

Veränderungen von Schilf- und Wasservogelgemeinschaften der March-Auen (Niederösterreich) zwischen 2008 und 2022

Lena Feuereis, Thomas Zuna-Kratky & Christian H. Schulze

Feuereis, L., T. Zuna-Kratky & C. H. Schulze (2025): Changes in reed and waterbird communities in the March floodplains (Lower Austria) between 2008 and 2022. *Egretta* 59: 42-65.

The Morava-Thaya floodplains represent a biodiversity hotspot within Austria but are threatened by siltation effects and weakening of flood dynamics because of river regulations. Since 2018, a series of restoration measures have been implemented to improve the hydrological situation in the area. Following a study from 2008, reed and water birds were surveyed again at 41 backwaters of the Austrian floodplains of the Morava between March and June 2022 to analyze general changes since 2008 and possible effects of the restoration measures. With a total of 20 recorded breeding bird species in 2022, no change in species richness was observed compared to 2008. However, a dramatic decline in territories of most species was found, averaging at -57 %. A comparison between backwaters with and without restoration measures showed that bird populations decreased sig-

nificantly more at water bodies where no measures were implemented. Data of the most common species was compared with additional data from 2013 to 2016 and revealed a fluctuation in number of territories with the hydrological conditions of the respective years. Very dry years led to extreme declines in the species' territories, which were still noticeable in subsequent years. Backwaters with and without restoration measures also showed differences in the development of the proportions of reed birds to water birds since the measures were implemented. At backwaters where restoration measures were set, water bird territories increased. Although these positive impacts have been confirmed, negative developments in recent years suggest the need for further restoration measures to ensure the preservation of the Morava floodplains as valuable habitat for water and reed birds.

Keywords: restoration measures, siltation, species composition, waterbirds, wetlands

1. Einleitung

Auenökosysteme gehören zu den artenreichsten Ökosystemen weltweit. Sie entstehen aus einem dynamischen Zusammenspiel von Fluss und Umland und bestehen aus einem Mosaik von Habitaten wie Altwässern, Auwäldern, Auwiesen und Trockenstandorten auf Schotter und Sand, in denen die gegensätzlichsten Bedingungen auf engstem Raum nebeneinander vorherrschen können (Gepp et al. 1985). Diese Habitatvielfalt, zu der auch verschiedene Augewässertypen in unterschiedlichen Alters- und Verlandungsstadien gehören, die in unterschiedlichem Ausmaß mit dem Hauptstrom verbunden sind, ermöglicht die enorme Artenvielfalt, die für den Lebensraum Au charakteristisch ist (Ward et al. 1999). Auen beherbergen eine Vielzahl von spezialisierten und bedrohten Arten, dienen aber auch als Rast-

und Nahrungsstätten, beispielsweise für Zugvogelarten, oder als Rückzugsräume innerhalb intensiv genutzter Landschaften (Gepp et al. 1985). Gleichzeitig gehören Auen auch zu den am stärksten gefährdeten Ökosystemen weltweit (Tockner & Stanford 2002, Globevnik et al. 2020). Gefährdungsursachen sind unter anderem Flussregulierungen, Entwässerungen aber auch Kraftwerksbau, Sedimentabbau und intensive Landwirtschaft. In Europa sind heute etwa 90 % der Auengebiete in ihrer Struktur stark verändert und drei Viertel der Gebiete sind bezogen auf ihre ursprüngliche Flächenausdehnung bereits stark degradiert (Globevnik et al. 2020).

Die March-Thaya-Auen befinden sich im Grenzgebiet der Tschechischen Republik, der Slowakei und Österreich und bilden zusammen mit den Donau-Auen die größte zusammenhängende Auenlandschaft Mitteleuropas (Wiesbauer 2014). Bei March und Thaya handelt es

sich um pannonische Tieflandflüsse, deren Abschnitte in Österreich Unterlaufcharakter aufweisen. Das bedeutet, die Flusslandschaft ist hier durch breite Flussmäander mit langsamen Fließgeschwindigkeiten und regelmäßig auftretenden großflächigen Überschwemmungen gekennzeichnet (Zulka & Lazowski 1999). Unter natürlichen Bedingungen kommt es infolge von Hochwässern immer wieder zu Verlagerungen des Flusslaufes, wodurch eine Vielzahl von Augewässertypen entlang des Hauptflusses entsteht. In der Region kommt es typischerweise in den Monaten März oder April durch die Schneeschmelze im Einzugsgebiet der Flüsse zu einem Frühjahrshochwasser. Nach Rückgang dieser Wassermengen kann es vor allem im Mündungsbereich der March im Sommer oder Frühherbst zu einem weiteren Hochwasser durch den Rückstau der Donau kommen. Die niedrigsten Wasserstände werden schließlich im Herbst erreicht (Zuna-Kratky 2009). Innerhalb Österreichs sind die March-Thaya-Auen ein Biodiversitäts-Hotspot, 67 % aller in Österreich vorkommenden Brutvogelarten sind hier als regelmäßige oder zumindest unregelmäßige Brutvögel nachgewiesen (Strohmaier & Egger 2009). Ähnlich hohe Zahlen sind auch für Amphibien mit einem Vorkommen von 65 % sowie für Libellen und die Gruppe der Groß-Branchiopoden und Flusskrebse mit einem Vorkommen von jeweils 63 % der für Österreich nachgewiesenen Arten bestätigt (Strohmaier & Egger 2009).

Zwischen 1936 und 1964 wurde die March reguliert, zwischen 1979 und 1983 folgte dann auch die Regulierung der Thaya. Dabei wurden zahlreiche Mäanderschlingen abgetrennt und die Länge der March massiv reduziert. Gleichzeitig wurde durch die Verbauung der Ufer mit Blocksteinen dem Fluss seine natürliche Dynamik genommen, wodurch die Gewässerneubildung unterbunden wurde und die abgetrennten Augewässer seither einem Verlandungsprozess ausgesetzt sind (Lazowski 1986). Dieser Prozess führt auf lange Sicht für viele Arten zu einer Verschlechterung, bis hin zu einem Verlust des Lebensraumes. In der Lobau wurde beispielsweise in Folge der Donauregulierung ein Verlust von ca. 30 % der aquatischen und semi-aquatischen Bereiche über einen Zeitraum von 66 Jahren festgestellt, wobei sich die Sedimentationsrate über die Jahrzehnte beschleunigte (Reckendorfer et al. 2013).

Zwar sind die March-Thaya-Auen trotz Flussregulierung noch immer ein Lebensraum, der durch starke Schwankungen des Wasserstandes im Jahresverlauf sowie durch ein Wechselspiel von feuchten und trockenen Jahren geprägt ist, jedoch waren langsame Verschlechterungen dieses Lebensraumes bereits in den 1990er Jahren sichtbar (Kelemen-Finan et al. 2011).

Zwischen Ende der 1990er und Anfang der 2000er Jahre wurden die ersten Renaturierungsmaßnahmen entlang der March umgesetzt. Bei diesen handelte es sich unter anderem um die Entfernung von Blockwurf am Hauptstrom, die unterstromige Anbindung zweier ehemaliger Mäanderschlingen und Uferborddammensenkungen (Teufelbauer & Zuna-Kratky 2006). Zeitgleich wurde auch ein Verlust der offenen Auwaldgebiete der Weichen Au durch die fehlende Flussschraube und damit einhergehend ein Rückgang der Auwaldvögel bestätigt (Teufelbauer & Zuna-Kratky 2006).

Im Jahr 2008 erfolgte eine Untersuchung der Schilf- und Wasservogelgemeinschaften an 42 ausgewählten Augewässern innerhalb der österreichischen March-Auen (Strohmaier 2010). Ziel dieser Untersuchung war es, durch einen Vergleich mit Daten aus den 1990er-Jahren Auswirkungen der Flussregulierung auf die Schilf- und Wasservogelgemeinschaften festzustellen. Obwohl zum damaligen Zeitpunkt noch kein Rückgang der Artenvielfalt festgestellt wurde, konnten bereits deutliche Verlandungseffekte belegt werden, die bisweilen sogar zu einem Anstieg der Artenvielfalt durch eine Ausbreitung der Röhrichtgebiete geführt hatten. Der Verlandungsgrad vieler Gewässer hatte zum damaligen Zeitpunkt einen für die Artenvielfalt optimalen Punkt erreicht. Es wurde jedoch auch prognostiziert, dass sich eine Verschlechterung der Habitate einhergehend mit einem Rückgang der Artenvielfalt einstellen würde, sollten in Zukunft keine Renaturierungsmaßnahmen gesetzt werden und die Verlandung ungehindert voranschreiten (Strohmaier 2010).

In den Jahren 2018 bis 2020 erfolgten schließlich, unter anderem im Rahmen des LIFE-Projekts „Untere March-Auen“, weitere Renaturierungsmaßnahmen, um der Verschlechterung der hydrologischen Situation entgegenzuwirken (Zuna-Kratky 2020). Hierbei wurden auch ausgewählte Ausstände durch Dotationsrohre mit Rückschlagklappen wieder an die March angebunden (Zuna-Kratky 2020). Sobald Mittelwasser oder höhere Wasserstände erreicht sind, kann durch diese Dotationsrohre Wasser aus der March in die Gewässer einströmen, jedoch durch die Rückschlagklappen bei sinkenden Wasserständen nicht mehr aus den Gewässern ausströmen. Zudem wurden unter anderem weitere Uferborddammensenkungen durchgeführt und der Mündungslauf der Zaya in Drösing verlegt, sodass bei hohen Wasserständen der Zaya auch Wasser in die abgedämmten Augewässer im angrenzenden Drösender Wald geleitet wird.

In Anknüpfung an die Untersuchung von Strohmaier (2010) wurde in dieser Studie eine neuerliche Erhebung der Schilf- und Wasservögel an denselben Augewässern durchgeführt. Damit sollen etwaige, seither aufgetre-

tene Veränderungen in den Vogelgemeinschaften sowie mögliche Effekte der gesetzten Renaturierungsmaßnahmen aufgezeigt werden. Es wurden Veränderungen des Artenreichtums, der Artenzusammensetzung sowie des Verhältnisses von Schilf- zu Wasservögeln berücksichtigt. Im Speziellen wurde auf folgende Fragen fokussiert: (1.) Ist ein Rückgang der Artenvielfalt seit 2008 messbar? (2.) Kam es zu einer Veränderung der Artenzusammensetzung? (3.) Welche an Gewässer gebundenen Arten haben profitiert und welche zeigen Rückgänge? (4.) Gibt es Unterschiede in den Vogelgemeinschaften zwischen Gewässern mit und ohne Umsetzung von Renaturierungsmaßnahmen, und wenn ja, in welcher Form?

Im Zeitraum 2007 bis 2014 wurde zudem der Hochwasserschutzdamm entlang von March und Thaya saniert. Infolgedessen wurde ein Monitoringprogramm ins Leben gerufen, bei dem überprüft wurde, ob Schutzgüter, darunter auch Wasser- und Schilfvögel, von diesen Sanierungsmaßnahmen beeinflusst werden (Zuna-Kratky et al. 2014). Die im Rahmen dieses Monitorings zwischen 2013 und 2016 durchgeführten Kartierungen der Schilf- und Wasservögel (Zuna-Kratky et al. 2016, 2017) haben zwar einen geringeren Umfang als jene aus dem Jahr 2008 und dieser Studie, ihre Ergebnisse sollen aber dennoch – zum besseren Verständnis der Veränderungen über die Jahre – in diese Arbeit einfließen.

Hinzu kommt, dass sich die für die Region eigentlich typischen Hochwasserverhältnisse durch den Klimawandel stark verändert haben. Bei einer Analyse der mittleren Monatsabflüsse der March an der Pegelstelle Angern über die letzten drei Jahrzehnte wurde vor allem inner-

halb des letzten Jahrzehnts ein gravierender Rückgang der Frühjahrshochwässer festgestellt, die immer häufiger komplett ausbleiben (Zuna-Kratky et al. 2022, Abb. 1).

Die Ursache liegt aller Wahrscheinlichkeit nach in der immer öfter fehlenden, langanhaltenden Schneedecke im Wassereinzugsgebiet. Die höchsten Pegelstände werden nun häufig schon gegen Ende des Winters erreicht. Die Folgen dieser Veränderung sind sowohl für Brutvögel als auch für viele andere Arten alarmierend und bereits deutlich messbar (Zuna-Kratky et al. 2022). Angesichts dessen ist mit einem Rückgang der Artenvielfalt und den Bestandszahlen mancher Arten zu rechnen.

2. Material und Methode

2.1 Untersuchungsgebiet

Die untersuchten Gewässer befinden sich im österreichischen Gebiet der March-Auen zwischen den Orten Hohenau an der March im Norden und Marchegg Bahnhof im Süden (Abb. 2). Es handelt sich dabei um dieselben Gewässer, die auch im Jahr 2008 untersucht wurden (Strohmaier 2010). Lediglich ein Gewässer im WWF-Auenreservat, das im Jahr 2008 kartiert wurde (Nr. 49), wurde im Jahr 2022 nicht untersucht, da aufgrund der inzwischen eingeführten Ganzjahresbeweidung in diesem Gebiet die für die untersuchten Vögel notwendigen Deckungs- und Brutmöglichkeiten verschwunden sind und das Gewässer zusätzlich im sehr trockenen Jahr 2022 kein Wasser führte. Es handelte sich also um eine reine Weidefläche. Insgesamt wurden im Jahr 2022 daher 41 Gewässer mit einer Fläche von ca. 168 ha kartiert. Es wurden verschiedene Gewässertypen abgedeckt wie Ausstände, die im Zuge der Flussregulierung vom Hauptfluss abgetrennt wurden, sowie relikte Mäander und Altbetten, die vor der Regulierung unter natürlichen Bedingungen vom Flusslauf getrennt wurden. Die untersuchten Gewässer kommen sowohl im Auwald als auch im Offenland sowie in Übergangsbereichen zu liegen (Strohmaier 2010).

An 11 der 41 Gewässer wurden in den Jahren 2018 bis 2021 Renaturierungsmaßnahmen umgesetzt (Tab. A1). Bei diesen Renaturierungsmaßnahmen handelte es sich, wie bereits eingangs erwähnt, nicht gezielt um Maßnahmen zur Förderung von Wasservögeln. Vielmehr sollen die Maßnahmen zur Verbesserung der hydrologischen Bedingungen beitragen, indem sie einem raschen Austrocknen der Gewässer im Jahresverlauf entgegenwirken sowie eine regelmäßige und anhaltendere Bespannung mit Wasser ermöglichen. Dadurch soll die Habitatqualität für viele, an Auen gebundene Arten erhöht werden.

