

Effekte von Gewässerstruktur, Bewaldungsgrad und geografischer Lage auf Wasser- und Schilfvogelgemeinschaften der österreichischen March-Auen

Bernadette Strohmaier, Christian H. Schulze, Thomas Zuna-Kratky

Strohmaier B., Ch. H. Schulze, T. Zuna-Kratky (2013): Effects of habitat structure, forest cover and geographical position on water and reedbed bird communities in the riparian forests along the Austrian river March (Morava). *Egretta* 53: 29–41

The aim of the study was to identify habitat parameters, shaping richness and composition of water and reed bed bird assemblages at backwaters in the Morava-floodplains in Lower Austria. 42 water bodies were surveyed between March and June 2008. A total of 21 breeding bird species were recorded. Species richness and species composition were only weakly affected by the backwater types classified according to their genesis driven by hydrological dynamic as well as river regulation measures. Bird richness increased with increasing reed bed cover of backwaters and with increasing latitude. Both variables also affected species composition. Additionally, avifaunal composition at backwaters was shaped by total water body area (open water and reed bed area) and forest cover around backwaters. To maintain the region's high diversity of water and reed bed bird species in a long term, the implementation of adequate restoration measures increasing the hydrological dynamic of the Morava-Dyje floodplains is of particular importance. Without such activities it is to be feared that the structural diversity of currently existing backwaters will dramatically decline, which will significantly reduce the conservation value of the March floodplains for birds.

Keywords: water birds, reed bed birds, biodiversity, species richness, backwaters, March floodplains, reed bed cover

Einleitung

Mit knapp 70 % der Brutvogelarten Österreichs und 55 % der in Österreich hochgradig gefährdeten Brutvogelarten sind die March-Thaya-Auen eines der bedeutendsten Gebiete für den Vogelschutz in Österreich (Strohmaier & Egger 2010). Aufgrund der 31 hier vorkommenden gefährdeten Vogelarten, für welche das Gebiet nationale Bedeutung hat, führt Dvorak (2009) die March-Thaya-Auen auf Platz eins der Liste der österreichischen „Important Bird Areas“ (IBAs). Die Auen entlang von March und Thaya weisen mannigfaltige Augewässer auf. Klassische natürliche Augewässer sind die „reliktären Mäander“, die durch sogenannte „Mäandersprünge“, Verlagerungen des Flusslaufes mit nachfolgenden Sedimentationsprozessen, entstanden sind. Oft kilometerlange „Altbetten“ bildeten sich nach großräumigen natürlichen Flussbettumlagerungen, vor allem der Zubringer (wie Thaya oder Zaya). Andere Augewässer wiederum – die „Ausstände“ – entstanden im Zuge

der Regulierung im Zeitraum zwischen 1936 und 1987, als an March und Thaya insgesamt 35 Mäanderschlingen vom Fluss abgetrennt wurden (Zulka & Lazowski 1999, TBW G.m.b.H. 1998). Dieses Spektrum an Augewässertypen ist in dieser kompletten Ausbildung in Österreich nur mehr in den March-Thaya-Auen erhalten. Hierin begründet sich auch der enorm hohe naturschutzfachliche Wert und die ökologische Bedeutung der Augewässer von March und Thaya (vgl. Lazowski 1985). Mit knapp 580 Hektar Au- und Nebengewässern verfügen die March-Thaya-Auen nach den Donau-Auen über den mit Abstand größten Augewässerteil in Österreich (Zuna-Kratky et al. 2000, Gepp et al. 1985).

Ziel der vorliegenden Studie war es zu untersuchen, inwieweit sich Schilf- und Wasservogelgemeinschaften verschiedener Augewässertypen der March-Auen hinsichtlich Artenreichtum und -zusammensetzung unterscheiden und welche Habitatparameter für diese Unterschiede verantwortlich sind. Dabei wurden Bewaldungsgrad, Schilf- und Wasserflächengröße sowie Gesamtgewässergröße berück-

sichtigt. Da sich in früheren Untersuchungen im Gebiet abzeichnete, dass der Vogelartenreichtum der oberen March-Auen höher ist als in weiter südlich gelegenen Gebieten (Zuna-Kratky & Kollar 2007), wurde zudem der mögliche Effekt der geografischen Lage der Untersuchungs-gewässer auf Diversität und Struktur der Wasser- und Schilfvogelartengemeinschaften untersucht.

Die Klassifizierung der Augewässertypen erfolgte in Anlehnung an Wintersberger et al. (1995). Es wird davon ausgegangen, dass sich die durch Regulierungsmaßnahmen entstandenen „Ausstände“ – bedingt durch das relativ frühe Sukzessionsstadium – in ihrer Artenzusammensetzung und im Artenreichtum von den natürlich entstandenen Gewässertypen unterscheiden. Aus naturschutzfachlicher Sicht erscheint es zudem relevant zu untersuchen, ob sich verschiedene Augewässertypen durch jeweils spezifische Artengemeinschaften auszeichnen oder ob artenärmere Gewässer nur „ausgedünnte“ Artengemeinschaften (z. B. in Folge von Lebensraumverschlechterungen) artenreicherer Gewässertypen beherbergen.

2.1. Untersuchungsgebiet

Alle im Rahmen dieser Studie untersuchten Augewässer liegen im österreichischen Teil der March-Auen zwischen Hohenau a. d. March im Norden und Marchegg-Bahnhof im Süden (Abb. 1). Teilweise handelt es sich dabei auch um reliktdäre Gewässer, die dem ehemaligen Lauf der Thaya zuzuordnen sind. Bei den Erhebungen wurden insgesamt 42 Gewässer mit einer Gesamtflächengröße von 169 Hektar berücksichtigt, welche in Anlehnung an die Klassifizierung von Wintersberger et al. (1995) in fünf Gewässertypen unterteilt wurden (Tab. 1).

2.2. Erfassung der Vogelbestände

Erfasst wurden alle Vogelarten mit enger Gewässerbindung. Dabei wurde unterschieden zwischen „Wasservögeln“ (alle Vertreter der Lappentaucher *Podicipediformes* und Entenvögel *Anseriformes* sowie Blässhuhn *Fulica atra* und Teichhuhn *Gallinula chloropus*) und „Schilfvögeln“ (Zwergrohrdommel *Ixobrychus minutus*, Wasserralle *Rallus aquaticus*, Rohrweihe

Tab. 1: Klassifizierung der untersuchten Augewässer.
Tab. 1: Classification of surveyed backwaters.

Gewässertyp	Gewässername
<p>1 Große, flussnahe Altarme (Ausstände; im Zuge der Regulierung abgetrennt); häufig mit Hauptfluss kommunizierend</p> <p>Ausgeprägte Prall- und Gleituferstruktur; Röhrichtzone nicht oder nur sehr gering ausgebildet</p>	<p>Ausstand IV - Palffy-Schlinge Ausstand VI - Baumgartner Schlinge Ausstand XIII - Hufeisen Ausstand XIV - Altau Ausstand XV - Boretzsch Ausstand XVIa - Riesing Eisenbahnerteich Hufeisenteich Schwefelteich Skodateich Waldateich Auhagen (östlich Kellerberg)</p>
<p>2 Permanent abgetrennte, reliktdäre Altarme (überwiegend) im Offenland</p> <p>Meist großflächig von Röhrichten umgeben; hoher Flachwasseranteil bedingt eine reich gegliederte für Verlandungsbereiche typische Flora</p>	<p>Großer Beitzsee Großer Engelbrecht Hechtensee Kleiner Breitensee Moravka, beim ungarischen See Pressenmarch (bei Dunawiesen) Röhrlingsee Vogelsee Zistersdorfer Pommer (Saurunse)</p>
<p>3 Permanent abgetrennte, reliktdäre Altarme (überwiegend) im Wald</p> <p>Aufgrund Beschattung teilweise gering ausgebildete Röhrichtzone; hoher autochthoner Eintrag von organischem Material und in Folge Faulschlammabildung.</p>	<p>Alte March - Baumgarten Flachensee (Kleiner Beitzsee) Kienwolf (Altbett S & SW Saurunsen) Krummer See Moravka, Hohenau Pizzawiese Schleimlacke</p>
<p>4 Altbetten (überwiegend) im Offenland</p> <p>Hoher Verlandungsgrad; häufig nehmen Großröhrichtzonen und Seggenriede sehr große Flächen ein</p>	<p>Altbett Sandfeld (NW Gasstation Baumgarten) Großer See Pommersee südlich Schrankenallee Schiffahrt (Bäckinsee) Schwarzawa - Große Wiesen - Nord Schwarzawa - Große Wiesen - Süd Spielmaiß</p>
<p>5 Altbetten (überwiegend) im Wald</p> <p>Starke Beschattung und gering ausgebildete Röhrichtzone; Hoher autochthoner Eintrag von organischem Material und in Folge Faulschlammabildung.</p>	<p>Altsee Gafsee Großer Schlammsee Hechtensee - Altbett Kleiner Engelbrecht außen Pommersee (Nordteil bis Brücke/Fuchsenallee)</p>



Abb. 1: Untersuchungsflächen in den österreichischen March-Auen. Dunkelgraue Flächen: Wald; hellgraue Flächen: große Wiesengebiete; Linien: Flüsse und Bäche.
Fig. 1: Study area within Morava-floodplains in Austria. Dark grey areas: forest; light grey areas: large meadows; lines: rivers and streams.

Circus aeruginosus, Rohrsänger *Acrocephalus spec.*, Rohrschwirl *Locustella luscinioides*, Rohrammer *Emberiza schoeniclus*). Die beiden Limikolenarten Kiebitz *Vanellus vanellus* und Flussregenpfeifer *Charadrius dubius* wurden zwar aufgrund ihrer Gewässerbindung bei den Kartierungen berücksichtigt, allerdings keiner der beiden Gruppen zugeordnet.

