



Technisches Büro für Biologie

Dr. Florian Glaser

Walderstr. 32

A-6067 Absam

Mobil: ++43 (0) 650 5762100

email: florian.glaser@aon.at



Entwicklung nachhaltiger Schilferntetechniken und Monitoring Schilfgürtel Neusiedler See

Endbericht zum LE 14-20 Projekt Antragsnummer
A4|LA-LE4-10151-2-2016

APRIL 2022

MIT UNTERSTÜTZUNG VON LAND UND EUROPÄISCHER UNION



Europäischer
Landwirtschaftsfonds für
die Entwicklung des
ländlichen Raums:
Hier investiert Europa in
die ländlichen Gebiete



Zitiervorschlag: Nemeth, E., Dvorak, M., Glaser, F., Kohler, B. & M. Schwenbacher (2022): Entwicklung nachhaltiger Schilferntetechniken und Monitoring Schilfgürtel Neusiedler See. Projektendbericht an das Amt der Burgenländischen Landesregierung Abt. 4, Hauptreferat Naturschutz und Landschaftspflege, 251 pp.

Endbericht zum LE 14-20 Projekt Antragsnummer A4|LA-LE4-10151-2-2016: „Entwicklung nachhaltiger Schilferntetechniken und Monitoring Schilfgürtel Neusiedler See“

Wien, im April 2022

Projektleitung:

Umweltverband WWF Österreich, Ottakringerstraße 114-116, 1160 Wien

Sub-Auftragnehmer:

Projektteil Ornithologie – BirdLife Österreich, Museumsplatz 1/10/8, A-1070 Wien

Projektteil Amphibien – Technisches Büro für Biologie Dr. Glaser, Walderstraße 32, A-6067 Absam

Kontaktadressen der Autoren (in alphabetischer Reihenfolge):

Dr. Michael Dvorak, BirdLife Österreich, Museumsplatz 1/10/8, A-1070 Wien, michael.dvorak@birdlife.at

Dr. Florian Glaser, Technisches Büro für Biologie, Walderstraße 32, A-6067 Absam, florian.glaser@aon.at

Dr. Bernhard Kohler, WWF Österreich, Ottakringerstraße 114-116, A-1160 Wien, bernhard.kohler@wwf.at

Dr. Erwin Nemeth, BirdLife Österreich, Museumsplatz 1/10/8, A-1070 Wien, erwin.nemeth@birdlife.at

Marlon Schwenbacher MSc, WWF Österreich, Ottakringerstraße 114-116, A-1160 Wien, m.schwenbacher@posteo.at

Mitarbeiter*innen Projektteil Ornithologie: Dr. Arno Cimadom, Nikolaus Filek MSc., Johannes Frühauf, Benjamin Knes MSc., Christina Nagl MSc., Paul Nemeth, Christoph Roland, Dr. Viktor Tóth, Peter Villanyi MSc., DI Beate Wendelin

Mitarbeiter*innen Projektteil Amphibien: Dr. Gerda Ludwig, DI Ute Nüsken, Dr. Marc Sztatecsny, Mag. Günther Wöss

Danksagung: Das Projektteam bedankt sich herzlich bei den Vertreter*innen der Schilferntebetriebe, mit denen es im Zuge des Projekts Kontakt hatte, bzw. kooperieren durfte: Markus Brunner, Gustav Fiedler, Ari Van Hoorne, Jacobus Van Hoorne, Wilhelm Schiwampl, Renate Schiwampl, Helmut Tremmel, Daniel Wagner.

Besonderer Dank gilt auch den Vertreter*innen der Grundbesitzer*innen auf deren Grundstücken Untersuchungen stattgefunden haben: Esterhazy Betriebe: DI Matthias Grün, DI David Goldenits, Philipp Koch, DI Ramona Schmidt; Diözese Eisenstadt i.V. Domkapitel Győr: DI Lois Berger; Agrargemeinschaft Jois: Josef Hillinger; Graf Markus Königsegg-Aulendorf: Dieter Hoffmann-Unzog; Gemeinde Mörbisch: Franz Schindler; Stadtgemeinde Neusiedl/See: Christian Harrer; Urbargemeinschaft Neusiedl/See: Georg Haider; Freistadt Rust: Mag. Mathias Szöke; Stift Heiligenkreuz: DI Wilhelm Lindbichler; Gemeinde Weiden/See: Erwin Regner.

Den Esterhazy Betrieben danken wir außerdem für vielfältige inhaltliche und logistische Unterstützung des Projekts

MIT UNTERSTÜTZUNG VON LAND UND EUROPÄISCHER UNION



Europäischer
Landwirtschaftsfonds für
die Entwicklung des
ländlichen Raums:
Hier investiert Europa in
die ländlichen Gebiete



Inhaltsverzeichnis

1. Einleitung	8
1.1 Ausgangslage und Zielsetzungen des Projekts	8
1.2 Literaturverzeichnis Einleitung	11
2. Entwicklung nachhaltiger Schilferntetechniken und Monitoring Schilfgürtel Neusiedler See – Ornithologischer Teil	12
2.1 Die Altersstruktur des Schilfgürtels	14
2.1.1 Methode	14
2.1.2 Ergebnisse	14
2.2 Redoxmessungen im Schilfgürtel	17
2.2.1 Einleitung	17
2.2.2 Methode	17
2.2.2.1 Untersuchte Standorte	17
2.2.2.2 Messungen	18
2.2.2.3 Habitatmessungen	20
2.2.3 Ergebnisse	21
2.2.3.1 Unterschiede zwischen den Gebieten und bei Schilfkanälen	21
2.2.3.2 Zusammenhänge zwischen Habitatvariablen und Redoxpotential	22
2.2.4 Diskussion	24
2.3 Die Auswirkungen absterbender Schilfgebiete auf die Kleinvögel des Schilfgürtels	26
2.3.1 Einleitung	26
2.3.2 Untersuchungsgebiet	27
2.3.3 Material und Methode	27
2.3.3.1 Vogelzählungen	27
2.3.3.2 Habitatmessungen	27
2.3.3.3 Statistische Analyse	29
2.3.4 Ergebnisse	30
2.3.4.1 Schilfvögel und Altersklassen	30
2.3.4.2 Schilfalter und Habitatvariable	32
2.3.4.3 Vögel und Habitatmerkmale	33
2.3.5 Diskussion	35
2.3.6 Schlussfolgerungen	38
2.4 Auswirkungen des „Plättens“ von Schilf auf die Vogeldichte	39
2.4.1 Methode	39

2.4.2 Ergebnisse und Diskussion.....	40
2.5 Bestand und Bestandsentwicklung schilfbewohnender Vogelarten am Neusiedler See	41
2.5.1 Einleitung.....	41
2.5.2 Material und Methode	42
2.5.2.1 Moor- und Kolbenente.....	42
2.5.2.2 Rohrdommel.....	43
2.5.2.3 Rohrweihe	47
2.5.2.4 Singvögel und kleine Rallen.....	47
2.5.3 Ergebnisse.....	52
2.5.3.1 Moorente (<i>Aythya nyroca</i>).....	53
2.5.3.2 Wasserralle (<i>Rallus aquaticus</i>)	58
2.5.3.3 Kleines Sumpfhuhn (<i>Porzana parva</i>).....	61
2.5.3.4 Rohrdommel (<i>Botaurus stellaris</i>).....	65
2.5.3.5 Rohrweihe (<i>Circus aeruginosus</i>)	70
2.5.3.6 Drosselrohrsänger (<i>Acrocephalus arundinaceus</i>)	73
2.5.3.7 Mariskensänger (<i>Acrocephalus melanopogon</i>)	77
2.5.3.8 Schilfrohrsänger (<i>Acrocephalus schoenobaenus</i>)	81
2.5.3.9 Teichrohrsänger (<i>Acrocephalus scirpaceus</i>).....	85
2.5.3.10 Rohrschwirl (<i>Locustella luscinioides</i>).....	89
2.5.3.11 Rohrammer (<i>Emberiza schoeniclus</i>).....	93
2.5.4 Diskussion	97
2.5.4.1 Mittelfristige Bestandsentwicklung	97
2.5.4.2 Erhaltungszustand der Schutzgüter des Europaschutzgebiets.....	98
2.6 Zusammenfassung und Empfehlungen für zukünftiges Management.....	99
2.7 Literaturverzeichnis Ornithologie.....	102
2.8 Anhang Ornithologie 1-3.....	109
3. Entwicklung nachhaltiger Schilferntetechniken und Monitoring Schilfgürtel Neusiedler See – Amphibien-Teil.....	115
3.1 Einleitung	116
3.2 Fragestellung & Zielsetzung	117
3.3 Hypothesen	117
3.4 Untersuchungsstandorte und Methodik	118
3.4.1 Testschnittflächen	118
3.4.2 Transekte	122
3.4.2.1 Standorte und Geländearbeiten.....	122

3.4.2.2 Ruferzählungen.....	125
3.4.3.3 Datenbearbeitung.....	126
3.5 Ergebnisse	127
3.5.1 Anzahl Fallenstandorte; Ausfall von Standorten.....	127
3.5.2 Erhobene Parameter	127
3.5.3 Artenspektrum	132
3.5.4 Artenzahlen und Reproduktionsstatus.....	133
3.5.5 Testschnittflächen	134
3.5.5.1 Oggau	139
3.5.5.2 Purbach	141
3.5.5.3 Breitenbrunn	142
3.5.6 Fangzahlen in den Fallentransekten.....	147
3.5.7 Häufigkeitsmuster erfasster Arten und Großgruppen	148
3.5.7.1 Fische	148
3.5.7.2 Wirbellose	150
3.5.8 Modellierung der Amphibienfänge.....	151
3.5.9 Einfluss von Parametern – Ergebnisse univariater Analysen.....	155
3.5.9.1 Abstand zur offenen Seefläche und zum Land	155
3.5.9.2 Abstand zum Damm.....	156
3.5.9.3 Tiefe und Bodenrastertiefe	156
3.5.9.4 Schilfalter.....	156
3.5.9.5 Isolation.....	157
3.5.9.6 Huminstoffgehalt – Schwarzwasser versus Seewasser	157
3.5.9.7 Vegetationsparameter	157
3.5.9.8 pH-Wert.....	158
3.5.9.9 Fressfeinde	158
3.5.9.10 Fische, Gaukler, Wasserwanzen – relevante Amphibienprädatoren und ihre Verbreitungsmuster	159
3.5.10 Zusammenfassung der Analyseergebnisse.....	161
3.5.11 Bestandesschätzungen	162
3.5.11.1 Abundanzschätzungen aus Fallendaten.....	162
3.5.11.2 Abundanzschätzungen aus Ruferkartierungen.....	164
3.5.12 Artenkommentare.....	166
3.5.12.1 Teichmolch Lissotriton vulgaris	166

3.5.12.2 Donaukammolch <i>Triturus dobrogicus</i>	168
3.5.12.3 Rotbauchunke <i>Bombina bombina</i>	170
3.5.12.4 Wechselkröte <i>Bufo viridis</i>	171
3.5.12.5 Erdkröte <i>Bufo bufo</i>	171
3.5.12.6 Knoblauchkröte <i>Pelobates fuscus</i>	172
3.5.12.7 Laubfrosch <i>Hyla arborea</i>	173
3.5.12.8 Balkanmoorfrosch <i>Rana arvalis wolterstorffi</i>	174
3.5.12.9 Springfrosch <i>Rana dalmatina</i>	176
3.5.12.10 Wasserfrösche <i>Pelophylax</i> sp.	177
3.6 Diskussion	180
3.6.1 Probleme und Einschränkungen der Aussagekraft	180
3.6.2 Hypothese 1	181
3.6.3 Hypothese 2	183
3.6.4 Hypothese 3	184
3.6.5 Hypothese 4	184
3.6.6 Geringe Amphibienbestände?	186
3.7 Ausblick und offene Fragen	187
3.8 Managementempfehlungen	188
3.9 Zusammenfassung	188
3.10 Anhang Amphibien - Graphen zur univariaten Analyse (Kap. 3.5.9.)	191
3.11 Literatur Amphibien	216
3.12 Dank	219
4. Zusammenfassende Diskussion der Projektergebnisse und Schlussfolgerungen für das künftige Schilfmanagement am Neusiedler See	220
4.1 Übersicht	220
4.2 Bestehende Erhaltungsziele und Handlungsbedarf	221
4.3 Ökologische, landschafts- und nutzungsgeschichtliche Hintergründe der Veränderungen im Schilfgürtel	224
4.3.1 Der Neusiedler See als Steppensee	224
4.3.2 Die Wasserstands-Schwankungen des Sees und der Schilfgürtel	226
4.3.3 Die Akkumulation von Biomasse und die Vitalität der Schilfbestände	230
4.3.4 Biomasse-Entnahme durch Schilfnutzung	233
4.3.5 Die Eutrophierung des Sees und der Schilfgürtel	234
4.4 Handlungsoptionen im Schilfmanagement	234
4.4.1 Kurz- und mittelfristig: Schilfernte und Schilfschnitt als Pflege-Instrument?	234

4.4.2 Kurz- und mittelfristig: Feuer als Managementinstrument?	240
4.4.3 Kurz- und mittelfristig: Kanäle zu besseren Durchströmung und Durchlüftung des Schilfgürtels?	244
4.4.4 Langfristig: die Rolle der Wasserstands-Schwankungen und des Salzgehalts.....	245
4.5 Zusammenfassung.....	248
4.6 Literatur Diskussionsteil.....	249

1. Einleitung

Bernhard Kohler und Marlon Schwienbacher

1.1 Ausgangslage und Zielsetzungen des Projekts

Im Jahr 2014 wurde der „Managementplan für den Neusiedler See als Teil des Europaschutzgebiets Neusiedler See-Nordöstliches Leithagebirge“ publiziert, der von BirdLife Österreich, dem WWF Österreich und dem Technischen Büro Knollconsult im Auftrag des Vereins BERTA – Burgenländischen Einrichtung zur Realisierung Technischer Agrarprojekte – erstellt wurde (Nemeth et al. 2014). Ein besonderer Schwerpunkt des Managementplans lag auf dem Schilfgürtel des Neusiedler Sees und den dort konzentriert auftretenden Schutzgütern der Vogelschutzrichtlinie und der Fauna-Flora-Habitatrichtlinie. Die Befunde und Vorschläge dieses Plans wurden wenig später in den 2015 veröffentlichten Gesamtmanagementplan für das Europaschutzgebiet Neusiedler See-Seewinkel-Nordöstliches Leithagebirge übernommen (Suske et al. 2015).

Im Rahmen der Managementplanerstellung 2014 hat die Auswertung langjähriger Datenreihen zur Vogelwelt und zur Struktur der Schilfbestände besorgniserregende Befunde ergeben, was den aktuellen Zustand und die mögliche künftige Entwicklung des Schilfgürtels betrifft. Vielerorts wurde im Schilfgürtel ein auffälliger Rückgang der Vitalität des Schilfes konstatiert, bis hin zu einem großflächigen Absterben von Schilfgebieten. Welche Ursachen hinter diesem Phänomen stehen, war unklar – es könnte sich sowohl um autogene Prozesse im Schilfgürtel handeln, wie natürliche Alterungs- und Sukzessionsvorgänge, als auch um die Folgewirkungen von langfristigen Wasserstands-Veränderungen, von Veränderungen im Nährstoffhaushalt oder von Änderungen in der Bewirtschaftungspraxis, um nur einige Möglichkeiten zu nennen.

Bei den Erhebungen, die dem Managementplan zugrunde liegen, zeichnete sich ab, dass Teile des Schilfgürtels aufgrund von Schnittschäden abgestorben sind. Da sich die Schilfnutzung in den einzelnen Jahren des Zeitraums zwischen 2004 und 2013 (also in der 10-Jahresperiode vor Erstellung des Managementplans) auf jeweils 12-30% der außerhalb des Nationalparks gelegene Schilffläche erstreckt hat und in dieser Zeitspanne 53,7% der Flächen mindestens einmal geschnitten worden sind (Tabelle 1.1), lag der Gedanke nahe, dass nicht-nachhaltige Erntemaßnahmen eine ernste Gefahr für den Fortbestand des Schilfgürtels darstellen. Es musste befürchtet werden, dass Schnittschäden künftig sogar zunehmen könnten, weil durch den klimawandelbedingten Rückgang der winterlichen Eisbedeckung des Sees Erntemaschinen immer häufiger gezwungen sind, im Wasser statt auf Eis zu fahren. Dabei kann es zu einer Schädigung der Rhizome der einzelnen Schilfklone und zu einem großflächigen Absterben ganzer Bestände kommen.

Jahre	Fläche (km²)	Prozent (gesamt)	Fläche außerhalb Nationalparks	Prozent außerhalb Nationalparks
Winter 2004/2005	23,587	23,06	22,159	29,41
Winter 2005/2006	24,765	24,21	22,781	30,23
Winter 2006/2007	18,703	18,28	16,361	21,71
Winter 2007/2008	14,38	14,06	12,396	16,45
Winter 2008/2009	14,915	14,58	14,186	18,83
Winter 2009/2010	9,463	9,25	9,038	11,99
Winter 2010/2011	10,691	10,45	10,165	13,49
Winter 2011/2012	13,067	12,77	12,659	16,80
Winter 2012/2013	9,551	9,34	9,55	12,67
Fläche die zumindest einmal geschnitten wurde	45,9	44,8	40,5	53,7

Tabelle 1.1: Nutzung des Schilfgürtels in einzelnen Jahren des Zeitraums 2004-2013 (aus Nemeth et al. 2014)

Es schien also naheliegend, die aktuelle Praxis der Schilfbewirtschaftung in ihren Auswirkungen auf die Schutzgüter zu untersuchen und den gegenwärtigen Zustand des Schilfgürtels sowie die Bestandsgrößen von Schilfvögeln und Amphibien zu dokumentieren, bzw. Grundlagen für ein langfristiges Monitoring zu schaffen.

Bislang gab für einige schilfbewohnende Vogelarten zwar einen guten Überblick über die längerfristige Bestandsentwicklung und die große Bedeutung, die speziell Altschilfflächen besitzen. Wenig war hingegen selbst bei gut untersuchten Arten über die Besiedlung von jüngeren Ernteflächen und über die Bestandsentwicklung in geschädigten oder überalterten Schilfbeständen bekannt. Für einige Vogelarten lagen nur vereinzelt Daten zur Bestandsgröße, räumlichen Verteilung, Habitatnutzung und zur Bestandsentwicklung vor. Über andere Schutzgüter, wie zum Beispiel die Amphibien, fehlten sogar die grundlegendsten Informationen was das vorhandene Artenspektrum, die räumliche Verteilung, die Bestandsgröße und die Bestandsentwicklung betrifft – ganz zu schweigen von einer Abschätzung der möglichen Auswirkungen menschlicher Eingriffe in den Schilfgürtel. Nicht zuletzt schien es auch erforderlich, die beobachteten Veränderungen in den Schilfbeständen selber genauer und möglichst großflächig zu beschreiben und zu quantifizieren.

Vor diesem Hintergrund wurde im Jahr 2016 ein LE-Projekt 2014-20 mit dem Titel: "Entwicklung nachhaltiger Schilferntetechniken und Monitoring-Schilfgürtel Neusiedler See" eingereicht und im April 2018 von der zuständigen Stelle der Burgenländischen Landesregierung, der Abteilung 4 – Ländliche Entwicklung, Agrarwesen und Naturschutz, Hauptreferat Natur-, Klima- und Umweltschutz genehmigt. Projektträger war der WWF Österreich (Dr. Bernhard Kohler und Mag. Marlon Schwenbacher), Projektpartner waren BirdLife Österreich (Dr. Erwin Nemeth und Dr. Michael Dvorak) und das Technische Büro für Biologie (Dr. Florian Glaser)

Das Projekt verfolgte folgende Zielsetzungen:

- Flächendeckende Dokumentation der Altersstruktur, der Bewirtschaftung und der Vitalität der Schilfbestände außerhalb der Nationalpark-Naturzone mittels Analyse von Luftbildern und Satellitenaufnahmen.

- Dokumentation der Veränderungen in den letzten 15 Jahren durch die Erstellung und Analyse von Zeitreihen.
- Untersuchung des Zusammenhangs zwischen vermehrter Sauerstoffzehrung im Sediment und den Struktur- und Vitalitätsparametern der Schilfbestände, durch Messung des Redoxpotenzials an ausgewählten, über den Schilfgürtel verteilten Probepunkten und Transekten
- Untersuchung der räumlichen Verteilung, der Habitatnutzung und der Bestandsgröße von schilfbewohnenden Vogelarten, durch Punkttaxierung bei diversen Kleinvögeln, Linientaxierungen bei Drosselrohrsänger, Rohrdommel, Kleinem Sumpfhuhn und Mariskensänger, Revierkartierungen bei Rohrweihen und Zählungen von Moor- und Kolbenenten. Dokumentation der längerfristigen Bestandsentwicklung durch den Vergleich mit früheren Untersuchungen.
- Analyse der Beziehungen zwischen der Schilfstruktur und der Verteilung, Siedlungsdichte und Bestandsgröße schilfbewohnender Vögel.
- Erhebung der Amphibienvorkommen im Schilfgürtel in unterschiedlichen Altersklassen, Zonen und Strukturtypen entlang von Transekten zwischen Seevorgelände und offener Seefläche, mittels abendlichen Ruferzählungen von Wasserfröschen, Rotbauchunke und Laubfrosch, bzw. mittels Einsatz von Unterwasserfallen zum Nachweis von Amphibienlarven und Molchen.
- Analyse der Amphibiendaten in Abhängigkeit von Schilfalter, Schilfstruktur, Schilfbewirtschaftung, Wassertiefe und weiteren biotischen und abiotischen Parametern.
- Regelmäßige Information der Schilfbewirtschafter über Ziele und Fortschritte des Projekts im Rahmen von Workshops.
- Initiieren eines Dialogs mit den Schilferntebetrieben, um deren Aktivitäten, Praktiken und Ziele besser zu verstehen.
- Einbindung der Schilfbewirtschafter in die Entwicklung von Grundsätzen und Stoßrichtungen des künftigen Managements des Schilfgürtels.
- Erarbeitung von Handlungsoptionen und Maßnahmenvorschlägen für das künftige Schilfmanagement.
- Information einer breiteren Öffentlichkeit über Zielsetzungen und Ergebnisse des Projekts.

In den beiden Hauptabschnitten des Berichts werden die Ergebnisse und Schlussfolgerungen zu den oben angeführten Punkten seitens der Arbeitsgruppe Ornithologie und der Arbeitsgruppe Amphibien dargestellt. In einem abschließenden Kapitel werden die Handlungs- und Managementempfehlungen der beiden Arbeitsgruppen zusammengefasst.

1.2 Literaturverzeichnis Einleitung

Nemeth, E., Dvorak, M., Knoll, Th., Kohler, B., Mühlbacher, S. & F. Werba (2014): Managementplan für den Neusiedler See als Teil des Europaschutzgebiets Neusiedler See-Nordöstliches Leithagebirge. Studie im Auftrag des Vereins BERTA, BirdLife Österreich, Wien, 245 pp.

Suske, W., Bieringer, G., Ellmauer, T., Horvath, K., Huber, J., Preisel, H. (2015): Managementplan Europaschutzgebiet Neusiedler See – Nordöstliches Leithagebirge. Wien, 218 pp.

2. Entwicklung nachhaltiger Schilferntetechniken und Monitoring Schilfgürtel Neusiedler See – Ornithologischer Teil

Erwin Nemeth & Michael Dvorak



Bartmeise - Männchen, Illmitz, 30.8.2012 (Foto: Michael Dvorak)



MIT UNTERSTÜTZUNG VON LAND UND EUROPÄISCHER UNION



Europäischer
Landwirtschaftsfonds für
die Entwicklung des
ländlichen Raums
Hier investiert Europa in
die ländlichen Gebiete



Autoren:

Dr. Erwin Nemeth
Dr. Michael Dvorak

Unter Mitarbeit von:

DI Beate Wendelin (Bestandserhebung Rohrweihe)
Christoph Roland (Bestandserhebung Moorente, Punkttaxierungen)
Dr. Viktor Tóth (Redox-Messungen)
Paul Nemeth (Schilfmessungen)
Dr. Arno Cimadon (Punkttaxierungen)
Benjamin Knes MSc. (Punkttaxierungen)
Peter Villanyi MSc. (Punkttaxierungen)
Nikolaus Filek MSc. (Punkttaxierungen)
Christina Nagl MSc. (Punkttaxierungen)
Johannes Frühauf (Punkttaxierungen)

2.1 Die Altersstruktur des Schilfgürtels

Die Kenntnis des Alters von Schilfflächen ist eine essentielle Grundlage für alle Untersuchungen im Rahmen der Umsetzung des Managementplans für den Schilfgürtel des Neusiedler Sees. Die bereits im Vorjahr vorgelegte Bilanzierung von Alter und Nutzung der Schilfflächen wurde mit den Schnittflächen 2020 aktualisiert. Dies bildete eine wichtige Grundlage für die Auswahl der Zählpunkte in den 2019 durchgeführten Punkttaxierungen.

2.1.1 Methode

Die Aufnahme der Schnittflächen beruht wie im Vorjahr auf Flugaufnahmen aus einem Kleinflugzeug im zeitigen Frühjahr und auf Satellitenbildaufnahmen, die im Internet frei verfügbar waren (Google Earth und ESA Sentinel 2 Daten). Die Luftbildaufnahmen wurden in ArcGis 10.6 mit Hilfe von bereits vorhandenem Kartenmaterial entzerrt und die Schnittflächen danach digitalisiert und die bereits erstellten Zeitreihen um das aktuelle Jahr ergänzt.

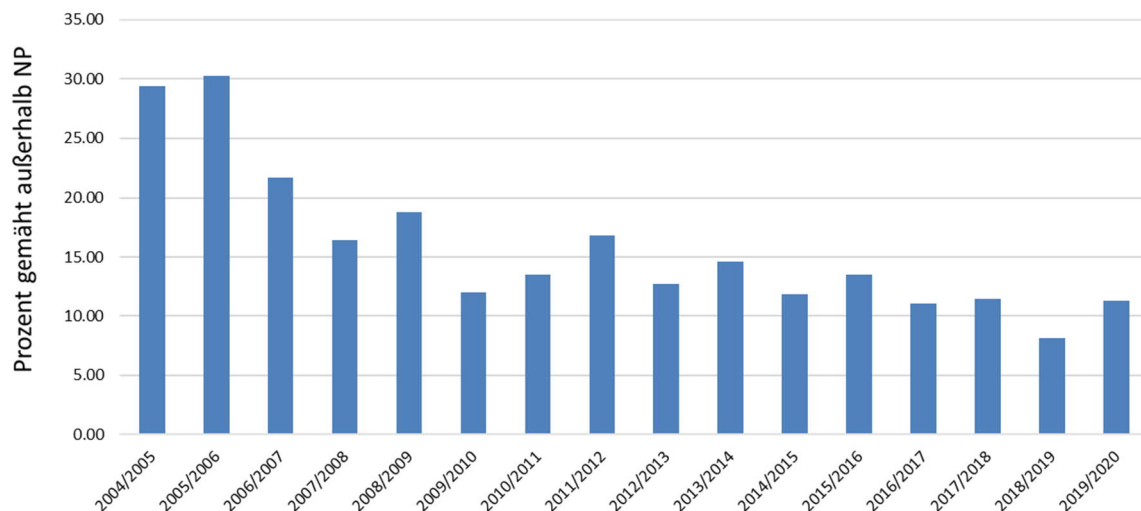


Abbildung 2.1: Entwicklung des Schilfschnitts in Prozent der insgesamt nutzbaren Fläche außerhalb des Nationalparks (75 km²) vom Winter 2004/05 bis zum Winter 2019/20.

2.1.2 Ergebnisse

Im Winter 2019/2020 wurde zwar mehr Schilf als im Vorjahr geerntet, verglichen zum vorigen Jahrzehnt blieben die Ernteflächen auf niedrigem Niveau (Abb. 2.1). Die ermittelten Schnittflächen lagen bei 8,43 km² oder ca. 11 % der 75 km² an nutzbarer Fläche außerhalb des Nationalparks Neusiedlersee – Seewinkel. Im Vergleich zu den voran gegangenen Jahren war wie 2019 vor allem

der Ausfall der bisher regelmäßig genutzten Schnittflächen bei Neusiedl und nördlich von Oggau auffällig (Abb. 2.2).

Tabelle 2.1: Jährliche Ausdehnung der in den letzten 15 Jahren außerhalb des Nationalparks Neusiedler See – Seewinkel geschnittenen Schilfflächen.

Jahre	Fläche (km ²)	Prozent außerhalb des Nationalparks
Winter 2004/2005	20,23	27
Winter 2005/2006	21,66	29
Winter 2006/2007	14,91	20
Winter 2007/2008	10,77	14
Winter 2008/2009	13,64	18
Winter 2009/2010	8,91	12
Winter 2010/2011	9,70	13
Winter 2011/2012	12,47	17
Winter 2012/2013	9,12	12
Winter 2013/2014	11,07	15
Winter 2014/2015	8,98	12
Winter 2015/2016	10,20	14
Winter 2016/2017	8,33	11
Winter 2017/2018	8,67	12
Winter 2018/2019	6,11	8
Winter 2019/2020	8,43	11
Zumindest einmal geschnittene Fläche	41,11	58,01

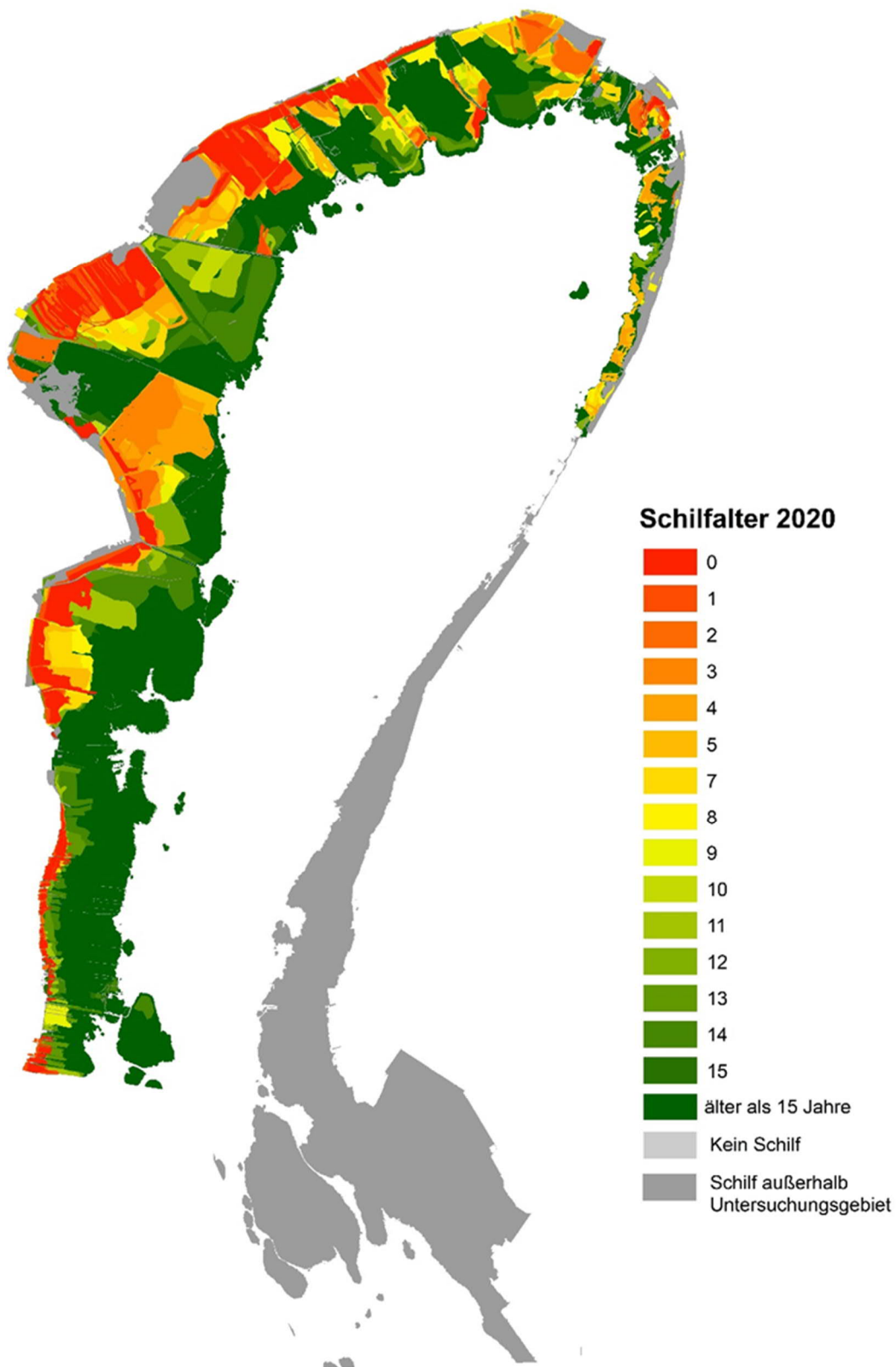


Abbildung 2.2: Schilfalter in Jahren im Jahr 2020. 0 bedeutet, dass die Flächen im Winter 2019/20 gemäht wurden.

