



MASTERARBEIT | MASTER'S THESIS

Titel | Title

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

verfasst von | submitted by
Lena Feuereis BSc BA

angestrebter akademischer Grad | in partial fulfilment of the requirements for the degree of
Master of Science (MSc)

Wien | Vienna, 2024

Studienkennzahl lt. Studienblatt | Degree
programme code as it appears on the
student record sheet:

UA 066 879

Studienrichtung lt. Studienblatt | Degree
programme as it appears on the student
record sheet:

Masterstudium Naturschutz und
Biodiversitätsmanagement

Betreut von | Supervisor:

Dipl.-Biol. Dr. Christian Schulze

Zusammenfassung

Die March-Thaya-Auen stellen einen Biodiversitäts-Hotspot innerhalb Österreichs dar, sind jedoch durch Verlandungseffekte infolge der Flussregulierungen bedroht. Seit 2018 wurde eine Reihe von Renaturierungsmaßnahmen umgesetzt, um die hydrologische Situation im Gebiet zu verbessern. Anschließend an eine 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. Die Veränderung der Artenzusammensetzung unterschied sich dagegen in den beiden Gewässerkategorien nicht signifikant voneinander. Bei einem Vergleich der Bestände der im Jahr 2022 häufigsten Arten mit den in den Jahren 2013-2016 festgestellten Beständen, zeigte sich eine Schwankung der Revierzahlen 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 der Reviere von Arten, welche auf offene Wasserflächen angewiesen sind. Obwohl der positive Einfluss der Maßnahmen bestätigt werden konnte, sprechen die Entwicklungen der letzten Jahre für die Notwendigkeit weiterer Maßnahmen, um die leider insgesamt fortschreitende Verschlechterung der March-Auen als Lebensraum für Wasser- und Schilfvögel zu verhindern.

Schlagnworte: Wasservögel, Schilfvögel, Artenreichtum, Artenzusammensetzung, Verlandung, Renaturierungsmaßnahmen, Feuchtgebiete, Vogelschutz

Abstract

The Morava-Thaya floodplains represent a biodiversity hotspot within Austria but are threatened by siltation effects 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 in particular. 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 significantly more at water bodies where no measures were implemented. The changes in species composition, though, did not differ significantly between these two backwater categories. Data of the most common species was compared to 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, developments in recent years suggest the need for further restoration measures to prevent an increasing deterioration of the Morava floodplains for water and reed birds.

Danksagung

Ich möchte meinem Betreuer, Dr. Christian H. Schulze für die Betreuung dieser Arbeit, das Feedback und die statistische Hilfestellung danken. Ein besonderer Dank gilt auch Thomas Zuna-Kratky, der immer für Fragen offen war und mich mit wertvollen Informationen zur Region versorgt hat. Ebenso danke ich Bernadette Strohmaier für hilfreiche Tipps. Bei Marion Schindlauer möchte ich mich für die Übernachtungsmöglichkeiten und die organisatorische Unterstützung der Erhebungsarbeiten im WWF-Auenreservat bedanken. Der Stiftung Fürst Liechtenstein und der Forstverwaltung Drösing danke ich für die Erlaubnis, Erhebungen im Fürstenwald und im Drösinger Wald durchführen zu können. Außerdem danke ich der Abteilung für Naturschutz der Niederösterreichischen Landesregierung (RU5) für die Betretungserlaubnis von Naturschutzgebieten abseits der Wege. Nicht zuletzt möchte ich mich bei meiner Familie bedanken, die mich immer unterstützt, aber deren Unterstützung vor allem während der Erhebungsphase dieser Arbeit enorm wichtig für mich war.

Inhaltsverzeichnis

Einleitung	1
Methoden	4
<i>Untersuchungsgebiet</i>	4
<i>Hydrologische Verhältnisse im Untersuchungszeitraum 2022 sowie in den Vergleichsjahren</i>	7
<i>Vogelerfassung</i>	7
<i>Statistische Analyse</i>	9
Ergebnisse	10
<i>Veränderung von Revierzahlen, Artenreichtum und Artenzusammensetzung</i>	12
<i>Unterschiede zwischen Gewässern mit und ohne Renaturierungsmaßnahmen</i>	13
<i>Entwicklung der Bestände der häufigsten Arten</i>	16
<i>Veränderung der Artengemeinschaften und des Schilfvogelanteils über die sechs Untersuchungsjahre</i>	19
Diskussion	21
<i>Artenvielfalt und Bestandsveränderung einzelner Arten</i>	21
<i>Effekt der Renaturierungsmaßnahmen</i>	24
<i>Einfluss der hydrologischen Gegebenheiten</i>	25
<i>Schlussfolgerung</i>	26
Literaturverzeichnis	28
Anhang	32

Einleitung

Auenökosysteme gehören zu den artenreichsten Ökosystemen weltweit. Sie entstehen aus einem dynamischen Zusammenspiel von Fluss und Umland und bestehen aus einem Mosaik aus Habitaten wie Altwässern, Auwäldern, Auwiesen und Heißländern, 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 auftretende großflächige 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 Regulation der Thaya). Dabei wurden zahlreiche Mäanderschlingen abgetrennt und die Länge des Flusses beachtlich 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 Flusssynamik 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 Drösinger Wald geleitet wird (T. Zuna-Kratky, mündl. Mitteilung).

In Anknüpfung an die Untersuchung von 2008 (Strohmaier 2010) wurde in dieser Studie eine Wiederholung der Erhebung der Schilf- und Wasservögel an denselben Augewässern durchgeführt, um mögliche seither aufgetretene Veränderungen aufzuzeigen, die damals gestellte Prognose zu überprüfen, sowie mögliche Effekte der seither gesetzten Renaturierungsmaßnahmen aufzuzeigen. Dabei wurden Veränderungen des Artenreichtums, der Artenzusammensetzung, sowie des Verhältnisses von Schilf- zu Wasservögeln berücksichtigt. Im Speziellen sind folgende Forschungsfragen relevant:

- (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 Arten zeigen Rückgänge?
- (4) Gibt es unterschiedliche Entwicklungen an jenen Gewässern, an denen Renaturierungsmaßnahmen gesetzt wurden und jenen ohne Maßnahmen, und wenn ja, in welcher Form?

Im Zeitraum von 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 (Zuna-Kratky et al. 2016; Zuna-Kratky et al. 2017) der Schilf- und Wasservögel 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 innerhalb des letzten Jahrzehnts ein gravierender Rückgang der Frühjahrshochwässer festgestellt, die immer häufiger komplett ausbleiben (Zuna-Kratky et al. 2022; Abb. 1).

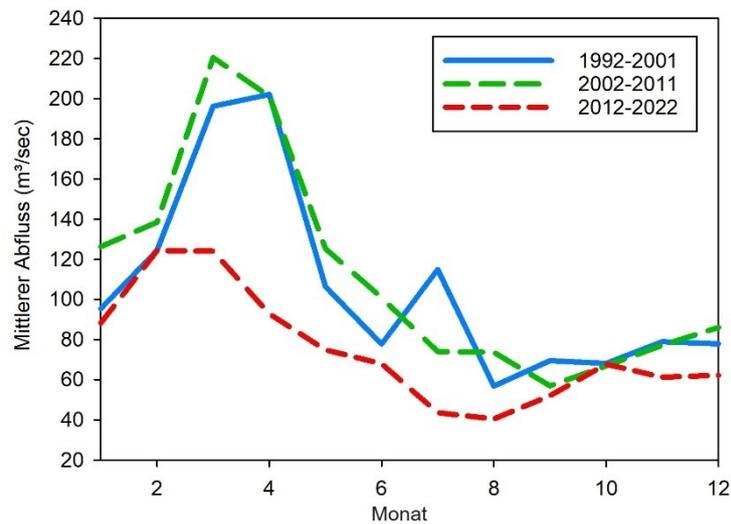


Abb. 1: Veränderung der mittleren Monatsabflüsse der March an der Pegelstelle Angern in den drei Perioden 1992-2001, 2002-2011 und 2012-2022. Aus: Zuna-Kratky et al. (2022), mit freundlicher Genehmigung von T. Zuna-Kratky.

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.

Methoden

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 in dem so trockenen Jahr 2022 kein Wasser führte; es handelte sich also um reine Weidefläche. Insgesamt wurden im Jahr 2022 daher 41 Gewässer mit einer Fläche von ca. 168 Hektar berücksichtigt. Bei diesen handelt es sich um verschiedene Gewässertypen wie Ausstände,

die im Zuge der Flussregulierung vom Hauptfluss abgetrennt wurden, sowie reliktdäre Mäander und Altbetten, die vor der Regulierung unter natürlichen Bedingungen vom Flusslauf getrennt wurden. Diese unterschiedlichen Gewässertypen befinden sich sowohl im Auwald als auch im Offenland und in Übergangsbereichen (siehe Strohmaier 2010).

An elf der 41 Gewässer haben in den Jahren 2018 bis 2021 Renaturierungsmaßnahmen stattgefunden. Bei diesen Renaturierungsmaßnahmen handelte es sich, wie bereits eingangs erwähnt, nicht gezielt um Maßnahmen zur Förderung von Wasservögeln. Vielmehr sollen die Maßnahmen generell zur Verbesserung der hydrologischen Bedingungen beitragen, indem sie durch ein Verhindern der raschen Austrocknung der Gewässer im Jahresverlauf der zunehmenden Verlandung entgegenwirken. Dadurch soll die Habitatqualität für viele an Auen gebundene Arten erhöht werden. Eine Übersicht, an welchen Gewässern in welchen Jahren Renaturierungsmaßnahmen stattgefunden haben, findet sich im Anhang (Tab. A1).