Die Erfassung der Wasser- und Schilfvögel erfolgte im Zeitraum zwischen dem 27.03. und 29.06.2008, wobei in den meisten Fällen die gesamte Länge eines Gewässers an drei Terminen abgegangen wurde (Details siehe Strohmaier et al. 2011). Als ornithologische Erfassungsmethode wurde die rationalisierte Revierkartierung nach Bibby et al. (1995) gewählt, wobei die visuelle oder akustische Erfassung eines revieranzeigenden Vogels in einem der Durchgänge als Territorium gewertet wurde. In zwei Nächten, am 30.05. (21:00-01:00 Uhr) und am 15.06.2008 (21:00-02:00 Uhr), wurde an ausgewählten Gewässern (Nr. 10, 28, 34, 39 sowie Wiesen bei Nr. 18) eine Erfassung der Arten Tüpfelsumpfhuhn *Porzana porzana*, Kleines Sumpfhuhn *Porzana parva* und Zwergsumpfhuhn *Porzana pusilla* mithilfe von Klanguattrappen durchgeführt. Die Zuordnung der Registrierungen zu Revieren erfolgte mithilfe der Methodenstandards von Südbeck et al. (2005), welche an die standörtlichen Gegebenheiten der March angepasst wurden (vgl. Strohmaier et al. 2011). Der Gefährdungsstatus der bei dieser Studie berücksichtigten Vogelarten wurde der Roten Liste der Vögel Niederösterreichs entnommen (Berg 1997).

2.3. Habitatvariablen

Die Habitatvariablen Wasserfläche, Schilffläche und Gesamtgröße der Augewässer wurden mithilfe des Programms ArcMap (ESRI, Version 9.2) unter Verwendung von Orthofotos digitalisiert und die Flächen berechnet. Außerdem wurden der Quotient Gesamtgewässerfläche zu Gesamtgewässerumfang (als Maß für die Gewässerflächenform), der Prozentanteil der Schilffläche an der Gesamtgewässergröße sowie die latitudinale Position (der Mittelpunkte) der Gewässer bestimmt. Ebenso wurde der Bewaldungsgrad um die Gewässer in drei Kategorien (1 – Offenland, 2 – Offenland und Wald, 3 – überwiegend Wald) unterteilt. Die Berechnung der Flächenanteile konnte aufgrund der sehr komplexen und ineinander übergreifenden Strukturvielfalt im Falle des Gewässers „Kleiner Breitensee“ nicht erfolgen, da die Luftbildanalyse keine klare Trennung der Strukturen zuließ. Infolgedessen konnte bei Analysen mit Habitatvariablen dieses Gewässers nicht berücksichtigt werden.

2.4. Statistische Analyse

Wenn nicht anders vermerkt, wurden statistischen Auswertungen mit dem Programm Statistica 7.1 (Statsoft, Inc. 2005) durchgeführt. Für Analysen wurden als Zielvariablen

die Gesamtartenzahl, die Anzahl Wasservogelarten, die Anzahl Schilfvogelarten, die Anzahl der Arten der Roten Liste Niederösterreich sowie die Revierzahlen der einzelnen Arten je Gewässer verwendet.

Zusammenhänge zwischen Artenreichtum und Gewässertyp wurde mithilfe einer einfaktoriellen Varianzanalyse (ANOVA, Typ VI, spezifisch) geprüft. Um für den Einfluss der Gewässergröße zu korrigieren, wurden zuvor mittels einer Residualanalyse Standardresiduen der gegen die Gewässergröße aufgetragenen Artenzahl berechnet. Für nachfolgende paarweise Vergleiche zwischen Gewässertypen wurden Scheffé-Tests verwendet. Auch Effekte des Gewässertyps auf die verschiedenen Habitatvariablen wurden mithilfe einer ANOVA und Scheffé-Tests analysiert.

Allgemeine lineare Modelle (ALMs, Typ VI, spezifisch) wurden berechnet, um Effekte der Habitatvariablen und des Breitengrades auf die Artenvielfalt der Brutvögel zu testen. Dazu wurden erneut die Standardresiduen (siehe oben) verwendet, um einen Effekt der Gewässergröße auf die Artenzahl auszuschließen (bzw. zu minimieren). Zudem wurden ALMs verwendet, um für das Vorkommen einzelner Arten wichtige Gewässerparameter zu identifizieren. Da auf Artenebene durchaus die Flächengröße für die Habitatwahl entscheidend sein kann, wurde diese Variable als zusätzlicher Prädiktor in die berechneten ALMs inkludiert. Für die Bestimmung der Richtung eines Zusammenhangs wurde der β -Koeffizient herangezogen.

Um die Artenzusammensetzung zwischen Gewässertypen zu vergleichen, wurden Bray-Curtis-Ähnlichkeiten (mit \sqrt{x} -transformierten Abundanzdaten) mit Primer 5.2 (Clarke & Gorley 2001) berechnet. Beim Vergleich der 2008 untersuchten Gewässer, wurden nur jene berücksichtigt, welche mindestens fünf Reviere der bei dieser Studie erfassten Brutvogelarten aufwiesen. Ähnlichkeitsbeziehungen zwischen Artengemeinschaften wurden mithilfe nicht-metrischer multidimensionaler Skalierung (NMDS) in zweidimensionalen Ordinationsdiagrammen visualisiert. Die zweidimensionale Ordination wurde als ausreichend repräsentativ für die Abbildungen der Beziehungen in der Ähnlichkeitsmatrix akzeptiert, wenn resultierende stress-Werte (als Maß für die Anpassungsgüte) kleiner als 0.20 waren (Clarke 1993). Mit einer zweifaktoriellen Analysis of Similarities (ANOSIM, maximale Permutation = 999) wurde geprüft, ob ein signifikanter Unterschied in der Artenzusammensetzung zwischen unterschiedlichen Gruppen von Gewässern bestand.

Auf Zusammenhänge zwischen Artenzusammensetzung der im Jahre 2008 erfassten Brutvogelgemeinschaften und Habitatvariablen wurde mittels Spearman-Matrix-Rangkorrelationen (maximale Permutation = 999; berechnet mit Primer 5.2) getestet. Dazu wurde die Bray-Curtis-Ähnlichkeitsmatrix mit den Distanzmatrizen (normalisierte Euklidische Distanzen) für die Habitatvariablen Schilfflächengröße, Wasserflächengröße, Gesamtgewässergröße, Anteil Schilffläche an Gesamtgewässergröße und Gesamtgewässer-

fläche/Gesamtgewässerumfang korreliert. Anschließend wurde eine Bonferroni-Korrektur durchgeführt.

Zusätzlich wurden die Artengemeinschaften der Wasservögel und Röhrichtbrüter mit dem Programm BINMAT-NEST unter Verwendung der empfohlenen Standardstellungen auf *Nestedness* getestet (vgl. Atmar & Patterson 1993, 1995, Rodríguez-Gironé & Santamaría 2006). Dazu wurde die „Systemtemperatur“ der Inzidenzmatrizen mit der Durchschnittstemperatur von 1000 randomisierten Matrizen verglichen.

Eine SIMPER-Analyse (Similarity of percentages; berechnet mit Primer 5.2) wurde herangezogen, um Charakterarten für Gruppen von Gewässern zu identifizieren, die unterschiedlich stark in bewaldete Flächen eingebettet sind.

3. Ergebnisse

Insgesamt konnten im Jahr 2008 im Untersuchungsgebiet 21 Brutvogelarten mit insgesamt 1.103 Revieren der Grup-

pen Wasservögel, Schilfvögel und Limikolen nachgewiesen werden (Details siehe Strohmaier et al. 2011). Die an den Gewässern festgestellte Artenzahl variiert zwischen 0 und 17 Arten (Tab. 2). Im Mittel (\pm Std.abw.) konnten 6,4 (\pm 4,6) Arten pro Gewässer nachgewiesen werden.

3.1. Habitatunterschiede zwischen Gewässertypen

Die Gesamtgewässergrößen unterscheiden sich zwischen den fünf Augewässertypen nicht signifikant (einfaktorielle ANOVA: $F_{4, 36} = 0,81, p = 0,527$). Hingegen konnten signifikante Unterschiede zwischen Gewässertypen für die Habitatvariablen Wasserfläche ($F_{4, 36} = 5,24, p = 0,002$), Schilffläche ($F_{4, 36} = 4,11, p = 0,008$) und den Anteil der Schilffläche an der Gesamtgewässergröße ($F_{4, 36} = 8,503, p < 0,001$) festgestellt werden. Nachfolgende Scheffé-Tests zeigten, dass sich hinsichtlich der Größe der Wasserflächen die Gewässertypen 1 und 3 ($p = 0,005$), hinsichtlich der Schilfflächengröße die Gewässertypen 1 und 2 ($p = 0,014$)

Nr.	Gewässer Name	Wasservögel		Limikolen		Schilfvögel		Arten gesamt
		Arten	Reviere	Arten	Reviere	Arten	Reviere	
1	Ausstand XVIa - Riesing	4	22	0	0	0	0	4
2	Ausstand XV - Boretsch	3	21	0	0	0	0	3
3	Ausstand XIV - Altau	2	5	0	0	1	1	3
4	Ausstand XIII - Hufeisen	1	10	0	0	1	1	2
5	Ausstand VI - Baumgartner Schlinge	2	32	0	0	2	4	4
6	Ausstand IV - Palfy-Schlinge	3	13	0	0	1	2	4
7	Pressenmarch (bei Dunawiesen)	3	6	0	0	5	21	8
8	Moravka, beim ungarischen See	5	11	0	0	3	15	8
9	Zistersdorfer Pommer (Saurunse)	7	26	0	0	3	13	10
10	Großer Beitsee	10	51	0	0	6	22	16
11	Großer Engelbrecht	7	45	0	0	7	51	14
12	Alte March - Baumgarten	2	6	0	0	2	4	4
13	Kleiner Breitensee	4	12	2	5	5	6	11
15	Schleimlacke	0	0	0	0	0	0	0
16	Krummer See	1	1	0	0	1	1	2
17	Flachensee (Kleiner Beitsee)	0	0	0	0	1	3	1
18	Morawka, Hohenau	4	7	0	0	4	9	8
19	Kienwolf (Altbett S & SW Saurunsen)	5	20	0	0	5	22	10
20	Pizzawiese	2	2	0	0	6	28	8
22	Eisenbahnerteich	2	5	0	0	0	0	2
23	Skodateich	5	11	0	0	3	4	8
24	Hufeisenteich	0	0	0	0	0	0	0
25	Waldteich	1	8	0	0	0	0	1
26	Schwefelteich	2	7	0	0	0	0	2
27	Auhagen (O Kellerberg)	1	3	0	0	0	0	1
28	Großer See	8	11	0	0	3	12	11
29	Altsee	5	20	0	0	3	6	8
30	Schwarzawa	7	33	0	0	5	18	12
31	Pommersee (N bis Brücke/Fuchsenallee)	4	14	0	0	4	10	8
33	Großer Schlammsee	5	10	0	0	0	0	5
34	Schwarzawa - Große Wiesen - N	7	34	0	0	7	69	14
35	Schwarzawa - Große Wiesen - S	7	31	0	0	6	46	13
36	Pommersee S Schrankenallee	3	9	0	0	4	11	7
38	Schiffahrt (Bäckinsee)	5	24	0	0	5	24	10
39	Röhringsee	9	60	1	2	7	31	17
40	Gafsee	2	10	0	0	0	0	2
42	Kleiner Engelbrecht außen	1	1	0	0	0	0	1
43	Altbett Sandfeld (NW Gasstation Baumgarten)	0	0	1	3	1	3	2
46	Spielmaif	1	8	0	0	4	13	5
47	Hechtensee	2	9	0	0	6	17	8
48	Hechtensee - Altbett	2	10	0	0	4	16	6
49	Vogelsee	0	0	0	0	4	5	4

Tab. 2: Anzahl der Arten und Reviere der an den untersuchten Augewässern der March-Auen im Jahr 2008 festgestellten Brutvögel. WV = Wasservögel, L = Limikolen, SV = Schilfvögel. Tab. 2: Number of species and territories of breeding birds recorded at the surveyed backwaters at the Morava floodplains in the year 2008. WV = water birds, L = waders, SV = reed bed birds.