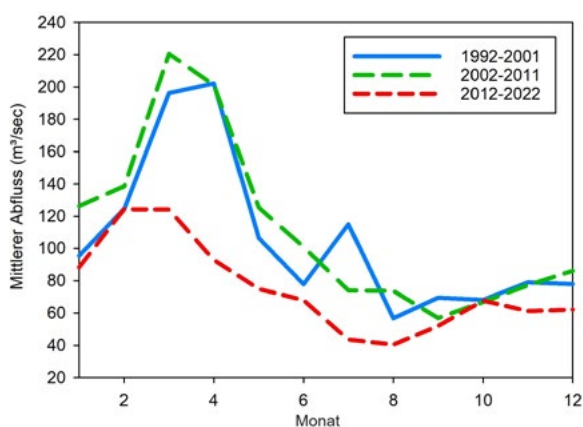


Abb. 1: Veränderung der mittleren Monatsabflüsse der March an der Pegelstelle Angern in den drei Perioden 1992-2001, 2002-2011 und 2012-2022 (Zuna-Kratky et al. 2022).

Fig. 1: Change in the mean monthly discharge of the Morava at the Angern gauging station in the three periods 1992-2001, 2002-2011 and 2012-2022 (Zuna-Kratky et al. 2022).

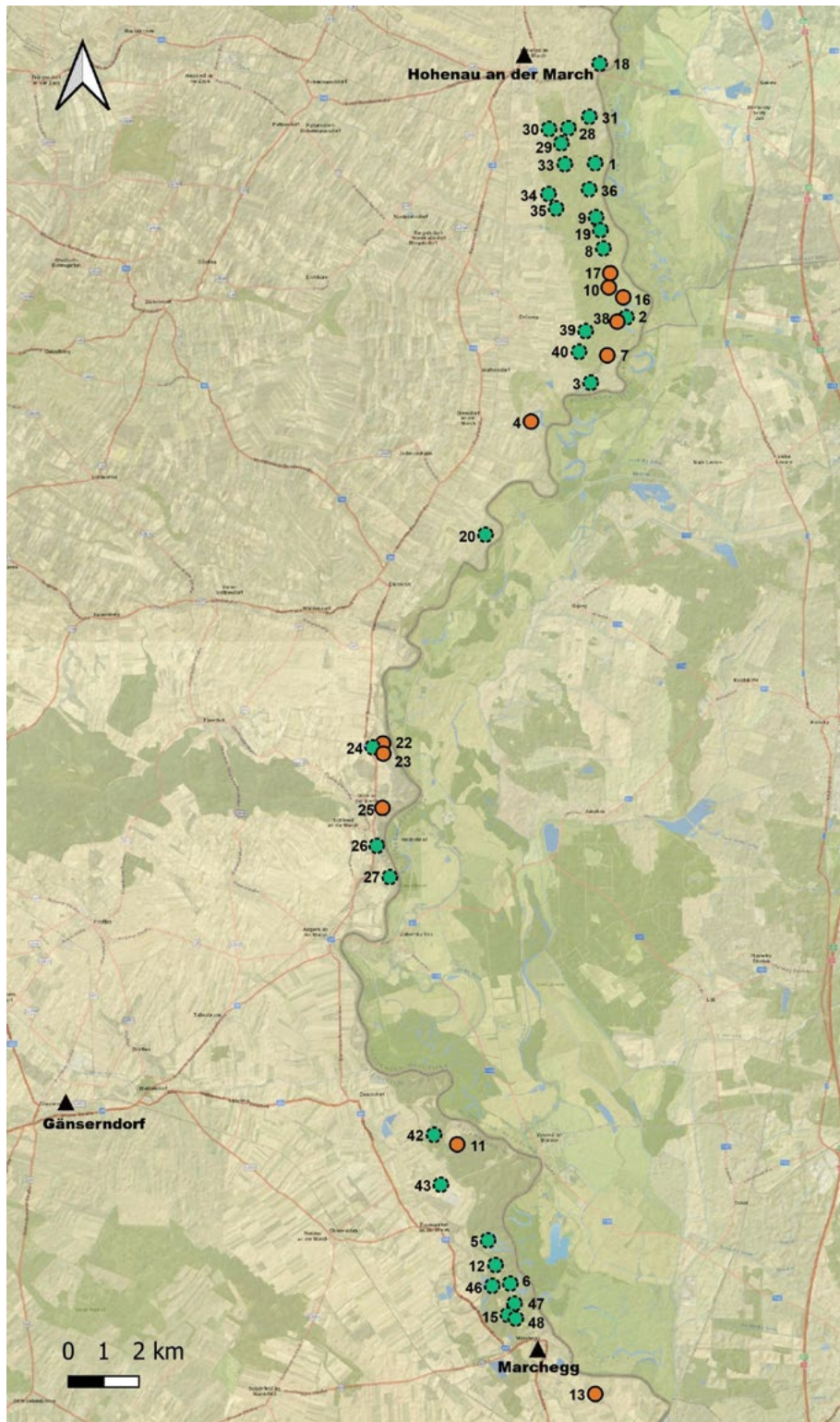


Abb. 2: Lage der 41 Untersuchungsgewässer in den österreichischen March-Auen. Gewässer, an denen in den Jahren 2018-2021 Renaturierungsmaßnahmen umgesetzt wurden, sind als orange Punkte dargestellt. Kartengrundlage: ESRI.

Fig. 2: Location of the 41 studied water bodies in the Austrian March floodplains. Water bodies where restoration measures have been implemented in the years 2018-2021, are indicated as orange dots. Map source: ESRI.

2.2 Hydrologische Verhältnisse im Jahr 2022 sowie in den Vergleichsjahren

Das Jahr 2022 war ein extrem trockenes Jahr. Das üblicherweise im Frühjahr auftretende Hochwasser blieb aus, die March erreichte ihren Jahreshöchststand bereits am 19.2.2022 mit 317 cm in Angern an der March. Vor allem der Monat März war sehr niederschlagsarm, mit nur etwa 40 % der sonst üblichen Niederschlagsmenge. Auch im April und Mai lagen die Niederschlagswerte deutlich unter dem Durchschnitt. Nur im Juni lag die Niederschlagsmenge mit etwa 120-140 % über dem Durchschnitt, was allerdings kaum Einfluss auf den Wasserstand der March und der angrenzenden Augewässer hatte (Daten: Amt der NÖ Landesregierung 2024). Manche Gewässer waren daher schon zu Beginn des Erhebungszeitraums kaum bis gar nicht mit Wasser gefüllt und viele, vor allem zu den älteren Augewassertypen zählende, trockneten im Verlauf der Erhebung sehr stark aus.

Die hydrologischen Verhältnisse in den Jahren 2013 bis 2016 waren sehr unterschiedlich. Das Jahr 2013 war ein sehr feuchtes mit überdurchschnittlich hohen Regenfällen und einem ausgeprägten Sommerhochwasser. Das Jahr 2014 war dagegen ziemlich trocken, ohne Frühjahrshochwasser, wobei im Mai doch noch ein Peak von 331 cm in Angern an der March erreicht wurde. Im Jahr 2015 wurde der maximale Wasserstand bereits im Jänner erreicht, jedoch kam es im April noch einmal zu einem ähnlich hohen Peak von 412 cm (Zuna-Kratky et al. 2016, Amt der NÖ Landesregierung 2024). Auch im Jahr 2016 wurde der maximale Pegelstand mit 428 cm in Angern bereits im Winter erreicht, allerdings hielt sich ein verhältnismäßig hoher Wasserstand bis Mitte März. Ein weiterer Peak, wenn auch deutlich niedriger und kürzer als zuvor, wurde im April erreicht (Zuna-Kratky et al. 2017).

Im Jahr 2008 blieb zwar das Frühjahrshochwasser ebenfalls aus, die Wasserstände im Frühjahr waren aber relativ hoch. Der Pegelhöchststand wurde in Hohenau Anfang März mit 407 cm erreicht. Im letzten Maidrittel kam es zu einem weiteren, ähnlich hohen Peak. Vor allem der Juni fiel extrem regenreich aus, wobei dies die Gewässer kaum beeinflusste (Strohmaier 2010).

2.3 Vogelerhebungen

Um die Vergleichbarkeit zu gewährleisten, richtete sich die Erfassung der Schilf- und Wasservögel nach Strohmaier (2010). Zwischen 30.3.2022 und 24.6.2022 wurden die 41 Gewässer mittels rationalisierte Revierkartierung nach Bibby et al. (1995) kartiert, mit insgesamt drei Begehungen pro Gewässer (Tab. A2). Im ersten Durchgang wurde ganztägig zwischen Sonnenaufgang

und -untergang kartiert. Bei den weiteren beiden Durchgängen wurde, aufgrund der verringerten Gesangsaktivität mancher Arten um die Tagesmitte, jeweils zwischen ca. 10:00 und 16:00 Uhr pausiert, wobei die Pause an Tagen mit sehr hohen Temperaturen verlängert wurde. Die einzelnen Gewässer wurden im Laufe der drei Durchgänge möglichst zu unterschiedlichen Tageszeiten kartiert. Zusätzlich wurde am 24.5.2022 zwischen 21:00 und 01:00 Uhr eine Nachterhebung an den Gewässern Nr. 10, 28, 34 und 39 durchgeführt, wobei Klangattrappen für den Nachweis der Arten Kleines Sumpfhuhn (*Zapornia parva*) und Tüpfelsumpfhuhn (*Porzana porzana*) verwendet wurden. Im Gegensatz zum Jahr 2008 wurde im Jahr 2022 an den Wiesen bei Gewässer Nr. 18 keine Nachterhebung durchgeführt, da dort aufgrund der Trockenheit keine relevanten Arten zu erwarten waren.

Alle akustisch und/oder visuell registrierten Arten wurden erfasst und gemäß Methodenstandards von Südbeck et al. (2005) Reviere ausgewiesen. Die Methodenstandards wurden an die Bedingungen in den March-Auen angepasst (siehe Strohmaier 2010). Die Daten aus dem Monitoring-Programm zwischen 2013 und 2016 wurden nach denselben Methoden erhoben (siehe Zuna-Kratky et al. 2016, 2017). Aufgrund anderer Zielsetzung stehen aber nur Daten von zehn der auch 2008 und 2022 erhobenen Gewässer zur Verfügung (Tab. A1).

Die Arten wurden gemäß Strohmaier (2010) unterschieden in „Wasservögel“ (Lappentaucher, Entenvögel, Blässhuhn, Teichhuhn) und „Schilfvögel“ (Zwergdommel, Wasserralle, Rohrweihe, Rohrsänger, Rohrschwirl). Diese Gruppierung erfolgte, da die Schilfvogelarten als Indikator für eine fortschreitende Verlandung der Gewässer herangezogen werden können (Strohmaier 2010). Zusätzlich zu den erwähnten Arten wurden auch Kiebitz (*Vanellus vanellus*) und Flussregenpfeifer (*Charadrius dubius*) aus der Gruppe der Limikolen erhoben.

2.4 Datenauswertung

Die statistischen Tests wurden mit dem Programm Past 4.03 (Hammer et al. 2001) durchgeführt. Um zu testen, ob es zu signifikanten Veränderungen in den Revierzahlen von Schilf- und Wasservogelarten zwischen den Jahren 2008 und 2022 kam, wurden die Revierzahlen log-transformiert und anschließend paarweise t-Tests durchgeführt.

Um Unterschiede bezüglich der Artenvielfalt zwischen den Jahren sowie zwischen Gewässern mit und ohne Renaturierungsmaßnahmen aufzuzeigen, wurden mit iNEXT (Hsieh et al. 2016) Artenakkumulationskurven berechnet.

Mit dem exakten Test nach Fisher wurde geprüft, ob sich die Anzahl der von einer Art jeweils besiedelten Gewässer von 2008 auf 2022 signifikant verändert hat. Exakte Tests nach Fisher wurden auch berechnet, um auf

Unterschiede der Revierzahlen einzelner Arten zwischen Gewässern mit und ohne Renaturierungsmaßnahmen in den beiden Jahren zu testen. Darüber hinaus wurde mit einem Wilcoxon-Test auf Unterschiede in den prozentuellen Bestandsveränderungen aller Arten, die mit mehr als einem Revier nachgewiesen wurden, zwischen Gewässern mit und ohne Renaturierungsmaßnahmen getestet.

Für eine detailliertere Analyse der Veränderungen über die letzten Jahre sowie der Entwicklung der Bestandszahlen der häufigsten Schilf- und Wasservogelarten wurden die Daten aus dem Monitoring der Schotterseenwässer von 2013 bis 2016 in die Auswertung miteinbezogen. Dabei wurden nur jene Gewässer berücksichtigt, an denen in allen sechs verglichenen Jahren Erhebungen durchgeführt wurden (n = 10). Die Auswahl der häufigsten Arten erfolgte nach Zuna-Kratky et al. (2016).

Um zu testen, ob die Bestandsentwicklung der häufigsten Schilf- und Wasservogelarten stärker von den hydrologischen Verhältnissen oder einer gerichteten Veränderung über die Jahre hinweg beeinflusst wird, wurden jeweils Spearman-Rangkorrelationen gerechnet. Als Indikator für die hydrologischen Verhältnisse wurde dabei der maximale Pegelstand an der Messstelle Angern an der March zur Hauptbrutzeit (April-Mai) in den jeweiligen Erhebungsjahren herangezogen (Amt der NÖ Landesregierung 2024).

Um Veränderungen des Schilfvogelanteils über die Jahre festzustellen, wurde eine Spearman-Rangkorre-

lation berechnet. Mittels Chi-Quadrat-Tests wurde auf Unterschiede in der Anzahl an Schilf- und Wasservogelrevieren zwischen den Jahren 2016 und 2022 getrennt nach Gewässern mit und ohne Renaturierungsmaßnahmen getestet, da zwischen diesen beiden Erhebungsjahren die Renaturierungsmaßnahmen umgesetzt wurden.