2.2 Redoxmessungen im Schilfgürtel

2.2.1 Einleitung

Permanent überflutete Schilfgebiete haben Schwierigkeiten zu überleben. Da die hohe Produktionsrate zu einer hohen Menge an Streu führt, werden das Wachstum und die Entwicklung von Makrophyten beeinträchtigt (Clevering 1997). Diese Streu wird mikrobiell zersetzt, wodurch der Sauerstoff in den mit Schilfstreu bedeckten Bereichen im Sediment schnell verbraucht wird, was schließlich zu Anoxie führt (Fiedler & Sommer 2004, Dusek et al. 2008, Tóth 2016). Ein niedriges Redoxpotential kann Schilf direkt stressen (Blokhina et al. 2003, Jackson 2008, Parent et al. 2008) und neben der direkten Auswirkung von Sauerstoffarmut kann die Zersetzung von Sediment, das reich an organischer Substanz ist, zur Produktion von phytotoxischen Stoffen wie Sulfiden, Ammoniak oder organischen Säuren führen (Kubín & Melzer 1996, van der Putten 1997, Armstrong & Armstrong 2001). Das Endergebnis ist ein vermindertes Schilfwachstum und schließlich das Absterben von Röhrichtgebieten, wie wir es auch aus dem Schilfgürtel des Neusiedler Sees kennen.

Das Redoxpotential im Sediment ist ein Parameter, um die Wuchsbedingungen für Schilf an verschiedenen Standorten zu analysieren. Die Menge an Nährstoffen (N und P), die während der Zersetzung zur Verfügung stehen, bestimmt die Art des Atmungsprozesses und folglich die Redoxreaktionen der Umgebung: Bedingungen mit hohem Kohlenstoffgehalt und niedrigem N- und P-Gehalt fördern anaerobe Prozesse, wie z. B. die Methanogenese und es kommt manchmal zu einem extrem niedrigen Oxidations-Reduktionspotenzial (Laanbroek 1990, Reddy & DeLaune 2008, Middelburg & Levin 2009).

Im Rahmen des Projektes wurden gemeinsam mit Viktor Tóth (Limnologisches Forschungsinstitut Tihany/Balaton) Messungen an verschiedenen Stellen des Schilfgürtels durchgeführt um die Variabilität in den anoxischen Zuständen zu dokumentieren. Dann verglichen wir die Ergebnisse der Redoxmessungen mit der Schilfstruktur und Habitatparametern, die entweder am Boden gemessen oder aus Luft- und Satellitenbildern abgeleitet wurden.

2.2.2 Methode

2.2.2.1 Untersuchte Standorte

Von 12.6.-18.6.2021 wurden 68 Messpunkte im nördlichen und westlichen Teil des Schilfgürtels beprobt (Abb. 2.3). Die Messungen wurden zwischen 10:00 und 17:00 durchgeführt. Die Wassertemperatur schwankte im Beobachtungszeitraum zwischen 22,0 und 29,1 °C. Bei der Probennahme war es notwendig so weit wie möglich kein Sediment aufzuwirbeln, daher wurden alle Messungen von einem kleinen Boot aus durchgeführt. Dadurch wurde die Erreichbarkeit von Gebieten stark eingeschränkt. Da Kanäle meist durch Ausbaggern entstanden sind, ist zumindest auf einer oder auf beiden Seiten des Kanals ein Wall, und Messungen in einem so abgeschlossenen Kanal ergeben vermutlich andere Werte als in einer offenen Wasserfläche innerhalb des Schilfgürtels. Solche Situationen konnten aber nicht vermieden werden und 13 Punkte wurden daher als „Kanalpunkte“ klassifiziert und wurden auch in den Analysen immer als solche ausgewiesen. Zusätzlich zu den mobilen Messungen wurde an drei Punkten vom 12.6.-18.6. permanent das Redoxpotential aufgezeichnet (Abb. 2.1)

2.2.2.2 Messungen

Das Sediment-Redox (ORP) wurde mit einer multisensorischen Sonde gemessen, die fünf Platinspulen enthält, die im Abstand von 10 cm auf einem 50 cm langen, glasfaserverstärkten Epoxidrohr mit 12 mm Durchmesser montiert und an einer 1 m langen Aluminiumsonde befestigt sind (Paleo Terra, Niederlande). Die ORP-Daten wurden mit einem von Paleo Terra (Niederlande) gebauten Voltmeter-Rekorder gegen eine gesättigte Ag/AgCl-Referenzelektrode registriert und auf die Standard-Wasserstoffelektrode bezogen. Die Messwerte wurden nach ca. 10 Minuten nach dem Einbringen ins Sediment ausgelesen.

Das Redoxpotential und die Temperatur des Sediments wurden ebenfalls kontinuierlich an drei verschiedenen Stellen gemessen, wobei drei Sonden mit einer Platinspule in der Mitte eines 40 cm langen, glasfaserverstärkten Epoxidrohrs mit 8 mm Durchmesser (Paleo Terra, Niederlande) angebracht wurden. Die ORP-Daten wurden mit einem automatischen Datenlogger (Paleo Terra, Niederlande) gegen eine gesättigte Ag/AgCl-Referenzelektrode registriert und auf die Standard-Wasserstoffelektrode bezogen. An allen Punkten wurden auch pH-Wert und Wassertemperatur erfasst. Diese Aufnahmen dienten vor allem dazu die Abhängigkeit der mobilen Messungen von Uhrzeit und Temperatur abzuschätzen.

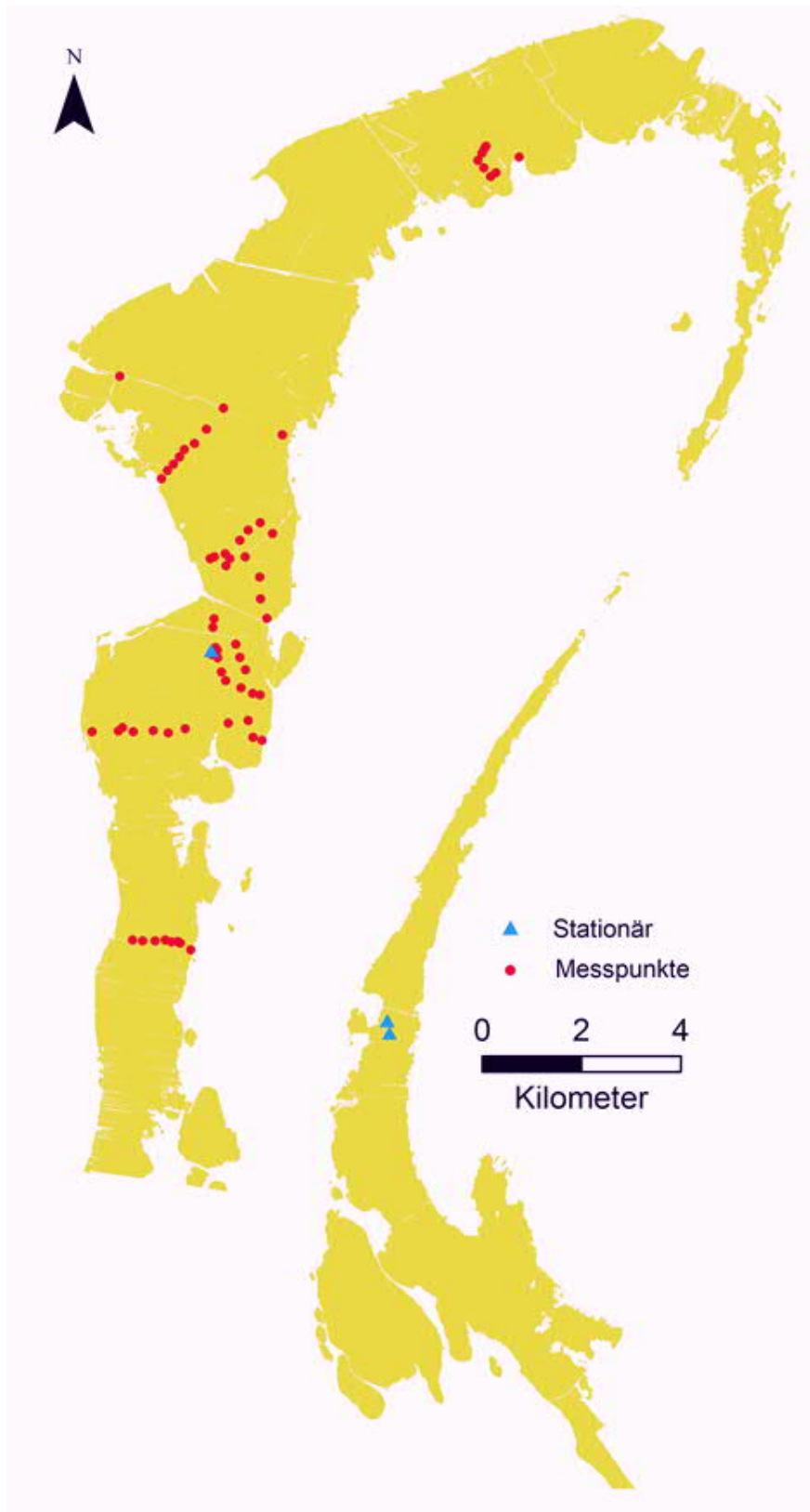


Abbildung 2.3: Messtellen für Redoxpotential im Sediment des Schilfgürtels im Jahr 2021.

An jedem Messpunkt wurde an zehn Schilfblätter der Chlorophyllgehalt gemessen. Dazu wurden intakte Schilfblätter mit einem atLEAF Chlorophyll-Messgerät (FT Green LLC, Wilmington, DE, USA)

gescannt. Das Chlorophyll-Messgerät wurde zuvor für Schilf mit analytischen Messungen des Blatt-Chlorophyll-Gehalts kalibriert. Hierfür wurden 40 Blattscheiben mit einem Durchmesser von 1 cm von zuvor gescannten Blättern gesammelt. Die Scheiben wurden dann in 80%igem Aceton extrahiert und das Gesamtchlorophyll wurde spektrophotometrisch nach (Wellburn 1994) bestimmt (Spearman Rangordnungs-Korrelation, $R=0,96$, $P<0,001$).

2.2.2.3 Habitatmessungen

Folgende Habitatmerkmale wurden an den Messstellen gemessen: Schilfhöhe, Verhältnis von Alt zu Jungschilf ausgezählt aus dreißig Halmen, Halmdicke von je 10 alten und 10 jungen Schilfhalmen gemessen mit einer Schublehre auf 0,02 mm genau, Wassertiefe und Schlammtiefe gemessen in cm und die Präsenz von Bruchschilf, also Schilfbereiche, in denen das Altschilf in einer Richtung mattenartig zusammengebrochen ist. Für jeden Messpunkt wurde auch das Alter des umliegenden Schilfgebietes bestimmt. Da der Schilfgürtel im Juni 2021 aufgrund des niedrigen Wasserstandes mit dem Boot nur bedingt zugänglich war konnten wir nicht alle Altersklassen repräsentativ beproben. Daher unterschieden wir zwischen Schilf älter als 15 Jahre (39 Punkten) und jüngerem Schilf (20 Punkten).

Der NDVI („Normalized Difference Vegetation Index“, zu Deutsch: „Normierter Differenzierter Vegetationsindex“ wurde als Maß für die Vitalität des Schilfes verwendet. Der Index wurde aus den verschiedenen Farbkanälen einer Satellitenbilddaufnahme berechnet (Auflösung von 10 x 10 m vom 2. August 2019, Sentinel 2b 2019, European Space Agency 2018).

Der Anteil freier Wasserflächen wurde aus einem Luftbild aus dem Jahr 2016 berechnet. Dieser wurde auf dieselbe Rastergröße wie der NDVI-Raster extrapoliert, um Zusammenhänge zwischen dem Anteil offener Wasserflächen und dem NDVI zu bestimmen. Da der NDVI stark negativ mit dem Anteil offenen Wasser korreliert (Pearson Korrelation $r = -0,66$, $n = 64$, $p < 0,001$) wurden für die Regressionsmodelle aufgrund dieser Kollinearität entweder NDVI oder mit die Variable für offene Wasserflächen verwendet. Bei den Habitatvariablen korrelierte Halmdicke mit Vegetationshöhe mit mehr als $r = 0,61$. Hier verwendeten wir in allen Modellen nur die Halmdicke als Prediktorvariable.

Aufgrund mikrobieller Aktivität zeigte das Redoxpotential auch während der Messperiode untertags zumindest in einem Teil unserer Daten eine Korrelation mit der Wassertemperatur, daher wurde bei der Analyse der Daten (ohne der Punkte in Wulkanähe und Kanalpunkte) bei allen Modellen die Wassertemperatur als Kovariable verwendet.

Die Redoxmessungen wurden mittels linearen Regressionen in Beziehung zu den Habitatvariablen gesetzt. Wir errechneten alle möglichen Kandidatenmodelle und wählten die Modelle aus, die innerhalb von zwei AIC-Werten lagen und die wenigsten Prediktoren hatten (Burnham et al. 2011). Für diese Zusammenhänge verwendeten wir das Redoxpotential in 20 cm Tiefe. Für alle Berechnungen wurden R 3.6.1 (R Core Team 2019) mit dem r-Paketen 'glmulti' (Calcagno 2020) verwendet.

2.2.3 Ergebnisse

Insgesamt konnten 57 Punkte für die weitere Auswertung verwendet werden. Die Werte schwankten im Sediment von ca. -30 bis unter -300 mV (Abb. 2.4).

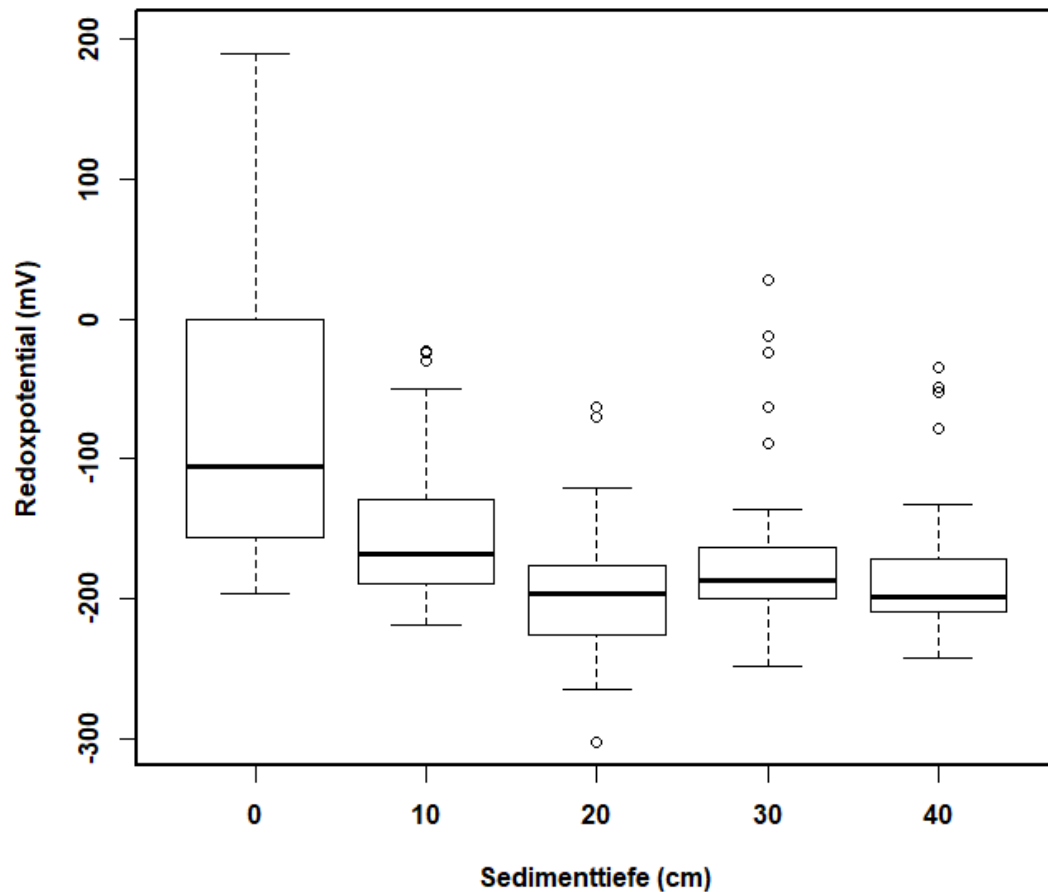


Abbildung 2.4: Boxplots des Redoxpotentials in mV im Sediment des Schilfgürtels in verschiedener Tiefe bis zu 40 cm unter der Wassersäule (n = 57).

2.2.3.1 Unterschiede zwischen den Gebieten und bei Schilfkanälen

Die zehn Messpunkte im Einfluss der Wulkamündung zeigten ein signifikant höheres Redoxpotential (Abb. 2.5).

Ebenso fanden wir an allen Punkten die direkt in Schilfkanälen liegen ein niedrigeres Redoxpotential (Abb. 2.5).

Ein lineares Modell mit beiden Variablen zeigt, dass beide signifikant das Redoxpotential bestimmen (Tab. 2.2).

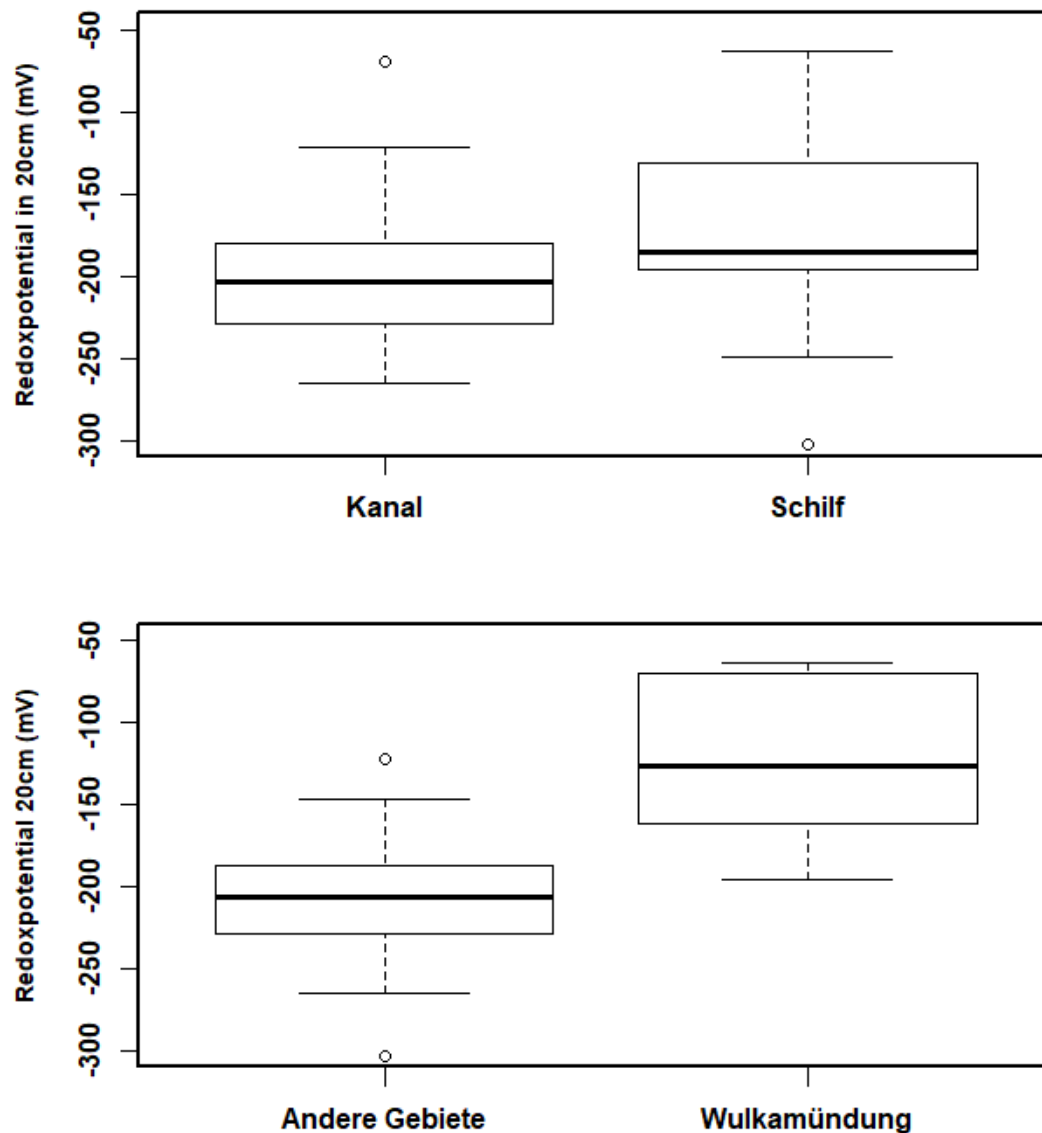


Abbildung 2.5: Boxplots des Redoxpotentials im Sediment in 20 cm Tiefe. Verglichen werden Punkte in Kanälen (13) mit solchen im Schilf (44) und Gebiete in der Wulkamündung (10) mit anderen (47).

2.2.3.2 Zusammenhänge zwischen Habitatvariablen und Redoxpotential

Da sich die Messpunkte in der Nähe der Wulkamündung deutlich unterscheiden (Abb. 2.5), wurden die Regressionsanalysen einmal mit und einmal ohne diese Messpunkte durchgeführt. Mit dem Wulkagebiet wurden das Redoxpotential in 20cm Sedimenttiefe am besten von zwei gleichwertigen Kandidatenmodellen vorhergesagt, die zusätzlich zu dem bereits festgestellten Zusammenhängen zur Wulkamündung und zur Position im Kanal entweder den NDVI oder den Anteil an offenen Wasserflächen verwendeten (Tab. 2.2).

Tabelle 2.2. Die besten Kandidatenmodelle mit NDVI und allen anderen Variablen geordnet nach ihrem AIC-Wert für den Zusammenhang zwischen Redoxpotential in 20 cm Tiefe im überfluteten Sediment und Habitatvariablen. Wulka und Kanal sind binäre Faktoren, die bestimmen, ob die Messpunkte im Einfluss der Wulkamündung oder direkt in einem Kanal liegen. N = 57.

Modell	AIC
Redoxpot. ~ Wulka + Kanal + NDVI	564.62
Redoxpot. ~ Wulka + Bruchschilf + Kanal + NDVI	565.82
Redoxpot. ~ Wulka + NDVI	565.91
Redoxpot. ~ Wulka + Kanal + Halmdicke + NDVI	566.02
Redoxpot. ~ Wulka + Kanal	566.06
Redoxpot. ~ Wulka + Kanal + NDVI + Chlorophyll	566.36
Redoxpot. ~ Wulka + Kanal + Wassertiefe + NDVI	566.46
Redoxpot. ~ Wulka + Kanal + Jungschilf (%) + NDVI	566.58

Tabelle 2.3: Die besten Kandidatenmodelle geordnet nach ihrem AIC-Wert für den Zusammenhang zwischen Redoxpotential in 20 cm Tiefe im überfluteten Sediment und Habitatvariablen ohne die Variable NDVI aber mit der Variable „Offene Wasserflächen“. Wulka und Kanal sind binäre Faktoren die bestimmen, ob die Messpunkte im Einfluss der Wulkamündung oder direkt in einem Kanal liegen. N = 57.

Modell	AIC
Redoxpot. ~ Wulka + Kanal + Offene Wasserflächen (%)	564.09
Redoxpot. ~ Wulka + Offene Wasserflächen (%)	565.05
Redoxpot. ~ Wulka + Bruchschilf + Kanal + Offene Wasserflächen (%)	565.34
Redoxpot. ~ Wulka + Kanal + Offene Wasserflächen (%) + Chlorophyll	565.84
Redoxpot. ~ Wulka + Kanal + Halmdicke + Offene Wasserflächen (%)	565.87
Redoxpot. ~ Wulka + Kanal + Jungschilf (%) + Offene Wasserflächen (%)	566.05
Redoxpot. ~ Wulka + Kanal	566.06
Redoxpot. ~ Wulka + Kanal + Wassertiefe + Offene Wasserflächen (%)	566.09

Schließt man alle Messpunkte, die im Wulkagebiet und in den Kanälen liegen aus so ergeben sich mit NDVI und allen anderen Variablen keine signifikanten Kandidatenmodelle.

Nimmt man die mit NDVI negativ korrelierte Variable „Offene Wasserflächen“ so zeigen diese in den Modellen mit allen Punkten einen positiven Einfluss auf das Redoxpotential im Sediment: d.h je mehr offen Wasserflächen in der Umgebung sind, desto höher ist das Redoxpotential (Tab. 2.3).

Tabelle 2.4: Die drei ausgewählten Modelle aus Tab. 2.2 und Tab. 2.3 für den Zusammenhang zwischen Redoxpotential und Habitat. N = 57 Messpunkte. Angegeben sind Regressionskoeffizienten mit dem Signifikanzwert in Klammer, R² ist die durch das Modell erklärte Varianz. Alle Variablen wurden z-transformiert.

	Interzept	Wulka	Kanal	NDVI	Offenes Wasser	R ²
Modell 1	-208,8 (<0.0001)	100,77 (<0.0001)	-	-13.29 (0.01)		0.50
Modell 2	-202,2 (<0,0001)	109,28 (<0,0001)	-35,38 (0.02)			0,49
Modell 3	-207,4 (<0.0001)	92,39 (<0.0001)			13.0 (0.02)	0.50

Tabelle 2.5: Kandidatenmodelle geordnet nach ihrem AIC-Wert für den Zusammenhang zwischen Redoxpotential in 20 cm Tiefe im überfluteten Sediment und Habitatvariablen ohne der Variable NDVI aber mit dem Anteil an offenen Wasserflächen. Hier wurden Messstellen im Einfluss der Wulkamündung und in den Kanälen ausgeschlossen.

Halmdicke ist die durchschnittliche Halmdicke in 1 m Höhe, offenes Wasser sind der Anteil offener Wasserflächen in 10 m Umkreis vom Messpunkt. N= 41.

Modell	AIC
Redoxpot. ~ Offenes Wasser (%) + Wassertemp.	388.93
Redoxpot. ~ Wassertiefe + Offenes Wasser (%) + Wassertemp.	389.55
Redoxpot. ~ Halmdicke + Offenes Wasser (%) + Wassertemp.	389.72
Redoxpot. ~ Bruchschilf + Offenes Wasser (%) + Wassertemp.	389.75
Redoxpot. ~ Bruchschilf + Halmdicke + Offenes Wasser (%) + Wassertemp.	389.81
Redoxpot. ~ Vegetationshöhe + Wassertiefe + Offenes Wasser (%) + Wassertemp.	389.97
Redoxpot. ~ Vegetationshöhe + Offenes Wasser (%) + Wassertemp.	390.04
Redoxpot. ~ Bruchschilf + Wassertiefe + Offenes Wasser (%) + Wassertemp.	390.24
Redoxpot. ~ Bruchschilf + Halmdicke + Wassertiefe + Offenes Wasser (%) + Wassertemp.	390.35
Redoxpot. ~ Halmdicke + Wassertiefe + Offenes Wasser (%) + Wassertemp.	390.40

Tabelle 2.6: Das beste lineare Modell aus den Kandidatenmodellen in Tab. 2.5 für den Zusammenhang zwischen Redoxpotential und Habitatvariable. N = 41 Messpunkte. Angegeben sind Regressionskoeffizienten mit dem Signifikanzwert in Klammer, R^2 ist die durch das Modell erklärte Varianz. Alle Variablen wurden z-transformiert. Die Wassertemperatur wurde als Kontrollvariable im Modell gelassen, da sie bei diesem Datensatz stark positiv mit den offenen Wasserflächen korrelierte ($r = 0,52$). N= 41.

	Interzept	Offenes Wasser (%)	Wassertemperatur (°C)	R^2
Modell 1	-202,28 (<0.0001)	10,9 (<0.0001)	4.9 (0.37)	0.20

2.2.4 Diskussion

Unsere Redoxmessungen im Schilf zeigen zum Teil extreme Werte von unter -200 mV, also Werte, die in vielen Fällen zur Bildung von Schwefelwasserstoff oder Methan führen. Messungen im Bereich der Wulkamündung zeigen ein signifikant höheres Redoxpotential im Sediment. Offensichtlich bewirkt die Frischwasserzufuhr höhere Werte. Tatsächlich zeigt ein Blick auf das Satellitenbild, dass in diesen Bereich derzeit keine Auflockerung des Schilfgürtels bestehen, was vermutlich auf die besseren Wuchsbedingungen des Schilfs zurückzuführen ist.