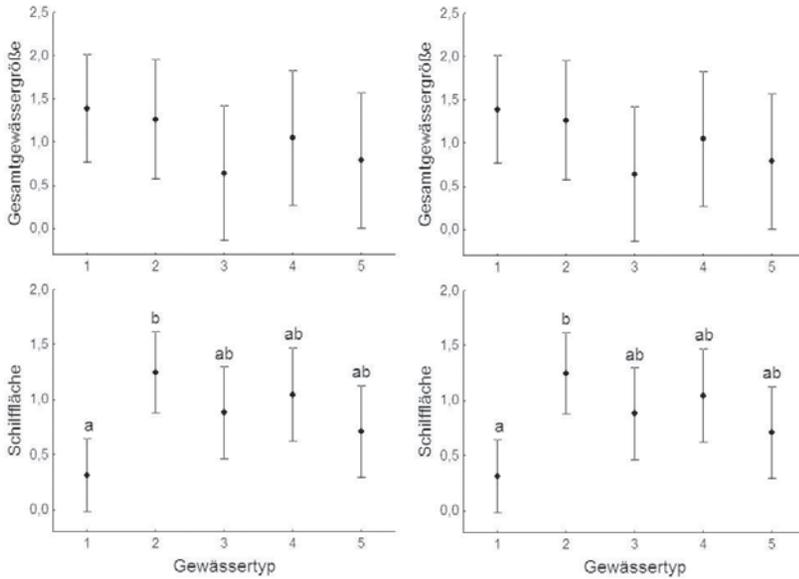


Abb. 2: Mittelwerte (\pm 95% Konfidenzintervall) der Habitatvariablen Gesamtgewässergröße (log-transformiert), Wasserfläche (log-transformiert), Schilffläche (log-transformiert) und Schilfflächenanteil (arcsin \sqrt{x} -transformiert) der fünf Gewässertypen (siehe Tab. 1). Unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede (Scheffé-Test).

Fig. 2: Means (\pm 95% confidence interval) of the habitat variables total size of water body (log-transformed), water area (log-transformed), reed bed area (log-transformed) and percentage of reed bed cover (arcsin \sqrt{x} -transformed) of the five backwaters types (see Tab. 1). Different letters indicate significant differences (Scheffé-test).

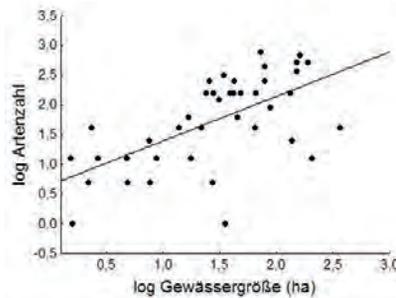


Abb. 3: Anzahl der nachgewiesenen Brutvogelarten je Gewässer in Abhängigkeit von der Gewässergröße.

Fig. 3: Number of breeding bird species recorded per site as a function of water body size.

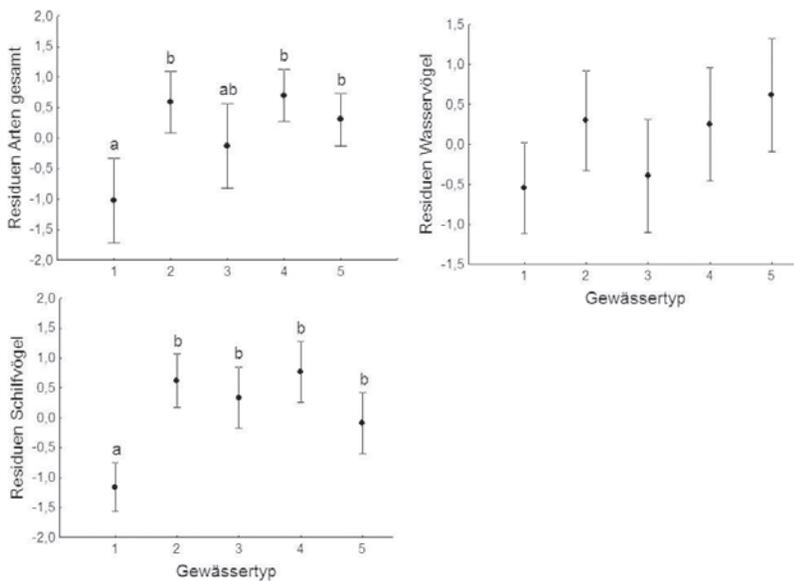


Abb. 4: Mittelwerte der standardisierten Residuen des Artenreichtums (korrigiert für Flächengröße) (\pm 95% Konfidenzintervall) pro Gewässer für die fünf untersuchten Gewässertypen dargestellt für alle berücksichtigten Vogelarten sowie getrennt für Wasser- und Schilfvogel. Unterschiedliche Buchstaben zeigen signifikante Unterschiede an (Scheffé-Test).

Fig. 4: Mean standardized residuals of species richness (adjusted by area size) (\pm 95% confidence interval) per water body for all five types of surveyed backwaters shown for all considered bird species and separately for water and reed bed birds. Different letters indicate significant differences (Scheffé-test).

und hinsichtlich des Anteils der Schilffläche an der Gesamtgewässergröße der Gewässertyp 1 von den Gewässertypen 2 ($p < 0,001$), 3 ($p = 0,005$) und 4 ($p = 0,005$) signifikant unterschieden (Abb. 2).

3.2 Artenvielfalt der Gewässer

Der Artenreichtum berücksichtigter Brutvögel mit Gewässerbindung nahm signifikant mit zunehmender Gewässergröße zu ($r = 0,62$, $p < 0,001$) (Abb. 3). Die für die Arten-Areal-Beziehung korrigierte Anzahl an Brutvogelarten

Tab. 3: Ergebnisse der ALMs zur Analyse der Effekte unterschiedlicher Habitatvariablen auf die Residuen der Artenzahlen (korrigiert für Gewässergröße) aller Vögel mit Gewässerbindung, sowie der Wasservögel, Schilfvögel und der Rote-Liste-Arten (Rote Liste Niederösterreich). Signifikante Effekte sind fettgedruckt. Positive bzw. negative Effekte (beurteilt anhand der β -Koeffizienten) sind mit einem (+) bzw. (-) gekennzeichnet. *Tab. 3: Results of ALMs testing for effects of different habitat variables on residuals of species richness (adjusted for water body size) of all species, water birds, reed bed birds and red list species (according to Red List of Lower Austria). Significant effects are printed bold. Positive and negative effects (according to β coefficients) are indicated by (+) and (-), respectively.*

	Habitatvariablen		
	Breitengrad (FG = 1)	Anteil Schilf (%) an Gewässergröße (FG = 1)	Bewaldung (FG = 2)
Gesamtartenzahl	F = 4,74, p = 0,036 (+)	F = 6,23, p = 0,017 (+)	F = 1,92, p = 0,161
Wasservogelartenzahl	F = 11,14, p = 0,002 (+)	F = 0,66, p = 0,422	F = 1,10, p = 0,345
Schilfvogelartenzahl	F = 0,20, p = 0,662	F = 30,67, p < 0,001 (+)	F = 2,17, p = 0,129
NÖ RL-Artenzahl	F = 5,28, p = 0,027 (+)	F = 4,24, p = 0,047 (+)	F = 5,58, p = 0,008 (-)

(standardisierte Residuen) unterschied sich signifikant zwischen den fünf Gewässertypen (einfaktorielle ANOVA: $F_{4, 36} = 8,45, p < 0,001$). Die Ausstände (Gewässertyp 1) zeigten einen deutlich niedrigeren Artenreichtum (Abb. 4).

Eine getrennte Betrachtung von Wasservögeln und Schilfvögeln zeigt, dass die Artenvielfalt der Wasservögel sich nicht signifikant zwischen den Gewässertypen unterscheidet (einfaktorielle ANOVA: $F_{4, 36} = 2,410, p = 0,07$), obwohl ein ähnliches Muster wie für die Gesamtartenzahl auffällt (vgl. Abb. 4). Die Artenvielfalt der Schilfvögel an Gewässern des Typs 1 lag signifikant unter der aller anderen Gewässertypen ($F_{4, 36} = 13,255, p < 0,001$) (Abb. 4).

Die Ergebnisse von ALMs zur Analyse der Effekte der Gewässervariablen geografischer Breitengrad, Prozentanteil Schilffläche an der Gesamtgewässergröße sowie Bewaldungsgrad auf die Gesamtartenzahl, die Artenzahl von Wasservögeln und Schilfvögeln sowie die Anzahl der Niederösterreichischen Rote Liste-Arten beider Vogelgruppen sind in Tab. 3 dargestellt. Die Gesamtartenzahl nahm mit zunehmendem Breitengrad und mit zunehmendem Schilfflächenanteil zu. Hingegen hatte auf Wasservögel nur der Breitengrad einen positiven Effekt. Schilfvogelarten wurden nur vom Schilfflächenanteil signifikant beeinflusst. Die Anzahl an Schilfvogelarten nahm dabei mit steigendem Schilfflächenanteil zu. Die Artenzahl der nach der Niederösterreichischen Roten Liste gefährdeten Arten nahm mit zunehmendem Breitengrad und Schilfflächenanteil zu, bei zunehmender Bewaldung jedoch ab.