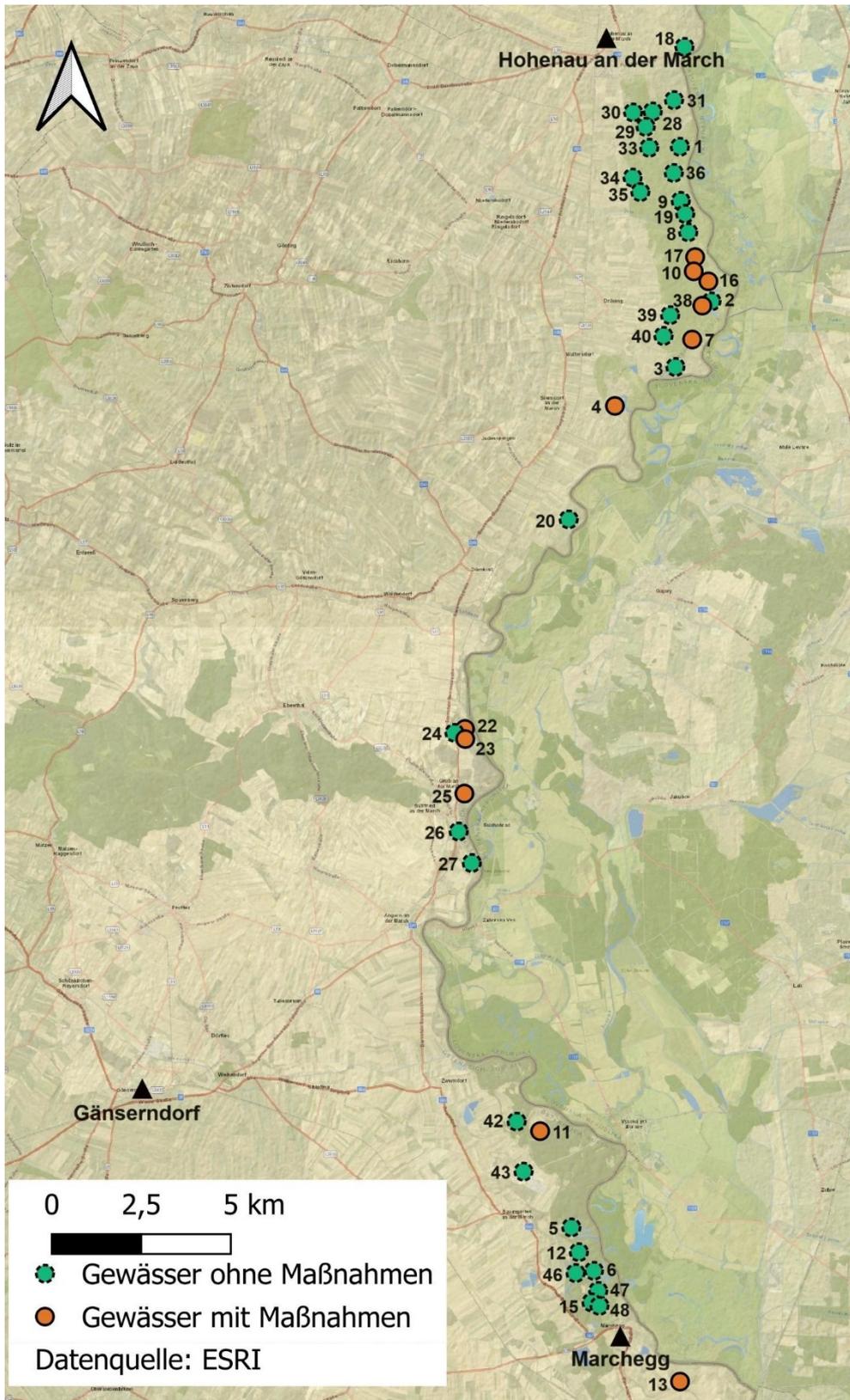


Abbildung 2: Lage der 41 Untersuchungsgewässer in den österreichischen March-Auen. Zusätzlich gekennzeichnet sind Gewässer, an denen in den Jahren 2018-2021 Renaturierungsmaßnahmen umgesetzt wurden.

Hydrologische Verhältnisse im Untersuchungszeitraum 2022 sowie in den Vergleichsjahren

2022: Das Jahr 2022 war ein extrem trockenes Jahr. Das üblicherweise im Frühjahr auftretende Hochwasser blieb aus, die March erreichte ihren Jahreshöchststand bereits am 19.02.2022 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 Augewässertypen zählende, trockneten im Verlauf der Erhebung sehr stark aus.

2013-2016: Die hydrologischen Verhältnisse in den Jahren 2013 bis 2016 waren recht verschieden. 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).

2008: 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).

Vogelerfassung

Um die Vergleichbarkeit zu gewährleisten, richtete sich die Erfassung der Schilf- und Wasservögel nach den bereits erfolgten Erhebungen. Im Zeitraum zwischen 30.03.2022 und 24.06.2022 wurden die 41 Gewässer durch eine rationalisierte Revierkartierung nach Bibby et al. (1995) kartiert, wobei, wie bereits 2008 (Strohmaier 2010), insgesamt drei Begehungen pro Gewässer stattfanden (siehe Tab. A2). Im ersten Durchgang wurde ganztägig zwischen

Sonnenaufgang und -untergang kartiert und bei den weiteren beiden Durchgängen, aufgrund der verringerten Gesangsaktivität mancher Arten um die Tagesmitte, jeweils zwischen ca. 10:00 und 16:00 pausiert, wobei die Pause bei sehr hohen Temperaturen verlängert wurde. Die einzelnen Gewässer wurden im Laufe der drei Durchgänge möglichst zu unterschiedlichen Tageszeiten kartiert. Zusätzlich wurde am 24.05.22 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.

Bei der Begehung wurden die untersuchten Arten akustisch und/oder visuell registriert, wobei nach Methodenstandards von Südbeck et al. (2005) Reviere ausgewiesen wurden. 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 wurden im Rahmen dieser Untersuchungen allerdings nicht dieselben 41 Gewässer erhoben, es stehen aber Daten von zehn der auch 2008 und 2022 erhobenen Gewässer zur Verfügung. In Tabelle 1 sind die Datenquellen der Vergleichsjahre zur besseren Übersicht dargestellt, in Tabelle A1 (Anhang) ist angeführt, an welchen Gewässern in welchen Jahren Daten erhoben wurden.

Tabelle 1: Übersicht über die für die Analyse genutzten Datenquellen.

Erhebungsjahr (Anzahl der für diese Studie herangezogenen Untersuchungsgewässer)	Datenquelle
2022 (41)	eigene Erhebung
2016 (10)	Zuna-Kratky et al. (2017)
2015 (10) 2014 (10) 2013 (10)	Zuna-Kratky et al. (2016)
2008 (41)	Strohmaier (2010)

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

Statistische Analyse

Die statistischen Tests wurden mit dem Programm Past 4.03 (Hammer et al. 2001) durchgeführt. Um zu testen, ob es zu signifikanten Veränderungen bei 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, an denen seit der Erhebung im Jahr 2008 Renaturierungsmaßnahmen durchgeführt wurden und Gewässern ohne Maßnahmen, aufzuzeigen, wurden mit iNEXT (Hsieh et al. 2016) Artenakkumulationskurven berechnet.

Mit einem 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 Revieranzahlen 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.

Um zu analysieren, ob sich die Artenzusammensetzung zwischen 2008 und 2022 unterschiedlich stark an Gewässern mit und ohne Maßnahmen verändert hat, wurden für alle Gewässer die Ähnlichkeiten in der Artenzusammensetzung zwischen den beiden Erhebungsjahren mittels des Bray-Curtis-Index berechnet. Mittels eines Mann-Whitney-U-Tests wurde dann auf Unterschiede in den Ähnlichkeiten der in beiden Untersuchungsjahren erfassten Artengemeinschaften 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 Schottersäulenwässer 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 allgemeine Unterschiede bzw. Veränderungen über die sechs Untersuchungsjahre und mögliche Effekte der Renaturierungsmaßnahmen auf die Artenzusammensetzungen zu analysieren, wurden Bray-Curtis-Ähnlichkeiten für alle paarweisen Kombinationen von Gewässern X Erhebungsjahren berechnet. Die Ähnlichkeitsbeziehungen wurden anschließend mittels einer nicht-metrischen multidimensionalen Skalierung (NMDS) dargestellt. Bei einem stress-Wert von $< 0,2$ wurde

davon ausgegangen, dass die Ähnlichkeitsbeziehungen durch die berechnete NMDS-Ordination repräsentativ abgebildet werden (Clarke 1993).

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 und die Werte der resultierenden Rangkorrelationskoeffizienten r_s anschließend mit einem paarweisen t-Test auf Unterschiede getestet. Als Indikator für die hydrologischen Verhältnisse wurde dabei der maximale Pegelstand an der Messstelle Angern an der March zur Hauptbrutzeit (April-Mai) herangezogen (Amt der NÖ Landesregierung 2024).