3. Ergebnisse

Im Jahr 2022 wurden an den 41 Gewässern des Untersuchungsgebietes 20 Brutvogelarten aus den Gruppen der Schilf- und Wasservogel sowie Limikolen mit insgesamt 471 Revieren nachgewiesen (Tab. A3). Die häufigste Art unter den Wasservögeln war die Stockente (*Anas platyrhynchos*) mit 14 % aller bei der Erhebung festgestellten Reviere. Unter den Schilfvögeln wurde der Schilfrohrsänger (*Acrocephalus schoenobaenus*) mit 24 % aller Reviere am häufigsten festgestellt. Im Unterschied zum Jahr 2008 handelte es sich bei den zweithäufigsten Arten nicht mehr um das Blässhuhn (*Fulica atra*) unter den Wasservögeln und die Rohrammer (*Emberiza schoeniclus*) unter den Schilfvögeln, sondern um die Graugans (*Anser anser*) mit 42 Revieren (9 %) und den Sumpfrohrsänger (*Acrocephalus palustris*) mit 60 Revieren (13 %). Pro Gewässer wurden zwischen 1 und 14 Arten nachgewiesen (Tab. 1), wobei der Durchschnitt ($\pm$ Std.abw.) bei 4,5 ($\pm$ 2,9) Arten lag.

Tab. 1: Anzahl Brutvogelarten und Reviere, die an den einzelnen Gewässern im Jahr 2022 nachgewiesen wurden, getrennt angegeben für Wasservögel (WV), Limikolen (L) und Schilfvögel (SV). Gewässer, an denen in den letzten Jahren Renaturierungsmaßnahmen durchgeführt wurden, sind fett formatiert.

Tab. 1: Number of breeding bird species and territories recorded at the each water body in 2022, shown separately for waterbirds (WV), waders (L) and reed birds (SV). Water bodies where restoration measures have been carried out in recent years are highlighted in bold.

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	0	0	1	1	1
12	Alte March - Baumgarten	3	3	0	0	3	9	6
29	Altsee	4	6	0	0	4	4	8
27	Auhagen (O Kellerberg)	0	0	0	0	1	3	1
6	Ausstand IV - Palffy-Schlinge	3	5	0	0	1	1	4
5	Ausstand VI - Baumgartner Schlinge	4	12	2	2	0	0	6
4	Ausstand XIII - Hufeisen	4	6	0	0	2	4	6
3	Ausstand XIV - Alttau	1	2	0	0	2	2	3
2	Ausstand XV - Boretsch	1	2	0	0	1	1	2
1	Ausstand XVIa - Riesing	1	4	0	0	1	2	2

GEWÄSSER NR.	Gewässer	WV-ARTEN	WV-REVIERE	L-ARTEN	L-REVIERE	SV-ARTEN	SV-REVIERE	Arten gesamt
22	Eisenbahnerteich	1	1	0	0	0	0	1
17	Flachensee (Kleiner Beitzsee)	0	0	0	0	3	5	3
40	Gaßsee	4	4	0	0	0	0	4
10	Großer Beitzsee	6	25	0	0	6	26	12
11	Großer Engelbrecht	2	4	0	0	6	29	8
33	Großer Schlammsee	1	2	0	0	1	2	2
28	Großer See	3	7	0	0	5	14	8
47	Hechtensee	0	0	0	0	3	6	3
48	Hechtensee - Altbett	3	4	0	0	3	7	6
24	Hufeisenteich	3	3	0	0	1	3	4
19	Kienwolf (Altbett S & SW Saurunen)	1	2	0	0	4	5	5
13	Kleiner Breitensee	2	4	0	0	1	1	3
42	Kleiner Engelbrecht außen	0	0	0	0	1	2	1
16	Krummer See	1	2	0	0	2	4	3
8	Moravka, beim ungarischen See (Zistersdorf)	1	3	0	0	2	8	3
18	Morawka, Hohenau	1	1	0	0	2	6	3
20	Pizzawiese	0	0	0	0	4	21	4
31	Pommersee (N bis Brücke/ Fuchsenallee)	0	0	0	0	2	5	2
36	Pommersee S Schrankenallee	2	2	0	0	3	7	5
7	Pressenmarch (bei Dunawiesen)	1	2	0	0	2	8	3
39	Röhringsee	7	23	0	0	7	20	14
38	Schiffahrt (Bäckinsee)	4	9	0	0	4	8	8
15	Schleimlacke	0	0	0	0	0	0	0
30	Schwarzawa	3	5	0	0	6	17	9
34	Schwarzawa - Große Wiesen N	0	0	0	0	6	25	6
35	Schwarzawa - Große Wiesen S	1	1	0	0	6	19	7
26	Schwefelteich	2	10	0	0	0	0	2
23	Skodateich	2	7	1	1	1	1	4
46	Spielmaiß	1	1	0	0	3	9	4
25	Waldteich	4	10	0	0	1	4	5
9	Zistersdorfer Pommer (Saurunse)	0	0	0	0	3	7	3

3.1 Veränderung von Revierzahlen, Artenreichtum und Artenzusammensetzung

Im Vergleich zu 2008 kam es im Jahr 2022 bei den meisten Brutvogelarten zu einem teils dramatischen Rückgang der verzeichneten Reviere (Abb. 3). Der stärkste Rückgang war bei der Knäkente (*Spatula quer-*

quedula) zu beobachten, für die im Jahr 2008 sieben Reviere bestätigt wurden, während sie im Jahr 2022 nicht mehr nachgewiesen werden konnte. Auffällige Rückgänge zeigen sich auch bei Blässhuhn und Rohrammer. Das Blässhuhn verzeichnete einen Rückgang der Reviere von 103 auf nur noch 6 (-94 %), die Rohrammer von 75 auf 13 (-83 %).

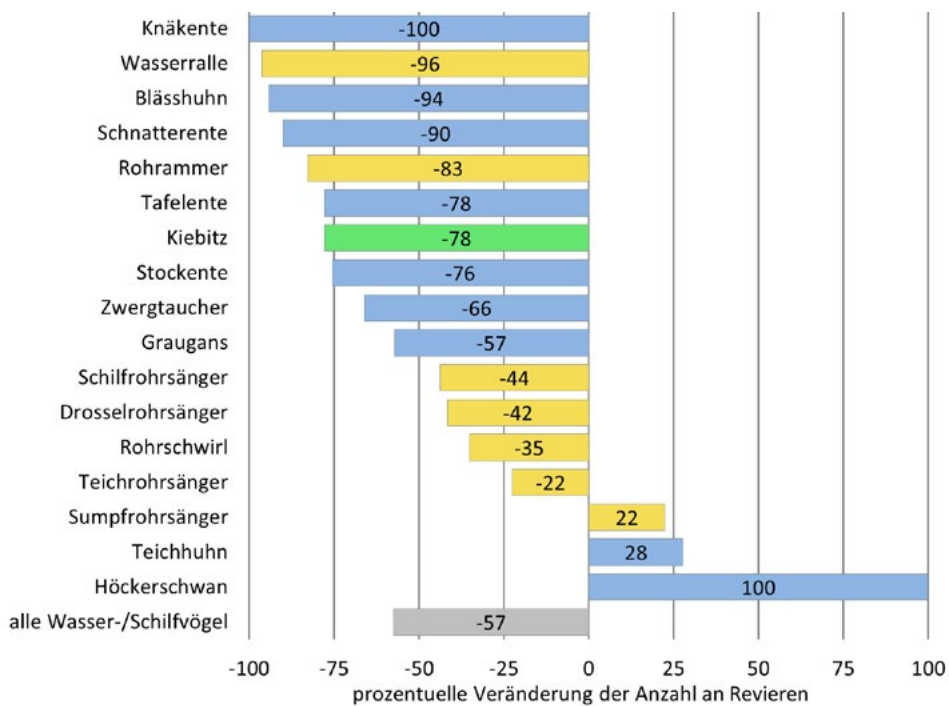


Abb. 3: Veränderung der Revierzahlen untersuchter Brutvogelarten zwischen 2008 und 2022. Blau - Wasservögel, Gelb - Schilfvögel, Grün - Limikolen. Nicht dargestellt sind die insgesamt seltenen Arten Krickente (nur 2008: 1 Revier), Kolbenente (nur 2022: 1 Revier), Zwergdommel (nur 2008: 1 Revier), Kleines Sumpfhuhn (nur 2022: 1 Revier), Flussregenpfeifer (2008 und 2022: je 1 Revier) und Rohrweihe (2008: 4 Reviere; 2022: 3 Reviere).

Fig 3: Change in the number of territories of the breeding bird species studied between 2008 and 2022. Blue - waterbirds, yellow - reed birds, green - waders. Not shown are the generally rare species Eurasian Teal (only 2008: 1 territory), Red-crested Pochard (only 2022: 1 territory), Little Bittern (only 2008: 1 territory), Little Crane (only 2022: 1 territory), Little Ringed Plover (2008 and 2022: 1 territory each) and Western Marsh Harrier (2008: 4 territories; 2022: 3 territories).

Zunahmen der Bestände gibt es lediglich beim Sumpfrohrsänger um 22 % bzw. 11 Reviere, beim Teichhuhn (*Gallinula chloropus*) um 28 % bzw. 5 Reviere und beim Höckerschwan (*Cygnus olor*), dessen Bestand sich von 7 auf 14 Reviere verdoppelt hat. Insgesamt ist ein durchschnittlicher Rückgang aller Wasser- und Schilfvogelarten um 57 % zu verzeichnen. Auch die im Mittel ($\pm$ Std.abw.) an einem Gewässer festgestellte Artenzahl ist von 6,4 ($\pm$ 4,6) im Jahr 2008 auf 4,5 ($\pm$ 2,9) im Jahr 2022 gesunken. Eine Tabelle zu den Häufigkeiten aller in den Jahren 2008 und 2022 festgestellten Arten findet sich im Anhang (Tab. A3).

Der paarweise t-Test ergab eine hoch signifikante globale Abnahme der Reviere aller Vögel mit Gewässerbindung ($t = 3,72$, $p = 0,0012$). Eine getrennte Betrachtung von Wasservögeln ($n = 11$ Arten) und Schilfvögeln ($n = 10$) ergab eine signifikante Veränderung der Revierzahlen für die Gruppe der Wasservögel ($t = 2,81$, $p = 0,0184$), jedoch kein signifikantes Ergebnis für die Gruppe der Schilfvögel ($t = 2,05$, $p = 0,0698$).

Die Artenakkumulationskurven für die Jahre 2008 und 2022 zeigen, dass sich die Artenzahl für das gesamte Untersuchungsgebiet in den beiden Jahren kaum voneinander unterscheidet, obwohl im Jahr 2022 deutlich weniger Reviere festgestellt werden konnten. Die Kurven zeigen einen sehr ähnlichen Verlauf, die Konfidenzintervalle überlappen (Abb. 4).

3.2 Unterschiede zwischen Gewässern mit und ohne Renaturierungsmaßnahmen

Betrachtet man die Artenakkumulationskurven getrennt für Gewässer mit und ohne Renaturierungsmaßnahmen, zeigt sich für Gewässer ohne Maßnahmen ein größerer Unterschied zwischen den beiden Erhebungsjahren. Die Artenvielfalt wurde für das Jahr 2022 etwas höher eingeschätzt als für das Jahr 2008 (aber kein signifikanter Unterschied aufgrund starker Überlappung der 95-%igen Konfidenzintervalle). Die Kurven für die Gewässer mit Maßnahmen unterscheiden sich dagegen kaum voneinander (Abb. 5).

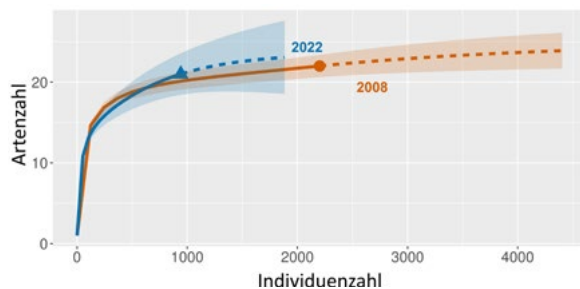


Abb. 4: Artenakkumulationskurven ($\pm 95\%$ Konfidenzintervall) für alle in den Erhebungsjahren 2008 und 2022 im gesamten Untersuchungsgebiet festgestellten Vögel mit Gewässerbindung. Gestrichelte Bereiche der Kurve kennzeichnen den extrapolierten Bereich.

Fig. 4: Species accumulation curves ($\pm 95\%$ confidence interval) for all wetland bird species recorded in the entire study area in the survey years 2008 and 2022. Dashed areas of the curve indicate the extrapolated part.

Vergleicht man die Anzahl der pro Art besiedelter Gewässer zwischen 2008 und 2022, zeigt sich ein signifikanter Rückgang für die Arten Zwergtaucher (*Tachybaptus ruficollis*), Schnatterente (*Mareca strepera*), Stockente, Knäkenente, Tafelente (*Aythya ferina*), Blässhuhn und Rohrammer (Tab. 2). Mit Ausnahme der Rohrammer handelt es sich ausschließlich um Wasservögel. Bei keiner einzigen Art kam es zu einer signifikanten Zunahme in der Anzahl als Bruthabitat genutzter Gewässer.

Der Vergleich der Revierzahlen von Arten zwischen Gewässern mit und ohne Renaturierungsmaßnahmen zeigt eine signifikante Abnahme von Graugans-Revieren

zwischen 2008 und 2022 an Gewässern ohne Renaturierungsmaßnahmen und eine signifikante Zunahme von Teichhuhn-Revieren an Gewässern mit Renaturierungsmaßnahmen (Tab. 2). Für die anderen Arten lieferte der Vergleich keine signifikanten Ergebnisse.

Der Vergleich der Bestandstrends aller Arten zwischen Gewässern mit und ohne Renaturierungsmaßnahmen zeigt, dass die Abnahmetrends der Brutvogelarten an Gewässern ohne Renaturierungsmaßnahmen signifikant stärker ausgeprägt sind als an Gewässern, an denen Maßnahmen umgesetzt wurden (Wilcoxon-Test: $W = 90$, $z = 2,35$, $p = 0,0186$). Der Median der Abnahmetrends an Gewässern mit Maßnahmen liegt bei -36% , während er bei jenen ohne Maßnahmen bei -74% liegt. Der starke Ausreißer an den Gewässern mit Renaturierungsmaßnahmen beruht auf der ungewöhnlich großen Revierzunahme des Teichhuhns (um 300%) an Gewässern mit Maßnahmen (Abb. 6).