Bei Messpunkten innerhalb von Kanälen zeigte sich ein niedrigeres Redoxpotential im Sediment. Das könnte auf die meist tieferen Bereiche in Kanälen zurückzuführen sein, allerdings konnten wir diesen Zusammenhang nicht statistisch nachweisen.

Beschränkt man die Analyse auf Messungen abseits von Kanälen und des Einflusses der Wulka, so sind die niedrigsten Werte in Gebieten mit dichterem Schilf innerhalb des Schilfgürtels zu finden, während offene Wasserflächen höhere Werte haben. Zwei Faktoren könnten das bewirken: Erstens könnte der Kohlenstoffgehalt in den offenen Bereichen niedriger sein, d. h. im Gegensatz zu den vorhandenen Schilfbülten, ist der vorher vorhandene Kohlenstoff hier schon abgebaut. Eine alternative Erklärung wäre der Einfluss von Wind und Wellen. Um zwischen diesen Möglichkeiten zu entscheiden, wäre es notwendig den C-Gehalt des Sediments zu bestimmen.

Obwohl im Sediment des Schilfgürtels permanent anoxische Bedingungen die Regel sind, weisen unsere Messungen auf eine große durch den jeweiligen Standort bedingte Variabilität bei den

Messwerten hin, die sich zumindest in der Nähe der Wulkamündung in der Schilfstruktur und letztlich dann auch in den Vogelbeständen widerspiegelt. So waren in bei unseren Punktaxierungen im Jahr 2006 und 2019 in diesem Gebiet „Altschilfspezialisten“ wie Mariskensänger und Kleines Sumpfhuhn seltener, da hier das Schilf weniger aufgelockert und vitaler ist (siehe oben Kap. Schilfalter und Vögel, Dvorak et al. 2008).

Die anoxischen Zustände im Sediment des Schilfgürtels sind letztlich die Konsequenz der Akkumulation von Schilfstreu. Mehrere physikalische und chemische Prozesse könnten den anoxischen Zuständen entgegenwirken, einige von ihnen könnten als Managementpraxis eingesetzt werden, um auf das Absterben des Schilfs zu reagieren. Die wichtigsten anthropogenen Einflüsse, um diese Akkumulation zu stoppen und den ökologischen Zustand des Schilfes zu beeinflussen sind die Schilfernte und das Abbrennen (Güsewell 2003, Hazelton et al. 2014; Tóth 2018).

Der Klimawandel und die fehlende Eisdecke im Winter macht es schon derzeit unmöglich im tieferen Wasser Schilf zu schneiden. Außerdem führt die Ernte mit schweren Maschinen in tieferem Wasser zur Beschädigung der Rhizome und kann einen Absterbeprozess des Schilfes einleiten. Das kontrollierte Abbrennen von Schilf im Winter wäre eine mögliche schonende Alternative, um die Akkumulation von altem Schilf zu vermindern. Wie effektiv das sein kann, müsste erst gezeigt werden.

Eine genaue und umfassende Kontrolle der Folgen eines solchen Brandmanagements wäre nötig und dazu wäre auch eine Untersuchung der chemischen Veränderungen im Sediment in den Brandflächen hilfreich.

2.3 Die Auswirkungen absterbender Schilfgebiete auf die Kleinvögel des Schilfgürtels

2.3.1 Einleitung

Schilf ist eine schnell wachsende Pflanze im Uferbereich vieler Feuchtgebiete. Obwohl es als ein anpassungsfähiger und toleranter Makrophyt angesehen wird, gingen seine Bestände in den letzten Jahrzehnten europaweit rapide zurück (Den Hartog et al. 1989, Gigante et al. 2014). Die Ursachen für dieses „Schilfsterben“ („reed die-back“) können vielfältig und oft schwierig zu unterscheiden sein. Künstlich stabilisierte Wasserstände, akkumulierendes Pflanzenmaterial, Eutrophierung, mechanisch herbeigeführte Schäden, Parasiten, Beweidung und andere Faktoren können den Rückgang von Schilfbeständen bewirken (Armstrong et al. 1996, Armstrong & Armstrong 2001, Brix 1999, Clevering 1999, Lastrucci et al. 2017, Ostendorp 1999, Rücker et al. 1999, Tóth 2016, van der Putten 1997, Weisner 1996).

Eine herausragende Rolle beim Schilfsterben spielen aber künstlich veränderte Wasserhaushalte (Ostendorp 1999, Rea 1996). Wenn Überflutungen verhindert werden, ermöglicht das in seichten Gebieten das Etablieren von Nicht-Schilf-Pflanzen und Stauden, das Fehlen von niedrigen Wasserständen wiederum führt zu konstant hohen Wasserständen in tieferen Bereichen mit reduzierten Schilfwachstum (Tóth 2016) und beschleunigtem Absterben der Pflanzen (Lastrucci et al. 2017). Das Schilfsterben beginnt mit weniger homogenen Schilfbeständen und geringerer Halmhöhe, schwächer wachsende Bereiche dünnen aus, es kommt zur Bildung von offenen Wasser zwischen noch stehenden Schilfbülten, bis selbst diese immer schlechter wachsen und durch Wind und Wellen umgeworfen weggeschwemmt werden.

Alterndes und absterbendes Schilf bietet ökologische Nischen für unterschiedliche Organismengruppen wie z. B. Pilze, Insekten und verschiedene Vogelarten (Angelini et al. 2012, Leisler and Schulze-Hagen 2011, Šťastný & Riegert 2021, Tscharnke 1999). Unter den Vögeln bevorzugt z. B. der Drosselrohrsänger produktive und starkhalmige Bestände (Leisler 1981), während der Mariskensänger ältere und weniger produktive Schilfbestände mit mehr offenem Wasser besiedelt (Leisler and Schulze-Hagen 2011).

Der ausgedehnte Schilfgürtel des Neusiedler Sees ist ein herausragendes Beispiel für an die variable Alterstruktur gebundene Biodiversität. Mit 180 km² sind seine Röhrichtgebiete nach denen des Donaudeltas die zweitgrößten in Europa mit dementsprechend großen Populationen der meisten Schilfvogelarten.

Viele Schilfareale des Neusiedler Sees sind älter als 15 Jahre und zeigen deutliche Anzeichen für Überalterung und Schilfsterben (z. B. Dinka et al. 2010). Untersuchungen in den 1990er Jahren zeigten, dass Arten, die ältere Schilfflächen bevorzugten, wie z. B. Mariskensänger und Kleines Sumpfhuhn am häufigsten in den ältesten Teilen des Schilfs mit mehr offenen Wasserflächen vorkamen; damals waren jedoch negative Einflüsse von Sukzession und Absterbeprozessen auf Vögel noch nicht erkennbar (Dvorak et al. 1997, Nemeth et al. 2001). Seitdem fanden wir jedoch einen Rückgang der beiden „Altschilf-Arten“, wobei unbekannt blieb, ob dies auf die Degradierung des Lebensraums oder andere Gründe zurückzuführen ist (M. Dvorak & E. Nemeth, unpubl. Daten).

In der Folge wird dargestellt, ob und inwieweit der Zustand des Schilfs und die beschriebenen Absterbeprozesse für verschiedene Vogelarten nachteilig sind. Dafür setzten wir bei acht Arten die Ergebnisse umfangreicher quantitativer Punktzählungen in Beziehung zum geschätzten Alter der

Schilfflächen und zu Habitatmessungen, die die Merkmale degradierter oder absterbender Schilfflächen kennzeichnen. Die Ergebnisse unserer Analyse führen uns zu einer Diskussion möglicher Maßnahmen, um diesen einzigartigen Lebensraum zu erhalten und einem weiteren Rückgang seiner Vogelbestände entgegenzuwirken.

2.3.2 Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet umfasste mit ca. 75 km² den gesamten westlichen und nördlichen Teil des österreichischen Schilfgürtels des Neusiedler Sees außerhalb des Nationalparks. Der Schilfgürtel ist bis zu fünf km breit und die Wassertiefe während der Zählungen im Schilf variierte zwischen trocken und bis zu 1,5 m. Ein etwa 8 km² großes Gebiet im Norden mussten wir ausschließen, da uns Jäger und Eigentümer dieses Gebietes den Zugang verwehrten.

Die Auswahl der Zählpunkte basiert auf einer stratifizierten Zufallsstichprobe, um genügend Punkte für jede Alterskategorie zu erhalten, wobei wir aber auf die zum Teil schwierige Zugänglichkeit Rücksicht nehmen mussten. Für die weitere Analyse haben wir das Alter in fünf Klassen eingeteilt: Klasse 1 sind im vorigen Winter geschnittene Schilfflächen (8,4 von 74,8 km², 11,2 % des Untersuchungsgebiets), Klasse 2 ist 1 bis 4 Jahre alt (11,1 km², 14,9 %), Klasse 3 5 bis 9 Jahre alt (6,2 km², 8,3 %), Klasse 4 11 bis 14 Jahre alt (14,6 km², 46,2 %) und Klasse 5 ist ohne genaue Altersschätzung, aber älter als 14 Jahre (34,6 km², 46,2 %).

Da vorher ausgewählte Punkte nicht immer erreicht werden konnten, wurden sie im Feld am nächsten möglichen Standort ersetzt. Daher befanden sich einige Punkte an der Grenze verschiedener Altersklassen. Wir ordneten einem ausgetauschten Punkt eine Altersklasse zu, wenn mehr als mindestens 72 % der umgebenden Fläche innerhalb von 50 m in diese Klasse fiel. Die Stichprobengröße variierte pro Altersklasse: Klasse 1 mit 13, Klasse 2 mit 20, Klasse 3 mit 16, Klasse 4 mit 24 und Klasse 5 mit 38 Punkten. Alle Punkte waren mindestens 120 m voneinander entfernt.

2.3.3 Material und Methode

2.3.3.1 Vogelzählungen

Siehe Kapitel „Bestand und Bestandsentwicklung schilfbewohnender Vogelarten am Neusiedler See“, Abschnitt Singvögel und kleine Rallen

2.3.3.2 Habitatmessungen

Nach der Brutsaison haben wir an 93 der 111 gezählten Punkte Habitatmerkmale gemessen. Folgende Variablen wurden alle 5 m an jedem Punkt auf zwei 40 m-Transekten erfasst:

- Vegetationshöhe
- Vegetationsdichte, gemessen in 50, 100 und 150 cm Höhe mit einer 10 x 30 cm großen weißen Tafel aus einem Meter horizontalem Abstand
- Knickschicht, als die Anzahl der gebrochenen Stängel, die unter einem Meter mit einem Winkel von weniger als 45° entlang eines einem Meter langen Stocks liegen
- Halmdicke in einem Meter Höhe, gemessen mit einer Schublehre mit einer Genauigkeit von ± 0,02 mm an 20 Halmen
- Anteil der alten und diesjährigen Halme, gezählt aus 30 Schilfstängeln.

- Wassertiefe innerhalb der Schilfbestände und im offenen Wasser und zurückgerechnet auf den Wasserstand während der Brutzeit.

Da der Wasserstand während der Habitatmessungen eher niedrig war, fielen einige Bereiche in dieser Zeit komplett trocken. Daher verwendeten wir das digitale Höhenmodell von Csaplovics et al. (1997), um den Wasserstand während der Brutzeit zu berechnen. Alle offenen Wasserflächen entlang der Transekte, die größer als 0,5 m waren, wurden zur Berechnung des Anteils an offenem Wasser und der Anzahl der Flächen zwischen Wasser und Vegetation verwendet.

Wir erfassten an jedem Messpunkt das Vorkommen von „Bruchschilf“, das sind vollständig umgebrochene Phragmites-Bestände, die mattenartig eine undurchdringliche, dicke, in eine Richtung orientierte Schilfschicht bilden (Abb. 2.6).



Abbildung 2.6: Zusammengebrochenes Schilf, nur mehr am Rand zu offenen Wasserflächen im Schilfgürtel sind mehr grüne Schilfhalme erkennbar. Fotografiert aus dem Flugzeug nördlich von Mörbisch am 3. Juni 2020 (E. Nemeth).

2.3.3.3 Statistische Analyse

Um mögliche Abhängigkeiten der Vogelarten vom Schilfalter zu zeigen, analysierten wir das Vorkommen oder die Abundanz von Vögeln mit Poisson- oder logistischen Regressionsmodellen. Die vorhergesagten Variablen waren entweder An- oder Abwesenheit oder die Anzahl der territorialen Vögel innerhalb von 50 m, die Altersklasse mit Werten von eins bis fünf wurde als kontinuierliche Prädiktorvariable verwendet.

Für jeden Punkt und für jede Art wählten wir aus den drei Besuchen die Zählung mit der maximalen Anzahl von Individuen innerhalb von 50 m. Wir verwendeten alle 111 gezählten Punkte für diese Auswertung und analysierten auch einfache polynomiale Beziehungen, indem wir testeten, ob das Hinzufügen der quadrierten und kubierten Altersklasse die Modellvorhersage verbesserte. Wir behielten für jede Art das Beste von drei möglichen Modellen bei, das durch den niedrigsten Wert des Akaike-Informationskriteriums (AIC) definiert wurde.

Dann setzten wir das Alter des Schilfs mit gemessenen Habitatvariablen in Beziehung, wobei die Altersklasse die geordnete Antwortvariable in einer ordinalen logistischen Regression war. Um Kollinearität zu vermeiden, verwendeten wir in unseren Modellen Prädiktorvariablen mit einem Varianzinflationsfaktor von weniger als zwei. Bei hoch korrelierten Variablen wählten wir jene aus, von denen bekannt ist, dass sie für die untersuchte Art oder für ihre Beziehung zum Schilfsterven wichtig sind.

Folgende Variablen wurden dazu verwendet: Knickschilf, Bruchschilf, Vegetationshöhe, Prozentsatz offenes Wasser, Wassertiefe, Vegetationsdichte in 1 m Höhe und Vorhandensein von Rohrkolben *Typha angustifolia*. Mit den ausgewählten Variablen berechneten wir alle möglichen Modelle und ordneten sie nach ihrem angepassten Akaike-Informationskriterium (AICc). Wir führten eine Modellmittelung („model averaging“) für die besten Modelle innerhalb von sieben AICc-Werten durch, um zu zeigen, welche Habitatvariablen signifikant mit dem Alter des Schilfs zusammenhängen.

Schließlich kombinierten wir Vogeldaten an 93 Punkten mit den bereits ausgewählten Messungen der Habitatvariablen, um zu analysieren, welche Variablen die besten Prädiktoren für die Anwesenheit oder Abundanz von Vögeln sind. Um deren Einfluss zusätzlich zum Schilfalter zu zeigen, schlossen wir die Altersklasse des Schilfs als obligatorische Kontrollvariable ein. Wir testeten auch die Einbeziehung von quadrierten Termen für die Variablen Bruchschilf, Knickschicht, Vegetationshöhe und offenes Wasser.

Wiederum berechneten wir alle möglichen Modelle und ordneten sie nach ihrem angepassten Akaike-Informationskriterium (AICc). Für jede Art wählten wir das Modell mit der geringsten Anzahl von Variablen unter den besten Kandidatenmodellen, die durch weniger als 2 AICc-Werte getrennt waren. Wenn wir die Wahl zwischen gleich komplexen Modellen hatten, wählten wir Modelle mit Variablen, die mit dem Schilfsterven zusammenhängen.

Für jedes ausgewählte Modell berechneten wir auch die erklärte Pseudovarianz (Zhang 2017) als Maß für die Effektgröße. Alle Berechnungen wurden mit R 3.6.1 (R Core Team 2019) und den R-Paketen „glmulti“ (Calcagno 2020), „MuMIn“ (Barton 2019) und „rsq“ (Zhang 2017) durchgeführt.

2.3.4 Ergebnisse

2.3.4.1 Schilfvögel und Altersklassen

Alle von uns untersuchten Arten zeigen signifikante oder fast signifikante artspezifische Muster für Vorkommen bzw. Abundanz in verschiedenen Altersklassen des Schilfs (Abb. 2.7, Anhang 1).

Drosselrohrsänger und Rohrammer kommen vor allem in den jüngeren Altersklassen vor und sind die einzigen Arten, die eine hohe Wahrscheinlichkeit für ein Vorkommen in diesjährigen Schilfflächen aufweisen.

Nur das Kleine Sumpfhuhn kommt mit hoher Wahrscheinlichkeit in Schilfgebieten vor, die älter als 15 Jahre sind.

Wasserralle und Mariskensänger zeigten einen umgekehrt u-förmigen Zusammenhang mit geringerer Vorkommenswahrscheinlichkeit in Schilfbeständen, die entweder jünger als fünf oder älter als 15 Jahre sind.

Teichrohrsänger und Rohrschwirl sind – mit Ausnahme von einjährigem Schilf – mehr oder weniger gleichmäßig über alle Altersklassen verteilt.

Bartmeisen wurden mit höherer Wahrscheinlichkeit in Schilfgebieten angetroffen, die älter als vier Jahre sind.

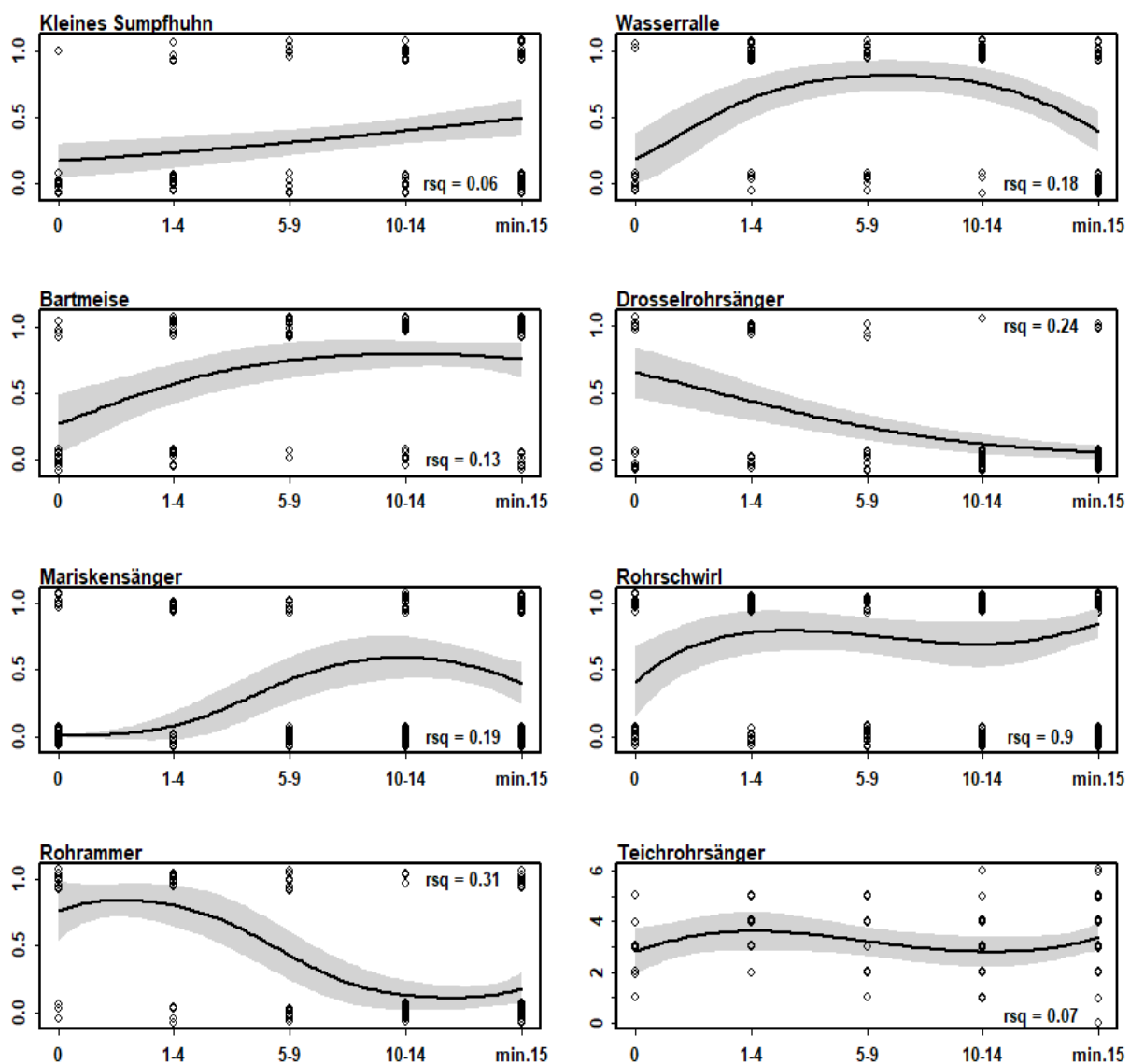


Abbildung 2.7: Abhängigkeit der Vogelarten vom Alter des Schilfes. Rsq is der erklärte Pseudo-Varianz. $N = 111$.

2.3.4.2 Schilfalter und Habitatvariable

Älteres Schilf zeichnet sich durch signifikant mehr Knickschicht, mehr Bruchschilf und mehr offenes Wasser aus und lag in tieferem Wasser (Abb. 2.8, Anhang 2).

Die Knickschicht nimmt mit dem Alter stetig zu. Bruchschilf tritt häufiger in Bereichen auf, die älter als zehn Jahre sind, in der ältesten Altersklasse bedeckt es sogar mehr als die Hälfte der Fläche im Umkreis von 20 m um die Zählpunkte (Abb. 2.8).

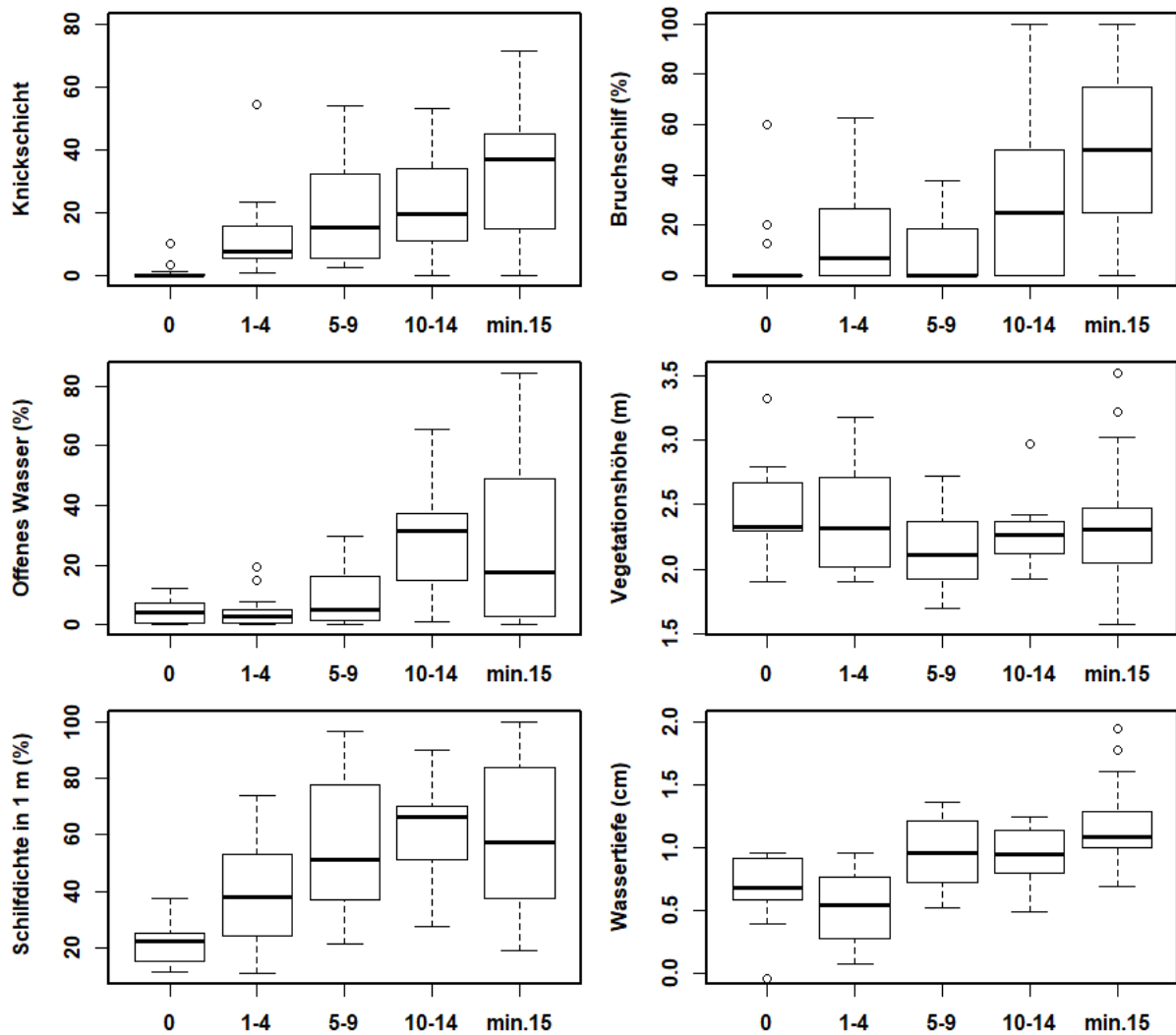


Abbildung 8: Boxplot der Habitatvariablen in verschiedenen Altersklassen des Schilfs. Stichprobengröße 93 Kreise mit 40 m Durchmesser um die Zählpunkte.

Tabelle 2.7: Bestes Modell (niedrigster AICc-Wert) aller Kandidatenmodelle (s. Anhang) einer ordinalen Regressionanalyse, um die fünf Altersklassen des Schilfs mit Habitatvariablen vorherzusagen. N = 93.

Variable	Koeffizient	Standardfehler	T-Wert	P-Wert
Bruchschilf	0.57	0.252	2.257	0.024
Knickschicht	1.02	0.264	3.858	0.0002
Offenes Wasser	1.21	0.278	4.351	0.00001
Wassertiefe	1.05	0.255	4.123	0.00004

2.3.4.3 Vögel und Habitatmerkmale

Bei sieben von acht Arten fanden wir signifikante Beziehungen zwischen Habitatvariablen und Vogelvorkommen (Tab. 2.9). Das Alter des Schilfs wurde als Kovariable in alle Modelle einbezogen (für alle Kandidatenmodelle siehe Anhang 3).

Merkmale älterer oder absterbender Schilfbestände sind bei sieben von acht Arten signifikante Prädiktoren für das Vorkommen oder die Anzahl von Vögeln.

Bei fünf Arten fanden wir die höchste Wahrscheinlichkeit für Anwesenheit oder die meisten Reviere bei mittleren Werten dieser Variablen (Abb. 2.9).

Ein sehr hoher Grad an Bruchschilf sagt weniger Territorien beim Rohrschwirl voraus und reduziert die Wahrscheinlichkeit des Vorhandenseins bei Kleinem Sumpfhuhn, Drosselrohrsänger, Bartmeise und Rohrammer (Abb. 2.9).

Mariskensänger werden häufiger in Gebieten mit mehr offenen Wasserflächen gefunden (Tab. 2.8) und wie die Wasserralle weniger in Gebieten mit extrem viel Knickschicht (Abb. 2.9).

Bartmeisen kommen wahrscheinlicher in Schilfbeständen mit mittlerer Höhe und seltener in sehr hohen oder sehr niedrigen Schilfgebieten vor (Abb. 2.9).

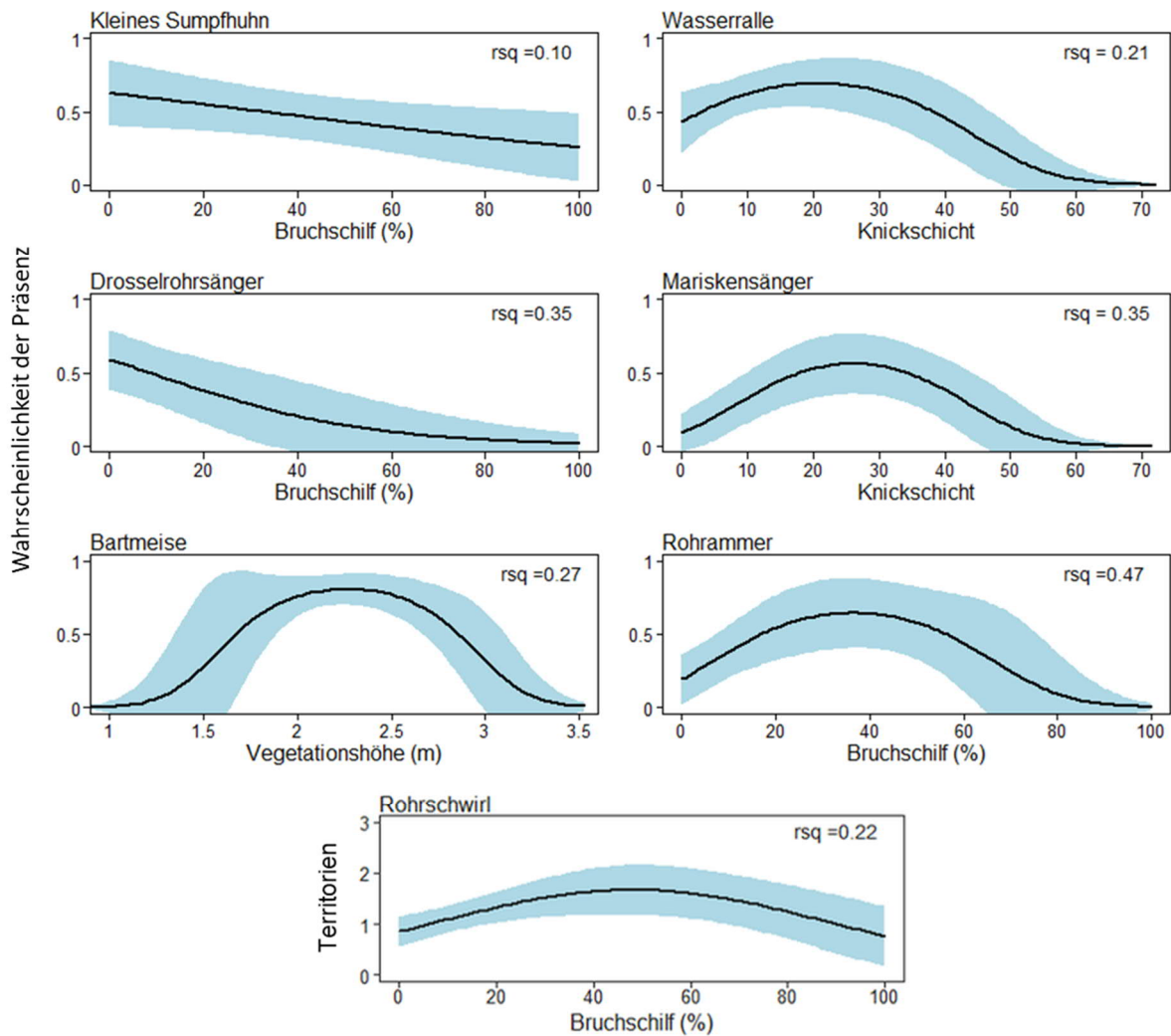


Abbildung 2.9: Signifikante Beziehungen ($\pm 95\%$ Konfidenzintervalle) der Anzahl an Territorien (Rohrschwirl) und Anwesenheit (andere Arten) zu Habitatvariablen, die absterbende Schilfgebiete kennzeichnen. Alle Abbildungen basieren auf den besten GLMs für die jeweilige Art (Tab. 2.8). Für nicht dargestellte Variablen in der Modellformel wurden Mittelwerte angenommen. Rsq ist die erklärte Pseudo-Varianz. N = 93 Zählpunkte.