Um festzustellen, ob eine signifikante Veränderung des Schilfvogelanteils über die Jahre vorliegt, wurde ebenfalls eine Spearman-Rangkorrelation berechnet. Außerdem wurde mittels Chi-Quadrat-Tests auf Unterschiede in der Anzahl an Schilf- und Wasservogelrevieren zwischen den Jahre 2016 und 2022 getrennt nach Gewässern mit und ohne Maßnahmen getestet, da zwischen diesen beiden Erhebungsjahren die Renaturierungsmaßnahmen umgesetzt wurden.

Ergebnisse

Im Jahr 2022 konnten an den 41 Gewässern des Untersuchungsgebietes 20 Brutvogelarten aus den Gruppen der Schilf- & Wasservögel sowie Limikolen mit insgesamt 471 Revieren nachgewiesen werden (siehe Anhang, Tab. A1). Die am häufigsten auftretenden Arten waren die Stockente unter den Wasservögeln mit 14% aller bei der Erhebung festgestellten Reviere und der Schilfrohrsänger unter den Schilfvögeln mit 24% aller Reviere. Im Unterschied zum Jahr 2008 handelte es sich bei den zweithäufigsten Arten nicht mehr um das Blässhuhn unter den Wasservögeln und die Rohrammer unter den Schilfvögeln, sondern um die Graugans mit 42 Revieren (9%) und den Sumpfrohrsänger mit 60 Revieren (13%). Die Zahl, der an einem Gewässer jeweils festgestellten Arten lag zwischen 1 und 14 (Tab. 2), wobei im Durchschnitt (\pm Std.abw.) 4,5 (\pm 2,9) Arten pro Gewässer nachgewiesen wurden.

Tabelle 2: Übersicht über die an den einzelnen Gewässern im Jahr 2022 nachgewiesene Anzahl an Brutvogelarten und geschätzter Reviere, getrennt angegeben für die Gruppen Wasservögel (WV), Limikolen (L) und Schilfvögel (SV). Gewässer, an denen in den letzten Jahren Renaturierungsmaßnahmen durchgeführt wurden, sind grau hinterlegt.

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 - Palfy-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
22	Eisenbahnerteich	1	1	0	0	0	0	1
17	Flachensee (Kleiner Beitzsee)	0	0	0	0	3	5	3
40	Galzsee	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 Saurunsen)	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	Spielmaß	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

Veränderung von Revierzahlen, Artenreichtum und Artenzusammensetzung

Im Vergleich von 2008 und 2022 kam es bei den meisten beobachteten Brutvogelarten zu einem teils dramatischen Rückgang der verzeichneten Reviere (Abb. 3). Prozentuell liegt der stärkste Rückgang bei der Knäkente vor, für die im Jahr 2008 sieben Reviere bestätigt wurden und die im Jahr 2022 nicht mehr nachgewiesen werden konnte. Besonders auffällige Rückgänge zeigen sich bei Blässhuhn und Rohrammer, die 2008 jeweils die zweithäufigste Art unter Wasser- und Schilfvögeln waren. Das Blässhuhn verzeichnete einen Rückgang der Reviere von 103 auf nur noch 6 (-94%), die Rohrammer von 75 auf 13 (-83%).

Zunahmen der Revierzahlen gibt es lediglich bei Sumpfrohrsänger (um 22% bzw. 11 Reviere), Teichhuhn (um 28% bzw. 5 Reviere) und Höckerschwan, dessen Revieranzahl sich von 7 auf 14 verdoppelte. 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 aller in den Jahren 2008 und 2022 festgestellten Arten und deren Häufigkeit findet sich im Anhang (Tab. A2).

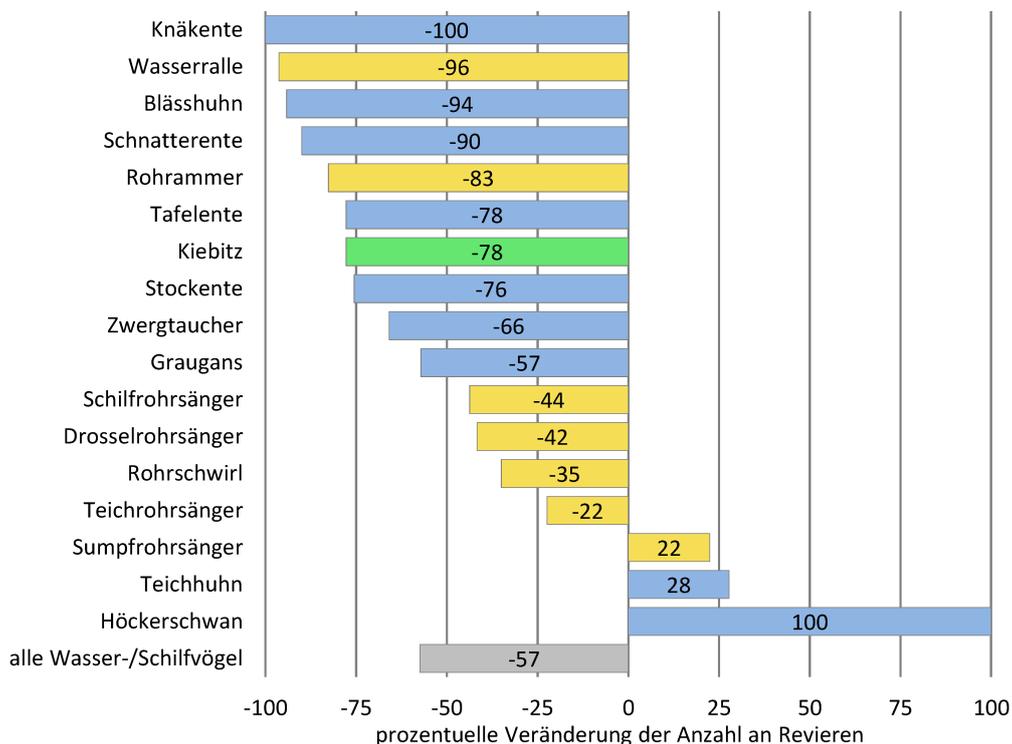


Abbildung 3: Prozentuelle Veränderung der Revieranzahl der untersuchten Brutvogelarten zwischen 2008 und 2022. Blau = Wasservogel, Gelb = Schilfvogel, Grün = Limikolen. Nicht dargestellt sind die insgesamt seltenen Arten Krickente (2008: 1 Revier), Kolbenente (2022: 1 Revier), Zwergdommel (2008: 1 Revier), Kleines Sumpfhuhn (2022: 1 Revier), Flussregenpfeifer (2008 und 2022: je 1 Revier) und Rohrweihe (2008: 4 Reviere; 2022: 3 Reviere).

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).

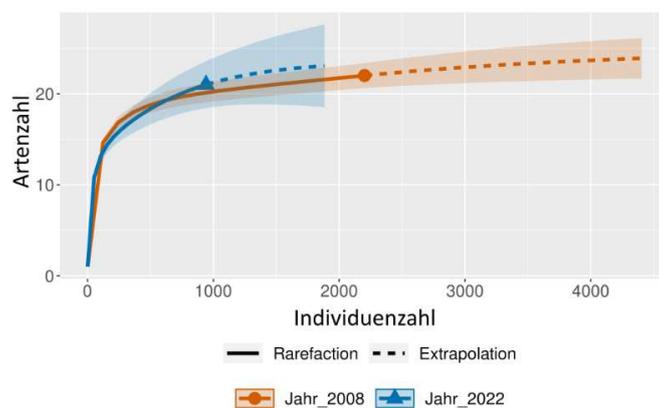


Abbildung 4: Artenakkumulationskurven ($\pm 95\%$ Konfidenzintervall) für alle in den Erhebungsjahren 2008 und 2022 im gesamten Untersuchungsgebiet festgestellten Vögel mit Gewässerbindung.

Unterschiede zwischen Gewässern mit und ohne Renaturierungsmaßnahmen

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

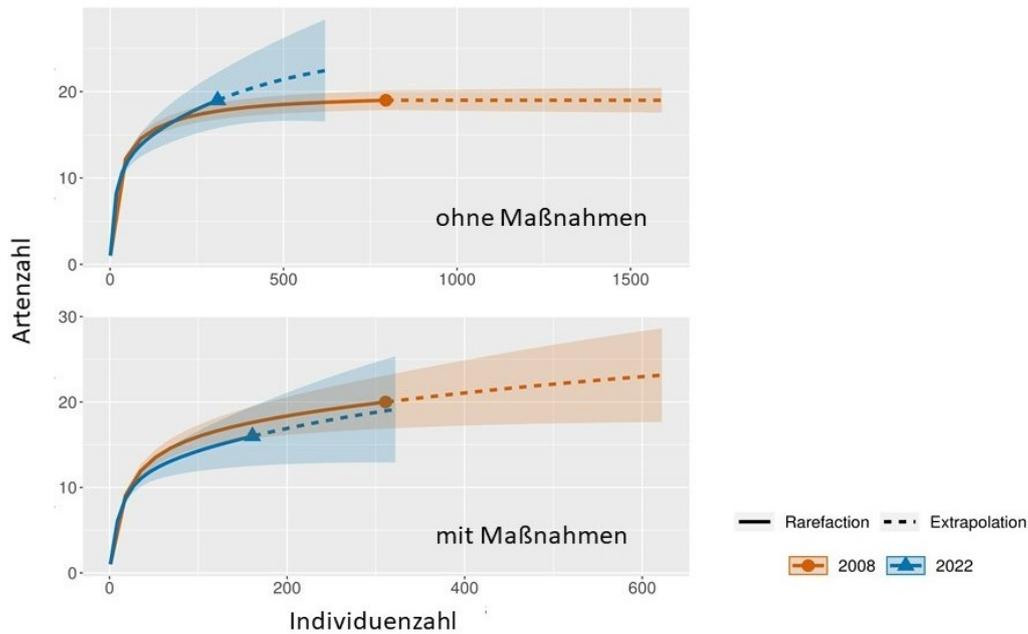


Abbildung 5: Artenakkumulationskurven ($\pm 95\%$ Konfidenzintervall) für die Erhebungsjahre 2008 und 2022, getrennt nach Gewässern mit und ohne Renaturierungsmaßnahmen.