3.3. Artenzusammensetzung

Bei der Analyse der Ähnlichkeiten der Artengemeinschaften einzelner Gewässer wurden folgende Gewässer aufgrund ihrer insgesamt geringen Anzahl festgestellter Brutreviere nicht berücksichtigt: Auhagen, Kleiner Engelbrecht außen, Schleimlacke, Hufeisenteich, Krummer See und Flachensee. Wie das auf Bray-Curtis-Ähnlichkeiten basierende NMDS-Ordinationsdiagramm zeigt, ist vor allem Gewässertyp 1 relativ deutlich gegen die anderen Gewässertypen abgrenzbar (Abb. 5). Ein signifikanter Effekt des Gewässer-

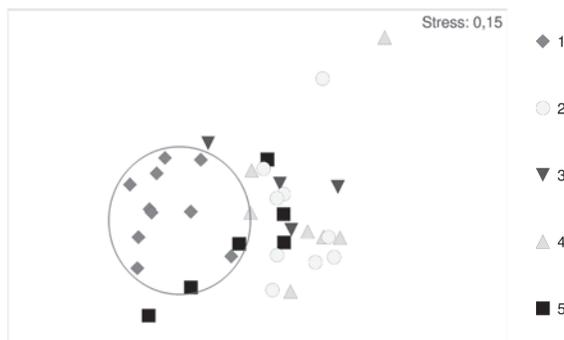


Abb. 5: Ähnlichkeitsbeziehungen zwischen Vogelgemeinschaften unterschiedlicher Augewässer dargestellt in einem NMDS-Ordinationsdiagramm (basierend auf Bray-Curtis-Ähnlichkeiten). Die fünf unterschiedlichen Gewässertypen (Kodierung siehe Tab. 1) sind durch verschiedene Symbole gekennzeichnet.

Fig. 5: Similarity relationships between bird communities of different backwaters visualized in a NMDS ordination plot (based on Bray-Curtis similarities). The five different backwaters types (codes see Tab. 1) are marked by different symbols.

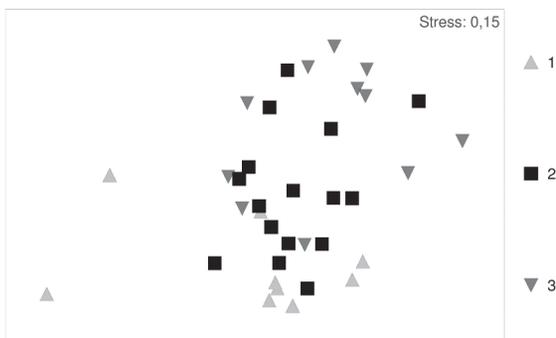


Abb. 6: Ähnlichkeitsbeziehungen zwischen Vogelgemeinschaften unterschiedlicher Augewässer dargestellt in einem NMDS-Ordinationsdiagramm (basierend auf Bray-Curtis-Ähnlichkeiten). Die drei unterschiedlichen Bewaldungskategorien (1 – Offenland, 2 – Offenland/Wald, 3 – überwiegend Wald) sind durch verschiedene Symbole gekennzeichnet.

Fig. 6: Similarity relationships between bird communities of different backwaters visualized in a NMDS ordination plot (based on Bray-Curtis similarities). The three different categories of forest cover (1 – open landscape, 2 – open landscape/forest, 3 – mainly forest) are marked by different symbols.

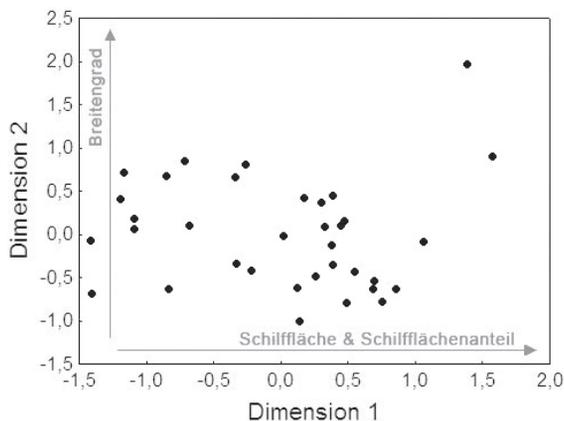


Abb. 7: NMDS-Ordinationsdiagramm basierend auf Bray-Curtis-Ähnlichkeiten der Artengemeinschaften der einzelnen Gewässer. Zudem sind Gewässervariablen angegeben, welche den stärksten Zusammenhang mit jeweils einer der beiden Dimensionen aufweisen.

Fig. 7: NMDS ordination plot based on Bray-Curtis similarities of species assemblages of individual water bodies. Additionally, water body variables are indicated, which proved to be strongly related with the dimensions 1 and 2, respectively.

typs auf die Bray-Curtis-Ähnlichkeiten bestätigte sich auch durch eine einfaktorische ANOSIM ($r_{\text{global}} = 0,29$, $p = 0,001$), wobei sich nur die Artenzusammensetzung des Gewässertyps 1 von allen anderen untersuchten Gewässertypen signifikant unterschied (Tab. 4).

Ein Vergleich der Artenzusammensetzung zwischen Gewässern, die unterschiedlich stark in Auwaldflächen eingebettet sind, ergibt einen signifikanten Unterschied zwischen allen drei Kategorien „Offenland“ (1), „Offenland/Wald“ (2) und „überwiegend Wald“ (3) ($r_{\text{global}} = 0,24$, $p = 0,003$; für paarweise Vergleiche siehe Tab. 4). Dies ist auch anhand des NMDS-Ordinationsdiagramm zu erkennen (Abb. 6)

	Vergleich	R	p
Gewässertypen	1 vs. 2	0,71	0,001
	3 vs. 1	0,67	0,002
	3 vs. 2	0,02	0,411
	3 vs. 5	-0,08	0,676
	4 vs. 1	0,63	0,002
	4 vs. 2	-0,10	0,940
	4 vs. 3	-0,11	0,703
	4, 5	-0,04	0,637
	5 vs. 1	0,42	0,002
	5 vs. 2	0,05	0,243
Bewaldung	1 vs. 2	0,17	0,040
	1 vs. 3	0,46	0,001
	3 vs. 2	0,19	0,010

Tab. 4: Ergebnisse paarweiser Vergleiche (ANOSIMs) der Bray-Curtis-Ähnlichkeiten von Vogelgemeinschaften von Augewässern unterschiedlichen Gewässertypen (vgl. Tab. 1) sowie unterschiedlicher Bewaldungskategorien (1 – Offenland, 2 – Offenland/Wald, 3 – überwiegend Wald). Signifikante Unterschiede sind fettgedruckt.

Tab. 4: Results of pairwise comparisons (ANOSIMs) of (Bray-Curtis) similarities of bird communities of water bodies belonging to different backwater types (see Tab. 1) and characterized by different forest cover (1 – open landscape, 2 – open landscape/forest, 3 – mainly forest). Significant differences are printed bold.

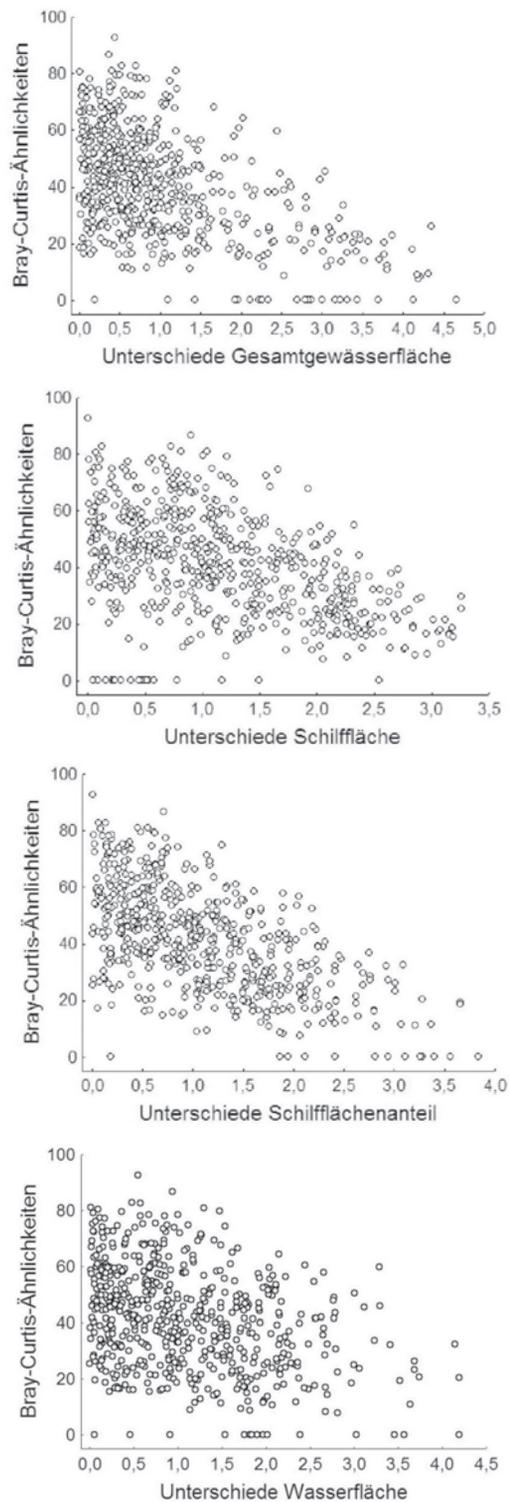


Abb. 8: Zusammenhänge zwischen Ähnlichkeiten der Artenzusammensetzung (quantifiziert mit Bray-Curtis-Indizes) und Unterschieden von Gesamtgewässerfläche, Schilffläche, Schilfflächenanteil.

Fig. 8: Relationships between similarities of species communities (quantified by Bray-Curtis indices) and differences in water body area, reed bed area, percentage of reed bed cover and water area of backwaters.

Gewässer-Kategorie 1 „Offenland“		Gewässer-Kategorie 2 „Offenland/Wald“		Gewässer-Kategorie 3 „überwiegend Wald“	
Art	Beitrag (%)	Art	Beitrag (%)	Art	Beitrag (%)
Schilfrohrsänger	14,70	Stockente	38,33		
Rohrhammer	14,51	Schilfrohrsänger	19,40	Stockente	75,48
Rohrschwirl	11,28	Blässhuhn	8,90	Graugans	7,50
Blässhuhn	11,16	Teichrohrsänger	6,86		
Stockente	10,51	Rohrhammer	6,73		
Drosselrohrsänger	9,86	Sumpfrohrsänger	6,49		
Teichrohrsänger	6,01	Graugans	5,08		
Graugans	5,41				

Tab. 5: Die durch eine SIMPER-Analyse (berechnet mit quadratwurzel-transformierten Abundanzdaten) ermittelten Charakterarten der drei Gewässer-Bewaldungskategorien. Aufgelistet sind nur Arten mit einem prozentualen Beitrag > 5 % an der Ähnlichkeit der Artengemeinschaften der jeweiligen Gewässer-Kategorie.