Tabelle 2.8: Beste GLMs für jede Art um die Anzahl der Territorien (Rohrschwirl) oder Präsenz (alle anderen Arten) vorherzusagen. Bestimmte Koeffizienten und P-Werte in Klammer. N =93. KSh = Kleines Sumpfhuhn, Wr = Wasserralle, Drs = Drosselrohrsänger, Ms = Mariskensänger, Rs = Rohrschwirl, Bm = Bartmeise, Ra = Rohrammer.

Habitatvariable	KSh	Wr	Drs	Ms	Rs	Bm	Ra
Knickschicht		0,11 (0,03)		0,19 (0,007)			
Knickschicht 2		-0,002 (0,0006)		-0,004 (0,009)			
Bruchschilf	-1,58 (0,07)		-4,33 (0,03)		2,78 (0,004)		11,11 (0,02)
Bruchschilf 2					-2,90 (0,008)		15,19 (0,04)
Vegetationshöhe			0,01 (0,07)			0,18 (0,02)	
Vegetationshöhe 2						-0,0001 (0,02)	
Vegetationsdichte							-0,04 (0,008)
Offenes Wasser (%)		-3,15 (0,01)		4,40 (0,003)			
Wassertiefe						-3,98 (0,0009)	2,01 (0,06)
Rohrkolben				0,95 (0,01)			0,76 (0,05)
Schilfalter	0,59 (0,003)	0,47 (0,05)	-0,76 (0,002)	0,48 (0,14)	0,15 (0,06)	-0,01 (0,96)	-0,54 (0,04)

2.3.5 Diskussion

Die von uns untersuchten Arten bevorzugen unterschiedliche Altersklassen.

So ist es wahrscheinlicher, dass das Kleine Sumpfhuhn in sehr alten Schilfbeständen anzutreffen ist, während Drosselrohrsänger und Rohrammer eher in Schilfgebieten, die jünger als fünf Jahre sind, nachgewiesen werden (Abb. 2.9).

Mariskensänger werden am wahrscheinlichsten in der Altersklasse von 10 bis 14 Jahren gefunden, sie meiden Schilf bis zu einem Alter von fünf Jahren und sind in der ältesten Altersklasse seltener anzutreffen. Eine ähnlich gekrümmte Wahrscheinlichkeit findet sich bei der Wasserralle mit einem Maximum im fünf- bis neunjährigen Schilf.

Bartmeisen sind häufiger in Schilfgebieten, die älter als vier Jahre ist, anzutreffen und der Teichrohrsänger ist fast gleichmäßig in allen Schilfklassen verteilt. Der Rohrschwirl wird seltener nur im einjährigen Jungschilf gefunden und hat eine hohe Präsenzwahrscheinlichkeit in allen anderen Altersklassen (Abb. 2.7).

Unsere Ergebnisse für Wasserralle, Bartmeise, Teichrohrsänger und Schilfrohrsänger ähneln den Ergebnissen einer Langzeitstudie an Schilfbeständen am Neuenburger See in der Schweiz (Antoniazza et al. 2018). Ein Unterschied zu dieser Studie ist die Verteilung der Rohrammer, die am Neusiedler See vor allem in jungen bis vierjährigen Schilfbeständen vorkommt und in älteren Schilfklassen stark abnimmt, während Antoniazza et al. (2018) mehr Rohrammer in fünf- und sechsjährigen Schilfbeständen und einer noch älteren Kontrollgruppe fanden.

Dieser Unterschied könnte durch Unterschiede in den Untersuchungsgebieten und der Brutbiologie erklärt werden. Rohrammer-Weibchen bauen ihr Nest in Bodennähe oder auf dem Boden und sie brüten bevorzugt in trockenen oder nur teilweise überfluteten Schilfbeständen (Hillcoat 1994). An unserem Untersuchungsstandort wird Schilf meist in Bodennähe geerntet, wo der Wasserstand niedriger ist (siehe Abb. 2.7 & 2.9), während sich in älteren Schilfbeständen tieferes Wasser bis zu 1,5

m befindet. Geeignete Nistplätze finden sich also eher in jüngeren Schilfbeständen mit niedrigeren Wasserständen.

Neben tieferem Wasser zeigten ältere Schilfgebiete auch signifikant mehr umgebrochene Schilfstängel, mehr offene Wasserflächen und einen höheren Anteil an Bruchschilf (Tab. 2.8), das vor allem in den beiden ältesten Altersklassen auftritt (Abb. 2.7). Diese mit älterem und degradiertem Schilf assoziierten Variablen hatten in den GLMs von sieben unserer acht untersuchten Altersarten einen signifikanten Einfluss.

Da wir in allen unseren Modellen das Alter als Kovariate hinzufügten, zeigen diese signifikanten Prädiktoren, dass die Degradierung oder das Absterben von Schilf nicht nur mit dem Alter allein zusammenhängt und alte Schilfbestände eine große Variation in diesen Variablen aufweisen.

Für das Kleine Sumpfhuhn, dessen Anwesenheit sehr signifikant mit dem Schilfalter zunahm (Abb. 2.7), fanden wir einen Trend zu abnehmender Anwesenheit bei einem hohen Anteil an Bruchschilf (Tab. 2.8). Dies kann als Indikator dafür gewertet werden, dass einige Schilfflächen selbst für diesen „Altschilf-Spezialisten“ zu alt oder zu degradiert werden.

Bei anderen Arten waren hohe Werte für Variablen, die mit absterbendem Schilf in Verbindung stehen, fast immer signifikant negativ für die Anwesenheit oder Abundanz. Wasserrallen werden seltener mit offenem Wasser und älterem Schilf gefunden und zeigen eine inverse u-förmige Beziehung zur Knickschicht (Abb. 2.9).

Beim Rohrschwirl finden wir neben einem leicht positiven Effekt des Alters einen starken quadratischen Effekt von Bruchschilf. Diese Art wird bei mittlerem Anteil von Bruchschilf häufiger gefunden, aber ihre Abundanz nimmt bei hohem Werten deutlich ab.

Mariskensänger werden häufiger in Gebieten mit offenen Wasserflächen gefunden (Tab. 2.8), was zum Teil erklären könnte, warum sie häufiger in 10-14 Jahre altem Schilf, einer Altersklasse mit mehr offenem Wasser, gefunden werden (Abb. 2.9). Interessanterweise findet man die Art auch häufiger in Bereichen mit Rohrkolben, ein Zusammenhang, der bereits von Leisler (1991) beschrieben wurde. Die signifikanteste Variable war aber die Knickschichtdicke, Mariskensänger werden am wahrscheinlichsten bei mittlerer Knickschicht angetroffen.

Bartmeisen werden häufiger in tieferen Gewässern und in Schilfbeständen mittlerer Höhe gefunden, während sie bei Schilfhalmen, die höher als 3 m oder niedriger als 1,5 m sind, seltener vorkommen.

Schilfrohrsänger wurden in trockeneren Gewässern gefunden und unsere Modelle zeigten auch eine quadratische Beziehung zu verfilztem Schilf.

Auch beim Drosselrohrsänger, der jüngeres Schilf bevorzugt (Abb. 2.7), fanden wir weniger Individuen in Gebieten mit mehr Bruchschilf.

Zusammenfassend zeigen unsere Modelle, dass nicht nur Arten, die an jüngere Schilfgebiete angepasst sind, sondern alle Arten durch stark degradiertes Schilf negativ beeinflusst werden.

Eine der auffälligsten Variablen in der Analyse war Bruchschilf, das in den Modellen bei vier von sieben Arten einen signifikant negativen Einfluss zeigte. Der Grund dafür scheint zumindest für mehrere Arten offensichtlich. Bruchschilf bildet bis zu 1 m hohe „Matten“, durch die nur wenige junge Schilfhalme hindurchwachsen können.

Für die Rohrsänger fehlen damit die dicht stehenden Schilfhalme zum Aufhängen ihrer Nester und am Boden laufende Kleine Sumpfhühner und Wasserrallen sehen sich mit einem undurchdringlichen Dickicht konfrontiert.

Doch wie gravierend sind diese negativen Auswirkungen für den Vogelschutz?

Von zentraler Bedeutung ist die von degradiertem Schilf eingenommene Fläche. Bruchschilf wurde vor allem in den beiden ältesten Altersklassen gefunden und in der ältesten bedeckte es sogar mehr als 50 % der Fläche im Umkreis von 20 m um die Zählpunkte (Abb. 2.8).

Im westlichen Teil der österreichischen Seite des Sees nimmt die älteste Altersklasse des Schilfs, die älter als 14 Jahre ist, etwa 46 % der Gesamtfläche ein. Die Gesamtfläche des Schilfgürtels auf österreichischer und ungarischer Seite beträgt 163 km² (Ungarn 58,85 km², Österreich 104 km², Csaplovics und Schmidt 2011), und eine einfache Extrapolation unserer Daten würde etwa 80 km² ergeben, die mit mehr als 50 % verfilztem Schilf bedeckt sind.

Da das Schilf außerhalb unseres Untersuchungsgebietes hauptsächlich innerhalb des Nationalparks liegt und hier kein Schilfschnitt erfolgt würden wir sogar noch mehr Bruchschilf erwarten; genaue Daten fehlen aber und vielleicht sind andere Gebiete weniger betroffen.

Nichtsdestotrotz wäre selbst bei einer vorsichtigen Schätzung die Hälfte aller Schilfflächen rund um den See mit Bruchschilf bedeckt, so dass wir einen massiven negativen Einfluss auf die Häufigkeit von Kleinvögeln im Schilf erwarten.

Ein Schlüssel zur Verbesserung des ökologischen Zustands des Schilfs wäre, die Anhäufung von Biomasse durch Schilfernte oder Abbrennen zu stoppen (Güsewell 2003, Hazelton et al 2014).

Obwohl der Schilfschnitt die Insekten- und Vogelvielfalt im folgenden Jahr reduziert (Graveland 1999, Vlkama et al 2008), gewinnen die geernteten Flächen in den folgenden Jahren an Biodiversität (Poulin & Lefebvre 2002, Schmidt et al 2005, Vadász et al. 2008).

Rotierende Schilfmähprogramme können den Erhalt der schilfabhängigen Biodiversität ermöglichen: Antoniazza et al. (2018) zeigten in einer Studie in der Schweiz, dass eine Mahd in Abständen von sechs Jahren oder mehr das Vorkommen und die Abundanz von fünf häufigen Schilfvogelarten erhalten kann.

Am Neusiedler See ist die Schilfernte derzeit auf einem sehr niedrigen Niveau und wir erwarten, dass große Teile der Schilfflächen in Zukunft wahrscheinlich noch unattraktiver für Vögel werden.

Leider wird die Schilfernte durch die Klimaerwärmung immer mehr erschwert. Fehle Fehlende Eisbedeckung im Winter und und zu tiefes Wasser beschränken die Schilfmahd hauptsächlich auf landseitige Schilfgebiete (siehe Abb. 2.2). Die Ernte von Schilf in tieferem Wasser führt zu Schäden an den Rhizomen und kann das Absterben des Schilfes auslösen oder beschleunigen.

Auf der ungarischen Seite des Sees zeigten Dinka & Szeglet (1999) in den 1990er Jahren, dass das Absterben von Schilf an Stellen auftrat, an denen das Schilf mit schweren Maschinen geschnitten worden war. Nur 30 % aller Rhizome waren lebendig, verglichen mit 50-60 % der lebenden Rhizome an Kontrollstandorten.

Das Abbrennen von degradierten Schilfgebieten könnte daher eine vielversprechende Alternative sein. Bis in die 1990er Jahre war das Abbrennen von Schilfbeständen gängige Praxis, um die Schilfernte zu erleichtern, wurde dann aber verboten, um Luftverschmutzung zu vermeiden. Im Moment scheint es aber die einzige praktikable Möglichkeit zu sein, die Streuakkumulation zu reduzieren, und wir empfehlen daher aus ökologischen Gründen eine vorsichtige und kontrollierte Wiedereinführung des Feuermanagements am Neusiedler See.

Ein weiterer möglicher Faktor für ein zukünftig wieder verbessertes Schilfwachstum wären größere Wasserstandsschwankungen mit temporären Niedrigwasserständen im See, da dies eine schnelle

positive Wachstumsreaktion hervorrufen könnte (Bart & Hartman 2000, Tóth 2016) und Auswirkungen eines niedrigen Wasserstandes noch mehrere Jahre nach dem Ereignis anhalten (Tóth 2016).

In der Vergangenheit waren extreme Niedrigwasserstände normale Bedingungen. Der mehr als 10.000 Jahre alte Neusiedler See hatte in seiner Geschichte große Wasserschwankungen und ist wahrscheinlich etwa 400mal ausgetrocknet. Das letzte Mal fiel er 1865 für fünf Jahre trocken (Csaplovics 2019).

Dürren könnten durch den Klimawandel häufiger werden und aktuelle Klimaszenarien sagen mildere und etwas feuchtere Winter und heißere Sommer mit längeren Trockenperioden voraus (Boros et al. 2017). Die Unsicherheit bei der Vorhersage zukünftiger Niederschlagsszenarien macht es jedoch schwierig, die hydrologischen Folgen für den See und seine Schilfgebiete abzuschätzen (Soja et al. 2013).

Durch die globale Erwärmung ergibt sich auch eine neue anthropogene Bedrohung für dieses Ökosystem. Derzeit wird eine künstliche Wasserzufuhr aus der Donau erwogen, um zukünftige Wasserverluste zu kompensieren aber auch einer möglichen Austrocknung vorzubeugen. Hauptgrund ist aber offensichtlich der Wunsch, einen hohen Wasserstand für den Tourismus im Zusammenhang mit der Freizeitschifffahrt und dem Wassersport zu gewährleisten.

Ein solcher Eingriff in die Hydrologie könnte aber zu stagnierenden Wasserständen mit negativen Auswirkungen auf den Schilfbewuchs führen (Tóth 2016). Außerdem könnte eine dadurch mögliche Veränderung der Wasserchemie den Salzgehalt des Sees senken und den Fortbestand dieses Steppensees und seiner Makrophyten gefährden (Krachler et al. 2005).

2.3.6 Schlussfolgerungen

Unsere Studie zeigt, dass die überalterten Schilfflächen des Neusiedler Sees von abnehmender Eignung für die hier vorkommenden Brutvogelarten sind.

Wir denken, dass unsere Ergebnisse sofortige Schutzmaßnahmen rechtfertigen und empfehlen aus ökologischen Gründen eine vorsichtige Einführung eines Feuer-Managements am Neusiedler See.

Eine kontrollierte Durchführung hat das Potential, die Überlebenschancen für diesen Lebensraum und seine Avifauna zu verbessern.

Langfristige Veränderungen durch den Klimawandel könnten zwar die Zukunft des gesamten Sees gefährden, gelegentlich auftretende niedrigere Wasserstände aufgrund von Trockenperioden können jedoch auch das Schilfwachstum verbessern (Tóth 2016) und sollten daher nicht durch hydrologische Eingriffe verhindert werden.

2.4 Auswirkungen des „Plättens“ von Schilf auf die Vogeldichte

Seit dem Verbot des Abbrennes von Schilfgebieten ist das „Plätten“, d. h. das Niederwalzen von alten Schilfgebieten die Methode, um Gebiete mit mehr als einjährigem Schilf für das nächste Jahr zum Schnitt vorzubereiten.

Diese Praxis führt zu einer Verdichtung des Bodens, fördert somit die Verlandung und der Schilfbewuchs erscheint zumindest im nächsten Jahr sehr schütter und weniger für Schilfvögel geeignet (Abb. 2.10).

Um dies zu testen führten wir im Jahr 2020 zusätzliche Punkttaxierungen auf gewalzten Gebieten durch und verglichen sie mit in diesem Jahr gemähten Flächen. Anschließend führten wir auch in diesen Gebieten Habitatmessungen durch, die sicherstellen sollten, dass auf allen Gebieten das Schilf tatsächlich gewalzt wurde. Insgesamt wurden so 11 gewalzte mit 13 geschnittenen Punkten hinsichtlich Vogelbestand und Schilfstruktur verglichen.



Abbildung 2.10: Blick auf den Boden von im selben Jahr „geplätteten“ Schilf.

2.4.1 Methode

Die Vogelerhebungen erfolgten wie im vorigen Kapitel beschrieben, jeder Punkt mit gewalzten Schilf wurde dreimal im Frühjahr 2020 gezählt. Dann wurde die Revieranzahl der vorhandenen

Schilfvogelarten (Wasserralle, Drosselrohrsänger, Bartmeise, Teichrohrsänger, Schilfrohrsänger, Rohrschwirl und Rohrammer) innerhalb 50 m verglichen

2.4.2 Ergebnisse und Diskussion

Die Anzahl der Vogelreviere war bei geplättetem Schilf signifikant geringer als in Gebieten in denen schon zumindest einige Jahre immer wieder geschnitten wird. (Wilcoxon Rang Test, $n_{\text{gewalzt}} = 11$, $n_{\text{geschnitten}} = 13$, $W = 107$, $p\text{-value} = 0.04$, Abb. 2.11)

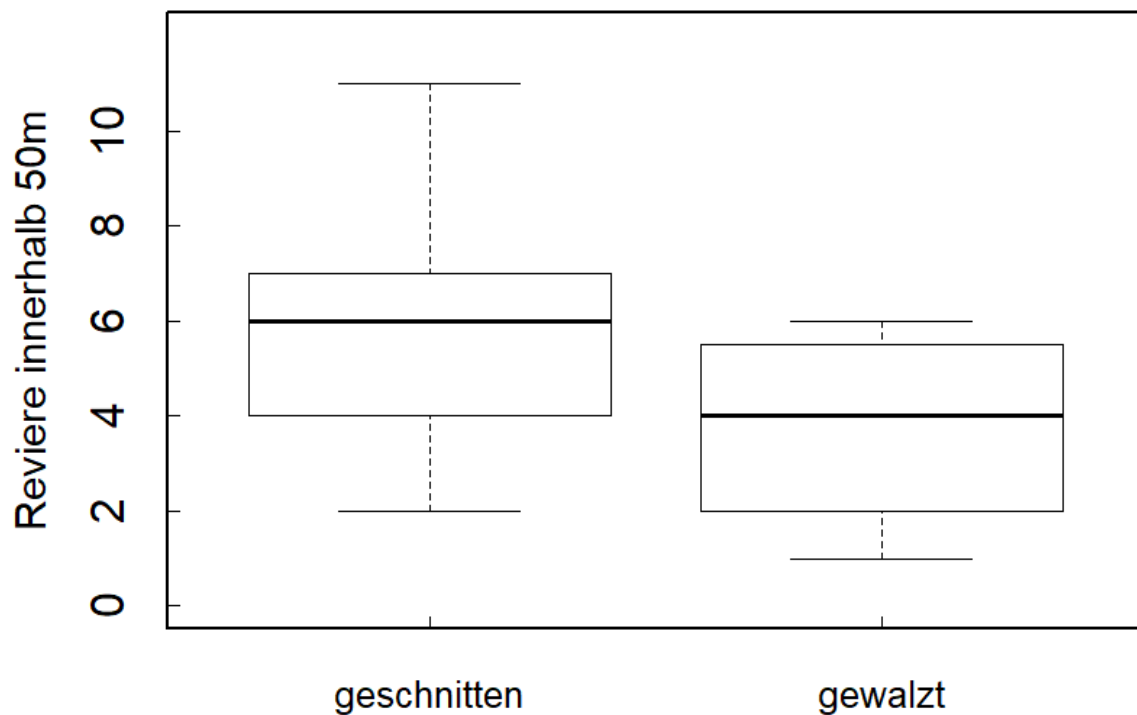


Abbildung 2.11: Boxplot der Anzahl der Reviere von sieben verschiedenen Schilfvogelarten an 24 Punkten (11 gewalzte und 13 geschnittene Flächen).

Die niedrigere Anzahl weist auf einen negativen Effekt auf die Vogeldichte hin. Allerdings könnte dieser Einfluss nach einigen Jahren wieder verschwinden, da sich die Schilfdichte danach wieder erholt (mündl Mitt. A. van Horn).

Unabhängig davon sei nochmal darauf hingewiesen, dass bei einem Feuermanagment dieser Effekt wahrscheinlich vermieden werden könnte und dann auch die ökologisch viel bedenklichere Verdichtung des Bodens mit alten Pflanzenmaterial nicht stattfinden würde.

2.5 Bestand und Bestandsentwicklung schilfbewohnender Vogelarten am Neusiedler See

2.5.1 Einleitung

Das Schilfrohr (*Phragmites australis*) ist eine ganz besondere Pflanze. An stehenden Gewässern kann es natürliche Monokulturen bilden indem andere standortgerechte Gräser und krautige Pflanzen durch die physische Dominanz der Schilfpflanze vollständig oder weitgehend verdrängt werden. Diese Monokulturen des Schilfrohrs können an ausgedehnten Flachgewässern sehr große Flächen bedecken und in manchen Gebieten auch eine Ausdehnung von Hunderten Quadratkilometern erreichen.

Mit einer Gesamtfläche von 181 km² (117 in Österreich, 64 in Ungarn) findet sich an den Ufern des Neusiedler Sees einer der größten Reinbestände des Schilfrohrs in Europa (Csaplovics 2019). Solche großflächigen, ganz überwiegend aus Schilfrohr bestehende Röhrichtgürtel haben eine immense Bedeutung für den Vogelschutz. Alleine in Europa brüten nicht weniger als 15 Vogelarten ausschließlich oder überwiegend in Schilfbeständen und halten sich hier auch den größten Teil der Zeit in Brutrevieren auf. Nicht weniger als 13 davon kommen regelmäßig am Neusiedler See in großen Brutpopulationen vor (Tab. 2.9).

Tabelle 2.9: In Europa brütende Schilf bewohnende Vogelarten und deren Brutvorkommen am Neusiedler See. XXX = europaweit bedeutendes Vorkommen (> 5 % des Gesamtbestandes), XX = EU-weit bedeutendes Vorkommen (> 5 % des Gesamtbestandes), X = österreichweit bedeutendes Vorkommen (> 50 %), x = geringer Brutbestand, A = Ausnahmeerscheinung.

Vogelart	Neusiedler See
Moorente (<i>Aythya nyroca</i>)	XX
Wasserralle (<i>Rallus aquaticus</i>)	XX
Kleines Sumpfhuhn (<i>Porzana parva</i>)	XXX
Zwergdommel (<i>Ixobrychus minutus</i>)	X
Rohrdommel (<i>Botaurus stellaris</i>)	XX
Rohrweihe (<i>Circus aeruginosus</i>)	X
Bartmeise (<i>Panurus biarmicus</i>)	XX
Drosselrohrsänger (<i>Acrocephalus arundinaceus</i>)	X
Mariskensänger (<i>Acrocephalus melanopogon</i>)	XXX
Schilfrohrsänger (<i>Acrocephalus schoenobaenus</i>)	XX
Feldrohrsänger (<i>Acrocephalus agricola</i>)	A
Teichrohrsänger (<i>Acrocephalus scirpaceus</i>)	XX
Sumpfrohrsänger (<i>Acrocephalus palustris</i>)	X
Rohrschwirl (<i>Locustella luscinioides</i>)	XX
Rohrhammer (<i>Emberiza schoeniclus</i>)	X

Die Größe und schwere Zugänglichkeit solcher großflächigen und unter Wasser stehenden Schilfflächen sind allerdings wesentliche Hindernisse wenn es darum geht die Brutbestandsgrößen dieser Vogelarten zu bestimmen oder periodische Bestandsschwankungen zu erfassen.

Am Neusiedler See wurden erst ab dem Jahr 1982 erste Versuche gestartet, anhand von kleinräumigen Untersuchungen zur Siedlungsdichte ausgewählter Arten (Dvorak 1985, Grüll & Zwicker 1985) die

Bestandsgrößen für den gesamten Schilfgürtel abzuschätzen (Grüll & Zwicker 1993, Grüll 1994, Sezemsky & Ripfel 1985). Diese Untersuchungen konnten dann in den Jahren 1994 und 1995 mit für den großflächigen Einsatz adaptierter Methodik in der Kernzone des Nationalparks Neusiedler See – Seewinkel auf einer Fläche von 14,2 km² fortgesetzt werden. Eine Hochrechnung dieser Zählraten auf den gesamten Schilfgürtel der Kernzone und des österreichischen Seeteils ermöglichte damals eine erste Aktualisierung und Präzisierung der Bestandschätzungen aller Schilfvogelarten (Dvorak et al. 1997). Weitere Monitoring-Durchgänge fanden in den Jahren 2005 (Kernzone Nationalpark) sowie 2006 statt, als erstmals großflächige Schilfvogelzählungen mittels Punkttaxierung auch am West- und Nordufer des Sees durchgeführt wurden (Dvorak et al. 2008). Im Jahr 2012 fand dann ein weiterer Durchgang an Punkttaxierungen in der Nationalpark-Kernzone statt (Nemeth et al. 2014).

Im gegenständlichen Projektbericht werden alle vorliegenden historischen und aktuellen Bestandsdaten für 11 der in Tabelle 2.9 enthaltenen Vogelarten zusammenfassend präsentiert: Moorente, Wasserralle, Kleines Sumpfhuhn, Rohrdommel, Rohrweihe, Drosselrohrsänger, Mariskensänger, Schilf- und Teichrohrsänger, Rohrschwirl und Rohrammer.

Im Detail präsentiert werden die Ergebnisse der großflächigen Schilfvogel-Erfassungen, die im Rahmen des LE-Projektes „Entwicklung nachhaltiger Schilferntetechniken und Monitoring Schilfgürtel Neusiedler See“ im Jahr 2019 durchgeführt wurden. Ebenfalls im Bericht inkludiert sind die Ergebnisse des ETZ Projektes „Projekt Vogelwarte Madárvárta 2“, in dessen Rahmen 2018 einerseits die Kernzone des Nationalparks in Österreich sowie (erstmal!) auch ein großer Teil des ungarischen Teils des Schilfgürtels mittels Punkttaxierungen untersucht wurden. Durch die Zusammenführung der Daten beider Projekte liegen für acht Vogelarten (Wasserralle, Kleines Sumpfhuhn, Drosselrohrsänger, Mariskensänger, Schilf- und Teichrohrsänger, Rohrschwirl und Rohrammer) erstmals Bestandsschätzungen für den gesamten Schilfgürtel des Neusiedler Sees (Österreich und Ungarn) vor.. Drei weitere Vogelarten (Moorente, Rohrdommel und Rohrweihe) wurden in eigenen Teilprojekten mit jeweils artspezifischer Methodik bearbeitet.

2.5.2 Material und Methode

2.5.2.1 Moor- und Kolbenente

Für die Erfassung von Moor- und Kolbenente wurde auf den Erfahrungen der letzten Zählung im Jahr 1997 aufgebaut (Dvorak & Tebbich 1998). Wie in dieser Arbeit werden während der Brutzeit Ende Mai bzw. Anfang Juni 2021 über den Schilfgürtel fliegende Enten erfasst. Diese Erhebungen fanden wegen der dann höheren Flugaktivität in den frühen Morgenstunden statt.

Da jedoch aufgrund der wenigen in die online-Datenbank www.ornitho.at eingegangenen Daten aus den Jahren 2017-2020 und diesbezüglichen Erfahrungen aus Perioden niedriger Wasserstände aus früheren Jahrzehnten anzunehmen war, dass brütende Moor- und Kolbenenten weitgehend abwesend bzw. sehr selten sind, wurde die angewandte Methode geändert.

Anstatt zu versuchen, für größere Bereiche des Schilfgürtels (3-13 km²) durch Synchronzählungen von erhöhten Standpunkten (Leitern, Hochsitze, natürliche Bodenerhebungen) durch 4-10 Beobachter*innen absolute Zahlen zu gewinnen wurde für die Erfassung der Enten auf Linientaxierungen entlang von linearen Strukturen (Seedämme, Kanäle) zurückgegriffen.

Mit dieser Methode konnten mehr Einzelflächen untersucht werden und einerseits die Präsenz oder Absenz der Arten festgestellt werden und andererseits zwischen den Transekten vergleichbare, wenngleich auch nur relative Dichten (Individuen/Kilometer Transekt) erhoben werden.

Die Linientaxierungen entlang der Dämme wurden zwischen Mitte Mai und Anfang Juni 2021 durchgeführt (Tab. 2.10). Es wurden insgesamt fünf Transekte jeweils dreimal in den Morgen- und Vormittagsstunden begangen und dabei neben den überfliegenden Entenvögeln auch sämtliche rufenden und singenden Schilfvogelarten (Singvögel, Rallen) notiert und mittels der App Naturalist lokalisiert und noch im Freiland in die online-Datenbank www.ornitho.at überspielt.

Zusätzlich wurde im September 2020 versucht, an fünf Untersuchungstagen die Präsenz von Kolben- und Moorenten von neun Punkten aus durch jeweils zwei Stunden dauernde Beobachtungseinheiten festzustellen (Tab. 2.11).

Tabelle 2.10: Übersicht über die Transektbegehungen zur Erfassung von Moor- und Kolbenente im Mai/Juni 2021.

Ort	1. Begehung	3. Begehung	3. Begehung
Breitenbrunn	7.5.	24.5.	8.6.
Jois	22.5.	2.6.	12.6.
Mörbisch	21.5.	2.6.	7.6.
Purbach	21.5.	24.5.	5.6.
Winden	8.5.	22.5.	8.6.

Tabelle 2.11: Übersicht über die Punkttaxierungen zur Erfassung von Moor- und Kolbenente im September 2020.

Datum	Uhrzeit	Ort
02.09.2020	07:00-09:00	Seebad Illmitz
02.09.2020	09:30-11:30	Sandeck
04.09.2020	07:00-09:00	Seedamm Breitenbrunn Beobachtungsturm
05.09.2020	06:45-08:45	Seedamm Winden
05.09.2020	09:44-11:44	Purbach Mitte
10.09.2020	07:10-09:10	Rust
10.09.2020	09:40-11:40	Mörbisch
11.09.2020	06:50-08:50	Jois
11.09.2020	09:30-11:30	Neusiedl am See

2.5.2.2 Rohrdommel

Die im Jahr 2019 durchgeführte Bestandserfassung deckte ca. 78 % der Fläche des 101,7 km² großen Schilfgürtel ab. Da die Rohrdommel nur ganz ausnahmsweise direkt beobachtet werden kann, werden für Bestandserfassungen die lauten und über große Distanzen hörbaren Revierrufe der Männchen herangezogen. Die höchste Rufaktivität herrscht in den frühen Morgen- und Abendstunden, jeweils ca. eine Stunde vor und nach Sonnenaufgang bzw. Sonnenuntergang. Am Morgen kann die Rufaktivität auch noch 2-3 Stunden nach Sonnenaufgang andauern.

