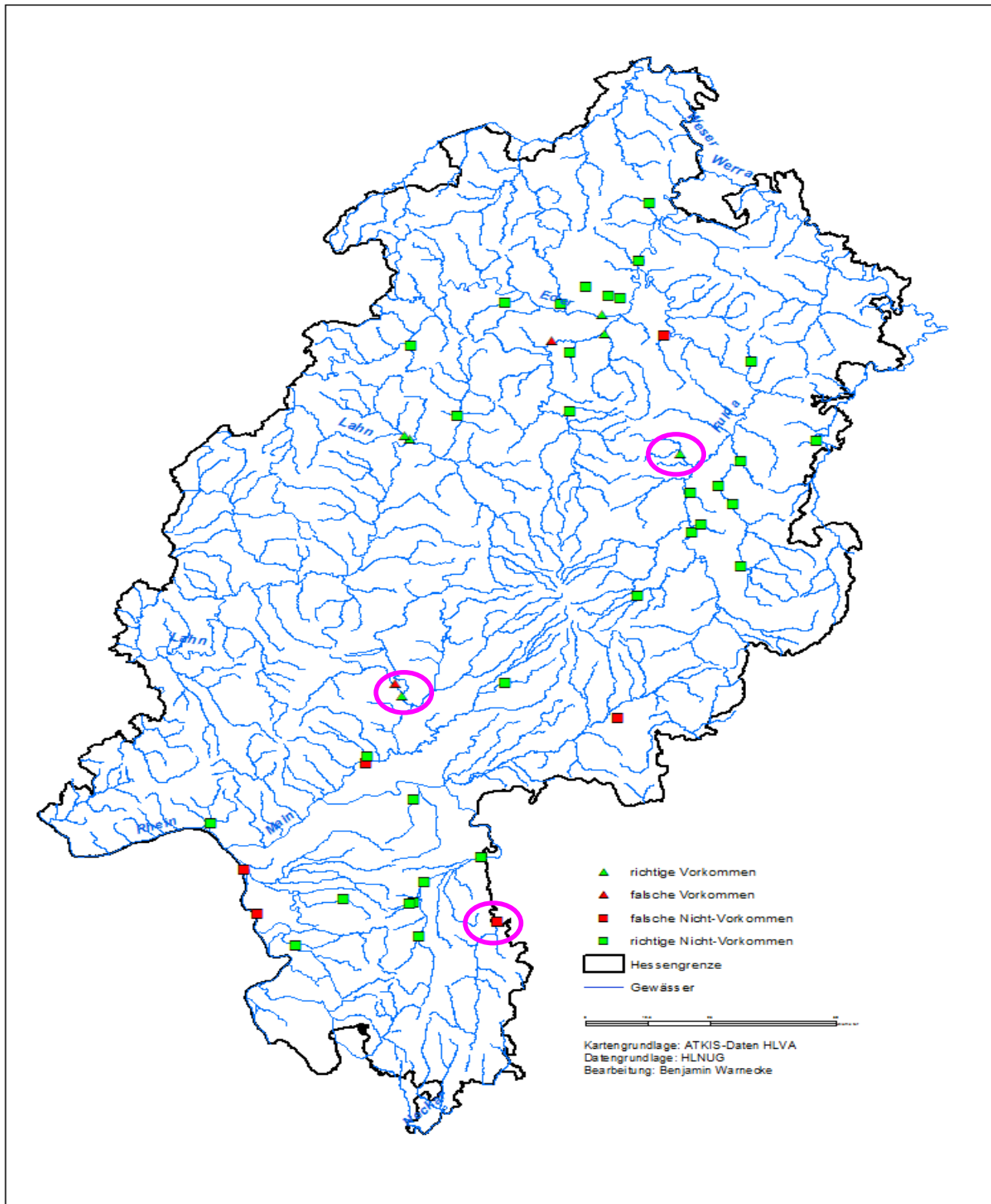


**Abbildung 30: Geographische Verbreitungskarten der Art *L. riparium* für das Bundesland Hessen.** In der linken Karte sind alle Vorkommen und Nicht-Vorkommen abgebildet, die anhand des ACP-Modells berechnet und anschließend mit der confusion-Matrix in a, b, c und d eingeteilt wurden (N=41). Die rechte Karte zeigt hingegen die Ergebnisse aus dem alternativen Modell (N=169). Vorkommen (Dreieck) und Nicht-Vorkommen (Quadrat) sind jeweils mit unterschiedlichen Farben markiert, die ihre Richtigkeit der MaxEnt Vorhersage anzeigen. Beispielhaft wurde die abweichende Beurteilung für einzelne Messstellen farblich gekennzeichnet (rosa Kreis). Auch für *L. riparium* konnte eine große Anzahl von richtigen Nicht-Vorkommen für den Rhein und Gewässer im hessischen Ried gefunden werden (schwarzer Kasten). Immerhin wurde ein falsches Vorkommen in beiden Modellen gefunden, dass auch in dieser Region liegt und somit der generellen Aussage der Nicht-Vorkommen entspricht.

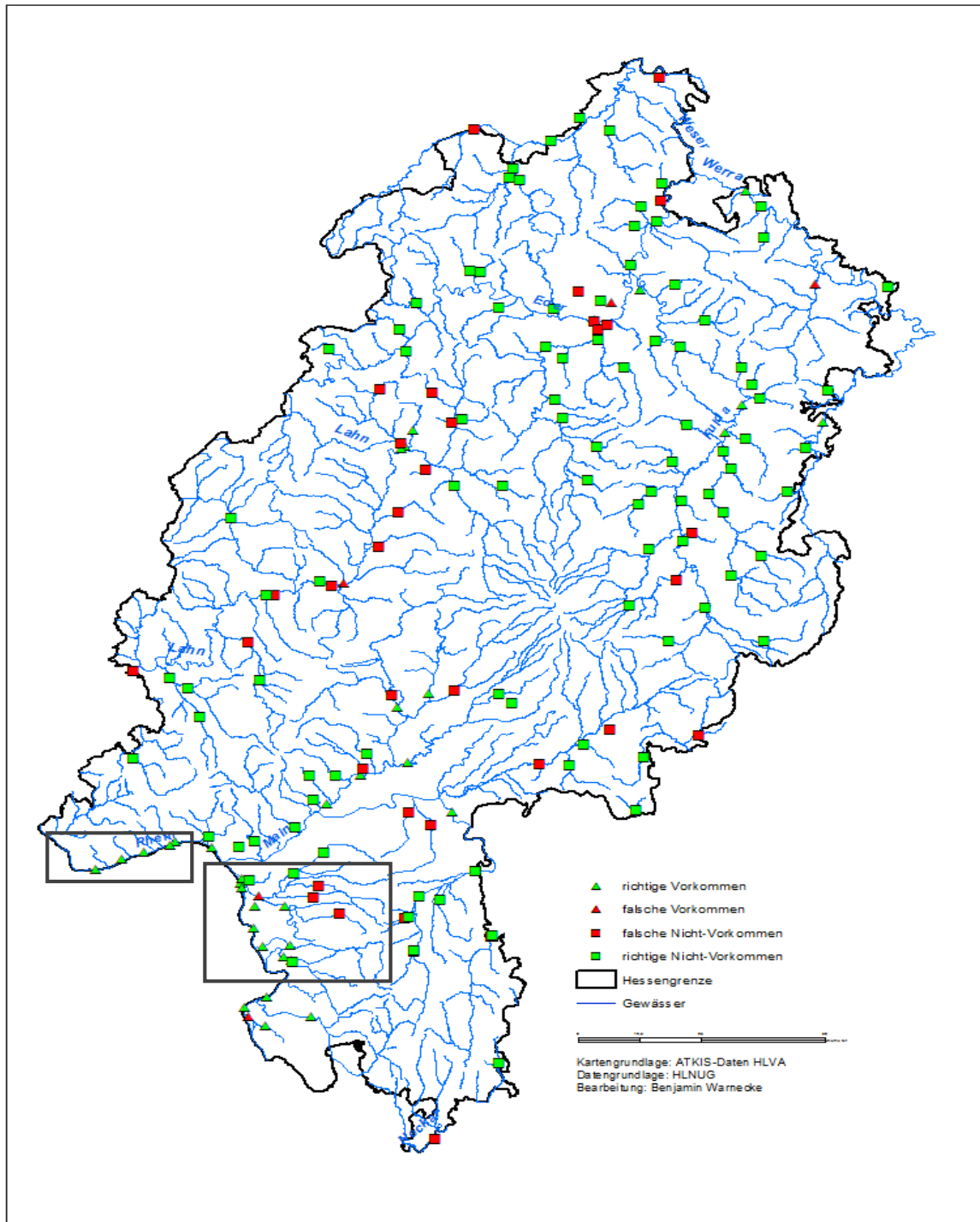


**Abbildung 31: Geographische Verbreitungskarten der Art *Ca. platycarpa* für das Bundesland Hessen.** In der linken Karte sind alle Vorkommen und Nicht-Vorkommen abgebildet, die anhand des ACP-Modells berechnet und anschließend mit der confusion-Matrix in a, b, c und d eingeteilt wurden (N=42). Die rechte Karte zeigt hingegen die Ergebnisse aus dem alternativen Modell (N=167). Vorkommen (Dreieck) und Nicht-Vorkommen (Quadrat) sind jeweils mit unterschiedlichen Farben markiert, die ihre Richtigkeit der MaxEnt Vorhersage anzeigen. Beispielhaft wurde die abweichende Beurteilung für einzelne Messstellen farblich gekennzeichnet (rosa Kreis). Im hessischen Ried war die Vorhersage der Nicht-Vorkommen der Art weniger zutreffend wie für die bereits dargestellten drei Moosarten (schwarzer Kasten).





**Abbildung 32: Geographische Verbreitungskarten der Art *R. fluitans* für das Bundesland Hessen.** In der linken Karte sind alle Vorkommen und Nicht-Vorkommen abgebildet, die anhand des ACP-Modells berechnet und anschließend mit der confusion-Matrix in a, b, c und d eingeteilt wurden (N=46). Die rechte Karte zeigt hingegen die Ergebnisse aus dem alternativen Modell (N=167). Vorkommen (Dreieck) und Nicht-Vorkommen (Quadrat) sind jeweils mit unterschiedlichen Farben markiert, die ihre Richtigkeit der MaxEnt Vorhersage anzeigen. Beispielhaft wurde die abweichende Beurteilung für einzelne Messstellen farblich gekennzeichnet (rosa Kreis). Im hessischen Ried war die Anzahl der Vorhersage für richtige Nicht-Vorkommen wieder sehr hoch (schwarzer Kasten).



**Abbildung 33: Geographische Verbreitungskarten der Art *Pot. pectinatus* für das Bundesland Hessen.** In der Karte sind alle Vorkommen und Nicht-Vorkommen abgebildet, die anhand des ACP-Modells berechnet und anschließend mit der confusion-Matrix in a, b, c und d eingeteilt wurden (N=172). Ein Vergleich mit dem alternativen Modell wie für die anderen Arten war nicht möglich, da nur ein Modell erstellt werden konnte. Trotzdem sind vor allem Unterschiede zu den anderen Arten in der Region des hessischen Rieds und des Rheins zu sehen. Für *Pot. pectinatus* sind hier viele richtige Vorkommen durch das Modell gefunden worden (schwarze Kästen).

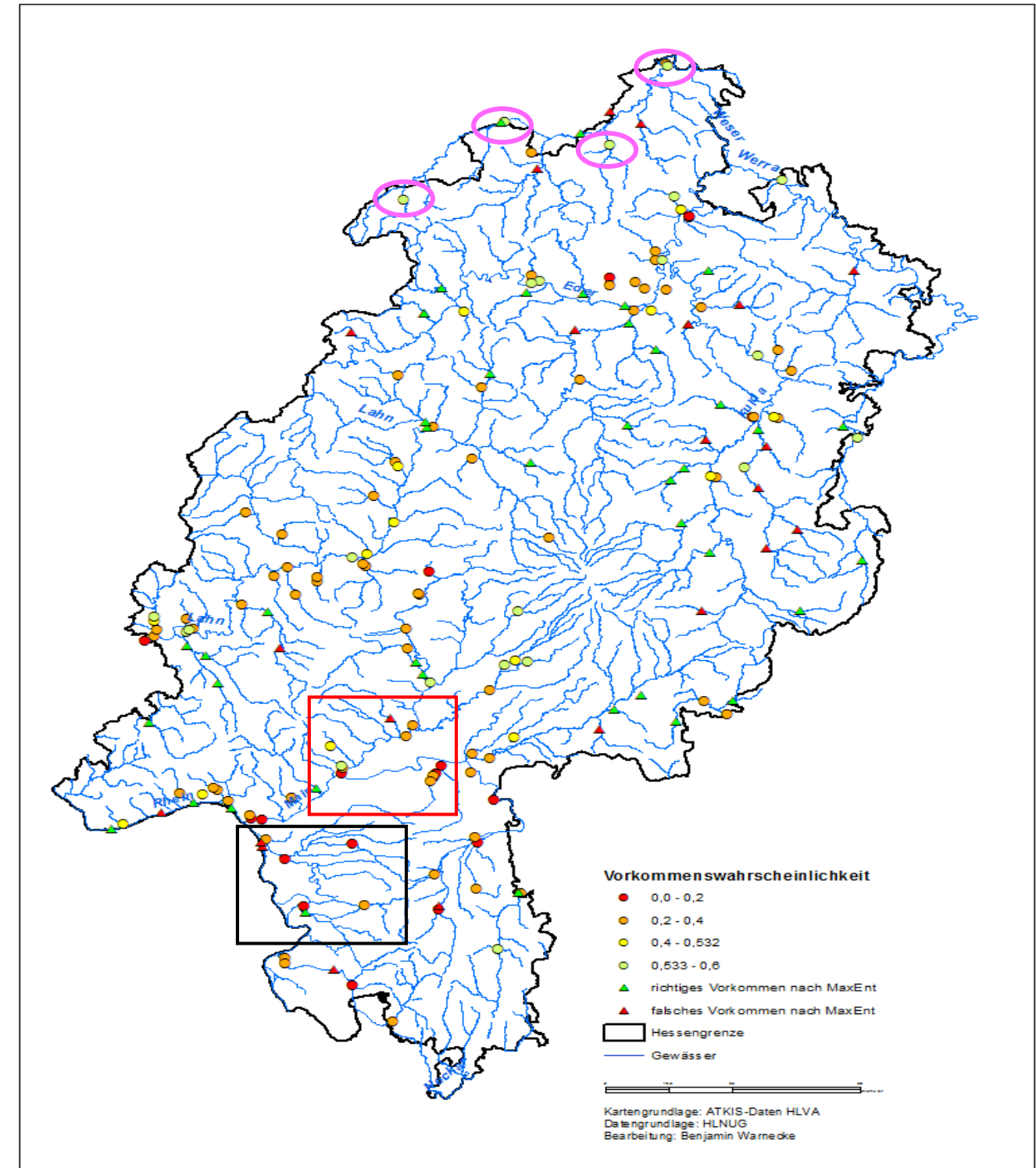
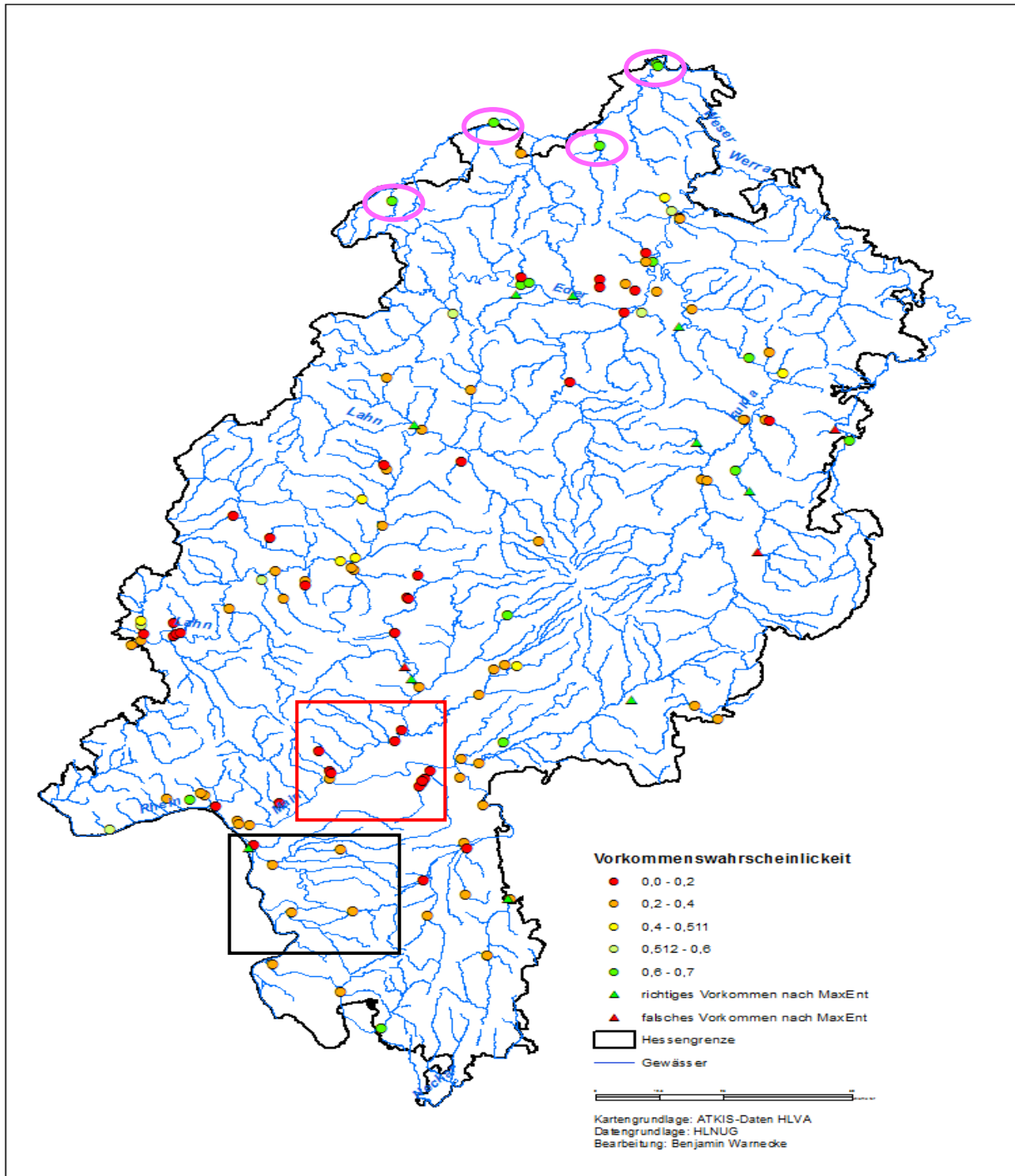


#### **4. Verbreitungskarten für die prognostizierten Vorkommen anhand der MaxEnt-Modellierung für die sechs untersuchten Arten**

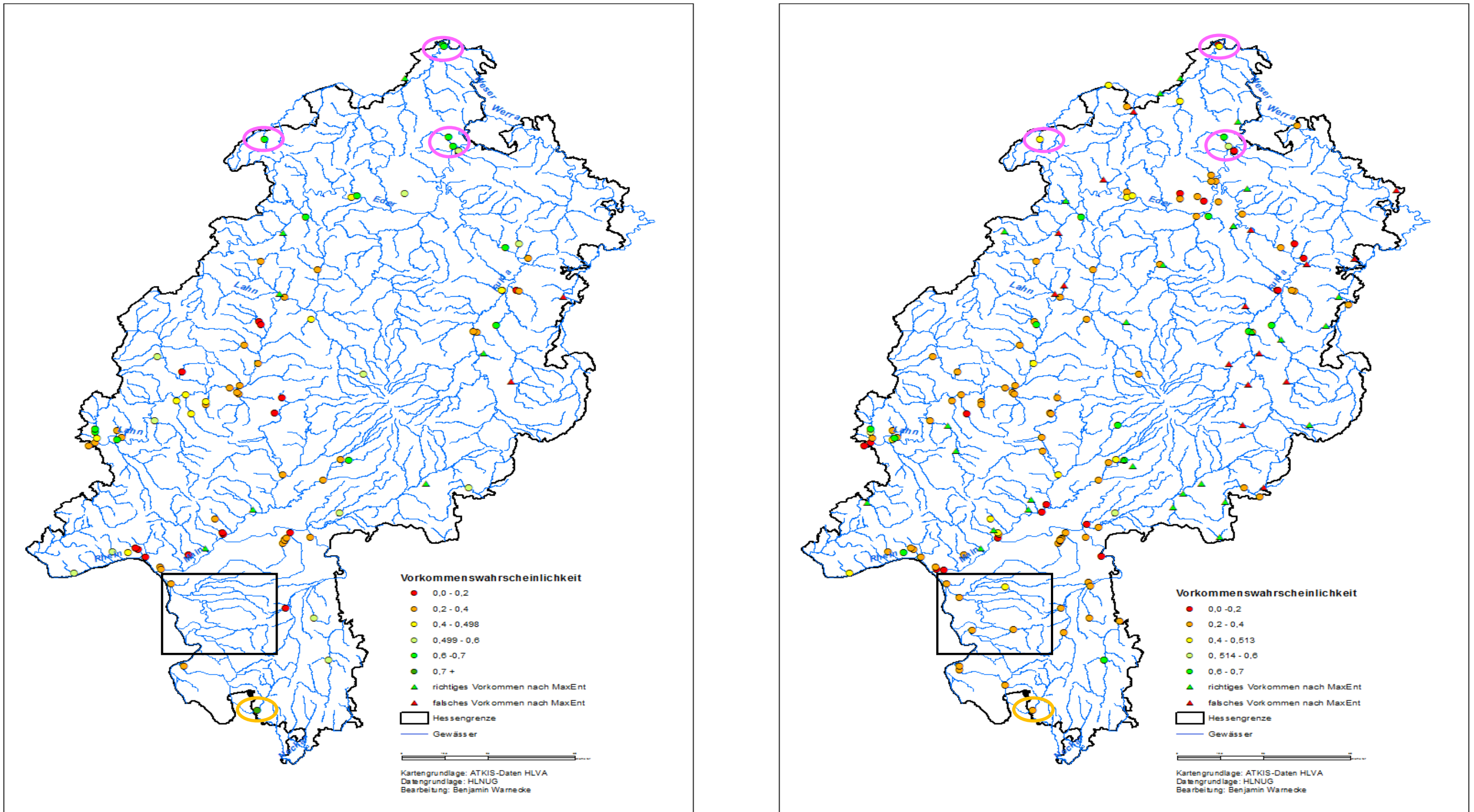
Für das ACP-Modell der Art *F. antipyretica* gingen insgesamt 123 Messstellen für die Erstellung der Verbreitungskarte für potentielle Vorkommen ein. Davon lag die Wahrscheinlichkeit für ein Vorkommen für 100 Stellen unterhalb des Schwellenwerts. Für 23 Probestellen lag der Wert darüber. Von den 23 Stellen wurde für 16 Stellen eine Vorkommenswahrscheinlichkeit von 60%-70% ermittelt. Im alternativen Modell betrug die Anzahl der möglichen Habitate 125. Von diesen konnte ich für 22 ein mögliches Vorkommen oberhalb des Schwellenwerts finden. Die Wahrscheinlichkeit der jeweiligen Vorkommen lag jedoch unter 60% (Abbildung 34). Dabei waren die Unterschiede zwischen den beiden Modellen gut zu erkennen. Im hessischen Ried prognostizierten beide Modelle sehr geringe Vorkommenswahrscheinlichkeiten. Im ACP-Modell waren diese jedoch höher als im alternativen Modell. Andersherum verhielt es sich für viele Zuflüsse des Mains und der Nidda. Hier waren die Prognosen des ACP-Modells schlechter als die des alternativen Modells, auch wenn beide häufig kein Vorkommen vorhersagten. An der Nordgrenze zu Niedersachsen gab es vor allem im ACP-Modell einige Stellen die mit einer Wahrscheinlichkeit von über 60% ausgegeben wurden. Diese wurden auch im alternativen Modell mit einem möglichen Vorkommen für die Art erkannt. Hier lagen die Wahrscheinlichkeiten jedoch häufig darunter. Das ACP-Modell der Art *P. riparioides* konnte auf 84 der Habitate mit unbekanntem Vorkommen angewendet werden. Für 25 davon konnte ich eine Vorkommenswahrscheinlichkeit von 50%-70% ermitteln. Eine Messstelle lag sogar bei über 70% Wahrscheinlichkeit. Im alternativen Modell lag die Anzahl der möglichen Habitate bei 126. Für nur 15 Stellen konnte ein Vorkommen oberhalb des Schwellenwertes ermittelt werden. Die Wahrscheinlichkeit der Vorkommen betrug dort jedoch bis zu 70% (Abbildung 35). Im Falle des ACP-Modells von *P. riparioides* wird deutlich, dass die Nutzung eines bestimmten Parameters die Anzahl der Prognosen reduzierte. Hier war es die Wassertemperatur, deren Wert an einigen der möglichen Habitate fehlte. Somit entstand z.B. eine Fläche ohne Messstellen im hessischen Ried. Eine gute Prognose wurde für einige Stellen in Nordhessen durch das ACP-Modell abgegeben, die denen aus dem ACP-Modell der Art *F. antipyretica* ähnlich waren. Das alternative Modell von *P. riparioides* prognostizierte hier schlechtere Vorkommenswahrscheinlichkeiten. In einem Fall erreichte die vorhergesagte Wahrscheinlichkeit einen Wert von über 70% im ACP-Modell. Diese

Messstelle in Südhessen wurde vergleichsweise im alternativen Modell als deutlich schlechter für ein mögliches Vorkommen bewertet. Die Verbreitungskarte des dritten Mooses *L. riparium* enthielt für das ACP-Modell 122 Vorkommen. Die Anzahl der Messstellen unterhalb des Schwellenwerts lag bei 106 und somit unterhalb einer Wahrscheinlichkeit von 47%. Die 16 Stellen oberhalb der Schwelle besaßen nur eine maximale Wahrscheinlichkeit von 60%. Das alternative Modell prognostizierte sehr ähnliche Werte auf die 126 möglichen Stellen. Hier konnte für 18 Habitate ein vermeintliches Vorkommen gefunden werden, das jedoch auch nur mit einer Wahrscheinlichkeit von maximal 60% (Abbildung 36). Ein sehr diffuses Bild ergab sich für Messstellen im Bereich der Fulda. Hier wurden durch MaxEnt im alternativen Modell viele wirkliche Vorkommen unterschiedlich nach richtig und falsch eingeteilt. Bei unbekanntem Habitaten in sehr geringer räumlicher Nähe wurden anschließend Vorkommen prognostiziert die einerseits mit richtigen Vorkommen übereinstimmen könnten, andererseits aber nicht zu den falschen Vorkommen passen. Im Bereich der nordhessischen Messstellen, die auffällig in den Modellen der anderen beiden Moosarten waren, ergab sich für *L. riparium* ein umgekehrtes Bild. Hier prognostizierte das alternative Modell teils bessere Vorkommenswahrscheinlichkeiten als das ACP-Modell. Das ACP-Modell für *Ca. platycarpa* konnte ich auf 123 Messstellen mit unbekanntem Vorkommen anwenden. Davon wurde für 27 ein potentiell Vorkommen oberhalb des Schwellenwerts gefunden. Sechs Stellen wiesen dabei eine Wahrscheinlichkeit von über 70% auf, bei den restlichen 21 lag die Wahrscheinlichkeit zwischen 52% und 70%. Im alternativen Modell lag die Anzahl der Vorkommen insgesamt bei 126. Bei 35 Stellen lag die Wahrscheinlichkeit oberhalb von 48%, die der Schwelle eines potentiellen Vorkommens entsprach (Abbildung 37). Vor allem im unteren Bereich der Lahn wurden in beiden Modellen mehrere mögliche Vorkommen für die Art gefunden. Anders sah es für die bereits erwähnten Messstellen in Nordhessen aus. Für diese wurden in beiden Modellen Vorkommen unterhalb des Schwellenwerts prognostiziert. In einem Fall wurde in beiden Modellen für eine Messstelle eine sehr gute Prognose des Vorkommens getätigt, die in unmittelbarer Nähe einer Messstelle mit einem angeblich falschen Vorkommen lag. Andererseits konnte zumindest im alternativen Modell ein Habitat in sehr geringem Abstand zu einem, als richtig, ausgegebenen Vorkommen in beiden Modellen mit einer sehr hohen Vorkommenswahrscheinlichkeit gefunden werden. 83 mögliche Habitate kamen für die Vorhersage des ACP-Modells der Art *R. fluitans* in Frage. Von diesen lag bei 30