Tab. 5: Results of a SIMPER analysis (calculated with square-root transformed abundance data) identifying character species for each of three water body types characterized by a different extent forest cover. Only species with a similarity percentage contribution of > 5 % are listed.

Habitatvariable	Breitengrad (FG = 1) Wasserfläche (FG = 1) Schilffläche (FG = 1) Bewaldung (FG = 2)			
	F = 6,27, p = 0,017 (+)	F = 0,59, p = 0,447	F = 14,21, p < 0,001 (+)	F = 1,26, p = 0,295
Zwertgaucher	F = 6,27, p = 0,017 (+)	F = 0,59, p = 0,447	F = 14,21, p < 0,001 (+)	F = 1,26, p = 0,295
Höckerschwan	F = 1,52, p = 0,226	F = 1,99, p = 0,167	F = 4,96, p = 0,032 (+)	F = 3,31, p = 0,048 (-)
Graugans	F = 3,91, p = 0,056	F = 0,48, p = 0,492	F = 6,98, p = 0,012 (+)	F = 1,46, p = 0,246
Schnatterente	F = 2,01, p = 0,165	F = 9,82, p = 0,003 (+)	F = 0,04, p = 0,850	F = 0,35, p = 0,705
Stockente	F = 0,13, p = 0,723	F = 47,76, p < 0,001 (+)	F = 7,54, p = 0,009 (+)	F = 0,93, p = 0,403
Knänte	F = 0,04, p = 0,843	F = 2,61, p = 0,115	F = 0,94, p = 0,340	F = 0,25, p = 0,784
Tafelente	F = 5,60, p = 0,019 (+)	F = 0,53, p = 0,471	F = 3,22, p = 0,086	F = 0,49, p = 0,620
Wasserralle	F = 0,12, p = 0,732	F = 0,13, p = 0,726	F = 11,30, p = 0,002 (+)	F = 2,82, p = 0,073
Teichhuhn	F = 5,34, p = 0,027 (+)	F = 0,61, p = 0,439	F = 4,01, p = 0,053	F = 1,96, p = 0,156
Blässhuhn	F = 0,35, p = 0,561	F = 2,12, p = 0,153	F = 52,21, p < 0,001 (+)	F = 0,67, p = 0,516
Rohrweihe	F = 0,47, p = 0,497	F = 1,01, p = 0,321	F = 6,58, p = 0,015 (+)	F = 0,25, p = 0,784
Schilfrohrsänger	F = 0,87, p = 0,359	F = 2,16, p = 0,151	F = 65,15, p < 0,001 (+)	F = 1,19, p = 0,316
Sumpfrohrsänger	F = 4,75, p = 0,036 (-)	F = 0,00, p = 0,959	F = 21,35, p < 0,001 (+)	F = 0,09, p = 0,917
Teichrohrsänger	F = 1,65, p = 0,207	F = 0,98, p = 0,330	F = 19,29, p < 0,001 (+)	F = 1,48, p = 0,241
Drosselrohrsänger	F = 0,03, p = 0,870	F = 0,01, p = 0,924	F = 15,27, p < 0,001 (+)	F = 7,84, p = 0,002 (-)
Rohrschwirl	F = 0,21, p = 0,650	F = 0,95, p = 0,337	F = 33,95, p < 0,001 (+)	F = 5,23, p = 0,010 (-)
Rohrhammer	F = 3,61, p = 0,069	F = 0,59, p = 0,446	F = 34,27, p < 0,001 (+)	F = 7,66, p = 0,002 (-)

Tab. 6: Ergebnisse der ALMs zur Analyse der Effekte unterschiedlicher Habitatvariablen auf die Anzahl der Reviere einzelner Wasser- und Schilfvogelarten. Signifikante Effekte sind fettgedruckt. Positive bzw. negative Effekte (beurteilt anhand der β -Koeffizienten) sind mit einem (+) bzw. (-) gekennzeichnet.

Tab. 6: Results of ALMs testing for effects of different habitat variables on numbers of territories of individual water and reed bed bird species. Significant effects are printed bold. Positive and negative effects (according to β coefficients) are indicated by (+) and (-), respectively.

3.4. Artenzusammensetzung und Habitatvariablen

Die Lage der einzelnen Gewässer in einer auf Bray-Curtis-Ähnlichkeiten der Vogelgemeinschaften basierenden zweidimensionalen NMDS-Ordination ist maßgeblich durch verschiedene Gewässervariablen erklärbar (Abb. 7). Die Dimension 1-Werte weisen dabei den stärksten positiven Zusammenhang mit dem Schilfflächenanteil ($r = 0,90, p < 0,001$) und der Schilffläche ($r = 0,66, p < 0,001$) auf. Die Dimension 2 repräsentiert hingegen vorwiegend den geografischen Gradienten ($r_s = -0,60, p < 0,001$)

Um Effekte der einzelnen Habitatvariablen auf die Artenzusammensetzung der Vogelgemeinschaften zu analysieren, wurde zudem die Bray-Curtis-Ähnlichkeitsmatrix mit den Distanzmatrizen der verschiedenen Gewässervariablen in Beziehung gesetzt (Spearman-Matrix-Rangkorrelation). Die Artenzusammensetzung wurde von der Gesamtgewässergröße ($Rho = 0,47, p < 0,001$), der Schilfflächengröße ($Rho = 0,45, p < 0,001$), dem Anteil der Schilffläche an der Gesamtgewässergröße ($Rho = 0,61, p < 0,001$) und der Wasserflächengröße ($Rho = 0,35, p < 0,001$) beeinflusst. Zunehmende Unterschiede der Werte der Habitatparameter führten zu einer abnehmenden Ähnlichkeit der Artengemeinschaften (Abb. 8). Kein signifikanter Zusammenhang bestand zwischen den Ähnlichkeiten der Artengemeinschaften und Unterschieden in der Gewässerflächenform

($Rho = 0,08, p = 0,09$). Die signifikanten Unterschiede bleiben auch nach einer Bonferroni-Korrektur bestehen.

Die Artengemeinschaften der Gewässer wurden mittels BINMATNEST auf *Nestedness* getestet. Sowohl die gesamte Artengemeinschaft als auch das Spektrum der Arten der Roten Liste Niederösterreich zeigten eine signifikant verschachtelte Struktur (alle Arten: Matrix-Temperatur = 9,35, $p < 0,001$; Arten der Roten Liste Niederösterreich: Matrix-Temperatur = 12,62, $p < 0,001$; vgl. auch Abb. 9).

Mithilfe einer SIMPER-Analyse wurde analysiert, ob Gewässer der drei Bewaldungskategorien sich durch bestimmte Charakterarten auszeichnen. Bei Berücksichtigung aller Arten, die einen Beitrag von >5 % zur Ähnlichkeit der Gewässer innerhalb der drei Bewaldungskategorie leisten, zeigt sich, dass echte „Indikatorarten“ fehlen. Auch wenn die einzelnen Arten hinsichtlich ihrer Bedeutung eine abweichende Reihenfolge aufweisen, so deuten die Ergebnisse letztendlich vor allem darauf hin, dass an Offenlandgewässern ein größeres Spektrum an Arten zur Charakterisierung der Gewässer notwendig ist, als für Gewässern der Kategorie 2 und vor allem der Kategorie 3. Ähnlichkeitswerte für die beiden letzteren Gewässer-Kategorien werden vorwiegend durch das Auftreten der Stockente *Anas platyrhynchos* beeinflusst, die einen Beitrag von mehr als 38 (Gewässer-Kategorie 2) bzw. 75 % (Gewässer-Kategorie 3) leistet (Tab. 5).

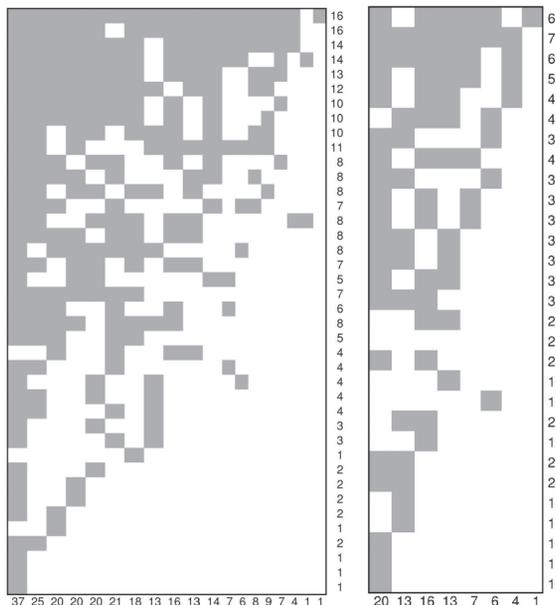


Abb. 9: Inzidenzmatrizen für alle Wasser- und Schilfvogelarten (linker Graph) sowie Arten der Roten Listen NÖ (rechter Graph) der 42 Untersuchungsgewässer in einen Zustand maximaler „Nestedsness“ gepackt. Zahlen geben die Zeilensummen (Anzahl an Arten pro Gewässer) und Spaltensummen (Anzahl an Gewässern, an denen einzelne Arten nachgewiesen wurden) an.

Fig. 9: Incidence matrices of all water- and reed bed birds and species listed in the red list of Lower Austria of 42 study sites packed into the state of maximum nestedness. Numbers represent row totals (number of species per water body) and column totals (number of water bodies from which individual species were recorded). Numbers of species per site (rows total) and numbers of sites at which individual species were recorded (column total) are stated.