Der Vergleich der Anzahl von einzelnen Arten besiedelten Gewässern zwischen 2008 und 2022 zeigte einen signifikanten Rückgang für die Arten Zwergtaucher, Schnatterente, Stockente, Knäkente, Tafelente, Blässhuhn und Rohrammer (Tab. 3). Auffällig ist, dass es sich mit Ausnahme der Rohrammer ausschließlich um Arten aus der Gruppe der Wasservögel handelt. Bei keiner einzigen Art kam es zu einer signifikanten Zunahme der Anzahl als Bruthabitat genutzter Gewässer.

Die Analyse der Unterschiede in der Revierveränderung nach Arten zwischen Gewässern mit Renaturierungsmaßnahmen und jenen ohne, zwischen den beiden Jahren, ergab lediglich eine signifikante Abnahme von Graugans-Revieren an Gewässern ohne Renaturierungsmaßnahmen und eine signifikante Zunahme von Teichhuhn-Revieren an Gewässern mit Renaturierungsmaßnahmen (Tab. 3). Für die anderen Arten lieferte der Vergleich keine signifikanten Ergebnisse.

Tabelle 3: Ergebnisse exakter Tests nach Fisher für die Veränderungen der Anzahl besiedelter Gewässer, sowie für die Veränderung der Revieranzahl an Gewässern mit und ohne Maßnahmen zwischen 2008 & 2022, berechnet für alle Arten mit Gewässerbindung (außer den seltenen Arten Krickente, Kolbenente, Zwergdommel, Kleines Sumpfhuhn, Flussregenpfeifer und Rohrweihe: alle Arten mit max. 5 Revieren pro Jahr). Blau = Wasservogel, Grün = Limikolen, Gelb = Schilfvogel, ↓ = signifikante Abnahme der Anzahl besiedelter Gewässer von 2008 auf 2022, – = signifikante Abnahme an Revieren an Gewässern ohne Maßnahmen, + = signifikante Zunahme an Revieren an Gewässern mit Maßnahmen.

Art	Ergebnisse Fishers exakter Test	
	Veränderung der Anzahl besiedelter Gewässer zwischen 2008 & 2022	Veränderung der Revieranzahl an Gewässern mit und ohne Maßnahmen zwischen 2008 & 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	$p = 9,1278E-06$ ↓	$p = 0,6956$
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	$p = 0,4852$	$p = 0,7780$
Rohrammer	$p = 0,0043$ ↓	$p = 0,5009$

Der Vergleich der Bestandstrends aller Arten für Gewässer, an denen Renaturierungsmaßnahmen gesetzt wurden und Gewässer ohne Maßnahmen, zeigte, 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 ist der ungewöhnlich großen Revierzunahme des Teichhuhns (um 300%) an Gewässern mit Maßnahmen geschuldet (Abb. 6).

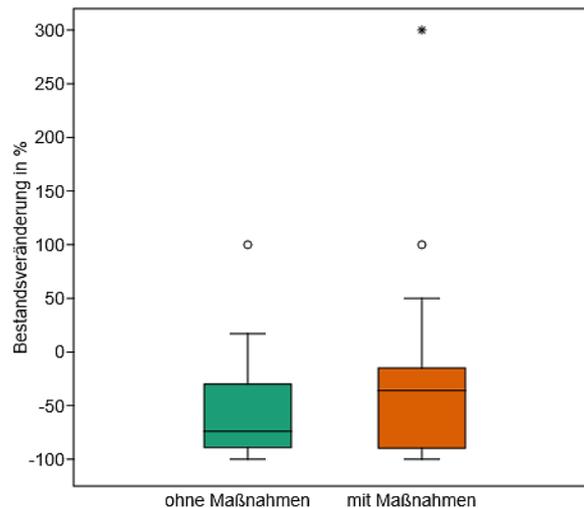


Abbildung 6: Bestandsveränderung aller Arten an Gewässern mit und ohne Renaturierungsmaßnahmen im Vergleich. Gezeigt sind Median, 25-75 %-Quantile (Box), sowie Min-Max-Werte (Streuungslinien) ohne Ausreißer.

Die Untersuchung der mittleren Veränderung der Artenzusammensetzung der einzelnen Gewässer zwischen 2008 und 2022 (quantifiziert mit Bray-Curtis-Ähnlichkeitswerten) ergab keine signifikanten Unterschiede zwischen Gewässern mit und ohne Maßnahmen (Mann-Whitney-U-Test: $U = 144,5$, $z = 0,11$, $p = 0,9102$). Die Artenzusammensetzung veränderte sich zwischen 2008 und 2022 an den beiden Gewässerkategorien ähnlich stark (Abb. 7).

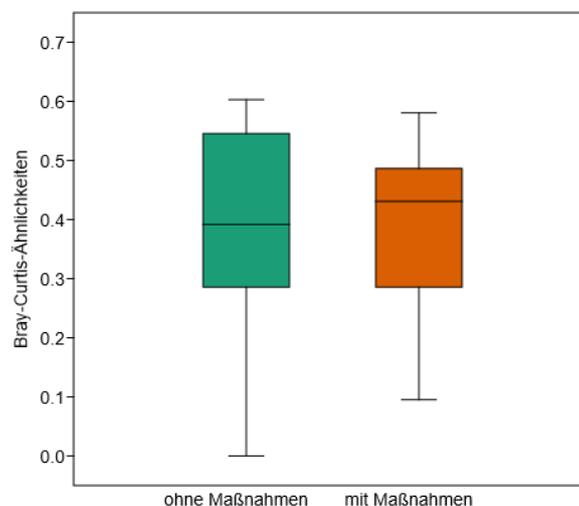


Abbildung 7: Veränderung der Artenzusammensetzung an Gewässern mit und ohne Maßnahmen im Vergleich. Gezeigt sind Median, 25-75 %-Quantile (Box), sowie Min-Max-Werte (Streuungslinien) ohne Ausreißer.

Entwicklung der Bestände der häufigsten Arten

Zu den häufigsten Schilfvogelarten des Untersuchungsgebietes gehören Rohrschwirl und Rohrammer, sowie die vier Rohrsängerarten Schilf-, Teich-, Drossel- und Sumpfrohsänger. Die in Abb. 8 dargestellten Revierzahlen dieser Arten über die sechs Erhebungsjahre zwischen 2008 und 2022 zeigen, dass alle Arten jährliche Schwankungen ihrer Revierzahlen aufweisen.

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. 4). Auch für die anderen Schilfvogelarten konnte kein signifikanter Zusammenhang festgestellt werden. Allerdings deuten die hohen Korrelationskoeffizienten bei Schilfrohrsänger und Rohrammer durchaus auf einen positiven Zusammenhang zwischen Wasserstand und Revieranzahl hin, der möglicherweise bei einer größeren Stichprobe das Signifikanzniveau erreichen würde (Tab. 4; vgl. auch Abb. 8). Ebenso konnte für keine dieser Arten eine signifikante gerichtete Veränderung über die Zeit festgestellt werden. Allerdings deutet sich bei der Rohrammer zumindest ein negativer Trend an (Tab. 4; vgl. auch Abb. 8).

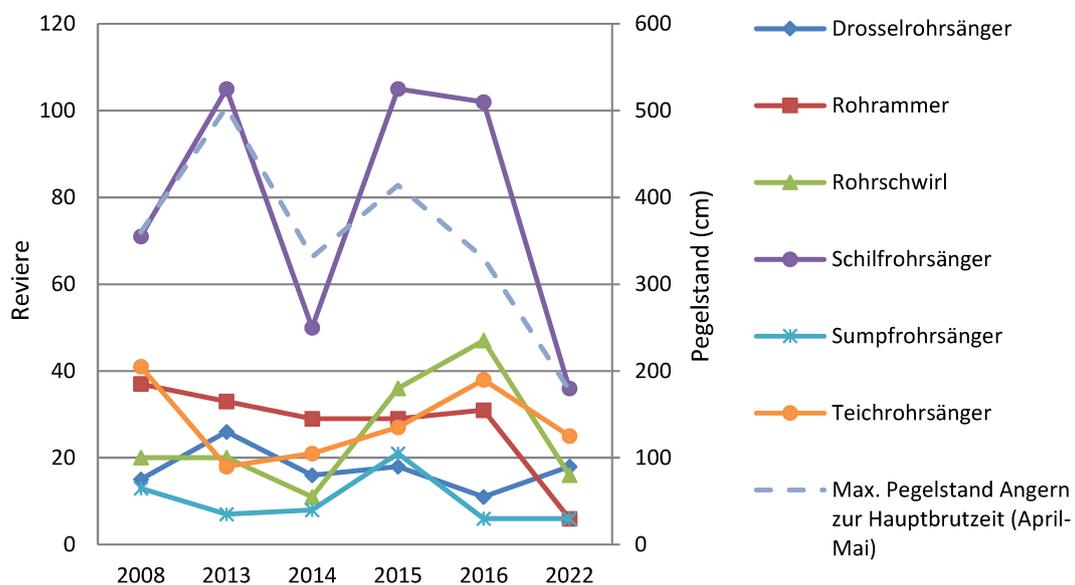


Abbildung 8: Veränderung der Revierzahlen der häufigsten Schilfvogelarten (an den zehn Gewässern mit Erhebungen in allen sechs Untersuchungsjahren), sowie des maximalen Pegelstands der March bei Angern zur Hauptbrutzeit (April-Mai) zwischen 2008 und 2022.