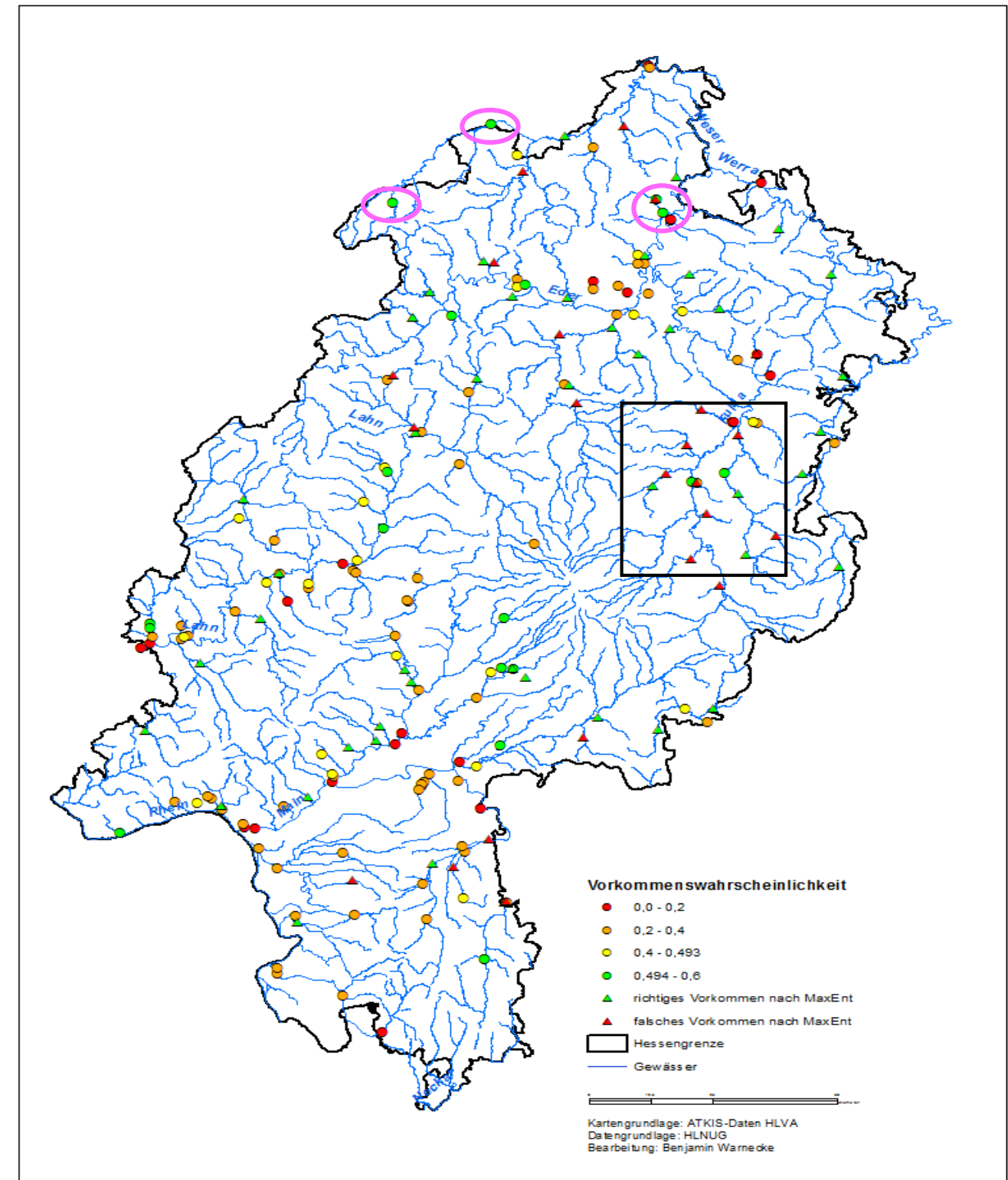
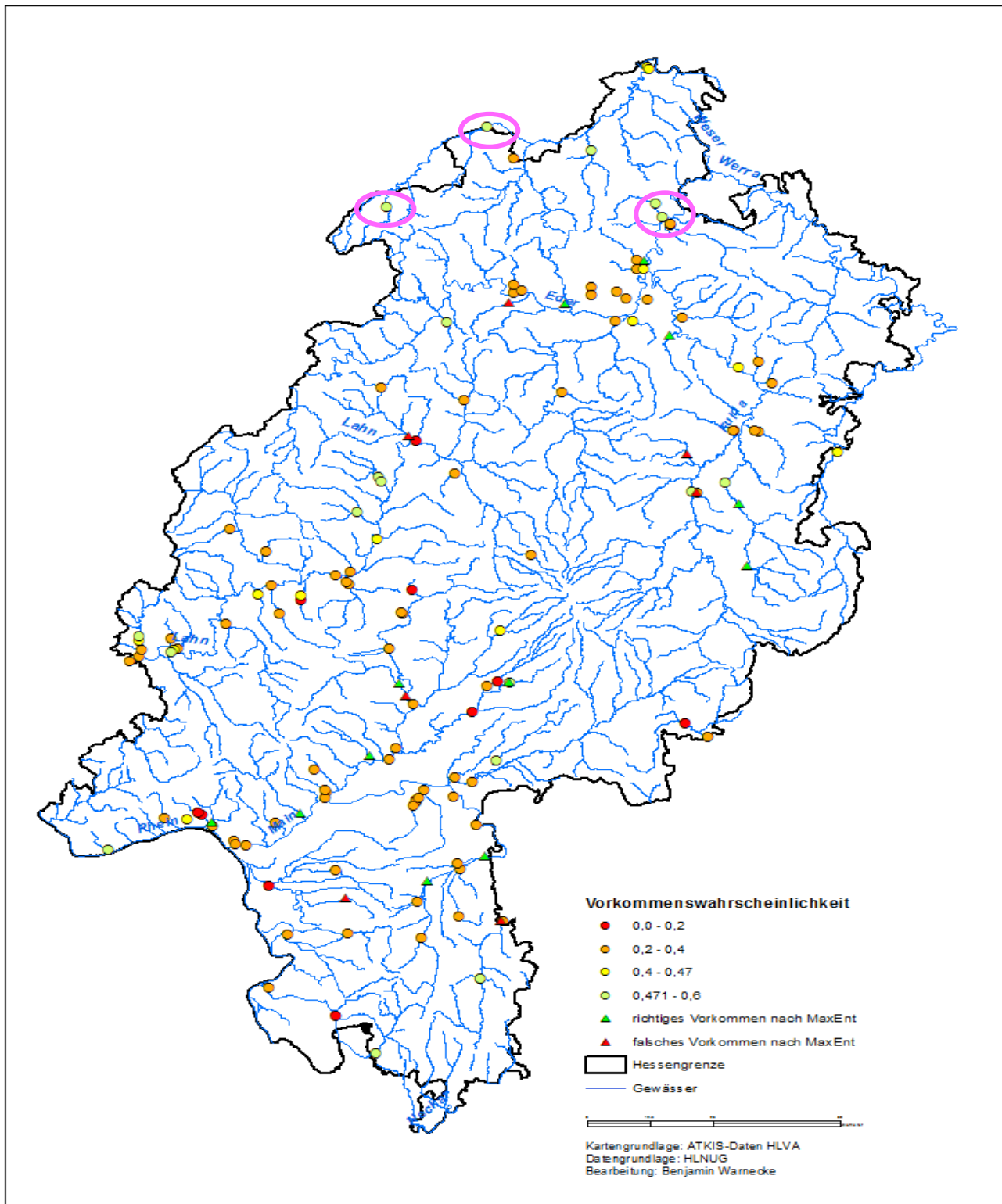
ein potentiell Vorkommen mit einer Wahrscheinlichkeit von über 51% vor. Vier Stellen besaßen sogar eine Wahrscheinlichkeit jenseits von 70%. Im alternativen Modell lag das Verhältnis von möglichen Habitaten und wahrscheinlichen Habitaten bei 122 zu 23. Von den 23 wahrscheinlichen Vorkommen lag die Vorkommenswahrscheinlichkeit bei sechs Messstellen über 70% (Abbildung 38). Die Verbreitungskarten beider Modelle zeigten zum ersten Mal deutliche Abweichungen voneinander. Diese beruhten vor allem auf der unterschiedlichen Verwendung der Parameter für die Erstellung der Modelle. Im Bereich der Rheinzuläufe und entlang der Lahn waren die Prognosen im ACP-Modell deutlich besser als im alternativen Modell. Gleichzeitig waren im alternativen Modell häufig richtige Vorkommen in unmittelbarer Nähe zu Messstellen die eine sehr niedrige prognostizierte Vorkommenswahrscheinlichkeit besaßen. Im einzigen Modell der Art *Pot. Pectinatus* betrug die Anzahl der möglichen Vorkommen 126. Von diesen lag für 58 ein wahrscheinliches Vorkommen oberhalb des Schwellenwerts vor. Die Vorkommenswahrscheinlichkeit betrug in 26 Fällen zwischen 60% und 70% (Abbildung 39). Die Prognosen des Modells waren vor allem für Stellen am Rhein und der Mainmündung im Vergleich mit den richtigen Vorkommen zutreffend. Für die Nidda waren sie hingegen nicht eindeutig, da hier einerseits einige wahrscheinliche Vorkommen gefunden wurden, andererseits aber auch sehr unwahrscheinliche.



**Abbildung 34: Hypothetische Verbreitungskarten der Art *F. antipyreica* basierend auf dem ACP-Modell (links) und dem alternativen Modell (rechts) für mögliche Habitate im Bundesland Hessen.** Im hessischen Ried prognostizierten beide Modelle keine Vorkommen, jedoch unterschieden sich die Wahrscheinlichkeiten beider Modelle voneinander (schwarzer Kasten). Die Zuflüsse des Mains und der Nidda (roter Kasten) wurden im ACP-Modell häufiger mit geringeren Wahrscheinlichkeiten im Vergleich gesehen. An der Landesgrenze zu Niedersachsen prognostizierte das ACP-Modell für einige Messstellen eine hohe Vorkommenswahrscheinlichkeit. Diese Tendenz deckte sich mit dem Ergebnis des alternativen Modells, auch wenn hier die Wahrscheinlichkeiten etwas niedriger ausfielen (rosa Kreise). Zur Orientierung wurden die wirklichen Vorkommen (Dreiecke) und ihre Vorhersage als richtig und falsch aus beiden Modelle mit eingezeichnet. Der Farbverlauf der prognostizierten Vorkommen ist von Rot nach Grün dargestellt und beinhaltet die Schwellenwerte des jeweiligen Modells.

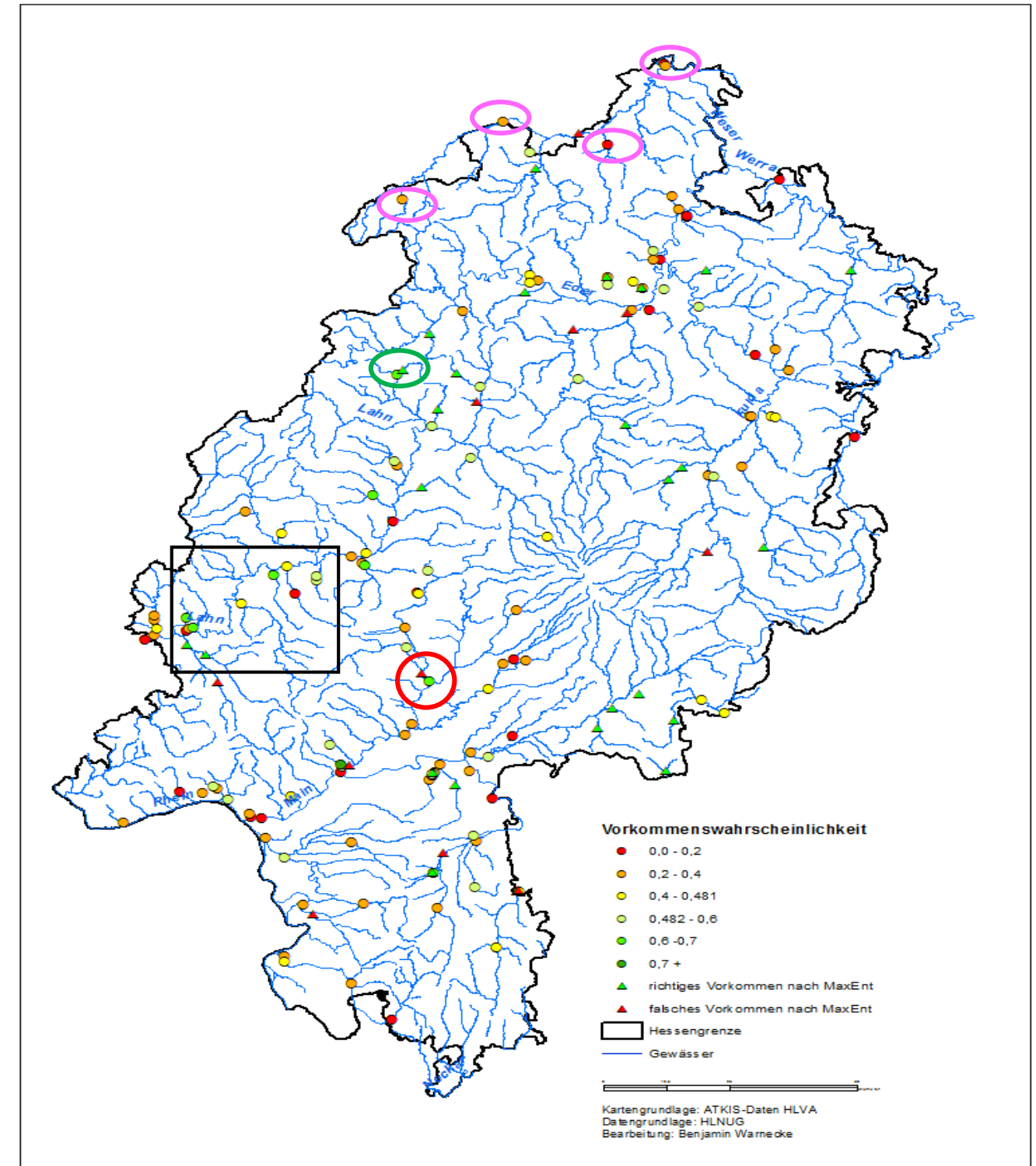
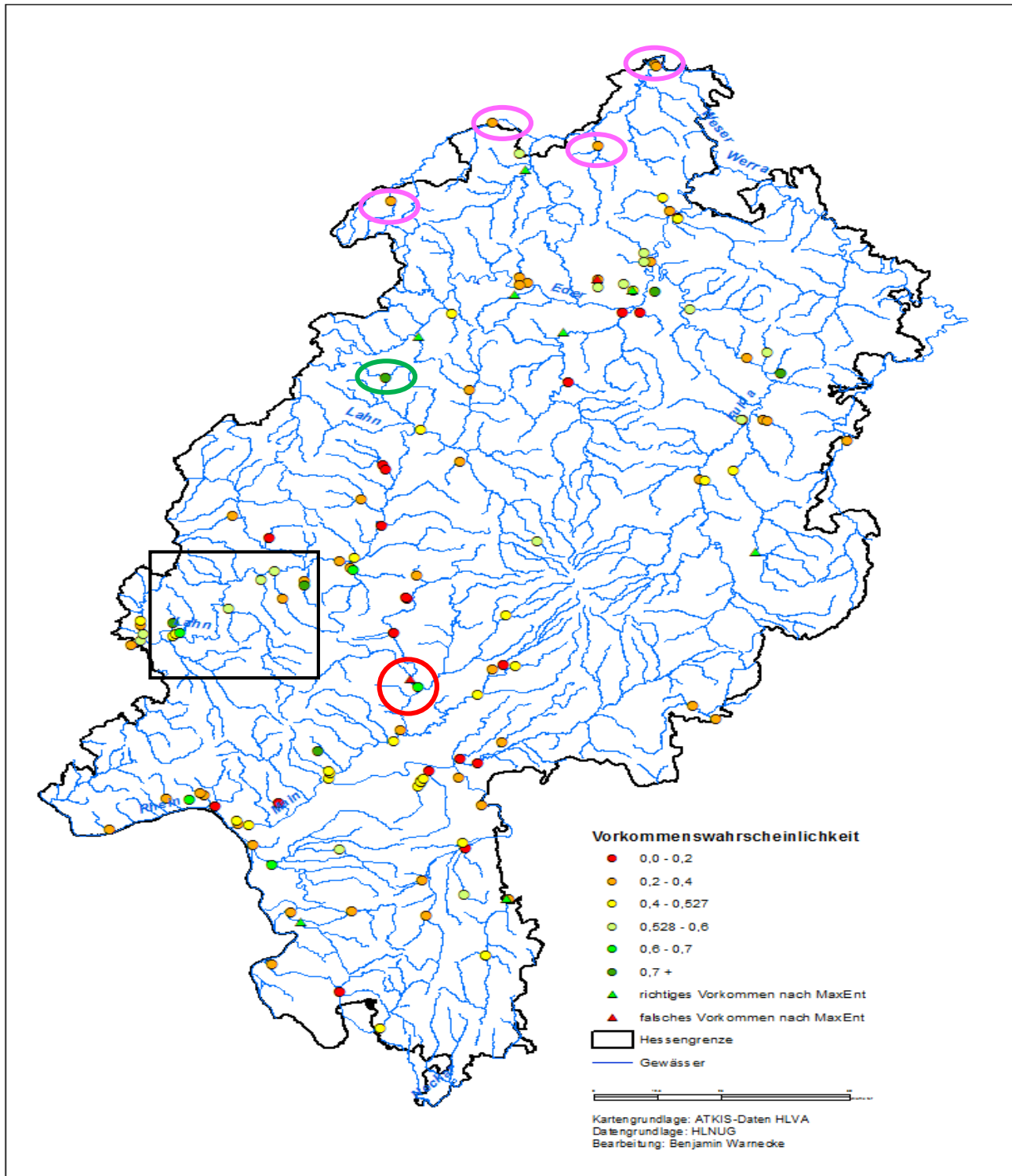


**Abbildung 35: Hypothetische Verbreitungskarten der Art *P. riparioides* basierend auf dem ACP-Modell (links) und dem alternativen Modell (rechts) für mögliche Habitate im Bundesland Hessen.** Im hessischen Ried fehlten auf Grund unvollständiger Parameterwerte der Temperatur einige der möglichen Habitate. Im alternativen Modell waren diese hingegen anwesend, wurden aber mit niedrigen Vorkommenswahrscheinlichkeiten versehen (schwarzer Kasten). An der Landesgrenze zu Niedersachsen prognostizierte das ACP-Modell für einige Messstellen eine hohe Vorkommenswahrscheinlichkeit. Diese deckten sich nicht mit dem Ergebnis des alternativen Modells, da hier die Vorkommen meist unterhalb des Schwellenwerts blieben (rosa Kreise). Eine Messstelle in Südhessen wurde sehr unterschiedlich in beiden Modellen prognostiziert. Im ACP-Modell lag hier die Wahrscheinlichkeit oberhalb von 70%, im alternativen Modell hatte sie einen Wert weniger als 51% (orangener Kreis). Zur Orientierung wurden die wirklichen Vorkommen (Dreiecke) und ihre Vorhersage als richtig und falsch aus beiden Modelle mit eingezeichnet. Der Farbverlauf der prognostizierten Vorkommen ist von Rot nach Grün dargestellt und beinhaltet die Schwellenwerte des jeweiligen Modells.

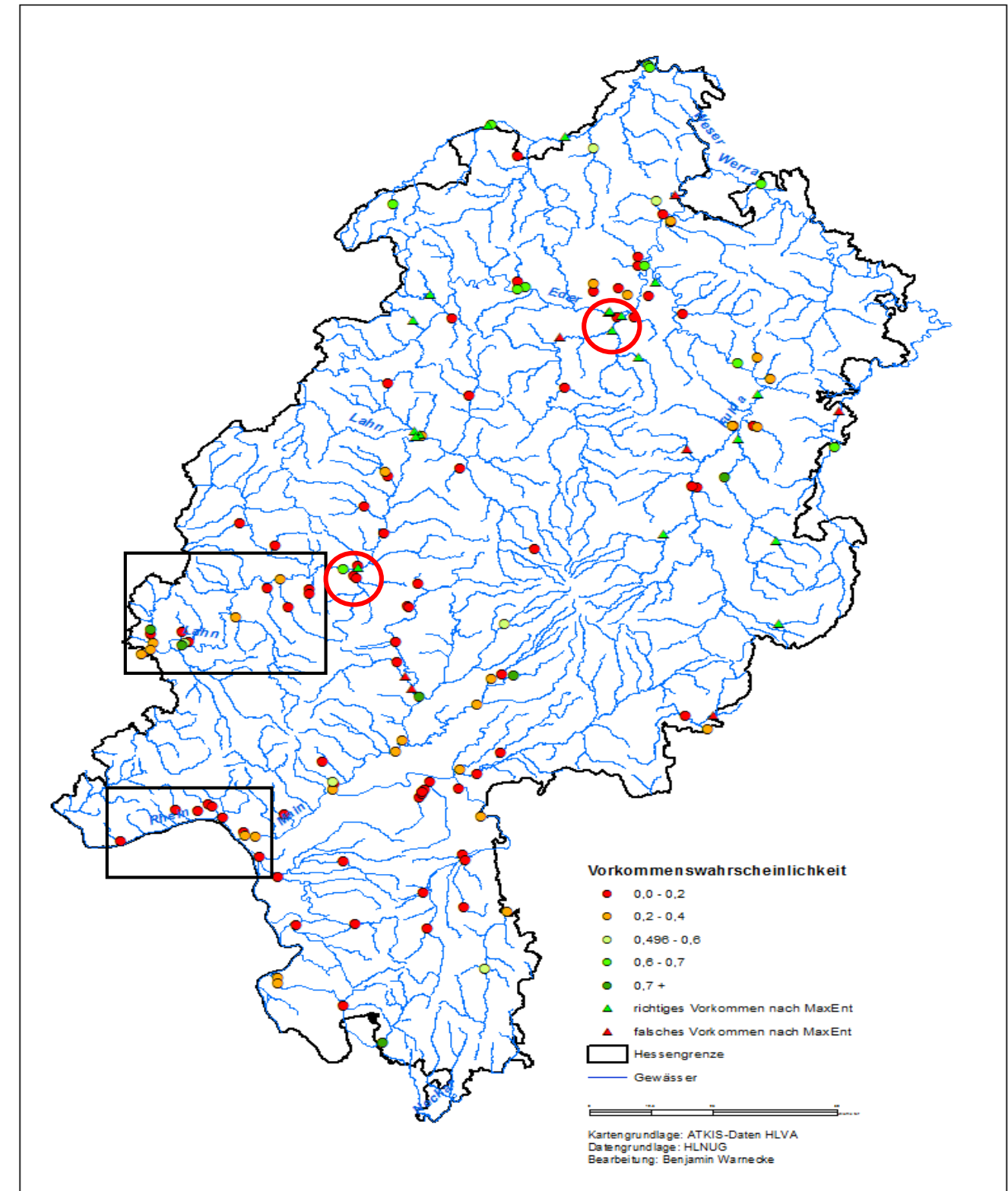
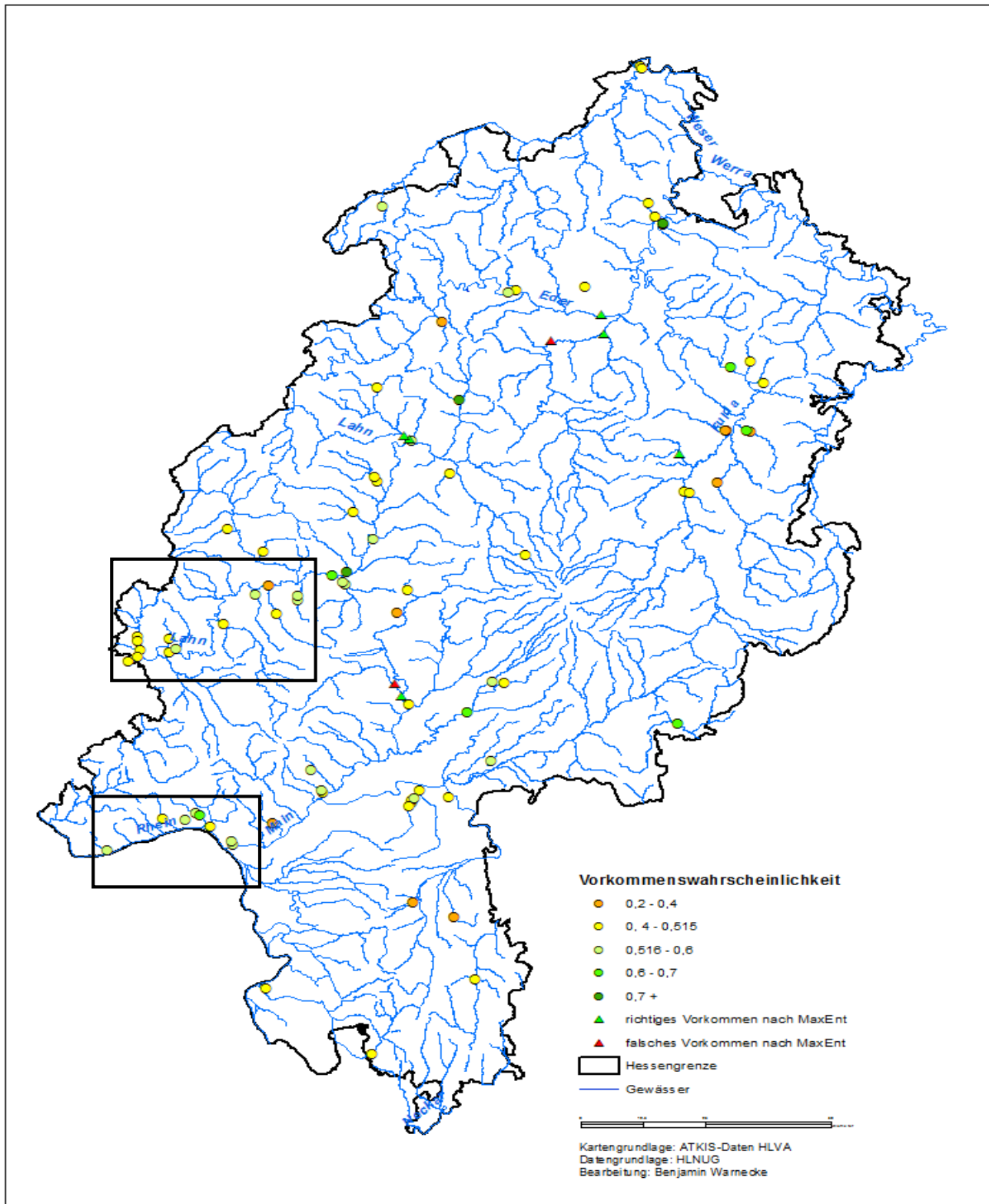


**Abbildung 36: Hypothetische Verbreitungskarten der Art *L. riparium* basierend auf dem ACP-Modell (links) und dem alternativen Modell (rechts) für mögliche Habitate im Bundesland Hessen.** Im alternativen Modell war die Region der Fulda auffällig. Hier lagen einige richtige und falsche Vorkommen in räumlicher Nähe. Die prognostizierten Vorkommen für die unbekannt Habitate passten teilweise zu den wirklichen Vorkommen, wichen aber auf der anderen Seite auch von ihnen ab (schwarzer Kasten). Die bereits in den anderen Moosen hervorgehobenen Messstellen in Nordhessen wurden für *L. riparium* im alternativen mit teilweise höheren Wahrscheinlichkeiten prognostiziert (rosa Kreise). Zur Orientierung wurden die wirklichen Vorkommen (Dreiecke) und ihre Vorhersage als richtig und falsch aus beiden Modelle mit eingezeichnet. Der Farbverlauf der prognostizierten Vorkommen ist von Rot nach Grün dargestellt und beinhaltet die Schwellenwerte des jeweiligen Modells.



