



universität
wien

DIPLOMARBEIT

Titel der Diplomarbeit

Strukturvielfalt von Augewässern und Flussregulierungsmassnahmen:
Effekte auf Wasser- und Schilfvogelgemeinschaften der österreichischen
March-Auen

angestrebter akademischer Grad

Magistra der Naturwissenschaften (Mag. rer.nat.)

Verfasserin / Verfasser:	Mag. Bernadette Strohmaier
Matrikel-Nummer:	9947438
Studienrichtung /Studienzweig (lt. Studienblatt):	Diplomstudium Ökologie
Betreuerin / Betreuer:	Dr. Christian H. Schulze

Wien, im Mai 2010

Strukturvielfalt von Augewässern und Flussregulierungsmassnahmen: Effekte auf Wasser- und Schilfvogelgemeinschaften der österreichischen March-Auen

Bernadette Strohmaier

**Diplomandin am Department für Biodiversität der Tiere, Fakultät für Lebenswissenschaften,
Universität Wien, Rennweg 14, A-1030 Wien, Österreich**

Zusammenfassung

Die Auen entlang von March und Thaya weisen einen enormen Reichtum an unterschiedlichen Augewässern auf. Im Rahmen dieser Arbeit wurden Wasser- und Schilfvögel an 42 Augewässern der March-Auen zwischen Hohenau a. d. March und Marchegg-Bahnhof im Zeitraum zwischen März und Juni 2008 erfasst. Insgesamt konnten 21 Brutvogelarten mit insgesamt 1103 Revieren nachgewiesen werden. Bei Betrachtung des Artenreichtums und der Artenzusammensetzung der fünf Gewässertypen (Ausstände (durch Regulierung geschaffen), reliktdäre Altarme im Offenland, reliktdäre Altarme im Wald, Altbetten im Offenland, Altbetten im Wald) unterschied sich lediglich der Gewässertyp „Ausstand“ signifikant von den anderen reliktdären Gewässertypen. Dagegen ließen sich Unterschiede bzw. Ähnlichkeiten in der Artenzusammensetzung gut mit Habitatvariablen erklären. So wiesen Gewässer mit ähnlich großen Wasser- und Schilfflächen, ähnlich hohen Schilfflächenanteilen sowie ähnlich großen Gesamtgewässergrößen ähnliche Artenzusammensetzungen auf. Die Artenzusammensetzungen der Gewässer des Offenlandes, des Waldes sowie des Übergangsbereiches von Offenland und Wald unterschieden sich deutlich voneinander. Artenvielfalt und Artenzusammensetzung änderten sich mit zunehmendem Schilfflächenanteil und zunehmender nördlichen Breite in den March-Auen. Zwischen 1936 und 1964 wurde die March reguliert, was zur Folge hat, dass keine neuen Augewässer mehr entstehen und Bestehende verlanden. Bei Vergleich der aktuellen Daten mit Erhebungen aus den Jahren 1991, 1995 und 1996 konnte eine gerichtete Änderung der Artenzusammensetzung in den March-Auen insgesamt im Untersuchungszeitraum 1991-2008 festgestellt werden. Die Artenvielfalt nahm mit zunehmenden Verlandungsgrad (Prozentanteil Schilffläche an der Gesamtfläche des Gewässers) bis zu einem Schilfflächenanteil von >90 % zu. Danach konnte eine schnelle Abnahme der Artenzahlen festgestellt werden. Auch wenn aktuell noch keine generelle Verschlechterung der Habitatqualität der Augewässer in den March-Auen für Wasser- und Schilfvögel infolge der Regulierung feststellbar ist, müssen in den kommenden Jahren dringend Maßnahmen zur Verbesserung der hydrologischen Dynamik in den March-Thaya-Auen ergriffen werden.

Key words: *Wasservögel, Schilfvögel, Artenreichtum, Artenzusammensetzung, Gewässertyp, Regulierung, Verlandung, March-Thaya-Auen*

Abstract

The floodplains along the rivers March and Thaya are characterized by an enormous diversity of different backwaters. A survey of water and reed birds was conducted at 42 backwaters in the March-floodplains between Hohenau a. d. March und Marchegg-Bahnhof from March to June 2008. A total of 21 breeding species with 1103 territories were observed. Species richness and species composition of five types (Ausstände, relict oxbow lake in open landscape, relict oxbow lake in forest, relict river beds in open landscape, relict river beds in forest) of backwaters only differed significantly between the backwater type "Ausstand" (originated from river regulation measures) and the other relict types. Similarities of species composition were closely related to changes of habitat variables. Backwaters with similar water and reed areas, similar percentages of reed cover and a similar total area (including open water and reed) had a similar species composition. Furthermore, species compositions differed significantly between backwaters embedded in openland, embedded in forest and embedded in a mosaic representing a mixture of both landscape components. Species richness increased with increasing reed cover of backwaters and with increasing latitude. Both variables also affected species composition. Regulation measures of the river March between 1936 and 1964 subsequently prevented the development of new backwaters and caused silting up of existing ones. A comparison of the entire species assemblages of water and reed birds recorded in the March floodplains in the years 1991, 1995, 1996 and 2008, respectively, indicates a continuous change of the total species composition in the period between 1991 and 2008. Species richness increased with increasing rate of silting until the extent of reed cover at individual backwaters reached >90 %. Beyond this threshold a rapid decline of species numbers can be noticed. This study does not report a negative effect of overall degradation of backwater quality for water and reed birds as consequence of river regulation measures. However, our data also clearly indicate that the importance of the March-Thaya-floodplains may seriously decline when no action will be taken to improve the hydrological dynamic of the floodplains in the very near future.

Einleitung

Die March-Thaya-Auen sind eine der bedeutendsten Flusslandschaften Mitteleuropas. Knapp 70 % der Brutvogelarten Österreichs und 55 % der in Österreich hochgradig gefährdeten Brutvogelarten haben in den March-Thaya-Auen ein Brutvorkommen (Strohmaier & Egger 2010). Die Auen entlang von March und Thaya weisen einen enormen Reichtum an unterschiedlichen Augewässern auf. Je nach Standort und Entwicklungsgrad sind artenarme und artenreiche Biozönosen oft in engem Kontakt miteinander ausgebildet. Dieses Spektrum an Augewässertypen ist in dieser kompletten Ausbildung in Österreich nur mehr in den March-Thaya-Auen erhalten, worin der enorm hohe Wert und die ökologische Bedeutung der Augewässer in den Auegebieten von March und Thaya liegen (vgl. Lazowski 1985).

Doch die für das Ökosystem schwerwiegenden Eingriffe der Regulierung der Flüsse March und Thaya und der Abdämmung des Überschwemmungsgebietes bedrohen die Vielfalt der Lebensräume und Lebensgemeinschaften. Durch die Stabilisierung des Flusslaufes wird die hydromorphologische Dynamik unterbunden, was die Neubildung von Augewässern verhindert, während der Prozess der An- und Verlandung überwiegt. Dies führt zum Verlust bestimmter Augewässerausbildungen und langfristig zu einer strukturellen Vereinheitlichung der Gewässer. In diesem Zusammenhang sind auch die Erhebungen der Brutvögel in den March-Auen von Teufelbauer und Zuna-Kratky (2006) zu bewerten, welche darauf hindeuten, dass der Wald sich langsam zu einem geschlossenen und, strukturell gesehen, eher einförmigen Bestand zu entwickeln scheint.

Zahlreiche Wasservögel (z.B. Knäkente und Krickente) haben infolge der Flussregulierung drastische Bestandseinbußen zu verzeichnen oder sind – wie im Fall der Spießente – sogar ausgestorben (vgl. Zuna-Kratky et al. 2000). Für den Natur- und Artenschutz hat deshalb die Wiederherstellung der natürlichen Dynamik der Flüsse March und Thaya oberste Priorität (Lazowski 1985, Kelemen & Oberleitner 1999, Zuna-Kratky et al. 2000, Strohmaier & Egger 2010).

Ziel dieser Studie war es zu untersuchen, inwieweit sich Schilf- und Wasservogelgemeinschaften der Augewässer der March-Auen unterscheiden und welche Habitatparameter für diese Unterschiede verantwortlich sind. Dabei wurden Bewaldungsgrad, Schilf- und Wasserflächengrößen sowie Gesamtgewässergröße berücksichtigt. Da in früheren Untersuchungen im Gebiet der Eindruck erweckt wurde, dass der Vogelartenreichtum der oberen March-Auen höher als in weiter südlich gelegenen

Gebieten zu sein scheint (Zuna-Kratky, pers. Mitteilung), wurde zudem der mögliche Effekt der geografische Lage der Untersuchungsgewässer auf Diversität und Struktur der Wasser- und Schilfvogelartengemeinschaften untersucht.

Ebenso wurde untersucht, inwieweit die – in Anlehnung an die Klassifizierung von Wintersberger et al. (1995) vorgenommene – Typisierung der Augewässer auch eine Unterscheidung hinsichtlich des Artenreichtums und der Artenzusammensetzung zulässt. 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 relikitären Gewässertypen unterscheiden. Im Speziellen ist mit einem niedrigeren Anteil an für spätere Gewässerverlandungsstadien typische Röhrichtbrüter zu rechnen. Auch wird angenommen, dass die unterschiedliche Gestalt und Genese (relikitärer Flusslauf oder relikitärer Mäander) sowie die Einbettung in verschiedene Landschaftsstrukturen (Offenland oder Wald) eine Auswirkung auf die Struktur der Vogeldgemeinschaften mit Gewässerbindung hat. Insbesondere ist zu erwarten, dass Gewässer des Offenlandes, welche sich durch einen höheren Schilfflächenanteil auszeichnen und an Überschwemmungswiesen angrenzen, einen höheren Artenreichtum aufweisen, als Gewässer des geschlossenen Auwaldes. Dafür maßgeblich könnte nicht nur die Gruppe der Schilfvögel sein, sondern auch bestimmte Entenvögel wie etwa Knäkente und Löffelente – Charakterarten der angrenzenden Überschwemmungswiesen – und Limikolen. Letztere Arten nutzen möglicherweise nicht nur angrenzende Überschwemmungswiesen, sondern den gesamten Gewässerkomplex inklusive der benachbarten Augewässer. Dabei ist relevant, ob verschiedene Gewässertypen sich durch distinkte Artengemeinschaften auszeichnen oder ob artenärmere Gewässer nur „ausgedünnte“ Artengemeinschaften diverserer Gewässer beherbergen. Dies würde dazu führen, dass die Artenspektren artenarmer Gewässer nur Teilmengen artenreicherer Gewässer darstellen.

Basierend auf Vergleichen der Wasser- und Schilfvogelbestände der Jahren 1991 (Dvorak et al. o. J.), 1995 (Zuna-Kratky & Frühauf 1996), 1996 (Zuna-Kratky 1996) und 2008 (diese Studie) wird zudem untersucht, ob die Folgen der Flussregulierung sich bereits in einer Änderung der Struktur von Wasser- und Schilfvogelgemeinschaften der Augewässern in den March-Auen bemerkbar machen. Insbesondere wird erwartet, dass im Zeitraum zwischen 1991 und 2008 der Anteil der Schilfflächen an den Augewässern zunahm und die Gewässer aufgrund ihrer zunehmenden Verlandung früher austrocknen. Dadurch könnte es zu einer Verschiebung der Bedeutung der beiden Gruppen Schilfvögel und Wasservögel zugunsten der Schilfvögel kommen. Erreicht die Verlandung von Augewässern ein Stadium, in dem

offene Wasserflächen gänzlich verloren gehen, ist mit einem Verschwinden derjenigen Arten zu rechnen, welche auf solche offenen Wasserbereiche angewiesen sind. Damit könnte es, überschreitet der Schilfflächenanteil von Gewässern einen bestimmten Schwellenwert, zu einem Rückgang des Artenreichtums kommen.

Methodik

Untersuchungsgebiet

Die March-Thaya-Auen erstrecken sich auf einer Länge von 80 km entlang der Grenze zwischen Österreich, Tschechien und der Slowakei. Das Gebiet unterliegt sowohl dem kontinentalen als auch dem pannonischen Klimaeinfluss und gehört zu den trockensten und wärmsten Landschaften Österreichs (vgl. Bobek et al. 1971). Mit knapp 580 Hektar Au- und Nebengewässer beherbergen die March-Thaya-Auen nach den Donau-Auen den mit Abstand größten Augewässeranteil in Österreich (Zuna-Kratky et al., 2000, Gepp et al., 1985).