3.5. Gewässerpräferenzen einzelner Vogelarten

Mittels ALMs wurden Effekte der Habitatvariablen Wasserfläche, Schilffläche und Bewaldungsgrad sowie des Breitengrades auf die Anzahl der Reviere aller festgestellten Wasser- und Schilfvogelarten analysiert (ausgenommen Krickente *Anas crecca* und Zwergrohrdommel, da in beiden Fällen nur jeweils ein Brutvorkommen nachgewiesen werden konnte). Die geografische Lage des Gewässers hatte einen signifikanten Effekt auf die die Anzahl der Reviere von Zwergtaucher *Tachybaptus ruficollis*, Tafelente *Aythya ferina* und Teichhuhn. Alle drei Arten nahmen mit zunehmender nördlicher Breite zu. Nur die Revieranzahl des Sumpfrohrsängers *Acrocephalus palustris* zeigte einen gegenläufigen Zusammenhang mit dem Breitengrad. Die Häufigkeit von Stockente und Schnatterente *Anas strepera* zeigte einen positiven Zusammenhang mit der Größe der Wasserfläche. Zunehmende Schilfflächengröße hatte einen positiven Effekt auf die Anzahl der Reviere von Zwergtaucher, Höckerschwan *Cygnus olor*, Graugans *Anser anser*, Stockente, Wasserralle, Blässhuhn, Rohrweihe, Schilfrohrsänger *Acrocephalus schoenobaenus*, Sumpfrohrsänger, Teichrohrsänger *A. scirpaceus*, Drosselrohrsänger *A. arundinaceus*, Rohr-

schwirl und Rohrammer. Obwohl kein signifikanter Zusammenhang zwischen der Revieranzahl des Teichhuhns mit einer zunehmenden Schilffläche nachgewiesen werden konnte, ist hier dennoch eine dahingehende Tendenz zu erkennen. Eine stärkere Einbettung der Gewässer in Waldbereiche wirkte sich negativ auf die Anzahl der Reviere von Höckerschwan, Drosselrohrsänger, Rohrschwirl und Rohrammer aus (Tab. 6).

4. Diskussion

In der vorliegenden Studie konnten zehn Wasservogel-, neun Schilfvogel- und zwei Limikolenarten als Brutvögel in den March-Auen im Jahr 2008 nachgewiesen werden. Dies entspricht in etwa dem während der letzten beiden Erhebungen in den Jahren 1995 (Zuna-Kratky & Frühauf 1996) und 1996 (Zuna-Kratky 1996) festgestelltem Arteninventar. Zuna-Kratky & Frühauf (1996) konnten an den Untersuchungsgewässern in den March-Auen im Jahr 1995 acht Wasservogelarten, elf Schilfvogelarten und zwei Limikolenarten als Brutvögel nachweisen. Im Jahr 1995 nicht nachgewiesen wurden die Wasservogel Schnatterente und Krickente sowie die Limikolenart Flussregenpfeifer. Dagegen wurden die Schilfvogelarten Rohrdommel *Botaurus stellaris* und Zwergsumpfhuhn *Porzana pusilla* sowie die Limikolenart Bekassine *Gallinago gallinago* nachgewiesen, die im Jahr 2008 fehlten. Ein Jahr später (1996) wurden bei außergewöhnlich lang andauernden Überschwemmungen zehn Wasservogelarten, neun Schilfvogelarten und keine Limikolenarten als Brutvögel beobachtet (Zuna-Kratky 1996). Auch im Jahr 1996 konnte die Krickente nicht als Brutvögel an den Untersuchungsgewässern nachgewiesen werden. Im Vergleich zu 2008 wurde hingegen die Löffelente *Anas clypeata* als Brutvögel festgestellt. Bei den Schilfvogelarten wurde 1996 die Rohrdommel, nicht jedoch die Zwergrohrdommel, nachgewiesen. Das Fehlen jeglicher Limikolenarten ist wohl auf die ungewöhnlich lange und starke Überflutung der Aulandschaft im Jahr 1996 zurückzuführen.

Aus der Gruppe der Schilfvögel konnten im Jahr 2008 die gelegentlich im Untersuchungsgebiet auftretenden seltenen Arten Bartmeise *Panurus biarmicus*, Rohrdommel und Kleines Sumpfhuhn *Porzana parva* nicht als Brutvögel nachgewiesen werden. Aus der Gruppe der Wasservögel fehlten die im Gebiet als unregelmäßige Brutvögel einzustufenden Arten Haubentaucher *Podiceps cristatus*, Löffelente und Reiherente *Aythya fuligula*. Die Löffelente ist ein charakteristischer Brutvögel der Überschwemmungswiesen und war daher, aufgrund der im Jahr 2008 fehlenden Hochwässer, nur bedingt zu erwarten. Gleiches gilt für Bekassine und Rotschenkel *Tringa totanus*. Auch diese konnten selbst im unmittelbaren Nahbereich der Gewässer bzw. auf weitgehend verlandeten Augewässerflächen und gemähten Feuchtwiesen als Brutvögel nicht festgestellt werden. Auch

das gänzliche Fehlen des Tüpfelsumpfhuhns *Porzana porzana* im Jahr 2008 ist als ein Ergebnis der ausbleibenden lang anhaltenden Vernässungen zu interpretieren. Vom Waldwasserläufer *Tringa ochropus* liegen zwar einzelne Beobachtungen zur Brutzeit vor, es konnte jedoch kein gesicherter Brutnachweis erbracht werden.

4.1. Habitatvariablen, Artenvielfalt und Artenzusammensetzung

Die fünf bei dieser Studie untersuchten Gewässertypen unterscheiden sich nicht hinsichtlich ihrer Gesamtgewässergröße. Hingegen weisen die Ausstände eine größere Wasserfläche auf als die relikttärenden Altarme im Wald sowie tendenziell auch als die relikttärenden Altarme im Offenland. Dies weist auf die weit fortgeschrittene Verlandung der älteren ehemaligen Mäanderschlingen hin. Die Konsequenz sind wesentlich höhere Schilfflächenanteile in den relikttärenden Altarmen sowie in den Altbetten im Offenland im Vergleich zu den „jüngeren“ Ausständen. Aufgrund der geringen Sonneneinstrahlung sowie ihrer schmalen Form mit vielfach steilen Ufern weisen die Altbetten im Wald einen ähnlich geringen Schilfflächenanteil wie die Ausstände auf. Diese deutlichen Unterschiede der Ausstände im Vergleich zu anderen Gewässertypen hinsichtlich der untersuchten Habitatvariablen schlagen sich sowohl in einer geringeren Artenvielfalt als auch in einer abweichenden Artenzusammensetzung nieder. Dabei wird bei einer gesonderten Betrachtung der Schilf- und Wasservögel deutlich, dass der geringere Artenreichtum an Schilfvögeln maßgeblich für diesen Unterschied verantwortlich ist. Der niedrigere Artenreichtum der Schilfvögel in Ausständen ist vor allem durch die kleineren Schilfflächen erklärbar. Wasservögel unterschieden sich zwischen Gewässertypen nicht hinsichtlich ihres Artenreichtums, jedoch wich die Artenzusammensetzung von Ausständen deutlich von jener der restlichen Gewässertypen ab.

4.2. Einfluss von Habitatvariablen und geografischer Lage auf den Vogelartenreichtum

Unsere Studie zeigt, dass dem Schilfflächenanteil sowie dem Breitengrad – also der geografischen Lage des Gewässers entlang der Nord-Süd-Achse der March-Auen – für die Artenvielfalt von Vögeln mit Gewässerbindung eine entscheidende Rolle zukommt. Betrachtet man jedoch Schilf- und Wasservögel getrennt voneinander, wird deutlich, dass der Artenreichtum beider Gruppen von unterschiedlichen Variablen beeinflusst wird. Für Wasservögel ist die Lage des Gewässers entlang der March bedeutend, für Schilfvögel ist der Schilfflächenanteil entscheidend. Dabei nimmt die Wasservogel-Artenzahl in den Marchauen von Süden nach Norden zu, wohingegen kein Effekt der geografischen Lage der Gewässer auf Schilfvögel erkennbar ist. Der Artenreich-

tum letzterer Gruppe nimmt mit zunehmender Größe verfügbarer Schilfflächen zu. Die Artenzahl der nach der Niederösterreichischen Roten Liste gefährdeten Arten wird durch beide Variablen beeinflusst und nimmt mit zunehmender nördlicher Breite und mit zunehmendem Schilfflächenanteil zu.

Da keine der für Wasser- und Schilfvögel relevanten und bei dieser Studie berücksichtigten Gewässervariablen mit der geografischen Lage der Gewässer korreliert, scheinen andere bei der vorliegenden Studie nicht berücksichtigte Faktoren eine wichtige Rolle zu spielen. Eine mögliche Erklärung für die nach Norden hin zunehmende Artenvielfalt (insbesondere Wasservögel) bietet die im nördlichen Teil der March-Auen wesentlich höhere Gewässerdichte auf österreichischer und slowakischer Seite (vgl. Lazowski 1985). Eine eigene Analyse des Flächenanteils der Augewässer am gesamten ehemaligen Überschwemmungsgebiet zeigt ebenfalls einen deutlich höheren Flächenanteil von Augewässern in den nördlichen (4,6 %) gegenüber den südlichen (3,2 %) March-Auen. Ein weiterer Unterschied zeigt sich auch bei der Anzahl der Gewässer, die flächenbereinigt in den nördlichen March-Auen mehr als doppelt so hoch ist wie in den südlichen March-Auen,

Der möglicherweise entscheidendere Faktor ist die unterschiedliche Hochwasserdynamik, die nach Süden mit zunehmender Nähe der Gewässer zur Donau zusehends von deren stark abweichender Hochwasserführung beeinflusst wird. Während March und Thaya ihre Hochwassermaxima im Frühling (März und April) aufweisen und somit zu Beginn der Brutsaison der meisten Wasservögel günstige Wasserstände aufweisen, erfolgen die Hochwässer an der Donau üblicherweise im Juni und Juli zu einer für brütende Wasservögel meist ungünstigen Zeit. Entsprechend gering sind daher auch die Brutbestände und Artenzahlen an Augewässern in den Donauauen im direkten Hochwasserfluss der Donau (Eichelmann 1990). Der Rückstau der Donauhochwässer in den Unterlauf der March beeinflusst die dortigen Wasserstände in den Augewässern bis zu 25 km flussauf in den Bereich von Zwerndorf. Somit besteht für einen bedeutenden Teil der in den südlichen March-Auen liegenden Augewässer die Gefahr von raschen Wasserspiegelanstiegen während der Brutzeit. Eine gezielte Analyse des Wechselspiels zwischen den unterschiedlichen Hochwasserregimen von March-Thaya und Donau und ihrer Wirkung auf Brutvögel der Augewässer ist jedoch noch ausständig.