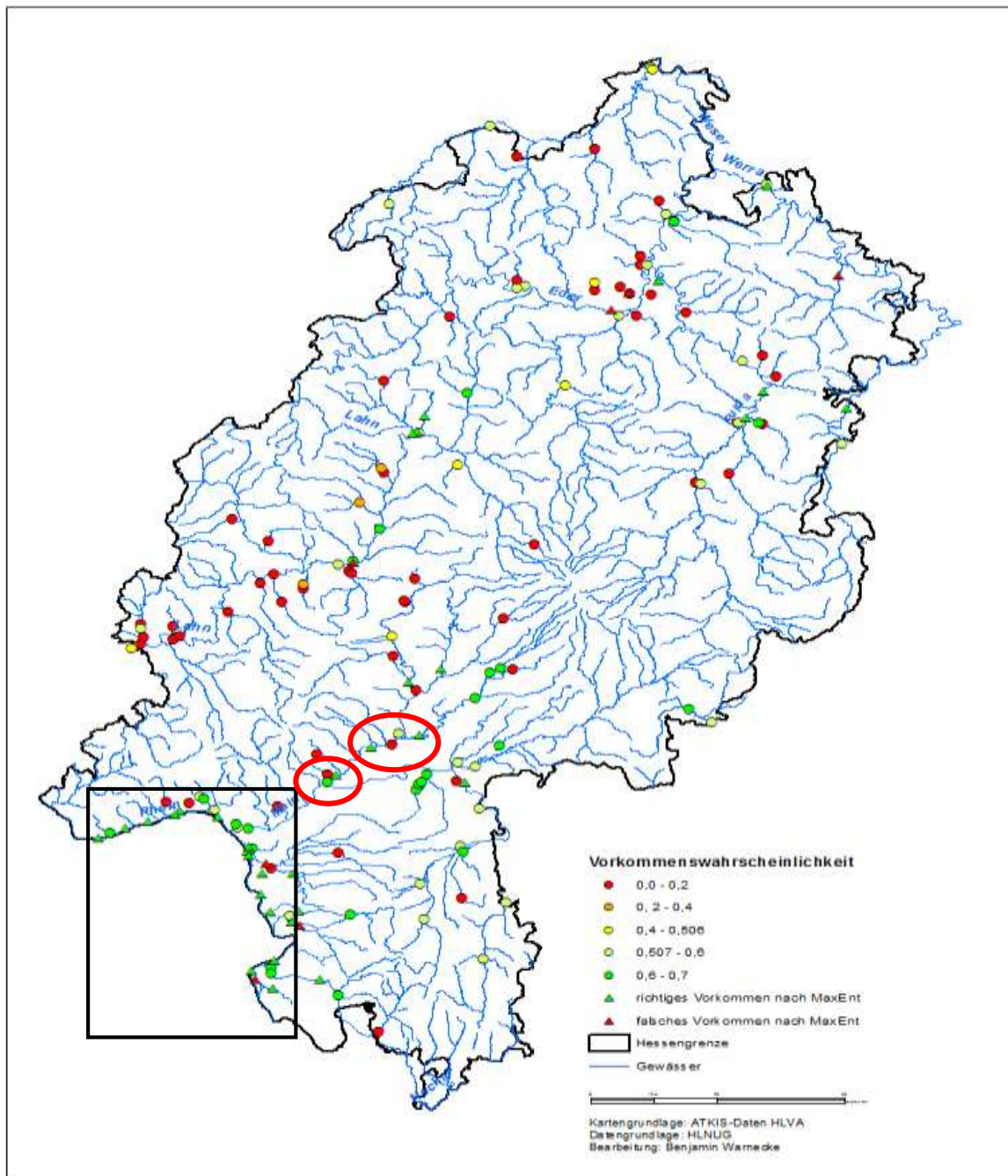


**Abbildung 37: Hypothetische Verbreitungskarten der Art *Ca. platycarpa* basierend auf dem ACP-Modell (links) und dem alternativen Modell (rechts) für mögliche Habitate im Bundesland Hessen.** Für den unteren Lauf der Lahn und seine Nebengewässer konnten in beiden Modellen teilweise gute Prognosen für ein wahrscheinliches Vorkommen gefunden werden (schwarzer Kasten). Für einige Messstellen in Nordhessen wurden im Vergleich mit den drei Moosarten schlechtere Vorkommenswahrscheinlichkeiten in beiden Modellen gefunden (rosa Kreise). In einem Einzelfall konnte eine gute Prognose für eine Messstelle gefunden werden, die in unmittelbarer Nähe eines, als richtig gekennzeichnetem, Vorkommen aus dem alternativen Modell lag (grüner Kreis). Auf der anderen Seite gab es einen gegensätzlichen Fall, indem eine gute Prognose in direkter Nähe zu einem falschen Vorkommen gefunden wurde (roter Kreis). Zur Orientierung wurden die wirklichen Vorkommen (Dreiecke) und ihre Vorhersage als richtig und falsch aus beiden Modelle mit eingezeichnet. Der Farbverlauf der prognostizierten Vorkommen ist von Rot nach Grün dargestellt und beinhaltet die Schwellenwerte des jeweiligen Modells.



**Abbildung 38: Hypothetische Verbreitungskarten der Art *R. fluitans* basierend auf dem ACP-Modell (links) und dem alternativen Modell (rechts) für mögliche Habitate im Bundesland Hessen.** Entlang der unteren Lahn und einigen Zuflüssen des Rheins konnten in beiden Modellen deutlich abweichende Prognosen für ein wahrscheinliches Vorkommen gefunden werden (schwarzer Kästen). Hier waren die Prognosen des ACP-Modells in der Regel deutlich besser als im alternativen Modell. Vor allem im alternativen Modell konnte man fragwürdige Prognosen beobachten. An einigen Stellen wurden korrekte Vorkommen in direkter Nähe zu sehr niedrigen prognostizierten Vorkommen gefunden (rote Kreise). Zur Orientierung wurden die wirklichen Vorkommen (Dreiecke) und ihre Vorhersage als richtig und falsch aus beiden Modelle mit eingezeichnet. Der Farbverlauf der prognostizierten Vorkommen ist von Rot nach Grün dargestellt und beinhaltet die Schwellenwerte des jeweiligen Modells.





**Abbildung 39: Hypothetische Verbreitungskarten der Art *Pot. pectinatus* basierend auf dem ACP-Modell für mögliche Habitate im Bundesland Hessen.** Mögliche Habitate entlang des Rheins und der Mainmündung wurden in der Regel mit einer hohen Wahrscheinlichkeit eines Vorkommens erkannt (schwarzer Kasten). Diese Beobachtung ist durch die vielen richtigen Vorkommen durchaus plausibel. Dafür waren einige Stellen an der Nidda nicht eindeutig, da hier sowohl bessere als auch schlechtere Prognosen erfolgten (rote Kreise). Zur Orientierung wurden die wirklichen Vorkommen (Dreiecke) und ihre Vorhersage als richtig und falsch mit eingezeichnet. Der Farbverlauf der prognostizierten Vorkommen ist von Rot nach Grün dargestellt und beinhaltet die Schwellenwerte des Modells.

## IV Diskussion

### 1. Vergleich der Bewertungsverfahren

Auf den ersten Blick erscheint der Vergleich der Ergebnisse aus den beiden Bewertungsverfahren als sehr eindeutig. Das NRW-Verfahren erlaubte die Bewertung von mehr Messstellen und erreichte im direkten Vergleich der Messstellen bei rund 65% eine bessere Bewertung. Auch die Anzahl von 166 Messstellen, die einen Unterschied von mindestens einer ökologischen Zustandsklasse aufweisen, deuten auf eine unterschiedliche Interpretation der Kartierungsdaten in beiden Verfahren hin. Diese Beobachtungen könnte man als Argument nutzen und sagen, dass das NRW-Verfahren das bessere Verfahren zur Bewertung der Fließgewässer ist. Auf den zweiten Blick jedoch muss man die inhaltlichen Unterschiede beider Verfahren betrachten und ihre Aussagekraft daran messen. Bei Phylib wird die ökologische Zustandsklasse mit Hilfe einer Software berechnet. Dabei werden am Ende Dezimalzahlen mit mehreren Kommastellen gebildet, die durch auf- bzw. abrunden ganze Zahlen ergeben, die anschließend der ÖZK entsprechen. Somit wird beispielsweise für Messstellen mit dem Wert 2,48 eine ÖZK von 2 ausgegeben. Auf der anderen Seite erhalten Stellen mit dem Wert 2,51 die Endnote 3. Die Differenz zwischen beiden Messstellen ist faktisch nur 0,03, aber beide Gewässer unterschieden sich in der ÖZK am Ende um eins. Im NRW-Verfahren hingegen entfällt eine solche Art der Bewertungsunterschiede durch die händische Auswertung mit Hilfe der Bewertungstabellen.

Ein weiterer wichtiger inhaltlicher Unterschied zwischen beiden Verfahren ist die Einstufung der Arten selbst. Phylib unterteilt Arten in die drei Klassen: Leitart, indifferente Art und Störzeiger und berechnet aus den jeweiligen Quantitäten die Zustandsklasse. Ich möchte dieses am Beispiel der Art *Fontinalis antipyretica* erläutern. Die Art wird in Phylib als indifferente B-Art für die Gewässertypen MRS und MP geführt. Lediglich für Gewässer des Typs MRK wird sie als A-Art geführt. Im NRW-Verfahren wird sie hingegen als leitbildkonforme Art für alle Gewässer der Typen 5, 5.1, 6, 7, 9, 9.1 und 9.2 gelistet (vgl. WEYER, K. VAN DE, 2015). Vergleicht man nun die Kartierung einer Messstelle des Typs 5 (NRW) bzw. MRS (Phylib) an der *F. antipyretica* als häufigste und somit dominante Art gefunden wurde und keine Störzeiger anwesend waren, geht ihr Vorkommen in Phylib nur in

die Gesamtquantität aller gefundenen Arten mit ein, im NRW-Verfahren hingegen bestimmt sie maßgeblich die Zustandsbewertung. *F. antipyretica* ist bei der unterschiedlichen Einstufung keineswegs ein Einzelfall. Einige Arten, wie *Platyhypnidium riparioides*, *Callitriche platycarpa* und *Ranunculus fluitans* mit denen ich mich in meiner Arbeit intensiver beschäftigt habe, gehören auch zu den Arten, die im NRW-Verfahren Messstellen generell besser bewerten (vgl. WEYER, K. VAN DE, 2015). Auf der anderen Seite wird das Vorkommen einiger Arten, wie beispielsweise *Sparganium emersum* unterschiedlich behandelt. Um bei meinem Fall eines Typ 5 Gewässers zu bleiben, würde das Vorkommen von *S. emersum* in Phylib als C-Art mit in die Bewertung eingehen. Im NRW-Verfahren werden nur Dominanzbestände der *Sparganium emersum*-Gesellschaft für diesen Gewässertyp als Anzeichen einer anthropogenen Störung erfasst. Subdominante Vorkommen der Art bleiben dabei unberücksichtigt. Wie ich im einleitenden Teil meiner Arbeit erwähnt habe, wird gerade eine Überarbeitung von Phylib durchgeführt. Ein Teilaspekt davon soll die Neueinstufung von bestimmten Arten, unter anderem *F. antipyretica*, in eine vierte Klasse, B+, sein. Ich erwarte, dass in meinem genannten Beispiel eine Annäherung der Bewertungen beider Verfahren durch die bessere Einstufung der Art als B+ erfolgen wird.

Ein weiterer Faktor für die unterschiedlichen Bewertungen beider untersuchten Verfahren kann die Phylib-spezifische Einteilung der Gewässertypen in die Klassen MRS, MRK und MP sein. Diese Einteilung beruht vor allem auf der Tiefe und Breite des Gewässers (Anhang Tabelle A4). Anhand des Ergebnisses aus Abbildung 7, dass ich für die 96 Messstellen mit eigenständig geändertem Gewässertyp erhalten habe, sieht man dass die Einteilung nach anderen Kriterien (Fischregions-Index und Einzugsgebiet) zu einer unterschiedlichen Zustandsklasse für die Gewässer kommen kann. Von den 69 bewertbaren der insgesamt 96 Messstellen, unterschieden sich immerhin 42 Stellen in ihrer Bewertung voneinander. Das meine Einteilung den eigentlichen Charakter einer Messstelle dabei besser widerspiegelt bleibt fraglich. Um dieses zu veranschaulichen möchte ich es an dem Beispiel der Messstelle Schwarzbach, oberhalb von Nauheim (MST-ID 10076, Probenjahr 2005) zeigen. In Phylib wird der Schwarzbach mit dem Gewässertyp MRK angegeben, meine Einteilung hingegen vergibt den Typ MP. Die Bewertung mit dem Standardtyp MRK ergab eine ÖZK von 3, die Bewertung nach meiner Einteilung ergab jedoch 2. An dieser Messstelle wurden Vorkommen der Arten

*Myriophyllum spicatum*, *Potamogeton nodosus*, *Callitriche brutia* var. *hamulata*, *Berula erecta* und *Sparganium emersum* gefunden. Im NRW-Verfahren habe ich für den Schwarzbach den LAWA-Typ 19 verwendet, der nochmals in 19r (rhithral) und 19p (potamal) aufgeteilt wird. Die Bewertung des Schwarzbachs lautete für 19r sehr gut bzw. 1 und für 19p unbefriedigend bzw. 4. Zusammenfassend hab ich vier unterschiedliche Zustandsklassen für ein und dasselbe Gewässer gefunden. Um das Ergebnis des NRW-Verfahren zu plausibilisieren habe ich die physikalischen Parameter des Protokolls zur Hilfe genommen und anhand derer den Typ 19r für wahrscheinlicher gehalten. Die eher rhithrale Ausprägung der Messstelle spricht damit für den Gewässertyp MRK den Phylib standardmäßig nutzt. Dennoch beträgt der Unterschied der ÖZK von Phylib und von NRW in diesem Fall zwei Klassen. Nach Anwendung meiner Einteilung liegt er immerhin nur bei einer Klasse. Zusätzlich tritt das bereits geschilderte Problem mit der Einstufung der Arten am dieser Messstelle auf, da *Myriophyllum spicatum* als dominante Art gefunden wurde. Dieses Beispiel zeigt, dass die Ermittlung der Zustandsklasse für den Schwarzbach nicht eindeutig ist.

Auch makrophytenarme- bzw. freie Stellen werden von beiden Verfahren unterschiedlich bewertet. In Phylib kann auf Grund der Kriterien für die erforderliche Gesamtquantität häufig kein Ergebnis berechnet bzw. das Ergebnis als gesichert angegeben werden. Das NRW-Verfahren bietet jedoch diese Möglichkeit. Dennoch war es mir als Anwender des Verfahrens häufig nicht möglich den Grund für das Fehlen der Makrophyten anhand der Protokolle der Bearbeiter zu erkennen. Neben diesem Punkt gab es noch einen weiteren Fall, der die Anwendung des NRW-Verfahren schwierig gestaltete. Die Art *Cladophora glomerata* war mit über 120 Vorkommen die am häufigsten in den mir zur Verfügung stehenden Daten vorhanden. Hierbei handelt es sich um eine fädige Grünalge, die häufig makroskopisch gut zu erkennen ist. Dennoch wird die Art in Phylib nicht im Bewertungsmodul der Makrophyten geführt, sondern im Modul Phytobenthos ohne Diatomeen (SCHAUMBURG et al., 2012). Da ihre Vorkommen somit nicht zwangsläufig während der Makrophytenkartierung erhoben werden, fehlten die Vorkommen in den Protokollen der Jahre 2012 und 2014 vollständig. Die Gattung *Cladophora* gilt im NRW-Verfahren als eindeutiger Störzeiger sobald sie eine Fadenlänge von einem halben Meter erreicht (vgl. WEYER, K. VAN DE, 2015). Auf Grund der großen Anzahl der Vorkommen habe ich mich dafür

entschieden die Bewertung für Messstellen mit einem Vorkommen von *C. glomerata* durch zu führen. Das führte im Umkehrschluss dazu, dass Messstellen aus den Jahren 2012 und 2014 mitunter eine bessere Bewertung erhielten, da die Art für die Suche nach den Dominanzverhältnisse keine Rolle spielte. Dieses wirkte sich wiederum auf den Vergleich der Bewertungsverfahren aus. Durch das Vorkommen von *C. glomerata* als dominante Art konnten viele der betroffenen Messstellen mit einem bestenfalls mäßigen Zustand bewertet werden, wenn auf der anderen Seite ausreichend subdominante Arten anwesend waren. War dies jedoch nicht der Fall erhielten diese Messstellen die Bewertung unbefriedigend. Es zeigt sich also, dass die anfänglich angesprochene Deutlichkeit des Vergleichs nach Betrachtung der inhaltlichen Unterschiede weniger deutlich ist und man deshalb keines der beiden Verfahren auf Grund meiner Ergebnisse klar präferieren sollte. Auf Grund dessen ist auch eine plausible Erläuterung des Gutachters bzw. Probenehmers während der Kartierung vor Ort zwingend erforderlich, da man so die eigentlichen Bewertungsergebnisse anhand der Verfahren besser interpretieren kann. Auch stellen die Makrophyten für Phylib eine Teilkomponente der Bewertung dar und somit kann die endgültige Bewertung eines Gewässers von der durch die Makrophyten bestimmte Bewertung abweichen.

## **2. Zusammenhang der beiden Schätzgrößen für die Abundanz**

Anhand des Box-Plots aus Abbildung 8 wird erkennbar, warum ich den Abgleich der beiden Maßzahlen für die Abundanzschätzung, Häufigkeit und Deckungsgrad, durchgeführt habe. Für die beiden KOHLER-Klassen 4 und 5 waren sowohl die Minimal- als auch die Maximalwerte über den Gesamtbereich des Deckungsgrads verteilt. Wenn man Tabelle 4 als Orientierung benutzt, sollte eine derart große Varianz innerhalb der Häufigkeitsklassen eigentlich nicht vorhanden sein. Um somit auch einen Bearbeitereffekt auszuschließen, der wegen der subjektive Schätzung der beiden Maßzahlen von Bearbeiter zu Bearbeiter auftreten kann, ist das gefundene Ergebnis des Abgleichs, das einen einheitlichen Umgang für unterschiedlich große und häufige Vorkommen der Arten durch unterschiedliche Bearbeiter zeigt, umso wertvoller. Diesen subjektiven Effekt kann man somit anhand der statistisch signifikanten Unterscheide der Mediane nicht beobachten. Dazu kommt, dass mir die Bewertung von Messstellen mit einem fehlenden Wert für den Deckungsgrad aus dem Jahr 2005 mit Hilfe des NRW-Verfahren häufig

nicht möglich gewesen wäre, wenn sich ergeben hätte, dass ein fehlerhafter Umgang mit den Häufigkeitsklassen vorhanden wäre. Auch die weiteren statistischen Auswertungen, die ich auf der Grundlage des Deckungsgrades durchgeführt habe, hätten sich als schwierig gestaltet, wenn die beiden Schätzwerte unterschiedliche Tendenzen für das Vorkommen der Arten ausgesagt hätten. Dass das Problem mit der großen Varianz für bestimmte Häufigkeitsklassen anscheinend nicht nur in den von mir verwendeten Daten aus Hessen besteht, sondern teilweise auch in Datensätzen anderer Bundesländer vorhanden ist, unterstreicht die Notwendigkeit des durchgeführten Abgleichs der beiden wichtigen Kartierungsgrößen anhand der hessischen Daten. In der Bewertung des Gewässerzustands bilden die beiden Abundanzmaße die eigentliche Grundlage zur Durchführung der Verfahren, somit ist der einheitliche Gebrauch beider Schätzgrößen zwingend erforderlich.

### **3. Abhängigkeit der Gesamtdeckung und der Artenanzahl von abiotischen Faktoren**

Die von mir beobachtete Abhängigkeit der Gesamtdeckung bzw. Phytomasse von den Lichtverhältnissen half mir dabei grundlegende biologische Abläufe aus den verwendeten Daten zeigen zu können. Dabei ist die Verfügbarkeit von Licht für viele physiologische Vorgänge in Pflanzen ausschlaggebend. Dazu zählen unter anderem die Wachstumsrate und die Länge der Ruheperioden (KADEREIT et al., 2014). Das Licht bestimmt also, neben der Verfügbarkeit von Nährstoffen, wie schnell und wie viel die aquatischen Pflanzen wachsen können. Somit ist einerseits die stetige Zunahme der Gesamtdeckung bei steigender Verfügbarkeit von Licht für die untersuchten Messstellen zu erklären (Abbildung 9). Gleichzeitig beschränkt stärkere Beschattung die Anzahl geeigneter Habitate in den Gewässern. Hier können sich nur angepasste Arten, wie Moose, Algen und Flechten auf Dauer durchsetzen. Diese Tatsache reduziert zwangsläufig die Gesamtbiomasse in schattigen Gewässern. Gewässer die hingegen im Tagesverlauf überwiegend in der Sonne liegen, bieten häufig eine größere Besiedelungsfläche und somit mehr und größere Vorkommen der Arten. Der Landgraben unterhalb von Groß-Gerau (MST-ID 10085) ist beispielsweise ein Gewässer, das auf seiner Kartierungslänge nur sehr wenige beschattete Bereiche aufweist (Abbildung 40). Im Beprobungsjahr 2005 wurde hier eine Gesamtdeckung des Makrophytenvorkommens von über



80% ermittelt und im Jahr 2014 immerhin eine Deckung von ca. 50%. Anhand des Bildes meiner eigenen Beprobung aus dem letzten Sommer wird deutlich, dass heute der Großteil der Gewässersohle von Makrophyten bedeckt ist. Mit diesen Erkenntnissen lässt sich durchaus auch das Ergebnis für die Artenanzahl erklären (Abbildung 11). Mehr verfügbares Sonnenlicht senkt den Konkurrenzdruck zwischen einzelnen Arten und ermöglicht eine Koexistenz dieser. Gleichzeitig werden, zumindest theoretisch, die Besiedelungsflächen vergrößert und es werden, qualitativ unterschiedliche Substrate durch die größere Menge an Sonnenlicht verfügbar, die wiederum von unterschiedlichen Arten genutzt werden können. Stellt man sich ein Gewässer mit einem Mischsubstrat aus Steinen, Kies und Sand vor, welches aber stark beschattet wird, würde man wenige an die Lichtverhältnisse angepasste Arten erwarten.



**Abbildung 40: Landgraben südlich von Groß-Gerau flussabwärts (links) und flussaufwärts (rechts).** Der Großteil der Gewässersohle ist mit den Arten *Potamogeton pectinatus* und *Myriophyllum spicatum* bewachsen. Bis auf einige Bäume ist der Uferbewuchs niedrig genug, sodass das Flussbett ganztags vollständig in der Sonne liegt. Auf dem rechten Bild ist der Bereich unterhalb eines Baumes komplett frei von Makrophyten, was auf die starke Beschattung zurückgeführt werden kann.

Erhöht sich die Lichtmenge können auch weniger angepasste Arten Substrate besiedeln, die ihren Ansprüchen entsprechen. Somit erhöht sich mit ansteigender

Belichtung effektiv die Artenanzahl. Dabei darf man natürlich nicht vergessen, dass auch weitere abiotische Faktoren die Artenanzahl beeinflussen. Somit besitzen stärker beschattete Gewässer in der Regel eine höhere Strömungsgeschwindigkeit. Diesen bestehenden Zusammenhang konnte ich auch in meiner Korrelationsanalyse für die Nischenmodellierung der beiden Parameter nachweisen (Anhang Tabelle A3). Da es verhältnismäßig weniger strömungstolerante Arten gibt, sinkt dadurch auch die potentielle Anzahl der Arten für die Gewässer.

Das Ergebnis (Abbildung 10) für den Einfluss der Strömung auf die gefundene Gesamtdeckung war hingegen weniger aussagekräftig. Wie ich eben erläutert habe, sollten die Artenanzahl und somit auch die Gesamtdeckung in schnell fließenden Gewässern theoretisch kleiner sein, als in langsamer fließenden Gewässern. Dabei sticht vor allem der statistisch nicht signifikante Unterschied der sehr turbulenten Bereiche gegenüber den anderen Strömungsverhältnissen heraus. Eine Erklärung hierfür kann die sehr geringe Stichprobengröße von insgesamt vier, als sehr turbulent eingestuft, Messstellen sein. Die Werte für die Gesamtdeckung lagen hier zwischen 1% und 27,5%. Lässt man bei der Betrachtung des Gesamtergebnisses diesen Strömungsbereich weg, könnte man zumindest eine Tendenz zwischen vermeintlich schnell fließenden und sehr langsam fließenden Gewässern beobachten. Diese ist jedoch nur eine Vermutung, da ich eine Untersuchung ohne den sehr turbulenten Bereich nicht durchgeführt habe. Auf der anderen Seite waren fünf der acht Messstellen, die mit einer nicht erkennbaren Strömung im Protokoll angegeben wurden, Rheinauen und Altgewässer des Rheins. Da sich diese durch eine hohe Artenanzahl (LÜDERITZ et al., 2009) auszeichnen und somit auch eine größere Phytomasse besitzen könnten, könnten sie das von mir gefundene Ergebnis auf Grund dieser Tatsache beeinflussen. Gleichzeitig sollte diese Erkenntnis auch das Ergebnis für den Zusammenhang zwischen der Artenanzahl und der Sohlbeschattung beeinflussen (Abbildung 11), da in den Auen durchschnittlich mehr als zehn unterschiedliche Arten vorkamen und die Belichtung der Gewässer als vollsonnig angegeben wurde. Auch wenn der Umfang der Untersuchung für den Zusammenhang der Gesamtdeckung und der Artenanzahl von den gewählten abiotischen Faktoren eher gering war, halfen sie mir dennoch bei der Beantwortung der Frage, ob die vorhandenen Daten ökologische Prinzipien erklären können. Zusätzlich



unterstützten sie mich bei der Wahl der abiotischen Parameter für die Nischenmodellierung.