Charakteristisch für die Tieflandflüsse March und Thaya sind die Frühjahrshochwässer im März und im April. Im Unterlauf kommt es durch den Einfluss der Donau zusätzlich zu sommerlichen Rückstauhochwässern. Nach Abschluss der Regulierung (March: von 1936 bis 1964; Thaya: von 1979 bis 1987) weist das Überschwemmungsgebiet zwischen den Dämmen auf österreichischer und tschechischer bzw. slowakischer Seite nur noch eine Breite von maximal 1,6-3 km auf (Zulka & Lazowski 1999, TBW G.M.B.H. 1998). Während der österreichische und tschechische Teil des eingedämmten Überschwemmungsgebietes überwiegend von Auwald bedeckt ist, dominieren auf slowakischer Seite Wiesen- und Röhrichtflächen. Die Flächen landseitig der Hochwasserschutzdämme werden zum überwiegenden Teil ackerbaulich genutzt.

Eine Vielzahl von Augewässern durchzieht den Auwald, die durch „Mäandersprünge“, Verlagerungen des Flusslaufes, sowie durch Sedimentationsprozesse entstanden, wodurch sich Flussschlingen und Flussarme vom Hauptstrom abtrennten. Andere Augewässer wiederum – die Ausstände – entstanden im Zuge der Regulierung, als an March und Thaya insgesamt 35 Mäanderschlingen vom Fluss abgetrennt wurden (Zulka & Lazowski 1999, TBW G.M.B.H. 1998).

Das Gebiet ist als Natura 2000-Schutzgebiet nach FFH- und VS-Richtlinie ausgewiesen und stellt das aktuell weltweit einzige ausgewiesene trilaterale Ramsar-Gebiet dar. Die

„March/Thaya-Auen“ sind als *Important Bird Area* eingestuft und hinsichtlich der Zahl gefährdeter Vogelarten, für die das Gebiet nationale Bedeutung hat, an erster Stelle in Österreich gereiht (Dvorak 2009).

Hydrologische Verhältnisse im Untersuchungszeitraum 2008

In den Monaten April und Mai 2008 waren die Wasserstände in den Augewässer durchwegs hoch, auch wenn das zu dieser Zeit übliche Hochwasser ausblieb. Lediglich im letzten Mai-Drittel standen auch tiefer gelegene Bereiche der Au unter Wasser (Pegelhöchststand Hohenau a.d. March am 22. 05.: 392 m ü.A., Pegelhöchststand Marchegg am 23. 05.: 377 m ü.A.). Trotz bis zu 225 % der Niederschlagsnormalmenge im Juni, fielen in diesem Monat bereits – wohl aufgrund der überdurchschnittlich hohen Temperaturen von bis 2,5 °C über dem Junimittel – viele Gewässer trocken bzw. führten nur mehr wenig Wasser (Daten: ZAMG, via donau). Für Wasservogelbruten waren die Bedingungen somit zu Beginn der Brutsaison als sehr vorteilhaft zu betrachten, für spätere Bruten bzw. Nachgelege dürften die Verhältnisse im Jahr 2008 jedoch eher ungünstig gewesen sein.

Untersuchungsflächen

Die im Rahmen dieser Arbeit untersuchten Augewässer liegen ausschließlich im österreichischen Teil der March-Auen zwischen Hohenau a.d. March im Norden und Marchegg-Bahnhof im Süden (Abbildung. 1). 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 (Tabelle 1).

Tabelle 1. Typisierung der untersuchten Augewässer.

Nr.	Gewässertyp	Gewässer	Anzahl
1	Große, flussnahe Altarme (Ausstände) ; im Zuge der Regulierung abgetrennt); häufig mit Hauptfluss kommunizierend . Ausgeprägte Prall- und Gleituferstruktur, Eine Röhrlichtzone ist – wenn überhaupt – nur sehr gering ausgebildet.	Ausstand IV - Palfy-Schlinge Ausstand VI - Baumgartner Schlinge Ausstand XIII - Hufeisen Ausstand XIV - Altau Ausstand XV - Boretsch Ausstand XVIa - Riesing Eisenbahnerteich Hufeisenteich Schwefelteich Skodateich Waldteich	11
2	Permanent abgetrennte, reliktäre Altarme (überwiegend) im Offenland .	Auhagen (O Kellerberg) Großer Beitsee Großer Engelbrecht	10

	Die Gewässer sind meist großflächig von Röhrichten umgeben. Ein hoher Flachwasseranteil bedingt eine reich gegliederte Sumpfpflanzenflora.	Hechtensee Kleiner Breitensee Moravka, beim ungarischen See Pressenmarch (bei Dunawiesen) Röhringsee Vogelsee Zistersdorfer Pommer (Saurunse)	
3	Permanent abgetrennte, reliktäre Altarme (überwiegend) im Wald . Aufgrund der Beschattung eine teilweise gering ausgebildete Röhrichtzone. Hoher autochthoner Eintrag von organischem Material und in Folge Faulschlammabbildung.	Alte March - Baumgarten Flachensee (Kleiner Beitsee) Kienwolf (Altbett S & SW Saurunsen) Krummer See Morawka, Hohenau Pizzawiese Schleimlacke	7
4	Altbetten (überwiegend) im Offenland . Hoher Verlandungsgrad: Häufig nehmen die Großröhrichtzonen und Seggenriede sehr große Flächen ein.	Altbett Sandfeld (NW Gasstation Baumgarten) Großer See Pommersee S Schrankenallee Schiffahrt (Bäckinsee) Schwarzawa - Große Wiesen - N Schwarzawa - Große Wiesen - S Spielmaß	7
5	Altbetten (überwiegend) im Wald Starke Beschattung und gering ausgebildete Röhrichtzone. Hoher autochthoner Eintrag von organischem Material und in Folge Faulschlammabbildung.	Altsee Gaßsee Großer Schlammsee Hechtensee - Altbett Kleiner Engelbrecht außen Pommersee (N - bis Brücke/Fuchsenallee) Schwarzawa	7

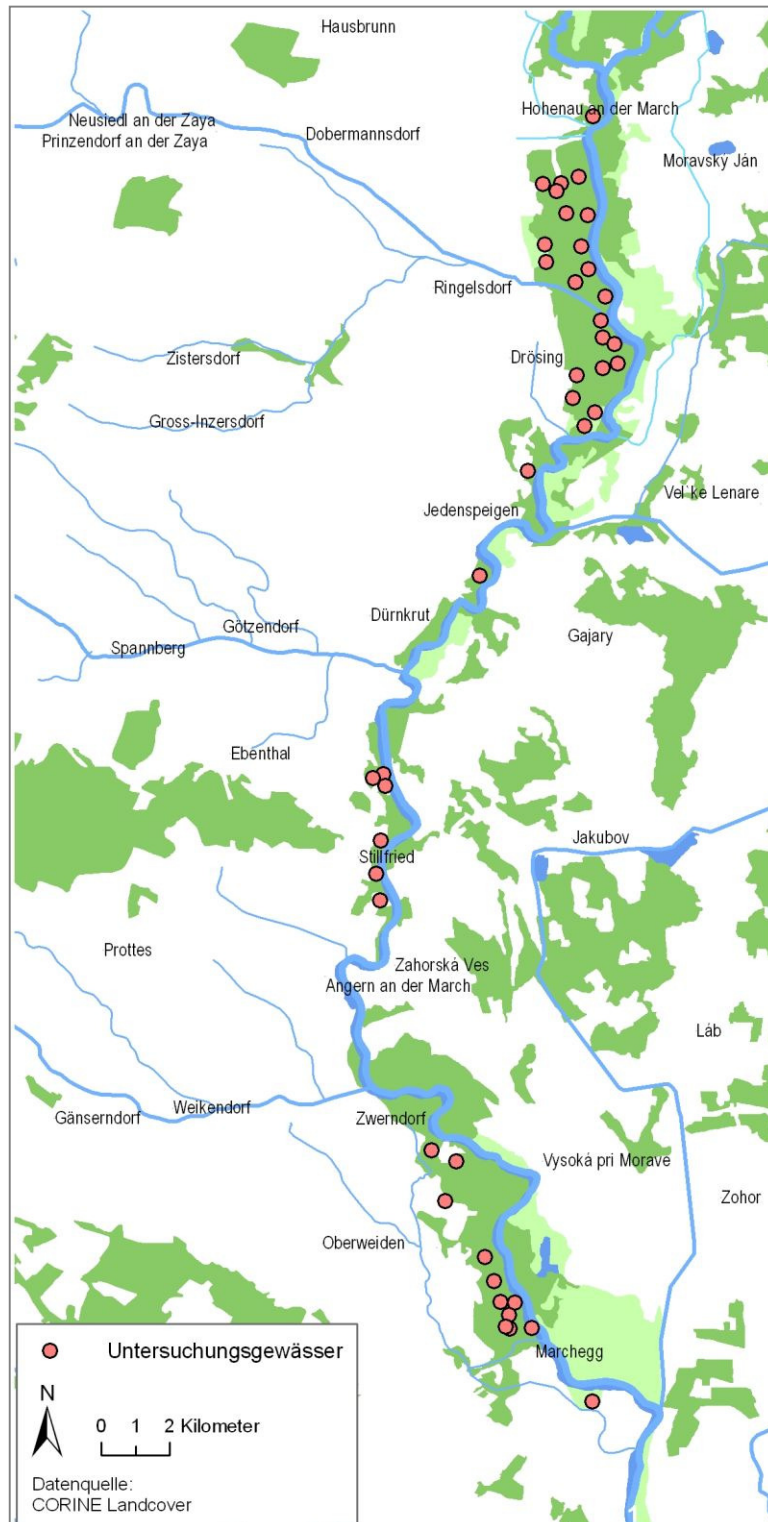


Abbildung 1. Untersuchungsflächen in den österreichischen March-Auen.

Vogelerfassung

Erfasst wurden ausschließlich Vogelarten mit einer engen Gewässerbindung. Dabei wurde unterschieden zwischen „Wasservögeln“ (alle Vertreter der Lappentaucher und Entenvögel

sowie Blässhuhn und Teichhuhn) und „Schilfvögeln“ (Zwergrohrdommel, Wasserralle, Rohrweihe, Rohrsänger, Rohrschwirl). Diese Unterteilung wurde gewählt, da angenommen wird, dass ein hoher Anteil an „Schilfvögeln“ als Hinweis auf eine stark fortgeschrittene Verlandung von der Gewässer der March-Auen interpretiert werden kann. Die beiden Limikolenarten Kiebitz und Flussregenpfeifer wurden zwar aufgrund ihrer Gewässerbindung bei den Kartierungen berücksichtigt, wurden 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 abgegangen wurde. Als Erfassungsmethode wurde die rationalisierte Revierkartierung nach Bibby et al. (1995) gewählt. Dabei werden die Gewässer je dreimal begangen, wobei die visuelle oder akustische Erfassung eines revieranzeigenden Vogels in einem der Durchgänge als Territorium gewertet werden kann (für Details siehe Abschnitt Auswertung und Analyse). 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 mithilfe von Klangattrappen durchgeführt. Sämtliche Nachweise wurden auf einem Orthofoto im Maßstab von ca. 1:2.000 eingezeichnet.

Die erste Begehung erfolgte ganztägig von Sonnenaufgang bis Sonnenuntergang, die zweite und dritte Begehung der Gewässer von Sonnenaufgang bis etwa 10:00 Uhr vormittags und ab etwa 15:00 bis Sonnenuntergang. Bei großer Hitze wurde die Begehung am Nachmittag später begonnen. Weiters wurde darauf geachtet, dass die Kartierung der einzelnen Gewässer zu verschiedenen Tageszeiten stattfand.

Die Zuordnung der Registrierungen zu Revieren erfolgte mithilfe der Methodenstandards von Südbeck et al. (2005), welche – entsprechend der standörtlichen Gegebenheiten an der March – angepasst wurden (Tab. 2).

Tabelle 2. Erfassungsmethoden, abgeändert nach Südbeck et al. (2005).

Zwergtaucher *Tachybaptus ruficollis*

Bereits eine einzige Registrierung eines Individuums oder Paares genügt, um ein Revier auszuweisen.

Zwergrohrdommel *Ixobrychus minutus*

Bereits eine einzige Registrierung genügt, um ein Revier auszuweisen.

Höckerschwan *Cygnus olor*

Ein Revier wird ausgewiesen, wenn eine Beobachtung eines Paares und/oder eines revieranzeigenden ♂ und/oder brutverdächtigen (warnenden) ♀ bei zwei der drei Begehungen erfolgt, sowie wenn ein Nest oder eine Junge führende Familie angetroffen wird.

Graugans *Anser anser*

Es werden alle Paare, wachende und warnende ♂, sowie Junge führende Vögel gezählt, um eine Maximalanzahl an Revieren zu ermitteln. Dies hat insbesondere den Grund, dass gerade bei Gänsen der Nichtbrüteranteil sehr hoch sein kann (> 50 % laut Südbeck et al. 2005). Die spezielle Situation an den Augewässern der March kann jedoch dazu führen, dass bei erneuten Überschwemmungen in der Brutzeit Paare „nachträglich“ zu brüten beginnen (Zuna-Kratky T., mündl. Mitt.).