Tabelle 2.12: Übersicht über die Zählstrecken, deren Erfassungsdatum und Länge sowie die Zahl der entlang der jeweiligen Strecke erfassten Reviere der Rohrdommel (Rd.). Die Nummerierung entspricht Abb. 2.12.

Nr	Strecke	Datum	Länge (km)	Rd.
1	Zitzmannsdorfer Wiesen landseitig	3.5., 10.5.	2,8	0
2	Jois landseitig	9.5.	1,2	3
3	Jois Kanal	1.5.	2,2	0
4	Winden Seedamm	2.5., 4.5., 9.5.	2,0	2
5	Biologische Station	4.5., 11.5.	0,9	0
6	Frauenkirchener Kanal	10.5., 11.5.	2,0	3
7	Seedamm Breitenbrunn	3.5., 18.6.	1,5	2
8	Seedamm Purbach	2.5., 4.5.	2,9	4
9	Sandeck Kanal	12.6., 21.6.	1,3	2
10	Mörbisch-Rust landseitig	25.4., 1.5.	5,2	2
11	Donnerskirchen-Purbach landseitig	10.5.	2,8	0
12	Purbach-Breitenbrunn landseitig	11.5.	3,0	
13	Seedamm Mörbisch	9.6., 18.6.	1,3	0

Linientaxierungen entlang von Dämmen, Kanälen und des landseitigen Randes des Schilfgürtels

Insgesamt wurden 29,1 km Strecke zumeist in der Abenddämmerung, seltener am frühen Morgen bei guten Witterungsbedingungen (Windstille oder sehr wenig Wind) begangen (Tab.2.10, Abb. 2.12). Die Taxierungsstrecken wurden dabei langsam gehend erfasst. Bei jedem Nachweis einer rufenden Rohrdommel wurde mittels eines Kompass die Richtung des rufenden Vogels erfasst, sowie Uhrzeit und ungefähre Distanz anhand der Lautstärke des Rufes (nah, mittel, weit, sehr weit). Diese Peilungen dienten dazu, um erstens nahe beieinander rufende Vögel unterscheiden zu können und zweitens eine genaue Lokalisierung des Vogels durch Triangulation zu ermöglichen.

Punkttaxierungen

Insgesamt wurden im Jahr 2019 zur Erfassung der Schilfsingvögel und Rallen 115 über weite Bereiche des Schilfgürtels zufällig verteilte Zählpunkte jeweils dreimal in den Morgenstunden begangen. Die Zähler und Zählerinnen erfassten neben den Zielarten auch sämtliche Registrierungen rufender Rohrdommeln. Die Punkte überlappen sich teilweise mit den durch die Linientaxierungen erfassten Bereichen, in vielen Fällen konnten aber durch die Einbeziehung dieser Beobachtungen Teilgebiete abgedeckt werden, deren Erfassung durch die artspezifischen Spezialkartierungen entlang der Transekte nicht möglich war.

Zusätzliche Daten aus www.ornitho.at

Über die Internet-Plattform www.ornitho.at von BirdLife Österreich werden alljährlich ca. 1.000.000 ornithologische Einzelbeobachtungen gemeldet. Für die gegenständliche Untersuchung relevante Daten liegen von einigen von VogelbeobachterInnen stark frequentierten Gebieten vor, die im Rahmen der Untersuchungen nicht abgedeckt wurden: Purbach Hafen, Seedamm Illmitz, Wasserstätten bei Illmitz sowie Hölle südlich Podersdorf.

Unveröffentlichte Daten von DI Thomas Zuna-Kratky

Im Zuge einer zeitgleich laufenden Untersuchung im Bereich Oggau wurden ergänzende Beobachtungsdaten zur Rohrdommel in einem Gebiet gesammelt, das mittels Linientaxierungen überhaupt nicht und mittels Punkttaxierung nur teilweise abgedeckt wurde.

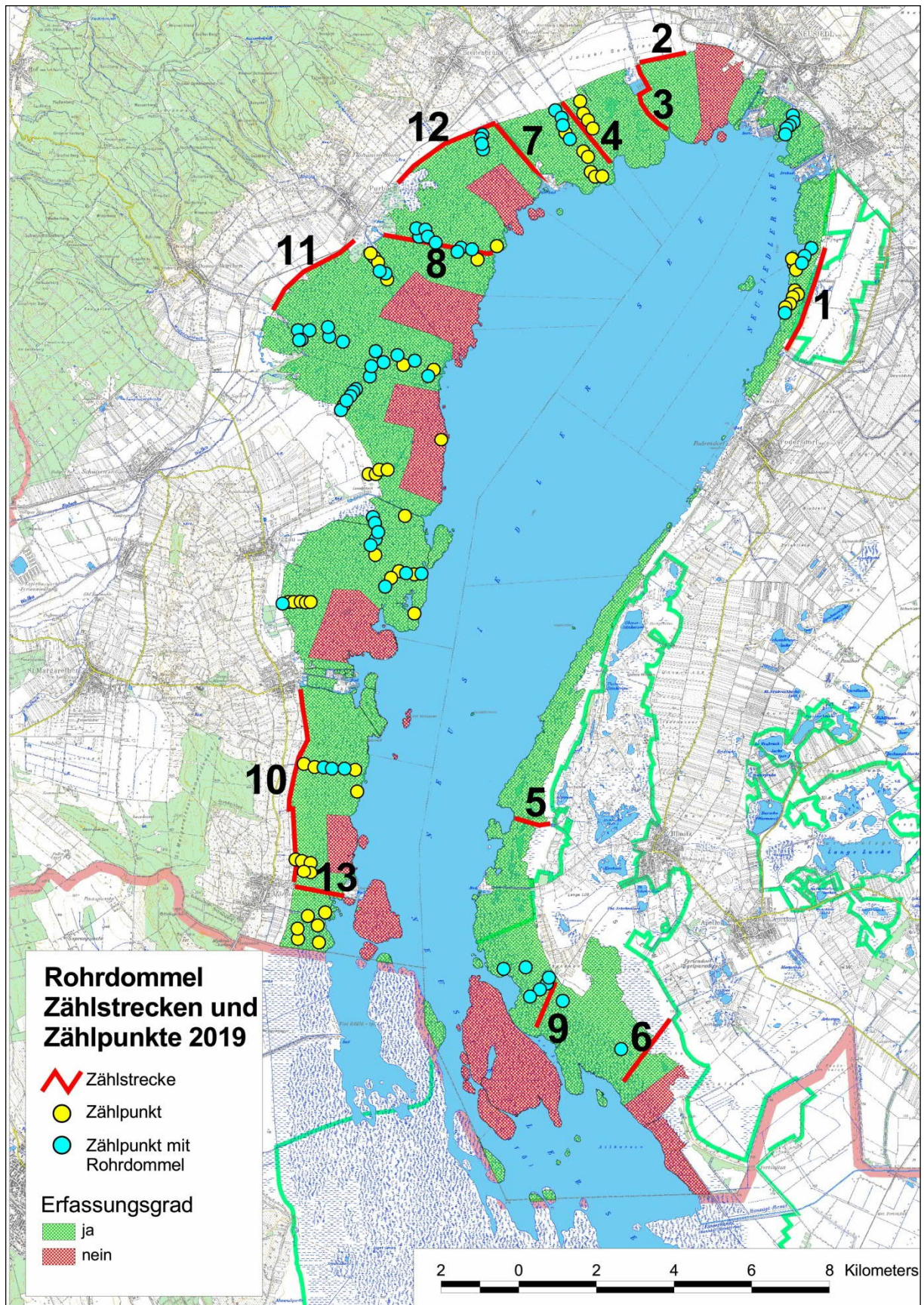


Abbildung 2.12: Lage der Zählstrecken und Zählpunkte zur Erfassung der Rohrdommel im Jahr 2019.

2.5.2.3 Rohrweihe

Im Frühjahr 2019 wurde in vier Teilgebieten insgesamt ca. 41 km² Schilffläche bearbeitet, um den Bestand der Rohrweihe zu erfassen.

Dazu wurden in zwei Zeitperioden (5. April bis 29. April und 14. bis 28. Juni) an insgesamt 24 Terminen von erhöhten Standpunkten aus balzende, fütternde oder aggressiv interagierende Rohrweihen registriert.

Ein Teilgebiet wurde dazu zwei bis sechs Stunden bearbeitet. Alle fliegenden Rohrweihen wurden in diesem Zeitraum in mindestens zehnminütigen Abständen registriert, verortet und möglichst genau in eine Karte eingetragen.

Grundlage für die Abgrenzungen von Brutrevieren bildeten erstens Neststandorte, die durch Fütterungen der Weibchen oder Jungen festgestellt wurden, zweitens territoriale Auseinandersetzungen zwischen Nachbarn und drittens Vertreibung von Nesträubern (Krähen und Mittelmeermöwen).

Die beobachteten Jungvögel befanden sich zum Teil nicht mehr am Neststandort und wurden dem nächsten bereits angenommen Revier zugeordnet. Doppelzählungen wurden so weit wie möglich durch die Verortung oder synchrones Beobachten anderer Reviere ausgeschlossen.

2.5.2.4 Singvögel und kleine Rallen

Der Schilfgürtel des Neusiedler Sees kann aufgrund seiner Größe und stellenweise schweren Zugänglichkeit nicht flächendeckend bearbeitet werden. Zur Erfassung der Kleinvogelarten wurde eine Stichprobenerhebung in Form von Punkttaxierungen und Entfernungsschätzungen bzw. -messungen durchgeführt.

Für größere Schilfbestände ist dies die geeignetste Methode, da sie die Auswahl vieler unabhängiger Punkte ermöglicht und dadurch gleichzeitig auch effizient Zusammenhänge zwischen Habitatstrukturen und Vogelarten untersucht werden können (siehe auch Bibby et al. 1995).

Das Untersuchungsgebiet umfasste den gesamten Westteil des Schilfgürtels einschließlich der Schilfflächen im Nordosten des Sees (Abb. 2.13). Das Gebiet zwischen Neusiedl und Jois konnte nicht untersucht werden, weil hier Jägerschaft und Grundeigentümer den Zutritt verweigerten.

Im Jahr 2019 konnten von acht Mitarbeiter*innen an 111 von 123 ursprünglich ausgewählten Punkten an drei Zählterminen die Anzahl der Vögel erhoben werden.

Die räumliche Verteilung der Zählpunkte aus dem Jahr 2019 ist in Abbildung 2.13 dargestellt.

Die Auswahl der Punkte erfolgte zufällig, musste sich aber auch an der Erreichbarkeit und den Altersklassen orientieren. Dazu wurde das Schilfalter in fünf Altersklassen eingeteilt, die sich in Größe und Lage sehr ungleichmäßig über den Schilfgürtel verteilen. Folgende Altersklassen wurden unterschieden: Diesjährig (im vorigen Winter geschnitten), 1-4 Jahre, 5-9 Jahre, 10-14 Jahre und mindestens 15 Jahre alt. Die Umgebung der Punkte bis 100 m war nicht immer eindeutig und ein Punkt wurde einer Altersklasse zugeordnet, wenn mehr als die Hälfte der Fläche in diese Kategorie fiel (ca. 60-100 % bei 100 m und 70-100 % bei 50 m-Radius). Pro Altersklasse konnten so 12 bis 38 Punkte den einzelnen Altersklassen zugeordnet werden, wobei die größte Anzahl in die flächenmäßig größte Klasse des Schilfs fiel, das mindestens älter als 15 Jahre war (Tab. 2.13).

Tabelle 2.13: Verteilung der mindestens dreimal gezählten Punkte auf die fünf Altersklassen.

Schilfalter nach Klassen	Punkte
Diesjährig (1)	13
1-4 Jahre (2)	20
5-9 Jahre (3)	16
10-14 Jahre (4)	24
Mind. 15 Jahre (5)	38

Die Punktaxierungen erfolgten nach bereits mehrmals erprobter Art (Nemeth et al. 2014) von 3,5 m hohen Stehleitern aus. Die Beobachter befanden sich daher immer oberhalb der Schilffahnen und konnten viele Individuen nicht nur hören, sondern oft auch visuell feststellen (vor allem Rohrammer und Rohrschwirl, aber auch Teichrohrsänger und Mariskensänger). Fünf Minuten lang wurden alle singenden Vögel verortet und ihre Distanz vom Zählpunkt mittels Lasermessgeräten (Nikon Laser 550, TACKLife Laser Rangefinder und Bresser 800m LR) erfasst.

Am Ende jeder Zählung wurden Rufe des Kleinen Sumpfhuhns und der Wasserralle vorgespielt, um zumindest die Anwesenheit dieser Arten zu registrieren. Prinzipiell wurden alle Arten gezählt, aber nur die Ergebnisse folgender Arten wurden für die Analyse herangezogen: Kleines Sumpfhuhn, Wasserralle, Bartmeise, Teichrohrsänger, Drosselrohrsänger, Schilfrohrsänger, Mariskensänger und Rohrammer.

Die Zählungen erfolgten nur unter guten Witterungsbedingungen, also möglichst bei Windstille oder nur sehr schwachem Wind und in den ersten Morgenstunden. Die Zählungen fanden in den Monaten Mai und Juni 2019 statt und fielen saisonal in das Gesangs- oder Rufmaximum aller Arten mit Ausnahme des Mariskensängers. Jeder Punkt wurde dreimal begangen, für die Auswertung verwendeten wir für die jeweilige Art die Begehung mit den meisten Individuen. Es wurden nur Mitarbeiter*innen eingesetzt, die bereits genügend feldornithologische Erfahrung mit der Kartierung von Schilfvögeln hatten. Weiters erfolgte vor der eigentlichen Zählung eine Abstimmung der einzelnen Beobachter untereinander.

Die Auswahl der Zählpunkte erfolgte zufällig. Wir wählten sie so, dass sich im Umkreis von 50 m mehr als 30 % Schilf befand; so wurden Nullzählungen in sehr großen Blänken vermieden. Außerdem mussten die Punkte jeweils mindestens 100 m voneinander entfernt sein.

Die im Zuge der Punktaxierungen gesammelten Zählraten wurden mit der Distance sampling-Methode (Thomas et al. 2010) unter Anwendung des Programms Distance (Version 5) analysiert und die Siedlungsdichte (inkl. Streuungsmaße) pro Flächeneinheit der einzelnen Arten aus den Datensätzen geschätzt.

Distance Sampling beruht auf der Tatsache, dass die Entdeckungswahrscheinlichkeit für verschiedene Arten und Lebensräume in einer beschreibbaren, art- und lebensraumspezifischen Art und Weise variiert. Trägt man für jede Art die Distanzen zu den entdeckten Individuen auf, so ergibt sich eine artspezifische „Entdeckungskurve“, die mit zunehmender Entfernung abnimmt. Das Programm „Distance“ passt an diese Kurven ein mathematisches Modell an, das die Daten bestmöglich beschreibt. Wie gut das ausgewählte Modell die ursprünglichen Daten beschreibt, wird dabei mit einem einfachen Chi-Quadrat-Test getestet. Mit Hilfe dieser Kurve der „Entdeckungswahrscheinlichkeit“ kann für jedes Distanz-Intervall errechnet werden, wie hoch der Prozentsatz an unentdeckten Individuen ist, und so

durch einfache Summierung der erfassten und der unentdeckt gebliebenen Individuen eine Schätzung der Dichte pro Flächeneinheit (inklusive Streuungsmaßen) erfolgen kann.

In den Artkapiteln werden zusätzlich zu den Ergebnissen aus dem Jahr 2019 noch weitere Datensätze aus früheren Jahren dargestellt: 2018 wurde im Rahmen des ETZ-Projektes Vogelwarte Madárvárta 2 mit derselben Methode eine Schilfvogel-Erhebung einerseits in der Kernzone des Nationalparks Neusiedler See - Seewinkel im Schilfgürtel am Ostufer zwischen Podersdorf und der ungarischen Grenze durchgeführt (mit Ausnahme der Großen Schilfinsel, die aus Schutzgründen wegen der Reiherkolonien ausgespart wurde), andererseits eine komplementäre Erfassung mit gleicher Methode im Schilfgürtel des ungarischen Teils des Neusiedler Sees.

Insgesamt wurden zur Brutseason 2018 von sieben Mitarbeitern 92 Punkte bearbeitet, davon lag jeweils die Hälfte (46) in Österreich und in Ungarn. Die räumliche Verteilung der Zählpunkte aus dem Jahr 2018 ist in Abbildung 2.13 dargestellt.

Um die langfristige Bestandsentwicklung seit 1995 zusammenfassend darzustellen werden in die Tabellen mit den Zählergebnissen der Punkttaxierungen auch alle Ergebnisse aus früheren Erhebungen dargestellt: 1995 in der Kernzone des Nationalparks (Dvorak et al. 1997), 2005 wieder in der Kernzone des Nationalparks (Dvorak et al. 2008), 2006 am West- und Nordufer des Neusiedler Sees (Dvorak et al. 2008) und 2012 ein drittes Mal in der Kernzone des Nationalparks (Nemeth et al. 2014).

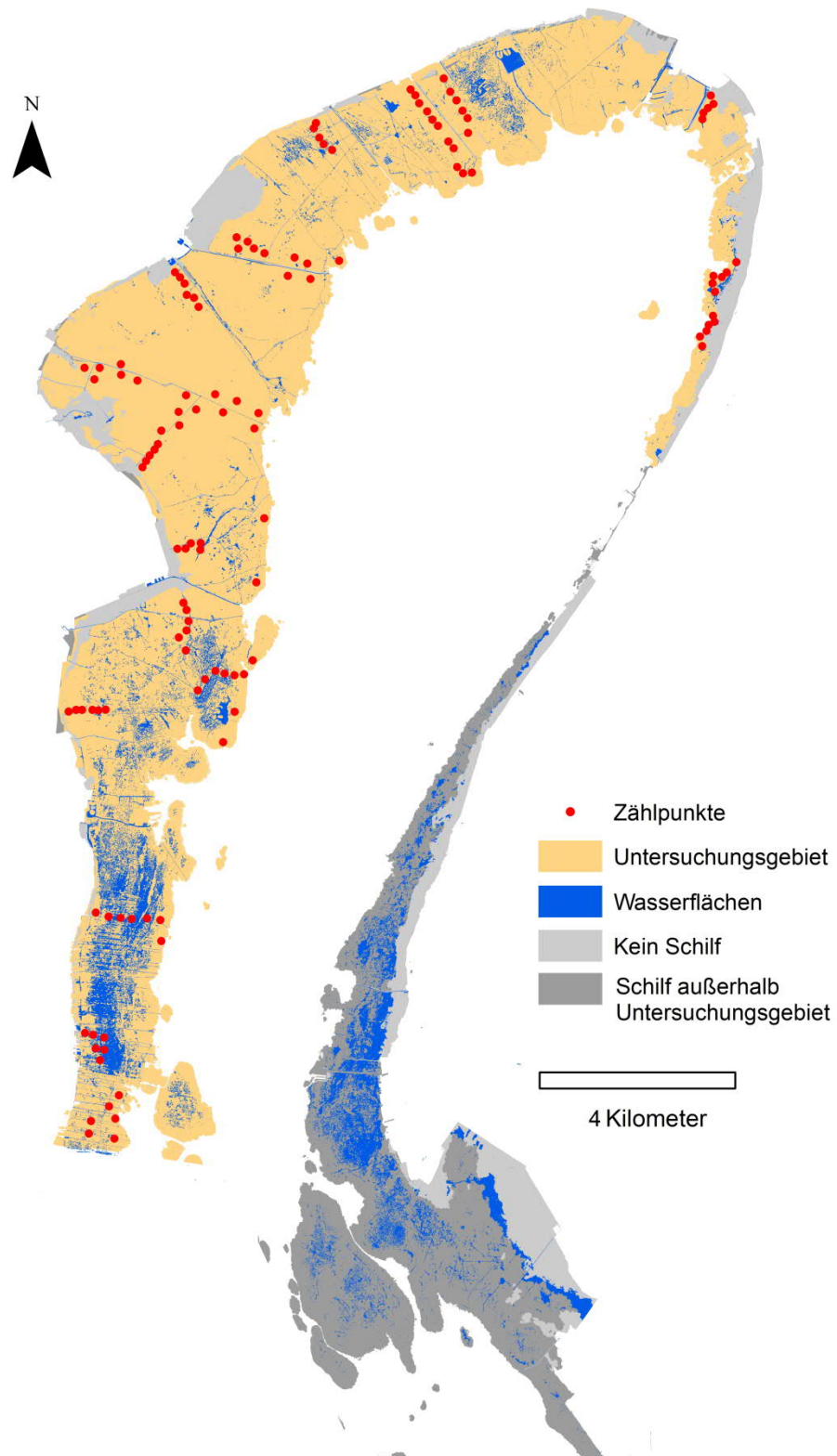


Abbildung 2.13. Lage der Zählpunkte für die Punkttaxierungen im Jahr 2019.

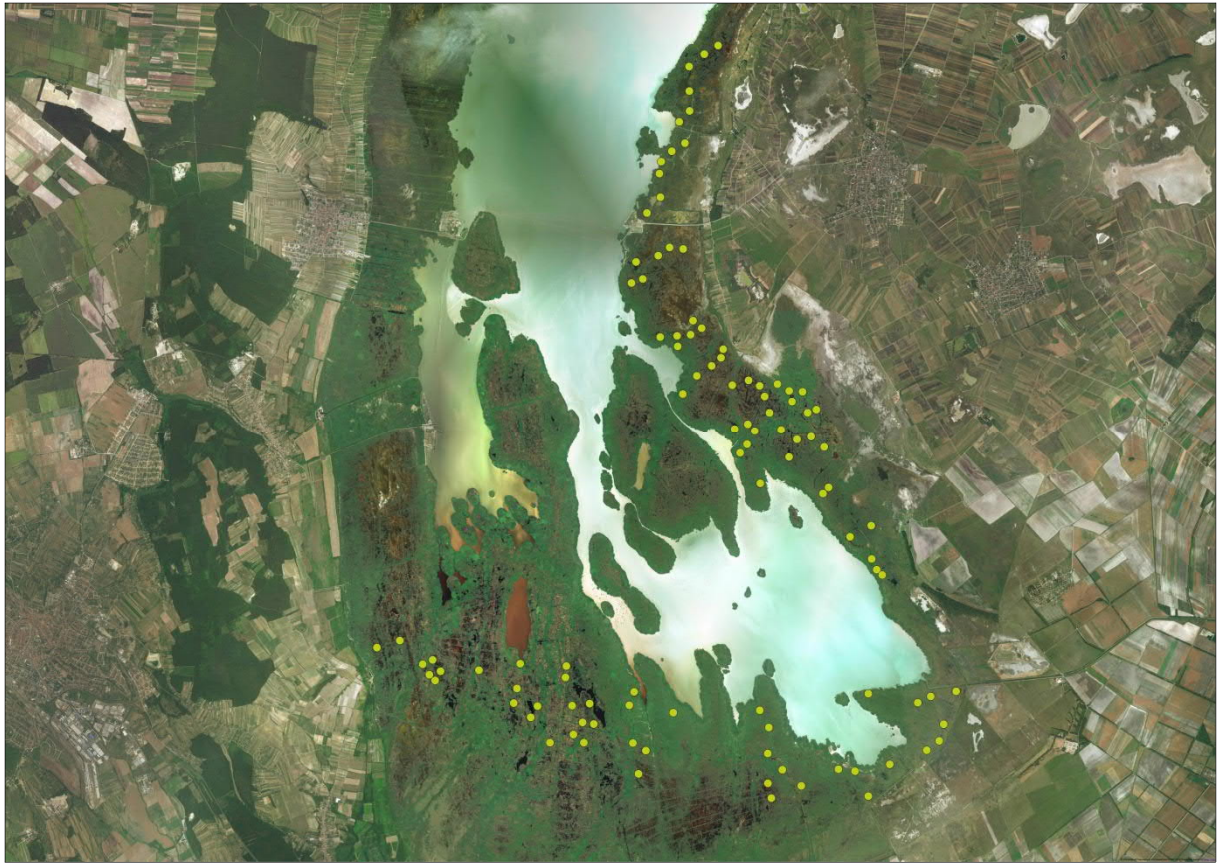


Abbildung 2.14: Lage der Zählpunkte für die Punkttaxierungen im Jahr 2018.

2.5.3 Ergebnisse

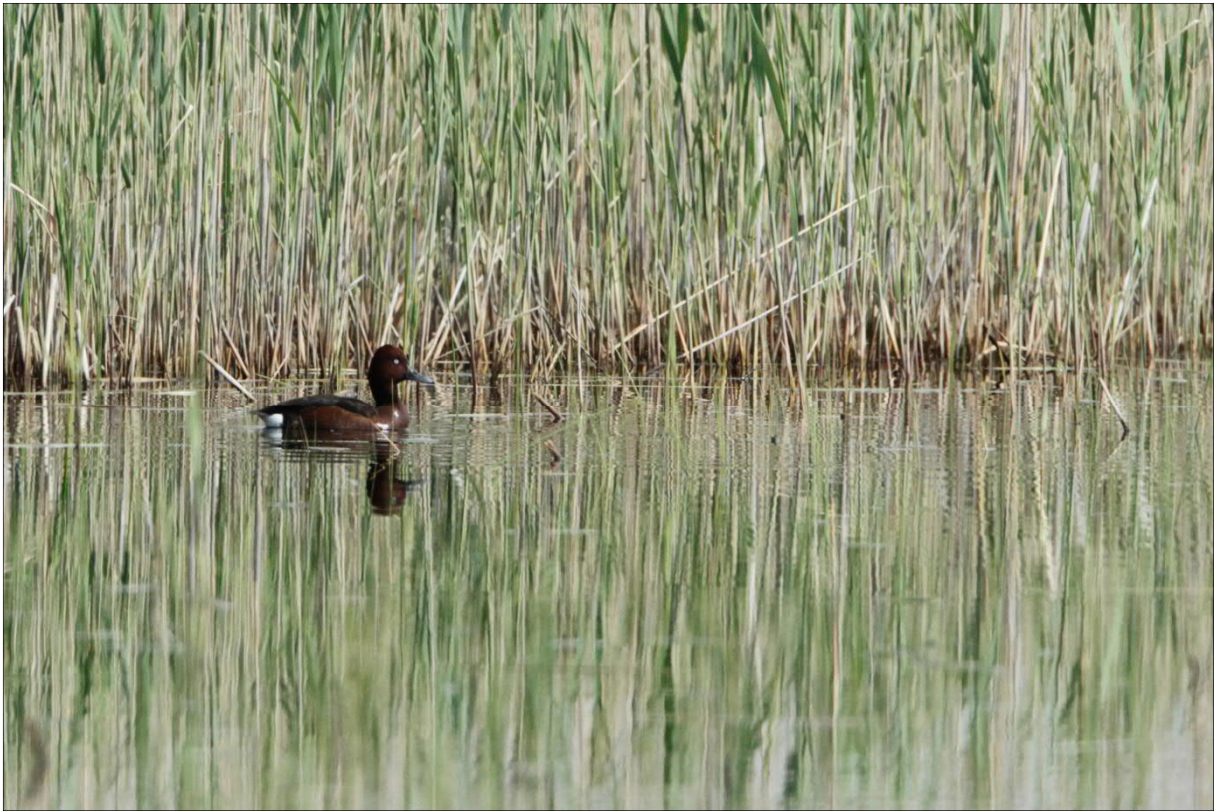
Die Ergebnisse der Bestandsaufnahmen der Brutvögel des Schilfgürtels werden in einheitlich gegliederten Artkapiteln präsentiert. In vier Unterkapiteln wird zuerst auf Spezifika des Lebensraums am Neusiedler See eingegangen und die aktuelle Verbreitung der jeweiligen Art dargestellt.

Im zweiten Unterkapitel wird die historische Bestandsentwicklung zusammengestellt, beginnend mit den frühesten verfügbaren Quellen, die zumeist aus der zweiten Hälfte des 19. Jahrhunderts stammen bis hin zu den 1970er Jahren.

Im dritten Unterkapitel werden die Ergebnisse quantitativer Erhebungen und Schätzungen (Siedlungsdichtewerte, lokale und großflächige Bestandsschätzungen) ab den 1980er und 1990er Jahren bis ins Jahr 2018 zusammengefasst.

Im vierten Unterkapitel werden schließlich die aktuellen Zählergebnisse aus den Jahren 2018 und 2019 (Punkttaxierungen), 2019 (Rohrdommel und Rohrweihe) und 2021 (Moor- und Kolbenente) dargestellt sowie darauf basierend auch aktuelle Bestandsschätzungen präsentiert.

2.5.3.1 Moorente (*Aythya nyroca*)



Seedamm Illmitz, 8.5.2013. Foto: M. Dvorak.

Verbreitung und Lebensraum

Die Moorente ist ein verbreiteter Brutvogel im Schilfgürtel des Neusiedler Sees, bewohnt aber unregelmäßig und in geringer Zahl auch die Röhrichte an den stärker verwachsenen Lacken des Seewinkels. In den letzten beiden Jahrzehnten ist die Art auch regelmäßig im Bereich der großen Viehkoppeln am landseitigen Rand des Schilfgürtels anzutreffen. Während in Bulgarien, Ungarn und Kroatien Fischteiche mit Abstand die wichtigsten Brutbiotope sind (Petkov 2006, Szabo & Végvári 2003, Radović et al. 1998), brütet die Art im Neusiedler See-Gebiet ausschließlich in ihrem ursprünglichen Lebensraum, was dem Vorkommen aus Sicht des Naturschutzes einen besonderen Stellenwert verleiht. Innerhalb des Schilfgürtels bevorzugen die Vögel gut durchflutete Kanäle, die im Vergleich zu den größeren offenen Wasserflächen einen weitaus höheren Nahrungsreichtum wie beispielsweise Dipterenlarven aufweisen (Dvorak et al. 1997). Am landseitigen Rand des Sees nutzt die Moorente die durch Betritt entstandenen offenen Seichtwasserflächen der Pferde- und Rinderkoppeln und brütet in den angrenzenden Schilfbereichen. Noch in den 1960er Jahren war die Art die häufigste brütende Tauchente an den Lacken, wo damals mehr Moorenten gebrütet haben als im Schilfgürtel des Neusiedler Sees (Festetics & Leisler 1968).