#### 4. Nischenmodellierung

##### ***Fontinalis antipyretica***

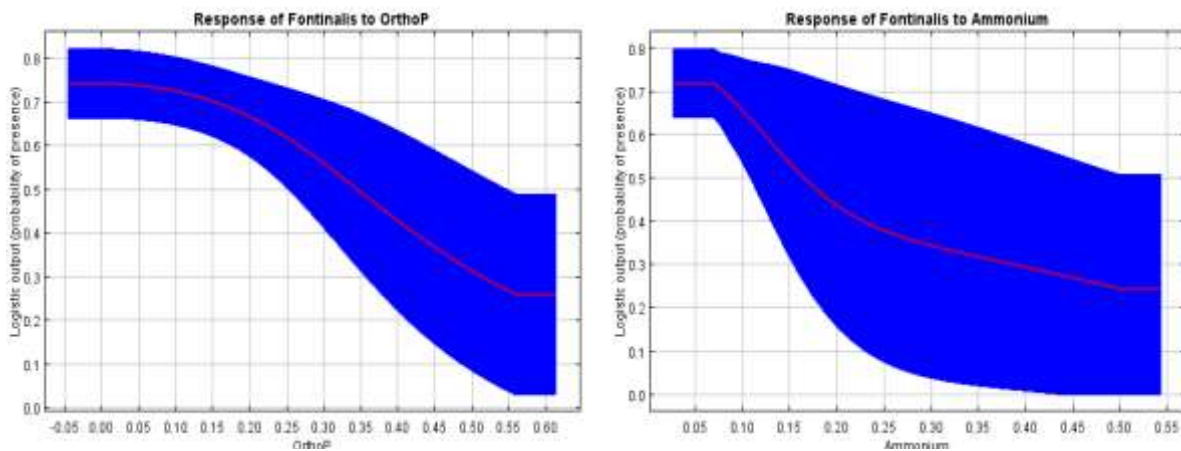
Die AUC-Werte der beiden Modelle für *Fontinalis antipyretica* sind nahezu identisch (0,779 und 0,780) und der einflussreichste Parameter ist jeweils das Substrat. Dementsprechend beziehen beide Modelle ihre meisten Informationen aus der gleichen Quelle, dem Substrat. Zieht man jedoch nun die beiden Graphen für die Darstellung der Vorkommenswahrscheinlichkeit für den Parameter Substrat aus beiden Modellen heran (siehe Abbildung 13A und 14A), wird der Toleranzbereich für das Substrat im alternativen Modell deutlich größer. Diese Tatsache kann man durchaus auf die deutlich größere Stichprobe des alternativen Modells zurückführen, da hierdurch ein breiteres Spektrum der Umweltparameter abgebildet werden kann. Die durchwegs hohe Vorkommenswahrscheinlichkeit für alle groben und mittelgroben Substrate ist im Falle eines aquatischen Moores mehr als plausibel. Auf der anderen Seite ist der, auf Substrate aus Steinen und Kies, beschränkte Toleranzbereich aus dem ACP-Modell in seiner Aussage einerseits genauer, auf der anderen Seite verleitet er jedoch zu einer eingeschränkten Sichtweise auf den tatsächlichen Toleranzbereich der Art. Diese Beobachtung trifft für viele der Protokollparameter aus den ACP-Modellen zu, die in beiden Modellen einer Art verwendet wurden und soll deshalb kurz exemplarisch erläutert werden. In Fall von *F. antipyretica* gingen zwar 65 Messstellen aus der Input-Datei in beiden Modellen mit ein, aber das ACP-Modell wurde nur auf der Grundlage dieser 13 Messstellen erstellt. An diesen 13 Messstellen waren sämtliche ACP-Parameter vorhanden, sodass MaxEnt diese für die Modellierung auswählte. An sieben von 13 Messstellen war für das Substrat der Wert „Steine und Kies“ vorhanden, die Werte „Steine“ und „Kies“ waren jeweils nur zweimal vorhanden. Diese Überrepräsentation des Wertes „Steine und Kies“ beeinflusste somit den Toleranzbereich für den Parameter Substrat im ACP-Modell deutlich. Das Ergebnis der beiden Parameter Ammonium und ortho-Phosphat (Abbildung 13B und 13D) sind für die Erklärung der Ökologie der Art *F. antipyretica* von besonderem Interesse. Um die Aussagekraft der Graphen und die damit verbundenen

Schlussfolgerungen für das ortho-Phosphat und das Ammonium besser betrachten zu können, half die Auswertung des ACP-Modells mittels bootstrapping (Abbildung 41). Betrachtet man den Kurvenverlauf beider Parameter wird deutlich, dass der Fehlerbereich für den Ammoniumgehalt sehr groß ist. Für das ortho-Phosphat wird diese erst für hohe Werte tendenziell größer. Dennoch lässt sie eine Tendenz für die Änderung der Vorkommenswahrscheinlichkeit von niedrigen zu hohen Werten für beide Nährstoffe erkennen. Das ACP-Modell würde somit das Vorkommen der Art für eutrophe Gewässerverhältnisse als unwahrscheinlicher halten. Umgekehrt bedeutet dies, dass die Art vorrangig in weniger stark bis nicht belasteten Gewässern ihr Hauptvorkommen zeigt. Vergleicht man die Verbreitung der Art mit Aussagen aus WEYER, K. VAN DE, 2015 wird der Art eher eine breite Toleranz für sowohl belastete, als auch unbelastete Gewässer zugesprochen. Andererseits könnte das gefundene Ergebnis als Argument für die vorgesehene Neueinstufung der Art in Phylib in die bessere Klasse B+ genutzt werden. Wie anfangs erwähnt sind die AUC-Werte beider Modelle sehr ähnlich. Dennoch unterscheidet sich die Aussage über die Güte beider Modelle (0,867 und 0,746) anhand von Tabelle 12. Demnach treffen die Parameter des ACP-Modell eine bessere Aussage über die realisierte Nische der Art *F. antipyretica* anhand meiner Daten. Woher dieser Informationsverlust im alternativen Modell jedoch kommt, lässt sich nur vermuten. Da im alternativen Modell lediglich die Tiefe als zweiter Parameter verwendet wurde, könnte man schlussfolgern, dass diese zu wenig Informationen für eine geeignete Prognose liefert. Es verwundert auch, dass die Strömung im alternativen Modell nicht auftaucht, obwohl sie den dritt einflussreichsten Parameter im ACP-Modell stellte. Auf der anderen Seite könnten gerade der ortho-Phosphat-Wert mit seinen 24% Einfluss der ausschlaggebende Parameter sein, ohne den eine bessere Prognose nicht zu erreichen ist.

### ***Platyhypnidium riparioides***

Im Vergleich der beiden Modelle für die Art *P. riparioides* war der Unterschied zwischen den AUC-Werten am deutlichsten (0,824 und 0,709). Ähnlich wie bei *F. antipyretica* wurde der Toleranzbereich für das Substrat für *P. riparioides* durch beide Modelle unterschiedlich stark eingegrenzt (Abbildung 16B und 17A). Der Grund dafür ist die beschriebene Überrepräsentation des Wertes „Steine und Kies“ in Verbindung mit den genutzten ACP-Parametern. Demnach sollte man auch für *P. riparioides* den Toleranzbereich für das Substrat des alternativen Modells, im

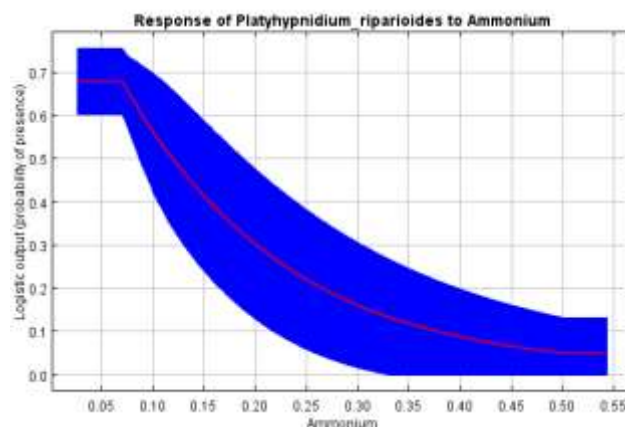
Vergleich mit dem des ACP-Modells, als realistischer betrachten. Im Gegensatz zu *F. antipyretica* zeigt das ACP-Modell für *P. riparioides* einen deutlicheren Einfluss des



**Abbildung 41: Plots für die beiden Parameter ortho-Phosphat und Ammonium für die Art *F. antipyretica* aus dem ACP-Modell mit bootstrapping zur Darstellung des Fehlerbereichs der Vorkommenswahrscheinlichkeit.** Für den Gehalt des ortho-Phosphats vergrößert sich der Fehlerbereich (blau) erst bei hohen Werten des Parameters. Im Falle des Ammoniums ist der Fehlerbereich deutlich ausgeprägter und bleibt nur für sehr geringe Wert klein. Trotzdem erkennt man für beide Kurven tendenziell einen Unterschied in den Vorkommenswahrscheinlichkeiten zwischen niedrigen und hohen Werten der beiden Parameter.

Ammoniumgehalts. Obwohl die Aussage des Ammoniums für beide Moosarten in die gleiche Richtung geht, zeigt das bootstrapping für den Parameter Ammonium einen deutlich kleineren Fehlerbereich (Abbildung 42) und somit den tendenziell stärkeren Einfluss des Parameters. Da auch *P. riparioides* als Art bezeichnet wird, die eine große Toleranz für die chemische Belastung von Gewässern aufweist (WEYER, K. VAN DE, 2015) spricht das gefundene Ergebnis eher für eine Präferenz von oligo- bis mesotrophe Verhältnissen. Bei dieser Aussage darf man jedoch die geringe Anzahl von neun Probestellen, auf denen dieses Ergebnis beruht, nicht vernachlässigen. Die Auswirkung der Wassertemperatur (Abbildung 16C) auf die Vorkommenswahrscheinlichkeit von *P. riparioides* muss man genauer betrachten. Auf der einen Seite sind aquatische Moose, wie bereits erwähnt, gut an kalte Gewässer angepasst und zeigen für diese allgemein hohe Vorkommenswahrscheinlichkeiten. Auf der anderen Seite lag der signifikante Korrelationskoeffizient  $\rho$  bei 0,403 (Anhang Tabelle A3) für Wassertemperatur und Strömung, die auf steigenden Werten der Wassertemperatur bei abnehmenden Strömungsverhältnisse beruhte. Da *P. riparioides* als Moos vor allem bei tendenziell höheren Strömungsgeschwindigkeiten vorkommt (Abbildung 17C), kann dadurch der Effekt der Wassertemperatur auf die

Vorkommenswahrscheinlichkeit verfälscht wiedergegeben werden. Der deutliche Unterschied der AUC-Werte (0,927 und 0,725) für die beiden Modelle von *P. riparioides* zeigt sich auch beim Vergleich deren Gütewerte. Obwohl der einflussreichste Parameter in beiden Modellen der gleiche ist, sind die Vorhersagen des ACP-Modells für die richtigen bzw. falschen Vorkommen und Nichtvorkommen deutlich besser (Tabelle 12). Dieses spricht in meinem Fall für die Wichtigkeit der Informationen, die zumindest ein chemisch-physikalischer Parameter, das Ammonium, für die Vorhersage eines Vorkommens der Art *P. riparioides* leisten kann. Vergleicht man die Ansprüche von *P. riparioides* mit den von *F. antipyretica*, die sich durch die Nischenmodellierungen ergeben haben, sind einige Parallelen zu erkennen. Daher waren Vorkommen beider Arten an den gleichen Messstellen durchaus häufig und folgen somit ihrer gemeinsamen pflanzensoziologischen Einordnung als *Oxyrrhynchietum rusciformis* (SCHMIDT, 1993).

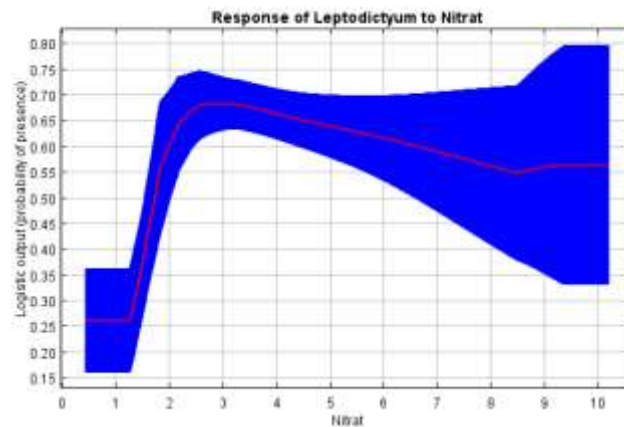


**Abbildung 42: Plot für den Parameter Ammonium für die Art *P. riparioides* aus dem ACP-Modell mit bootstrapping zur Darstellung des Fehlerbereichs der Vorkommenswahrscheinlichkeit.** Der Fehlerbereich (blau) ist für alle dargestellten Werte des Ammoniumgehalts gleichmäßig groß. Die Abnahme der Vorkommenswahrscheinlichkeit für steigende Wert des Parameters ist gut erkennbar.

### ***Leptodictyum riparium***

Auch das dritte untersuchte Moos *L. riparium* zeigt die für Moose typischen Toleranzbereiche für das Substrat und die Strömung. Die interessanteste Beobachtung ist jedoch die Auswirkung des Nitratgehalts im ACP-Modell der Art (Abbildung 19C). Hier könnte man einen direkten Zusammenhang zwischen dem Eutrophierungsgrad eines Gewässers und dem Vorkommen von *L. riparium* vermuten. Betrachtet man zudem die Kurve anhand des bootstrapping (Abbildung 43) für den Einfluss des Nitrats auf die Vorkommenswahrscheinlichkeit wird

deutlich, dass die beobachtete Zunahme der Wahrscheinlichkeit eines Vorkommens tatsächlich mit steigenden Nitratwerten zusammenhängt, wobei für höhere Nitratwerte die Abhängigkeit der Vorkommenswahrscheinlichkeit nicht eindeutig ausgearbeitet wurde.



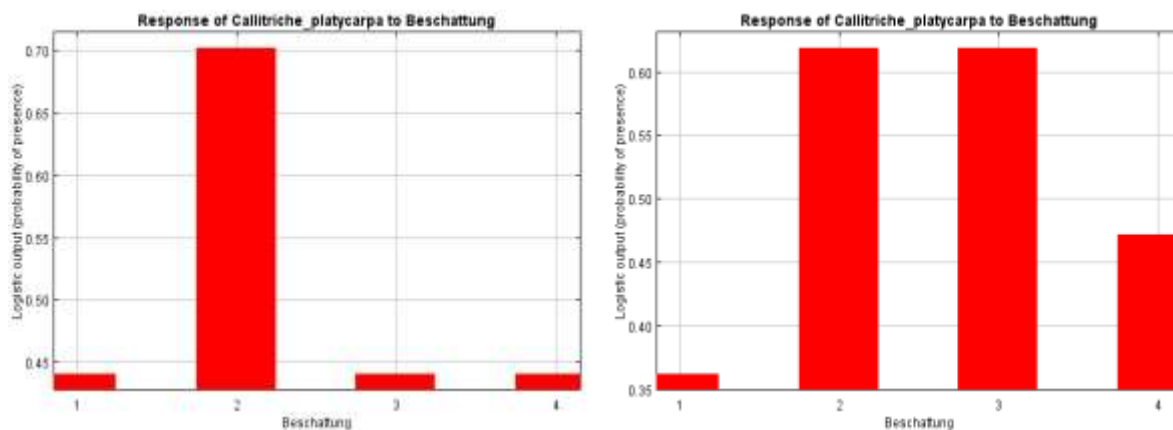
**Abbildung 43: Plot des Parameters Nitrat für die Art *L. riparium* aus dem ACP-Modell mit bootstrapping zur Darstellung des Fehlerbereichs der Vorkommenswahrscheinlichkeit.** Der beobachtete Zusammenhang zwischen ansteigender Vorkommenswahrscheinlichkeit und steigendem Nitratgehalt ist gut erkennbar. Nur für sehr hohe Werte des Nitrats nimmt der Fehlerbereich (blau) stark zu. Eine klare Tendenz für die Wahrscheinlichkeit des Vorkommens der Art ist nicht mehr erkennbar.

Zieht man die Aussage aus WEYER, K. VAN DE, 2015 über das Vorkommen der Art *L. riparium* als Eutrophierungszeiger für stärker belastete Gewässer heran, deckt sich diese, zumindest für einen Nitratgehalt zwischen 2 µg/l und 8 µg/l, mit dem gefundenen Ergebnis für steigende Nitratwerte. Auf der anderen Seite hatten sowohl das ortho-Phosphat als auch das Ammonium im ACP-Modell kaum Einfluss auf die Vorkommenswahrscheinlichkeit und konnten im Endmodell vernachlässigt werden. Dabei sollte man jedoch beachten, dass aufgrund der unter Sauerstoffverbrauch ablaufenden Nitrifikation in Gewässern das Verhältnis von Nitrat und Ammonium durch das Vorhandensein von Sauerstoff abhängt und somit hohe Nitratwerte nicht zwangsläufig eine gleichzeitige Erhöhung der Ammoniumwerte bedeuten. Dieses zeigte sich auch in einer nicht signifikanten Korrelation der beiden Parameter Nitrat und Ammonium in der Untersuchung für die Unabhängigkeit der Parameter (Anhang Tabelle A4). Zudem kommen die, im Vergleich mit den anderen Modellen, niedrigen AUC- und Gütewerte für das ACP-Modell von *L. riparium* hinzu. Deshalb bleibt zumindest in meiner Arbeit die Frage offen, ob das Vorkommen von *L. riparium* tatsächlich von steigenden

Nährstoffwerten beeinflusst wird. Das alternative Modell von *L. riparium* erreichte den mit Abstand niedrigsten AUC-Wert aller Modelle (0,682) und wird maßgeblich durch die Gewässertiefe bestimmt. Ihr Einfluss als Parameter auf die Vorkommenswahrscheinlichkeit entspricht dabei dem der anderen beiden Moosarten *F. antipyretica* und *P. riparioides* und sollte somit kein besonderes artspezifisches Alleinstellungsmerkmal sein.

### ***Callitriche platycarpa***

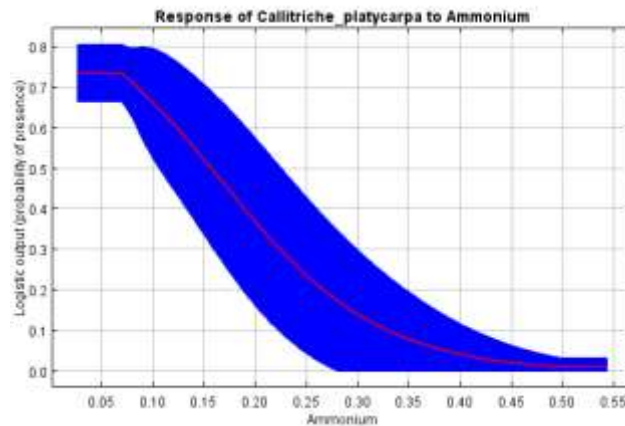
Das gute Abschneiden des ACP-Modells für *Callitriche platycarpa*, sowohl anhand des AUC-Werts (0,829) als auch der Güte des Modells (0,929), hatte ich so nicht erwartet. Dabei zeigt auch das ACP-Modell von *Ca. platycarpa* den, auf Grund der geringen Stichprobengröße von hier zehn Messstellen (Tabelle 8) basierenden, sehr engen Toleranzbereich für einige Parameter. Vergleicht man die beiden Graphen für die Strömung aus Abbildung 21C und 22A, erscheint der angegebene Toleranzbereich des alternativen Modells als plausibleres Ergebnis. Das gleiche kann man für die Beschattungsverhältnisse beobachten, der als Parameter sowohl im ACP-Modell, als auch im alternativen Modell der Art verwendet wurde (Abbildung 44). Auch hier spricht das Ergebnis des alternativen Modells, in Bezug auf die Lichtverhältnisse, für die wahrscheinlichere Präferenz der Art, die ich auch aufgrund meiner eigenen Beprobungen, zumindest für die Gattung *Callitriche* am Gewässer beobachten konnte. Hier lagen die Vorkommen der Gattung *Callitriche* in der Regel in sonnigen Gewässerbereichen oder in Bereichen die im Tagesverlauf zumindest über die Mittagszeit in der Sonne lagen. Für das Substrat erkennt man sehr gut die Verschiebung des Toleranzbereiches, im Vergleich mit den drei untersuchten Moosarten, in feiner Substrate (Abbildung 21D). Da es sich bei *Ca. platycarpa* um einen Rhizophyten handelt, macht dieses Ergebnis durchaus Sinn und spricht für die gute Qualität des ACP-Modells. Die Auswirkung des Ammoniumgehalts auf die Vorkommenswahrscheinlichkeit (Abbildung 21B) der Art *Ca. platycarpa* ist besonders in Bezug auf die beschriebenen Ansprüche der Art interessant. „An die Qualität des Wassers stellt sie (*Callitriche platycarpa*) keine besonderen Ansprüche, da sie im kalkarmen bis kalkreichen, nährstoffarmen wie nährstoffreichen (vor allem stickstoffreichen) und selbst stark verschmutzen Wasser gedeiht“ (vgl. WEYER, K. VAN DE, 2015). Diese Aussage widerspricht somit dem Ergebnis aus dem ACP-Modell für den Parameter Ammonium.



**Abbildung 44: Balkendiagramme des Parameters Beschattung für die Art *Ca. platycarpa* aus dem ACP-Modell (links) und dem alternativen Modell (rechts) zur Darstellung der Vorkommenswahrscheinlichkeit.** Der Toleranzbereich der Art erscheint im ACP-Modell viel enger als er in Wirklichkeit ist. Hervorgerufen wird dies durch die geringe Stichprobengröße von 10 Messstellen aus denen das Modell entstanden ist. Die Darstellung im alternativen Modell spricht dagegen eher für den tatsächlichen Toleranzbereich der Art für die gegebenen Lichtverhältnisse.

Da jedoch auch die Kurve mit dargestelltem Fehlerbereich der Vorkommenswahrscheinlichkeit aus dem bootstrapping des Parameters Ammonium (Abbildung 45) eine deutliche Abnahme ihrer Vorkommenswahrscheinlichkeit mit steigendem Ammoniumgehalt des Wassers zeigt, muss es eine andere Erklärung geben. Für die Gattung *Callitriche* besteht eine Ungewissheit über die korrekte taxonomische Bestimmung der Art. Die Bestimmung auf Artebene der Gattung *Callitriche* gilt generell als schwierig, da man hierfür unter anderem ausgebildete Früchte benötigt. Sind diese nicht vorhanden kann man häufig nur einzelne Arten ausschließen (WEYER, K. VAN DE, 2011, SCHMEIL-FITSCHEN, 2003). Wenn während des Kartierungszeitraums die Vorkommen der Gattung *Callitriche* keine Früchte trugen, ist eine falsche taxonomische Bestimmung nicht auszuschließen. Da es sich beispielsweise bei *Callitriche stagnalis* um eine Art handelt, die ihre Vorkommen generell in wenig belasteten Gewässern aufweist (vgl. WEYER, K. VAN DE, 2015) und sich der Habitus dem von *Ca. platycarpa* sehr ähnelt, könnte das Ergebnis fälschlicherweise mit Daten einer anderen Art entstanden sein. Nichtsdestotrotz besitzt der Parameter Ammonium für die Modellierung der Art *Ca. platycarpa* wichtige Informationen für die Vorhersage des Vorkommens. Dieses wird zudem auch bei dem Vergleich der Güterwerte des ACP-Modells und des alternativen Modells deutlich. Obwohl das alternative Modell auf den gleichen drei Umweltparametern wie das ACP-Modell basiert, ist die richtige Aussage bezüglich der Vorkommen und

Nichtvorkommen deutlich geringer bei einem Güte-Wert des Modells von 0,790. Die Kurve in Abbildung 22B zeigt einen nachvollziehbaren Verlauf für den Parameter Tiefe. Die abnehmende Vorkommenswahrscheinlichkeit für tiefe Gewässer kann gut mit der begrenzten Wuchshöhe der Art in Verbindung gebracht werden (REITER, 1970).



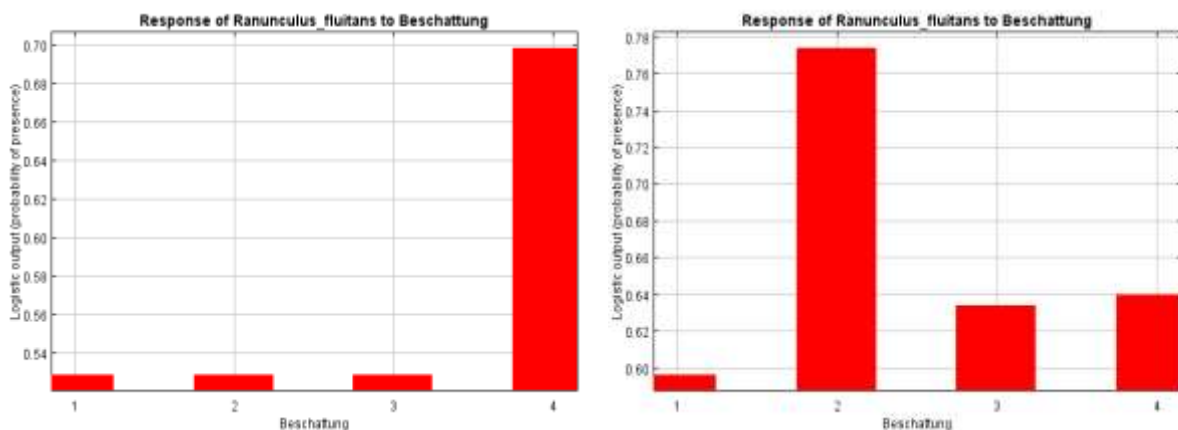
**Abbildung 45: Plot des Parameters Ammonium für die Art *Ca. platycarpa* aus dem ACP-Modell mit bootstrapping zur Darstellung des Fehlerbereichs der Vorkommenswahrscheinlichkeit.** Der Fehlerbereich (blau) ist für alle dargestellten Werte des Ammoniumgehalts gleichmäßig groß. Die Abnahme der Vorkommenswahrscheinlichkeit für steigende Wert des Parameters ist gut erkennbar.

### ***Ranunculus fluitans***

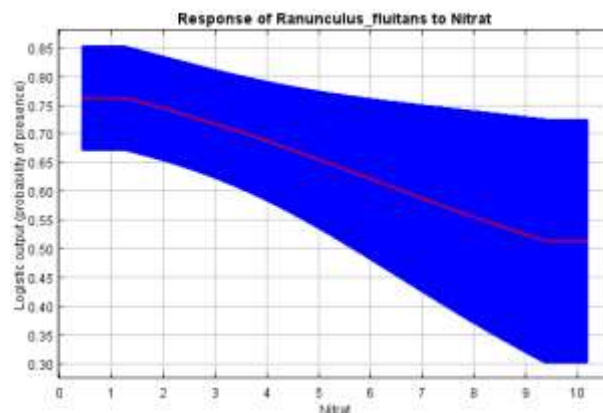
Wie schon in den Verbreitungskarten (Abbildung 38) für mögliche Vorkommen der Art *Ranunculus fluitans* zu sehen war, unterschieden sich die beiden erstellten Modelle stark voneinander. Da in diesem Fall das alternative Modell den höheren AUC-Wert erreichte (0,808), musste dafür der Parameter Tiefe verantwortlich sein. Warum dieser im ACP-Modell der Art nicht verwendet wurde, kann ich nicht beantworten. Den Verlauf der Kurve zum Einfluss von der Gewässertiefe auf die Vorkommenswahrscheinlichkeit (Abbildung 25A) kann durchaus mit der Morphologie der Art erklärt werden. Da *R. fluitans* eine Wuchslänge von mehreren Metern erreichen kann (SCHMEIL-FITSCHEN, 2003), sind auch Vorkommen in tendenziell tieferen Gewässern zu erwarten. Eine weitere Erklärung für die grundlegend unterschiedlichen Modelle kann die Betrachtung der Balkendiagramme für den Parameter Beschattung liefern (Abbildung 46). Im ACP-Modell wurde für den vollsonnigen Bereich die höchste Vorkommenswahrscheinlichkeit ermittelt. Im Gegensatz dazu ist diese im alternativen Modell vor allem im halbschattigen Bereich am höchsten. Wenn man



nun davon ausgeht, dass in beiden Modellen der gleiche Parameter sehr unterschiedliche Präferenzen der Art impliziert, ist auch ein Unterschied im Gesamtergebnis nicht verwunderlich. Auch die scheinbare Auswirkung des Nitratgehalts auf die Vorkommenswahrscheinlichkeit der Art *R. fluitans* (Abbildung 24A) konnte nach Betrachtung des Ergebnisses aus dem bootstrapping (Abbildung 47) nicht bestätigt werden, da auch für hohe Nitratwerte eine hohe Vorkommenswahrscheinlichkeit nicht ausgeschlossen werden kann. So ist das ACP-Modell von *R. fluitans* das erste ACP-Modell, das keine besseren Vorhersagen für das Vorkommen der Art anhand der chemischen Parameter durchführen konnte.