Der Grad der Bewaldung um Gewässer zeigte keinen Effekt auf den Artenreichtum des gesamten Spektrums an Wasser- und Schilfvogelarten, war jedoch hochgradig relevant für den Artenreichtum der Arten der Niederösterreichischen Roten Liste. Mit zunehmender Bewaldung nahm die Zahl der in Niederösterreich gefährdeten Arten ab. Dies ist durch eine Präferenz des überwiegenden Teiles der in den March-Auen brütenden Rote Liste-Arten für Offengeländegewässer (mit ausreichend großer Schilffläche) zu

erklären (Knäkente *Anas querquedula*, Wasserralle, Rohrweihe, Drosselrohrsänger, Rohrschwirl; für Habitatansprüche dieser Arten vgl. Bauer et al. 2005).

4.3. Artenzusammensetzung in Abhängigkeit von Gewässervariablen und geografischer Lage

Unsere Ergebnisse zeigen auf, dass auch die Artenzusammensetzung von Vogelgemeinschaften an Augewässern sich einerseits mit zunehmendem Schilfflächenanteil und andererseits mit der Lage des Gewässers entlang des Nord-Süd-Verlaufes der March-Auen ändert. Auch zeigt sich, dass Gewässer mit ähnlich großen Wasser- und Schilfflächen, ähnlich hohen Schilfflächenanteilen sowie ähnlich großen Gesamtgewässergroßen auch ähnliche Artenzusammensetzungen aufweisen. Weiterhin spielt auch die Landschaftsmatrix für die Artenzusammensetzung an March-Augewässern eine wichtige Rolle. So konnten deutliche Unterschiede zwischen Gewässern gefunden werden, die verschieden stark in Waldgebiete eingebettet waren.

In Abhängigkeit von der Landschaftsmatrix (quantifiziert anhand des Bewaldungsgrades) verändert sich die Bedeutung einzelner „Charakterarten“. Im Offenlandbereich sind es vor allem die Arten Schilfrohrsänger, Rohrammer, Rohrschwirl und Blässhuhn. Die Tatsache, dass daneben noch weitere vier Charakterarten (Stockente, Drosselrohrsänger, Teichrohrsänger, Graugans) die Offenlandgewässer bestimmen, deutet auf die hohe Heterogenität dieser Gewässer hin. Gewässer, welche in einer komplexeren Landschaftsmatrix aus Offenland- und Waldanteilen eingebettet sind, werden zum überwiegenden Teil durch die Arten Stockente und Schilfrohrsänger charakterisiert. Als bedeutende Charakterart der Gewässer, welche zur Gänze im Auwald liegen, wurde die Graugans identifiziert. Generell scheint die Anzahl an Arten, welche typisch für bestimmte Gewässertypen sind, mit zunehmenden Bewaldungsgrad abzunehmen. Dies könnte als Ergebnis einer zunehmenden Gewässerhomogenität interpretiert werden. Ausschließlich für einzelne Gewässertypen hochgradig charakteristische Arten fehlen weitgehend, was auf die insgesamt stark verschachtelte Struktur (*Nestedness*) der Artengemeinschaften der Augewässer hinweist. Artengemeinschaften artenärmerer Augewässer repräsentieren weitgehend Teilmengen des Arteninventars der *Hotspots* des Artenreichtums hinsichtlich Wasser- und Schilfvögel.

4.4. Gewässerpräferenzen einzelner Arten

Die Häufigkeit der einzelnen Brutvogelarten wird – bis auf Schnatterente, Knäkente und Tafelente – zum überwiegenden Teil von der zunehmenden Größe der Schilffläche bestimmt. Die Größe der Schilffläche hat also einen bedeutenderen Einfluss auf die Bruthabitatwahl als die Wasserflächengröße, da die meisten der in dieser Studie untersuchten

Arten ihr Nest in Schilfflächen anlegen, welche eine entsprechende Ausdehnung aufweisen müssen (Dvorak et al. 1994, Bauer et al. 2005). Auch das Vorkommen des Teichhuhns zeigt eine dahingehende Tendenz, doch scheint hier die latitudinale Lage des Gewässers entlang der Nord-Süd-Achse der March-Auen (das Teichhuhn konnte ausschließlich an Gewässern der oberen March als Brutvogel nachgewiesen werden) wesentlich bedeutender als die Schilfflächengröße zu sein. Auch die Tafelente konnte ausschließlich an der oberen March als Brutvogel nachgewiesen werden. Zudem reagieren einzelne Schilfvogelarten sowie der Höckerschwan negativ auf zunehmende Bewaldung. Lediglich die Häufigkeit von Stockente und Schnatterente nahm mit zunehmender Wasserflächengröße zu. Dass Schnatterenten größere freie Wasserflächen bevorzugen, beschreibt auch Dvorak et al. (1994). Durch welche Faktoren das Vorkommen der Knäkente in den March-Auen bestimmt wird, konnte mit keiner der hier untersuchten Habitatvariablen erklärt werden. Möglicherweise spielen für diese Art flach auslaufende Uferzonen mit angrenzenden Wiesenflächen eine wichtige Rolle, eine Gewässervariable die in dieser Studie nicht berücksichtigt wurde. Erstaunlich ist, dass das Vorkommen der Stockente sowohl von der zunehmenden Schilfflächen- als auch von der zunehmenden Wasserflächengröße bestimmt wird. Begründet werden könnte dies zum einen mit der prinzipiell zunehmenden Verfügbarkeit geeigneter Niststandorte an Gewässern mit großen Schilfflächen. Die auffallend hohe festgestellte Besiedelungsdichte der Stockente an den Ausständen, welche die größten freien Wasserflächen aufweisen, ist möglicherweise zum Teil auf die verwendete Methodik der Revierzurückführung (Details siehe Strohmaier et al. 2011). Storch & Musil (1999) identifizierten bei einem Vergleich der Habitatvariablen Wasserflächengröße, littorale Vegetationsflächengröße, Flächenanteil des Offenlandes um das Gewässer und Uferbeschaffenheit die Wasserflächengröße als jene Variable, welche die artenspezifischen Unterschiede in der Habitatwahl von Wasservögeln an Fischteichen in Tschechien am Besten erklärt.

Aufgrund des hohen zeitlichen Aufwandes der Vogelerhebungen wurde als für Schilfvögel relevante Gewässervariable bei der vorliegenden Untersuchung nur die Größe vorhandener Schilfflächen erfasst. Dabei ist jedoch zu berücksichtigen, dass für Schilfvögel auch Strukturparametern des Schilfes eine nicht unbedeutende Bedeutung zu kommen kann (vgl. Leisler et al. 1989, Dvorak et al. 1997, Grill & Zwicker 1993, Frühauf & Sabathy 2000). Daher wäre eine Untersuchung der Qualität der Röhrichtvegetation als Bruthabitat für einzelnen Schilfvogelarten in den March-Thaya-Auen erstrebenswert, um so mögliche Veränderungen besser dokumentieren und verstehen zu können.

4.5. Schlussfolgerungen

Die in den March-Auen untersuchten Gewässertypen (klassifiziert nach Wintersberger et al. 1995) unterscheiden sich hinsichtlich Artenreichtum und Artzusammensetzung der Schilf- und Wasservögel kaum voneinander. Lediglich Artenreichtum und Artzusammensetzung des infolge der Regulierung künstlich entstandenen Gewässertyps „Ausstand“ weichen deutlich von allen anderen Gewässertypen ab. Dies lässt sich mit der jungen Entstehungsgeschichte dieses Gewässertyps (an der March in den Jahren 1936 bis 1964) und – damit verbunden – mit den nur schwach ausgeprägten Verlandungszonen erklären. Anhand der ehemals zu einem Mäander gehörenden Ausstände Skodateich und Eisenbahnerteich nördlich von Grub, welche als einzige bereits vor 160 Jahren im Zuge des Trassenbaus der Nordbahn vom Fluss abgetrennt wurden, ist nachvollziehbar, in welcher verhältnismäßig kurzen Zeiträumen die Augewässer in ihrer Struktur nichts mehr mit dem ehemaligen Flusslauf gemein haben. So weisen diese Gewässer eine nur mehr geringe Tiefe und insbesondere der Skodateich eine breite Verlandungszone auf. Auch die gewässerbegleitende Gehölzstruktur zeigt keine Ähnlichkeit mehr zur Situation am Fluss (vgl. Lazowski 1985).

Artzusammensetzung und Artenvielfalt werden also weniger durch die Gewässertypen als vielmehr durch einzelne Gewässervariablen erklärt. Insbesondere ein Offenlandcharakter und ein hoher Schilfflächenanteil begünstigen eine hohe Artenvielfalt. Zudem zeigt sich an derartigen Gewässern eine deutlich andere Artzusammensetzung als an komplett oder teilweise in Wald eingebetteten Augewässern. Kann daraus die Schlussfolgerung gezogen werden, dass für die Erhaltung einer hohen Artenvielfalt an Wasser- und Schilfvögeln in den March-Auen die Erhaltung größerer Schilfbestände und die Offenhaltung der umgebenden Flächen durch Bewirtschaftung wie z. B. Mahd notwendig sind? Diese Frage ist vorsichtig zu bejahen. Die Erhaltung größerer Schilfbestände muss allerdings zusätzlich eine gewisse Heterogenität hinsichtlich Alter und Struktur der Bestände gewährleisten, um geeignete Lebensräume für ein breites Artenspektrum zu Verfügung zu stellen (vgl. Zwicker & Grüll 1985, Grüll & Zwicker 1993, Dvorak et al. 1997). Langfristig werden die heute noch vitalen Schilfbestände an den Augewässern „überaltern“ und ein Großteil der letzten vorhandenen Wasserflächen aufgrund der natürlichen Verlandungsprozesse zuwachsen. Infolge der durch die Regulierungsmaßnahmen nicht mehr stattfindenden Neubildung von Augewässern werden die bestehenden Gewässer im Lauf der Zeit strukturell einheitlicher und verlanden. Somit geht ihre Bedeutung als Bruthabitat allmählich verloren (siehe auch Strohmaier et al. 2011). Von den ehemals in den March-Thaya-Auen vorkommenden Schilfvogelarten brüten – mit Ausnahmen des nach der Regulierung verschwundenen Purpurreihers – heute noch alle

Arten im Gebiet, jedoch haben viele davon seit den 1970er Jahren drastisch abgenommen (Zuna-Kratky et al. 2000). Die Offenhaltung von die Gewässer umgebenden Flächen ist aus Artenschutzsicht sehr zu begrüßen, zumal die Weisenbewirtschaftung und besonders die Weideviehhaltung in den March-Thaya-Auen in den vergangenen Jahrzehnten dramatisch zurückgegangen ist (vgl. Kelemen & Oberleitner 1999). So verschwanden infolge des Rückgangs der Überschwemmungswiesen u. a. Uferschnepfe (*Limosa limosa*), Großer Brachvogel (*Numenius arquata*) und Sumpfohreule (*Asio flammeus*) aus dem Gebiet. Die heute seltene Knäken- te, ein Charaktervogel der Augewässer mit angrenzenden Wiesen, war in den 1960er Jahren in den March-Thaya-Auen stellenweise noch häufiger als die Stockente (Zuna-Kratky et al. 2000).