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. 9). Während Graugans und Blässhuhn zwischenzeitlich auch wieder leichte Anstiege verzeichnen konnten, nahm die Anzahl der Stockenten-Reviere stetig signifikant ab (Tab. 4). Bei genauerer Betrachtung der Teichhuhn-Reviere über die Untersuchungsjahre zeigt sich allerdings, dass es sich um keinen stetigen Anstieg der Reviere von 2008 bis 2022 handelt, sondern die Reviere zwischen Werten von zwei und 18 schwanken. Eine Korrelation der Revierzahlen mit dem Wasserstand zeigte sich auch bei den häufigsten Wasservogelarten nicht (Tab. 4). Eine detaillierte Tabelle mit den

Revieren aller über die sechs Untersuchungsjahre festgestellten Arten findet sich im Anhang (Tab. A4).

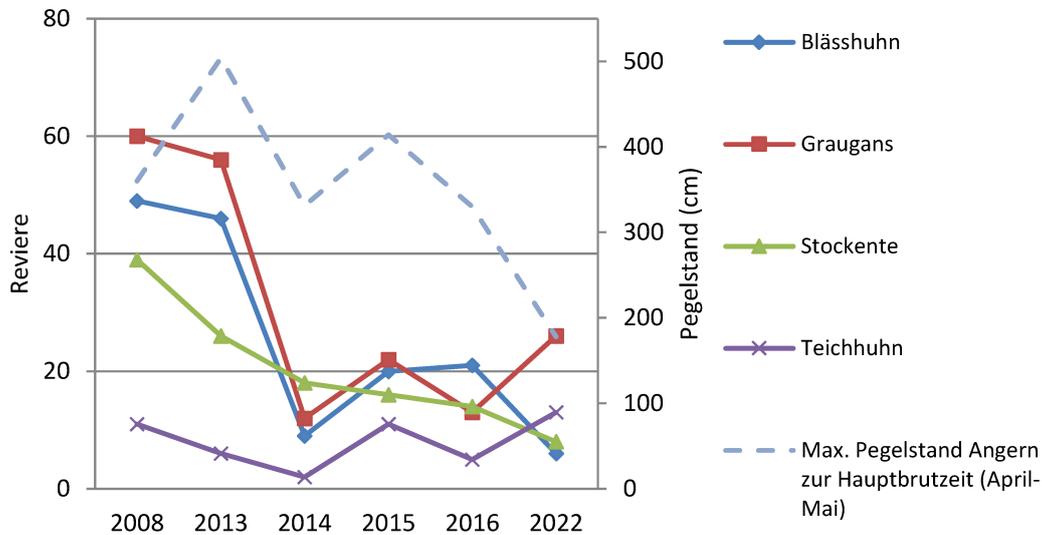


Abbildung 9: Veränderung der Revierzahlen der häufigsten Wasservogelarten (an den zehn Gewässern mit Erhebungen in allen sechs Untersuchungsjahren), sowie des maximalen Pegelstands der March bei Angern zur Hauptbrutzeit (April-Mai) zwischen 2008 und 2022.

Um zu testen, ob die beiden Faktoren Pegelstand (entspricht dem maximalen Pegelstand der Messstelle Angern an der March zur Brutzeit als Maß für die hydrologischen Verhältnisse des jeweiligen Jahres) und zeitliche Veränderung (entspricht einer über die Jahre erfolgenden, gerichteten Veränderung) einen unterschiedlich starken Zusammenhang mit der Revieranzahl der 10 häufigsten Arten (Tab. 4) aufweisen, wurde ein paarweiser t-Test berechnet. Dieser weist auf keinen signifikanten Unterschied hin ($t = 0,70$, $p = 0,5034$).

Tabelle 4: Ergebnisse der Spearman-Rangkorrelation der Revierzahlen der häufigsten Arten mit Pegelständen und zeitlicher Veränderung.

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	$r_s = 0,64$, $p = 0,2000$	$r_s = -0,58$, $p = 0,2444$
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	$r_s = 0,17$, $p = 0,7463$	$r_s = 0,16$, $p = 0,8389$
Rohrammer	$r_s = 0,79$, $p = 0,0643$	$r_s = -0,81$, $p = 0,0722$

Veränderung der Artengemeinschaften und des Schilfvogelanteils über die sechs Untersuchungsjahre

Die NMDS-Ordination auf Basis der Bray-Curtis-Ähnlichkeiten zwischen den an den zehn Gewässern, die in allen Erhebungsjahren berücksichtigt wurden, erhobenen Artgemeinschaften, gibt einen Hinweis auf eine gerichtete Veränderung über die sechs Untersuchungsjahre (Abb. 10). Dabei wurden Gewässer mit und ohne Renaturierungsmaßnahmen getrennt behandelt. Dimension 2 kann als Zeitachse betrachtet werden. An Gewässern in den Jahren 2008-2013 festgestellte Artengemeinschaften gruppieren sich in der unteren Hälfte der NMDS-Ordination, alle anderen Jahre liegen darüber. Nur das Jahr 2014 stellt einen Ausreißer dar. Bemerkenswerterweise kommt es auch zu einer Segregation von Gewässern ohne (in der linken Hälfte der Ordination) und solchen mit Renaturierungsmaßnahmen (rechte Hälfte der Ordination) (Abb. 10). Gewässer mit Renaturierungsmaßnahmen unterschieden sich somit scheinbar bereits vor Umsetzung dieser von nichtrenaturierten Gewässern.

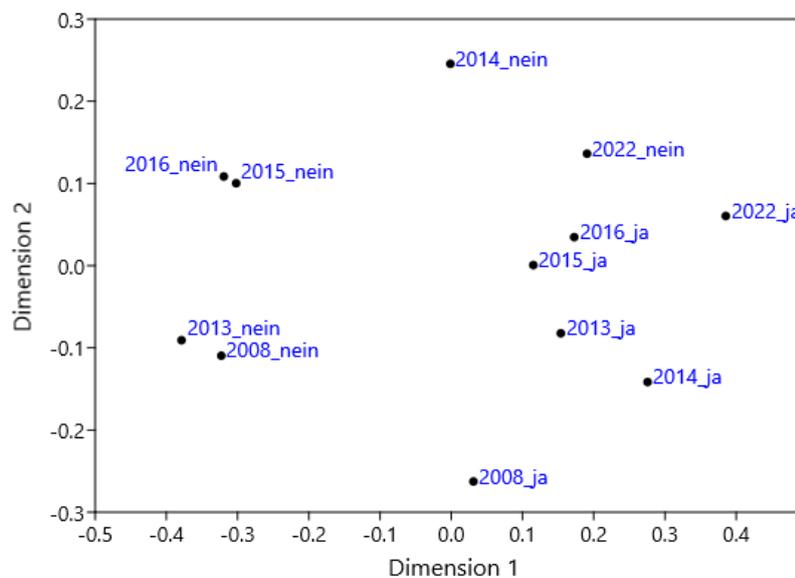


Abbildung 10: NMDS-Ordinationsdiagramm auf Basis der Bray-Curtis-Ähnlichkeiten zwischen den an 10 Gewässern in den sechs Untersuchungsjahren festgestellten Artengemeinschaften. Mit „ja“ markierte Jahreszahlen stehen für die Gewässer, an denen Maßnahmen umgesetzt wurden, mit „nein“ markierte Jahreszahlen stehen für jene Gewässer, an denen keine Maßnahmen gesetzt wurden.

Die Veränderung des Anteils an Schilfvogelrevieren zwischen 2008 und 2022 hat sich als nicht signifikant erwiesen ($r_s = 0,6571$; $p = 0,1556$). 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. 11). 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%.