**Abbildung 46: Balkendiagramme des Parameters Beschattung für die Art *R. fluitans* aus dem ACP-Modell (links) und dem alternativen Modell (rechts) zur Darstellung der Vorkommenswahrscheinlichkeit.** Die Toleranzbereiche beider Modelle überlagern sich fast überhaupt nicht. Daher ist davon auszugehen, dass beide Modelle unterschiedliche Informationen für die Prognose der Vorkommenswahrscheinlichkeit, für ein und denselben Parameter verwenden.



**Abbildung 47: Plot des Parameters Nitrat für die Art *R. fluitans* aus dem ACP-Modell mit bootstrapping zur Darstellung des Fehlerbereichs der Vorkommenswahrscheinlichkeit.** Der Fehlerbereich (blau) lässt keine Aussage über eine tendenzielle Abnahme der Vorkommenswahrscheinlichkeit zu, da er auch für hohe Nitratwerte ähnlich hohe Wahrscheinlichkeiten mit einschließt.

### ***Potamogeton pectinatus***

Das ich für die Art *Potamogeton pectinatus* kein echtes ACP-Modell finden konnte, ist in Hinblick auf die Stellung der Art, als Eutrophierungszeiger (vgl. WEYER, K. VAN DE, 2015), äußerst schade. Somit kann ich keine statistisch abgesicherte Aussage über einen möglichen Zusammenhang ihrer Vorkommenswahrscheinlichkeit und den gegebenen Nährstoffwerten machen. Eine Durchsicht der Werte des ortho-Phosphats, Ammoniums, Nitrats und vor allem Chlorids aus den Input-Dateien und ein Vergleich dieser mit den anderen fünf Arten, in denen jede unterschiedlich auf die vier chemischen Parameter reagiert hat, zeigte keine Auffälligkeiten. So beträgt beispielsweise der höchste Wert für das ortho-Phosphat für die Vorkommen von *Pot. pectinatus* 0,55 mg/l. Dieser Wert unterscheidet sich dabei nicht bedeutend von den Werten für die Vorkommen der anderen Arten. Auch die bereits angesprochene Salztoleranz (SCULTHORPE, 1967) konnte anhand der Messwerte nicht bestätigt werden. So muss die Begründung für das eingeschränkte Modell vor allem an der Stichprobengröße fest gemacht werden. Insgesamt konnte ich nur mit sechs Vorkommen der Art arbeiten, an denen die ACP-Werte vorhanden waren. Die restlichen 34 Vorkommen der Input-Datei enthielten diese Werte leider nicht. Generell ist auch die Aussagekraft des Modells für *Pot. pectinatus* in Frage zu stellen. Da es fast ausschließlich auf die Informationen des Parameters Beschattung zurückgreift, können die eigentlichen Toleranzbereiche, außer einer Präferenz für sonnige Gewässerbereiche, nicht wirklich definiert werden.

Die Entscheidung für jede Art das alternative Modell auf Grundlage der reinen Protokollparameter zusätzlich zu den eigentlichen ACP-Modellen zu erstellen, stellte sich als überaus nützlich für die Interpretation der Ergebnisse heraus. Anfänglich sollten mir die alternativen Modelle lediglich dabei helfen mit einer deutlich größeren Stichprobe, im Vergleich zu den ACP-Modellen, arbeiten zu können. Wie sich in Tabelle 11 jedoch zeigt, können die Unterschiede zwischen den Modellen einer Art nicht nur auf eine geänderte Stichprobengröße zurückgeführt werden. Daher ist neben der Stichprobengröße auch der Vergleich

von gemeinsam genutzten Parametern in beiden Modellen einer Art von großer Bedeutung, um anschließend den Toleranzbereich für diese Parameter besser zu verstehen.

Die erzeugten Verbreitungskarten, mit Ausnahme der Arten *R. fluitans* und *Pot. pectinatus*, zeigen ein nachvollziehbares Abbild der Vorkommen für die untersuchten Arten. Die drei Moose verhielten sich zum Teil sehr ähnlich in der Prognose für die gleichen Messstellen. Auch das häufige gemeinsame Vorkommen von *F. antipyretica* und *P. riparioides* aus den Kartierungsdaten, kann durchaus in den Verbreitungskarten wiedergefunden werden. Dabei ist es mir auch wichtig auf das hessische Ried hinzuweisen. Dieses Gebiet unterscheidet sich grundlegend in seiner Topographie vom Rest des Bundeslandes und die Gewässer besitzen hier häufig einen Tieflandcharakter. Daher sind vor allem die schlechten Prognosen meiner Modelle der drei Moosarten für diese Region hervor zu heben. Da im hessischen Ried eine Vielzahl von kleinen, aber dennoch langsam fließenden Gewässern vorhanden ist, spiegeln diese Strömungsverhältnisse und die häufig niedrigen Beschattungsgrade keine optimalen Bedingungen für Moose wieder. Bei der Betrachtung der Verbreitungskarten sollte man jedoch immer bedenken, dass diese nur so gut sein können, wie das Modell auf dem sie basieren. SWETS, 1988 benennt die Bereiche in denen sich die AUC-Werte bewegen können mit mangelhaft (0,6-0,7), befriedigend (0,7-0,8) und gut (0,8-0,9). Demnach ist die Grundlage der Verbreitungskarten überwiegend befriedigend und in Teilen sogar gut. Dennoch sind vor allem in den Karten der prognostizierten Vorkommen (Abbildung 32-37) einiger Messstellen auffällig, an denen beispielsweise eine schlechte Prognose in unmittelbarer Nähe zu einem richtigen Vorkommen gefunden wurde. Dieser Umstand lässt sich jedoch auf die Probenzeiträume der unterschiedlichen Messstellen zurückführen. Da ich, sowohl für die Modellierung als auch für die unbekanntes Vorkommen, Messstellen aus den Jahren 2005-2014 genutzt habe, kann es natürlich in Einzelfällen zu einer extremen Änderung der abiotischen Faktoren über diesen Zeitraum gekommen sein. Wenn nun ein richtiges Vorkommen aus dem Jahr 2014 für eine Messstelle durch die Modellierung vorhergesagt wurde und eine benachbarte Messstelle aus den Makrozoobenthos-Daten als unbekanntes Vorkommen aus dem Jahr 2005 diente, können sich durchaus Unterschiede innerhalb der Darstellung in den Karten ergeben. Diese Vorgehensweise kann mitunter als unsauber betrachtet werden, dennoch blieb

mir auf Grund des verwendeten Datensatzes nichts anderes übrig als so zu verfahren. Hätte ich mich beispielsweise nur für die Verwendung von Daten aus dem Jahr 2014 entschieden, hätte sich im Falle der Art *F. antipyretica* die ohnehin schon geringe Stichprobengröße für das ACP-Modell von 13 auf 7 reduziert und die Anzahl der möglichen Habitate für die Verbreitungskarte von 127 auf 13. Daher sind die erstellten Karten nicht als der IST-Zustand zu betrachten, sondern vielmehr als Verständnishilfe unter welchen Umweltbedingungen die Art vorkam, vorkommt, verschwunden ist oder wieder kehren kann. Andererseits kann man die Karten auch als Anhaltspunkt für die Änderung der Umweltbedingungen betrachten, die zwischen zwei Beprobungen geschehen sind. Da mir jedoch die Zeit fehlte diesen Aspekt näher zu untersuchen, kann ich dazu nichts genauer sagen. Dennoch können sie als Kartierungsgrundlage dienen und somit das wirkliche Vorkommen für die dort prognostizierten Arten zu überprüfen. Diese wäre vor allem für Vorkommen bedrohter Arten von sehr großer Bedeutung, nach denen man dadurch gezielter suchen kann.

Abschließend kann ich sagen, dass ich mit Hilfe der mir zur Verfügung gestellten Daten die artspezifischen Ansprüche an das natürliche Habitat, die Fließgewässer, durchaus passend definieren konnte. Dabei funktionierten die von mir gewählten abiotischen Faktoren, um die ökologische Nische der sechs untersuchten Arten zu beschreiben, teilweise sehr gut. Allen voran lieferten die vier im Feld protokollierten Umweltparameter Substrat, Strömung, Beschattung und Tiefe wichtige Informationen für die Erstellung der Modelle der sechs Arten. Diese Tatsache ist besonders hervor zu heben, da sie als fester Bestandteil der Kartierung immer zur Verfügung stehen. Auch die von mir erdachte Einteilung der Substrattypen für diese Arbeit konnte erstaunlicherweise sehr gute Vorhersagen für die Toleranzbereiche der untersuchten Arten bezüglich des Substrats liefern. Auf der anderen Seite hatte ich mir von der Verwendung der allgemeinen chemischen und physikalischen Parameter für die Beschreibung der ökologischen Nische der Arten mehr versprochen. Letztendlich konnte ich nur Tendenzen für die Vorkommen der Arten bei gegebenen Nährstoffwerten wiedergeben, da die Stichprobengröße für eine gesicherte Aussage darüber meistentens zu klein war. Dabei war die voneinander getrennte Erhebung der biologischen und chemisch-physikalische Daten durch das Landesamt die größte Fehlerquelle. Da mir durchaus bewusst ist, dass die Gründe hinter der getrennten Erhebung vielfältig sind und

sich daran nichts durch die Ergebnisse meiner Arbeit ändert wird, möchte ich dennoch darauf hinweisen, dass der Zugewinn des Verständnis über die Vorkommen der Bioindikatoren, durch eine bessere Koordination der biologischen und chemisch-physikalischen Probennahmen, enorm wäre. Nichtsdestotrotz waren die erstellten ACP-Modelle der Nischenmodellierung gleich oder besser im Vergleich mit den Modellen, die ohne die Wasserchemie erstellt wurden. Dies bedeutet, dass auch die wenigen, zur Verfügung stehenden, Informationen für die Prognose der Artenvorkommen wichtig waren. Die Idee, von der Nutzung der individuellen Ansprüche von aquatischen Arten als Grundlage für die Bewertung ihrer natürlichen Habitats, den Fließgewässern, sehe ich als überaus zielfördernd an. Dabei nehmen die Makrophyten eine besondere Rolle ein, da sie in der Regel einfacher und mit weniger Aufwand, als andere Bioindikatoren wie beispielsweise Diatomeen oder Invertebraten, zu bestimmen sind. Allerdings müssen dafür die Vorkommen der aquatischen Makrophyten, die im Rahmen der Kartierungen für die Bewertung eines Gewässers erfasst werden, schon während der Probennahme einheitlich charakterisiert werden. Dabei sollten vor allem die beiden Schätzgrößen der Abundanz in ihrer Aussage über das Vorkommen übereinstimmen, da hierauf die Grundlage für die Bewertung der Fließgewässer beruht. Gleichzeitig müssen auch die angewendeten Bewertungsverfahren die Vorkommen der indikativen Arten einheitlich behandeln, sodass die, in meiner Arbeit, gefundenen Unterschiede für Einstufung des ökologischen Gewässerzustands verringert werden. Die Umsetzung und das damit verbundene biologische Monitoring der Fließgewässer durch die Wasserrahmenrichtlinie der Europäischen Gemeinschaft stellt somit eine gute Grundlage für angestrebte Projekte dar, die sich wie meine angefertigte Arbeit mit biologischen Fragestellungen befassen und durch die Verfügbarkeit einer großen Menge von biologischen Daten ermöglicht werden können.

## V Literaturverzeichnis

- Barko, J. W., Hardin, D. G., & Matthews, M. S. (1982). Growth and morphology of submersed freshwater macrophytes in relation to light and temperature. *Canadian Journal of Botany*, 60(6), 877-887.
- Barko, J. W., Gunnison, D., & Carpenter, S. R. (1991). Sediment interactions with submersed macrophyte growth and community dynamics. *Aquatic Botany*, 41(1-3), 41-65.
- EG-Europäische Gemeinschaften(2000):Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlamentes und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften, L 327/1, 22.12.2000.
- Ellenberg, H. (1974). Zeigerwerte der Gefäßpflanzen Mitteleuropas. Scripta Geobot. 9. Univ. Göttingen.
- Glänzer, U., Haber, W. & Kohler, A. (1977): Experimentelle Untersuchungen zur Belastbarkeit submerser Fließgewässer-Makrophyten. Archiv für Hydrobiologie 79 (2): 193-232.
- Gutowski, A., van de Weyer, K., Hofmann, G., & Doege, A. (2011). Makrophyten und Phytobenthos.
- Hutchinson, G. E. (1957). Cold spring harbor symposium on quantitative biology. *Concluding remarks*, 22, 415-427.
- Kadereit, J. W., Körner, C., Kost, B., & Sonnewald, U. (2014). *Strasburger– Lehrbuch der Pflanzenwissenschaften*. Springer-Verlag.
- Kohler, A. (1978). Methoden der Kartierung von Flora und Vegetation von Süßwasserbiotopen. *Landschaft und Stadt*.
- Kohler, A., & Schneider, S. (2003). Macrophytes as bioindicators. *Large Rivers*, 14(1-2), 17-31.
- Londo, G. (1976). The decimal scale for relevés of permanent quadrats. *Plant Ecology*, 33(1), 61-64.
- Lüderitz, V., Langheinrich, U., & Kunz, C. (Eds.). (2009). *Flussaltwässer: Ökologie und Sanierung*. Springer-Verlag.
- Maberly, S. C., & Madsen, T. V. (2002). Freshwater angiosperm carbon concentrating mechanisms: processes and patterns. *Functional Plant Biology*, 29(3), 393-405.
- Madsen, J. D., Chambers, P. A., James, W. F., Koch, E. W., & Westlake, D. F. (2001). The interaction between water movement, sediment dynamics and submersed macrophytes. *Hydrobiologia*, 444(1), 71-84.
- Pottgiesser, T., & Sommerhäuser, M. (2004). Fließgewässertypologie Deutschlands: Die Gewässertypen und ihre Steckbriefe als Beitrag zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie. *Handbuch der Limnologie*, 19(7), 04.

- Reiter, M. (1970). Zur Ökologie der Wassersterne (Callitriche).
- Schaumburg, J., Schranz, C., Foerster, J., Gutowski, A., Hofmann, G., Meilinger, P., ... & Schmedtje, U. (2004). Ecological classification of macrophytes and phytobenthos for rivers in Germany according to the Water Framework Directive. *Limnologica-Ecology and Management of Inland Waters*, 34(4), 283-301.
- Schaumburg, J., Schranz, Christine., Stelzer, D., Hofmann, G., Gutowski, A., & Foerster, J. (2012). Verfahrensanleitung für die ökologische Bewertung von Fließgewässern zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie: Makrophyten und Phytobenthos Stand Januar 2012. *Bayerisches Landesamt für Umwelt*.
- Sculthorpe, C. D. (1967). Biology of aquatic vascular plants.
- Schmidt, C. (1993). *Die Wassermoosvegetation im Bergland Westfalens*. Westfälisches Museum für Naturkunde.
- Senghas, K., & Seibold, S. (2003). Schmeil-Fitschen: Flora von Deutschland und angrenzender Länder. *Karlheinz Senghas Siegmund Seybold. -92., durchgesehene Auflage-Wiebelsheim: Quelle § Meyer Verlag GmbH & Co.*
- Swets, J. A. (1988). Measuring the accuracy of diagnostic systems. *Science*, 240(4857), 1285.
- Veit, U., & Kohler, A. (2007). Bewertung der Makrophyten-Biodiversität in Fließgewässern. *Ber. Inst. Landschafts-Pflanzenökologie Univ. Hohenheim*, (17), 57-68.
- Weber-Oldecop, D. W. (1974). Makrophytische Kryptogamen in der oberen Salmonidenregion der Harzbache. *Archiv für Hydrobiologie*.
- Weyer, K. van de (1999): Makrophyten. *TÜMPLING, W. VON, FRIEDRICH, G.(Hrsg.): Allgemeine Methoden der Biologischen Gewässeruntersuchung, Bd, 2, 198-219.*
- Weyer, K. van de & Schmidt, C. (2011). *Bestimmungsschlüssel für die aquatischen Makrophyten (Gefäßpflanzen, Armleuchteralgen und Moose) in Deutschland*. LUGV.
- Weyer, K. van de (2015):NRW-Verfahren zur Bewertung von Fließgewässern mit Makrophyten - Fortschreibung und Metrifizierung. LANUV-Arbeitsblatt 30: 138 S.
- Wiegleb, G. (1991). Die Lebens-und Wuchsformen der makrophytischen Wasserpflanzen und deren Beziehungen zur Ökologie, Verbreitung und Vergesellschaftung der Arten.

## VI Anhang

**Tabelle A1: Liste aller 179 Messstellen (MST) an denen im Rahmen der WRRL eine Makrophytenkartierung durchgeführt wurde, aufsteigend sortiert**

| Mst. ID | Mst. Bez.   |
|---------|---|
| 10001   | Rhein-km 456,0, uh. AKW Biblis, westlich Groß-Gerau, bei Elektrizitätswerk          |
| 10008   | St.-Er.-Al., unterhalb Erfelden   |
| 10026   | Horloff, unterhalb Reichelsheim (Wetterau) 1  |
| 10036   | Werra, oberhalb Blickershausen, oberhalb Mündung Rautenbach                         |
| 10040   | ChemieMST Fulda, Wahnhausen, Messstation  |
| 10042   | Haune, unterhalb Unterhaune   |
| 10047   | Schwalm, unterhalb MWE Harle  |
| 10052   | Euterbach, zwischen Schöllensbach und Hesselbach, oberhalb Eutersee                 |
| 10060   | Weschnitz, Ortslage Einhausen   |
| 10071   | Modau, südlicher Ortsrand Stockstadt, Nähe Bahnstrecke                              |
| 10076   | Schwarzbach, oberhalb Nauheim   |
| 10077   | Schwarzbach, Nähe Ortsrand Walldorf, Nähe MWE Nordring                              |
| 10078   | Schwarzbach, Nähe südlicher Ortsrand Trebur, unterhalb KA Trebur                    |
| 10080   | Apfelbach, Worfelden-Nord,1   |
| 10083   | Mühlbach, Worfelden-Süd   |
| 10084   | Landgraben, Ortsrand Darmstadt,   |
| 10085   | Landgraben, südlicher Ortsrand Groß Gerau   |
| 10086   | Beinesgraben, südwestlich Bauschheim, oberhalb KA Bauschheim                        |
| 10087   | Hauptgraben, unterhalb Geinsheim, Nähe Stehgewässer                                 |
| 10088   | Jossa, unterhalb Sahlensee  |
| 10089   | Lohrbach, südöstlich Kempfenbrunn 1   |
| 10113   | Erbesbach Groß-Zimmern OL   |
| 10117   | Hegwaldbach, unterhalb Eppertshausen, unterhalb KA Eppertshausen                    |
| 10140   | Klingbach, oberhalb Hausen  |
| 10142   | Orb, unterhalb Bad Orb, unterhalb KA Bad Orb  |
| 10171   | Rodau Obertshausen (renaturierter Bereich) -  |
| 10174   | Bieber, unterhalb Bieber-Offenbach am Main, 1                                       |
| 10228   | Bleichenbach unterhalb Bergheim   |
| 10233   | Wolfsbach, Ortsrand Dudenrod  |
| 10238   | Erlenbach, unterhalb Ober-Erlenbach unterhalb Gruppenkläranlage Oberes Erlenbachtal |
| 10241   | Eschbach, oberhalb Hartheim   |
| 10247   | Urselbach, unterhalb Oberursel-Weißkirchen  |
| 10257   | Sulzbach, an der A66  |
| 10269   | Schwarzbach, Hattersheim  |
| 10271   | Wickerbach, unterhalb Delkenheim  |
| 10276   | Salzbach, Wiesbaden-Biebrich, bei MWE Erbenheimer Weg                               |
| 10297   | Wetschaft, Nähe südlicher Ortsrand Ernsthausen                                      |
| 10308   | Alte Ohm, westlich zwischen Rüdighheim und Schweinsberg                             |
| 10309   | Klein, unterhalb Kirtorf  |
| 10312   | Bentreff, unterhalb Rosenthal, oberhalb KA  |
| 10313   | Josbach, zwischen Halsdorf und Josbach, Nähe Niedlingsmühle                         |
| 10315   | Würf, oberhalb Großseelheim   |
| 10316   | Rotes Wasser, Nähe nördlicher Ortsrand Schönstadt                                   |
| 10322   | Zwester Ohm, bei Hachborn oberhalb KA Hachborn                                      |
| 10328   | Lumbda, unterhalb Daubringen  |



| Mst. ID | Mst. Bez.   |
|---------|---|
| 10364   | weil, Etzauermühle  |
| 10367   | Emsbach, westlich Oberbrechen   |
| 10368   | Emsbach, bei Lindenhofshausen   |
| 10376   | Taft, unterhalb Treischfeld, oberhalb KA Soisdorf                                       |
| 10378   | Zellersbach, Mündungsbereich  |
| 10381   | Weihe, unterhalb Richelsdorf  |
| 10390   | Gatterbach, oberhalb Wanfried 2   |
| 10404   | Gelster, oberhalb Hundelslshausen   |
| 10406   | Fulda, bei Hattenhausen   |
| 10408   | Kemmete, oberhalb Rommerz, Nähe Schlagmühle   |
| 10409   | Giesel, unterhalb Harmerz, südlich Johannesberg   |
| 10411   | Lüder, Ortsrand Bimbach, unterhalb KA Industriepark Fulda-West                          |
| 10413   | Schlitz, oberhalb Utzhausen   |
| 10418   | Schwarzbach, oberhalb Unter-Schwarz 2   |
| 10420   | Jossa/Herzberg, unterhalb Hatterode   |
| 10422   | Aula, unterhalb Kirchheim, unterhalb KA Kirchheim                                       |
| 10423   | Geis, oberhalb Untergeis  |
| 10425   | Haune, östlich Steinau, Nähe Rupperts-Mühle   |
| 10426   | Nässe, oberhalb Rimmels1  |
| 10428   | Steinbach, unterhalb Steinbach, oberhalb Mündung Haune, oberhalb KA Burghaun "Im Grund" |
| 10430   | Pfuhlgraben, Mündungsbereich  |
| 10432   | Eitra, Ortsrand Bodes   |
| 10433   | Solz, oberhalb Sorga  |
| 10436   | Ulfe, Mündungsbereich   |
| 10438   | Bebra, oberhalb Bebra   |
| 10440   | Haselbach, unterhalb Schwazehasel, oberhalb MWE Fangbecken Schwarzenhasel               |
| 10445   | Wichte, oberhalb Neumorschen 2  |
| 10446   | Beise, oberhalb Beiseförth, Mündung Nebengewässer                                       |
| 10447   | Pfiefte, östliche Ortslage Spangenberg, unterhalb MWE Spangenberg SKO Tennisplatz       |
| 10449   | Mülmisch, unterhalb Eiterhagen, oberhalb GKA Eiterhagen                                 |
| 10452   | Elbrighäuserbach, südlich Neuludwigsdorf  |
| 10456   | Nemphe, Nähe südöstlicher Ortsrand Frankenbeg   |
| 10463   | Werbe, unterhalb Ober-Werbe, oberhalb KA  |
| 10464   | Reiherbach, oberhalb Nieder-Werbe, Nähe Mündung Klingebach                              |
| 10469   | Berfa, unterhalb Elbenrod, oberhalb Krausenberg   |
| 10479   | Grenff, oberhalb Neukirchen   |
| 10483   | Grenzebach, Ortslage Niedergrenzebach   |
| 10487   | Gers, südlich Michelsberg, Nähe Teichwiesen   |
| 10492   | Efze, oberhalb Homberg (Efze)-Holzhausen  |
| 10494   | Riedwiesengraben, Nähe südlicher Ortsrand Wabern, oberhalb KA Wabern                    |
| 10498   | Ems,unterhalb Wehren und Dorla  |
| 10499   | Bauna, oberhalb Guntershausen   |
| 10502   | Drusel, Ortslage Kassel, oberhalb MWE Tischbeinstr.                                     |
| 10508   | Ahne, bei Kassel-Niedervellmar  |
| 10522   | Twiste, Nähe Ortsrand Volkmarsen  |
| 10525   | Lempe, bei Hofgeismar   |
| 10530   | Rhein, oberhalb Ginsheim, km 490,5 - rechtes Ufer                                       |
| 10578   | Ginsheimer Altrhein, oberhalb Ginsheim  |
| 10581   | Sinn, oberhalb Altengronau, Mündung Schmale Sinn  |
| 10796   | Zweiter Käsbach, oberhalb Hochheim am Main  |
| 10902   | Aar, Burg Hohenstein  |

| Mst. ID | Mst. Bez.   |
|---------|---|
| 10930   | Fulda, Bad Hersfeld, Hospitalswiese   |
| 10974   | Orke, oberhalb Niederorke, südlich Fürstenberg  |
| 10975   | Wesebach, unterhalb Spitze/Kleinern   |
| 11049   | Main, zwischen Klein-Auheim und Hanau, zwischen MWE Großauheim, Alte Langgasse und KA |
| 11092   | Nidda, nördlich Ffm   |
| 11093   | Nidda, bei Ffm, Nähe Neufeld/Eisenbahnsiedlung  |
| 11102   | Usa, Ortsrand Friedberg, oberhalb MWE Friedberg                                       |
| 11106   | Nidder, nördlich Oberdorfelden, unterhalb MWE Oberdorfelden                           |
| 11149   | Weser, oberhalb Lippoldsberg  |
| 11156   | untere Wehre, bei Eltmannshausen, Mündung Schweinsbach                                |
| 11188   | Elbe, oberhalb Geismar bei Fritzlar   |
| 11199   | Olmès, zwischen Trockenerfurth und Borkener See, oberhalb KA Trockenerfurth           |
| 11206   | Ems, oberhalb Böddiger 1  |
| 11226   | Diemel, oberhalb Hueda  |
| 11288   | Jossa oberh. Grebenau   |
| 11295   | Rhein-km 450,5 - rechtes Ufer   |
| 11296   | Rhein-km 478,2 - rechtes Ufer   |
| 11298   | Neckar, oberhalb Neckarhausen   |
| 11300   | Maulbeerauer Altrhein, unterhalb Zusammenfluss Nordheimer Altrhein und Rinne          |
| 11305   | Halbmaasgraben, unterhalb Wattenheim, unerhalb KA Biblis                              |
| 11309   | Fanggraben Biebesheim-Nord  |
| 11311   | Schwarzbach, zwischen Crumstadt-Philippshospital und Goddelau                         |
| 11323   | ChemieMST Muemling, Breuberg-Hainstadt, Pegel   |
| 11328   | Gersprenz, unterhalb Groß-Bieberau  |
| 11330   | Gersprenz, unterhalb Harreshausen 1   |
| 11334   | Stillgraben, oberhalb Münster, oberhalb Mündung Gersprenz                             |
| 11336   | Erbesbach, oberhalb Groß Zimmern  |
| 11339   | Ohlebach, oberhalb Rapertshausen  |
| 11347   | Bieber, oberhalb Kassel   |
| 11359   | Nidda, unterhalb Dauernheim, Nähe Ober-Mockstadt                                      |
| 11367   | Wetter, oberhalb Bruchenbrücken   |
| 11390   | Westerbach, unterhalb Kronberg (Taunus) 1   |
| 11405   | Lahn, unterhalb Limburg-Staffel   |
| 11407   | Lahn, oberhalb Cölbe  |
| 11409   | Lahn, Ortsrand Albshausen, oberhalb Fabrik, Schleusenhaus                             |
| 11411   | Lahn, Ortsrand Atzbach, oberhalb KA/MWE Dorlar  |
| 11412   | Lahn, bei Dutenhofen, unterhalb Dutenhofener See                                      |
| 11413   | Lahn, unterhalb Gießen, unterhalb KA Gießen   |
| 11425   | Ohm, zwischen Cölbe und Bürgeln, Nähe Bernsdorfer Kuppe                               |
| 11453   | Dill, oberhalb Herborn unterhalb KA Dillenburg-Niederscheld                           |
| 11466   | Solmsbach, unterhalb Solms  |
| 11481   | Wörsbach, nordöstlich Beuersbach, unterhalb Mündung Gebuckgraben                      |
| 11504   | Wilhelmshäuser Bach, Mündungsbereich  |
| 11512   | Fulda, oberhalb Büchenwerra   |
| 11554   | Eder, oberhalb Niedermöllrich, Nähe Kieswerk  |
| 11560   | Nuhne, oberhalb Schreufa  |
| 11587   | ChemieMST Schwalm, Borken (Hessen) - Kerstenhausen                                    |
| 11611   | Goldbach, zwischen Ober- und Niedervorschütz  |
| 11627   | Twiste, unterhalb Volkmarsen, oberhalb Ralekesberg                                    |
| 11629   | Erpe, östlich Volkmarsen  |
| 11635   | Alster, oberhalb Lamerden   |