Langfristige Bestandsentwicklung

Den wenigen, für diesen Zeitraum verfügbaren Quellen nach zu schließen dürfte die Moorente in der zweiten Hälfte des 19. Jahrhunderts regelmäßig im Neusiedler See-Gebiet gebrütet haben und

durchaus zu den häufigeren Brutvögeln gezählt haben: In den Jahren 1852-1865 wurde sie als "gemein" bezeichnet (Jukovits 1864/65). Im September 1876 wurde die Moorente sogar als häufigste Ente eingestuft (Finger 1877). 1882 war sie ein "regelmäßiger, wenn auch nicht gemeiner Brutvogel", der im Herbst allerdings nicht so häufig wie im Frühjahr war (Baron Fischer 1883) und 1885-1887 ein „häufiger Brutvogel im eigentlichen Sumpfgebiet“ (Dombrowski 1889). Im Herbst 1906 war die Moorente am Süd- und Ostufer häufig, während in den Jahren 1907 und 1909 im Frühjahr (Ende April/Anfang Mai) keine Beobachtungen gelangen (Schenk 1917). 50 Jahre später fand sowohl die Moorente als auch die anderen Tauchenten in diesen trockenen Jahren zwischen 1934 und 1937 „wohl schwerlich das ihnen zusagende Biotop im Seewinkel“, ab 1938 galt dann aber „bei den jetzt herrschenden Hochwasserverhältnissen könnte dies aber sehr wohl zutreffen“ (Seitz 1942). 1940-1942 gelangen zur Brutzeit durchgehend Beobachtungen im Seewinkel und in geringerem Umfang auch am See, aus dem Jahr 1941 stammte ein Brutnachweis an einem Kanal im Schilfgürtel am Sandeck. Damaliges Resümée: „Für ein Brüten an den Lacken habe ich jedoch keinen Anhalt finden können; ich glaube auch nicht, daß sie an diesen regelmäßiger brütet, sondern als Brutvogel sich in erster Linie an den See bindet, der ihr auf den die Kanäle begleitenden Dämmen den von ihr bevorzugten Nistraum bietet“ (Zimmermann 1943). 10 Jahre danach wurde die Moorente als „recht häufiger Brutvogel“ eingestuft, mit einer beträchtlichen Zunahme des Bestandes seit den frühen 1940er Jahren (Bauer et al. 1955). 1953 brütete sie „trotz sinkendem Wasserstand in gleicher oder noch größerer Häufigkeit“. Brutverdächtige Vögel fanden sich damals auch im Seewinkel, z. B. an der Langen Lacke, der Podersdorfer Lacke, der Golser Lacke und vor allem am Seeufer zwischen Neusiedl am See und dem Viehhüter sowie im Schilfgürtel am Westufer des Sees (Bauer et al. 1955). Mitte der 1960er Jahre wurde der Brutbestand im Seewinkel sogar auf ca. 50 Brutpaare geschätzt und in einer „wahrscheinlich geringeren Menge“ wurde die Art auch für den Schilfgürtel des Neusiedler Sees als Brutvogel angegeben. In Zeiten hoher Wasserstände an den Lacken war sie damals die häufigste Tauchentenart und besiedelte vorwiegend – im Gegensatz zur Tafelente – die klaren, vegetationsreichen „Schwarzwasserlacken“ (Festetics & Leisler 1968). In den dieser Einschätzung folgenden 25 Jahren hat dann im Seewinkel zweifellos ein starker Bestandsrückgang eingesetzt: Je nach Wasserstand pendelten die Zahlen zwischen null und 19 Paaren (Dvorak et al. 2016). Ab 2017 ist die Art bei niedrigen Wasserständen als Brutvogel aus dem Seewinkel verschwunden (M. Dvorak, unpubl. Daten).

Angaben zu Bestandsdichten vor 2018

Erste Versuche zur quantitativen Erfassung des Brutbestandes im Schilfgürtel des Neusiedler Sees wurden Mitte der 1990er Jahre unternommen: 1995 wurde eine 14,2 km² große Probefläche im Südteil des Sees untersucht, was eine Bestandsschätzung von 15-20 Paaren ergab (Dvorak et al. 1997). 1996 wurden auf zwei Untersuchungsflächen am Westufer mit insgesamt 27 km² im Mai 42, im Juni 10 und im September 45 Individuen gezählt. Die mit diesen Ergebnissen ergänzte Bestandsschätzung für das Jahr 1996 kam auf 100-150 Brutpaare (Dvorak & Tebbich 1998). Weitere systematische Bestandserhebungen aus den Jahren seit 1996 liegen bis 2018 nicht vor, doch zeigten regelmäßige Beobachtungen an verschiedenen Stellen des Schilfgürtels, dass die Art hier nach wie vor in größerer Zahl verbreitet ist. Es ist anzunehmen, dass der Brutbestand wie bei den meisten anderen Schilf bewohnenden Vogelarten mit den Wasserständen schwankt.

Bestandserhebung 2021

Im Rahmen der Punkttaxierungen im September 2020 wurden bei neun jeweils zweistündigen Punkttaxierungen (= insgesamt 18stündiger Beobachtungszeit keine Moorenten festgestellt (Tab. 2.14).

Tabelle 2.14: Ergebnisse der Punkttaxierungen über dem Schilfgürtel fliegenden Enten im September 2020.

Ort	Brandgans	Kolbenente	Krickente	Löffelente	Pfeifente	Stockente
Breitenbrunn				4		3
Jois		2	15	1		27
Mörbisch am See				6		2
Neusiedl am See		1				
Purbach						
Rust		1				28
Sandeck						
Seebad Illmitz	2		33			31
Winden am See			7		1	4
Summe	2	4	55	11	1	95

Bei den systematischen Erhebungen entlang der fünf Seedämme am West- und Nordufer des Sees konnte 2021 bei insgesamt ca. 40 Stunden Beobachtungszeit nur einmal eine Moorente bei Mörbisch entdeckt werden (Tab. 2.15).

Tabelle 2.15: Ergebnisse der Transektzählungen von über dem Schilfgürtel fliegenden Enten im Mai/Juni 2021.

Transekt/Datum	Knäkenente	Kolbenente	Moorente	Stockente
Breitenbrunn				
7.5.2021		11		13
24.5.2021		1		19
8.6.2021				12
Jois				
22.5.2021		13		10
2.6.2021		4		3
12.6.2021				
Mörbisch am See				
21.5.2021		1		4
2.6.2021		11	1	8
7.6.2021		15		4
Purbach				
21.5.2021				5
24.5.2021				8
5.6.2021				1
Winden am See				
8.5.2021	1	1		5
22.5.2021		5		3
8.6.2021				3
Gesamtsumme	1	62	1	98

Zusätzlich zu den Ergebnissen der systematischen Erfassungen zeigen auch die in den Jahren 2018-2020 über ornitho.at eingegangenen Meldungen, dass die Art in diesen drei Jahren am West- und Nordufer nur ganz vereinzelt vorkam (Abb. 2.17). Einzelne Paare (in Summe nicht mehr als 3-6) wurden im Bereich der Dämme und Bäder bei Winden, Breitenbrunn und Jois gemeldet, jeweils 1-2

Paare wurden auch bei Oggau und Mörbisch festgestellt. Das wahrscheinlich beständigste und größte Vorkommen besteht in den von großflächigen offenen Wasserflächen durchbrochenen Schilfbeständen zwischen der Biologischen Station Illmitz und dem Sandeck. In diesem Raum ist nach den vorliegenden Nachweisen mit 10-15 Brutpaaren zu rechnen, wobei zu beachten ist, dass dieser Bereich auch das bevorzugte Schilfgürtel-Beobachtungsgebiet der vielen in Gebiet anwesenden Vogelbeobachter*innen ist und daher gerade hier die Massierung an Meldungen sehr stark auch das hohe Aufkommen an BeobachterInnen widerspiegelt.

Dass dieses Gebiet aber auch bei Berücksichtigung der hohen Frequenz eine besonders große Rolle als Brutgebiet der Moorente spielt zeigt einerseits die Tatsache, dass hier im Rahmen der Punkttaxierungen der Schilfvögel im Jahr 2018 um ein Vielfaches mehr an Moorenten (18 Nachweise bei 136 Punktzählungen) beobachtet wurden als 2019 am Nord- und Westufer (3 Nachweise bei 345 Punktzählungen). Die Frequenz der Nachweise pro Zählung lag in der Kernzone des Nationalparks um mehr als das 20fache höher als in allen anderen Teilen des Schilfgürtels. Es überrascht daher auch nicht, dass am 22.5.2018 in einer Blänke nördlich des Seedamms ein Nestfund in einer dichten allein stehenden Schilfbülte gelang. Unseres Wissens handelt es sich um den ersten fotografisch dokumentierten Nestnachweis aus dem österreichischen Teil des Schilfgürtels überhaupt (Abb. 15 & 16). Insgesamt rechnen wir im gesamten Schilfgürtel in den Jahren 2018-2020 mit einem Gesamtbestand, der 20-30 Brutpaare nicht übersteigt.

Abbildung 2.15 & 2.16: Moorenten-Gelege mit 10 Eiern (oben) sowie Neststandort (unten, roter Pfeil), nördlich Seedamm Illmitz, 22.5.2018 (Fotos Michael Dvorak).



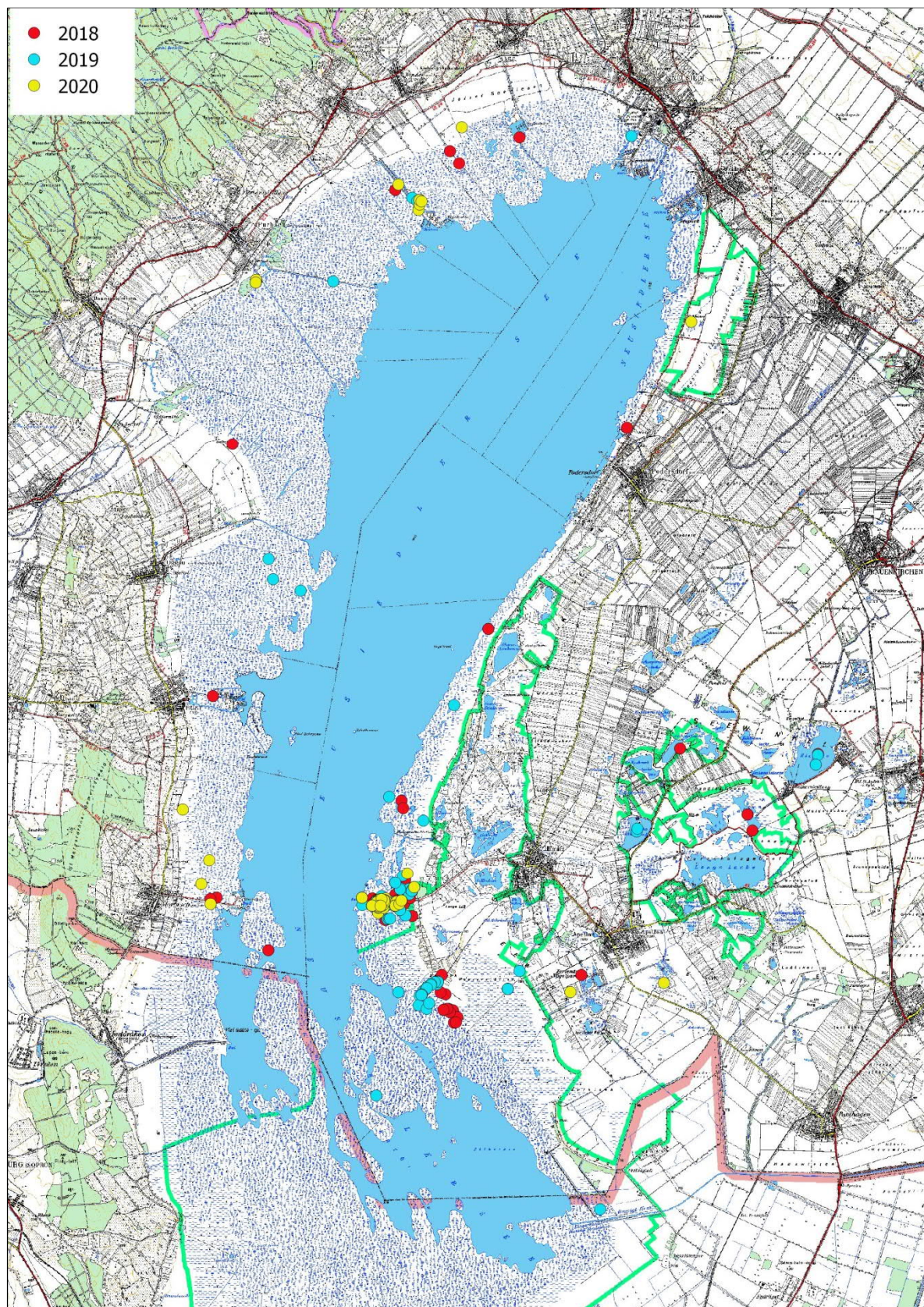


Abbildung 2.17: Brutzeitnachweise (1.4.-30.8.) der Moorente in den Jahren 2018-2020, die über www.ornitho.at gemeldet wurden.

2.5.3.2 Wasserralle (*Rallus aquaticus*)

Hortobagy/Ungarn, 11.7.2019. Foto: M. Dvorak.



Verbreitung und Lebensraum

Die Wasserralle ist im Schilfgürtel des Neusiedler Sees ein verbreiteter Brutvogel, brütet im Seewinkel und im Hanság aber nur an wenigen Stellen. Am Neusiedler See besiedelt sie eher die flach überfluteten Röhrichte. Tiefer unter Wasser stehende Gebiete sind nur dann besetzt, wenn entweder eine dichte Knickschicht aus niedergebrochenem Pflanzenmaterial oder auf der Wasseroberfläche eine tragende Schicht aus Algenmatten und untergetauchten Wasserpflanzen vorhanden ist. Bevorzugte Lebensräume sind dichte, ältere Schilfbestände mit oder ohne Seggenunterwuchs. Sie kann daher im Schilfgürtel des Neusiedler Sees alle Teile vom landseitigen Seerand bis zur seeseitigen Schilfkante besiedeln, wobei 1-2jährige Schnitt- oder Brandflächen weitgehend gemieden werden (Dvorak 1985).

Im Rahmen der aktuellen Studie am West- und Nordufer des Neusiedler Sees konnte mit den Punkttaxierungen gezeigt werden, dass die Häufigkeit der Wasserralle in den verschiedenen Altersklassen des Schilfs signifikant unterschiedlich ist: Sie erreicht in 6-10jährigem Schilf ihre höchsten Dichten, und fehlt sowohl in sehr altem (älter als 15 Jahre) als auch sehr jungem Schilf (einjährig) weitgehend (Nemeth & Dvorak 2019, Nemeth & Dvorak in Vorber.). Ähnliche Befunde erbrachte bereits eine Untersuchung in den Jahren 1981-1983: Damals konnten in 3-6jährigen Schilfbeständen die höchsten Dichten festgestellt werden, während die über 10jährigen Bestände in deutlich geringerer Dichte besiedelt waren (Dvorak 1985).

Langfristige Bestandsentwicklung

Die früheste Erwähnung der Wasserralle stammt aus den 1850er Jahren: „Rallus aquaticus war ein Stand-Vogel“ (Jukovits 1964/65). In den darauffolgenden Jahrzehnten wurde die Wasserralle als „gewöhnlicher und häufiger Brutvogel“ und als „häufigen Brutvogel“. Beschrieben (Fászl 1883, Dombrowski 1889). Anfang der 1930er Jahre war die Wasserralle am Südufer des Sees „anhand ihrer Rufe überall zu finden“ (Breuer 1934) und der damals beste Kenner der Schilfvögel am See nannte die Art „überall in den Rohrwäldern sehr zahlreich“ (Koenig 1939). 1940-1942 wurde die Wasserralle als häufiger Brutvogel eingestuft, sie war damals „überall“ zu finden und „häufig“ in „Seggen- und Wasserschwadensümpfen“, in der Grauweidenzone sowie in „Sauergraswiesen“ (Zimmermann 1943) – alles Lebensräume, die heutzutage am See weitgehend verschwunden sind und damit für die Art kaum mehr eine Rolle spielen. Auch Koenig (1943, 1952) betonte das breite Spektrum besiedelter Lebensräume von „Carex-Beständen und hochgrasigen Sumpfwiesen“ bis hin „zum tief überfluteten Rohrwald“. Anfang der 1950er Jahre war die Wasserralle ein „häufiger Brutvogel des Sees, [ein] spärlicher der Lacken“ (Bauer et al. 1955).

Angaben zu Bestandsdichten vor 2018

Erste quantitative Angaben lieferten Untersuchungen zu Beginn der 1980er Jahren; je nach Lebensraum schwankte die Siedlungsdichte kleinflächig zwischen 0,5 und 3,5 Revieren/ha (Dvorak 1985). Eine großflächige Bestandserhebung mit Punkttaxierungen auf einer Fläche von 12,7 km² in der Kernzone des Nationalparks im Jahr 1995 ergab eine mittlere Dichte von 0,54 Revieren/ha. Eine darauf basierende, erste Extrapolation für den gesamten österreichischen Schilfgürtel des Sees kam auf 2.800-5.800 Brutpaare (Dvorak et al. 1997). Eine erste großflächige Untersuchung des gesamten österreichischen Schilfgürtels in den Jahren 2005 und 2006 erbrachte hingegen in der Kernzone eine durchschnittliche Dichte von nur 0,2 Revieren/ha, am Nord- und Westufer waren es sogar nur 0,1 Reviere/ha (Dvorak et al. 2008). Eine nachfolgende Untersuchung nur der Kernzone erbrachte im Jahr 2012 wiederum einen viel höheren Bestand in der Größenordnung von 1995 (M. Dvorak & E. Nemeth, unpubl. Daten).

Bestandserhebungen 2018-2019

Im Jahr 2018 wurde im Rahmen des ETZ-Projektes „Vogelwarte 2“ in der Kernzone des Nationalparks und im ungarischen Teil des Schilfgürtels, 2019 im Rahmen des gegenständlichen Projektes in den übrigen Schilfbereichen auf österreichischer Seite die bislang intensivste und flächendeckendste Bestandserfassung durchgeführt. Als mittlere Dichte für den gesamten Neusiedler See wurden 1,2 Reviere/ha errechnet, eine darauf basierende Hochrechnung für den gesamten Neusiedler See ergibt ca. 17.000 Brutpaare, davon entfallen ca. 12.500 auf Österreich und 4.500 auf Ungarn. Diese Ergebnisse liegen deutlich über den bisherigen Schätzungen und zeigen, dass die Wasserralle einerseits von niedrigen Wasserständen im Schilfgürtel, andererseits auch von der Aufgabe der Schilfwirtschaft auf vielen Flächen profitiert hat. Es ist aber auch nicht auszuschließen, dass der Brutbestand bei den Erhebungen in den Jahren 2005 und 2006 unterschätzt wurde. Die Population weist jedenfalls starke Schwankungen auf, die teils womöglich auch von externen Faktoren bestimmt werden. Insgesamt betrachtet hat die Art innerhalb der letzten 25 Jahre jedoch zweifellos zugenommen.

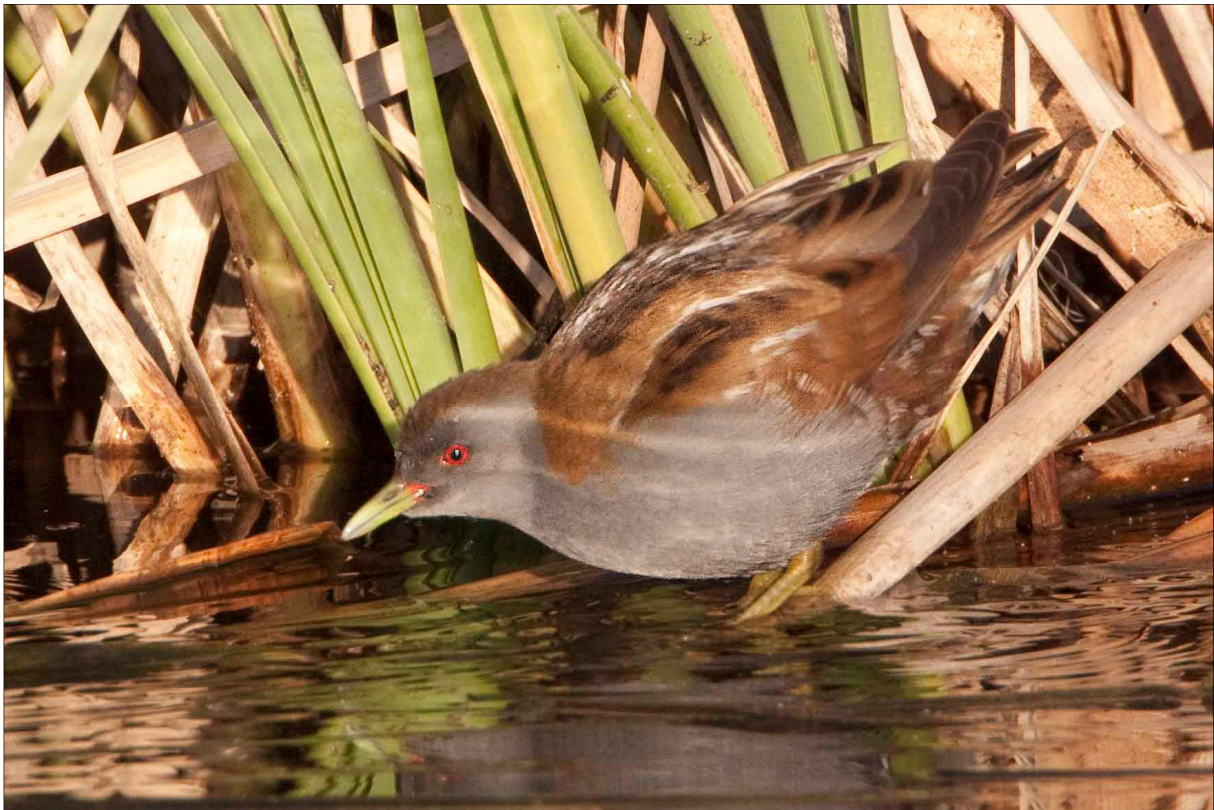
Tabelle 2.16: Ergebnisse der Punkttaxierungen in den Jahren zwischen 1995 und 2019 für die Wasserralle.

	Anzahl Punkte /Zählungen	Anz. Beob.	Beob./ Zählung	Punkte mit Wasserrallen	Reviere/ha (+/- 95 % CI)
1995					
Sandeck-Neudegg	61/177	112	0,6	41 (67 %)	0,7 (0,5-1,1)
2005					
Sandeck-Neudegg	40/120	26	0,2	15 (38 %)	0,2 (0,1-0,4)
2006					
Westufer gesamt	40/120	15	0,1	25 (63 %)	0,1 (0,05-0,2)
2012					
Sandeck-Neudegg	28/84	59	0,7	25 (90 %)	
2018					
Sandeck-Neudegg	46/138	56	0,4	29 (63 %)	0,8 (0,5-1,25)
Kernzone Ungarn	46/138	57	0,4	25 (54 %)	0,8 (0,5-1,3)
2019					
Westufer gesamt	115/345	215	0,6	69 (60 %)	1,3 (1,0-1,8)

Tabelle 2.17: Bestandsschätzung für die Wasserralle in verschiedenen Teilen des Schilfgürtels des Neusiedler Sees.

	Mittel	Minimum	Maximum
2018			
Sandeck-Neudegg (Kernzone Österreich)	1.944	1.215	3.038
Kernzone Ungarn	4.704	2.940	7.644
2019			
West- und Nordufer Österreich	10.400	8.000	14.400
2018/19			
Schilfgürtel Österreich	12.344	9.215	17.438
Gesamter Schilfgürtel (AT + HU)	17.048	12.155	25.082

2.5.3.3 Kleines Sumpfhuhn (*Porzana parva*)



Lesbos/Griechenland, 24.4.2011. Foto: M. Dvorak.

Verbreitung und Lebensraum

Am Neusiedler See besiedelt das Kleine Sumpfhuhn beinahe ausschließlich reine Schilfbestände, die obligat unter Wasser stehen müssen: Die durchschnittliche Wassertiefe in Revieren am Neusiedler See lag basierend auf Untersuchungen in den 1980er Jahren bei ca. 50 Zentimetern. Wichtig ist das Vorhandensein einer ausgeprägten Schicht aus alten, umgebrochenen Halmen, wie sie in der Regel nur in Beständen zu finden ist, die mehrere Jahre hindurch nicht gemäht oder abgebrannt wurden (M. Dvorak, unpubl. Daten). Das Kleine Sumpfhuhn ist damit neben dem Mariskensänger der einzige obligate Altschilfbewohner am Neusiedler See. Die Reviere sind stets durch zahlreiche kleine offene Wasserflächen, Kanäle und aufgelockerte Schilfbestände gegliedert. Eine derartige strukturelle Kombination findet sich nur in älteren Schilfbeständen, die besten Habitate sind langjährig ungemähte oder nicht abgebrannte Schilfflächen (Dvorak 1985, Dvorak et al. 1997).

Langfristige Bestandsentwicklung

Von den Autoren des 19. Jahrhunderts erwähnt nur Fászl (1883) das Kleine Sumpfhuhn für die frühen 1880er Jahre, betont aber, dass es viel seltener ist als das Tüpfelsumpfhuhn. Die nächsten konkreten Angaben stammen von Koenig (1939), der als bester Rallen-Kenner der damaligen Zeit angibt, dass sich das Brutvorkommen – nach vielen Jahren sehr niedriger Wasserstände – erst 1937 (wieder?) etabliert hat und schreibt: „In den Gebieten, in denen es sich aufhält, steht das Wasser durchwegs

mindestens 50 cm tief. (...) 1938 ist es schon beinahe so häufig wie die Wasserralle.“ Über ein Jahrzehnt später schrieb Koenig (1952) dann: „Sehr häufig überall wo Wasser ist. Einer der wenigen Vögel, die in den vom See direkt überspülten Rohrwäldern ganz in den Randzonen in Schwemmrohrhaufen brüten“. Seine Einstufung wurde Anfang der 1940er Jahre von Zimmermann (1943) bestätigt und auch Anfang der 1950er Jahre wurde das Kleine Sumpfhuhn als „häufiger Brutvogel der Verlandungszone des Sees“ eingestuft (Bauer et al. 1955). Für die Jahrzehnte danach finden sich in der Literatur keine weiteren konkreten Angaben zum Vorkommen des Kleinen Sumpfhuhns.

Angaben zu Bestandsdichten vor 2018

In den Jahren 1982 und 1983 ergaben erste quantitative Untersuchungen zur Siedlungsdichte, dass die Art nach wie vor ein häufiger Brutvogel ist (Dvorak 1985). Dabei zeigte sich eine deutliche Bevorzugung von Altschilfbeständen: Während die Art auf 3-6-jährigen Flächen entlang des Seedammes bei Winden Dichten von 0,2-0,5 Revieren/ha erreichte, wurden in den älteren, damals zumindest zehnjährigen Schilfbeständen bei der Biologischen Station Illmitz bis zu 4,5 Reviere/ha festgestellt (Dvorak 1985). In den Jahren 1987-1989 wurden weitere Untersuchungen in verschiedenen Altschilfflächen am Westufer durchgeführt, dabei wurden Siedlungsdichten zwischen einem und 4,9 Revieren/ha ermittelt (M. Dvorak, unpubl. Daten). Eine weitere Untersuchung aus den Jahren 1990-1992 bestätigte die ausgesprochene Bindung des Kleinen Sumpfhuhns an Altschilfflächen. Von den 53 untersuchten Zählpunkten wurde es nur an 13 Punkten registriert, alle in Altschilfbeständen gelegen (Dvorak et al. 1993). Im Jahr 1995 wurde im Rahmen eines Forschungsprojektes des Nationalparks eine systematische Untersuchung der schilfbewohnenden Vogelarten mittels Punkttaxierungen in der heutigen Kernzone im Südosten des Sees durchgeführt. In den damals großflächig vorhandenen Altschilfbeständen war das Kleine Sumpfhuhn weit verbreitet und erreichte hohe Dichten: Insgesamt wurde die Art an 52 von 61 Punkten festgestellt. Eine Bestandsschätzung mittels einer logistischen Regression ergab ca. 2.800 Reviere auf einer Fläche von 12,7 km², dies entsprach einer großflächigen Dichte von 2,2 Revieren/ha (Dvorak et al. 1997). Eine damals durchgeführte Hochrechnung dieser Zahl auf den gesamten Schilfgürtel führte zu einer Bestandsschätzung von 12.300-22.000 Revieren (Dvorak et al. 1997). Aus heutiger Sicht wurde allerdings die Fläche an geeigneten Lebensräumen am Westufer des Sees überschätzt und die Bestandsangabe lag damit zu hoch. In den Jahren 2005 und 2012 wurden weitere Untersuchungen in der Kernzone durchgeführt, mit dem Ergebnis eines 80%igen Bestandsrückgangs. 2006 wurden erstmals großflächige Punkttaxierungen am Nord- und Westufer durchgeführt und auch hier wurden Kleine Sumpfhühner nur lokal und in geringer Dichte festgestellt. Waren in der Kernzone 1995 noch 85 % der Zählpunkte besetzt, so lag dieser Wert 2005 bei nur mehr 28 %. Am Nord- und Westufer war die Frequenz an den Punkten mit 18 % noch deutlich geringer. Unter Berücksichtigung der geringen großflächigen Dichten und eines Rückgangs an besiedelbaren Schilfflächen wurde der Brutbestand für 2006 hier auf nur mehr 1.000-2.000 Reviere geschätzt (Dvorak et al. 2008, Nemeth et al. 2014).

Bestandserhebungen 2018-2019

In den Jahren 2018 und 2019 wurden die Bestände schilfbewohnender Kleinvögel im Rahmen im Rahmen des ETZ-Projektes „Vogelwarte 2“ und der gegenständlichen Studie erstmals im gesamten Schilfgürtel systematisch mittels Punkttaxierungen untersucht. Kleine Sumpfhühner wurden dabei an nur 80 von insgesamt 207 untersuchten Punkten festgestellt und eine großflächige Siedlungsdichte von 0,4 Revieren/ha ermittelt (Nemeth & Dvorak 2019). Der Brutbestand des gesamten Neusiedler

Sees wird aktuell auf ca. 5.500 Reviere geschätzt, wobei der österreichische Anteil bei ca. 4.300 liegt und auf Ungarn ca. 1.200 Reviere entfallen (Tab. 2.19).

Der aktuelle Bestand liegt daher höher als 2006, aber sehr deutlich unter den Werten für 1995. Wenngleich es sich bei den bisherigen Bestandsangaben wahrscheinlich um Über- (1995) bzw. Unterschätzungen (2006) handelte, ist mit Sicherheit davon auszugehen, dass sich der Brutbestand innerhalb der letzten 30 Jahre deutlich verkleinert hat. Diesen negativen Trend zeigen die bislang vier Untersuchungen der Kernzone ebenso wie langjährige Zählreihen entlang verschiedener Seedämme am Westufer (M. Dvorak, unpubl. Daten).

Tabelle 2.18: Ergebnisse der Punkttaxierungen in den Jahren zwischen 1995 und 2019 für das Kleine Sumpfhuhn.