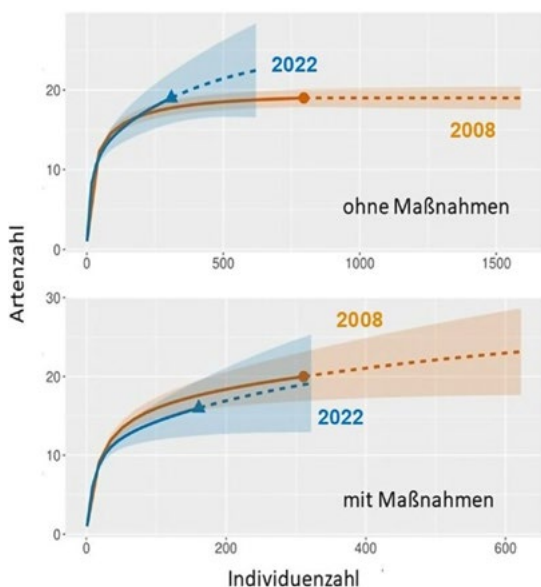


Abb. 5: Artenakkumulationskurven ($\pm 95\%$ Konfidenzintervall) für die Erhebungsjahre 2008 und 2022, getrennt nach Gewässern mit und ohne Renaturierungsmaßnahmen. Gestrichelte Bereiche der Kurve kennzeichnen den extrapolierten Bereich.

Fig. 5: Species accumulation curves ($\pm 95\%$ confidence interval) for the survey years 2008 and 2022, separated into water bodies with and without renaturation measures. Dashed areas of the curve indicate the extrapolated part.

3.3 Entwicklung der Bestände der häufigsten Arten

Zu den häufigsten Schilfvogelarten des Untersuchungsgebietes gehören Rohrschwirl (*Locustella luscinioides*) und Rohrammer, sowie die vier Rohrsängerarten Schilf-, Teich- (*Acrocephalus scirpaceus*), Drossel- (*Acrocephalus arundinaceus*) und Sumpfrohrsänger. Die Revierzahlen dieser Arten zeigen zwischen 2008 und 2022 jährliche Schwankungen (Abb. 7, Tab. A4). Die Bestände des Schilfrohrsängers, der die mit Abstand häufigste Schilfvogelart im Untersuchungsgebiet darstellt, schwanken am stärksten und scheinen auch am stärksten vom Wasserstand beeinflusst. Eine Spearman-Rangkorrelation ergab jedoch keinen signifikanten Zusammenhang zwischen Wasserstand zur Brutzeit und Revieranzahl (Tab. 3). Auch für die anderen Schilfvogelarten konnte kein signifikanter Zusammenhang festgestellt werden. Allerdings deuten die hohen Korrelationskoeffizienten bei Schilfrohrsänger und Rohrammer auf einen positiven Zusammenhang zwischen Wasserstand und Revieranzahl hin, der möglicherweise bei einer grö-

ßeren Stichprobe das Signifikanzniveau erreichen würde (Tab. 3, Abb. 7). Ebenso konnte für keine dieser Arten eine signifikante gerichtete Veränderung über die Zeit festgestellt werden. Allerdings deutet sich bei der Rohr-ammer ein negativer Trend an (Tab. 3, Abb. 7).

Zu den häufigsten Wasservogelarten des Gebietes gehören Blässhuhn, Graugans, Stockente und Teichhuhn. Abgesehen vom Teichhuhn zeigte sich bei den drei anderen Arten seit dem Jahr 2008 ein drastischer Rückgang an Revieren (Abb. 8, Tab. A4). Während Graugans und Blässhuhn zwischenzeitlich leichte Anstiege verzeichnen konnten, nahm die Anzahl der Stockenten-Revire stetig signifikant ab (Tab. A4). Bei genauerer Betrachtung der Teichhuhn-Revire über die Untersuchungsjahre zeigt sich, dass es sich um keinen stetigen Anstieg der Revire zwischen 2008 und 2022 handelt,

sondern um Schwankungen zwischen 2 und 13 Revieren. Eine Korrelation der Revierzahlen mit dem Wasserstand zeigte sich bei Wasservogelarten nicht (Tab. 3)

3.4 Zeitliche Veränderung des Anteils an Schilf- und Wasservögeln

Der Anteil an Schilfvogelrevieren hat sich zwischen 2008 und 2022 nicht signifikant verändert ($r_s = 0,6571$, $p = 0,1556$). Dies liegt an der deutlichen Abnahme der relativen Häufigkeit von Schilfvögeln im letzten Untersuchungsjahr (-17 %), da bei ausschließlicher Betrachtung des Zeitraums 2008-2016 eine signifikante Zunahme der Schilfvogelreviere feststellbar ist ($r_s = 1$, $p = 0,0167$; Abb. 9). Auffällig ist hier vor allem die Zunahme im trockenen Jahr 2014 um 16 %. In den übrigen Jahren lag die Zunahme nur zwischen 1 % und 4,5 %.

Tab. 2: Ergebnisse exakter Tests nach Fisher für Veränderungen zwischen 2008 und 2022 in der Anzahl besiedelter Gewässer sowie in den Revierzahlen an Gewässern mit und ohne Renaturierungsmaßnahmen, berechnet für alle Arten mit Gewässerbindung außer für sehr seltene Arten mit max. 5 Revieren pro Jahr (Krickente, Kolbenente, Zwergdommel, Kleines Sumpfhuhn, Flussregenpfeifer und Rohrweihe). Blau - Wasservögel, Grün - Limikolen, Orange - Schilfvögel. ↓: signifikante Abnahme der Anzahl besiedelter Gewässer von 2008 auf 2022; -: signifikante Revierabnahme an Gewässern ohne Maßnahmen, +: signifikante Revierzunahme an Gewässern mit Maßnahmen. **Tab. 2:** Results of Fisher's exact tests for the changes between 2008 and 2022 in the number of colonized water bodies and in the number of territories at water bodies with and without restoration measures, calculated for all wetland bird species except for rare species with max. 5 territories per year (Eurasian Teal, Red-crested Pochard, Little Bittern, Little Crake, Little Ringed Plover and Western Marsh Harrier). Blue - waterbirds, green - waders, orange - reed birds. ↓: significant decrease in the number of colonized water bodies from 2008 to 2022, -: significant decrease in territories at water bodies without measures, +: significant increase in territories at water bodies with measures.

Art	VERÄNDERUNG DER ANZAHL BESIEDELTEN GEWÄSSER ZWISCHEN 2008 UND 2022		VERÄNDERUNG DER REVIERANZAHL AN GEWÄSSERN MIT UND OHNE MASSNAHMEN ZWISCHEN 2008 UND 2022	
Zwergtaucher	$p = 0,0346$	↓	$p = 0,1269$	
Höckerschwan	$p = 0,1279$		$p = 1$	
Graugans	$p = 0,1124$		$p = 0,0176$	-
Schnatterente	$p = 0,0015$	↓	$p = 1$	
Stockente	$p = 0,0148$	↓	$p = 0,0810$	
Knäkente	$p = 0,0257$	↓	$p = 1$	
Tafelente	$p = 0,0291$	↓	$p = 1$	
Teichhuhn	$p = 0,4552$		$p = 0,0254$	+
Blässhuhn	$p < 0,0001$	↓	$p = 0,6956$	
Kiebitz	$p = 1$		$p = 1$	
Wasserralle	$p = 0,0571$		$p = 1$	
Schilfrohrsänger	$p = 0,4852$		$p = 0,3525$	
Sumpfrohrsänger	$p = 0,6575$		$p = 0,8042$	
Teichrohrsänger	$p = 1$		$p = 0,8503$	
Drosselrohrsänger	$p = 0,6236$		$p = 0,2223$	
Rohrschwirl	$p = 0,4852$		$p = 0,7780$	
Rohrhammer	$p = 0,0043$	↓	$p = 0,5009$	

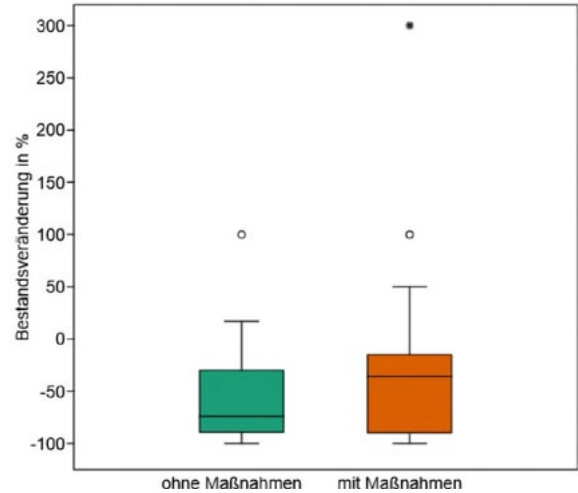


Abb. 6: Bestandsveränderung aller Arten an Gewässern mit und ohne Renaturierungsmaßnahmen zwischen 2008 und 2022. Gezeigt sind Median, 25-75 %-Quantile (Box), sowie Min-Max-Werte (Streuungslinien) und Ausreißer.
Fig. 6: Population change of all species at water bodies with and without renaturation measures between 2008 and 2022. Median, 25-75 % quantiles (box), min-max values (whiskers) and outliers are shown.

Betrachtet man die Veränderung des Schilfvogelanteils getrennt für Gewässer mit und ohne Renaturierungsmaßnahmen, erkennt man deutliche Unterschiede (Abb. 10). Zum einen zeigt sich, dass der Schilfvogelanteil an Gewässern ohne Maßnahmen deutlich höher ist. Interessant ist aber vor allem der Rückgang des Schilfvogelanteils von 2016 auf 2022, also in jenem Zeitraum, in dem die Maßnahmen gesetzt wurden: Zwar kam es an allen Gewässern zu einem Rückgang des Schilfvogelanteils, jedoch lag dieser an den Gewässern mit Maßnahmen bei 24 %, während er an den Gewässern ohne Maß-

nahmen nur bei 9 % lag. Der Chi-Quadrat-Test bestätigte eine stärkere Abnahme von Schilfvogelrevieren an Gewässern mit Maßnahmen im Vergleich zu Gewässern ohne Maßnahmen ($\chi^2 = 4,14, p = 0,042$). Für Wasservögel zeigt sich eine deutliche, entgegengesetzte Veränderung ($\chi^2 = 8,67, p = 0,0032$). An den Gewässern mit Renaturierungsmaßnahmen kam es zwischen 2016 und 2022 zu einer Revierzunahme, während es an den Gewässern ohne Maßnahmen zu einer Abnahme kam (Abb. 11).

Tab. 3: Spearman-Rangkorrelation zwischen Revierzahlen häufiger Arten und Pegelständen sowie zeitlicher Veränderung. Blau - Wasservögel, Orange - Schilfvögel.

Tab. 3: Spearman rank correlations testing for relationships between the number of territories of the most common species and water levels as well as changes over time. Blue - waterbirds, orange - reed birds.

Art	ERGEBNISSE SPEARMAN-RANGKORRELATION	
	ZUSAMMENHANG MIT PEGELSTÄNDEN	ZEITLICHE VERÄNDERUNG
Graugans	$r_s = 0,37, p = 0,4972$	$r_s = -0,49, p = 0,3556$
Stockente	$r_s = 0,71, p = 0,1194$	$r_s = -1, p = 0,0028$
Teichhuhn	$r_s = -0,12, p = 0,8389$	$r_s = 0,23, p = 0,0672$
Blässhuhn	$r_s = 0,60, p = 0,2083$	$r_s = -0,77, p = 0,1028$
Schilfrohrsänger	$r_s = 0,81, p = 0,0722$	$r_s = -0,19, p = 0,5444$
Sumpfrohrsänger	$r_s = 0,64, p = 0,2$	$r_s = -0,58, p = 0,2444$
Teichrohrsänger	$r_s = -0,26, p = 0,6583$	$r_s = -0,03, p = 1$
Drosselrohrsänger	$r_s = 0,49, p = 0,3333$	$r_s = -0,03, p = 0,9833$
Rohrschwirl	$r_s = 0,17, p = 0,7463$	$r_s = 0,16, p = 0,8389$
Rohrhammer	$r_s = 0,79, p = 0,0643$	$r_s = -0,81, p = 0,0722$

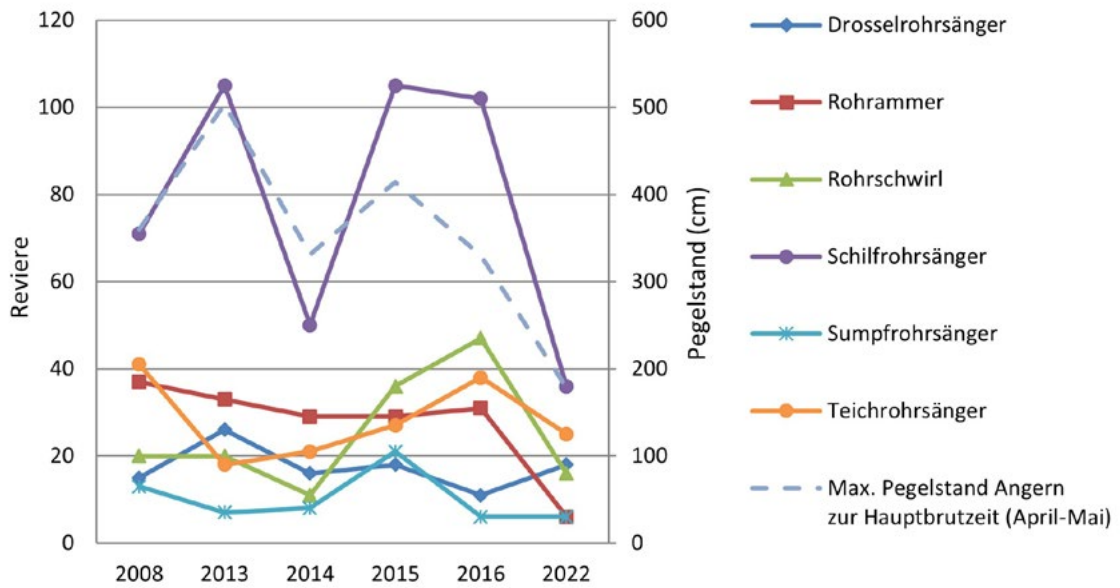


Abb. 7: Veränderungen in den Revierzahlen der häufigsten Schilfvogelarten an den zehn Gewässern mit Erhebungen aus allen sechs Untersuchungsjahren. Dargestellt ist auch der maximale Pegelstand der March bei Angern zur Hauptbrutzeit (April-Mai) zwischen 2008 und 2022.

Fig. 7: Changes in the number of territories of the most common reed bird species at the ten water bodies surveyed in all six years. Shown is also the maximum water level of the March at Angern during the main breeding season (April-May) between 2008 and 2022.