Schnatterente *Anas strepera*, **Knäkenente** *Anas querquedula**, **Löffelente** *Anas clypeata**, **Tafelente** *Aythya ferina*

Ein Revier wird ausgewiesen, wenn eine Beobachtung eines Paares und/oder eines revieranzeigenden ♂ und/oder brutverdächtigen (warnenden) ♀ bei einer der drei Begehungen erfolgt, sowie wenn ein Junge führendes ♀ angetroffen wird.

* Fällt die einzige Beobachtung in die Zugzeit (1. Begehung) und wird keine Balz oder Kopula beobachtet, wird kein Revier ausgewiesen.

Krickente *Anas crecca*

Ein Revier wird ausgewiesen, wenn eine Beobachtung eines Paares und/oder eines revieranzeigenden ♂ und/oder brutverdächtigen (warnenden) ♀ bei zwei der drei Begehungen (da die 1. Begehung in die Zugzeit fällt) erfolgt, sowie wenn ein Junge führendes ♀ angetroffen wird.

Stockente *Anas platyrhynchos*

Aufgrund der stellenweise gehäuftten Ansammlungen von Paaren im 1. sowie im 3. Durchgang (Beginn der Mauserzeit), wird hier gesondert vorgegangen. Es wird jedes Paar sowie wachende ♂, brutverdächtige (warnende) ♀ sowie Junge führende ♀ des 1. und 2. Durchgangs als revieranzeigend bewertet und gezählt. Im 3. Durchgang werden ausschließlich nur mehr Junge führende ♀ für eine Revierausweisung herangezogen, da aufgrund der Truppbildungen der Enten dahingehend keine Aussagen mehr getroffen werden können. Es wird die Maximalzahl an Revieren eines Gewässers ermittelt, indem die Maximalzahl der festgestellten Reviere zu einem Begehungstermin herangezogen wird (in den allermeisten Fällen der 1. Begehungstermin). In Südbeck et al. (2005) wird dies insbesondere für größere Gewässer vorgeschlagen.

Rohrweihe *Circus aeruginosus*

Ein Revier wird ausgewiesen, wenn eine Beobachtung eines balzenden Paares und/oder der Beuteübergabe und/oder des Nestbaus bei einer der drei Begehungen erfolgt, sowie wenn ein fütterndes ♀ oder ♂ bzw. Beuteübergabe des ♂ an das brütende oder fütternde ♀ beobachtet werden kann. Der direkte Nachweis von flüggen Jungvögeln kann aufgrund der Phänologie innerhalb des Erhebungszeitraums nicht erbracht werden.

Wasserralle *Rallus aquaticus*

Bereits eine einzige Registrierung genügt, um ein Revier auszuweisen. Es wurde nicht mit Klangattrappen gearbeitet.

Teichhuhn *Gallinula chloropus*

Aufgrund der heimlichen Lebensweise dieser Art in den March-Thaya-Auen wird jede optische sowie akustische Registrierung eines Individuums, Paares oder Junge führenden Vogels während einer der drei Begehungen als revieranzeigend gewertet.

Blässhuhn *Fulica atra*

Bereits eine Beobachtung oder ein akustischer Nachweis eines Individuums kann eine Revierausweisung rechtfertigen, ausgenommen die 1. Begehung. Hier werden nur Paare und Nester gewertet. Nachweise von Individuen, Paaren und Junge führenden Vögeln während des 2. und 3. Begehungstermins werden als revieranzeigend gewertet.

Kiebitz *Vanellus vanellus*, **Flussregenpfeifer** *Charadrius dubius*

Ein Revier wird ausgewiesen, wenn eine Beobachtung eines Paares und/oder balzenden ♂ und/oder warnenden Paares bei einer der drei Begehungen erfolgt, sowie wenn brütende oder Junge führende Altvögel angetroffen werden.

Schilfrohrsänger *Acrocephalus schoenobaenus*, **Sumpfrohrsänger** *Acrocephalus palustris*, **Teichrohrsänger** *Acrocephalus scirpaceus*, **Drosselrohrsänger** *Acrocephalus arundinaceus*, **Rohrschwirl** *Locustella luscinioides*, **Rohrhammer** *Emberiza schoeniclus*

Ein Nachweis (akustisch oder Futtertragendes ♀ oder ♂ oder Junge) genügt, um ein Revier auszuweisen. Es wurden Papierreviere erstellt.

Der Gefährdungsstatus der bei dieser Studie berücksichtigten Vogelarten wurde der Roten Liste der Vögel Niederösterreichs entnommen (Berg 1997).

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 Flächenanteile 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/Wald und 3 - überwiegend Wald) unterteilt. Die Berechnung der Flächenanteile konnte aufgrund der sehr komplexen und ineinander übergreifenden Strukturvielfalt im Falle des Gewässers „Kleiner Breitensee“ nicht angewendet werden, da eine Luftbildanalyse keine klare Trennung der Strukturen zuließ. Infolgedessen konnte bei Analysen mit Habitatvariablen dieses Gewässer nicht berücksichtigt werden.

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 den Einfluss der Gewässergröße zu berücksichtigen, 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 wurde 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 Artniveau 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 einzelnen Untersuchungsgewässern und verschiedenen Untersuchungsjahren 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 5 Reviere der bei dieser Studie erfassten Brutvogelarten aufwiesen. Für einen generellen Vergleich der Artenzusammensetzung über den Zeitraum 1991-2008 wurden alle in diesem Zeitraum erfassten Wasservogel- und Schilfvogelarten an allen untersuchten Gewässern berücksichtigt. Für den Vergleich der Artenzusammensetzung einzelner Gewässer zwischen verschiedener Untersuchungsjahre wurden nur solche Gewässer herangezogen, an denen in mindestens 3 Jahren eine Erhebung der Brutvögel stattfand und eine Anzahl von jeweils mindestens 5 Revieren erreicht wurde. 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 und Untersuchungsjahren 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 Gesamtgewässerfläche/Gesamtgewässerumfang korreliert. Anschließend wurde eine Bonferroni-Korrektur durchgeführt.

Zusätzliche wurden die Artengemeinschaften der Wasservögel und Röhrichtbrüter mit dem Programm BINMATNEST unter Verwendung der empfohlenen Standardeinstellungen auf *Nestedness* getestet (vgl. 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.

Um zu untersuchen, ob die Artenvielfalt an Gewässern in Abhängigkeit vom Verlandungsstadium ein Maximum erreicht bzw. ob es bei Überschreitung eines kritischen Schwellenwertes zu einem Rückgang der Artenzahlen kommt, wurde eine Nichtlineare Regression mit Strukturbruch (unter Verwendung kleinster Quadrate) berechnet. Der Schilfflächenanteil an der Gesamtgewässergröße wurde als Maß für den Verlandungsgrad der Gewässer herangezogen,

Ergebnisse

Insgesamt konnten im Jahr 2008 im Untersuchungsgebiet 21 Brutvogelarten mit insgesamt 1.103 Revieren der Gruppen Wasser-, Schilfvögel und Limikolen nachgewiesen werden (Appendix). Die im Gebiet häufigsten Wasservogelarten waren Stockente mit 274 Revieren (25 % aller im Gebiet festgestellten Reviere) und das Blässhuhn mit 103 Revieren (9 %). Die häufigsten Schilfvogelarten waren der Schilfrohrsänger mit 199 Revieren (18 %) und die Rohrammer mit 76 Revieren (7 %). Die beiden Limikolenarten Kiebitz und Flussregenpfeifer waren mit 9 bzw. 1 Revier vertreten. Die an den Gewässern festgestellte Artenzahl variiert zwischen 0 und 17 Arten (Tab. 3). Im Mittel ($\pm$ Std.abw.) konnten 6,4 ($\pm$ 4,6) Arten pro Gewässer nachgewiesen werden.

Tabelle 3. Übersicht über die Anzahl der Arten und Reviere der Brutvögel an den untersuchten Augewässern der March-Auen im Jahr 2008. WV = Wasservögel, L = Limikolen, SV = Schilfvögel.

Gewässer Nr.	Gewässer	WV-Arten	WV-Reviere	L-Arten	L-Reviere	SV-Arten	SV-Reviere	Arten gesamt
43	Altbett Sandfeld (NW Gasstation Baumgarten)	0	0	1	3	1	3	2
12	Alte March - Baumgarten	2	6	0	0	2	4	4
29	Altsee	5	20	0	0	3	6	8
27	Auhagen (O Kellerberg)	1	3	0	0	0	0	1
6	Ausstand IV - Palffy-Schlinge	3	13	0	0	1	2	4
5	Ausstand VI - Baumgartner Schlinge	2	32	0	0	2	4	4
4	Ausstand XIII - Hufeisen	1	10	0	0	1	1	2
3	Ausstand XIV - Alttau	2	5	0	0	1	1	3
2	Ausstand XV - Boretsch	3	21	0	0	0	0	3
1	Ausstand XVIa - Riesing	4	22	0	0	0	0	4

22	Eisenbahnerteich	2	5	0	0	0	0	2
17	Flachensee (Kleiner Beitsee)	0	0	0	0	1	3	1
40	Gaßsee	2	10	0	0	0	0	2
10	Großer Beitsee	10	51	0	0	6	22	16
11	Großer Engelbrecht	7	45	0	0	7	51	14
33	Großer Schlammsee	5	10	0	0	0	0	5
28	Großer See	8	11	0	0	3	12	11
47	Hechtensee	2	9	0	0	6	17	8
48	Hechtensee - Altbett	2	10	0	0	4	16	6
24	Hufeisenteich	0	0	0	0	0	0	0
19	Kienwolf (Altbett S & SW Saurunsen)	5	20	0	0	5	22	10
13	Kleiner Breitensee	4	12	2	5	5	6	11
42	Kleiner Engelbrecht außen	1	1	0	0	0	0	1
16	Krummer See	1	1	0	0	1	1	2
8	Moravka, beim ungarischen See	5	11	0	0	3	15	8
18	Morawka, Hohenau	4	7	0	0	4	9	8
20	Pizzawiese	2	2	0	0	6	28	8
31	Pommersee (N bis Brücke/Fuchsenallee)	4	14	0	0	4	10	8
36	Pommersee S Schrankenallee	3	9	0	0	4	11	7
7	Pressenmarch (bei Dunawiesen)	3	6	0	0	5	21	8
39	Röhringsee	9	60	1	2	7	31	17
38	Schiffahrt (Bäckinsee)	5	24	0	0	5	24	10
15	Schleimlacke	0	0	0	0	0	0	0
30	Schwarzawa	7	33	0	0	5	18	12
34	Schwarzawa - Große Wiesen – N	7	34	0	0	7	69	14
35	Schwarzawa - Große Wiesen – S	7	31	0	0	6	46	13
26	Schwefelteich	2	7	0	0	0	0	2
23	Skodateich	5	11	0	0	3	4	8
46	Spielmaß	1	8	0	0	4	13	5
49	Vogelsee	0	0	0	0	4	5	4
25	Waldteich	1	8	0	0	0	0	1
9	Zistersdorfer Pommer (Saurunse)	7	26	0	0	3	13	10

Unterschiede der Habitatvariablen zwischen Gewässertypen

Die Gesamtgewässergrößen unterscheiden sich zwischen den fünf Gewässertypen (Klassifizierung in Anlehnung an Wintersberger et al. 1995) 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 Scheffè-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 ($p = 0,014$) 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).