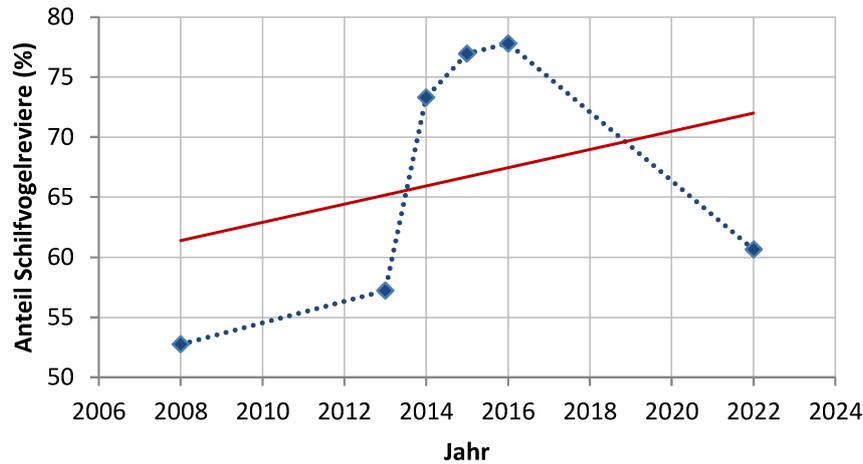


Abbildung 11: Veränderung des Schilfvogelanteils über die Erhebungsjahre 2008 bis 2022. Trendlinie in Rot dargestellt.

Betrachtet man die Veränderung des Schilfvogelanteils getrennt für Gewässer, an denen Renaturierungsmaßnahmen stattgefunden haben und Gewässer ohne Maßnahmen, erkennt man deutliche Unterschiede (Abb. 12). Zum einen zeigt sich, dass der Schilfvogelanteil an Gewässern ohne Maßnahmen generell 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 Maßnahmen nur bei 9% lag. Der Chi-Quadrat-Test bestätigte eine stärkere Abnahme von Schilfvogelrevieren an Gewässern mit Maßnahmen im Vergleich zu Gewässern ohne Maßnahmen ($\chi^2 = 4,14$, $p = 0,0420$).

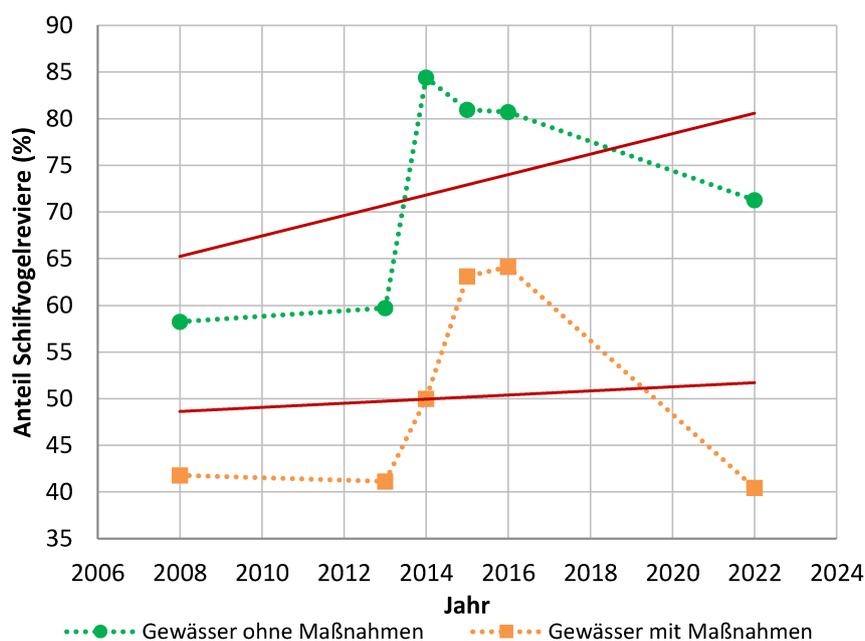


Abbildung 12: Veränderung des Schilfvogelanteils in den Untersuchungsjahren 2008 bis 2022 getrennt nach Gewässern mit und ohne Maßnahmen. In Rot sind die Trendlinien dargestellt.

Für die Wasservögel zeigte sich eine deutliche, entgegengesetzte Veränderung ($\chi^2 = 8,67$, $p = 0,0032$), hier kam es an den Gewässern mit Renaturierungsmaßnahmen sogar zu einer Revierzunahme, während es an den Gewässern ohne Maßnahmen zu einer Revierabnahme kam (Abb. 13).

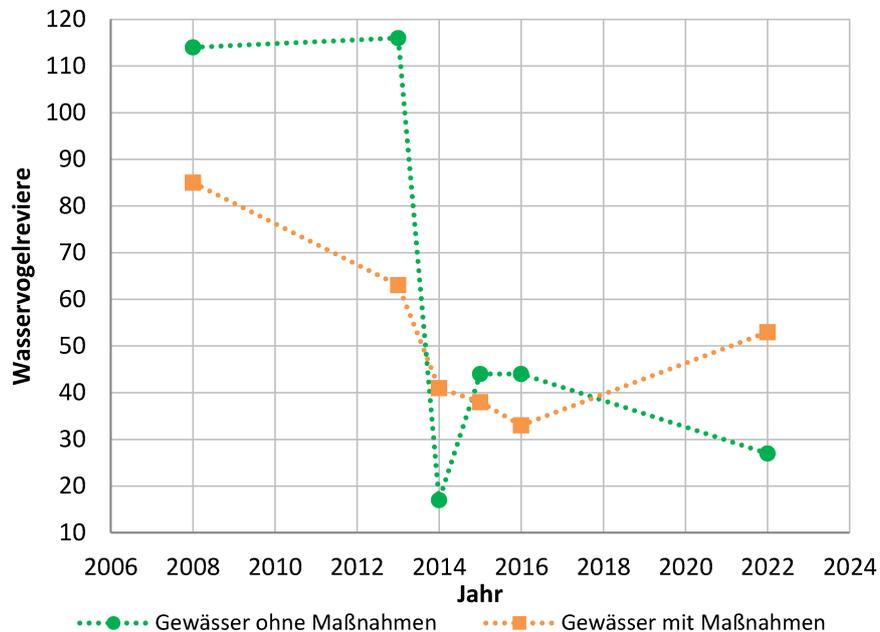


Abbildung 13: Veränderung der Wasservogelreviere in den Untersuchungsjahren 2008 bis 2022 getrennt nach Gewässern mit und ohne Maßnahmen.

Diskussion

Artenvielfalt und Bestandsveränderung einzelner Arten

Die im Jahr 2022 bei der Erhebung festgestellte Zahl von 20 Brutvogelarten aus den Gruppen der Schilf- und Wasservögel, 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 und Zwergdommel 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 um eine Art handelt, die sehr stark auf die Frühjahrshochwasser angewiesen ist, ist es nicht überraschend, dass die Art im ausgesprochen trockenen Jahr 2022 nur am Frühjahrsdurchzug beobachtet werden konnte.

Dagegen konnten die zwei Arten Kolbenente 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 erste erfolgreiche Brut 2010 nachgewiesen werden konnte und deren Vorkommen seither als dauerhaft eingestuft wird (Frühauf & Zuna-Kratky 2018).

Insgesamt zeigte sich für den Zeitraum 2008-2022, dass die Gruppe der Wasservögel prozentuell von stärkeren Rückgängen betroffen war als die der Schilfvögel. Den stärksten prozentuellen Rückgang weist die bereits erwähnte Knäkente auf, da sie im Jahr 2022 gar nicht nachgewiesen werden konnte. Andere Arten, deren Revierabnahmen von 2008 auf 2022 besonders auffällig waren, sind Blässhuhn und Stockente unter den Wasservögeln und die Rohrammer unter den Schilfvögeln.

Die Bestandszahlen des Blässhuhns sind im Vergleich der Jahre 2008 und 2022 um 94% zurückgegangen. 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 Wasserständen, schließlich keine brütenden Blässhühner mehr nachgewiesen werden (Dvorak et al. 2019, 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 vorhergehende Niveau nicht mehr erreicht haben. Darüber hinaus hat auch die räumliche Verbreitung im Gebiet abgenommen (Frühauf & Zuna-Kratky 2018). Laut Frühauf & Zuna-Kratky (2018) liegt die Ursache dabei eindeutig in den fehlenden Frühjahrshochwässern.

Bei der Stockente sieht man im Gegensatz zu Blässhuhn und Graugans keine zwischenzeitlichen Anstiege der Bestandszahlen, sondern 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 Untersuchungsgewässern 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 weist die Rohrammer seit 2008, bis auf einen leichten Anstieg im Jahr 2016, durchwegs Rückgänge der Bestandszahlen auf. 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 Nordmittelmeerraum 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 diese Zunahme bei 28%. Bei genauer Betrachtung der letzten Jahre zeigte sich jedoch keine stetige Zunahme, vielmehr zeigte sich auch hier eine Schwankung der Bestandszahlen in Abhängigkeit vom Wasserstand. Lediglich im trockenen Jahr 2022 kam es unerwarteterweise zu einem Anstieg der Bestandszahlen. Warum es hier zu einem Anstieg kam, ist nicht eindeutig erklärbar. Annehmbar ist aber, dass das Teichhuhn mit Verlandungseffekten besser zurechtkommt als andere Wasservögel, wie beispielsweise das Blässhuhn, da es mit wesentlich kleineren Wasserflächen auskommt und auch weniger auf reine Schilfbestände angewiesen ist, sondern weiter landeinwärts liegende Flächen mit dichter Vegetation zu Brut nutzen kann (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 2024), 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 gibt es auf der österreichischen Seite der March-Thaya-Auen 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 (Frühau & Zuna-Kratky 2018), ist die Besiedelung der Region durch den Höckerschwan scheinbar noch nicht abgeschlossen. Auch der gesamtösterreichische Brutbestand wird eindeutig als zunehmend eingestuft (Brader 2024).