	Anzahl Punkte /Zählungen	Anz. Beob.	Beob./ Zählung	Punkte mit Kl. Sumpfhühnern	Reviere/ha (+/- 95 % CI)
1995					
Sandeck-Neudegg	61/177	242	1,4	52 (85 %)	1,3 (0,9-1,7)
2005					
Sandeck-Neudegg	40/120	28	0,2	11 (28 %)	0,2 (0,1-0,5)
2006					
Westufer gesamt	40/120	12	0,1	7 (18 %)	0,1 (0,04-0,3)
2012					
Sandeck-Neudegg	28/84	12	0,15	9 (32 %)	
2018					
Sandeck-Neudegg	46/138	29	0,2	22 (48 %)	0,5 (0,2-1,4)
Kernzone Ungarn	46/138	9	0,1	8 (17 %)	0,2 (0,05-0,6)
2019					
Westufer gesamt	115/345	94	0,3	50 (43 %)	0,5 (0,35-0,75)

Tabelle 2.19: Bestandsschätzung für das Kleine Sumpfhuhn in verschiedenen Teilen des Schilfgürtels des Neusiedler Sees.

	Mittel	Minimum	Maximum
2018			
Sandeck-Neudegg (Kernzone Österreich)	2.940	1.058	8.232
Kernzone Ungarn	1.360	400	4.800
2019			
West- und Nordufer Österreich	1.215	851	1.823
2018/19			
Schilfgürtel Österreich	4.155	1.909	10.055
Gesamter Schilfgürtel (AT + HU)	5.515	2.309	14.855

2.5.3.4 Rohrdommel (*Botaurus stellaris*)

Arbestau/Seewinkel, 15.4.2011. Foto: M. Dvorak.



Verbreitung und Lebensraum

Die Rohrdommel besiedelt den gesamten Schilfgürtel des Neusiedler Sees, besondere Konzentrationen oder ein Fehlen in bestimmten Teilbereichen konnte bei den bisherigen Untersuchungen nicht festgestellt werden. In der Kernzone des Nationalparks konnten 1995 in Bezug auf die Schilfstruktur keine Anhaltspunkte für eine Bevorzugung bestimmter Bereiche gefunden werden; als möglicherweise bestimmender Faktor für Dichte und Verteilung der Reviere wurde damals das Nahrungsangebot vermutet (Dvorak et al. 1997). Eine Studie aus der Camargue (Südfrankreich) zeigte, dass der Frühjahrswasserstand dort das mit Abstand wichtigste Merkmal von Rohrdommel-Lebensräumen ist und Tiefen von nur 10-15 cm bevorzugt werden. Trocken gefallene Schilfflächen können von der Rohrdommel jedoch nicht besiedelt werden. Rufplätze lassen sich durch einheitlich wachsende Vegetation mit relativ geringer Vegetationsdichte in seichtem, klarem Wasser charakterisieren (Poulin et al. 2005). Eine zentrale Rolle kommt dem Wasserstand zweifellos auch am Neusiedler See zu. So sank die Brutpopulation zwischen 2001 und 2020 in Perioden mit sehr niedrigen Wasserständen dramatisch, während sie in Jahren zunehmender Wasserstände wieder rasch zunahm (Abb. 2.18). In solchen Jahren liegen schon im Frühjahr in einigen Bereichen des Westufers große Teile des Schilfgürtels abseits der Kanäle und der größeren freien Wasserflächen trocken. Dies dürfte das Nahrungsangebot oder die Erreichbarkeit der Beutetiere für die Rohrdommel stark negativ beeinflussen. Anders als der Silberreiher kann die Rohrdommel offenbar kurzfristig durch fallende Wasserstände entstandene Konzentrationen von Nahrungstieren nicht, oder nur in viel geringerem Ausmaß nutzen.

Langfristige Bestandsentwicklung

Für die zweite Hälfte der 1850er Jahre hieß es zur Rohrdommel: „(...) war einstens Stand-Vogel (...)“ (Jukovits 1964/65). Damit spielte der damalige Pfarrer der Ortschaft Apetlon auf die zum Zeitpunkt seines Berichts fast vollständige Austrocknung des Neusiedler Sees an. Bereits in den späten 1870er Jahren war die Art aber wieder ein „gewöhnlicher Brutvogel“ (Fászl 1883) und Baron Fischer (1883) kannte die „Mooskuh“ offenbar sehr gut und schrieb: „Ich kann versichern, dass eine frische, ausgezogene Rohrdommel in Speck gewickelt gebraten, ein sehr schmackhaftes Gericht gibt“. Weniger aus kulinarischer Sicht beschreibt dann von Dombrowski (1889) fünf Jahre später das Vorkommen mit „sehr gemeiner Brut-, ja geradezu Charaktervogel an allen geeigneten Stellen des Gebietes“. Um 1910 fasste dann Schenk (1917) seine Beobachtungen so zusammen: „Am Südufer während der ganzen Beobachtungszeit ziemlich häufig, ebenso am Ostufer. Überall, wenn auch nicht häufiger Brutvogel.“ Alle weiteren Angaben aus den nächsten Jahrzehnten berichten übereinstimmend von der Häufigkeit der Rohrdommel. In den 1930er Jahren etwa: „Ihr dumpfes Brüllen ist im Frühjahr überall in den dichten Rohrwäldern zu hören“ (Koenig 1939). In den frühen 1940ern war sie „ein häufiger Brutvogel sowohl des Sees wie auch – etwas spärlicher – der größeren vegetationsreichen Lacken“ (Zimmermann 1943) und zu Beginn der 1950er Jahre ein „ziemlich häufiger Brutvogel des Schilfgürtels“, der auch „an stärker verschilften Lacken brütet“ (Bauer et al. 1955). Aus den nächsten fünf Jahrzehnten fehlen dann weitere Einschätzungen der Häufigkeit.

Angaben zu Bestandsdichten vor 2018

Erst 1989 wurde eine erste Bestandserhebung am Nordostufer zwischen Breitenbrunn und Jois durchgeführt. Auf einer Fläche von 16 km² wurden damals 14 rufende Männchen gezählt, was eine Dichte von 0,9 Reviere/km² ergab (M. Dvorak, unpubl. Daten). Fünf Jahre später wurde in der Kernzone des Nationalparks mit 14 Revieren auf 14,2 km² (1,0 Reviere/km²) ein fast identischer Wert ermittelt. Der Gesamtbestand des Schilfgürtels wurde auf Basis dieser beiden Angaben zur Siedlungsdichte auf ca. 100 Brutpaare geschätzt (Dvorak et al. 1997). Eine neuerliche Erhebung im Jahr 2006 ergab 17-19 Reviere, wobei die durch die Linientaxierung abgedeckte Fläche unterschiedlich mit 13 km² bzw. 20 km² angenommen wurde, woraus sich auch unterschiedliche Siedlungsdichten von 1,3-1,5 (Dvorak et al. 2008) bzw. 0,8-0,9 Revieren/km² (Nemeth et al. 2014) ergaben. Die darauf basierenden Bestandsschätzungen kamen daher mit 150-180 (Dvorak et al. 2008) bzw. 80-120 (Nemeth et al. 2014) Brutpaaren auch zu voneinander stark abweichenden Ergebnissen. 2008 wurde auch im ungarischen Teil des Schilfgürtels eine Erhebung durchgeführt, die 38 Reviere auf 63 km² erbrachte; um eine mögliche Untererfassung auszugleichen wurde der tatsächliche Bestand auf 50 Reviere geschätzt (Mogyorósi 2012).

Bestandserhebung 2019

Insgesamt wurden im Jahr 2019 38 Reviere der Rohrdommel im Schilfgürtel des Neusiedler Sees erfasst (Abb. 2.19). 19 Reviere wurden im Zuge der Linientaxierungen kartiert, 10 im Rahmen der Punkttaxierungen, sechs konnten anhand von Nachweisen in www.ornitho.at ausgewiesen werden und drei Reviere wurden von T. Zuna-Kraty (in lit.) gemeldet.

Bezieht man diese 38 Reviere auf eine grob kalkulierte erfasste Fläche von 78 km² ergibt sich eine mittlere Siedlungsdichte von (gerundet) 0,5 Revieren/km². Die 2019 ermittelte Dichte liegt damit deutlich unter den bisher vorliegenden Vergleichswerten, die allerdings auf wesentlich kleineren Teilflächen ermittelt wurden.

Die aktuelle Bestandsaufnahme am Neusiedler See fällt daher in eine Periode mit sehr niedrigem Bestandsniveau. Rechnet man die errechnete mittlere Dichte von 0,5 Revieren/km² auf die

unkontrolliert gebliebene Schilffläche (23,3 km²) hoch ergeben sich 12 weitere Reviere und ein Gesamtbestand im österreichischen Teil des Schilfgürtels von ca. 50 Revieren.

Bestandsschwankungen 2001-2020

Dieses Ergebnis kam allerdings angesichts der bekannten, vom Wasserstand stark abhängigen Bestandsschwankungen nicht unerwartet. Die in den Jahren 2001-2020 im Rahmen des ornithologischen Monitoring-Programms des Nationalparks alljährlich durchgeführten Linientaxierungen in vier Untersuchungsgebieten zeigen deutlich die Abhängigkeit des Rohrdommel-Bestands von den Frühjahrswasserständen des Sees: Dem Bestandseinbruch in der Trockenphase 2002-2005 folgte mit steigenden Wasserständen auch eine Zunahme des Brutbestands bis zu einem Gipfel im Jahr 2010. Dann brachte das Jahr 2012 mit einem sehr niedrigen Seepiegel auch eine Halbierung der Rohrdommel-Zahlen. Die darauffolgenden besonders hohen Wasserstände in den Jahren 2013-2015 reichten allerdings nicht mehr für eine vollständige Erholung, sondern nur für eine leichte Zunahme des Brutbestands. Seit 2016 ist die Population, in Übereinstimmung mit den sinkenden Wasserständen, wieder in starkem Rückgang begriffen (Abb. 2.18). Im Lichte dieser starken kurzfristigen Schwankungen müssen auch die Unsicherheiten der bisherigen Populationsschätzungen gesehen werden (Tab. 2.20). In Jahren mit niedrigen Wasserständen verringert sich der Brutbestand nach bisherigem Wissensstand auf maximal 50 Reviere, möglicherweise auch deutlich weniger. In Jahren mit hohen Wasserständen wurden Mitte der 1990er und um 2010 bis zu 200 Reviere erreicht.

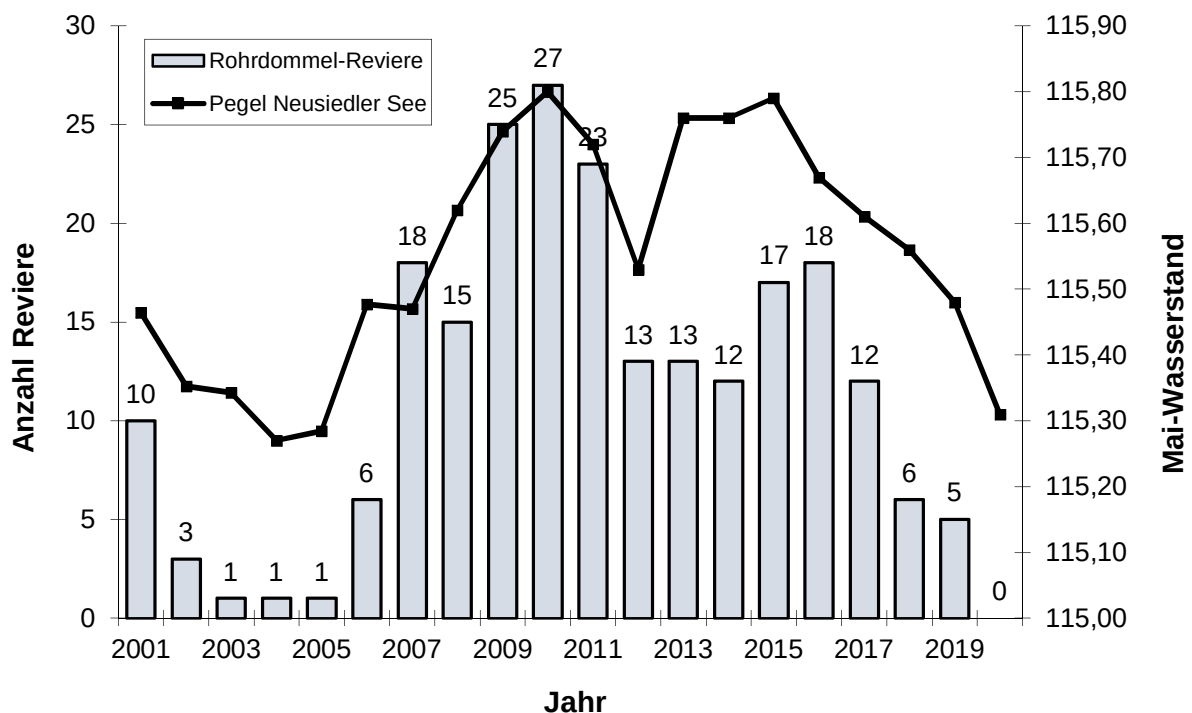


Abbildung 2.18: Anzahl der im April und Mai erfassten Reviere der Rohrdommel entlang von vier Zählstrecken im Schilfgürtel und Mai-Pegelstand des Neusiedler Sees in den Jahren 2001-2020.

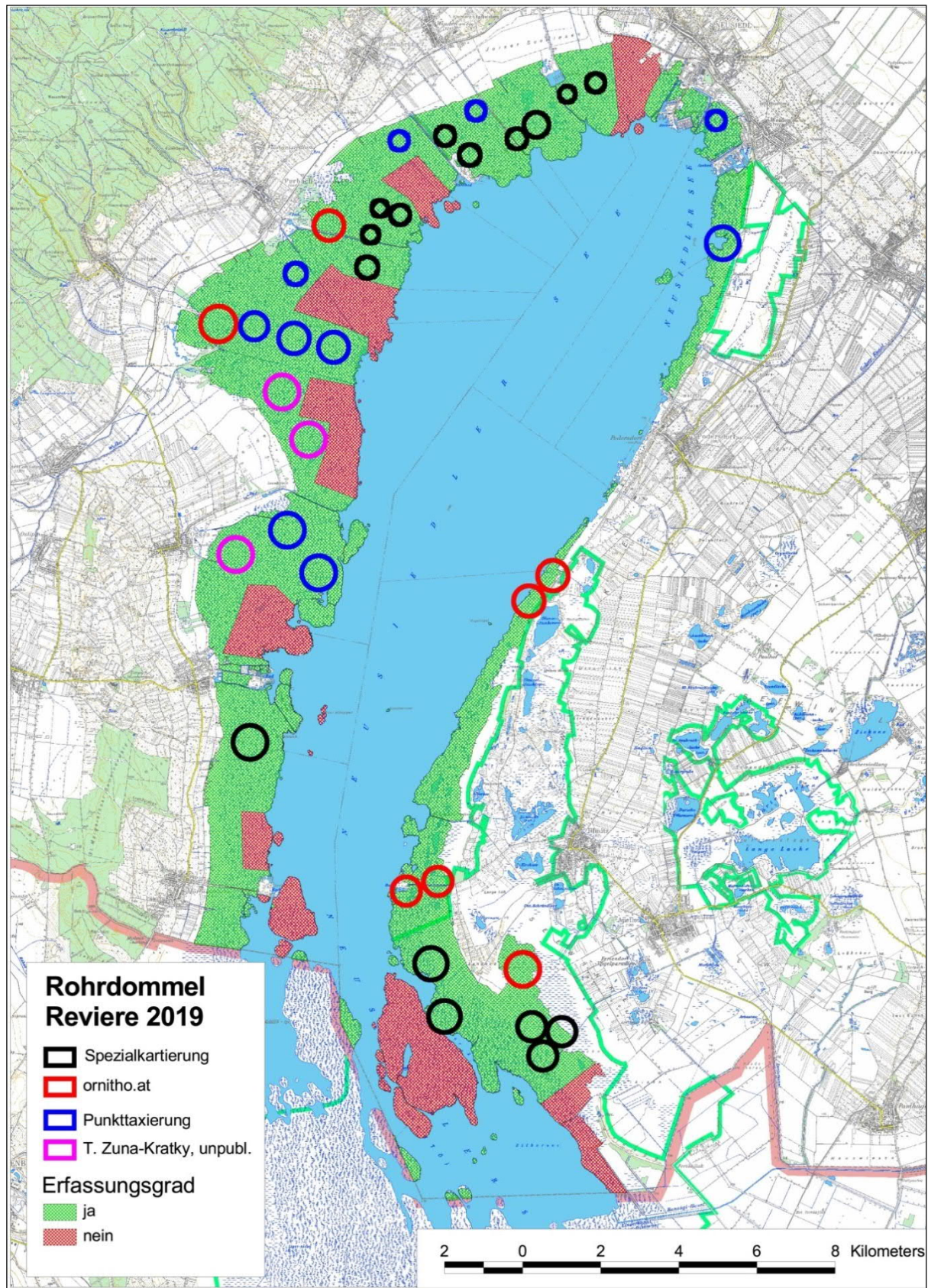


Abbildung 2.19: Reviere der Rohrdommel im Schilfgürtel des Neusiedler Sees im Jahr 2019.

Tabelle 2.20: Bisher vorliegende Bestandsangaben für die Rohrdommel im Schilfgürtel des Neusiedler Sees.

Zeitraum	Bestandschätzung (Reviere/Brutpaare)	Quelle
um 1990	200-300	Grüll (1994)
1990er Jahre	100-150	Dvorak (2009)
1994	~ 100	Dvorak et al. (1997)
1995	100-200	Dvorak (1995)
2006	150-180	Dvorak et al. (2008)
2006	80-120	Nemeth et al. (2014)
um 2010	150-200	Nemeth et al. (2014)
2015	150-200	Dvorak et al. (2016)
2019	50	diese Untersuchung

2.5.3.5 Rohrweihe (*Circus aeruginosus*)

Seedamm Illmitz, 22.3.2012. Foto: M. Dvorak.



Verbreitung und Lebensraum

Die Rohrweihe ist im Schilfgürtel des Neusiedler Sees ein verbreiteter Brutvogel und brütet in kleinerer Zahl auch im angrenzenden Seewinkel und im Hanság. Der Neusiedler See beherbergt den mit Abstand größten Brutbestand in Österreich. Die Rohrweihe brütet überwiegend in Schilfflächen, wobei ganzjährig im Wasser stehende Bereiche oder zumindest zur Brutzeit nasse Röhrichte den Ansprüchen der Art besonders entgegenkommen (Glutz von Blotzheim et al. 1971, Lange 2000). Im Neusiedler See-Gebiet mit seinem reichhaltigen Angebot an „natürlichen“ Brutmöglichkeiten sind bisher noch keine Bruten in Äckern nachgewiesen worden. Die Jagdgebiete reichen über den Schilfgürtel hinaus und beinhalten verschiedene offene Lebensräume, von Verlandungsgesellschaften über Grünlandbereiche bis hin zu Weingärten, Acker- und Gemüseanbauflächen (Sezemsky & Ripfel 1985, Gamauf & Preleuthner 1996).

Langfristige Bestandsentwicklung

Die Rohrweihe wurde erstmals für die späten 1850er Jahre angeführt und als Standvogel bezeichnet (Jukovits 1864/65). Danach wurde die Art in der Literatur übereinstimmend als häufig eingestuft; „der häufigste Greifvogel am Fertő“ (Fászl 1883), „der gemeinste Raubvogel des Gebietes“, „nur von Mitte März bis in den November in voller Zahl anzutreffen“ (Dombrowski 1889) und Baron Fischer (1883) schreibt die Rohrweihe „ist hier so recht zu Hause“ und weiters „die Fischer finden häufig das kunstlose Nest auf Binsenbüscheln“. Zu Beginn des 20. Jahrhunderts war die Rohrweihe dann „in den Rohrwäldern des Sees überall häufiger Brutvogel“ (Schenk 1917), in den 1930er Jahren wurde sie als

„der häufigste Raubvogel im Seegebiet“ eingestuft (Koenig 1939). In den frühen 1940er Jahren lernte Zimmermann (1943) die Rohrweihe als den neben dem Turmfalken häufigsten Greifvogel des Gebiets kennen und in den frühen 1950er Jahren soll sie selbst den Turmfalken noch an Zahl übertroffen haben (Bauer et al. 1955). In den Jahren 1967/1968 wurde der Brutbestand für den Schilfgürtel, mit aus heutiger Sicht sehr wenig erscheinenden, 25-27 Paaren angegeben, weitere 10 Paare brüteten an fünf Lacken des Seewinkels (K. Bauer, B. Leisler & G. Spitzer in Glutz von Blotzheim et al. 1971). In den darauffolgenden 15 Jahren muss es nach Einstellung der legalen Bejagung zu einem nicht unbeträchtlichen Bestandsanstieg gekommen sein.

Angaben zu Bestandsdichten vor 2018

In den Jahren 1982 und 1983 erbrachte eine flächendeckende Untersuchung des gesamten Schilfgürtels in den am besten besiedelten Bereichen am Westufer Dichten von bis zu 3,7 Brutpaaren/km² (13 auf 3,5 km²) und am Ostufer im Bereich der Zitzmannsdorfer Wiesen bis zu 10,4 Brutpaaren/km² (26 auf 2,5 km²). Eine Bestandsschätzung für den gesamten See ergab für 1982 ca. 120 Brutpaare (Sezemsky 1983, Sezemsky & Ripfel 1985). Im Jahr 1991 wurden in vier Schilfflächen mit insgesamt 20,6 km² 54-60 Paare (2,6-2,9/km²) erfasst (Gamauf & Preleuthner 1996). Eine weitere, in der Kernzone des Nationalparks 1994/95 durchgeführte Studie zeigte, dass der Bruterfolg von Jahr zu Jahr sehr stark schwanken kann: Waren es hier auf einer Fläche von 14,2 km² im ersten Jahr nur 16 erfolgreiche Paare, brüteten im darauffolgenden Jahr dann mit 29 Paaren fast doppelt so viele erfolgreich. Die Dichte der erfolgreichen Paare lag dabei 1994 in etwa in der Höhe der Untersuchung von 1991, im Jahr 1995 jedoch fast doppelt so hoch (1,1 bzw. 2,1/km²) (Dvorak et al. 1997). Basierend auf den Ergebnissen der beiden Studien aus den 1990er Jahren wurde der Brutbestand im österreichischen Teil des Schilfgürtels auf 120-210 Paare geschätzt (Dvorak 2009).

Erfassung im Jahr 2019

Nach einer Pause von fast 25 Jahren wurde 2019 eine neuerliche Bestandserfassung durchgeführt: Auf 41 km² Schilffläche in vier Teilgebieten wurden dabei 31 Brutreviere erhoben, in 10 Revieren wurden ausgeflogene Jungvögel registriert (Abb. 2.20). Die daraus berechnete Dichte liegt mit 0,7 Revieren/km² deutlich unter den Werten der 1980er und 1990er Jahre. Eine Hochrechnung würde 76 Paare ergeben, und selbst wenn für die (2019 nicht untersuchte) Kernzone des Nationalparks eine deutlich höhere Dichte angenommen werden würde, dürfte der Gesamtbestand im österreichischen Teil des Sees derzeit bei maximal 100 Brutpaaren liegen.

Der hochgerechnete Brutbestand von 76 Paaren ist deutlich geringer als die 1982 und 1983 von Ripfel & Sezemsky (1983) festgestellte Anzahl von mindestens 120 Brutpaaren, und noch geringer als die 1994 und 1995 festgestellten Dichten (Dvorak et al. 1997) von 1,1 und 2,1 Paaren pro km². Dies könnte allerdings auf höhere Dichten am Südwesten des Schilfgürtels zurückzuführen sein. Der Bestand könnte daher durchaus höher sein, würde aber auch bei doppelt so hoher Siedlungsdichte im Südwesten des Sees 100 Brutpaare nicht überschreiten.

Nur bei ca. einem Drittel der Reviere konnten erfolgreiche Bruten festgestellt werden (1-3 Junge). Dieser geringe Wert ist wahrscheinlich auf die extrem schlechten Witterungsbedingungen im Mai zurückzuführen. Der Bruterfolg der Art dürfte generell stark schwanken. Dvorak et al. (1997) fanden in der Kernzone des Nationalparks in zwei Jahren sehr unterschiedliche Anzahl von Bruten mit flüggen Jungen (1994 16 und 1995 29).

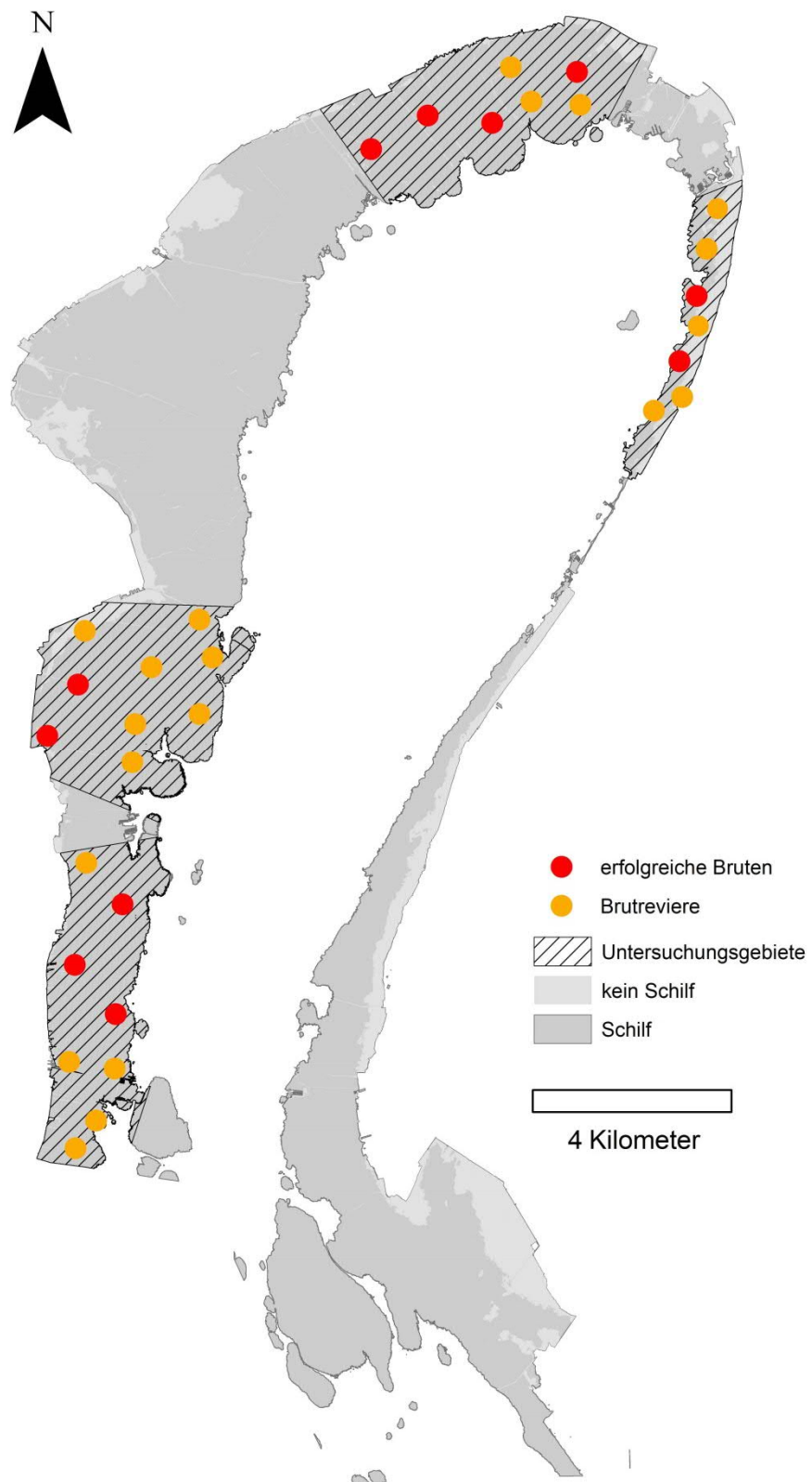


Abbildung 2.20: Festgestellte Reviere der Rohrweihe und erfolgreiche Bruten im Frühjahr 2019.

2.5.3.6 Drosselrohrsänger (*Acrocephalus arundinaceus*)

Seedamm Illmitz, 25.4.2014. Foto: M. Dvorak.



Verbreitung und Lebensraum

Als Charaktervogel des Schilfröhrichts brütet der Drosselrohrsänger in relativ lichten, wenig verfilzten und in tiefem Wasser stehenden reinen Schilfflächen. Seiner Körpergröße entsprechend benötigt er dickere Halme als andere Schilfsingvögel, die nur in vitalen, wüchsigen Beständen zur Verfügung stehen. Optimale Reviere zeichnen sich durch eine möglichst lange Grenzlinie zu offenem Wasser aus (Dvorak et al. 1997, Leisler 1981, Glutz von Blotzheim & Bauer 1991). Im Schilfgürtel des Sees konzentriert sich das Vorkommen des Drosselrohrsängers auf den seeseitigen Schilfrand mit seinen sehr vitalen, hochwüchsigen Schilfbeständen. In sehr viel geringerer Zahl ist die Art auch in an Seedämmen angrenzenden Schilfbeständen sowie in höheren Schilfsäumen am Rand größerer Planken und Schilfkanäle zu finden. Bei den Lebensraum-Untersuchungen im aktuellen Projekt wurde eine signifikante Abnahme der Häufigkeit mit steigendem Schilfalter festgestellt, wobei 1-4jährige Bestände die beste Besiedelung aufweisen. Insgesamt ist die Art im Schilfgürtel daher sehr lückig verbreitet und fehlt in vielen Bereichen, in denen Altschilf dominiert (Dvorak et al. 1997). Mitunter können allerdings auch kleine „Inseln“ starkhalmigen Schilfs vom Drosselrohrsänger besiedelt werden (Zwicker & Grüll 1985, Koenig 1952).