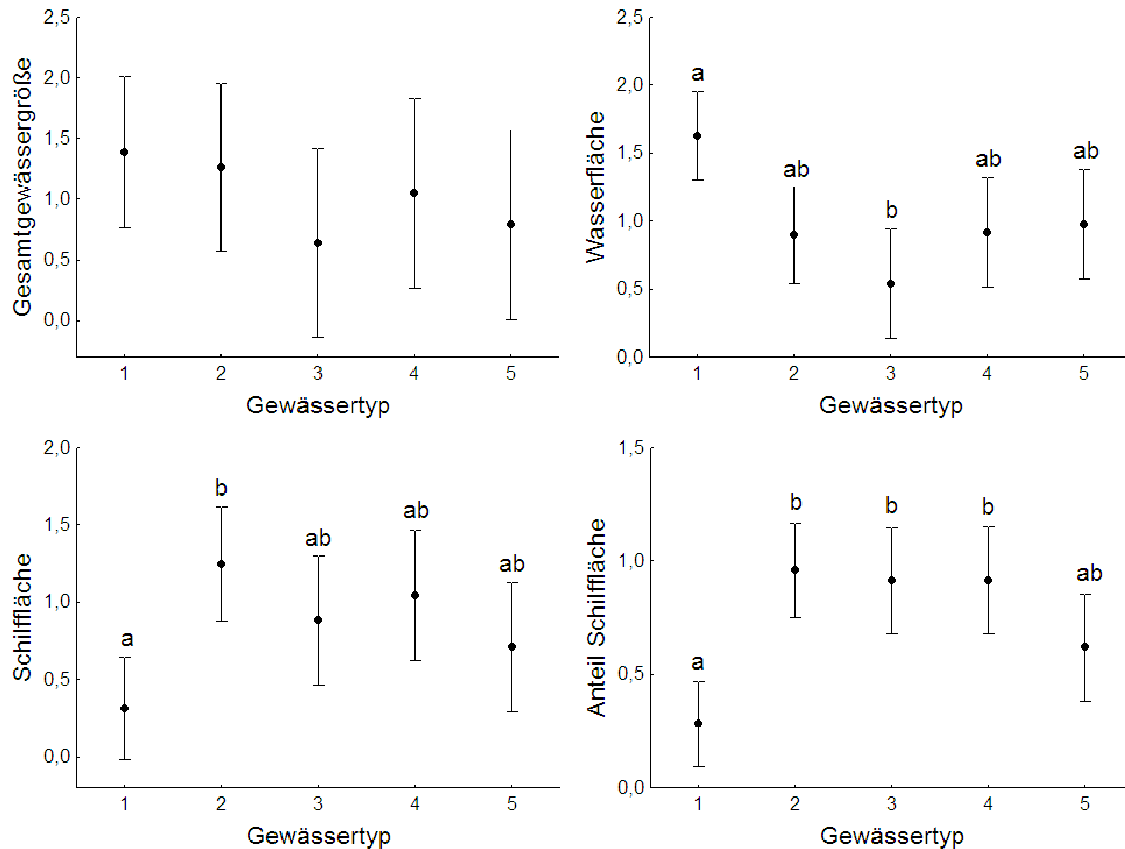


Abbildung 2. Mittelwerte ($\pm$ 95% Konfidenzintervall) der Habitatvariablen Gesamtgewässergröße (log-transformiert), Wasserfläche (log-transformiert), Schilffläche (log-transformiert) und Schilfflächenanteil (arcsin $\sqrt{x}$ -transformiert) der 5 Gewässertypen (siehe Tabelle 1). Unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede (Scheffé-Test).

Artenvielfalt der Gewässer und Effekte von Gewässervariablen

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 (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).

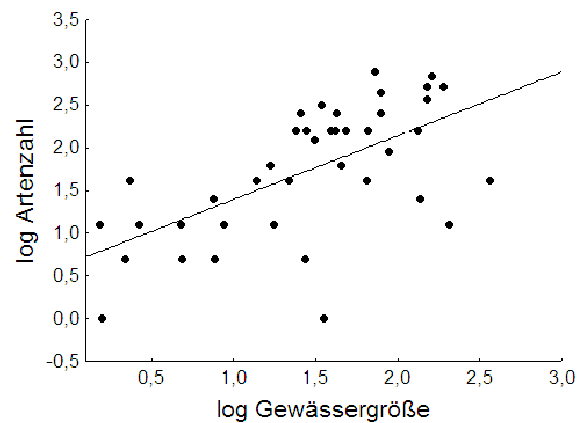


Abbildung 3. Anzahl der nachgewiesenen Brutvogelarten je Gewässer in Abhängigkeit von der Gewässergröße.

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).

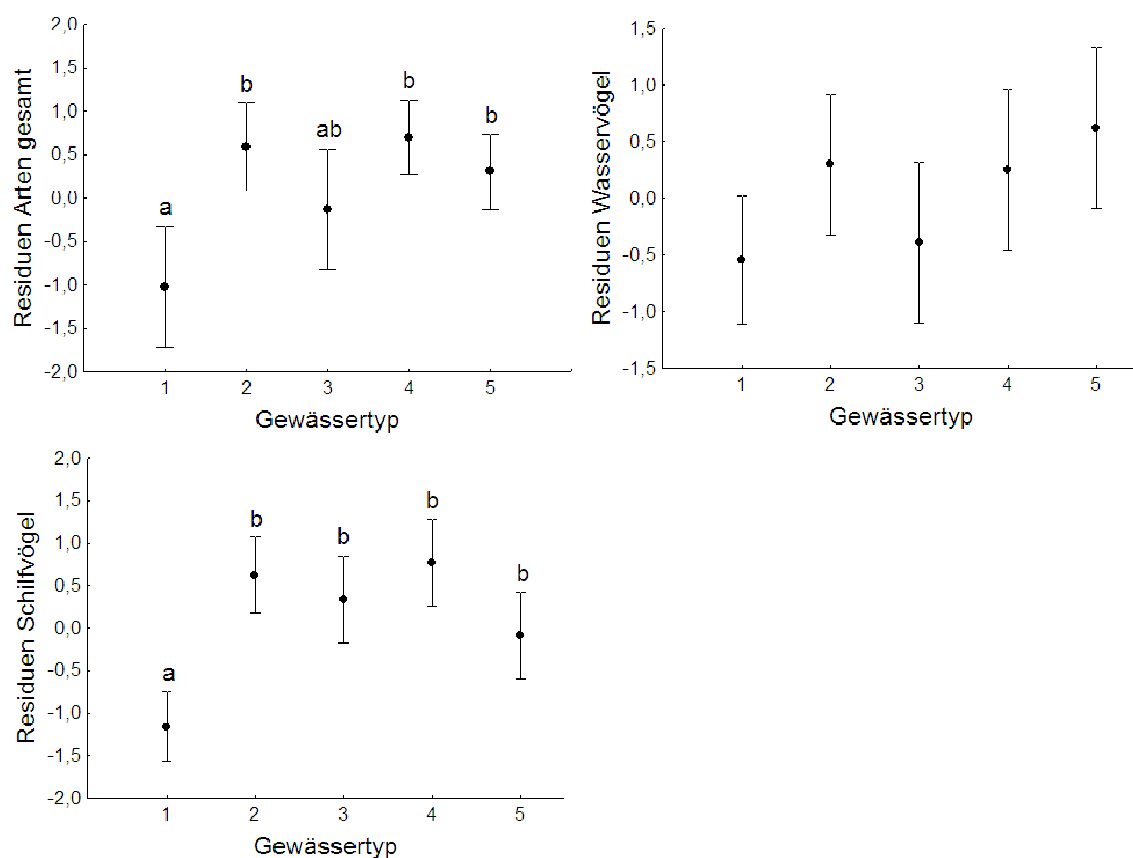


Abbildung 4. Mittelwerte der standardisierten Residuenwerte des Artenreichtums (korrigiert für Flächengröße) ($\pm$ 95% Konfidenzintervall) pro Gewässer für die 5 untersuchten Gewässertypen. Unterschiedliche Buchstaben zeigen signifikante Unterschiede an (Scheffé-Test).

Die Ergebnisse von ALMs zur Analyse der Effekte der Gewässervariablen 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 Tabelle 4 dargestellt. Die Gesamtartenzahl nahm mit zunehmendem Breitengrad und mit zunehmendem Schilfflächenanteil zu. Hingegen hatte auf Wasservogel nur der Breitengrad einen Effekt, wobei die Artenzahl an Gewässern im Untersuchungsgebiet von Süden nach Norden zunahm. 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.

Tabelle 4. Ergebnisse der ALMs zur Analyse der Effekte unterschiedlicher Habitatvariablen auf die Residuenwerte (Artenzahlen korrigiert für Gewässergröße) der Gesamtartenzahl, der Anzahl der Wasservogel- und Schilfvogelarten, sowie der Anzahl an Arten der Niederösterreichischen Rote Liste. Signifikante Effekte sind fettgedruckt. Positive bzw. negative Effekte sind mit einem (+) bzw. (-) gekennzeichnet. Im Falle der Bewaldung bedeutet ein negativer Zusammenhang eine Abnahme der Arten mit zunehmendem Bewaldungsgrad.

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

Eine Zunahme der Artenzahl im Untersuchungsgebiet von Süden nach Norden ist auch durch eine univariate Analyse belegbar ($r = 0,39, p = 0,011$). Bei Auftrennung der Arten nach Schilf- und Wasservogel wird jedoch deutlich, dass dieser Effekt nicht für die Gruppe der Schilfvögel zutrifft ($r = 0,17, p = 0,277$), umso deutlicher jedoch für die Gruppe der Wasservögel ($r = 0,55, p < 0,001$; vgl. Abb. 5).

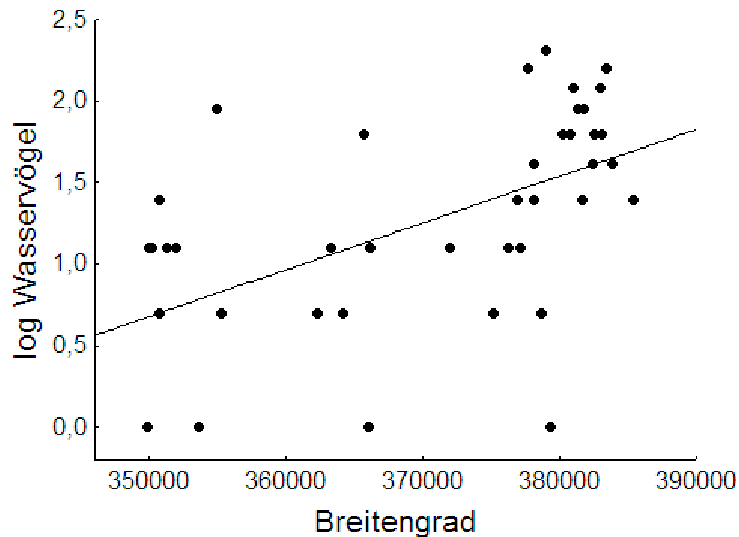


Abbildung 5. Anzahl der pro Gewässer nachgewiesenen Wasservogelarten in Abhängigkeit von der geografischen Lage (Breitengrad) der Gewässer.

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, Kleiner Breitensee, 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. 6). Ein signifikanter Effekt des Gewässertyps auf die Bray-Curtis-Ähnlichkeiten bestätigte sich auch durch eine einfaktorielle 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. 5).

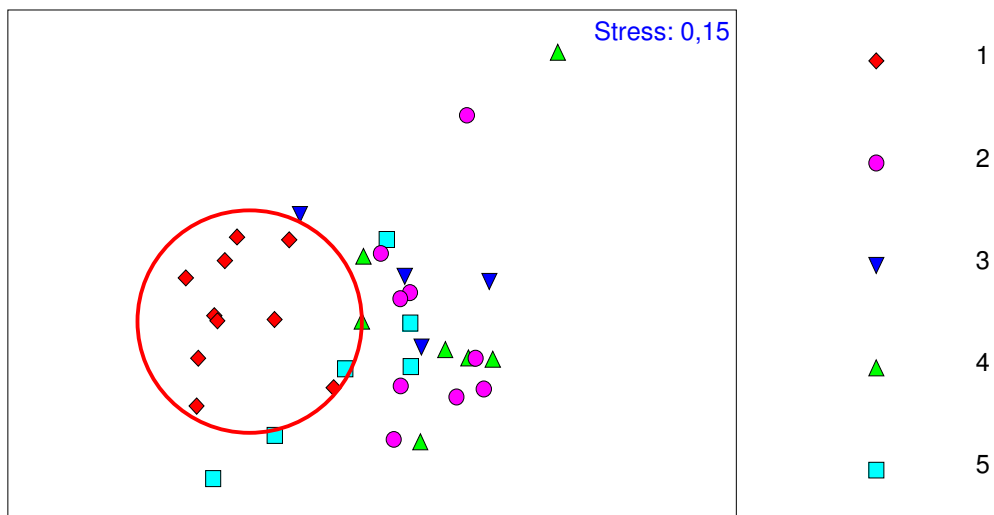


Abbildung 6. Ähnlichkeitsbeziehungen zwischen Vogelgemeinschaften unterschiedlicher Augewässer dargestellt in einem NMDS-Ordinationsdiagramm (basierend auf Bray-Curtis-Ähnlichkeiten). Die fünf unterschiedlichen Gewässertypen (Kodierung siehe Tab. 1) sind durch verschiedene Symbole gekennzeichnet.

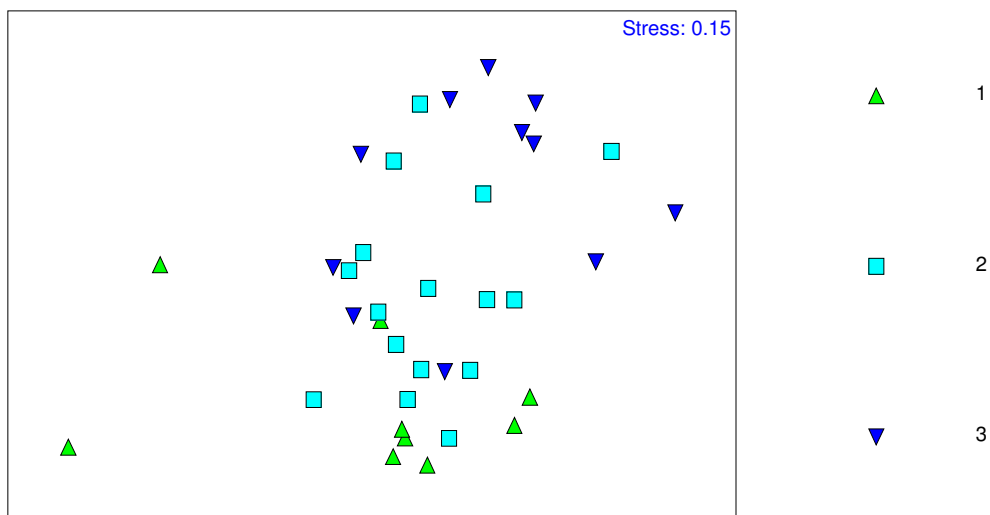


Abbildung 7. Ähnlichkeitsbeziehungen zwischen Vogelgemeinschaften unterschiedlicher Augewässer dargestellt in einem NMDS-Ordinationsdiagramm (basierend auf Bray-Curtis-Ähnlichkeiten). Die drei unterschiedlichen Bewaldungskategorien (1 – Offenland, 2 – Offenland/Wald, 3 – Wald) sind durch verschiedene Symbole gekennzeichnet.