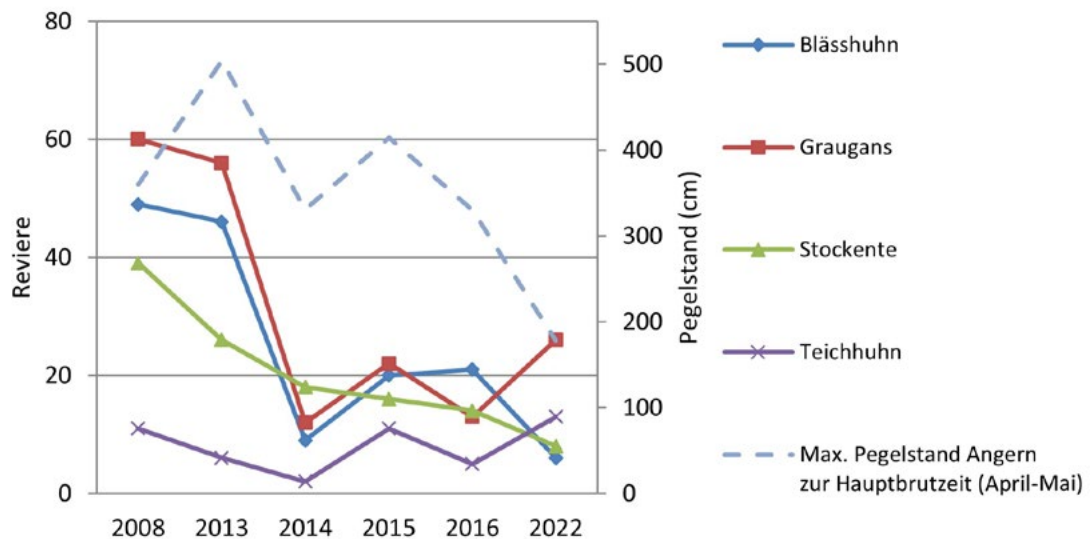


Abb. 8: Veränderungen in den Revierzahlen der häufigsten Wasservogelarten an den zehn Gewässern mit Erhebungen aus allen sechs Untersuchungsjahren. Dargestellt ist auch der maximale Pegelstand der March bei Angern zur Hauptbrutzeit (April-Mai) zwischen 2008 und 2022.

Fig. 8: Changes in the number of territories of the most common waterbird species at the ten water bodies surveyed in all six years. Shown is also the maximum water level of the March at Angern during the main breeding season (April-May) between 2008 and 2022.

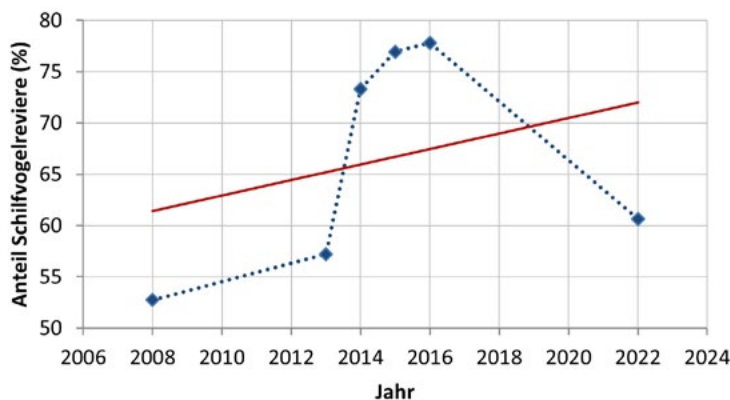


Abb. 9: Veränderung des Schilfvogelanteils über die Erhebungsjahre 2008 bis 2022. Trendlinie in Rot dargestellt.

Fig. 9: Change in the proportion of reed birds over the survey years 2008 to 2022. Trend line shown in red.

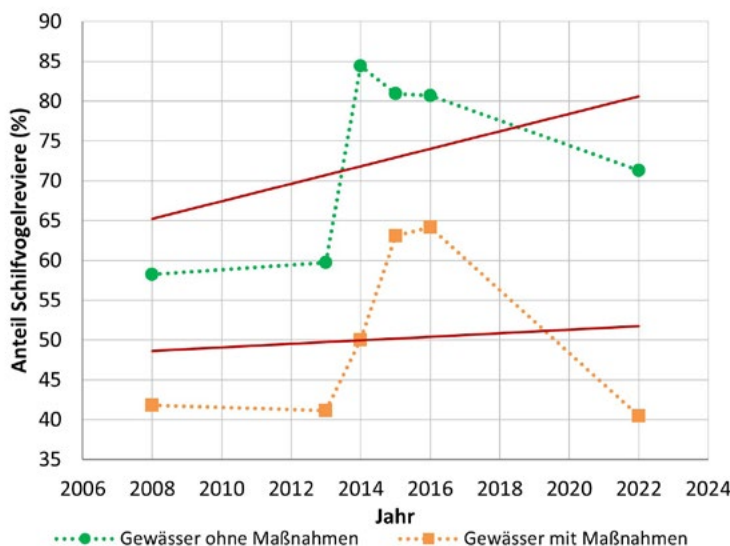


Abb. 10: Veränderung des Schilfvogelanteils in den Untersuchungsjahren 2008 bis 2022 getrennt nach Gewässern mit und ohne Renaturierungsmaßnahmen. In Rot sind die Trendlinien dargestellt.

Fig. 10: Change in the proportion of reed birds in the study years 2008 to 2022, separated by water bodies with and without measures. The trend lines are shown in red.

4. Diskussion

4.1 Artenvielfalt und Bestandsveränderung einzelner Arten

Die im Jahr 2022 bei der Erhebung festgestellte Zahl von 20 Brutvogelarten aus den Gruppen der Schilf- und Wasservogel sowie Limikolen reiht sich gut in die bei den vorhergehenden Erhebungen festgestellte Anzahl von Arten ein. Trotz dramatischer Rückgänge der Revierzahlen vieler Arten konnte insgesamt kein Rückgang der Artenvielfalt festgestellt werden. Im Gegensatz

zum Jahr 2008 konnten die Arten Knäkente, Krickente (*Anas crecca*) und Zwergdommel (*Ixobrychus minutus*) 2022 nicht nachgewiesen werden. Bei Krickente und Zwergdommel handelt es sich allerdings um im Untersuchungsgebiet nur spärlich vorkommende Brutvögel (Zuna-Kratky et al. 2000), die im Jahr 2008 mit nur jeweils einem Revier nachgewiesen werden konnten (Strohmaier 2010). Auch die Knäkente gilt heute als spärlicher Brutvogel im Gebiet, deren Bestand vor allem seit den 1970er und 1980er Jahren stark zurückgegangen ist (Zuna-Kratky et al. 2000). Da es sich bei der Knäkente

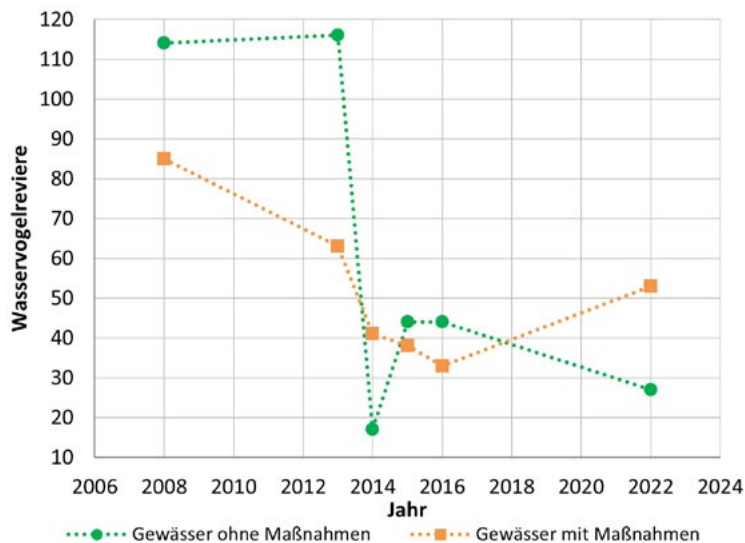


Abb. 11: Veränderung der Wasservogelreviere in den Untersuchungsjahren 2008 bis 2022 getrennt nach Gewässern mit und ohne Renaturierungsmaßnahmen.

Fig. 11: Change in waterbird territories in the survey years 2008 to 2022, shown for water bodies with and without renaturation measures.

um eine Art handelt, die sehr stark auf Frühjahrshochwasser angewiesen ist, ist es nicht überraschend, dass die Art im ausgesprochen trockenen Jahr 2022 nur am Durchzug beobachtet werden konnte. Dagegen konnten Kolbenente (*Netta rufina*) und Kleines Sumpfhuhn, die im Jahr 2008 nicht nachgewiesen werden konnten, im Jahr 2022 mit jeweils einem Revier festgestellt werden. Während das Kleine Sumpfhuhn im Untersuchungsgebiet nur unregelmäßig vorkommt, handelt es sich bei der Kolbenente um eine Art, deren Vorkommen nach einer ersten erfolgreichen Brut im Jahr 2010 als regelmäßig eingestuft wird (Frühauf & Zuna-Kratky 2018).

Insgesamt zeigte sich für den Zeitraum 2008–2022, dass die Gruppe der Wasservögel von stärkeren Rückgängen betroffen war als die der Schilfvögel. Beim Blässhuhn zeigte sich zwischen 2008 und 2022 ein Bestandsrückgang um 94 %. Fügt man die Jahre 2013 bis 2016 der Betrachtung hinzu, erkennt man, dass besonders das trockene Jahr 2014 zu erheblichen Bestandseinbußen geführt hat. Jedoch zeigt sich auch, dass es in den darauffolgenden, feuchteren Jahren zu einem leichten Bestandsanstieg gekommen ist, bevor es im Jahr 2022 zu einem erneuten Rückgang kam. Ähnliche Entwicklungen zeigen sich auch im Seewinkel. Dort wurden zwar im Jahr 2015 aufgrund der guten Wasserstandssituation noch positive Rekorde bei den Bestandszahlen erreicht (Dvorak et al. 2015), seither nimmt der Bestand jedoch (trotz geringer Schwankungen) ab. Im Jahr 2019 und 2020 konnten, bei erneut katastrophal niedrigen Wasser-

ständen, schließlich keine brütenden Blässhühner mehr nachgewiesen werden (Dvorak et al. 2019, Dvorak et al. 2020). Auch der Bestand der in Österreich überwinternden Blässhühner zeigt im langfristigen Trend (seit 1974) eine Abnahme (Teufelbauer et al. 2018).

Auch für die Graugans hat das Jahr 2014 in den March-Auen zu einem drastischen Einbruch der Bestandszahlen geführt, die seither das Niveau von 2008 nicht mehr erreicht haben. Darüber hinaus hat auch die räumliche Verbreitung im Gebiet abgenommen. Grund dafür dürften die fehlenden Frühjahrshochwasser sein (Frühauf & Zuna-Kratky 2018).

Bei der Stockente sieht man – im Gegensatz zu Blässhuhn und Graugans – eine seit 2008 bestehende, stetige Abnahme. Dennoch handelt es sich bei ihr nach wie vor um die häufigste Wasservogelart im Gebiet. Auch in anderen Regionen Österreichs, beispielsweise im Seewinkel, wurden in den letzten Jahren Negativrekorde bei den Stockentenbeständen erreicht. Waren zuvor auch immer wieder deutliche Anstiege nach Bestandsrückgängen in trockenen Jahren zu verzeichnen (Dvorak et al. 2018), so nimmt die Zahl der erfassten Brutpaare seit 2019 ab (Dvorak et al. 2019, 2020, 2021, 2022, 2023). Die österreichischen Überwinterungsbestände zeigen seit dem Jahr 1970 ebenfalls kontinuierliche Abnahmen, wobei hier die immer milder werdenden Winter als Ursache angenommen werden, die zu einem abgeschwächten Zuzug nordischer Populationen im Winter führen (Teufelbauer et al. 2018). Die Ursachen für den Rückgang

der Stockente an den hier behandelten Untersuchungs-gewässern konnten nicht eindeutig geklärt werden. Wie alle anderen untersuchten Arten ist auch die Stockente von Verlandungs- und Klimawandeleffekten betroffen, ebenfalls könnte schlechter Bruterfolg die Bestandszahlen nachhaltig beeinflussen.

Unter den Schilfvögeln zeigt die Rohrammer seit 2008, bis auf einen leichten Anstieg im Jahr 2016, durchwegs rückläufige Bestandszahlen. Während die Art Mitte der 1990er Jahre noch „in praktisch allen etwas ausgedehnteren Schilf- und Rohrglanzgras-Röhrichten an Altarmen und in Wiesen“ (Zuna-Kratky & Frühauf 1996) vertreten war, belegen sowohl diese, als auch weitere Erhebungen aus der Region (Frühauf & Zuna-Kratky 2018) deutliche Rückgänge der Bestandszahlen. Da die südliche Grenze des Brutgebietes der Rohrammer im Nordmittellmeerraum liegt (Bauer et al. 2005) ist zu vermuten, dass die Art nicht nur unter der Trockenheit, sondern mit den immer wärmer werdenden Sommern ganz allgemein unter den Folgen des Klimawandels leidet und manche Brutgebiete wahrscheinlich zunehmend weniger für die Art geeignet sind. Hinzu kommt, dass die Art auch durch Verluste von Überwinterungsgebieten, unter anderem ebenfalls durch Austrocknung, gefährdet ist (Bauer et al. 2005).

Der Vergleich der Bestandszahlen von 2008 und 2022 zeigt, dass Teichhuhn, Höckerschwan und Sumpfrohrsänger jeweils in ihrem Bestand zugenommen haben. Beim Teichhuhn lag die Zunahme bei 28 %. Bei genauerer Betrachtung der letzten Jahre zeigten sich jedoch keine stetigen Zunahmen, sondern schwankende Bestandszahlen in Abhängigkeit vom Wasserstand. Lediglich im trockenen Jahr 2022 kam es unerwarteterweise zu einem Anstieg der Bestandszahlen, der nicht eindeutig erklärbar ist. Anzunehmen ist aber, dass das Teichhuhn mit Verlandungseffekten besser zurechtkommt als andere Wasservögel, wie beispielsweise das Blässhuhn. Das Teichhuhn kommt mit wesentlich kleineren Wasserflächen aus und ist auch weniger auf reine Schilfbestände angewiesen, sondern kann auch weiter landeinwärts liegende Flächen mit dichter Vegetation zur Brut nutzen (Glutz von Blotzheim & Bauer 1973). Zudem werden die langfristigen Bestandstrends in Österreich sowohl für Überwinterer als auch für den Brutbestand als leicht positiv eingestuft (Teufelbauer et al. 2018, Ranner 2023), was möglicherweise klimatische Ursachen hat, etwa die Zunahme milder Winter.