| Mst. ID | Mst. Bez.   |
|---------|---|
| 11638   | Rhein, Ortsrand Eltville, km 509,4 - rechtes Ufer         |
| 11639   | Rinne/Mühlgraben, südlich Hofheim                         |
| 11641   | Ohm, östlich Cölbe  |
| 11642   | Wohra, südlicher Ortsrand Gemünden, Nähe MWE Gemünden     |
| 11643   | Wadebach, unterhalb Albshausen unterhalb KA Albshausen    |
| 11644   | Weil, Nähe Ortsrand Ernsthausen, unterhalb MWE Lützendorf |
| 11645   | Werra, oberhalb Widdershausen                             |
| 11646   | Ulster, bei Batten  |
| 11647   | Fulda, bei Blankenheim                                    |
| 11648   | Fulda, Ortsrand Pfordt, oberhalb MWE Pfordt (B70)         |
| 11649   | Rombach, oberhalb Fraurombach 2                           |
| 11650   | Efze, unterhalb Hebel, unterhalb Wüstung Heldershausen    |
| 11651   | Diemel, Ortsrand Wrexen, oberhalb KA Wrexen               |
| 12245   | Fanggraben, oberhalb Stockstadt am Rhein, Nähe Försterhof |
| 12263   | Mümling, unterhalb Hainstadt Nähe Spatmühle               |
| 12285   | Gersprenz, unterhalb Gross-Bieberau                       |
| 12297   | Beise, oberhalb Beiseförth                                |
| 12299   | Eder, oberhalb Niedermöllrich, Nähe Kieswerk              |
| 12396   | Lüder, oberhalb Blankenau, oberhalb Mündung Schwarza      |
| 12463   | Rhein/Buhnenfeld Rhein-km 447                             |
| 12464   | Rhein/Erfelder Altrhein Rhein-km 474                      |
| 12465   | Rhein/Kasteller Arm Rhein-km 500                          |
| 12466   | Rhein/Mariannenaue Rhein-km 516                           |
| 12467   | Rhein/Rhein-km 489,0-489,6                                |
| 12468   | Rhein/Rhein-km 508,6-508,7                                |
| 12469   | Rhein/Rhein-km 519,2                                      |
| 12470   | Rhein/Rüdesheimer Aue Rhein-km 525                        |
| 12513   | Eder, oberhalb Niedermöllrich                             |
| 12518   | Nuhne, oberhalb Schreufa, Nähe Mündung Eichelbach         |
| 12519   | Losse, westlich Kassel-Sandershausen                      |
| 12558   | Osterbach bei Knickhagen                                  |
| 13674   | Kinzig, Ortslage Gelnhausen                               |

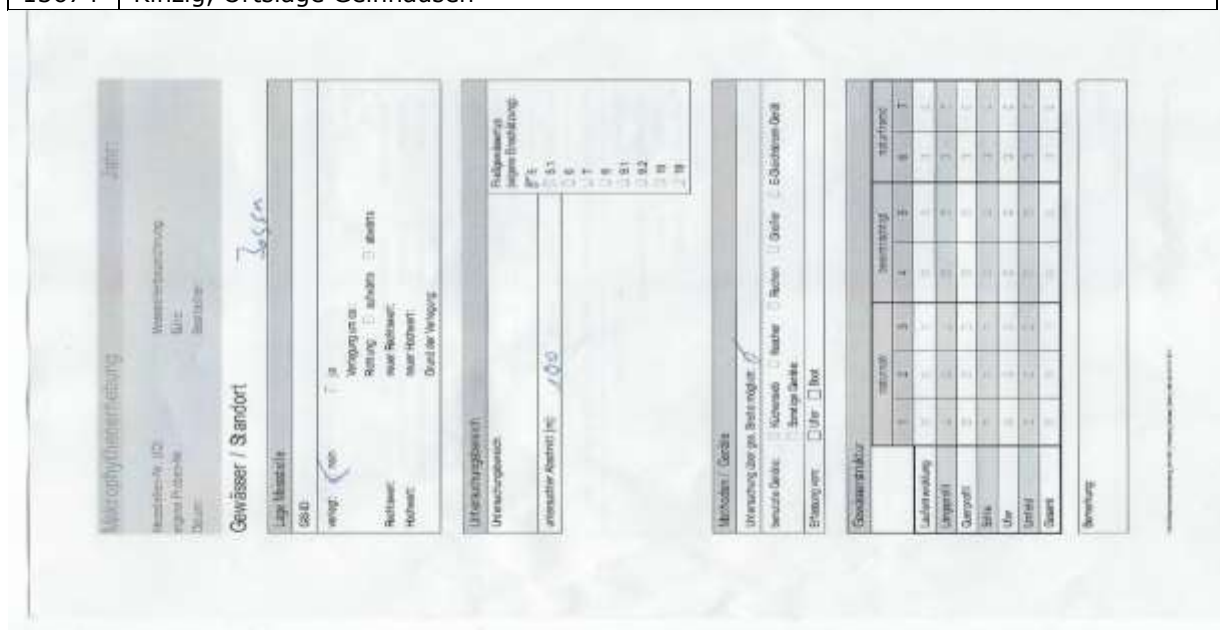


Abbildung A1: Protokollblatt für die Makrophytenkartierung des HLNUG

**Mikrophytenkartierung** Jahr: \_\_\_\_\_

Arbeitsnummer (ID): \_\_\_\_\_  
 eigene Proben-Nr.: \_\_\_\_\_  
 Datum: \_\_\_\_\_

**Physikalisch-chemische Parameter** JSSa

|   |  |   |  |
|---|--|---|--|
| <b>Physikalische Bedingungen</b>  | <b>Wasserschicht</b>   | <b>Wassersäuregrad</b>  | <b>Trübung</b>   |
| Gesamtschwebstoffe (g/L)<br><input type="checkbox"/> < 0,1<br><input type="checkbox"/> 0,1 bis 0,2<br><input checked="" type="checkbox"/> 0,2 bis 0,5<br><input type="checkbox"/> 0,5 bis 1<br><input type="checkbox"/> 1 bis 2<br><input type="checkbox"/> 2 bis 5<br><input type="checkbox"/> > 5 | Wassertemperatur (°C)<br><input type="checkbox"/> sehr gering<br><input type="checkbox"/> gering<br><input checked="" type="checkbox"/> mittel<br><input type="checkbox"/> hoch<br><input type="checkbox"/> sehr hoch                    | pH-Wert<br><input type="checkbox"/> < 5,0<br><input type="checkbox"/> 5,0 bis 5,5<br><input type="checkbox"/> 5,5 bis 6,0<br><input type="checkbox"/> 6,0 bis 6,5<br><input type="checkbox"/> 6,5 bis 7,0<br><input type="checkbox"/> > 7,0 | NTU<br><input type="checkbox"/> schwach<br><input type="checkbox"/> mittel<br><input type="checkbox"/> stark   |
| <b>Algenzönose</b>  | <b>Substrat (m)</b>  | <b>Substrat (m)</b>   | <b>Geruch</b>  |
| Algenzönose (m)<br><input type="checkbox"/> keine<br><input type="checkbox"/> schwach<br><input type="checkbox"/> mittel<br><input type="checkbox"/> stark<br><input type="checkbox"/> sehr stark   | Substrat (m)<br><input type="checkbox"/> < 0,1<br><input type="checkbox"/> 0,1 bis 0,2<br><input type="checkbox"/> 0,2 bis 0,5<br><input type="checkbox"/> 0,5 bis 1<br><input type="checkbox"/> 1 bis 2<br><input type="checkbox"/> > 2 | Substrat (m)<br><input type="checkbox"/> < 0,1<br><input type="checkbox"/> 0,1 bis 0,2<br><input type="checkbox"/> 0,2 bis 0,5<br><input type="checkbox"/> 0,5 bis 1<br><input type="checkbox"/> 1 bis 2<br><input type="checkbox"/> > 2    | Geruch<br><input type="checkbox"/> schwach<br><input type="checkbox"/> mittel<br><input type="checkbox"/> stark  |
| <b>Algenzönose</b>  | <b>Aufwuchs (prozentuale, ca.)</b>   | <b>Aufwuchs (prozentuale, ca.)</b>  | <b>Aufwuchs (prozentuale, ca.)</b>   |
| Algenzönose (m)<br><input type="checkbox"/> keine<br><input type="checkbox"/> schwach<br><input type="checkbox"/> mittel<br><input type="checkbox"/> stark<br><input type="checkbox"/> sehr stark   | Aufwuchs (prozentuale, ca.)<br><input type="checkbox"/> 0-10%<br><input type="checkbox"/> 10-25%<br><input type="checkbox"/> 25-50%<br><input type="checkbox"/> 50-75%<br><input type="checkbox"/> 75-100%                               | Aufwuchs (prozentuale, ca.)<br><input type="checkbox"/> 0-10%<br><input type="checkbox"/> 10-25%<br><input type="checkbox"/> 25-50%<br><input type="checkbox"/> 50-75%<br><input type="checkbox"/> 75-100%                                  | Aufwuchs (prozentuale, ca.)<br><input type="checkbox"/> 0-10%<br><input type="checkbox"/> 10-25%<br><input type="checkbox"/> 25-50%<br><input type="checkbox"/> 50-75%<br><input type="checkbox"/> 75-100% |
| <b>Flächenverteilung (Mikrophytenkartierung möglich)</b>  | <b>Flächenverteilung (Mikrophytenkartierung möglich)</b>   | <b>Flächenverteilung (Mikrophytenkartierung möglich)</b>  | <b>Flächenverteilung (Mikrophytenkartierung möglich)</b>   |
| Arten<br><input type="checkbox"/> keine<br><input type="checkbox"/> schwach<br><input type="checkbox"/> mittel<br><input type="checkbox"/> stark<br><input type="checkbox"/> sehr stark   | Arten<br><input type="checkbox"/> keine<br><input type="checkbox"/> schwach<br><input type="checkbox"/> mittel<br><input type="checkbox"/> stark<br><input type="checkbox"/> sehr stark  | Arten<br><input type="checkbox"/> keine<br><input type="checkbox"/> schwach<br><input type="checkbox"/> mittel<br><input type="checkbox"/> stark<br><input type="checkbox"/> sehr stark   | Arten<br><input type="checkbox"/> keine<br><input type="checkbox"/> schwach<br><input type="checkbox"/> mittel<br><input type="checkbox"/> stark<br><input type="checkbox"/> sehr stark                    |

Abbildung A2: Protokollblätter für die Makrophytenkartierung des HLNUG

**Mikrophytenkartierung** Jahr: \_\_\_\_\_

Arbeitsnummer (ID): \_\_\_\_\_  
 eigene Proben-Nr.: \_\_\_\_\_  
 Datum: \_\_\_\_\_

**Struktur / besiedlungsfördernde Faktoren**

|  |  |  |
|--|--|--|
| <b>Ufervegetation (Mikrophytenkartierung möglich)</b>  | <b>Ufervegetation (Mikrophytenkartierung möglich)</b>  | <b>Ufervegetation (Mikrophytenkartierung möglich)</b>  |
| Ufervegetation (Mikrophytenkartierung möglich)<br><input type="checkbox"/> keine<br><input type="checkbox"/> schwach<br><input type="checkbox"/> mittel<br><input type="checkbox"/> stark<br><input type="checkbox"/> sehr stark   | Ufervegetation (Mikrophytenkartierung möglich)<br><input type="checkbox"/> keine<br><input type="checkbox"/> schwach<br><input type="checkbox"/> mittel<br><input type="checkbox"/> stark<br><input type="checkbox"/> sehr stark   | Ufervegetation (Mikrophytenkartierung möglich)<br><input type="checkbox"/> keine<br><input type="checkbox"/> schwach<br><input type="checkbox"/> mittel<br><input type="checkbox"/> stark<br><input type="checkbox"/> sehr stark   |
| <b>Tiefenwasser (nach LUBW, in Längsprofil)</b>  | <b>Tiefenwasser (nach LUBW, in Längsprofil)</b>  | <b>Tiefenwasser (nach LUBW, in Längsprofil)</b>  |
| Tiefenwasser (nach LUBW, in Längsprofil)<br><input type="checkbox"/> sehr groß<br><input type="checkbox"/> groß<br><input type="checkbox"/> mittel<br><input type="checkbox"/> gering<br><input type="checkbox"/> keine            | Tiefenwasser (nach LUBW, in Längsprofil)<br><input type="checkbox"/> sehr groß<br><input type="checkbox"/> groß<br><input type="checkbox"/> mittel<br><input type="checkbox"/> gering<br><input type="checkbox"/> keine            | Tiefenwasser (nach LUBW, in Längsprofil)<br><input type="checkbox"/> sehr groß<br><input type="checkbox"/> groß<br><input type="checkbox"/> mittel<br><input type="checkbox"/> gering<br><input type="checkbox"/> keine            |
| <b>Leuchtdichte</b>  | <b>Leuchtdichte</b>  | <b>Leuchtdichte</b>  |
| Leuchtdichte<br><input type="checkbox"/> schwach<br><input type="checkbox"/> mittel<br><input type="checkbox"/> stark<br><input type="checkbox"/> sehr stark   | Leuchtdichte<br><input type="checkbox"/> schwach<br><input type="checkbox"/> mittel<br><input type="checkbox"/> stark<br><input type="checkbox"/> sehr stark   | Leuchtdichte<br><input type="checkbox"/> schwach<br><input type="checkbox"/> mittel<br><input type="checkbox"/> stark<br><input type="checkbox"/> sehr stark   |
| <b>Besiedlungsfördernde Faktoren</b>   | <b>Besiedlungsfördernde Faktoren</b>   | <b>Besiedlungsfördernde Faktoren</b>   |
| Besiedlungsfördernde Faktoren<br><input type="checkbox"/> keine<br><input type="checkbox"/> schwach<br><input type="checkbox"/> mittel<br><input type="checkbox"/> stark<br><input type="checkbox"/> sehr stark                    | Besiedlungsfördernde Faktoren<br><input type="checkbox"/> keine<br><input type="checkbox"/> schwach<br><input type="checkbox"/> mittel<br><input type="checkbox"/> stark<br><input type="checkbox"/> sehr stark                    | Besiedlungsfördernde Faktoren<br><input type="checkbox"/> keine<br><input type="checkbox"/> schwach<br><input type="checkbox"/> mittel<br><input type="checkbox"/> stark<br><input type="checkbox"/> sehr stark                    |
| <b>Verunreinigungen (Mikrophytenkartierung möglich)</b>  | <b>Verunreinigungen (Mikrophytenkartierung möglich)</b>  | <b>Verunreinigungen (Mikrophytenkartierung möglich)</b>  |
| Verunreinigungen (Mikrophytenkartierung möglich)<br><input type="checkbox"/> keine<br><input type="checkbox"/> schwach<br><input type="checkbox"/> mittel<br><input type="checkbox"/> stark<br><input type="checkbox"/> sehr stark | Verunreinigungen (Mikrophytenkartierung möglich)<br><input type="checkbox"/> keine<br><input type="checkbox"/> schwach<br><input type="checkbox"/> mittel<br><input type="checkbox"/> stark<br><input type="checkbox"/> sehr stark | Verunreinigungen (Mikrophytenkartierung möglich)<br><input type="checkbox"/> keine<br><input type="checkbox"/> schwach<br><input type="checkbox"/> mittel<br><input type="checkbox"/> stark<br><input type="checkbox"/> sehr stark |



Abbildung A3: Protokollblätter für die Makrophytenkartierung des HLNUG

**Tabelle A2: Liste aller Messstellen (MST) aus der Makrophytenkartierung, an denen ein erfolgreicher Abgleich mit einer passenden Chemiemessstelle erfolgte, aufsteigend sortiert**

| CHEM_MST | Chemie_NAME  | BIO_MST |
|----------|--|---------|
| 284      | Fulda, Wahnhausen, Messstation                                   | 10040   |
| 587      | Itter, Kailbach-Nord   | 10052   |
| 113      | Modau, Stockstadt am Rhein, Brücke B44, vor Mündung Fanggraben   | 10071   |
| 588      | Jossa, Jossgrund, unterhalb Sahlensee                            | 10088   |
| 586      | Klingbach, oberhalb Hausen                                       | 10140   |
| 221      | Bieber, Mühlheim am Main   | 10174   |
| 744      | Bieber, Bieber, Mühlheimer Weg, 2,3km oberhalb MST 221           | 10174   |
| 190      | Bleichenbach, Ortenberg-Bleichenbach                             | 10228   |
| 234      | Eschbach, Frankfurt am Main-Harheim                              | 10241   |
| 211      | Salzbach, Wiesbaden-Kastel                                       | 10276   |
| 376      | Josbach, Wohratal-Halsdorf                                       | 10313   |
| 238      | Lumda, Lollar, Eisenbahnbrücke                                   | 10328   |
| 158      | Emsbach, Runkel-Ennerich, Brücke in Ortslage                     | 10368   |
| 241      | Zellersbach, Philippsthal (Werra)-Röhrigshof                     | 10378   |
| 289      | Fulda, Fulda-Hettenhausen, Pegel                                 | 10406   |
| 291      | Giesel, Fulda-Johannesberg                                       | 10409   |
| 339      | Schwarzbach, Schlitz-Unter-Schwarz                               | 10418   |
| 299      | Aula, Niederaula   | 10422   |
| 304      | Haune, Petersberg-Marbach, Zulauf Haunetalsperre                 | 10425   |
| 276      | Pfuhlgraben, Haunetal-Wehrda                                     | 10430   |
| 344      | Eitra (Fischbach), Hauneck-Bodes                                 | 10432   |
| 315      | Wichte, Morschen-Neumorschen                                     | 10445   |
| 349      | Beise, Malsfeld-Beiseförth                                       | 10446   |
| 589      | Elbrighäuserbach, südlich Neuludwigsdorf                         | 10452   |
| 323      | Nemphe, Frankenberg  | 10456   |
| 307      | Grenzebach, Schwalmstadt-Niedergrenzebach                        | 10483   |
| 356      | Ems, Fritzlar-Werkel   | 10498   |
| 319      | Bauna, Baunatal-Guntershausen                                    | 10499   |
| 360      | Ahne, Kassel,  | 10508   |
| 372      | Twiste, Volkmarsen   | 10522   |
| 101      | Rhein, Geinsheim, Flusskm 480                                    | 10530   |
| 230      | Fanggraben, Biebesheim am Rhein                                  | 10564   |
| 145      | Käsbach, Wiesbaden-Kostheim                                      | 10796   |
| 720      | Main, Großauheim, Auheimer Brücke, Temperatur-Messstelle         | 11049   |
| 126      | Nidda, Bad Vilbel-Bonames, Niddabrücke L3003                     | 11092   |
| 353      | Elbe, Fritzlar-Geismar   | 11188   |
| 313      | Ems, Felsberg-Böddiger   | 11206   |
| 331      | Twiste, Selda/Volkmarsen, unterhalb Erpemündung                  | 11229   |
| 101      | Rhein, Geinsheim, Flusskm 480                                    | 11296   |
| 701      | Nordheimer Altrhein, Km 2,0, Brücke Fahrweg, Dummy für Mst. 450, | 11300   |
| 105      | Halbmaasgraben, Biblis, nach KA vor PW                           | 11305   |

| CHEM_MST | Chemie_NAME   | BIO_MST |
|----------|---|---------|
| 230      | Fanggraben, Biebesheim am Rhein                           | 11309   |
| 137      | Mümling, Breuberg-Hainstadt, Pegel                        | 11323   |
| 141      | Gersprenz, Gross-Bieberau, Pegel                          | 11328   |
| 117      | Gersprenz, Babenhausen-Harreshausen, Landesgrenze         | 11330   |
| 142      | Stillgraben, Münster                                      | 11334   |
| 172      | Erbesbach, Dieburg  | 11336   |
| 128      | Wetter, Niddatal-Assenheim                                | 11367   |
| 214      | Lahn, Limburg-Staffel                                     | 11405   |
| 217      | Lahn, Lahnau-Atzbach                                      | 11412   |
| 223      | Ohm, Cölbe-Bernsdorf, Mündung                             | 11425   |
| 253      | Solmsbach, Solms-Burgsolms                                | 11466   |
| 750      | Eder, oberhalb Niedermöllrich                             | 11554   |
| 340      | Schwalm, Borken-Kerstenhausen                             | 11587   |
| 314      | Goldbach, Felsberg-Niedervorschütz                        | 11611   |
| 331      | Twiste, Selda/Volkmarsen, unterhalb Erpemündung           | 11627   |
| 375      | Erpe, Volkmarsen  | 11629   |
| 379      | Alster, Liebenau-Lamerden,                                | 11635   |
| 236      | Hegwaldbach, Babenhausen-Hergershausen                    | 11640   |
| 377      | Wadebach, Wohratal-Halsdorf                               | 11643   |
| 287      | Fulda, Schlitz-Pfordt                                     | 11648   |
| 293      | Rombach, Schlitz-Frauombach                               | 11649   |
| 358      | Efze, Wabern-Unshausen                                    | 11650   |
| 230      | Fanggraben, Biebesheim am Rhein                           | 12245   |
| 137      | Mümling, Breuberg-Hainstadt, Pegel                        | 12263   |
| 141      | Gersprenz, Gross-Bieberau, Pegel                          | 12285   |
| 349      | Beise, Malsfeld-Beiseförth                                | 12297   |
| 750      | Eder, oberhalb Niedermöllrich                             | 12299   |
| 116      | Beinesgraben, Rüsselsheim-Bauschheim, Mündung Schwarzbach | 12510   |
| 349      | Beise, Malsfeld-Beiseförth                                | 12512   |
| 750      | Eder, oberhalb Niedermöllrich                             | 12513   |
| 141      | Gersprenz, Gross-Bieberau, Pegel                          | 12516   |
| 230      | Fanggraben, Biebesheim am Rhein                           | 12517   |
| 275      | Steinbach, Burghaun-Rothenkirchen                         | 12521   |
| 363      | Osterbach, Fuldatal-Knickhagen                            | 12558   |



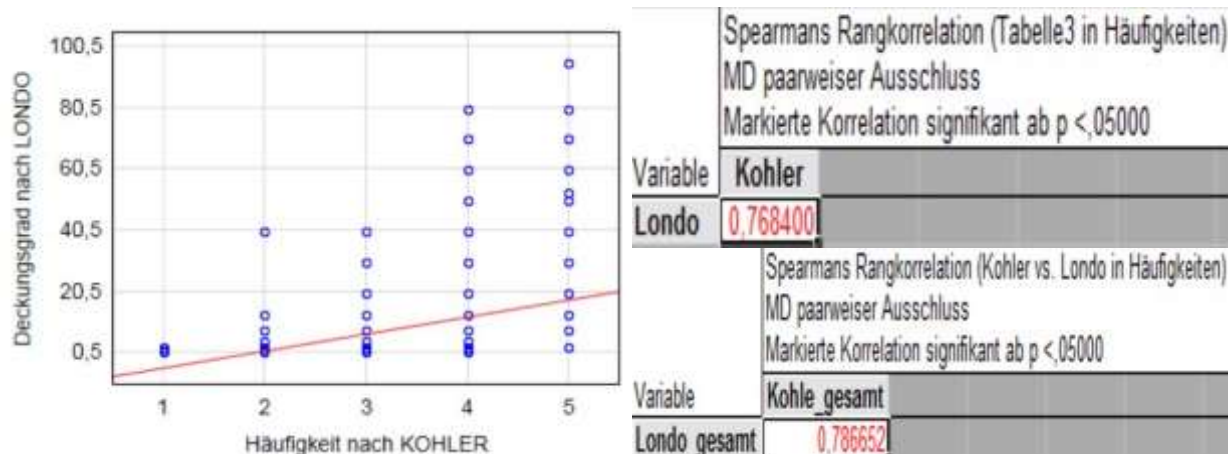
| Makrophyten |   |           |
|-------------|---|-----------|
| 1a          | Tiefenklasse = 1  | → 2       |
| 1b          | Tiefenklasse ≥ 2  | → 3       |
| 2a          | Maximalwert Gesamthärte oder Medianwert Säurekapazität 4,3 < 1,4 mmol/l | → Typ MRS |
| 2b          | Maximalwert Gesamthärte und Medianwert Säurekapazität 4,3 ≥ 1,4 mmol/l  | → Typ MRK |
| 3a          | mittlere Breite ≥ 40m   | → 6       |
| 3b          | mittlere Breite < 40m   | → 4       |
| 4a          | Fließgeschwindigkeit > III  | → 2       |
| 4b          | Fließgeschwindigkeit ≤ III  | → 5       |
| 5a          | Grundwassereinfluss   | → Typ MPG |
| 5b          | kein Grundwassereinfluss  | → Typ MP  |
| 6a          | Fließgeschwindigkeit > III  | → 2       |
| 6b          | Fließgeschwindigkeit ≤ III  | → 7       |
| 7a          | Tiefenklasse = 3  | → Typ Mg  |
| 7b          | Tiefenklasse < 3  | → 5       |

Abbildung A4: Einstufung der Gewässertypen für die Bewertung mit Phylib für alle Fließgewässer der Mittelgebirge

| Kruskal-Wallis ANOVA; Londo (Tabelle3 in Häufigkeiten)<br>Unabhängige (Grupp.) Variable: Kohler<br>Kruskal-Wallis-Test: H ( 4, N= 1318) =779,8243 p=0,000                   |          |           |           |          | Multiple Vergleiche z-Werte; Londo (Tabelle3 in Häufigkeiten)<br>Unabhängige (Grupp.) Variable: Kohler<br>Kruskal-Wallis-Test: H ( 4, N= 1318) =779,8243 p=0,000 |                |                 |                |                |                 |
|---|----------|-----------|-----------|----------|--|----------------|-----------------|----------------|----------------|-----------------|
| Abh.: Londo   | Code     | Gültige N | Rangsumme | Mw. Rang | Abh.: Londo  | 1              | 2               | 3              | 4              | 5               |
| 1   | 1        | 127       | 25911,5   | 204,028  | 1  | R:204,03       | R:383,26        | R:708,97       | R:1023,2       | R:1231,2        |
| 2   | 2        | 362       | 138740,0  | 383,260  | 2  | 4,56592        | 13,32047        | 20,24847       | 15,92766       |                 |
| 3   | 3        | 489       | 346687,0  | 708,971  | 3  | 13,32047       | 12,34206        | 21,37630       | 14,50282       |                 |
| 4   | 4        | 292       | 298785,5  | 1023,238 | 4  | 20,24847       | 21,37630        | 11,16424       | 3,50785        |                 |
| 5   | 5        | 48        | 59097,0   | 1231,188 | 5  | 15,92766       | 14,50282        | 9,07087        | 3,50785        |                 |
| Median-Test, Median(gesamt) = 2,00000; Londo (Tabelle3 in Häufigkeiten)<br>Unabhängige (Grupp.) Variable: Kohler<br>Chi-Quadrat = 610,8620 FG = 4 p = 0,000                 |          |           |           |          |  |                |                 |                |                |                 |
| Abhängige: Londo  |          |           |           |          | 1  | 2              | 3               | 4              | 5              | Gesamt          |
| <=Median: beobachtet  |          |           |           |          | 127,0000   | 337,000        | 271,0000        | 29,000         | 2,0000         | 766,000         |
| erwartet  |          |           |           |          | 73,8103  | 210,388        | 284,1988        | 169,706        | 27,8968        |                 |
| beob.-erw.  |          |           |           |          | 53,1897  | 126,612        | -13,1988        | -140,706       | -25,8968       |                 |
| > Median: beobachtet  |          |           |           |          | 0,0000   | 25,000         | 218,0000        | 263,000        | 46,0000        | 552,000         |
| erwartet  |          |           |           |          | 53,1897  | 151,612        | 204,8012        | 122,294        | 20,1032        |                 |
| beob.-erw.  |          |           |           |          | -53,1897   | -126,612       | 13,1988         | 140,706        | 25,8968        |                 |
| <b>Gesamt: beobachtet</b>   |          |           |           |          | <b>127,0000</b>  | <b>362,000</b> | <b>489,0000</b> | <b>292,000</b> | <b>48,0000</b> | <b>1318,000</b> |
| Multiple Vergleiche p-Werte (2-seitig); Londo (Tabelle3 in Häufigkeiten)<br>Unabhängige (Grupp.) Variable: Kohler<br>Kruskal-Wallis-Test: H ( 4, N= 1318) =779,8243 p=0,000 |          |           |           |          |  |                |                 |                |                |                 |
| Abh.: Londo   | 1        | 2         | 3         | 4        | 5  |                |                 |                |                |                 |
| 1   | R:204,03 | R:383,26  | R:708,97  | R:1023,2 | R:1231,2   |                |                 |                |                |                 |
| 2   |          | 0,000050  | 0,00      | 0,000000 | 0,000000   |                |                 |                |                |                 |
| 3   | 0,000000 | 0,000000  | 0,00      | 0,000000 | 0,000000   |                |                 |                |                |                 |
| 4   | 0,000000 | 0,000000  | 0,00      | 0,004517 |  |                |                 |                |                |                 |
| 5   | 0,000000 | 0,000000  | 0,00      | 0,004517 |  |                |                 |                |                |                 |

Abbildung A5: Ergebnisse des Kruskal-Wallis-Tests der Untersuchung für einen Zusammenhang zwischen der Häufigkeit und dem Deckungsgrad aus STATISTICA. Signifikante Werte sind rot dargestellt.