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. 5). Dies ist auch anhand des NMDS-Ordinationsdiagramm zu erkennen (Abb. 7).

Tabelle 5. Paarweiser Vergleich (ANOSIM) der (Bray-Curtis-)Ähnlichkeiten von Vogelgemeinschaften von Augewässern unterschiedlichen Gewässertyps (vgl. Tab. 1) sowie unterschiedlicher Bewaldungskategorien. Signifikante Unterschiede sind fettgedruckt.

Paarweise Vergleiche	<i>R</i>	<i>p</i>
Gewässertypen		
1, 2	0,71	0,001
3, 1	0,67	0,002
3, 2	0,02	0,411
3, 5	-0,08	0,676
4, 1	0,63	0,002
4, 2	-0,10	0,940
4, 3	-0,11	0,703
4, 5	-0,04	0,637
5, 1	0,42	0,002
5, 2	0,05	0,243
Bewaldungskategorien		
1, 2	0,17	0,040
1, 3	0,46	0,001
3, 2	0,19	0,010

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. 8). 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, wobei sich südlicher im Untersuchungsgebiet gelegene Gewässer durch kleinere Dimension 2-Werte auszeichnen ($r_s = -0,60$, $p < 0.001$) sowie zwischen der Dimension 2 und dem Breitengrad der Gewässer ($r_{\text{part}} = -0,49$, $p = 0.007$) (Abb. 8).

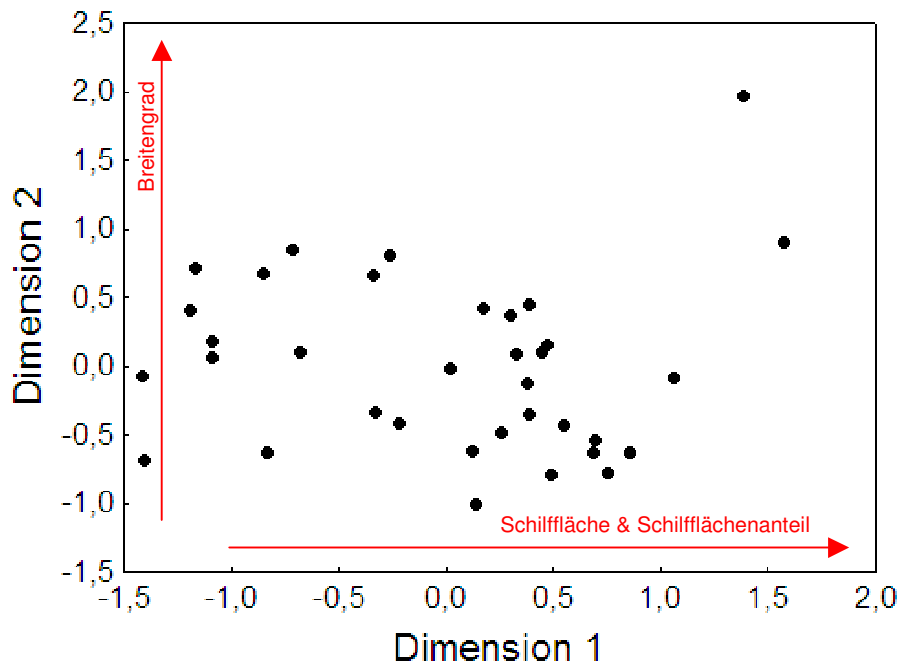


Abbildung 8. NMDS-Ordinationsdiagramm basierend auf Bray-Curtis-Ähnlichkeiten der Artenzusammensetzungen einzelner Gewässer. Zudem sind Gewässervariablen angegeben, welche die beiden Dimensionen am besten erklären.

Um Effekte der einzelnen Habitatvariablen auf die Artenzusammensetzung der Vogelmensschaften 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. 9). 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.

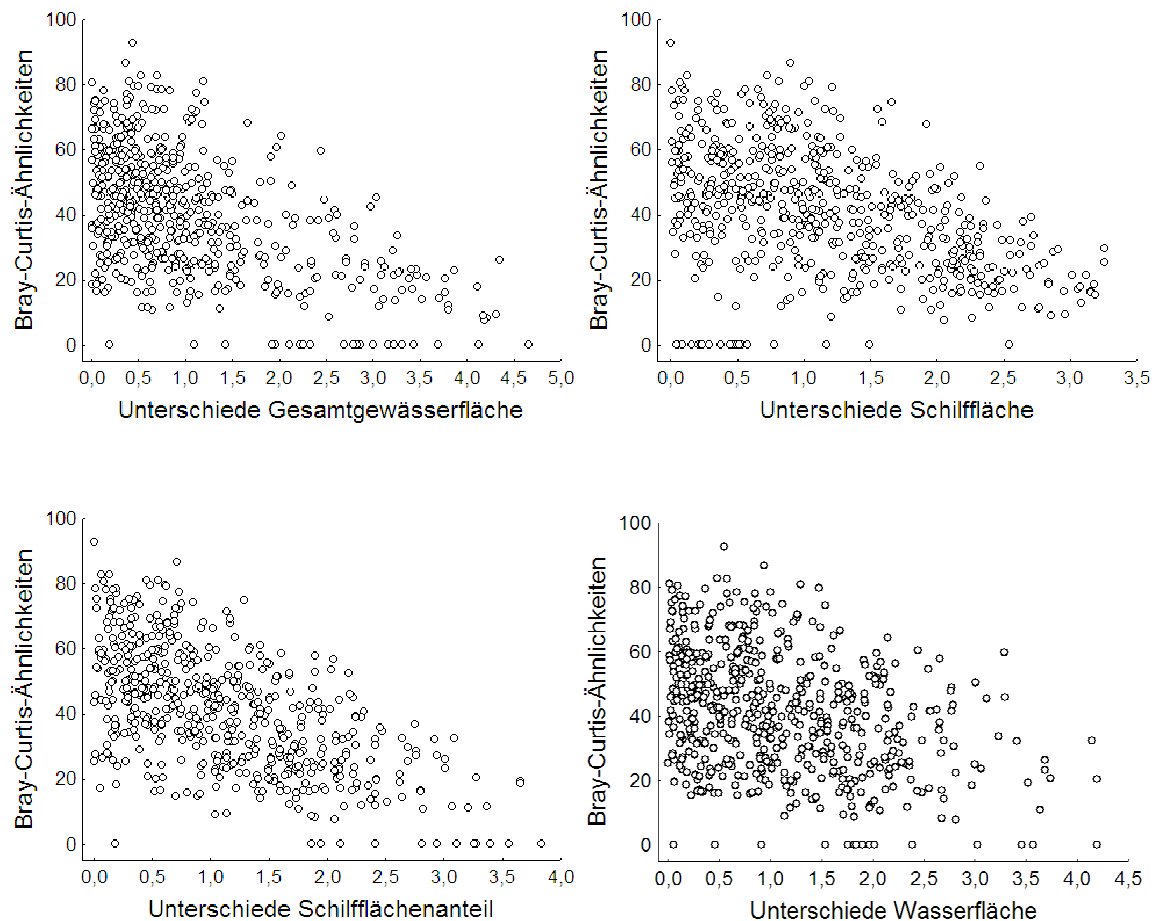


Abbildung 9. Zusammenhang zwischen den Bray-Curtis-Ähnlichkeiten der Artengemeinschaften verschiedener Gewässer (N = 35) und den Differenzen zwischen Werten vier verschiedener Habitatvariablen.

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. 10).

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 beeinflusst, die einen Beitrag von mehr als 38 (Gewässer-Kategorie 2) bzw. 75 % (Gewässer-Kategorie 3) leistet (Tab. 6).

Tabelle 6. Die durch eine SIMPER-Analyse ermittelten Charakterarten der drei Gewässer-Bewaldungskategorien unter Angabe des prozentualen Beitrags zur Ähnlichkeit innerhalb der jeweiligen Kategorie. Aufgelistet sind nur Arten mit einem prozentualen Beitrag > 5 % berücksichtigt. Berechnet mit quadratwurzel-transformierte Abundanzdaten.

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

Gewässerpräferenzen einzelner Wasservogel- und Schilfvogelarten

Mittels ALMs wurden Effekte der Habitatvariablen Wasserfläche, Schilffläche und Bewaldungsgrad sowie des Breitengrades auf das Vorkommen aller festgestellten Wasser- und Schilfvogelarten analysiert (ausgenommen Krickente und Zwergrohrdommel, da in beiden Fällen nur jeweils ein Brutvorkommen nachgewiesen werden konnte). Die geografische Lage des Gewässers hatte einen signifikanten Effekt auf die Vorkommen von Zwergtaucher, Tafelente und Teichhuhn. Alle drei Arten nahmen mit zunehmender nördlicher Breite zu. Nur das Vorkommen des Sumpfrohrsängers zeigte eine gegenläufige Korrelation. Diese Art nahm mit abnehmender Breite zu. Die Häufigkeit von Stockente und Schnatterente zeigte einen positiven Zusammenhang mit der Größe der Wasserfläche. Zunehmende Schilfflächengröße hatte einen positiven Effekt auf das Vorkommen von Zwergtaucher, Höckerschwan, Graugans, Stockente, Wasserralle, Blässhuhn, Rohrweihe, Schilfrohrsänger, Sumpfrohrsänger, Teichfrohrsänger, Drosselfrohrsänger, Rohrschwirl und Rohrammer. Obwohl kein signifikanter Zusammenhang zwischen dem Vorkommen 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 Vorkommen von Höckerschwan, Drosselrohrsänger, Rohrschwirl und Rohrammer aus (Tab. 7).

Tabelle 7. Ergebnisse der ALMs zur Analyse der Effekte unterschiedlicher Habitatvariablen auf das Vorkommen der Vogelarten. Signifikante Effekte sind fettgedruckt. Positive bzw. negative Effekte sind mit einem (+) bzw. (-) gekennzeichnet.

	Habitatvariable			
	Breitengrad (FG = 1)	Wasserfläche (FG = 1)	Schilffläche (FG = 1)	Bewaldung (FG = 2)
Zwergtaucher	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
Knäkente	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 (-)
Rohrammer	F = 3,61, p = 0,069	F = 0,59, p = 0,446	F = 34,27, p < 0,001 (+)	F = 7,66, p = 0,002 (-)

Änderung der Artenzusammensetzung zwischen 1991 und 2008

Wie das auf Bray-Curtis-Ähnlichkeiten basierende NMDS-Ordinationsdiagramm der Vogeldgemeinschaften aller untersuchten Gewässer unter Berücksichtigung aller im Zeitraum 1991-2008 festgestellten Wasservogel- und Schilfvogelarten zeigt, gibt es eine klare gerichtete Veränderung der Artenzusammensetzung von 1991 bis 2008, wobei die Dimension 1 der Grafik als Zeitachse interpretiert werden kann (Abb. 11). Die Dimension 2 könnte hingegen die in den einzelnen Jahren unterschiedliche starke Austrocknung der Gewässer abbilden. Die beiden weiter oben in der Ordinationsgrafik liegenden Jahre 1991 und 2008 zeichneten sich durch deutlich niedrigere Wasserstände und ein früheres Trockenfallen untersuchter Augewässer aus als die beiden Jahre 1995 und 1996.