Für den Höckerschwan konnte von 2008 auf 2022 eine Verdoppelung der Reviere festgestellt werden. Erste Brutnachweise der Art auf österreichischer Seite der March-Thaya-Auen gibt es erst seit den 1980er Jahren und bis zum Ende der 1990er Jahre hatte die Anzahl der

Brutpaare bereits deutlich zugenommen (Zuna-Kratky et al. 2000). Obwohl auch immer wieder Rückgänge der Bestandszahlen in trockeneren Jahren, auch hier vor allem im Jahr 2014, zu verzeichnen waren (Frühauf & Zuna-Kratky 2018), ist die Besiedelung der Region durch den Höckerschwan offenbar noch nicht abgeschlossen. Auch der gesamtösterreichische Brutbestand wird eindeutig als zunehmend eingestuft (Brader 2023).

Beim Sumpfrohrsänger lag die Revierzunahme im Vergleich zwischen 2008 und 2022 bei 22 %. Der Sumpfrohrsänger ist im Gegensatz zu den anderen Rohrsänger- und Schilfvogelarten nicht in reinen Schilfbeständen zu finden, sondern brütet in Hochstaudenfluren und locker verbuschten Flächen (Bauer et al. 2005) und kann daher als Verlandungszeiger betrachtet werden. Die Zunahme des Sumpfrohrsängers von 2008 auf 2022 stellt einen Indikator für eine vorangeschrittene Verlandung dar, deren Effekt im Jahr 2022 aufgrund der starken Trockenheit besonders stark in Erscheinung getreten ist. Unter Einbezug der übrigen Untersuchungsjahre zeigt sich diese Zunahme nicht, was für weniger stark ausgeprägte Verlandungseffekte an den zehn ausgewählten Gewässern spricht. Ebenso zeigen die Bestände des Sumpfrohrsängers, im Gegensatz zu den meisten anderen Arten, keinen Rückgang im trockenen Jahr 2014, sondern eine Zunahme.

4.2 Effekt der Renaturierungsmaßnahmen

Die vorliegenden Ergebnisse liefern Hinweise, dass die gesetzten Renaturierungsmaßnahmen die voranschreitende Verlandung verlangsamen können. Die für Gewässer mit und ohne Maßnahmen berechneten Artenakkumulationskurven weisen auf eine höhere Artenvielfalt an Gewässern ohne Maßnahmen hin. Dieser Unterschied könnte sich durch die von Strohmaier (2010) aufgestellte These erklären lassen, dass die Artenvielfalt an den Augewässern bis zu einem bestimmten Schilfflächenanteil (> 90 %) zunimmt, bei Überschreiten dieses Schilfflächenanteils aber rapide abfällt. Dies würde bedeuten, dass die Schilfflächen an den Gewässern ohne Maßnahmen weiter zugenommen, aber den Schwellenwert von 90 % noch nicht erreicht haben. Durch die Begehungen im Freiland kann das auch für viele Gewässer bestätigt werden. Das Ergebnis ist eine im Vergleich zu 2008 höhere Artenvielfalt. Umgekehrt kann dieses Ergebnis als Hinweis betrachtet werden, dass an Gewässern, an denen Renaturierungsmaßnahmen umgesetzt wurden, das Wachstum der Schilfflächen verlangsamt wurde bzw. wieder größere Wasserflächen entstanden sind.

Ein Indikator für den positiven Effekt der Renaturierungsmaßnahmen sind die deutlichen Unterschiede der

Bestandstrends aller Arten an Gewässern mit und ohne Maßnahmen. Während der Median der Bestandstrends an Gewässern ohne Maßnahmen bei -74 % lag, lag der an Gewässern, an denen Maßnahmen gesetzt wurden, bei -36 %.

Auch die Veränderung des Schilfvogelanteils von 2016 auf 2022 gibt einen Hinweis auf den Effekt der Maßnahmen: Der Schilfvogelanteil ist an Gewässern, an denen Maßnahmen gesetzt wurden, deutlich stärker zurückgegangen (-24 %) als bei Gewässern ohne Maßnahmen (-9 %). Dass es an Gewässern ohne Maßnahmen ebenfalls zu einem Rückgang des Schilfvogelanteils gekommen ist, lässt sich folgendermaßen erklären: Abgesehen von Graugans und Höckerschwan, die in ihrem Bestand leicht zugenommen haben und dem Teichhuhn, das gleichviele Reviere besetzen konnte, gab es bei allen Wasservogelarten an Gewässern ohne Maßnahmen eine Revierabnahme von 2016 auf 2022. Der Rückgang der Schilfvogelreviere war allerdings, der starken Trockenheit geschuldet, noch drastischer. Daher kam es insgesamt zu einem Rückgang des Schilfvogelanteils. Besonders stark fielen die Revierrückgänge beim Schilfrohrsänger aus, der von 74 Revieren im Jahr 2016 auf nur 20 Reviere im Jahr 2022 zurückging und damit einen großen Einfluss auf das Verhältnis von Schilf- zu Wasservogelrevieren hatte. Bei den Gewässern, an denen Maßnahmen umgesetzt wurden, kam es dagegen nicht nur zu einem Rückgang der Schilfvogelreviere, sondern auch zu einer Zunahme der Wasservogelreviere, von insgesamt 33 auf 55 Reviere. Hier lag die stärkste Zunahme bei den Teichhuhn-Revieren, aber auch Graugans und Zwergtaucher zeigten Zunahmen, die tatsächlich auf den Effekt der Renaturierungsmaßnahmen zurückzuführen sein könnten.

4.3 Einfluss der hydrologischen Gegebenheiten

Der Pegelhöchststand der March während der Monate April bis Mai ist offensichtlich kein ausreichendes Maß, um die hydrologische Situation während der Brutzeit der Schilf- und Wasservogel zu beschreiben. Miteinbezogen werden sollten im Idealfall auch die Hochwassertage bzw. der Wasserstand der einzelnen Augewässer. Zu Letzteren gibt es jedoch keine Daten und die Anzahl der Hochwassertage lag in den Erhebungsjahren 2014, 2015, 2016 und 2022 immer bei null.

Auch wenn es keine deutlichen, signifikanten Zusammenhänge zwischen Pegelstand und Revieranzahl der einzelnen Brutvogelarten gab, ist anzunehmen, dass die Arten dennoch in unterschiedlichem Ausmaß von der hydrologischen Situation beeinflusst werden. Es zeigte sich in dieser, wie auch in vorangegangenen Erhebungen immer wieder, dass die hydrologische Si-

tuation insgesamt einen sehr großen Einfluss auf das Brutgeschehen und die Bestandszahlen der Schilf- und Wasservogel an den March-Auen hat. So erreichten im Jahr 1996 mit seiner außergewöhnlich langanhaltenden Hochwasserphase die Bestände vieler Wasservogelarten Rekordzahlen (Zuna-Kratky 1996). Im Gegensatz dazu schrumpften in trockenen Jahren wie 2014 und 2022 die Bestände vieler Arten auf neue Minima. Auch internationale Studien belegen deutliche Schwankungen von Schilf- und Wasservogelbeständen in Abhängigkeit vom Wasserstand (Battisti et al. 2006, Nergiz & Durmuş 2017). Eine unterschiedliche Abfolge von feuchten und trockenen Jahren und damit einhergehende Veränderungen der Vogelbestände gehören zu den natürlichen Eigenschaften eines Auenlebensraumes. Jedoch werden extreme Jahre zunehmend häufiger und die Auswirkungen der Trockenheit verschärfen sich in den March-Auen in sehr niederschlagsarmen Jahren durch die immer öfter fehlenden Frühjahrshochwässer zusätzlich. Zudem wird durch die Trockenheit auch die Verlandung der Augewässer beschleunigt. Es bleibt abzuwarten, inwieweit Schilf- und Wasservogel in der Lage sind, schlechte Jahre mit geringen Revierzahlen in guten Jahren wieder auszugleichen. An der March scheint das Jahr 2014 beispielsweise ein großer Einschnitt gewesen zu sein, durch den sich die Abnahmetrends einiger Arten noch beschleunigt haben (Frühauf & Zuna-Kratky 2018). Auf das Jahr 2022 folgte glücklicherweise ein aus der Sicht der Brutvögel sehr gutes Jahr mit relativ hohen Wasserständen im Frühjahr (Amt der NÖ Landesregierung 2024). Welche Bedeutung die Bedingungen des Jahres 2022 für die längerfristigen Bestandstrends der Arten haben, wird sich erst in zukünftigen Erhebungen zeigen können.

4.4 Schlussfolgerung

Während die Bestandstrends der meisten Arten negativ ausfielen, konnte bis dato noch keine Abnahme der Artenvielfalt der Schilf- und Wasservogel an der March festgestellt werden. Die über die letzten Jahre gesetzten Renaturierungsmaßnahmen können die fehlende Flussdynamik offenbar nicht ersetzen und die damit einhergehende allgemeine Verschlechterung des Gebietes als Lebensraum für Feuchtgebietsarten nicht aufhalten. Jedoch hat sich in dieser Studie gezeigt, dass sie negative Entwicklungen zumindest verlangsamen können und somit kurz- und mittelfristig einen Beitrag zum Erhalt des Lebensraumes leisten.

Renaturierungsmaßnahmen, die eine verstärkte Verbindung der Auen mit dem Hauptstrom fördern, wirken sich in erster Linie positiv auf die Habitatvielfalt aus, von der wiederum verschiedene Organismengruppen profitieren können, wie auch am Beispiel der Donau gezeigt

wurde (Weigelhofer et al. 2013). So können beispielsweise Libellen oder Amphibien auch von Renaturierungsmaßnahmen profitieren, die zu einer verbesserten Dotation der Augewässer führen (Bloch et al. 2010, Weigelhofer et al. 2013). Jedoch muss für beide Organismengruppen, sowie auch für Wasservögel, eine ausreichend lange Wasserführung der Gewässer gewährleistet sein, damit die Fortpflanzung erfolgreich abgeschlossen werden kann. Die unmittelbar nach Umsetzung der ersten Renaturierungsmaßnahmen im Jahr 2004 an der March für Amphibien untersuchten Gewässer erfüllten dieses Kriterium im damaligen Untersuchungsjahr jedoch nicht (Bloch et al. 2010). Auch die von Zuna-Kratky et al. (2022) in den Jahren 2021 und 2022 durchgeführten Erhebungen zeigten, dass einige Brutplätze in diesen trockenen Jahren trotz verbesserter Dotation von den Brutvögeln nicht genutzt werden konnten. Dieser Faktor ist auch für die hier durchgeführte Studie relevant. Wie bereits erwähnt, erreichte die March ihren höchsten Pegelstand im Jahr 2022 bereits im Februar; ein Wasserstand über Mittelwasser wurde während der Brutzeit (April-Juni) nur ein einziges Mal erreicht (Amt der NÖ Landesregierung 2024). Jene Gewässer, an denen Dationsrohre mit Rückschlagklappen installiert wurden, sowie jene Gewässer, an denen Uferborddammabsenkungen vorgenommen wurden, wurden in diesem Jahr nur innerhalb eines sehr kurzen Zeitraumes mit Wasser aus der March versorgt. Es ist also davon auszugehen, dass die Effekte der Renaturierungsmaßnahmen in Jahren, in denen die Pegelstände der March Mittelwasser über einen längeren Zeitraum bzw. innerhalb der Brutzeit öfter übersteigen, noch deutlicher messbar sind.

Demnach zeigen die umgesetzten Maßnahmen Wirkung, aber weitere Schritte sind notwendig, um den wertvollen Lebensraum der March-Auen für die Zukunft zu erhalten. Auch die weltweit immense Bedrohung von Auegebieten unterstreicht diese Notwendigkeit (Tockner & Stanford 2002, Globevnik et al. 2020). Gleichzeitig weisen die March-Auen ein großes Restaurationspotenzial auf und sind größtenteils auch als Restaurationsobjekte höchster Priorität innerhalb Österreichs eingestuft (Paternoster et al. 2021). Die bisher im Gebiet umgesetzten Maßnahmen leisten einen wichtigen Beitrag in Richtung einer umfassenden Redynamisierung des Gebietes. Wenn die gesetzten Renaturierungsmaßnahmen in überdurchschnittlich trockenen Jahren nur einen abgeschwächten Effekt erzielen, spricht dies für die Notwendigkeit weiterer und vor allem umfassenderer Maßnahmen. Auch Zuna-Kratky et al. (2022) sprechen sich angesichts des Klimawandels für weitere Maßnahmen aus, die mehr Wasser aus dem Hauptstrom aufnehmen und die Seitenarme stärker durchströmen. Ebenso wären Maßnahmen

notwendig, die auch Erosionsprozesse zulassen, um der Verlandung in diesem wertvollen Lebensraum nachhaltig entgegenzuwirken (Weigelhofer et al. 2013).

Danksagung

Ein besonderer Dank gebührt Bernadette Strohmaier, die nicht nur die Daten ihrer Wasser- und Schilfvogelerhebungen aus dem Jahre 2008 für die Auswertungen zu Verfügung stellte, sondern auch wertvolle Tipps für die Durchführung der Folgekartierung im Jahr 2022 gab und eine frühere Version des Manuskriptes kritisch durchgesehen hat. Die Erstautorin bedankt sich bei Marion Schindlauer für die Übernachtungsmöglichkeiten und die organisatorische Unterstützung während der Erhebungsarbeiten im WWF-Auenreservat. Dem Guts- und Forstbetrieb Wilfersdorf der Liechtenstein-Gruppe und der Agrargemeinschaft Drösing danken wir für die Erlaubnis, Erhebungen im Fürstenwald und im Dröisinger Wald durchführen zu dürfen. Außerdem danken wir der Abteilung für Naturschutz der Niederösterreichischen Landesregierung (RU5) für die Betretungserlaubnis von Naturschutzgebieten abseits der Wege.