**Abbildung A6: Scatterplot (links) und Ergebnisse der Spearman Rangkorrelation (rechts) aus STATISTICA für einen Zusammenhang zwischen der Häufigkeit und dem Deckungsgrad.** Im oberen Bild ist das Ergebnis der Korrelation ohne die ergänzten Werte. Das untere Bild zeigt die Korrelation nach dem eigenständigen Ergänzen der fehlenden Werte des Deckungsgrades nach Tabelle 4. Der Scatterplot links bezieht sich auf die Korrelation der ergänzten Werte. Signifikante Werte sind rot dargestellt.

|  |      |           |              |          |   |          |              |              |            |            |
|--|------|-----------|--------------|----------|---|----------|--------------|--------------|------------|------------|
| Kruskal-Wallis ANOVA; Deckung (Tabelle1 in Gesamtdeckung)                  |      |           |              |          | Multiple Vergleiche z-Werte; Deckung (Tabelle1 in Gesamtdeckung)            |          |              |              |            |            |
| Unabhängige (Grupp.) Variable: Bekichtung ohne absonnig                    |      |           |              |          | Unabhängige (Grupp.) Variable: Bekichtung ohne absonnig                     |          |              |              |            |            |
| Kruskal-Wallis-Test: $H(3, N=307)=48,59041$ $p=,0000$                      |      |           |              |          | Kruskal-Wallis-Test: $H(3, N=307)=48,59041$ $p=,0000$                       |          |              |              |            |            |
| Abh.: Deckung  | Code | Gültige N | Rangsumme    | Mw. Rang | Abh.: Deckung   | schattig | halbschattig | sonnig       | vollsonnig |            |
| schattig   | 101  | 45        | 4242,50      | 94,2778  | schattig  |          | 2,751326     | 5,001467     | 6,250973   |            |
| halbschattig   | 102  | 118       | 16174,00     | 137,0678 | halbschattig  | 2,751326 |              | 3,073437     | 4,752578   |            |
| sonnig   | 104  | 93        | 16265,50     | 174,8978 | sonnig  | 5,001467 | 3,073437     |              | 2,124954   |            |
| vollsonnig   | 105  | 51        | 10596,00     | 207,7647 | vollsonnig  | 6,250973 | 4,752578     | 2,124954     |            |            |
| Median-Test, Median(gesamt) = 8,00000; Deckung (Tabelle1 in Gesamtdeckung) |      |           |              |          | Multiple Vergleiche p-Werte (2-seitig); Deckung (Tabelle1 in Gesamtdeckung) |          |              |              |            |            |
| Unabhängige (Grupp.) Variable: Bekichtung ohne absonnig                    |      |           |              |          | Unabhängige (Grupp.) Variable: Bekichtung ohne absonnig                     |          |              |              |            |            |
| Chi-Quadrat = 35,70055 FG = 3 $p=,0000$                                    |      |           |              |          | Kruskal-Wallis-Test: $H(3, N=307)=48,59041$ $p=,0000$                       |          |              |              |            |            |
| Abhängige: Deckung   |      | schattig  | halbschattig | sonnig   | vollsonnig  | Gesamt   |              |              |            |            |
| <= Median: beobachtet  |      | 36,0000   | 69,0000      | 37,00000 | 13,0000   | 155,0000 |              |              |            |            |
| erwartet   |      | 22,7199   | 59,5765      | 46,95440 | 25,7492   |          |              |              |            |            |
| beob.-erw.   |      | 13,2801   | 9,4235       | -9,95440 | -12,7492  |          |              |              |            |            |
| > Median: beobachtet   |      | 9,0000    | 49,0000      | 56,00000 | 38,0000   | 152,0000 |              |              |            |            |
| erwartet   |      | 22,2801   | 58,4235      | 46,04560 | 25,2508   |          |              |              |            |            |
| beob.-erw.   |      | -13,2801  | -9,4235      | 9,95440  | 12,7492   |          |              |              |            |            |
| Gesamt: beobachtet   |      | 45,0000   | 118,0000     | 93,00000 | 51,0000   | 307,0000 |              |              |            |            |
| schattig   |      |           |              |          |   |          | schattig     | halbschattig | sonnig     | vollsonnig |
| schattig   |      |           |              |          |   |          | R:94,278     | R:137,07     | R:174,90   | R:207,76   |
| halbschattig   |      |           |              |          |   |          | 0,035613     |              | 0,000003   | 0,000000   |
| sonnig   |      |           |              |          |   |          | 0,000003     | 0,012697     |            | 0,000012   |
| vollsonnig   |      |           |              |          |   |          | 0,000000     | 0,012697     | 0,201543   |            |
|  |      |           |              |          |   |          | 0,000000     | 0,000012     | 0,201543   |            |

**Abbildung A7: Ergebnisse des Kruskal-Wallis-Tests der Untersuchung für einen Zusammenhang zwischen der Gesamtdeckung und der Sohlbeschattung ohne den absonnigen Zustand aus STATISTICA.** Signifikante Werte sind rot dargestellt.

| Kruskal-Wallis ANOVA; Gesamtdeckung (Tabelle3 in Arbeitsmappe1) |      |           |            |          | Multiple Vergleiche z-Werte; Gesamtdeckung (Tabelle3 in Arbeitsmappe1) |          |              |          |          |            |
|---|------|-----------|------------|----------|--|----------|--------------|----------|----------|------------|
| Unabhängige (Grupp.) Variable: Belichtung                       |      |           |            |          | Unabhängige (Grupp.) Variable: Belichtung                              |          |              |          |          |            |
| Kruskal-Wallis-Test: H ( 4, N= 330) =48,68035 p = ,0000         |      |           |            |          | Kruskal-Wallis-Test: H ( 4, N= 330) =48,68035 p = ,0000                |          |              |          |          |            |
| Abh. Gesamtdeckung  | Code | Gültige N | Rang-summe | Mw. Rang | Abh. Gesamtdeckung   | schattig | halbschattig | absonnig | sonnig   | vollsonnig |
| schattig  | 101  | 45        | 4607,50    | 102,3889 | schattig   | R:102,39 | R:148,64     | R:151,17 | R:188,97 | R:223,87   |
| halbschattig  | 102  | 118       | 17539,00   | 148,6356 | schattig   |          | 2,766648     | 1,994904 | 4,997349 | 6,225773   |
| absonnig  | 103  | 23        | 3477,00    | 151,1739 | halbschattig   | 2,766648 |              | 0,116724 | 3,048683 | 4,705802   |
| sonnig  | 104  | 93        | 17574,00   | 188,9677 | absonnig   | 1,994904 | 0,116724     |          | 1,701049 | 3,033745   |
| vollsonnig  | 105  | 51        | 11417,50   | 223,8725 | sonnig   | 4,997349 | 3,048683     | 1,701049 |          | 2,099666   |
|   |      |           |            |          | vollsonnig   | 6,225773 | 4,705802     | 3,033745 | 2,099666 |            |

| Median-Test, Median(gesamt) = 8,00000; Gesamtdeckung (Tabelle3 in Arbeitsmappe1) |          |              |          |          |            |          |
|--|----------|--------------|----------|----------|------------|----------|
| Unabhängige (Grupp.) Variable: Belichtung  |          |              |          |          |            |          |
| Chi-Quadrat = 37,58837 FG = 4 p = ,0000  |          |              |          |          |            |          |
| Abhängige: Gesamtdeckung   | schattig | halbschattig | absonnig | sonnig   | vollsonnig | Gesamt   |
| <= Median: beobachtet  | 36,0000  | 69,0000      | 15,00000 | 37,0000  | 13,0000    | 170,0000 |
| erwartet   | 23,1818  | 60,7879      | 11,84848 | 47,9091  | 26,2727    |          |
| beob.-erw.   | 12,8182  | 8,2121       | 3,15152  | -10,9091 | -13,2727   |          |
| > Median: beobachtet   | 9,0000   | 49,0000      | 8,00000  | 56,0000  | 38,0000    | 160,0000 |
| erwartet   | 21,8182  | 57,2121      | 11,15152 | 45,0909  | 24,7273    |          |
| beob.-erw.   | -12,8182 | -8,2121      | -3,15152 | 10,9091  | 13,2727    |          |
| Gesamt: beobachtet   | 45,0000  | 118,0000     | 23,00000 | 93,0000  | 51,0000    | 330,0000 |

| Multiple Vergleiche p-Werte (2-seitig); Gesamtdeckung (Tabelle3 in Arbeitsmappe1) |          |              |          |          |            |
|---|----------|--------------|----------|----------|------------|
| Unabhängige (Grupp.) Variable: Belichtung   |          |              |          |          |            |
| Kruskal-Wallis-Test: H ( 4, N= 330) =48,68035 p = ,0000                           |          |              |          |          |            |
| Abh. Gesamtdeckung  | schattig | halbschattig | absonnig | sonnig   | vollsonnig |
| schattig  | R:102,39 | R:148,64     | R:151,17 | R:188,97 | R:223,87   |
| halbschattig  |          | 0,056636     | 0,460534 | 0,000006 | 0,000000   |
| absonnig  | 0,056636 |              | 1,000000 | 0,022985 | 0,000025   |
| sonnig  | 0,000006 | 0,022985     | 0,889337 |          | 0,024154   |
| vollsonnig  | 0,000000 | 0,000025     | 0,024154 | 0,357582 |            |

Abbildung A8: Ergebnisse des Kruskal-Wallis-Tests der Untersuchung für einen Zusammenhang zwischen der Gesamtdeckung und der Sohlbeschattung mit dem absonnigen Zustand aus STATISTICA. Signifikante Werte sind rot dargestellt.

| Kruskal-Wallis ANOVA; Gesamtdeckung (Fließgeschwindigkeit in Gesamtdeckung) |      |           |            |          | Multiple Vergleiche z-Werte; Gesamtdeckung (Fließgeschwindigkeit in Gesamtdeckung) |                |           |                    |                |              |                 |          |
|---|------|-----------|------------|----------|--|----------------|-----------|--------------------|----------------|--------------|-----------------|----------|
| Unabhängige (Grupp.) Variable: Strömung                                     |      |           |            |          | Unabhängige (Grupp.) Variable: Strömung  |                |           |                    |                |              |                 |          |
| Kruskal-Wallis-Test: H ( 5, N= 330) =17,58484 p = ,0035                     |      |           |            |          | Kruskal-Wallis-Test: H ( 5, N= 330) =17,58484 p = ,0035                            |                |           |                    |                |              |                 |          |
| Abh. Gesamtdeckung  | Code | Gültige N | Rang-summe | Mw. Rang | Abh. Gesamtdeckung   | sehr turbulent | turbulent | fließend-turbulent | ruhig fließend | fast stehend | nicht erkennbar |          |
| sehr turbulent  | 101  | 4         | 513,00     | 128,2500 | sehr turbulent   | R:128,25       | R:158,95  | t                  | R:149,82       | R:179,11     | R:175,15        | R:280,13 |
| turbulent   | 102  | 97        | 15418,50   | 158,9536 | sehr turbulent   |                | 0,630760  | 0,443759           | 1,044014       | 0,910145     | 2,599503        |          |
| fließend-turbulent  | 103  | 104       | 15581,50   | 149,8221 | turbulent  | 0,630760       |           | 0,678057           | 1,455947       | 0,744432     | 3,452677        |          |
| ruhig fließend  | 104  | 93        | 18657,50   | 179,1129 | fließend-turbulent   | 0,443759       | 0,678057  |                    | 2,151175       | 1,172099     | 3,722420        |          |
| fast stehend  | 105  | 24        | 4203,50    | 175,1458 | ruhig fließend   | 1,044014       | 1,455947  | 2,151175           |                | 0,181612     | 2,873550        |          |
| nicht erkennbar   | 106  | 8         | 2241,00    | 280,1250 | fast stehend   | 0,910145       | 0,744432  | 1,172099           | 0,181612       |              | 2,695246        |          |
|   |      |           |            |          | nicht erkennbar  | 2,599503       | 3,452677  | 3,722420           | 2,873550       | 2,695246     |                 |          |

| Median-Test, Median(gesamt) = 8,00000; Gesamtdeckung (Fließgeschwindigkeit in Gesamtdeckung) |                |           |                    |                |              |                 |          |
|--|----------------|-----------|--------------------|----------------|--------------|-----------------|----------|
| Unabhängige (Grupp.) Variable: Strömung  |                |           |                    |                |              |                 |          |
| Chi-Quadrat = 8,450882 FG = 5 p = ,1331  |                |           |                    |                |              |                 |          |
| Abhängige: Gesamtdeckung   | sehr turbulent | turbulent | fließend-turbulent | ruhig fließend | fast stehend | nicht erkennbar | Gesamt   |
| <= Median: beobachtet  | 3,000000       | 51,00000  | 60,0000            | 43,00000       | 12,00000     | 1,00000         | 170,0000 |
| erwartet   | 2,060606       | 49,96970  | 53,5758            | 47,90909       | 12,36364     | 4,12121         |          |
| beob.-erw.   | 0,939394       | -1,03030  | 6,4242             | -4,90909       | -0,36364     | -3,12121        |          |
| > Median: beobachtet   | 1,000000       | 46,00000  | 44,0000            | 50,00000       | 12,00000     | 7,00000         | 160,0000 |
| erwartet   | 1,939394       | 47,03030  | 50,4242            | 45,09091       | 11,63636     | 3,87879         |          |
| beob.-erw.   | -0,939394      | -1,03030  | -6,4242            | 4,90909        | 0,36364      | 3,12121         |          |
| Gesamt: beobachtet   | 4,000000       | 97,00000  | 104,0000           | 93,00000       | 24,00000     | 8,00000         | 330,0000 |

| Multiple Vergleiche p-Werte (2-seitig); Gesamtdeckung (Fließgeschwindigkeit in Gesamtdeckung) |                |           |                    |                |              |                 |
|---|----------------|-----------|--------------------|----------------|--------------|-----------------|
| Unabhängige (Grupp.) Variable: Strömung   |                |           |                    |                |              |                 |
| Kruskal-Wallis-Test: H ( 5, N= 330) =17,58484 p = ,0035                                       |                |           |                    |                |              |                 |
| Abh. Gesamtdeckung  | sehr turbulent | turbulent | fließend-turbulent | ruhig fließend | fast stehend | nicht erkennbar |
| sehr turbulent  | R:128,25       | R:158,95  | t                  | R:149,82       | R:179,11     | R:175,15        |
| turbulent   |                | 1,000000  | 1,000000           | 1,000000       | 1,000000     | 0,140038        |
| fließend-turbulent  | 1,000000       |           | 1,000000           | 1,000000       | 1,000000     | 0,008326        |
| ruhig fließend  | 1,000000       | 1,000000  |                    | 0,471936       | 1,000000     | 0,002960        |
| fast stehend  | 1,000000       | 1,000000  | 0,471936           |                | 1,000000     | 0,060883        |
| nicht erkennbar   | 0,140038       | 0,008326  | 0,002960           | 0,060883       | 0,105505     |                 |

Abbildung A9: Ergebnisse des Kruskal-Wallis-Tests der Untersuchung für einen Zusammenhang zwischen der Gesamtdeckung und den Strömungsverhältnissen aus STATISTICA. Signifikante Werte sind rot dargestellt.

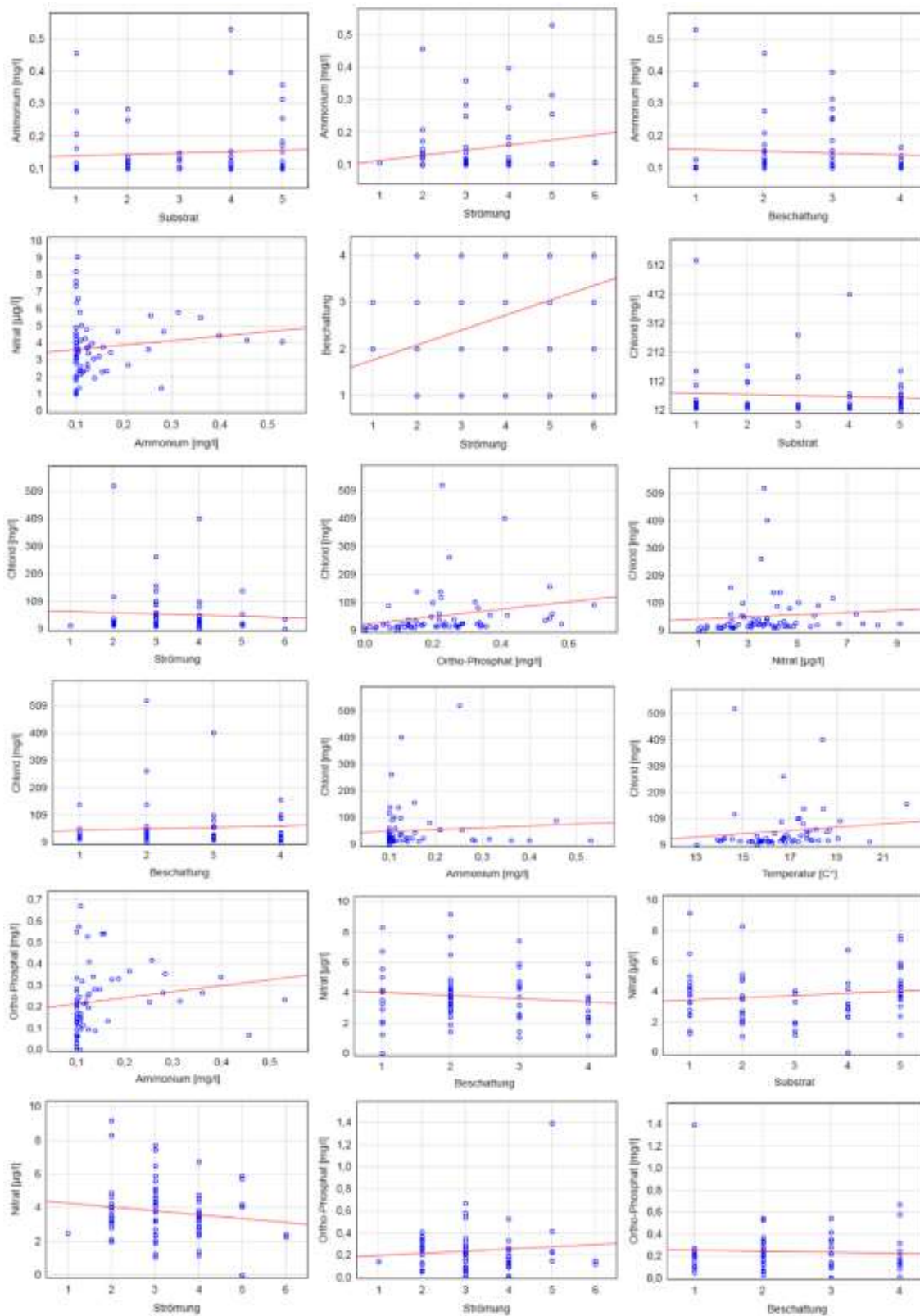


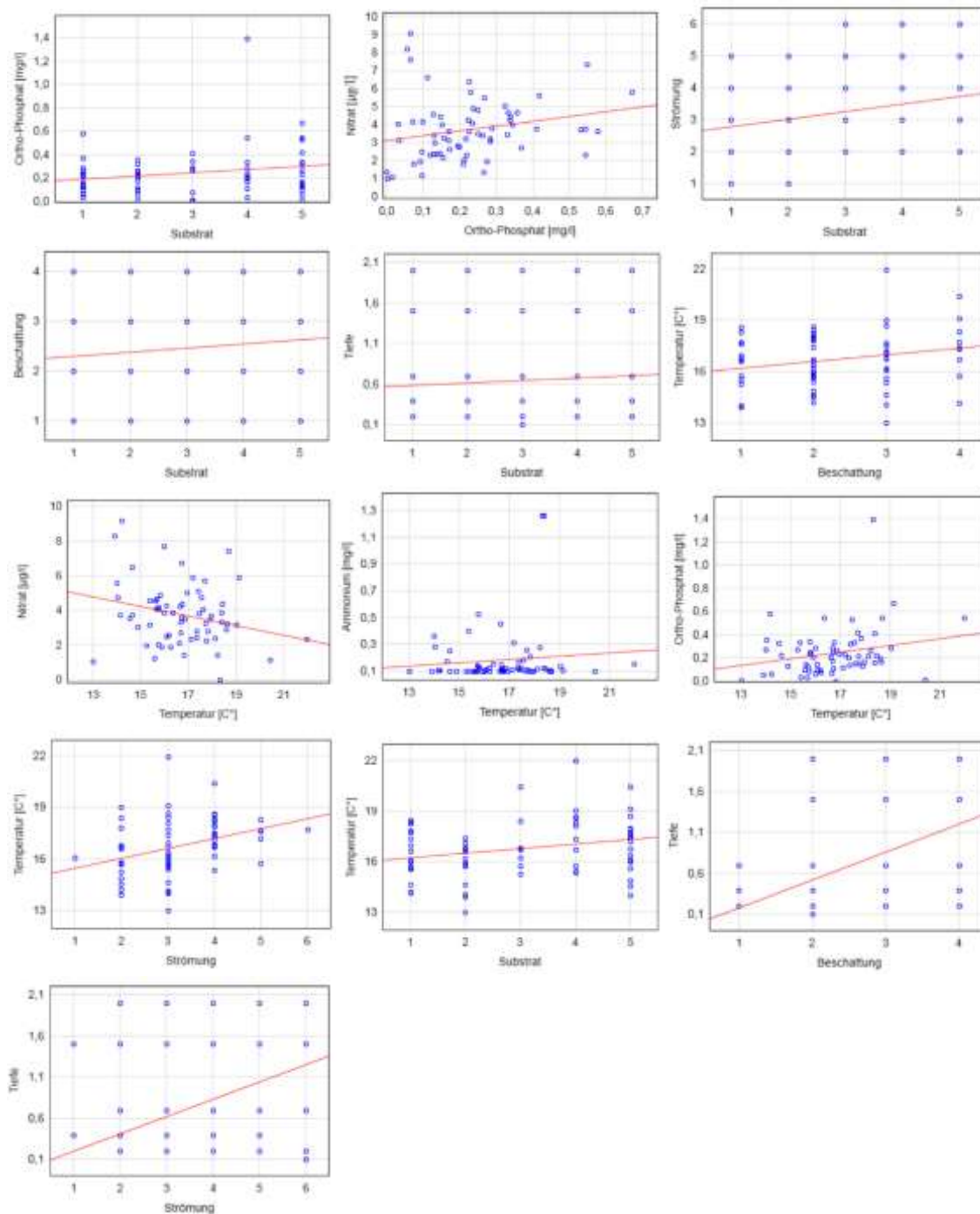
| Kruskal-Wallis ANOVA; Taxonsumme (Anzahl Taxon in Summe_Taxon)<br>Unabhängige (Grupp.) Variable: Beschattung<br>Kruskal-Wallis-Test: H ( 3, N= 327) =23,86505 p =,0000                   |                      |                          |                    |                        | Multiple Vergleiche z-Werte; Taxonsumme (Anzahl Taxon in Summe_Taxon)<br>Unabhängige (Grupp.) Variable: Beschattung<br>Kruskal-Wallis-Test: H ( 3, N= 327) =23,86505 p =,0000 |                      |                          |                    |                        |
|--|----------------------|--------------------------|--------------------|------------------------|---|----------------------|--------------------------|--------------------|------------------------|
| Abh.:<br>Taxonsumme  | Code                 | Gültige<br>N             | Rang-<br>summe     | Mw.<br>Rang            | Abh.:<br>Taxonsumme   | schattig<br>R:114,98 | halbschattig<br>R:157,45 | sonnig<br>R:170,57 | vollsonnig<br>R:201,96 |
| schattig   | 101                  | 45                       | 5174,00            | 114,9778               | schattig  |                      | 2,566820                 | 3,286012           | 4,681916               |
| halbschattig   | 102                  | 119                      | 18736,00           | 157,4454               | halbschattig  | 2,566820             |                          | 1,029108           | 2,990027               |
| sonnig   | 104                  | 102                      | 17398,50           | 170,5735               | sonnig  | 3,286012             | 1,029108                 |                    | 2,051067               |
| vollsonnig   | 105                  | 61                       | 12319,50           | 201,5550               | vollsonnig  | 4,681916             | 2,990027                 | 2,051067           |                        |
| Median-Test, Median(gesamt) = 3,00000; Taxonsumme (Anzahl Taxon in Summe_Taxon)<br>Unabhängige (Grupp.) Variable: Beschattung<br>Chi-Quadrat = 21,05040 FG = 3 p = ,0001                 |                      |                          |                    |                        |   |                      |                          |                    |                        |
| Abhängige:<br>Taxonsumme   |                      |                          |                    |                        | schattig  | halbschattig         | sonnig                   | vollsonnig         | Gesamt                 |
| <= Median: beobachtet  |                      |                          |                    |                        | 37,00000  | 83,0000              | 54,0000                  | 28,00000           | 202,0000               |
| erwartet   |                      |                          |                    |                        | 27,79817  | 73,5107              | 63,0092                  | 37,68196           |                        |
| beob.-erw.   |                      |                          |                    |                        | 9,20183   | 9,4893               | -9,0092                  | -9,68196           |                        |
| > Median: beobachtet   |                      |                          |                    |                        | 8,00000   | 36,0000              | 48,0000                  | 33,00000           | 125,0000               |
| erwartet   |                      |                          |                    |                        | 17,20183  | 45,4893              | 38,9908                  | 23,31804           |                        |
| beob.-erw.   |                      |                          |                    |                        | -9,20183  | -9,4893              | 9,0092                   | 9,68196            |                        |
| Gesamt: beobachtet   |                      |                          |                    |                        | 45,00000  | 119,0000             | 102,0000                 | 61,00000           | 327,0000               |
| Multiple Vergleiche p-Werte (2-seitig); Taxonsumme (Anzahl Taxon in Summe_Taxon)<br>Unabhängige (Grupp.) Variable: Beschattung<br>Kruskal-Wallis-Test: H ( 3, N= 327) =23,86505 p =,0000 |                      |                          |                    |                        |   |                      |                          |                    |                        |
| Abh.:<br>Taxonsumme  | schattig<br>R:114,98 | halbschattig<br>R:157,45 | sonnig<br>R:170,57 | vollsonnig<br>R:201,96 |   |                      |                          |                    |                        |
| schattig   |                      | 0,061582                 | 0,006097           | 0,000017               |   |                      |                          |                    |                        |
| halbschattig   | 0,061582             |                          | 1,000000           | 0,016737               |   |                      |                          |                    |                        |
| sonnig   | 0,006097             | 1,000000                 |                    | 0,241562               |   |                      |                          |                    |                        |
| vollsonnig   | 0,000017             | 0,016737                 | 0,241562           |                        |   |                      |                          |                    |                        |

**Abbildung A10: Ergebnisse des Kruskal-Wallis-Tests der Untersuchung für einen Zusammenhang zwischen der Artenanzahl und der Sohlbeschattung aus STATISTICA.** Signifikante Werte sind rot dargestellt.