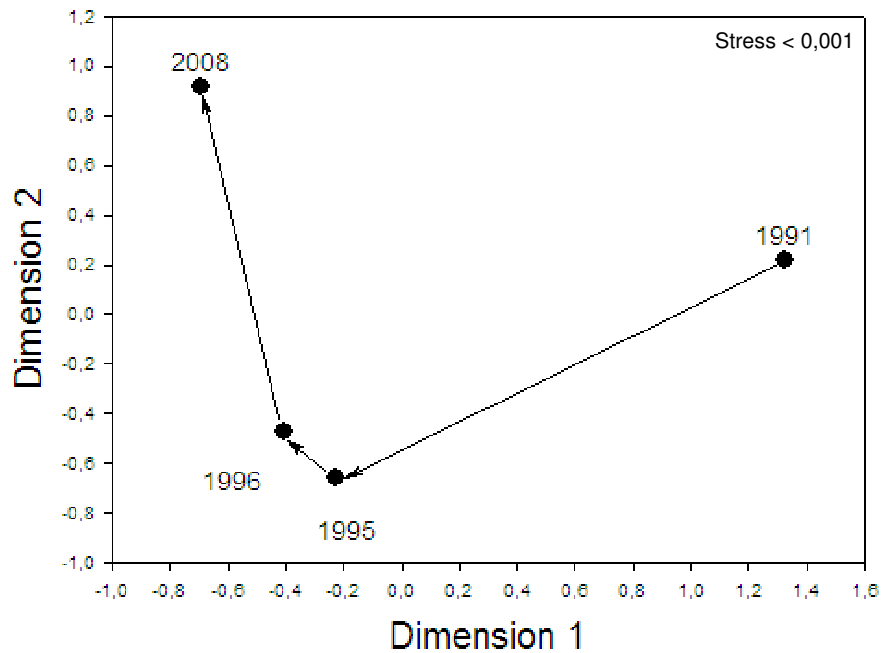


Abbildung 11. NMDS-Ordinationsdiagramm (basierend auf Bray-Curtis-Ähnlichkeiten) zur Darstellung der Veränderung der Artenzusammensetzung (zusammengefasst für aller untersuchten 42 Gewässer) unter Berücksichtigung aller im Zeitraum 1991-2008 festgestellten Wasservogel- und Schilfvogelarten zwischen den vier Untersuchungsjahren.

Eine zweifaktorielle ANOSIM basierend auf Bray-Curtis-Ähnlichkeiten zwischen den an einzelnen Gewässern in jeweils vier Untersuchungsjahren festgestellten Artengemeinschaften zeigt, dass sich die an einzelnen Gewässern festgestellten Artengemeinschaften nicht zwischen den Jahren 1991, 1995, 1996 und 2008 unterschieden ($Rho = -0,06$, $p = 0,8$). Hingegen unterschieden sich die in den vier Jahren festgestellten Artenzusammensetzungen signifikant zwischen Gewässern ($Rho = 0,25$, $p = 0,002$), auch wenn die zweidimensionale NMDS-Ordination darauf hindeutet, dass es an einzelnen Gewässern zwischen der vier Untersuchungsjahren zu deutlichen Veränderungen der Artengemeinschaft kam (Abb. 12).

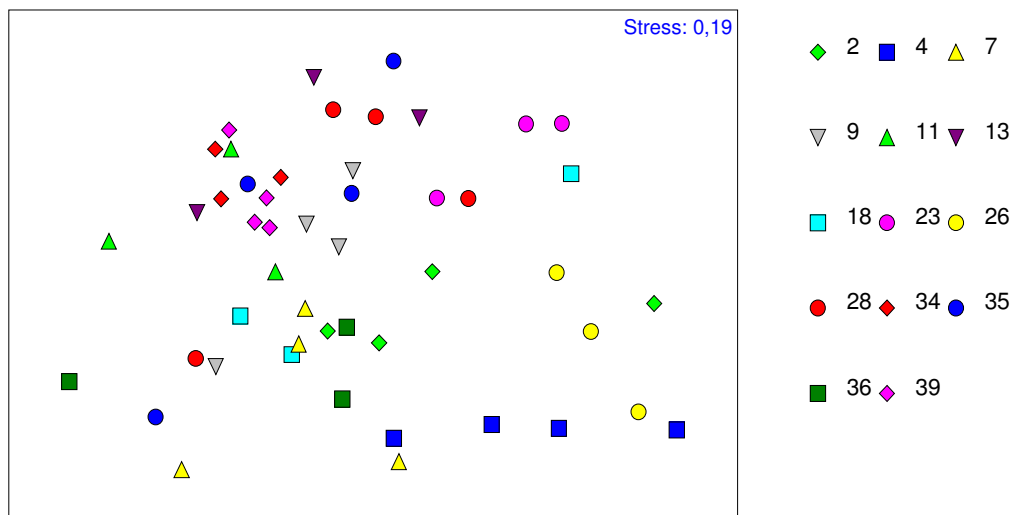


Abbildung 12. NMDS-Ordinationsdiagramm der Bray-Curtis-Ähnlichkeiten der an 14 Gewässern in den Untersuchungsjahren 1991, 1995, 1996 und 2008 festgestellten Artengemeinschaften. Die Gewässer sind durch verschiedene Symbole gekennzeichnet. Identische Symbole repräsentieren die am gleichen Gewässer in unterschiedlichen Jahren erfassten Artengemeinschaften.

Änderung des Anteils der Schilfvogelreviere zwischen 1991 und 2008

Der durchschnittliche Anteil der Schilfvogelreviere im Zeitraum zwischen 1991 und 2008 beträgt 50,9 %. Abbildung 13 zeigt, dass es durchaus Schwankungen hinsichtlich des Anteils der Schilfvogelreviere gibt, jedoch korreliert die Schwankung nicht signifikant mit den maximalen Pegelständen zur Hauptbrutzeit ($r_s = -0,80$, $p = 0,20$).

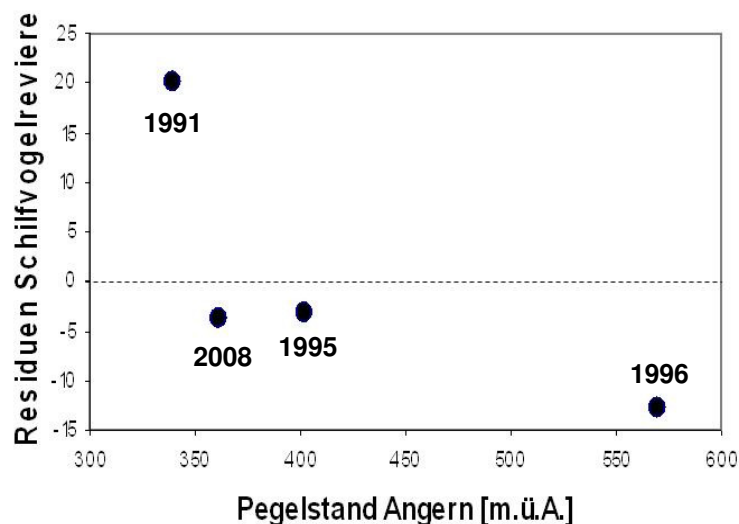


Abbildung 13. Abweichung des Anteils der Schilfvogelreviere vom Jahresmittel ($N = 4$ Untersuchungsjahre) in Abhängigkeit von den maximalen Pegelständen im April-Mai im Zeitraum 1991 bis 2008.

Verlandungsgrad und Artenvielfalt

Die Artenvielfalt der Wasservögel und Röhrichtbrüter sowie die Artenzahl der nach der Niederösterreichischen Roten Liste gefährdeten Arten nahmen mit zunehmendem Verlandungsgrad (Prozentanteil Schilffläche an der Gesamtfläche des Gewässers) bis zu einem Schilfflächenanteil von >90 % zu. Danach war eine schnelle Abnahme der Artenzahlen sowohl bei allen Arten ($r = 0,66$, $p_{Steig1} < 0,001$, $p_{Steig2} < 0,001$) als auch bei den Arten der Niederösterreichischen Roten Liste ($r = 0,50$, $p_{Steig1} < 0,001$, $p_{Steig2} = 0,002$) feststellbar (Abb. 14 und 15).

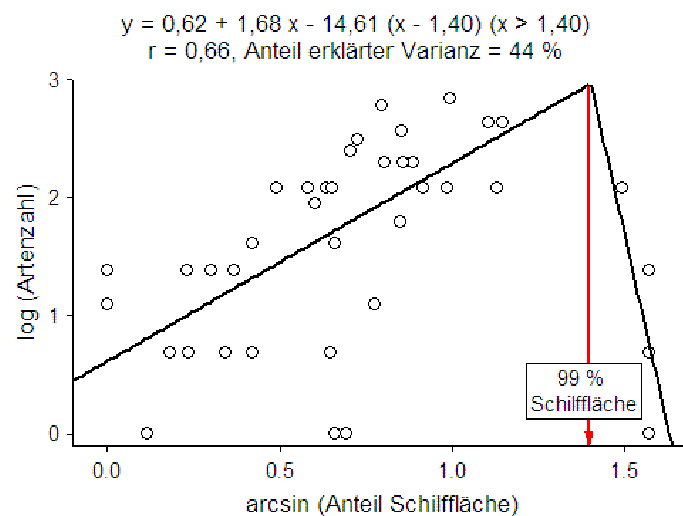


Abbildung 14. Zusammenhang zwischen Artenzahl an brütenden Wasser- und Schilfvögeln und dem Schilfanteil einzelner Augewässer (N = 41) modelliert mit Hilfe einer Nichtlinearen Regression mit Strukturbruch (unter Verwendung kleinster Quadrate).

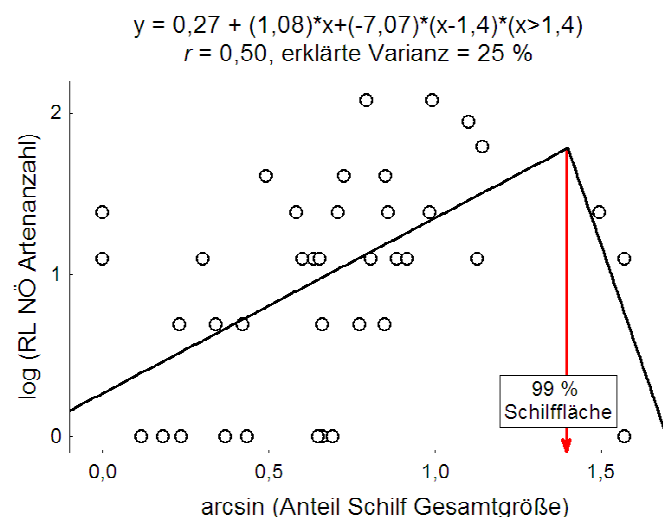


Abbildung 15. Zusammenhang zwischen Artenzahl an Wasser- und Schilfvögeln der Roten Liste Niederösterreichs und dem Schilfanteil einzelner Augewässer (N = 41). modelliert mit Hilfe einer Nichtlinearen Regression mit Strukturbruch (unter Verwendung kleinster Quadrate).

Diskussion

Artenvielfalt in den March-Auen

Bei dieser Studie konnten 10 Wasservogel-, 9 Schilfvogel- und 2 Limikolenarten als Brutvögel in den March-Auen im Jahr 2008 nachgewiesen werden. Dies entspricht in etwa dem während der letzten beiden Erhebungen festgestellten Arteninventar. Zuna-Kratky & Frühauf (1996) konnten an den Untersuchungsgewässern in den March-Auen im Jahr 1995 8 Wasservogelarten, 11 Schilfvogelarten und 2 Limikolenarten als Brutvögel nachweisen. Im Jahr 1995 nicht nachgewiesen wurden die Wasservögel Schnatterente und Krickente sowie die Limikolenart Flussregenpfeifer. Dagegen wurden die Schilfvogelarten Rohrdommel und Zwergsumpfhuhn sowie die Limikolenart Bekassine nachgewiesen, die im Jahr 2008 fehlten. Ein Jahr später (1996) wurden bei außergewöhnlich lang andauernden Überschwemmungen 10 Wasservogelarten, 9 Schilfvogelarten und keine Limikolenarten als Brutvögel beobachtet (Zuna-Kratky 1996). Im Jahr 1996 an den Untersuchungsgewässern nicht nachgewiesen wurde die Krickente, während die Löffelente als Brutvogel festgestellt wurde. Bei den Schilfvogelarten wurde 1996 die Rohrdommel, nicht jedoch die Zwergrohrdommel, nachgewiesen. Limikolenarten fehlten 1996 als Brutvögel, wohl aufgrund der ungewöhnlich langen und starken Überflutung der Aulandschaft.

Aus der Gruppe der Schilfvögel konnten im Jahr 2008 die gelegentlich im Untersuchungsgebiet auftretenden seltenen Arten Bartmeise, Rohrdommel und Kleines Sumpfhuhn nicht als Brutvögel nachgewiesen werden. Aus der Gruppe der Wasservögel fehlten die im Gebiet als unregelmäßige Brutvögel einzustufenden Arten Haubentaucher, Löffelente und Reiherente. Die Löffelente ist ein charakteristischer Brutvogel der Überschwemmungswiesen und war daher, aufgrund der im Jahr 2008 fehlenden Hochwässer, nur bedingt zu erwarten. Gleiches gilt für Bekassine und Rotschenkel. 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 im Jahr 2008 ist als ein Ergebnis der ausbleibenden lang anhaltenden Vernässungen zu interpretieren. Vom Waldwasserläufer liegen zwar einzelne Beobachtungen zur Brutzeit vor, es konnte jedoch kein gesicherter Brutnachweis erbracht werden.