Zusammenfassung

Die March-Thaya-Auen stellen einen Biodiversitäts-Hotspot innerhalb Österreichs dar, sind jedoch durch Verlandungseffekte sowie Abschwächung der Hochwasserdynamik infolge der Flussregulierungen bedroht. Seit 2018 wurde eine Reihe von Renaturierungsmaßnahmen umgesetzt, um die hydrologische Situation im Gebiet zu verbessern. Basierend auf einer Studie aus dem Jahr 2008 wurden zwischen März und Juni 2022 erneut Schilf- und Wasservögel an 41 Augewässern der österreichischen March-Auen erfasst, um aufgetretene Veränderungen sowie Effekte der Renaturierungsmaßnahmen zu untersuchen. Im Jahr 2022 konnten 20 Brutvogelarten festgestellt werden. Im Vergleich zum Jahr 2008 kam es zu keiner Veränderung des Artenreichtums. Allerdings wurde ein dramatischer Rückgang der Reviere der meisten Arten festgestellt, im Schnitt lag dieser bei -57 %. Ein Vergleich zwischen Gewässern mit und ohne Renaturierungsmaßnahmen ergab, dass die Bestände an Gewässern, an denen keine Maßnahmen umgesetzt wurden, signifikant stärker abgenommen hatten. Bei einem Vergleich der Bestände - unter Berücksichtigung zusätzlicher Daten aus den Jahren 2013-2016 - zeigten sich Schwankungen der Reviierzahlen mit den hydrologischen Bedingungen der jeweiligen Jahre.

Sehr trockene Jahre führten zu extremen Rückgängen der Arten, die auch noch in den Folgejahren bemerkbar waren. Die unterschiedlichen Entwicklungen des Schilfvogelanteils an Gewässern mit und ohne Renaturierungsmaßnahmen können als Indikator für den positiven Effekt der Maßnahmen gewertet werden. An Gewässern, an denen Renaturierungsmaßnahmen gesetzt wurden, kam es seit Umsetzung der Maßnahmen zu einem Anstieg jener Arten, die auf offene Wasserflächen angewiesen sind. Obwohl der positive Einfluss der Maßnahmen bestätigt werden konnte, sprechen die negativen Entwicklungen der letzten Jahre für die Notwendigkeit weiterer Maßnahmen, um die March-Auen als wertvollen Lebensraum für Wasser- und Schilfvögel zu erhalten.

Literatur

- Amt der Niederösterreichischen Landesregierung (2024):** Wasserstandsrichten und Hochwasserprognosen. <https://www.noel.gv.at/wasserstand/#/de/Messstellen/Details/207324/Durchfluss/Jahr>, abgerufen am 3.5.2024.
- Battisti, C., C. Agilitti, A. Sorace & M. Trotta (2006):** Water level decrease and its effects on the breeding bird community in a remnant wetland in central Italy. *Ekológia* 25(3): 252–263.
- Bauer, H. G., E. Bezzel & W. Fiedler (2005):** Das Kompendium der Vögel Mitteleuropas. Alles über Biologie, Gefährdung und Schutz. Passeriformes – Sperlingsvögel. AULA-Verlag, Wiebelsheim.
- Bibby, J., N. D. Burgess & D. A. Hill (1995):** Methoden der Feldornithologie. Bestandserfassung in der Praxis. Neumann Verlag, Radebeul.
- Bloch, A., W. Graf, T. Huber, R. Lahnsteiner, W. Lazowsky, P. Leitner, O. Moog, V. Moser, I. Novak, A. Oberhofer, K. Pall, P. Pfister, H. Schultz, A. Schwingshandl, N. Teufelbauer, A. Waringer-Löschenkohl, M. Weichselbaumer, E. Witthuhn & T. Zuna-Kratky (2010):** Zusammenfassende ökologische Bewertung der flussbaulichen Maßnahmen an der March. Vergleich von Ufer- und Profilstaltungsmaßnahmen auf Basis ausgewählter Bioindikatoren. Umweltbundesamt, Wien.
- Brader, M. (2023):** Höckerschwan *Cygnus olor*. In: Teufelbauer, N., B. Seaman, J. A. Hohenegger, E. Nemeth, E. Karner-Ranner, R. Probst, A. Berger, L. Lugerbauer, H.-M. Berg & C. Laßnig-Wlad (Hrsg.), Österreichischer Brutvogelatlas 2013–2018. Verlag des Naturhistorischen Museums Wien, Wien: 106–107.
- Dvorak, M., J. Laber & B. Wendelin (2015):** Brut-, Mauser-, und Durchzugsbestände von Wasservögeln und Limikolen im Nationalpark Neusiedler See-Seewinkel im Jahr 2015. In: BirdLife Österreich (Hrsg.), Ornithologisches Monitoring im Nationalpark Neusiedler See-Seewinkel. Bericht über das Jahr 2015, Wien, pp. 4–46.
- Dvorak, M., J. Laber & B. Wendelin (2018):** Brutbestände von Wasservögeln im Neusiedler See-Gebiet im Jahr 2018. In: BirdLife Österreich (Hrsg.), Ornithologisches Monitoring im Nationalpark Neusiedler See – Seewinkel. Bericht über das Jahr 2018, Wien, pp. 4–12.
- Dvorak, M., J. Laber & B. Wendelin (2019):** Brutbestände von Wasservögeln im Neusiedler See-Gebiet im Jahr 2019. In: BirdLife Österreich (Hrsg.), Ornithologisches Monitoring im Nationalpark Neusiedler See-Seewinkel im Jahr 2019, Wien, pp. 4–13.
- Dvorak, M., J. Laber & B. Wendelin (2020):** Brutbestände von Wasservögeln im Neusiedler See-Gebiet im Jahr 2020. In: BirdLife Österreich (Hrsg.), Ornithologisches Monitoring im Nationalpark Neusiedler See – Seewinkel. Bericht über das Jahr 2020, Wien, pp. 4–11.
- Dvorak, M., J. Laber & B. Wendelin (2021):** Brutbestände von Wasservögeln im Neusiedler See-Gebiet im Jahr 2021. In: BirdLife Österreich (Hrsg.), Ornithologisches Monitoring im Nationalpark Neusiedler See – Seewinkel. Bericht über das Jahr 2020, Wien, pp. 4–13.
- Dvorak, M., J. Laber & B. Wendelin (2022):** Brutbestände von Wasservögeln im Neusiedler See-Gebiet im Jahr 2022. In: BirdLife Österreich (Hrsg.), Ornithologisches Monitoring im Nationalpark Neusiedler See – Seewinkel. Bericht über das Jahr 2020, Wien, pp. 4–10.
- Dvorak, M., J. Laber & B. Wendelin (2023):** Erfassung der Brut-, Durchzugs- und Winterbestände von Wasservögeln (Entenvögel, Limikolen, Möwen) im Neusiedler See-Gebiet im Jahr 2023. In: BirdLife Österreich (Hrsg.), Ornithologisches Monitoring im Nationalpark Neusiedler See-Seewinkel. Bericht über das Jahr 2023, Wien, pp. 4–34.
- Frühauf, J. & T. Zuna-Kratky (2018):** Naturschutzrelevante Vogelarten der March-Thaya-Auen. Bericht über die Jahre 2013–18 mit besonderer Berücksichtigung der Situation 2017/18. Studie im Auftrag von BirdLife Österreich, Wien.
- Gepp, J., N. Baumann, E. P. Kauch & W. Lazowski (1985):** Auen- und Gewässer als Ökozellen. Grüne Reihe des Bundesministeriums für Gesundheit und Umweltschutz 4, Wien.
- Globovnik, L., K. Januschke, J. Kail, L. Snoj, A. Manfrin, M. Azlak, T. Christiansen & S. Birk (2020):** Preliminary assessment of river floodplain condition in Europe. ETC/ICM Technical Report 5/2020. European Topic Centre on Inland, Coastal and Marine Waters, Magdeburg.
- Glutz von Blotzheim, U. & K. Bauer (1973):** Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Band 5: Galliformes und Gruiformes. Akademische Verlagsgesellschaft, Frankfurt am Main.
- Hammer, Ø., D. A. T. Harper & P. D. Ryan (2001):** PAST. Paleontological Statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica* 4(1).
- Hsieh, T. C., K. H. Ma & A. Chao (2016):** iNEXT: An R package for rarefaction and extrapolation of species diversity (Hill numbers). *Methods in Ecology and Evolution* 7: 1451–1456.
- Kelemen-Finan, J., T. Zuna-Kratky & U. Pröbstl (2011):** 15 Jahre Ramsar- und Natura 2000-Management in den March-Thaya-Auen: Haben Wachtelkönig und Co. profitiert? Evaluierung der Naturschutz-Strategie in den March-Thaya-Auen. *Wissenschaftliche Mitteilungen aus dem Niederösterreichischen Landesmuseum* 22: 343–372.
- Lazowski, W. (1986):** Altwässer in den Auegebieten von March und Thaya mit einer Gegenüberstellung der Donau-Altwässer. In: Gepp, J. (Hrsg.), Auengewässer als Ökozellen. Grüne Reihe des Bundesministeriums für Gesundheit und Umweltschutz 4, 2. Auflage, Wien, pp. 159–222.
- Nergiz, H. & A. Durmuş (2017):** Effects of habitat chance on breeding waterbirds in Arin (Sodali) lake, Turkey. *Applied Ecology and Environmental Research* 15: 1111–1118.

Paternoster, D., F. Danzinger, T. Koukal, H. Kudrnovsky, S. Lackner, A. Berger, K. Schadauer, T. Wrška, M. Stejskal-Tiefenbach & T. Ellmauer (2021): Strategischer Rahmen für eine Priorisierung zur Wiederherstellung von Ökosystemen auf nationalem und subnationalem Niveau. Umweltbundesamt, Wien.

Ranner, A. (2023): Teichhuhn *Gallinula chloropus*. In: Teufelbauer, N., B. Seaman, J. A. Hohenegger, E. Nemeth, E. Karner-Ranner, R. Probst, A. Berger, L. Lugerbauer, H.-M. Berg & C. Laßnig-Wlad (Hrsg.), Österreichischer Brutvogelatlas 2013–2018. Verlag des Naturhistorischen Museums Wien, Wien, pp. 190–191.

Reckendorfer, W., M. Böttiger, A. Funk & T. Hein (2013): The development of abandoned side-channels: ecological implications and future perspectives. In: Bauch, K. (Hrsg.), 5th Symposium for Research in Protected Areas. Salzburger Nationalparkfonds, Mittersill, pp. 639–642.

Strohmaier, B. (2010): Strukturvielfalt von Augewässern und Flussregulierungsmaßnahmen: Effekte auf Wasser- und Schilfvogelgemeinschaften der österreichischen March-Auen. Magisterarbeit, Universität Wien.

Strohmaier, B. & G. Egger (2009): Prioritäten für den Natur- und Artenschutz in den March-Thaya-Auen. Studie des MARTHA-Forums. WWF-Studien, Wien.

Südbeck, P., H. Andretzke, S. Fischer, K. Gedeon, T. Schikore, K. Schröder & C. Sudfeldt (2005): Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands. Radolfzell.

Teufelbauer, N., M. Adam & E. Nemeth (2018): Bestandstrends in Österreich überwinternder Wasservögel 1970–2014. Ergebnisse der Internationalen Wasservogelzählungen. Egretta 56: 36–76.

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-Wasservogel 2005/06) an die Wasserstraßendirektion und Endbericht. Studie im Auftrag der viadonau (ehemals Wasserstraßendirektion), Wien.

Tockner, K. & J. A. Stanford (2002): Riverine flood plains: present state and future trends. Environmental Conservation 29(3): 308–330.

Ward, J. V., K. Tockner & F. Schiemer (1999): Biodiversity of flood-plain river ecosystems: ecotones and connectivity. Regulated Rivers 15: 125–139.

Weigelhofer, G., W. Reckendorfer, A. Funk & T. Hein (2013): Auenrevitalisierung – Potenzial und Grenzen am Beispiel der Lobau, Nationalpark Donau-Auen. Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft 65: 400–407.

Wiesbauer, H. (2014): Ramsar-Gebiete in Österreich. Bundesministerium für Land und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien.

Zulka, K. P. & W. Lazowski (1999): Hydrologie. In: Kelemen, J. & I. Oberleitner (Hrsg.), Fließende Grenzen. Lebensraum March-Thaya-Auen. Umweltbundesamt, Wien, pp. 24–50.

Zuna-Kratky, T. (1996): Brutzeitbericht für die March/Thaya-Auen im Jahr 1996. Vorbericht zur Erstellung einer bilateralen Vogelstudie. Studie im Auftrag des Distelvereins, Deutsch-Wagram.

Zuna-Kratky, T. (2009): March-Thaya-Auen. In: Dvorak, M. (Hrsg.), Important Bird Areas. Die wichtigsten Gebiete für den Vogelschutz in Österreich. Verlag Naturhistorisches Museum Wien, Wien, pp. 116–129.

Zuna-Kratky, T. (2020): Renaturierung Untere March-Auen. Ergebnisse des begleitenden biologischen Monitorings – Action E.5. Bericht im Rahmen des Projekts „Renaturierung Untere March-Auen Life+ 10/NAT/AT/015“ von via donau und WWF Österreich, Wien.

Zuna-Kratky, T., F. Bayer, J. Hohenegger, U. Nüsken, C. Roland, M. Schindlauer, M. Schindler, M. Schmidt & G. Wöss (2022): KLi-Ma – Wasserspiegeloptimierung an der March unter besonderer Berücksichtigung des Klimawandels. Begleitmonitoring Brutvögel, Libellen- und Amphibienfauna. Gutachten im Auftrag der via donau – Österreichische Wasserstraßen-Gesellschaft mbH, Wien.

Zuna-Kratky, T. & J. Frühauf (1996): Brutzeitbericht für die March/Thaya-Auen im Jahr 1995. Ramsar-Gebietsbetreuung für die March/Thaya-Auen. Studie im Auftrag des Distelvereins, Deutsch-Wagram.

Zuna-Kratky, T., E. Kalivodová, A. Kürthy, D. Horal & P. Horak (2000): Die Vögel der March-Thaya-Auen im österreichisch-slowakisch-tschechischen Grenzraum. Distelverein, Deutsch-Wagram.

Zuna-Kratky, T., R. Konecny, F. Humer, B. Kofler, U. Nüsken, B. Strohmaier, T. Schernhammer, U. Wernhoner, F. Wolf-Ott & G. Wöss (2016): Biotisches Monitoring zum Management von Schottersäulenwässern entlang der March-Thaya-Auen von Rabensburg bis Marchegg. Erhebungen 2013 bis 2015. Gutachten im Auftrag von via donau – Österreichische Wasserstraßen-GmbH, Wien. Umweltbundesamt, Wien.