Beim Sumpfrohrsänger lag die Revierzunahme im Vergleich von 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 ausgefallen ist. Unter Einbezug der übrigen Untersuchungsjahre zeigt sich diese Zunahme nicht, was dafür spricht, dass diese 10 ausgewählten Gewässer insgesamt weniger stark von Verlandungseffekten betroffen sind. Ebenso zeigen die Bestände des Sumpfrohrsängers, im Gegensatz zu den meisten anderen Arten, keinen Rückgang im trockenen Jahr 2014, sondern eine Zunahme.

Effekt der Renaturierungsmaßnahmen

Die Ergebnisse dieser Studie lieferten einige Hinweise, dass die inzwischen 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, was bei den Begehungen im Freiland für viele Gewässer auch bestätigt werden konnte. 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 aller Arten an den Gewässern, an denen keine Maßnahmen gesetzt wurden, bei -74% lag, lag der er an Gewässern, an denen Maßnahmen gesetzt wurden, nur bei -36%. Die Zusammensetzung der Arten hat sich dagegen an allen Gewässern in ähnlichem Maße verändert.

Auch die Veränderung des Schilfvogelanteils von der letzten Erhebung 2016 auf das Jahr 2022 gibt einen Hinweis auf den Effekt der Maßnahmen: Der Schilfvogelanteil ist an Gewässern, an denen Maßnahmen gesetzt wurden, von 2016 auf 2022 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.

Einfluss der hydrologischen Gegebenheiten

Der Pegelhöchststand der March während der Monate April bis Mai ist eigentlich kein ausreichendes Maß, um die hydrologische Situation während der Brutzeit der Schilf- und Wasservögel 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.

Obwohl es keine deutlichen, signifikanten Zusammenhänge zwischen Pegelstand und Revieranzahl der einzelnen Brutvogelarten gab, und die Arten sicherlich alle in unterschiedlichem Ausmaß von der hydrologischen Situation beeinflusst werden, zeigte sich

durch diese, wie auch durch vorangegangene Erhebungen immer wieder, dass die hydrologische Situation insgesamt einen sehr großen Einfluss auf das Brutgeschehen und die Bestandszahlen der Schilf- und der Wasservögel der 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 scheinbar zunehmend häufiger und die Auswirkungen der Trockenheit verschärfen sich in sehr niederschlagsarmen Jahren in den March-Auen durch die immer öfter fehlenden Frühjahrshochwässer. Zudem wird durch die Trockenheit auch die Verlandung der Augewässer beschleunigt. Es stellt sich die Frage, inwieweit die Schilf- und Wasservögel in der Lage sind, diese schlechten 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.

Schlussfolgerung

Während die Bestandstrends der meisten Arten negativ ausfielen, konnte bis dato noch keine Abnahme der Artenvielfalt der Schilf- und Wasservögel der March festgestellt werden. Die über die letzten Jahre gesetzten Renaturierungsmaßnahmen können die fehlende Flussdynamik scheinbar nicht ersetzen und die damit einhergehende allgemeine Verschlechterung des Gebietes nicht aufhalten. Jedoch hat sich in dieser Studie gezeigt, dass sie die Entwicklung 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, wie auch am Beispiel der Donau gezeigt wurde (Weigelhofer et al. 2013), von der wiederum verschiedene Organismengruppen profitieren können. So können beispielsweise Libellen oder Amphibien

auch von Renaturierungsmaßnahmen profitieren, die zu einer verbesserten Dotation der Augewässer führen (Weigelhofer et al. 2013; Bloch et al. 2010). 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 Dotationsrohre 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.

Schlussfolgern lässt sich, dass die umgesetzten Maßnahmen Wirkung zeigen, aber weitere Schritte notwendig sind, um diesen wertvollen Lebensraum 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, mehr Wasser aus dem Hauptstrom aufnehmende und die Seitenarme stärker durchströmende Maßnahmen aus. Ebenso wären Maßnahmen notwendig, die auch Erosionsprozesse zulassen, um der Verlandung nachhaltig entgegenzuwirken (Weigelhofer et al. 2013) und diesen wertvollen Lebensraum für die Zukunft zu erhalten.

Literaturverzeichnis

- Amt der Niederösterreichischen Landesregierung (2024): Wasserstandsnachrichten und Hochwasserprognosen.
<https://www.noel.gv.at/wasserstand/#/de/Messstellen/Details/207324/Durchfluss/Jahr>.
Letzter Zugang: 03.05.2024
- Battisti, C., Agilitti, C., Sorace, A. & Trotta, M. (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., Bezzel, E. & Fiedler, W. (2005): Das Kompendium der Vögel Mitteleuropas. Alles über Biologie, Gefährdung und Schutz. Passeriformes – Sperlingsvögel. AULA-Verlag, Wiebelsheim.
- Bibby, J., Burgess, N. D. & Hill, D. A. (1995): Methoden der Feldornithologie. Bestandserfassung in der Praxis. Neumann Verlag, Radebeul.
- Bloch, A., Graf, W., Huber, T., Lahnsteiner, R., Lazowsky, W., Leitner, P., Moog, O., Moser, V., Novak, I., Oberhofer, A., Pall, K., Pfister, P., Schultz, H., Schwingshandl, A., Teufelbauer, N., Waringer-Löschenkohl, A., Weichselbaumer, M., Witthuhn, E. & Zuna-Kratky, T. (2010): Zusammenfassende ökologische Bewertung der flussbaulichen Maßnahmen an der March. Vergleich von Ufer- und Profilstaltungsmaßnahmen auf Basis ausgewählter Bioindikatoren. Umweltbundesamt, Wien.
- Brader, M. (2024): Höckerschwan *Cygnus olor*. In: Teufelbauer, N., Seaman, B., Hohenegger, J. A., Nemeth, E., Karner-Ranner, E., Probst, R., Berger, A., Lugerbauer, L., Berg, H. M. & Laßnig-Wlad, C. (Hrsg.), Österreichischer Brutvogelatlas 2013-2018. Verlag des Naturhistorischen Museums Wien, Wien: 106–107.
- Dvorak, M., Laber, J., & Wendelin, B. (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: 4–46.
- Dvorak, M., Laber, J. & Wendelin, B. (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: 4–12.
- Dvorak, M., Laber, J. & Wendelin, B. (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: 4–13.
- Dvorak, M., Laber, J. & Wendelin, B. (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: 4–11.
- Dvorak, M., Laber, J. & Wendelin, B. (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: 4–13.

- Dvorak, M., Laber, J. & Wendelin, B. (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: 4–10.
- Dvorak, M., Laber, J., & Wendelin, B. (2023): Erfassung der Brut-, Durchzugs- und Winterbestände von Wasservögeln (Entenvögel, Limikolen, Möwen) Neusiedler See-Gebiet im Jahr 2023. In: BirdLife Österreich (Hrsg.), Ornithologisches Monitoring im Nationalpark Neusiedler See-Seewinkel. Bericht über das Jahr 2023, Wien: 4–34.
- Clarke, K. R. (1993): Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology* 18: 117–143.
- Frühauf, J. & Zuna-Kratky, T. (2018): Naturschutzrelevante Vogelarten der March-Thaya-Auen. Bericht über die Jahre 2013-18 mit besonderer Berücksichtigung der Situation 2017/18, Wien.
- Gepp, J., Baumann, N., Kauch, E. P., & Lazowski, W. (1985): Auengewässer als Ökozellen. Grüne Reihe des Bundesministeriums für Gesundheit und Umweltschutz 4, Wien.
- Globevnik, L., Januschke, K., Kail, J., Snoj, L., Manfrin, A., Azlak, M., Christiansen, T. & Birk, S. (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. & Bauer, K. (1973): Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Band 5: Galliformes und Gruiformes. Akademische Verlagsgesellschaft, Frankfurt am Main.
- Hammer, Ø., Harper, D. A. T. & Ryan, P. D. (2001): PAST. Paleontological Statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica* 4(1).
- Hsieh, T. C., Ma, K. H. & Chao, A. (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., Zuna-Kratky, T. & Pröbstl, U. (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-Altgewässer. In: Gepp, J. (Hrsg.), Auengewässer als Ökozellen. Grüne Reihe des Bundesministeriums für Gesundheit und Umweltschutz 4, 2. Auflage, Wien: 159–222.
- Nergiz, H. & Durmuş, A. (2017): Effects of habitat chance on breeding waterbirds in Arin (Sodali) lake, Turkey. *Applied Ecology and Environmental Research* 15: 1111–1118.
- Paternoster, D., Danzinger, F., Koukal, T., Kudrnovsky, H., Lackner, S., Berger, A., Schadauer, K., Wrba, T., Stejskal-Tiefenbach, M. & Ellmayer, T. (2021): Strategischer Rahmen für eine Priorisierung zur Wiederherstellung von Ökosystemen auf nationalem und subnationalem Niveau. Umweltbundesamt, Wien.