Unterschiede zwischen Gewässertypen hinsichtlich Habitatvariablen, Artenvielfalt und Artenzusammensetzung

Die fünf bei dieser Studie untersuchten Gewässertypen unterscheiden sich nicht hinsichtlich ihrer Gesamtgewässergröße (Wasser- + Schilffläche). Dahingegen weisen die Ausstände eine größere Wasserfläche auf als die relikttären Altarme im Wald sowie tendenziell auch als die relikttären Altarme im Offenland. Dies weist auf die weit fortgeschrittene Verlandung der älteren ehemaligen Mäanderschlinge hin. Die Konsequenz sind wesentlich höhere Schilfflächenanteile in den relikttären Altarmen sowie in den Altbetten im Offenland im Vergleich zu den „jüngeren“ Ausständen. Aufgrund der geringen Sonneneinstrahlung sowie ihrer schmalen Form 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 unterscheiden sich zwischen Gewässertypen nicht hinsichtlich ihres Artenreichtums, jedoch wich die Artenzusammensetzung von Ausständen deutlich von jener der restlichen Gewässertypen ab.

Artenzusammensetzung in Abhängigkeit der Habitatvariablen

Die Ergebnisse dieser Arbeit zeigen auf, dass die Artenzusammensetzung von Vogelmgemeinschaften 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 Gesamtgewässergrößen auch ähnliche Artenzusammensetzungen aufweisen. Weiterhin spielte auch die Landschaftsmatrix für die Artenzusammensetzung an March-Augewässern eine wichtige Rolle. So konnten deutliche Unterschiede zwischen Gewässern gefunden werden, die unterschiedlich stark in Waldgebiete eingebettet waren.

Einfluss der Habitatvariablen und des Breitengrades auf Artenreichtum und Vorkommen von Wasservögeln und Schilfvögeln

Wie bereits im Fall der Artenzusammensetzung nachgewiesen, spielt der Schilfflächenanteil sowie der Breitengrad – also die Lage des Gewässers entlang der March-Auen – auch für die Artenvielfalt von Vögeln mit Gewässerbindung eine entscheidende Rolle. Betrachtet man jedoch Schilf- und Wasservögel getrennt voneinander, wird deutlich, 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 Artenreichtum 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, ist bis dato keine Erklärung dieser Beobachtung möglich. Auch bei großflächiger Betrachtung der Landschaftsvariablen Schilf-, Wasser- und Waldflächenanteil sowie Quotient Offenland/Waldbedeckung in einem Umkreis von 700 Metern um die Gewässer herum, konnte kein Zusammenhang mit der geografischen Lage der Gewässer gefunden werden (eigene Daten, unpubliziert). Die einzige momentan plausible Erklärung für die mit zunehmender nördlichen Breite in den March-Auen zunehmende Artenvielfalt (insbesondere Wasservögel) könnte die im Norden wesentlich höhere Gewässerdichte auf österreichischer und slowakischer Seite sein. Allerdings lagen quantitative Daten zur Gewässerdichte für eine entsprechende Analyse leider nicht vor.

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 Offenlandgewässer (mit ausreichend großer Schilffläche) zu erklären (Knäkente, Wasserralle, Rohrweihe, Drosselrohrsänger, Rohrschwirl) (Bauer et al. 2005).

Das Vorkommen 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 Position des Gewässers (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 ab. Lediglich die Häufigkeit von Stockente und Schnatterente nimmt 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. Als mögliche Erklärung könnte hier die Bindung an an angrenzende Wiesenflächen flach auslaufende Uferzonen dienen, da diese Habitatvariable 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 Bruthabitatverfügbarkeit an Gewässern mit hohen Schilfflächen aufgrund des vermehrten Angebots an deckungsreichen Niststandorten und zum anderen mit der auffallend dichten Besiedelung der Stockente an den Ausständen, welche die größten freien Wasserflächen aufwiesen. Letzteres ist freilich ein Produkt der in dieser Arbeit verwendeten Methodik der Revierzurordnung (siehe Tab. 2). Storch & Musil (1999) identifizierten bei 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 am Besten erklärt.

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 (*A. platyrhynchos*, *A. arundinaceus*, *A. scirpaceus*, *A. anser*) 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 *A. platyrhynchos* und *A. schoenobaenus* 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.

Anforderungen vor allem der Schilfvögel an Strukturparameter des Schilfes sind bereits in anderen Gebieten gut untersucht (vgl. Leisler et al. 1989, Dvorak et al. 1997, Grüll & Zwicker 1993, Frühauf & Sabathy 2000). Dennoch ist – gerade was die Qualität der Röhrichtvegetation als Bruthabitat betrifft – eine detaillierte Untersuchung in den March-Thaya-Auen erstrebenswert, um so mögliche Veränderungen besser dokumentieren zu können.

Wasser- und Schilfvögel als Bioindikatoren für den Verlandungsfortschritt?

Eine erste umfassende Erhebung der Wasser- und Schilfvögel an Augewässern der March-Auen wurde 1991 durchgeführt, also bereits 37 Jahre nach Abschluss der Regulierung der March. Zwischen der ersten Erfassung 1991 und der Untersuchung im Rahmen der vorliegenden Studie aus dem Jahr 2008 liegen somit 17 Jahre. Es ist zu erwarten, dass über diesen Zeitraum fortschreitende Verlandungsprozesse bereits erkennbare Auswirkungen auf die Struktur von Vogelgemeinschaften mit Gewässerbindung zeigen. Tatsächlich deuten unsere Daten auf eine gerichtete Veränderung der Artenzusammensetzung in den March-Auen über die Untersuchungsjahre 1991, 1995, 1996 und 2008 hin. Auch Teufelbauer & Zuna-Kratky (2006) konnten bei einem Vergleich der Vogelartenzusammensetzung von Flächen innerhalb der Ausstände IV-Palfy-Schlinge und VI-Baumgartner Schlinge, welche zur weichen Au zählen, zwischen den Jahren 1999 und 2005 feststellen, dass eine langsame Verschiebung der Artenzusammensetzung stattfindet, die vermutlich durch die strukturelle Veränderung des Auwaldes bedingt ist. Dabei konnte ein Rückgang von Arten des struktureichen, offeneren Auwaldes – der dynamischen Weichen Au – wie Kleinspecht und Gartengrasmücke und eine Zunahme von „Stagnationszeigern“ wie Schilfrohrsänger und Sumpfrohrsänger festgestellt werden. Letztere Arten haben ihren Schwerpunkt in Lebensräumen, die sich nach Abschwächung bzw. Beendigung dynamischer Prozesse ausbilden, wie Verlandungsbereiche und Röhrichte.

Bei Vergleich der Artenzusammensetzung zwischen den Jahren 1991, 1995, 1996 und 2008 auf Ebene einzelner Gewässer war anhand unserer Daten jedoch keine Veränderung mehr feststellbar. Dies mag u. a. daran liegen, dass nur 14 Gewässer und daher auch nicht mehr alle Arten- und Reviernachweise in die Analyse Eingang fanden, da an vielen Gewässern

keine durchgehende Erfassung der Vogelmenschen in allen 4 für die Analyse herangezogenen Jahren erfolgte. Vergleicht man jedoch einzelne Jahre miteinander, ist sehr wohl ein deutlicher Unterschied der Artenzusammensetzung zwischen dem Jahr 1991 und den beiden Jahren 1996 und 2008 feststellbar. Eine Erklärung dafür bietet mit großer Wahrscheinlichkeit die Wasserstandssituation, da im Jahr 1991 viele Gewässer bereits im Frühjahr trocken gefallen waren (Dvorak et al. o. J.). Hingegen war das Jahr 1996 ein Hochwasserjahr, wie es seit 1965 kaum mehr aufgetreten ist (Zuna-Kratky 1996). Warum jedoch nicht auch zwischen den Jahren 1991 und 1995 – einem ebenso ausgesprochen feuchten Jahr mit mehreren kleinen Hochwässern – ein signifikanter Unterschied in der Artenzusammensetzung bestand, bedarf einer Klärung. Vor diesem Hintergrund erscheint es ebenso erstaunlich, dass ein signifikanter Unterschied in der Artenzusammensetzung zwischen den Jahren 1991 und 2008 – einem Jahr gänzlich ohne Hochwässer – nachweisbar war. Als mögliche Erklärung mag der lange Zeitraum zwischen den Erhebungen dienen, in welchem die zunehmende Verlandung der Untersuchungsgewässer bereits erste Auswirkungen zeigte.

Eine Zunahme des Anteils an Schilfvogelrevieren, als Indikator für eine zunehmende Verlandung der Augewässer, wurde zwischen 1991 und 2008 nicht festgestellt. Allerdings deuten unsere Daten ein Zusammenhang zwischen der relativen Häufigkeit von Schilfvogelrevieren und den Wasserstandsverhältnissen im jeweiligen Untersuchungsjahr feststellt werden, da sich etwa im trockenen Jahr 1991 die Habitatverfügbarkeit für Wasservögel sicherlich drastisch reduzierte. So zeigen auch Frühauf & Sabathy (2000) für die Altarme der Donau-Auen, dass unterschiedliche hydrologische Verhältnisse einen zentralen Einfluss auf die Revieranzahl, insbesondere der Wasservögel, haben. Unsere Studie konnte jedoch keinen signifikanten Zusammenhang zwischen den maximalen Pegelständen zur Hauptbrutzeit (April, Mai) und den Anteilen der Schilfvogelreviere nachgewiesen. Dies war allerdings aufgrund der geringen zeitlichen Relikation der Erhebungen mit nur 4 Untersuchungsjahren auch nicht zu erwarten. Hinzukommt, dass die Pegelstände alleine nicht ausreichen, um die Überschwemmungssituation in der Au ausreichend gut zu beschreiben. Dazu wären Parameter wie die „effektive Überschwemmungsdauer“ und die „Wasserstandshöhe“ in den Augewässern selbst wesentlich geeigneter. Derartige Daten stehen jedoch nicht zur Verfügung.

Unsere Untersuchungen zeigten, dass sich der Verlandungszustand vieler Augewässer – gemessen am Prozentanteil Schilffläche an der Gesamtfläche des Gewässers – in den March-Auen in einer für die Artenvielfalt der Wasser- und Schilfvögel optimalen Phase befindet, in welcher die Verteilung der Anteile von Schilf- und Wasserflächen günstig ist.

Weiterhin deuten die vorliegenden Daten allerdings darauf hin, dass es nach Überschreiten dieser Optimalphase zu einem schnellen, massiven Rückgang der Artenvielfalt kommt. Der Schwellenwert, ab welchem dieser Rückgang zu verzeichnen ist, liegt bei einem relativ hohen Schilffanteil von über 90 %. Auch eine getrennte Analyse für die Arten der Niederösterreichischen Roten Liste ergibt diesen Wert. Wahrscheinlich ist der Schilffanteil, ab dem ein Rückgang der Artenvielfalt erfolgt, jedoch sogar niedriger, da für Gewässer im kritischen Bereich mit Schilffanteilen zwischen 83 % und 99 % keine Daten vorlagen.

Schlussfolgerungen

Die Gewässertypen (klassifiziert nach Wintersberger et al. 1995) unterscheiden sich hinsichtlich Artenreichtum und Artenzusammensetzung der Schilf- und Wasservögel kaum voneinander. Lediglich der Artenreichtum und die Artenzusammensetzung des infolge der Regulierung künstlich entstandenen Gewässertyp „Ausstand“ weicht deutlich von allen weiteren Gewässertypen ab. Dies lässt sich mit der jungen Entstehungsgeschichte dieses Gewässertyps 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 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 randliche Gehölzstruktur zeigt keine Beziehung mehr zur Situation am Fluss (vgl. Lazowski 1985).

Die Artenzusammensetzung und die Artenvielfalt werden also weniger durch die Gewässertypen als durch Habitatvariablen der Gewässer erklärt. Insbesondere die Offenlandgewässer und ein hoher Schilffflächenanteil begünstigen eine hohe Artenvielfalt und bedingen eine andere Artenzusammensetzung als an Gewässern, welche komplett in Wald eingebettet sind oder in den Übergangsbereichen zwischen Offenland und Wald liegen. 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 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. 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 der die Gewässer umgebenden Flächen ist aus Artenschutzsicht sehr zu begrüßen, zumal die Wiesenbewirtschaftung 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, Großer Brachvogel und Sumpfohreule aus dem Gebiet. Die Knäkente etwa, als Charaktersvogel 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).