Zuna-Kratky, T., R. Konecny, F. Humer, U. Nüsken, B. Strohmaier, U. Wernhoner, F. Wolf-Ott & G. Wöss (2014): Biotisches Monitoring zum Management von Schottersäulenwässern entlang der March-Thaya-Auen von Rabensburg bis Marchegg. Gutachten im Auftrag von via donau – Österreichische Wasserstraßen-GmbH, Wien. Umweltbundesamt, Wien.

Zuna-Kratky, T., F. Wolf-Ott, R. Konecny, U. Nüsken, G. Wöss, B. Strohmaier, F. Humer, U. Wernhoner & B. Kofler (2017): Biotisches Monitoring zum Management von Schottersäulenwässern entlang der March-Thaya-Auen von Rabensburg bis Marchegg. Erhebungen 2016–2017. Gutachten im Auftrag von via donau – Österreichische Wasserstraßen-GmbH, Wien. Umweltbundesamt, Wien.

Anschrift der Autorin und der Autoren:

Lena Feuereis, BA MSc

Gruschaplatz 7/9
1140 Wien
lena@feuereis.at

DI Thomas Zuna-Kratky

Lange Gasse 58/20
1080 Wien
office@zuna-kratky.at

Dr. Christian H. Schulze

Department of Botany and Biodiversity Research
Universität Wien
Rennweg 14
1030 Wien
christian.schulze@univie.ac.at

Anhang

Tab. A1: Übersicht über die Anzahl der Erhebungsjahre pro Gewässer. Fett formatiert sind Gewässer, an denen Renaturierungsmaßnahmen umgesetzt wurden. Für diese Gewässer ist auch das Jahr der Maßnahmenumsetzung angegeben. Datenquelle 2008: Strohmaier (2010), Datenquelle 2013 bis 2015: Zuna-Kratky et al. (2016), Datenquelle 2016: Zuna-Kratky et al. (2017), Datenquelle 2022: gegenständliche Studie.

Tab. A1: Overview on the number of survey years for each water body. Water bodies where renaturation measures have been implemented are highlighted in bold. For these water bodies the year in which the measures were implemented is also indicated. Data source 2008: Strohmaier (2010), data source 2013 to 2015: Zuna-Kratky et al. (2016), data source 2016: Zuna-Kratky et al. (2017), data source 2022: present study.

GEWÄSSER NR.	GEWÄSSER	ERHEBUNGSJAHR						MASS-NAHMEN UMGESETZT
		2008	2013	2014	2015	2016	2022	
1	Ausstand XVIa – Riesing	x					x	
2	Ausstand XV – Boretsch	x					x	
3	Ausstand XIV – Altau	x					x	
4	Ausstand XIII – Hufeisen	x					x	2018
5	Ausstand VI – Baumgartner Schlinge	x					x	
6	Ausstand IV – Palffy-Schlinge	x					x	
7	Pressenmarch (bei Dunawiesen)	x					x	2018
8	Moravka, beim ungarischen See (Zistersdorf)	x					x	
9	Zistersdorfer Pommer (Saurunse)	x					x	
10	Großer Beitsee	x	x	x	x	x	x	2020
11	Großer Engelbrecht	x					x	2018
12	Alte March – Baumgarten	x					x	
13	Kleiner Breitensee	x					x	2021
15	Schleimlacke	x					x	
16	Krummer See	x	x	x	x	x	x	2020
17	Flachensee (Kleiner Beitsee)	x	x	x	x	x	x	2020
18	Morawka, Hohenau	x					x	
19	Kienwolf (Altbett S & SW Saurunse)	x					x	
20	Pizzawiese	x					x	
22	Eisenbahnerteich	x	x	x	x	x	x	2019
23	Skodateich	x	x	x	x	x	x	2019
24	Hufeisenteich	x	x	x	x	x	x	
25	Waldteich	x					x	2018
26	Schwefelteich	x					x	
27	Auhagen (O Kellerberg)	x					x	
28	Großer See	x					x	
29	Altsee	x					x	
30	Schwarzawa	x					x	
31	Pommersee (N bis Brücke/Fuchsenallee)	x					x	
33	Großer Schlammsee	x					x	
34	Schwarzawa – Große Wiesen N	x	x	x	x	x	x	

GEWÄSSER NR.	GEWÄSSER	ERHEBUNGSJAHR						MASS-NAHMEN UMGESETZT
		2008	2013	2014	2015	2016	2022	
35	Schwarzawa – Große Wiesen S	x	x	x	x	x	x	
36	Pommersee S Schrankenallee	x					x	
38	Schifffahrt (Bäckinsee)	x	x	x	x	x	x	2020
39	Röhringsee	x	x	x	x	x	x	
40	Gaßsee	x					x	
42	Kleiner Engelbrecht außen	x					x	
43	Altbett Sandfeld (NW Gasstation Baumgarten)	x					x	
46	Spielmaiß	x					x	
47	Hechtensee	x					x	
48	Hechtensee – Altbett	x					x	
49	Vogelsee	x						
Anzahl Gewässer mit Erhebungen		41	10	10	10	10	41	

Tab. A2: Erhebungstermine an den 41 Untersuchungsgewässern im Jahr 2022. Fett formatiert sind Gewässer, an denen Renaturierungsmaßnahmen umgesetzt wurden.

Tab. A2: Survey dates at the 41 study sites in 2022. Water bodies where renaturation measures have been implemented are highlighted in bold.

GEWÄSSER NR.	GEWÄSSER	ERHEBUNGSDATUM			NACHT-ERHEBUNG
		DURCHGANG 1	DURCHGANG 2	DURCHGANG 3	
1	Ausstand XVIa - Riesing	14.4.2022	11.5.2022	01.6.2022	
2	Ausstand XV - Boretsch	20.4.2022	18.5.2022	16.6.2022	
3	Ausstand XIV - Altau	20.4.2022	18.5.2022	15.6.2022	
4	Ausstand XIII - Hufeisen	20.4.2022	19.5.2022	3.6.2022	
5	Ausstand VI - Baumgartner Schlinge	28.4.2022	20.5.2022	24.6.2022	
6	Ausstand IV - Palffy-Schlinge	29.4.2022	26.5.2022	23.6.2022	
7	Pressenmarch (bei Dunawiesen)	20.4.2022	19.5.2022	15.6.2022	
8	Moravka, beim ungarischen See (Zistersdorf)	6.4.2022	19.5.2022	9.6.2022	
9	Zistersdorfer Pommer (Saurunse)	14.4.2022	11.5.2022	8.6.2022	
10	Großer Beitsee	21.4.2022	16.5.2022	14.6.2022	24.5.2022
11	Großer Engelbrecht	26.4.2022	20.5.2022	22.6.2022	
12	Alte March - Baumgarten	28.4.2022	26.5.2022	23.6.2022	
13	Kleiner Breitensee	26.4.2022	26.5.2022	23.6.2022	
15	Schleimlacke	28.4.2022	20.5.2022	21.6.2022	
16	Krummer See	21.4.2022	16.5.2022	14.6.2022	
17	Flachensee (Kleiner Beitsee)	14.4.2022	18.5.2022	14.6.2022	
18	Morawka, Hohenau	5.4.2022	11.5.2022	31.5.2022	
19	Kienwolf (Altbett S & SW Saurunsen)	14.4.2022	11.5.2022	8.6.2022	

GEWÄSSER NR.	GEWÄSSER	ERHEBUNGSDATUM			NACHT- ERHEBUNG
		DURCHGANG 1	DURCHGANG 2	DURCHGANG 3	
20	Pizzawiese	20.4.2022	12.5.2022	3.6.2022	
22	Eisenbahnerteich	30.3.2022	5.5.2022	27.5.2022	
23	Skodateich	30.3.2022	5.5.2022	27.5.2022	
24	Hufeisenteich	30.3.2022	5.5.2022	27.5.2022	
25	Waldteich	30.3.2022	5.5.2022	27.5.2022	
26	Schwefelteich	30.3.2022	5.5.2022	27.5.2022	
27	Auhagen (O Kellerberg)	30.3.2022	5.5.2022	27.5.2022	
28	Großer See	5.4.2022	12.5.2022	2.6.2022	24.5.2022
29	Altsee	13.4.2022	10.5.2022	3.6.2022	
30	Schwarzawa	13.4.2022	12.5.2022	1.6.2022	
31	Pommersee (N bis Brücke/Fuchsenallee)	5.4.2022	12.5.2022	1.6.2022	
33	Großer Schlammsee	13.4.2022	10.5.2022	2.6.2022	
34	Schwarzawa - Große Wiesen N	6.4.2022	18.5.2022	31.5.2022	24.5.2022
35	Schwarzawa - Große Wiesen S	6.4.2022	18.5.2022	31.5.2022	
36	Pommersee S Schrankenallee	14.4.2022	10.5.2022	1.6.2022	
38	Schifffahrt (Bäckinsee)	21.4.2022	19.5.2022	16.6.2022	
39	Röhringsee	14.4.2022	16.5.2022	21.6.2022	24.5.2022
40	Gaßsee	21.4.2022	16.5.2022	14.6.2022	
42	Kleiner Engelbrecht außen	26.4.2022	20.5.2022	22.6.2022	
43	Altbett Sandfeld (NW Gasstation Baumgarten)	26.4.2022	26.5.2022	22.6.2022	
46	Spielmaiß	29.4.2022	26.5.2022	24.6.2022	
47	Hechtensee	29.4.2022	20.5.2022	22.6.2022	
48	Hechtensee - Altbett	28.4.2022	20.5.2022	21.6.2022	

Tab. A3: Revierzahlen von Wasservogelarten (blau), Limikolen (grün) und Schilfvogelarten (orange) an den 41 Untersuchungsgewässern in den Jahren 2008 und 2022.

Tab. A3: Numbers of territories of waterbird species (blue), waders (green) and reed birds (orange) recorded at the 41 study water bodies in 2008 and 2022.

Art	2008	2022
Zwergtaucher <i>Tachybaptus ruficollis</i>	44	15
Höckerschwan <i>Cygnus olor</i>	7	14
Gaugans <i>Anser anser</i>	98	42
Schnatterente <i>Mareca strepera</i>	20	2
Krickente <i>Anas crecca</i>	1	0
Stockente <i>Anas platyrhynchos</i>	274	67
Knäkente <i>Spatula querquedula</i>	7	0
Kolbenente <i>Netta rufina</i>	0	1
Tafelente <i>Athya ferina</i>	9	2

Art	2008	2022
Teichhuhn <i>Gallinula chlorops</i>	18	23
Blässhuhn <i>Fulica atra</i>	103	6
Flussregenpfeifer <i>Charadrius dubius</i>	1	1
Kiebitz <i>Vanellus vanellus</i>	9	2
Wasserralle <i>Rallus aquaticus</i>	27	1
Kleines Sumpfhuhn <i>Zapornia parva</i>	0	1
Zwergdommel <i>Ixobrychus minutus</i>	1	0
Rohrweihe <i>Circus aeruginosus</i>	4	3
Schilfrohrsänger <i>Acrocephalus schoenobaenus</i>	199	112
Sumpfrohrsänger <i>Acrocephalus palustris</i>	49	60
Teichrohrsänger <i>Acrocephalus scirpaceus</i>	67	52
Drosselrohrsänger <i>Acrocephalus arundinaceus</i>	48	28
Rohrschwirl <i>Locustella luscinioides</i>	40	26
Rohrhammer <i>Emberiza schoeniclus</i>	75	13
Gesamtsumme Reviere	1.101	471

Tab. A4: Revierzahlen von Wasservogelarten (blau), Limikolen (grün) und Schilfvogelarten (orange) an den 10 Untersuchungsgewässern (Zuna-Kratky et al. 2017), an denen in den Jahren 2008, 2013, 2014, 2015, 2016 und 2022 Erhebungen stattfanden (vgl. Tab. A1).

Tab. A4: Territory numbers of waterbird species (blue), waders (green) and reed birds (orange) recorded at a total of 10 water bodies (Zuna-Kratky et al. 2017,) where surveys were conducted in 2008, 2013, 2014, 2015, 2016 and 2022 (see Tab. A1).

Art	2008	2013	2014	2015	2016	2022
Zwergtaucher <i>Tachybaptus ruficollis</i>	24	10	3	5	8	13
Höckerschwan <i>Cygnus olor</i>	2	3	1	1	3	3
Gaugans <i>Anser anser</i>	60	56	12	22	13	26
Schnatterente <i>Mareca strepera</i>	4	4	0	0	0	0
Krickente <i>Anas crecca</i>	1	0	1	0	0	0
Stockente <i>Anas platyrhynchos</i>	39	26	18	16	14	8
Knäkenente <i>Spatula querquedula</i>	3	0	0	0	0	0
Tafelente <i>Athya ferina</i>	3	4	0	0	3	2
Teichhuhn <i>Gallinula chlorops</i>	11	6	2	11	5	13
Blässhuhn <i>Fulica atra</i>	49	46	9	20	21	6
Kiebitz <i>Vanellus vanellus</i>	2	13	4	2	4	1
Rotschenkel <i>Tringa totanus</i>	0	1	0	0	0	0
Bekassine <i>Gallinago gallinago</i>	0	0	1	0	0	0
Wasserralle <i>Rallus aquaticus</i>	21	13	3	18	13	1
Tüpfelsumpfhuhn <i>Porzana porzana</i>	0	1	1	0	0	0
Kleines Sumpfhuhn <i>Zapornia parva</i>	0	1	0	0	0	1
Zwergdommel <i>Ixobrychus minutus</i>	0	0	0	2	1	0
Rohrweihe <i>Circus aeruginosus</i>	3	2	1	1	0	2

Art	2008	2013	2014	2015	2016	2022
Schilfrohrsänger <i>Acrocephalus schoenobaenus</i>	71	105	50	105	102	36
Sumpfrohrsänger <i>Acrocephalus palustris</i>	13	7	8	21	6	6
Teichrohrsänger <i>Acrocephalus scirpaeus</i>	41	18	21	27	38	25
Drosselrohrsänger <i>Acrocephalus arundinaceus</i>	15	26	16	18	11	18
Rohrschwirl <i>Locustella luscinioides</i>	20	20	11	36	47	16
Rohrhammer <i>Emberiza schoeniclus</i>	37	33	29	29	31	6
Gesamtsumme Reviere	419	395	191	334	320	183