Überlegungen zur Erhaltung bzw. Wiederherstellung einer großen Artenvielfalt an Wasser- und Schilfvögeln einzelner Augewässern sowie die gezielte Förderung einzelner naturschutzrelevanter Arten müssen im Zusammenhang mit einer großräumigen Betrachtung der dynamischen Flusslandschaft der March gesehen werden. Betrachtet für die gesamten March-Auen wird dabei entscheidend sein, dass die ganze Vielfalt unterschiedlich stark ausgeprägter Verlandungsstadien und Strukturen erhalten wird

Danksagung

Wir danken dem Auftraggeber WWF Österreich und dem Bundesministerium für Wissenschaft und Forschung für die Finanzierung dieser Studie. Für die Erteilung der Betreuungsgenehmigung der Naturschutzgebiete danken wir der Abteilung Naturschutz (RU5) der Niederösterreichischen Landesregierung. Der Stiftung Fürst Liechtenstein sowie der Waldgenossenschaft Drösing danken wir für die Erlaubnis, die Erhebungen im Gebiet des Fürstenwaldes bzw. im Drösing Wald durchführen zu können. Weiters danken wir Herrn Mag. Gerhard Neuhauser für seine Auskünfte im Bezug auf das Gebiet im WWF-Auenreservat Marchegg.

Literatur

- Atmar W. & B. D. Patterson (1993):** The measure of order and disorder in the distribution of species in fragmented habitat. *Oecologia* 96: 373–382.
- Atmar W. & B. D. Patterson (1995):** The Nestedness Temperature Calculator: a Visual Basic Program, Including 294 Presence-absence Matrices. AICS Research, Inc., University Park, NM and The Field Museum, Chicago, IL.
- Bauer H.-G., E. Bezzel & W. Fiedler (2005):** Das Kompendium der Vögel Mitteleuropas. Alles über Biologie, Gefährdung und Schutz. Band I: Nonpasseriformes – Nichtsperlingsvögel. Aula-Verlag, Wiebelsheim.
- Bauer H.-G., E. Bezzel & W. Fiedler (2005):** Das Kompendium der Vögel Mitteleuropas. Alles über Biologie, Gefährdung und Schutz. Band II: Passeriformes – Sperlingsvögel. Aula-Verlag, Wiebelsheim.

- Berg H.-M. (1997):** Rote Listen ausgewählter Tiergruppen Niederösterreichs. Vögel (Aves). 1. Fassung 1995. Amt der NÖ Landesregierung, Abteilung Naturschutz, Wien.
- Bibby J., N. D. Burgess & D. A. Hill (1995):** Methoden der Feldornithologie. Bestandserfassung in der Praxis. Neumann Verlag, Radebeul.
- Clarke K.R. (1993):** Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology* 18: 117–143.
- Clarke K. R. & R. N. Gorley (2001):** Primer v5: User Manual/Tutorial. Primer-E, Plymouth.
- Dvorak M. (Hrsg.) (2009):** Important Bird Areas in Österreich – Die wichtigsten Gebiete für den Vogelschutz in Österreich. Verlag Naturhistorisches Museum Wien, Wien.
- Dvorak M., I. Winkler, C. Grabmayer & E. Steiner (1994):** Stillgewässer Österreichs als Brutgebiete für Wasservögel. Monographie des Umweltbundesamtes, Bd. 44, Wien.
- Dvorak M., E. Nemeth, S. Tebbich, M. Rössler & K. Busse (1997):** Verbreitung, Bestand und Habitatwahl schilfbewohnender Vogelarten in der Naturzone des Nationalparks Neusiedler See – Seewinkel. BFB-Bericht 86, Illmitz.
- Eichelmann, U. (1990):** Die Verbreitung von Steilwand-, Kies- und Röhrichtbrütern in den Donauauen östlich von Wien und deren Abhängigkeit von der Hochwasserdynamik. Nationalparkplanung Donau-Auen, Wien. 100 pp.+Anhang.
- Frühauf J. & E. Sabathy (2000):** Untersuchungen an Schilf- und Wasservögeln in der Unteren Lobau. Teil I: Bestände und Habitat. „Beweissicherung Schilfvögel – Untere Lobau“. Im Auftrag der Nationalpark Donau-Auen GmbH. Im Rahmen des LIFE-Projektes „Gewässervernetzung und Lebensraummanagement Donauauen“. Wissenschaftliche Reihe. Heft 23/2006
- Gepp J., N. Baumann, E. P. Kauch & W. Lazowski (1985):** Auen-gewässer als Ökozellen. Grüne Reihe des BMGU, Band 4. Wien.
- Grüll A. & E. Zwicker (1993):** Zur Siedlungsdichte von Schilfvögeln (*Acrocephalus* und *Locustella*) am Neusiedlersee in Abhängigkeit vom Alter der Röhrichtbestände. Beiheft Veröffentlichungen für Naturschutz und Landschaftspflege in Baden-Württemberg 68: 159–171.
- Kelemen J. & I. Oberleitner (Hrsg.) (1999):** Fließende Grenzen. Lebensraum March-Thaya-Auen. Umweltbundesamt, Wien.
- Lazowski W. (1985):** Altwässer in den Auegebieten von March und Thaya mit einer Gegenüberstellung der Donau-Altwässer. In: Gepp J., N. Baumann, E. P. Kauch, & W. Lazowski: Auengewässer als Ökozellen. Grüne Reihe des BMGU, Band 4. Wien:159–222.
- Leisler B., H. W. Ley & H. Winkler (1989):** Habitat, behaviour and morphology of *Acrocephalus* warblers: an integrated analysis. *Ornis Scand.* 20: 181–186
- Rodríguez-Gironé M. A. & L. Santamaría (2006):** A new algorithm to calculate the nestedness temperature of presence-absence matrices. *Journal of Biogeography* 33: 924–935.
- Statsoft, Inc. (2005):** STATISTICA (data analysis software system), version 7.1. www.statsoft.com.
- Storch D. & P. Musil (1999):** Waterbird habitat preferences and their inter-annual changes related to population dynamics. *Vogelwelt* 120: 257–260.
- Strohmaier B. & G. Egger (Red.) (2010):** Prioritäten für den Natur- und Artenschutz in den March-Thaya-Auen. Studie des MARTHA-Forums. Forschungsinstitut WWF Österreich, Wien.
- Strohmaier B., T. Zuna-Kratky & C. H. Schulze (2011):** Untersuchung zu Effekten der Flussregulierung auf die Wasser- und Schilfvogelgemeinschaften der österreichischen March-Auen. Wissenschaftliche Mitteilungen aus dem Niederösterreichischen Landesmuseum 22: 45-62
- Südbeck P., H. Andretzke, S. Fischer, K. Gedeon, T. Schikore, K. Schröder & C. Sudfeldt (Hrsg.) (2005):** Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands. Radolfzell.
- TBW G.m.b.H. (1998):** MARTHA95. Generelles flussbaulich-gewässerökologisches Gesamtkonzept für March und Thaya. Zusammenfassung. Projekt im Auftrag der Wasserstraßendirektion, Wien.
- Wintersberger H., T. Spindler & M. Mann (1995):** Typologie der Nebengewässer. Bericht im Rahmen von Martha95/G, Arbeitspaket 3, Wien.
- Zulka K. P. & W. Lazowski (1999):** Hydrologie. In: Kelemen, J. & I. Oberleitner (Hrsg.), Fließende Grenzen. Lebensraum March-Thaya Auen. Umweltbundesamt, Wien: 24–50.
- Zuna-Kratky T. (1996):** Brutzeitbericht für die March/Thaya-Auen im Jahr 1996. Vorbericht zur Erstellung einer Bilateralen Vogelstudie im Auftrag des Distelvereins. Unpubliziert.
- Zuna-Kratky T. & J. Frühauf (1996):** Brutzeitbericht für die March/Thaya-Auen im Jahr 1995. Ramsar-Gebietsbetreuung für die March/Thaya-Auen im Auftrag des Distelvereins. Unpubliziert.
- Zuna-Kratky, T. & H. P. Kollar (2007):** Vogelaktivität im March-Thaya-Korridor. Ergebnisse einer ganzjährigen Studie zu Auftreten und Verteilung von Vögeln im trilateralen Grenzraum der March-Thaya-Auen und ihres Vorlandes. Studie im Auftrag der Niederösterreichischen Landesregierung, Gruppe Straße und Abteilung RU7 Raumplanung, St. Pölten.
- Zuna-Kratky T., E. Kalivodová, A. Kürthy, D. Horal & P. Horák (2000):** Die Vögel der March-Thaya-Auen im österreichisch-slowakisch-tschechischen Grenzraum. Distelverein, Deutsch-Wagram.
- Zwicker E. & A. Grüll (1985):** Über die jahreszeitliche Verteilung, Brutphänologie und nachbrutzeitlichen Wanderungen bei Schilfvögeln am Neusiedler See. Wissenschaftliche Arbeiten aus dem Burgenland. Forschungsbericht 1981-1984. Landesmuseum Burgenland, Eisenstadt: 413–445.

Anschrift der AutorInnen:

MMag. Bernadette Strohmaier
Dreihackengasse 10
1090 Wien, Österreich
bernadette.strohmaier@gmx.at

Dr. Christian H. Schulze
Department für Tropenökologie und
Biodiversität der Tiere, Universität Wien
Rennweg14
1030 Wien, Österreich
christian.schulze@univie.ac.at

DI Thomas Zuna-Kratky
Lange Gasse 58/20
1080 Wien, Österreich
thomas.zuna-kratky@blackbox.at

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Egretta](#)

Jahr/Year: 2014

Band/Volume: [53](#)

Autor(en)/Author(s): Strohmaier Bernadette, Schulze Christian H., Zuna-Kratky Thomas

Artikel/Article: [Effekte von Gewässerstruktur, Bewaldungsgrad und geografischer Lage auf Wasser- und Schilfvogelgemeinschaften der österreichischen March-Auen. 29-41](#)