Die Regulierung von March und Thaya wurde vor knapp 50 Jahren abgeschlossen, uns liegen aber standardisierte Erfassungen der Wasser- und Schilfvogelgemeinschaften an Augewässern der March-Auen erst seit dem Jahr 1991 vor. Für eine Analyse der Veränderung der Artenzusammensetzung infolge der Regulierung wären aber vor allem vergleichbare Erhebungen kurz vor bzw. nach der Regulierung interessant. Dennoch kann für die March-Auen insgesamt eine gerichtete Veränderung der Artenzusammensetzung auch für den kurzen Zeitraum zwischen 1991 und 2008 in dieser Arbeit belegt werden. Unsere Daten deuten darauf hin, dass die Wasser- und Schilfvogelarten von der zunehmenden Verlandung seit der Regulierung der March sogar leicht profitiert haben. Die Augewässer der March-Auen scheinen sich aktuell in einer Optimal-Phase für die Artenvielfalt zu befinden, in welcher die Verteilung der Anteile von Schilf- und Wasserflächen günstig ist. Doch zeigt die vorliegende Arbeit auch deutlich auf, wohin der Weg führt, wenn keine neuen Augewässer entstehen in naher Zukunft entstehen. Ab einem Schilfanteil von etwa 90 % kommt es zu einem massiven Rückgang der Artenvielfalt der Wasser- und Schilfvögel. Um fundiertere Aussagen über diese zu erwartende Entwicklung machen zu können, ist es zwingend notwendig, Erhebungen der Wasser- und Schilfvogelgemeinschaften an den Augewässern in den nächsten Jahren fortzusetzen.

Überlegungen zur Erhaltung bzw. Wiederherstellung einer großen Artenvielfalt an Wasser- und Schilfvögel einzelner Augewässern sowie die gezielte Förderung einzelner

naturschutzrelevanter Arten muss 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 an unterschiedlich ausgeprägten Verlandungsstadien und Strukturen erhalten wird. Auch wenn aktuell noch keine generelle Verschlechterung der Habitatqualität der Augewässer in den March-Auen für Wasser- und Schilfvögel infolge der Flussregulierung feststellbar ist, müssen in den kommenden Jahren dringend Maßnahmen zur Verbesserung der hydrologischen Dynamik in den March-Thaya-Auen ergriffen werden, wenn die Vielfalt der Augewässer und die begleitende Avifauna mittel- und langfristig erhalten werden soll.

Danksagung

Ich möchte meinem Diplomarbeitsbetreuer, Dr. Christian Schulze, für die sehr gute wissenschaftliche Betreuung dieser Arbeit danken. Auch bei meinem Arbeitgeber, WWF Österreich, möchte ich mich für die Unterstützung und die Ermöglichung, die zeitintensiven Erhebungen im Freiland im Rahmen meiner Arbeit durchführen zu können, aufrichtig bedanken. Herr DI Thomas Zuna-Kratky schlug zum meiner Freude das Thema dieser Arbeit vor und war – aufgrund seiner bemerkenswerten Kompetenz im Gebiet March-Thaya-Auen – maßgeblich am Gelingen dieser Arbeit beteiligt. Beim Bundesministerium für Wissenschaft und Forschung möchte ich mich für die finanzielle Unterstützung bedanken. Für die Erteilung der Betretungsgenehmigung der Naturschutzgebiete abseits der Wege danke ich der Abteilung Naturschutz (RU5) der Niederösterreichischen Landesregierung. Der Stiftung Fürst Liechtenstein sowie der Forstverwaltung Drösing danke ich für die Erlaubnis, meine Erhebungen im Gebiet des Fürstenwaldes bzw. im Drösinger Wald machen zu können. Herrn Mag. Gerhard Neuhauser danke ich für seine Auskünfte im Bezug auf das Gebiet im WWF Auenreservat Marchegg.

Literaturverzeichnis

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. Beier, P., & Noss, R. F., 1998: Do habitat corridors provide connectivity? *Conservation Biology* 12: 1241–1252.

- Bauer, H.-G., Bezzel, E. & Fiedler, W., 2005: Das Kompendium der Vögel Mitteleuropas. Alles über Biologie, Gefährdung und Schutz. Band I Nonpasseriformes – Nichtsperlingsvögel. 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., Burgess N. D. & D. A. Hill, 1995: Methoden der Feldornithologie. Bestandserfassung in der Praxis. Neumann Verlag, Radebeul.
- Bobek, H., Kurz, W. & F. Zwittkovits, 1971: Atlas der Republik Österreich, 5. Lieferung, Blatt III/9, Klimatypen, Österreichische Akademie der Wissenschaften, Wien.
- 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. BirdLife Österreich, Wien.
- Dvorak, M., Frühauf, J. & E. Nemeth, o. J.: Untersuchung zum Wasservogel-Brutbestand der Oberen Marchauen zwischen Sierndorf und Hohenau (Mai/Juni 1991). Unpubliziert.
- Dvorak, M., Winkler, I., Grabmayer, C. & E. Steiner, 1994: Stillgewässer Österreichs als Brutgebiete für Wasservögel. Monographie des Umweltbundesamtes, Bd. 44, Wien.
- Dvorak, M., Nemeth, E., Tebbich, S., Rössler, M. & K. Busse, 1997: Verbreitung, Bestand und Habitatwahl schilfbewohnender Vogelarten in der Naturzone des Nationalparks Neusiedler See - Seewinkel. BFB-Bericht 86, Illmitz.
- 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., Baumann, N., Kauch, E. P. & W. Lazowski, 1985: Auengewässer 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. *Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ.* 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 Gegeüberstellung der Donau-Altwässer. In: Gepp, J., Baumann, N., Kauch, E. P. & W. Lazowski: Auengewässer als Ökozellen. Grüne Reihe des BMGU, Band 4. Wien:159-222.
- Leisler, B., Ley, H. W. & 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 (2010): Prioritäten für den Natur- und Artenschutz in den March-Thaya-Auen. Studie des MARTHA-Forums. Forschungsinstitut WWF Österreich, Wien.
- Südbeck, P., Andretzke, H., Fischer, S., Gedeon, K., Schikore, T., Schröder, K. & C. Sudfeldt (Hrsgb), 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.
- Teufelbauer, N. & T. Zuna-Kratky, 2006: March-Monitoring Vögel: Auswirkungen flussbaulicher Maßnahmen an der unteren March zwischen Flusskilometer 15 und 25 (Zwerndorf – Marchegg) auf ausgewählte wassergebundene Vogelarten. Bericht des ornithologischen Monitorings vom 3. Untersuchungsjahr nach Baufertigstellung (Brutsaison und Herbstzug 2005, Winter-Wasservögel 2005/06) an die Wasserstraßendirektion und Endbericht. Unpubliziert.
- Wintersberger, H., Spindler, T. & 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. & 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., 1996: Brutzeitbericht für die March/Thaya-Auen im Jahr 1996. Vorbericht zur Erstellung einer Bilateralen Vogelstudie im Auftrag des Distelvereins. Unpubliziert.
- 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.

Appendix

Gewässer	Arten																																											
	Zwergtaucher	<i>Tachybaptus ruficollis</i>	Höckerschwan	<i>Cygnus olor</i>	Graugans	<i>Anser anser</i>	Schnatterente	<i>Anas strepera</i>	Krickente	<i>Anas crecca</i>	Stockente	<i>Anas platyrhynchos</i>	Knäkente	<i>Anas querquedula</i>	Tafelente	<i>Aythya ferina</i>	Teichhuhn	<i>Gallinula chloropus</i>	Blässhuhn	<i>Fulica atra</i>	Flussregenpfeifer	<i>Charadrius dubius</i>	Kiebitz	<i>Vanellus vanellus</i>	Wasserralle	<i>Rallus aquaticus</i>	Zwergrohrdommel	<i>Ixobrychus minutus</i>	Rohrweihe	<i>Circus aeruginosus</i>	Schilfrohrsänger	<i>Acrocephalus schoenobaenus</i>	Sumpfrohrsänger	<i>Acrocephalus palustris</i>	Teichrohrsänger	<i>Acrocephalus scirpaceus</i>	Drosselrohrsänger	<i>Acrocephalus arundinaceus</i>	Rohrschwirl	<i>Locustella luscinioides</i>	Rohrhammer	<i>Emberiza schoeniclus</i>		
Altbett Sandfeld (NW Gasstation Baumgarten)																					3																					3		
Alte March - Baumgarten			1								5																				1	3												
Altsee					1	1					14					1	3														4			1	1									
Auhagen (O Kellerberg)											3																																	
Ausstand IV - Palffy-Schlinge					2	1					10																				2													
Ausstand VI - Baumgartner Schlinge							1				31																				2	2												
Ausstand XIII - Hufeisen											10																																1	
Ausstand XIV - Alttau							1				4																						1											
Ausstand XV - Boretsch					1	1					19																																	
Ausstand XVIa - Riesing					1	1					19	1																																
Eisenbahnerteich											3						2																											
Flachensee (Kleiner Beitsee)																																		3										
Gaßsee					8						2																																	
Großer Beitsee			5	1	9	2					10	1	1	3	14				5							5		1	7					9	1	2	2							
Großer Engelbrecht			4	1	7						17	1					10								5	1					14	2	5	13	4	12								
Großer Schlammsee			2	1	1						4						2																											
Großer See			1	1		1					2	1	1	1	3																4					7	1							
Hechtensee											8						1														4	1	3	2	1	6								
Hechtensee - Altbett				1							9																					7	4					1	4					
Hufeisenteich																																												
Kienwolf (Altbett S & SW Saurunsen)			2			3					7					3	5															11	1	4				4	2					
Kleiner Breitensee						3	3				2							4	1	4												3		1	1	1	0							
Kleiner Engelbrecht außen											1																																	
Krummer See											1																						1											
Moravka, beim ungarischen See			1								8	1	1				0															10	3									2		
Morawka, Hohenau			1			2					3									1												6	1					1	1					
Pizzawiese						1					1																					1	9	8	2	4	4							
Pommersee (N-bis Brücke/Fuchsenallee)			2								4		1				7															5	2		2							1		
Pommersee S Schrankenallee						2					6						1															5	1	4								1		
Pressenmarch (bei Dunawiesen)							1				3						2															14	3	1				1	2					
Röhringsee			6	1	27	1	1				5					4	9			2	6							1			8	1	7	6	3	5								
Schiffahrt (Bäckinsee)			6			4					5							6								3						11	1	6				2	4					
Schleimlacke																																												
Schwarzawa			4		4	3					11		1	1			9															12	1	1	3								1	
Schwarzawa - Große Wiesen - N			3		10						6		1	1			7			6							6		1		24	8	10	5	8	13								

Schwarzawa - Große Wiesen - S	4	9		7	1	3	6		1		20	1	5	3	5	12
Schwefelteich				6			1									
Skodateich		1	1	2	2		5				2	1				1
Spielmaiß				8							7	3	1			2
Vogelsee											2		1	1	1	
Waldteich				8												
Zistersdorfer Pommer (Saurunse)	3	2	2	10	2	1	6				8	3			2	

Curriculum Vitae

Name: Bernadette Strohmaier
Geburtsdatum: 25. Juli 1980
Geburtsort: Graz
Staatsbürgerschaft: Österreich

Ausbildung

1995-1999 Oberstufenrealgymnasium der Ursulinen Graz (musischer Zweig)
10/1999 Aufnahme des Diplomstudiums der Biologie an der Universität Wien
10/2000-06/2006 Umskription an die Karl-Franzens-Universität Graz:
Umweltsystemwissenschaft mit Schwerpunkt Geographie und
Raumforschung (Klimageographie)
Diplomarbeit: „Habitat- und Biotopverbund in der Steiermark – Ein
Konzept, erstellt unter dem Blickwinkel von EU-Erfordernissen und
GIS-Möglichkeiten“ (Ausgezeichnet mit dem 2. Österreichischen
Nationalpark-Forschungspreis)
10/2002-06/2006 Wiederaufnahme des Bakkalaureatstudiums Biologie als
Zweitstudium mit Schwerpunkt Biodiversität und Ökologie an der Karl-
Franzens-Universität Graz
10/2006 Umskription an die Universität Wien: Diplomstudium Ökologie

Praxis

seit 10/2006 Beschäftigt beim WWF Österreich, Wien
SS 2006 Tutorin am Institut für Pflanzenwissenschaften, Karl-Franzens-
Universität Graz
02/2006-05/2006 Beschäftigt am Institut für Naturschutz, Graz
05/2004-07/2004 Beschäftigt bei freiland Umweltconsulting KEG, Graz
& 09/2003-11/2003
08/2003 Ferialpraktikum: Stmk. Landesregierung, FA 13C (Naturschutz)
08/2002-09/2002 Volontariat: Umwelthanwaltschaft, Graz

Weitere Tätigkeiten

11/2002-06/2006 Tätigkeiten beim Ökosozialen Forum Steiermark
05/2002-06/2006 Aktive Mitgliedschaft bei oikos Graz (Studentische Initiative für
nachhaltiges Wirtschaften und Management); Zuständigkeit:
Pressearbeit
10/2000-07/2001 Ausbildung zur Naturschutzberaterin im Rahmen des nex:it-Projektes
„Projekt N: Natur in junger Hand“; Verein Natour