**Tabelle A3: Ergebnisse für die Korrelationskoeffizienten der durchgeführten Korrelationen sämtlicher Parameterpaarungen.** Signifikante Werte sind rot dargestellt.

|                    | ortho-<br>Phosphat | Ammonium | Nitrat | Temperatur | Chlorid | Beschattung | Strömung | Substrat | Tiefe  |
|--------------------|--------------------|----------|--------|------------|---------|-------------|----------|----------|--------|
| ortho-<br>Phosphat |                    | 0,168    | 0,23   | 0,233      | 0,236   | 0,002       | -0,027   | 0,192    | -0,199 |
| Ammonium           | 0,168              |          | 0,139  | 0,097      | 0,069   | 0,214       | 0,1      | 0,056    | -0,217 |
| Nitrat             | 0,23               | 0,139    |        | -0,26      | 0,083   | -0,09       | -0,09    | 0,17     | -0,352 |
| Temperatur         | 0,233              | 0,097    | -0,26  |            | 0,124   | 0,202       | 0,403    | 0,225    | 0,276  |
| Chlorid            | 0,236              | 0,069    | 0,083  | 0,124      |         | 0,122       | -0,008   | 0,093    | -0,169 |
| Beschattung        | 0,002              | 0,214    | -0,09  | 0,202      | 0,122   |             | 0,359    | 0,137    | 0,537  |
| Strömung           | -0,027             | 0,1      | -0,09  | 0,403      | -0,008  | 0,359       |          | 0,336    | 0,326  |
| Substrat           | 0,192              | 0,056    | 0,17   | 0,225      | 0,093   | 0,137       | 0,336    |          | 0,085  |
| Tiefe              | -0,199             | -0,217   | -0,352 | 0,276      | -0,169  | 0,537       | 0,326    | 0,085    |        |





**Abbildung A11: Scatterplots aller Parameterpaarungen für die Suche nach Unabhängigkeiten. Die ACPs wurden in folgenden Größen gemessen: Chlorid mg/l, Ammonium mg/l, ortho-Phosphat mg/l, Nitrat  $\mu\text{g/l}$ , Wassertemperatur  $^{\circ}\text{C}$ .**



|            |   |          |  |
|------------|---|----------|--|
| Variable   | Spearman's Rangkorrelation (NH4N vs. Morphologie in Koration)<br>MD paarweiser Ausschluss<br>Markierte Korrelation signifikant ab $p < ,05000$    | Variable | Spearman's Rangkorrelation (NH4N vs. Morphologie in Koration)<br>MD paarweiser Ausschluss<br>Markierte Korrelation signifikant ab $p < ,05000$   |
| NH4N       | Substrat<br>0,055890  | NH4N     | Strömung<br>0,100290   |
| Variable   | Spearman's Rangkorrelation (NH4N vs. Morphologie in Koration)<br>MD paarweiser Ausschluss<br>Markierte Korrelation signifikant ab $p < ,05000$    | Variable | Korrelationen (NH4N vs NO3N in Koration)<br>Markierte Korr. signifikant für $p < ,05000$<br>N=67 (Fallweiser Ausschluss von MD)                  |
| NH4N       | Belichtung<br>0,214117  | Var3     | Var4<br>0,138786   |
| Variable   | Spearman's Rangkorrelation (Belichtung vs. Strömung in Koration)<br>MD paarweiser Ausschluss<br>Markierte Korrelation signifikant ab $p < ,05000$ | Variable | Spearman's Rangkorrelation (Chlorid vs. all in Koration)<br>MD paarweiser Ausschluss<br>Markierte Korrelation signifikant ab $p < ,05000$        |
| Belichtung | Strömung<br>0,359467  | Chlorid  | Belichtung<br>0,121900   |
| Variable   | Spearman's Rangkorrelation (Chlorid vs. all in Koration)<br>MD paarweiser Ausschluss<br>Markierte Korrelation signifikant ab $p < ,05000$         | Variable | Korrelationen (Chlorid vs. all in Koration)<br>Markierte Korr. signifikant für $p < ,05000$<br>N=67 (Fallweiser Ausschluss von MD)               |
| Chlorid    | Substrat<br>0,092632  | OrthoP   | Chlorid<br>0,236187  |
| Variable   | Korrelationen (Chlorid vs. all in Koration)<br>Markierte Korr. signifikant für $p < ,05000$<br>N=67 (Fallweiser Ausschluss von MD)                | Variable | Korrelationen (Chlorid vs. all in Koration)<br>Markierte Korr. signifikant für $p < ,05000$<br>N=67 (Fallweiser Ausschluss von MD)               |
| No3N       | Chlorid<br>0,082808   | NH4N     | Chlorid<br>0,069394  |
| Variable   | Korrelationen (Chlorid vs. all in Koration)<br>Markierte Korr. signifikant für $p < ,05000$<br>N=66 (Fallweiser Ausschluss von MD)                | Variable | Spearman's Rangkorrelation (Chlorid vs. all in Koration)<br>MD paarweiser Ausschluss<br>Markierte Korrelation signifikant ab $p < ,05000$        |
| Temp       | Chlorid<br>0,123977   | Chlorid  | Strömung<br>-0,007846  |
| Variable   | Spearman's Rangkorrelation (NO3N vs Morphologie in Koration)<br>MD paarweiser Ausschluss<br>Markierte Korrelation signifikant ab $p < ,05000$     | Variable | Spearman's Rangkorrelation (NO3N vs Morphologie in Koration)<br>MD paarweiser Ausschluss<br>Markierte Korrelation signifikant ab $p < ,05000$    |
| NO3N       | Belichtung<br>-0,088797   | NO3N     | Substrat<br>0,168823   |
| Variable   | Spearman's Rangkorrelation (NO3N vs Morphologie in Koration)<br>MD paarweiser Ausschluss<br>Markierte Korrelation signifikant ab $p < ,05000$     | Variable | Korrelationen (NH4N vs OrthoP in Koration)<br>Markierte Korr. signifikant für $p < ,05000$<br>N=67 (Fallweiser Ausschluss von MD)                |
| NO3N       | Strömung<br>-0,095959   | Var3     | Var4<br>0,167573   |
| Variable   | Spearman's Rangkorrelation (OrthoP vs. Morphologie in Koration)<br>MD paarweiser Ausschluss<br>Markierte Korrelation signifikant ab $p < ,05000$  | Variable | Spearman's Rangkorrelation (OrthoP vs. Morphologie in Koration)<br>MD paarweiser Ausschluss<br>Markierte Korrelation signifikant ab $p < ,05000$ |
| OrthoP     | Strömung<br>-0,026530   | OrthoP   | Belichtung<br>0,001642   |
| Variable   | Spearman's Rangkorrelation (OrthoP vs. Morphologie in Koration)<br>MD paarweiser Ausschluss<br>Markierte Korrelation signifikant ab $p < ,05000$  | Variable | Korrelationen (OrthoP vs NO3N in Koration)<br>Markierte Korr. signifikant für $p < ,05000$<br>N=68 (Fallweiser Ausschluss von MD)                |
| OrthoP     | Substrat<br>0,191986  | Var3     | Var4<br>0,230180   |

|   |           |   |            |
|---|-----------|---|------------|
| Spearman's Rangkorrelation (Strömung vs. Substrat in Korelation)<br>MD paarweiser Ausschluss<br>Markierte Korrelation signifikant ab $p < ,05000$ |           | Spearman's Rangkorrelation (Substrat vs. Belichtung in Korelation)<br>MD paarweiser Ausschluss<br>Markierte Korrelation signifikant ab $p < ,05000$ |            |
| Variable  | Substrat  | Variable  | Substrat   |
| Strömung  | 0,335695  | Belichtung  | 0,137981   |
| Spearman's Rangkorrelation (Substrat vs Tiefe in Korelation)<br>MD paarweiser Ausschluss<br>Markierte Korrelation signifikant ab $p < ,05000$     |           | Spearman's Rangkorrelation (Temp vs. Belichtung in Korelation)<br>MD paarweiser Ausschluss<br>Markierte Korrelation signifikant ab $p < ,05000$     |            |
| Variable  | Substrat  | Variable  | Belichtung |
| Tiefe   | 0,085320  | Temp  | 0,201583   |
| Korrelationen (Temp vs. Chemie in Korelation)<br>Markierte Korr. signifikant für $p < ,05000$<br>N=68 (Fallweiser Ausschluss von MD)              |           | Korrelationen (Temp vs. Chemie in Korelation)<br>Markierte Korr. signifikant für $p < ,05000$<br>N=68 (Fallweiser Ausschluss von MD)                |            |
| Variable  | NO3N      | Variable  | NH4N       |
| Temp  | -0,258864 | Temp  | 0,097177   |
| Spearman's Rangkorrelation (Temp vs. Strömung in Korelation)<br>MD paarweiser Ausschluss<br>Markierte Korrelation signifikant ab $p < ,05000$     |           | Korrelationen (Temp vs. Chemie in Korelation)<br>Markierte Korr. signifikant für $p < ,05000$<br>N=68 (Fallweiser Ausschluss von MD)                |            |
| Variable  | Strömung  | Variable  | OrthoP     |
| Temp  | 0,403227  | Temp  | 0,233456   |
| Spearman's Rangkorrelation (Temp vs. Substrat in Korelation)<br>MD paarweiser Ausschluss<br>Markierte Korrelation signifikant ab $p < ,05000$     |           | Spearman's Rangkorrelation (Tiefe vs. Belichtung in Korelation)<br>MD paarweiser Ausschluss<br>Markierte Korrelation signifikant ab $p < ,05000$    |            |
| Variable  | Substrat  | Variable  | Belichtung |
| Temp  | 0,224930  | Tiefe   | 0,537176   |
| Spearman's Rangkorrelation (Strömung vs Tiefe in Korelation)<br>MD paarweiser Ausschluss<br>Markierte Korrelation signifikant ab $p < ,05000$     |           |   |            |
| Variable  | Strömung  |   |            |
| Tiefe   | 0,326279  |   |            |

**Abbildung A12: Ergebnisse der Spearman Rangkorrelation für die durchgeführten Parameterpaarungen für die Suche nach Unabhängigkeit aus STATISTICA.** Signifikante Werte sind rot dargestellt.

**Tabelle A4: Beispielhafte Darstellung der background-Datei für die Verwendung in MaxEnt. Missing data wurde mit einer -9999 versehen. Die vollständigen Dateien aller Artensind im digitalen Anhang hinterlegt**

| Spezies    | RW      | HW      | TEMP  | Ammonium | Nitrat | orthoP | Chlorid | Substrat | Beschattung | Stroemung | Tiefe |
|------------|---------|---------|-------|----------|--------|--------|---------|----------|-------------|-----------|-------|
| background | 3431093 | 5563809 | -9999 | -9999    | -9999  | -9999  | -9999   | 1        | 2           | 1         | 0,4   |
| background | 3534073 | 5690958 | 17,3  | 0,07     | 3,48   | 0,2264 | 46,75   | 1        | 1           | 3         | 0,4   |
| background | 3521794 | 5711262 | -9999 | -9999    | -9999  | -9999  | -9999   | 4        | 1           | 3         | 0,2   |
| background | 3496394 | 5626485 | -9999 | -9999    | -9999  | -9999  | -9999   | 4        | 2           | 4         | 0,7   |
| background | 3468800 | 5534477 | -9999 | -9999    | -9999  | -9999  | -9999   | 5        | 3           | 3         | 0,4   |
| background | 3540437 | 5632201 | 14,44 | 0,07     | 3,25   | 0,1413 | 24,8    | 5        | 2           | 2         | 0,4   |
| background | 3532070 | 5677343 | 18    | 0,088    | 4,54   | 0,231  | 147,6   | 1        | 2           | 3         | 0,4   |
| background | 3556536 | 5649934 | -9999 | -9999    | -9999  | -9999  | -9999   | 5        | 1           | 5         | 0,2   |

**Tabelle A5 Beispielhafte Darstellung der input-Datei von *F. antipyretica* für die Verwendung in MaxEnt. Missing data wurde mit einer -9999 versehen. Die vollständigen Dateien aller Arten sind im digitalen Anhang hinterlegt**

| Spezies    | RW      | HW      | TEMP  | Ammonium | Nitrat | orthoP | Chlorid | Substrat | Beschattung | Stroemung | Tiefe |
|------------|---------|---------|-------|----------|--------|--------|---------|----------|-------------|-----------|-------|
| Fontinalis | 3431093 | 5563809 | -9999 | -9999    | -9999  | -9999  | -9999   | 1        | 2           | 1         | 0,4   |
| Fontinalis | 3521794 | 5711262 | -9999 | -9999    | -9999  | -9999  | -9999   | 4        | 1           | 3         | 0,2   |
| Fontinalis | 3483503 | 5578268 | 14,2  | 0,22     | 3,9    | 0,235  | 530     | 2        | 3           | 3         | 0,4   |
| Fontinalis | 3484837 | 5575290 | 16,28 | 0,075    | 3,7667 | 0,2583 | 272     | 2        | 4           | 4         | 0,4   |
| Fontinalis | 3537066 | 5659896 | -9999 | -9999    | -9999  | -9999  | -9999   | 1        | 2           | 3         | 0,2   |
| Fontinalis | 3519648 | 5562273 | -9999 | -9999    | -9999  | -9999  | -9999   | 4        | 2           | 2         | 0,4   |
| Fontinalis | 3514688 | 5658479 | -9999 | -9999    | -9999  | -9999  | -9999   | 4        | 3           | 4         | 1,5   |
| Fontinalis | 3515895 | 5706017 | -9999 | -9999    | -9999  | -9999  | -9999   | 1        | 2           | 2         | 0,4   |

**Tabelle A6 Beispielhafte Darstellung der layer-Datei von *Pot. pectinatus* für die Verwendung in MaxEnt. Missing data wurde mit einer -9999 versehen. Die vollständigen Dateien aller Arten sind im digitalen Anhang hinterlegt**

| Spezies    | RW      | HW      | TEMP   | Ammonium | Nitrat | orthoP | Chlorid | Substrat | Beschattung | Stroemung | Tiefe |
|------------|---------|---------|--------|----------|--------|--------|---------|----------|-------------|-----------|-------|
| pectinatus | 3534179 | 5690843 | 15,5   | 0,073    | 3,525  | 0,306  | 52      | 2        | 2           | 3         | 0,4   |
| pectinatus | 3486000 | 5600381 | 18,083 | 0,256    | 0,893  | 0,455  | 62      | 5        | 2           | 4         | 0,2   |
| pectinatus | 3479974 | 5625826 | 14,83  | 0,43     | 2,775  | 0,1721 | 30,75   | 2        | 2           | 3         | 0,2   |
| pectinatus | 3479239 | 5626822 | 15,275 | 0,606    | 4,7    | 0,41   | 26,8    | 4        | 3           | 2         | 0,75  |
| pectinatus | 3470746 | 5534632 | -9999  | 0,07     | 4,266  | 0,295  | 55      | 5        | 2           | 3         | 0,1   |
| pectinatus | 3530511 | 5677513 | -9999  | 0,074    | 4,7    | 0,318  | 115,6   | 4        | 2           | 3         | 0,4   |
| pectinatus | 3496330 | 5644774 | 13     | 0,144    | 3,825  | 0,136  | 17,5    | 5        | 4           | 4         | 0,4   |
| pectinatus | 3473851 | 5604523 | 14,3   | 0,08     | 2,42   | 0,253  | 47,2    | 3        | 4           | 4         | 0,2   |

**Bemerkung 1:** Aufgrund der schlechten Darstellbarkeit und großen Datenmenge von einigen Datensätzen, Ergebnistabellen und den MaxEnt Modellierungen, habe ich diese gemeinsam als digitalen Anhang auf einer DVD hinterlegt und den Gutachtern und dem Fachbereich zur Verfügung gestellt.

**Tabelle A7: Liste der gefundenen Arten, inklusive ihrer Wuchsformen nach (WIEGLEB, 1991, WEYER, K. VAN DE, 1999) aus den durchgeführten Makrophytenkartierungen im Bundesland Hessen seit 2005**

| Art                             | Autor                   | aquatische Wuchsform |
|---------------------------------|-------------------------|----------------------|
| <i>Agrostis stolonifera</i>     | L.                      | G                    |
| <i>Alisma lanceolatum</i>       | WITH                    | V                    |
| <i>Alisma plantago-aquatica</i> | L.                      | V                    |
| <i>Amblystegium fluviatile</i>  | (HEDW.) SCHIMP          | Bry                  |
| <i>Amblystegium tenax</i>       | (HEDW.) C. E. O. JENSEN | Bry                  |
| <i>Apium nodiflorum</i>         | (L.) LAG.               | Herb                 |
| <i>Azolla filiculoides</i>      | LAM.                    | L                    |
| <i>Berula erecta</i>            | (HUDS.) COVILLE         | Herb                 |
| <i>Brachythecium rivulare</i>   | SCHIMP.                 | Bry                  |



| Art                               | Autor                              | aquatische Wuchsform |
|-----------------------------------|------------------------------------|----------------------|
| <i>Butomus umbellatus</i>         | L.                                 | N.                   |
| <i>Callitriche cophocarpa</i>     | SENDT.                             | Pep                  |
| <i>Callitriche hamulata</i>       | (KÜTZ. ex W. D. J. KOCH) LANDSDOWN | Pep                  |
| <i>Callitriche obtusangula</i>    | LE GALL                            | Pep                  |
| <i>Callitriche platycarpa</i>     | KÜTZ.                              | Pep                  |
| <i>Callitriche stagnalis</i>      | SCOP.                              | Pep                  |
| <i>Ceratophyllum demersum</i>     | L.                                 | C                    |
| <i>Chiloscyphus polyanthos</i>    | (L.) CORDA                         | Bry                  |
| <i>Cinclidotus riparius</i>       | (BRID.) ARN.                       | Bry                  |
| <i>Cladophora fracta</i>          | (O.F. MÜLLER ex VAHL) KÜTZING.     | -                    |
| <i>Cladophora glomerata</i>       | KÜTZING.                           | -                    |
| <i>Cladophora rivularis</i>       | (L.) HOEK.                         | -                    |
| <i>Conocephalum conicum</i>       | (L.) DUMORT.                       | Bry                  |
| <i>Cratoneuron filicinum</i>      | (HEDW.) SPRUCE                     | Bry                  |
| <i>Drepanocladus aduncus</i>      | (HEDW.) WARNST.                    | Bry                  |
| <i>Eleocharis acicularis</i>      | (L.) ROEM. & SCHULT.               | I                    |
| <i>Elodea canadensis</i>          | MICHX.                             | E                    |
| <i>Elodea nuttallii</i>           | (PLANCH.) H. ST. JOHN              | E                    |
| <i>Enteromorpha intestinalis</i>  | (L.) NEES.                         | -                    |
| <i>Equisetum palustre</i>         | L.                                 | Eq                   |
| <i>Fissidens crassipes</i>        | WILSON ex BRUCH & SCHIMP.          | Bry                  |
| <i>Fissidens pusillus</i>         | (WILSON) MILDE                     | Bry                  |
| <i>Fontinalis antipyretica</i>    | HEDW.                              | Bry                  |
| <i>Glyceria fluitans</i>          | (L.) R. BR.                        | G                    |
| <i>Glyceria maxima</i>            | (HARTM.) HOLMB.                    | G                    |
| <i>Hildenbrandia rivularis</i>    | (LIEBMANN.) J. AGARDH              | -                    |
| <i>Hydrodictyon reticulatum</i>   | (L.) BORY.                         | -                    |
| <i>Hygrohypnum luridum</i>        | (HEDW.) JENN.                      | Bry                  |
| <i>Lemna minor</i>                | L.                                 | L                    |
| <i>Lemna trisulca</i>             | L.                                 | R                    |
| <i>Leptodictyum riparium</i>      | (HEDW.) WARNST.                    | Bry                  |
| <i>Marchantia polymorpha</i>      | L.                                 | Bry                  |
| <i>Myosotis scorpioides</i>       | L.                                 | Herb                 |
| <i>Myriophyllum spicatum</i>      | L.                                 | M                    |
| <i>Najas marina</i>               | L.                                 | Ppot                 |
| <i>Nasturtium microphyllum</i>    | BOENN. ex RCHB.                    | Herb                 |
| <i>Nasturtium officinale</i>      | W. T. AITON                        | Herb                 |
| <i>Nitella flexilis</i>           | (L.) AG.                           | Ca                   |
| <i>Nitella mucronata</i>          | (A. BRAUN) MIQ.                    | Ca                   |
| <i>Nuphar lutea</i>               | (L.) SIBTH. & SM.                  | N                    |
| <i>Nymphoides peltata</i>         | (S. G. GMEL.) KUNTZE               | N                    |
| <i>Octodicerus julianum</i>       | (SAVI. Ex DC.) BRID.               | Bry                  |
| <i>Pellia endiviifolia</i>        | (DICKS.) DUMORT.                   | Bry                  |
| <i>Pellia epiphylla</i>           | (L.) CORDA                         | Bry                  |
| <i>Persicaria amphibia</i>        | (L.) DELARBRE                      | N                    |
| <i>Persicaria hydropiper</i>      | (L.) DELARBRE                      | N                    |
| <i>Phalaris arundinacea</i>       | L.                                 | G                    |
| <i>Phragmites australis</i>       | (CAV.) TRIN. Ex STEUDD             | G                    |
| <i>Platyhypnidium riparioides</i> | (HEDW.) DIXON                      | Bry                  |
| <i>Potamogeton alpinus</i>        | BALB.                              | Mpot                 |
| <i>Potamogeton crispus</i>        | L.                                 | Ppot                 |

| Art                                | Autor                     | aquatische Wuchsform |
|------------------------------------|---------------------------|----------------------|
| <i>Potamogeton gramineus</i>       | L.                        | Mpot                 |
| <i>Potamogeton lucens</i>          | L.                        | Mpot                 |
| <i>Potamogeton natans</i>          | L.                        | N                    |
| <i>Potamogeton nodosus</i>         | POIR.                     | N                    |
| <i>Potamogeton pectinatus</i>      | L.                        | Ppot                 |
| <i>Potamogeton perfoliatus</i>     | L.                        | Mpot                 |
| <i>Potamogeton pusillus</i>        | L. em. FIEBER             | Ppot                 |
| <i>Potamogeton trichoides</i>      | CHAM. & SCHLDL.           | Ppot                 |
| <i>Potamogeton x angustifolius</i> | J. PRESL                  | Mpot                 |
| <i>Racomitrium aciculare</i>       | (HEDW.) BRID.             | Bry                  |
| <i>Ranunculus fluitans</i>         | LAM.                      | M                    |
| <i>Ranunculus peltatus</i>         | SCHRANK                   | M                    |
| <i>Ranunculus penicillatus</i>     | (DUMORT.) BAB.            | M                    |
| <i>Sagittaria sagittifolia</i>     | L.                        | N                    |
| <i>Salvinia natans</i>             | (L.) ALL.                 | L                    |
| <i>Scapania undulata</i>           | (L.) DUMORT.              | Bry                  |
| <i>Sparganium emersum</i>          | REHMANN                   | N                    |
| <i>Sparganium erectum</i>          | L. em. RCHB.              | N                    |
| <i>Spirodela polyrhiza</i>         | (L.) SCHLEID.             | L                    |
| <i>Ulothrix zonata</i>             | (F.WEBER & MOHR) KÜTZING. | -                    |
| <i>Veronica anagallis-aquatica</i> | L.                        | Herb                 |
| <i>Veronica beccabunga</i>         | L.                        | Herb                 |
| <i>Zannichellia palustris</i>      | L.                        | Ppot                 |
| Wuchsformen:                       |                           |                      |
| Bry = Bryide (Moose)               |                           |                      |
| C = Ceratophyllide                 |                           |                      |
| Ca = Charide                       |                           |                      |
| E = Elodeide                       |                           |                      |
| Eq = Equisetide                    |                           |                      |
| G = Graminoide                     |                           |                      |
| Herb = Herbide                     |                           |                      |
| I = Isoetide                       |                           |                      |
| L = Lemnide                        |                           |                      |
| M = Myriophyllide                  |                           |                      |
| Mpot = Magnopotamide               |                           |                      |
| N = Nymphaeide                     |                           |                      |
| Pep = Peplide                      |                           |                      |
| Ppot = Parvopotamide               |                           |                      |
| R = Ricciellide                    |                           |                      |
| V = Vallisneride                   |                           |                      |

## **VII Versicherung gemäß Paragraph 19, Absatz 6 der Diplomprüfungsordnung im Studiengang Biologie (2003)**

Hiermit versichere ich, dass ich die vorliegende Diplomarbeit selbstständig angefertigt habe. Ich habe dabei nur angegebene Quellen und Hilfsmittel benutzt. Weiterhin bestätige ich, dass ich die vorliegende Arbeit, oder Teile davon, nicht als Arbeit in einer anderen Fakultät oder für eine andere Prüfung benutzt habe.

Kiedrich, den

---

Benjamin Warnecke