- Ranner, A. (2024): Teichhuhn *Gallinula chloropus*. In: Teufelbauer, N., Seaman, B., Hohenegger, J. A., Nemeth, E., Karner-Ranner, E., Probst, R., Berger, A., Lugerbauer, L., Berg, H. M. & Laßnig-Wlad, C. (Hrsg.), Österreichischer Brutvogelatlas 2013-2018. Verlag des Naturhistorischen Museums Wien, Wien: 190–191.
- Reckendorfer, W., Böttiger, M., Funk, A. & Hein, T. (2013): The development of abandoned side-channels: ecological implications and future perspectives. In: Bauch, K. (Hrsg.), Conference Volume, 5th Symposium for Research in Protected Areas. Salzburger Nationalparkfonds, Mittersill: 639–642.
- Strohmaier, B. & Egger, G. (2009): Prioritäten für den Natur- und Artenschutz in den March-Thaya-Auen. Studie des MARTHA-Forums. WWF-Studien, Wien.
- Strohmaier, B. (2010): Strukturvielfalt von Augewässern und Flussregulierungsmassnahmen: Effekte auf Wasser- und Schilfvogelgemeinschaften der österreichischen March-Auen. Magisterarbeit, Universität Wien.
- Südbeck, P., Andretzke, H., Fischer, S., Gedeon, K., Schikore, T., Schröder, K. & C. Sudfeldt (Hrsg.) (2005): Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands. Radolfzell.
- Teufelbauer, N., Adam, M. & Nemeth, E. (2018): Bestandstrends in Österreich überwinternder Wasservögel 1970-2014 – Ergebnisse der Internationalen Wasservogelzählungen. Egretta 56: 36–76.
- Tockner, K. & Stanford, J. A. (2002): Riverine flood plains: present state and future trends. Environmental Conservation 29(3): 308–330
- Ward, J. V., Tockner, K. & Schiemer, F. (1999): Biodiversity of floodplain river ecosystems: ecotones and connectivity. Regulated Rivers 15: 125–139.
- Weigelhofer, G., Reckendorfer, W., Funk, A. & Hein, T. (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. & Lazowski, W. (1999): Hydrologie. In: Kelemen, J. & Oberleitner, I. (Hrsg.): Fließende Grenzen. Lebensraum March-Thaya-Auen. Umweltbundesamt, Wien: 24–50.
- Zuna-Kratky, T. & Frühauf, J. (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. (2009): March-Thaya-Auen. In: Dvorak, M. (Hrsg.), Important Bird Areas. Die wichtigsten Gebiete für den Vogelschutz in Österreich. Verlag Naturhistorisches Museum Wien, Wien: 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., Bayer, F., Hohenegger, J., Nüsken, U., Roland, C., Schindlauer, M., Schindler, M., Schmidt, M. & Wöss, G. (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., Kalivodová, E., Kürthy, A., Horal, D. & Horak, P. (2000): Die Vögel der March-Thaya-Auen im österreichisch-slowakisch-tschechischen Grenzraum. Distelverein, Deutsch-Wagram.
- Zuna-Kratky, T., Konecny, R., Humer, F., Kofler, B., Nüsken, U., Strohmaier, B., Schernhammer, T., Wernhöner, U., Wolf-Ott, F. & Wöss, G. (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 – Österr. Wasserstraßen-GmbH. Umweltbundesamt, Wien.
- Zuna-Kratky, T., Konecny, R., Humer, F., Nüsken, U., Strohmaier, B., Wernhoner, U., Wolf-Ott, F. & Woss, R. (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. Umweltbundesamt, Wien.
- Zuna-Kratky, T., Wolf-Ott, F., Konecny, R., Nüsken, U., Wöss, G., Strohmaier, B., Humer, F., Wernhöner, U. & Kofler, B. (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. Umweltbundesamt, Wien.

Anhang

Tabelle A1: Übersicht über Erhebungsjahre pro Gewässer und umgesetzte Renaturierungsmaßnahmen.

Gewässer Nr.	Gewässer	Erhebungsjahr						Maßnahmen umgesetzt
		2008	2013	2014	2015	2016	2022	
1	Ausstand XVla – 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 - Palfy-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 Saurunsen)	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	
35	Schwarzawa – Große Wiesen S	x	x	x	x	x	x	
36	Pommersee S Schrankenallee	x					x	
38	Schiffahrt (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					

Tabelle A2: Übersicht über die Erhebungsdaten aus dem Jahr 2022.

Gewässer Nr.	Gewässer	Erhebungsdatum			
		Durchgang 1	Durchgang 2	Durchgang 3	Nacht- erhebung
1	Ausstand XVIa – Riesing	14.04.2022	11.05.2022	01.06.2022	
2	Ausstand XV - Boretsch	20.04.2022	18.05.2022	16.06.2022	
3	Ausstand XIV – Altau	20.04.2022	18.05.2022	15.06.2022	
4	Ausstand XIII - Hufeisen	20.04.2022	19.05.2022	03.06.2022	
5	Ausstand VI - Baumgartner Schlinge	28.04.2022	20.05.2022	24.06.2022	
6	Ausstand IV - Palffy-Schlinge	29.04.2022	26.05.2022	23.06.2022	
7	Pressenmarch (bei Dunawiesen)	20.04.2022	19.05.2022	15.06.2022	
8	Moravka, beim ungarischen See (Zistersdorf)	06.04.2022	19.05.2022	09.06.2022	
9	Zistersdorfer Pommer (Saurunse)	14.04.2022	11.05.2022	08.06.2022	
10	Großer Beitsee	21.04.2022	16.05.2022	14.06.2022	24.05.2022
11	Großer Engelbrecht	26.04.2022	20.05.2022	22.06.2022	
12	Alte March - Baumgarten	28.04.2022	26.05.2022	23.06.2022	
13	Kleiner Breitensee	26.04.2022	26.05.2022	23.06.2022	
15	Schleimlacke	28.04.2022	20.05.2022	21.06.2022	
16	Krummer See	21.04.2022	16.05.2022	14.06.2022	
17	Flachensee (Kleiner Beitsee)	14.04.2022	18.05.2022	14.06.2022	
18	Morawka, Hohenau	05.04.2022	11.05.2022	31.05.2022	
19	Kienwolf (Altbett S & SW Saurunsen)	14.04.2022	11.05.2022	08.06.2022	
20	Pizzawiese	20.04.2022	12.05.2022	03.06.2022	
22	Eisenbahnerteich	30.03.2022	05.05.2022	27.05.2022	
23	Skodateich	30.03.2022	05.05.2022	27.05.2022	
24	Hufeisenteich	30.03.2022	05.05.2022	27.05.2022	
25	Waldteich	30.03.2022	05.05.2022	27.05.2022	
26	Schwefelteich	30.03.2022	05.05.2022	27.05.2022	
27	Auhagen (O Kellerberg)	30.03.2022	05.05.2022	27.05.2022	
28	Großer See	05.04.2022	12.05.2022	02.06.2022	24.05.2022
29	Altsee	13.04.2022	10.05.2022	03.06.2022	
30	Schwarzawa	13.04.2022	12.05.2022	01.06.2022	
31	Pommersee (N bis Brücke/Fuchsenallee)	05.04.2022	12.05.2022	01.06.2022	
33	Großer Schlammsee	13.04.2022	10.05.2022	02.06.2022	
34	Schwarzawa – Große Wiesen N	06.04.2022	18.05.2022	31.05.2022	24.05.2022
35	Schwarzawa – Große Wiesen S	06.04.2022	18.05.2022	31.05.2022	
36	Pommersee S Schrankenallee	14.04.2022	10.05.2022	01.06.2022	
38	Schiffahrt (Bäckinsee)	21.04.2022	19.05.2022	16.06.2022	
39	Röhringsee	14.04.2022	16.05.2022	21.06.2022	24.05.2022
40	Gaßsee	21.04.2022	16.05.2022	14.06.2022	
42	Kleiner Engelbrecht außen	26.04.2022	20.05.2022	22.06.2022	
43	Altbett Sandfeld (NW Gasstation Baumgarten)	26.04.2022	26.05.2022	22.06.2022	
46	Spielmaiß	29.04.2022	26.05.2022	24.06.2022	

47	Hechtensee	29.04.2022	20.05.2022	22.06.2022	
48	Hechtensee – Altbett	28.04.2022	20.05.2022	21.06.2022	

Tabelle A3: Revieranzahlen von an insgesamt 41 Untersuchungsgewässern in den Jahren 2008 und 2022 erfassten Wasservogelarten (blau unterlegt), Limikolen (grün unterlegt) und Schilfvogelarten (gelb unterlegt).

Art	2008	2022
Zwergtaucher <i>Tachybaptus ruficollis</i>	44	15
Höckerschwan <i>Cygnus olor</i>	7	14
Graugans <i>Anser anser</i>	98	42
Schnatterente <i>Anas strepera</i>	20	2
Krickente <i>Anas crecca</i>	1	0
Stockente <i>Anas platyrhynchos</i>	274	67
Knärente <i>Anas querquedula</i>	7	0
Kolbenente <i>Netta rufina</i>	0	1
Tafelente <i>Athya ferina</i>	9	2
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 scirpaeus</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	1101	471

Tabelle A4: Revieranzahlen von an insgesamt 10 Untersuchungsgewässern in 6 Jahren zwischen 2008 und 2022 erfassten Wasservogelarten (blau unterlegt), Limikolen (grün unterlegt) und Schilfvogelarten (gelb unterlegt).

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
Graugans <i>Anser anser</i>	60	56	12	22	13	26
Schnatterente <i>Anas 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
Knärente <i>Anas 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
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
Rohrammer <i>Emberiza schoeniclus</i>	37	33	29	29	31	6
Gesamtsumme Reviere	419	395	191	334	320	183