Langfristige Bestandsentwicklung

In den 1850er Jahren war der Drosselrohrsänger „zahlreich im Rohr zu finden“ (Jukovits 1864/65), in den 1870er Jahren war er „häufiger Brutvogel im Schilf“ (Fászl 1883) und im Jahr 1886 ein „aeusserst gemeiner Brutvogel“ (Dombrowski (1889). 1907 und 1909 war die „Rohrdrossel“ am West- und Ostufer überall ein häufiger Brutvogel (Schenk 1917). Damit war der Drosselrohrsänger damals

ebenso wie Mitte des 20. Jahrhunderts ein sehr häufiger Brutvogel, wobei er immer häufiger als der Teichrohrsänger eingestuft wurde. Anfang der 1940er Jahre war er „häufiger als der Teichrohrsänger“ (Zimmermann 1943) und zu Beginn der 1950er Jahre ein „sehr häufiger Brutvogel“ (Bauer et al. 1955). Für die 1960er Jahre wurde hingegen anhand von Fangdaten vermutet, dass der Drosselrohrsänger-Bestand nur mehr 1/3 des Bestandes des Teichrohrsängers ausmacht (Böck 1979). Auch wenn diese Einschätzungen vermutlich nicht repräsentativ für den gesamten Schilfgürtel waren, so ist doch augenscheinlich, dass der Brutbestand des Drosselrohrsängers im Verlauf des 20. Jahrhunderts abgenommen haben muss:

Angaben zu Bestandsdichten vor 2018

Verschiedene Untersuchungen in den 1980er und frühen 1990er Jahren zeigten, dass die Art zwar lokal, vor allem entlang von Seedämmen, hohe Dichten erreichen kann, dass sie aber andererseits an sehr vielen Stellen des Schilfgürtels auch völlig fehlt (Dvorak et al. 1993a). Ende der 1980er Jahre wurde der Brutbestand daher auf nur mehr 8.000 Reviere geschätzt (Dvorak et al. 1993b). Bestätigt wurde dieser Befund durch eine großflächige Untersuchung im Südosten des Schilfgürtels zwischen Sandeck und Neudegg im Jahr 1995. Auf einer Fläche von 14,2 km² wurden hier 75 Reviere gezählt, die Siedlungsdichte lag bei nur 5,4 Revieren/km². Der Gesamtbestand des Neusiedler Sees wurde aufgrund dieser Daten auf nur 2.000 Brutpaare geschätzt (Dvorak et al. 1997). Im Jahr 2005 wurde die Untersuchung im Bereich Sandeck-Neudegg wiederholt und die Art dabei an acht von 40 Punkten festgestellt (Nemeth et al. 2014). Am Westufer wurde der Drosselrohrsänger im Jahr 2006 an 12 von 40 Zählpunkten innerhalb des Schilfgürtels festgestellt und war sowohl entlang der Seedämme, als auch in der Seerandzone und am landseitigen Seerand zwischen Mörbisch und Jois häufig (Dvorak et al. 2008). Im ungarischen Teil des Schilfgürtels wurde im Jahr 2008 eine Untersuchung zum Bestand des Drosselrohrsängers durchgeführt. Wie auch auf österreichischer Seite zeigte sich eine sehr uneinheitliche Verbreitung. Hohe Dichten erreichte die Art in starkhalmigen, hohen Schilfbeständen, während sie in den anderen Schilftypen fast vollständig fehlte. Der Bestand in Ungarn wurde für 2008 auf rund 700 Reviere geschätzt (Vádaz et al. 2011).

Die mittelfristige Bestandsentwicklung des Drosselrohrsängers wird seit 2001 im Rahmen des Nationalpark-Vogelmonitorings in drei repräsentativen Untersuchungsgebieten verfolgt. Es zeigt sich ein starker Einfluss der Wasserstände, mit einer starken Bestandszunahme in den Jahren 2002-2009 und konstant hohen Zahlen von 2010-2013. Danach scheint die Entwicklung aber nicht mehr nur dem Einfluss des Wasserstandes zu unterliegen. Auch in den Jahren 2013-2015 mit hohen Wasserständen zeigte sich nämlich ein Rückgang, der sich seither bei sinkendem Wasserstand kontinuierlich fortsetzt (Abb. 2.21)¹⁷.

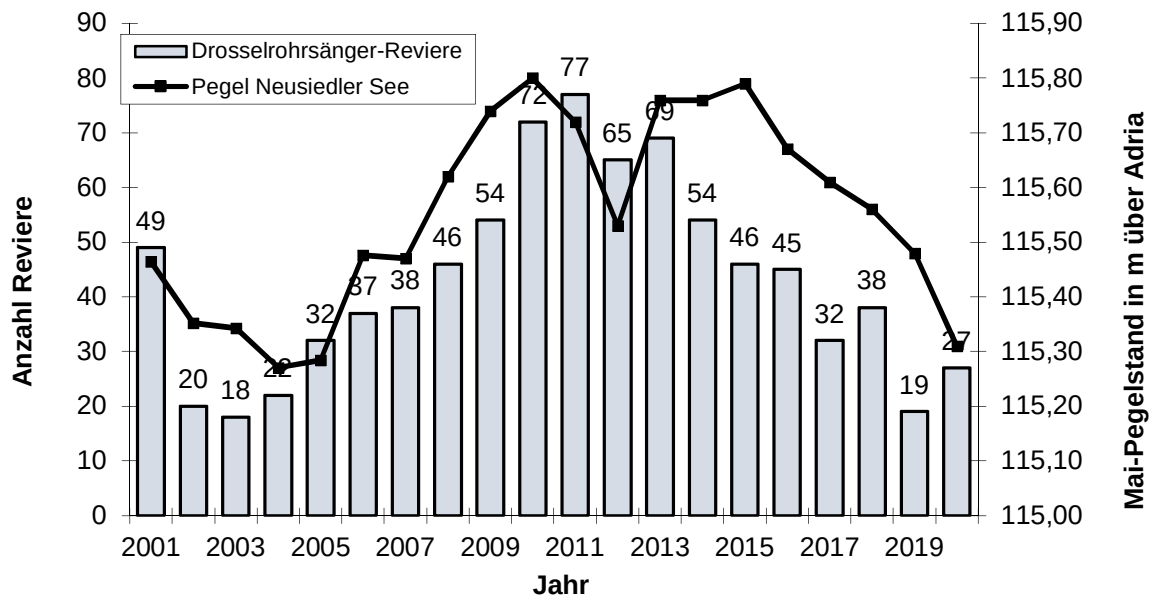


Abbildung 21: Brutbestand des Drosselrohrsängers entlang von drei Transekten im Schilfgürtel des Neusiedler Sees in den Jahren 2001-2020.

Weitere Hinweise auf einen sehr starken langfristigen Rückgang geben die Fangzahlen (Monat Juli) der seit 1974 mit Unterbrechungen betriebenen Beringungsstation an der Biologischen Station Illmitz (Abb. 2.22). In den 45 Jahren sind die mittleren Fangzahlen um mehr als 90 % zurückgegangen, von durchschnittlich 69 Exemplaren/10 m Netzlänge (1974-78) auf 26 (1989-93), 17 (2009-10) und zuletzt nur mehr 6,3 Individuen in den Jahren 2017-19.

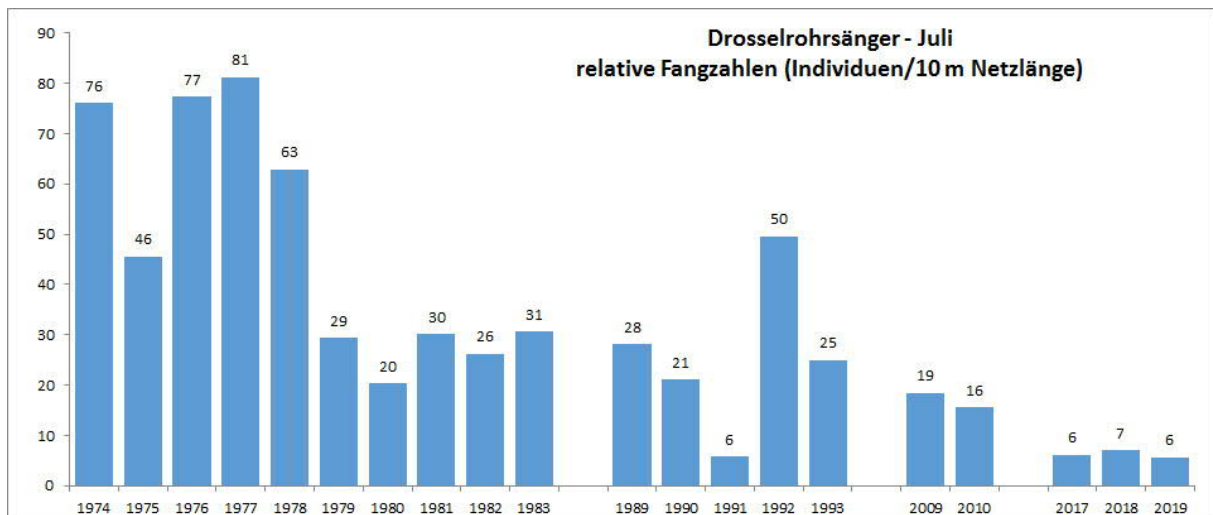


Abbildung 2.22: Fangzahlen des Drosselrohrsängers an der Biologischen Station Illmitz im Juli der Jahre 1974-2019. Dargestellt sind relative Fangzahlen als Individuen/10 m Netzlänge. Nach unpubl. Daten der Vogelwarte Radolfzell, heute Max-Planck-Institut für Verhaltensbiologie (1974-1993), W. Vogl & H. Winkler (2009-2010) und der Biologische Station Illmitz (2017-2019).

Bestandserhebungen 2018-2019

Die aktuellsten und bislang vollständigsten Bestandsaufnahmen aus den Jahren 2018 und 2019 ergeben für den gesamten Neusiedler See einen hochgerechneten Brutbestand von ca. 2.200 Revieren. Davon entfallen ca. 1.800 auf Österreich und ca. 400 auf Ungarn.

Tabelle 2.21: Ergebnisse der Punkttaxierungen in den Jahren zwischen 2018 und 2019 für den Drosselrohrsänger.

	Anzahl Punkte /Zählungen	Anz. Beob.	Beob./ Zählung	Punkte mit Drosselrohrsängern	Reviere/ha (+/- 95 % CI)
2018					
Sandeck-Neudegg	46/138	28	0,2	19 (41 %)	0,07 (0,05-0,1)
Kernzone Ungarn	46/138	25	0,2	31 (67 %)	0,07 (0,05-0,1)
2019					
Westufer gesamt	115/345	304	0,9	89 (77 %)	0,15 (0,1-0,2)

Tabelle 2.22: Bestandsschätzung für den Drosselrohrsänger in verschiedenen Teilen des Schilfgürtels des Neusiedler Sees.

	Mittel	Minimum	Maximum
2018			
Sandeck-Neudegg (Kernzone Österreich)	170	122	243
Kernzone Ungarn	412	294	588
2019			
West- und Nordufer Österreich	1.600	1.200	2.000
2018/19			
Schilfgürtel Österreich	1.770	1.322	2.243
Gesamter Schilfgürtel (AT + HU)	2.182	1.616	2.831

2.5.3.7 Mariskensänger (*Acrocephalus melanopogon*)

Mörbisch, 22.6.2011. Foto: M. Dvorak.



Verbreitung und Lebensraum

Der Mariskensänger ist am Neusiedler See in sehr unterschiedlicher lokaler Dichte im Schilfgürtel verbreitet. Während ältere Untersuchungen davon ausgingen, dass der Mariskensänger in Rohrkolbenbeständen bzw. in Mischbeständen von Schilf und Rohrkolben vorkommt (Leisler 1970, Leisler 1981, Koenig 1952), zeigten die Untersuchungen der letzten Jahrzehnte, dass diese Bindung fakultativ ist und er darüber hinaus – oder sogar überwiegend – in reinen Schilfbeständen zu finden ist (Zwicker & Grüll 1985, Dvorak et al. 1993a, Dvorak et al. 1997). Ausschlaggebend für die Eignung einer Fläche sind in erster Linie strukturelle Merkmale, die vorwiegend vom Alter des Bestandes und in zweiter Linie auch von standörtlichen Gegebenheiten bestimmt werden. Habitate des Mariskensängers weisen eine Knickschicht aus alten Halmen auf, in die das Nest gebaut wird und in der sich die Art hüpfend fortbewegen kann. Zudem sind über die Knickschicht hinausragende Halme und Schilfblätter essenziell, da sie Deckung nach oben bieten. Derartige Strukturen sind nur in mehrjährigen Röhrichtbeständen zu finden. Von zentraler Bedeutung ist weiters eine reichhaltige Gliederung des Lebensraums durch kleine Wasserflächen und Kanäle sowie eine dauerhafte Überflutung. Das Vorhandensein und die leichte Zugänglichkeit von kleinen freien Wasserflächen hat für die Nahrungssuche große Bedeutung. Frische Schilfschnitt- oder Brandflächen aus dem der Brutzeit vorangegangenen Winterhalbjahr sowie Schnittflächen aus dem Vorjahr können vom Mariskensänger nicht bzw. kaum besiedelt werden (Zwicker & Grüll 1985, Dvorak et al. 1993a, Dvorak et al. 1997). Die gegenständliche Studie ergab einen hoch signifikanten Zusammenhang der Häufigkeit mit dem Schilfalter. Jüngere Schilfflächen mit einem Alter von bis zu vier Jahren wurden

nicht bzw. nur in sehr geringer Zahl besiedelt, die Altersklasse von 5-9 Jahren wies eine gute und die Klasse von 10-14 Jahren die höchste Besiedelung auf. Neu ist das Ergebnis, dass sehr alte Bestände (> 15 Jahre) wieder eine geringere Häufigkeit, und zwar auf dem Niveau der fünf- bis neunjährigen Schilfflächen aufwiesen.

Langfristige Bestandsentwicklung

Die erste Erwähnung des Mariskensängers in der Literatur stammt von Fászl (1883), der am 4.10.1878 über „viele im hohen Schilf an der Grenze zu Rákos“ schrieb, sie danach jedoch nicht mehr gesehen hat. Im Mai 1892 wurden einige Vögel im Schilfgürtel am Westufer sowie am Südufer bei der „Pusta Mexico“ entdeckt und es gelang sogar ein erster Nestfund Homeyer (1892). 1909 und 1913 wurden weitere Beobachtungen „beim Mexiko Meierhofe“ sowie „bei Fertőhegyhaza“ beschrieben. Weiters heißt es: „Ich glaube aufgrund dieser beiden Daten annehmen zu können, daß der Tamarisken-Rohrsänger in allen entsprechenden Röhrichten des Fertő überall brütet“ (Schenk 1917). In der zweiten Hälfte der 1930er Jahre bezeichnete Koenig (1939), als damals bei weitem bester Kenner der Schilfvögel des Sees, den „Tamariskensänger“ als regelmäßigen Brutvogel er und Goethe (1939) lieferten auch Angaben zur Brutbiologie. Von 1940-1940 wurde die Art in drei Gebieten am West- und Nordufer sowie beim Sandeck als Brutvogel festgestellt (Zimmermann 1943) und zu Beginn der 1950er Jahre kannten Bauer et al. (1955) ein nur „ausnahmsweises“ Vorkommen des Mariskensängers für ihr engeres Beobachtungsgebiet bei Neusiedl am See, schrieben aber dann für das Westufer: „[Hier] ist die Art nach wie vor recht häufig; dort waren die Vögel manchmal in ziemlicher Anzahl zu hören, wenn wir mit dem Boot den Rand des Schilfgürtels entlang fuhren.“ Mitte der 1960er Jahre war der Mariskensänger Gegenstand intensiver Untersuchungen im Rahmen einer Doktorarbeit die erste quantitative Angaben zum Vorkommen enthielt (Leisler 1970).

Angaben zu Bestandsdichten vor 2018

In den 1980er und 1990er Jahren wurden weitere Studien zu Vorkommen und Lebensraum des Mariskensängers und anderer Schilfsingvögel am Neusiedler See durchgeführt. In geeigneten Schilfbeständen lag die Dichte damals bei 1-2 Revieren/ha, in kleineren Flächen wurden sogar zwei und vier Reviere auf 2 ha (Grüll & Zwicker 1993), zwei und 3,1 Reviere/ha (M. Dvorak, unpubl. Daten), 16 Reviere auf 5 ha (Dvorak et al. 1993a) und 12 Reviere auf 4,8 ha nachgewiesen (Laußmann & Leisler 2001). Da die Reviergröße in optimalen Habitaten am Neusiedler See bei 350-550 m² liegt (Leisler 1985), wären theoretisch sogar noch weit höhere Dichten möglich. Auf diesen Zahlen basierende Schätzungen bewegten sich damals im Bereich von 7.000 bis 9.000 Brutpaaren (Grüll & Zwicker 1993, Dvorak et al. 1993b).

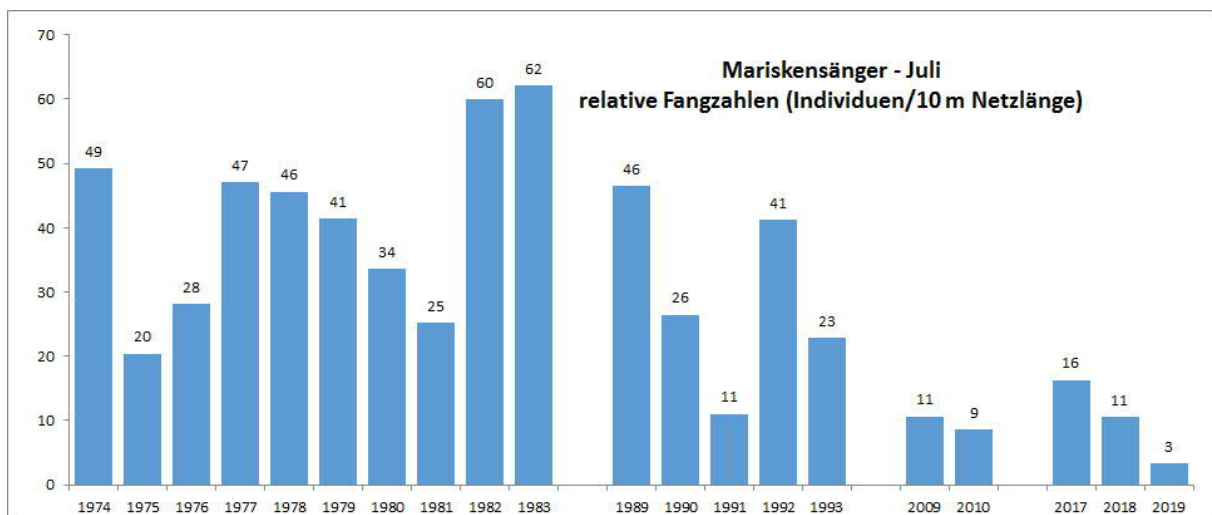
1995 wurde in der heutigen Kernzone des Nationalparks erstmals eine großflächige Untersuchung mittels Punkttaxierungen durchgeführt. An 56 von 61 Punkten wurden Mariskensänger festgestellt, woraus sich eine großflächige Dichte von 1,5 Revieren/ha errechnete. Eine darauf basierende Bestandsschätzung ergab auf einer Fläche von 12,7 km² 1.955 Reviere (Dvorak et al. 1997). In den Jahren 2005 und 2006 wurden die Untersuchungen im gesamten Schilfgürtel auf österreichischer Seite wiederholt, dabei ergab sich für die Kernzone des Nationalparks eine viel geringere, mittlere Dichte von nur 0,9 Revieren/ha, am Westufer waren es großflächig nur 0,5/ha. Eine neue Hochrechnung basierend auf 48,5 km² geeignetem Lebensraum ergab einen Brutbestand von nur 2.100-5.200 Revieren (Dvorak et al. 2008, Nemeth et al. 2014).

In Ungarn ergaben im Jahr 2008 durchgeführte Bestandserfassungen von Schilfvögeln Dichten, die mit 1,6-2,4 Revieren/ha weit über den Werten auf österreichischer Seite lagen. Hochgerechnet auf die insgesamt in Ungarn vorhandenen Schilfflächen, würde sich damit für 2008 ein Bestand von

13.000 Revieren ergeben (Vádaz et al. 2011). Da derartige Siedlungsdichten in Österreich bei keiner der früheren Untersuchungen auch nur annähernd festgestellt wurden, sind diese Angaben jedoch nur mit Vorbehalt zu verwenden. Die aktuelle Bestandsschätzung für den ungarischen Teil (Tab. 2.24) liegt jedenfalls nur bei einem Drittel dieses Wertes.

Während sich aus den Punkttaxierungen kein klarer Trend für die letzten Jahrzehnte ableiten lässt, zeigen die Fangdaten an der Biologischen Station Illmitz eine starke langfristige Abnahme: 1974-78 und 1979-83 wurden im Mittel der gesamten Fangsaison noch 183 und 213 Mariskensänger/10 m Netzlänge gefangen, 1989-93 war hingegen bereits eine Abnahme auf im Schnitt 142 zu verzeichnen. 2009/10 und 2017-19 wurde schließlich mit 58 bzw. 60 Exemplaren nur mehr dein Drittel bzw. ein Viertel der früheren Zahlen erreicht (Abb. 2.23). Für einen Teil dieses Rückgangs könnten Lebensraumveränderungen im Bereich der Fanganlagen verantwortlich sein. Aufgrund einer derartig starken und über die Jahre konsistenten Abnahme der Fangzahlen ist aber auch von einem Zusammenhang mit Bestandsverlusten der involvierten Population auszugehen, zumal im Gebiet kaum mit Durchzüglern zu rechnen ist.

Abbildung 2.23: Fangzahlen des Mariskensängers an der Biologischen Station Illmitz im Juli der Jahre 1974-2019.



Dargestellt sind relative Fangzahlen als Individuen/10 m Netzlänge. Nach unpubl. Daten der Vogelwarte Radolfzell, heute Max-Planck-Institut für Verhaltensbiologie (1974-1993), W. Vogl & H. Winkler (2009-2010) und der Biologische Station Illmitz (2017-2019).

Bestandserhebungen 2018-2019

Im Jahr 2018 wurden in der Kernzone des Nationalparks und im ungarischen Teil des Schilfgürtels, 2019 in den übrigen Schilfbereichen auf österreichischer Seite weitere Bestandserhebungen durchgeführt (Tab. 2.23). Die mittlere Dichte für den gesamten Neusiedler See lag bei 0,6 Revieren/ha, eine darauf basierende Hochrechnung für den gesamten Neusiedler See ergibt 7.500-16.400 Brutpaare, davon entfallen ca. 6.600 auf Österreich und ca. 4.600 auf Ungarn (Tab. 2.24).

Für den österreichischen Schilfgürtel ergibt sich damit für die letzten 25 Jahre ein uneinheitliches Bild der Bestandsentwicklung: In der Kernzone in Österreich wurden die 1995 ermittelten Werte bei Folgeerhebungen 2005, 2012 und 2018 nicht einmal annähernd erreicht, von einem starken

Rückgang in diesem Gebiet ist daher auszugehen. Am Nord- und Westufer zeigen die aktuellen Zahlen im Vergleich zu 2006 eine gleichbleibende, jedoch geringe Dichte.

Anders die Bilanzen der durch die Schilfwirtschaft beanspruchten Flächen, die für 2006-2019 einen starken Rückgang von 30 % auf nur mehr 8,2 % zeigen. Für den gesamten österreichischen Schilfgürtel sind damit in der Kernzone des Nationalparks starke Verluste von ca. 50 % zu verzeichnen, während sich die Lebensraumsituation in den übrigen Teilen durch die Aufgabe der Schilfbewirtschaftung lokal verbessert hat.

Tabelle 2.23: Ergebnisse der Punkttaxierungen in den Jahren zwischen 1995 und 2019 für den Mariskensänger.

	Anzahl Punkte /Zählungen	Anz. Beob.	Beob./ Zählung	Punkte mit Mariskensängern	Reviere/ha (+/- 95 % CI)
1995					
Sandeck-Neudegg	61/177	112	0,6	41 (67 %)	1,5 (1,0-2,1)
2005					
Sandeck-Neudegg	40/120	26	0,2	15 (38 %)	0,9 (0,5-1,4)
2006					
Westufer gesamt	40/120	15	0,1	25 (63 %)	0,5 (0,3-0,8)
2012					
Sandeck-Neudegg	28/84	59	0,7	25 (90 %)	
2018					
Sandeck-Neudegg	46/138	92	0,7	38 (83 %)	0,75 (0,55-1,05)
Kernzone Ungarn	46/138	132	1,0	31 (67 %)	0,78 (0,5-1,2)
2019					
Westufer gesamt	115/345	187	0,5	58 (50 %)	0,6 (0,4-0,85)

Tabelle 2.24: Bestandsschätzung für den Mariskensänger in verschiedenen Teilen des Schilfgürtels des Neusiedler Sees.

	Mittel	Minimum	Maximum
2018			
Sandeck-Neudegg (Kernzone Österreich)	1.823	1.337	2.552
Kernzone Ungarn	4.586	2.940	7.056
2019			
West- und Nordufer Österreich	4.800	3.200	6.800
2018/19			
Schilfgürtel Österreich	6.623	4.537	9.352
Gesamter Schilfgürtel (AT + HU)	11.209	7.477	16.408

2.5.3.8 Schilfrohrsänger (*Acrocephalus schoenobaenus*)

Seedamm Illmitz, 10.5.2012. Foto: M. Dvorak.



Verbreitung und Lebensraum

Der Schilfrohrsänger ist ein verbreiteter Brutvogel des Neusiedler See-Gebiets. Die Schwerpunkte seines Vorkommens liegen einerseits in den landseitigen Bereichen des Schilfgürtels, wo er noch vor zwei Jahrzehnten in hohen Dichten die Seggen- bzw. Schilf-Zone bewohnte. Aktuell findet man vor allem am Nordufer bei Weiden sowie im Südosten zwischen Sandeck und Neudegg, und eventuell auch an anderen Stellen, größere, von *Cladium* dominierte Bestände, die dicht vom Schilfrohrsänger besiedelt sind. In allen anderen Bereichen fehlt die Art völlig bzw. gibt es nur mehr wenige Reviere an Stellen mit permanent geringen Wasserständen, wie z. B. im Bereich von Aufschüttungen in der Nähe von Dämmen (M. Dvorak, unpubl. Daten). In der Zonation des Uferbereichs nimmt der Schilfrohrsänger die landseitige Position ein und besiedelt den Übergangsbereich zu niedrigerer Vegetation. Die Vegetationszusammensetzung kann variieren, da sich die Habitatwahl des Schilfrohrsängers vorwiegend nach Kriterien der Vegetationsstruktur richtet. Wichtig ist ein dichter, wenigstens 30 cm hoher und gut deckender Unterwuchs aus krautigem, weichem Pflanzenmaterial wie Seggen, Schneidried oder hohen Gräsern, der von licht stehenden, höheren Vertikalelementen wie Schilf, Hochstauden, aber auch einzelnen Büschen und Bäumen überragt wird. Die Habitate des Schilfrohrsängers sind zumeist 10-20 cm überflutet, er kann aber auch trockene oder trocken gefallene Bereiche besiedeln (Leisler 1981, Thomas 1984, P. Koskimies in Glutz von Blotzheim & Bauer 1991).

Langfristige Bestandsentwicklung

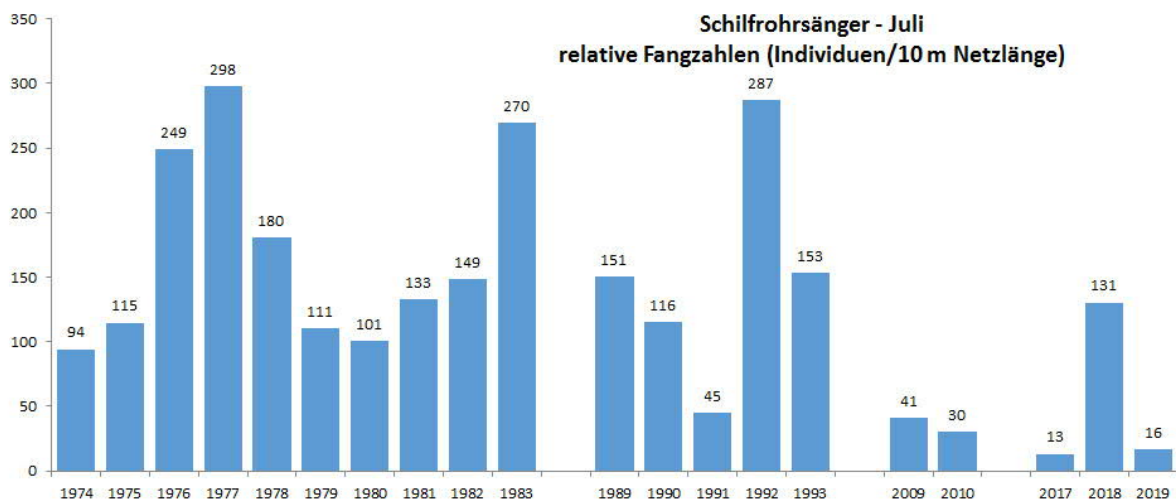
In den 1850er Jahren war der Schilfrohrsänger seltener als der Drosselrohrsänger (Jukovits 1864/65), wurde in den 1870ern dann als der häufigste unter den „Schilfmusikanten“ bezeichnet (Fászl 1883) und für 1887 nennt ihn von Dombrowski (1889) „nächst dem Drosselrohrsänger den häufigsten seiner Familie“. Zu Beginn des 20. Jahrhunderts war der Schilfrohrsänger „nicht selten“. Schenk (1917) fand ihn „in den Jahren 1907 und 1909 (...) am Ostufer, im Jahre 1913 am Westufer brütend“. In den 1930er Jahren war die Art, ebenso wie Teich- und Drosselrohrsänger, dann sehr häufig (Koenig 1939). Zu Beginn der 1940er Jahre lautet die Einschätzung Zimmermanns (1943): „Zusammen mit dem Drosselrohrsänger in unserem Gebiet ist der Schilfrohrsänger der häufigste seiner Sippe“ und beschreibt dann den Lebensraum sehr treffend: „Er bewohnt sowohl den See wie auch die vegetationsreichen Lacken und ist im ersteren Charaktervogel der locker von Rohr und Typha durchsetzten Carex-Sümpfe, von denen er, aber wohl nur spärlicher, auch in die Phragmites-Zone eindringt, in der er dann an jenen Stellen brütet, wo das stark aufgelockerte Schilfrohr reicher von Carex-Arten unterwachsen ist“. In den frühen 1950er Jahren wurde die Art dann lapidar als „sehr häufiger Brutvogel“ bezeichnet (Bauer et al. 1955). Aus den 1960er und 1970er Jahren fehlen Angaben zur Häufigkeit und ab 1981 wurde der Schilfrohrsänger auch von den damaligen Schilfvogelprojekten kaum erfasst (Zwicker & Grüll 1985, Dvorak et al. 1993a, Dvorak et al. 1997). Kursorische Untersuchungen deuten darauf hin, dass damals große Teile des Westufers des Sees zwischen Neusiedl am See und Rust landseitig von einem bis zu 500 m breiten Streifen mit schütterem Schilf und Großseggen im Unterwuchs bewachsen war. In diesem Bereich war der Schilfrohrsänger der mit Abstand häufigste Brutvogel (M. Dvorak, unpubl. Daten).

Angaben zu Bestandsdichten vor 2018

Im Seevorgelände bei Winden wurden in den 1980er Jahren mittlere Dichten von 3-7 Revieren/ha erreicht, eine weitere Untersuchung im Jahr 1989 ergab hier sogar 10,7 Reviere/ha auf einer Fläche von vier Hektar (Dvorak et al. 1993b). Die gesamte Fläche an geeignetem Schilfrohrsänger-Lebensraum wurde damals auf 20 km² geschätzt und der Brutbestand des Neusiedler Sees in Österreich auf 6.000-12.000 Paare hochgerechnet (Nemeth et al. 2014). In den darauffolgenden Jahrzehnten durchgeführte Kartierungen am gesamten Westufer zeigten, dass die Art in einigen Bereichen, in denen in den 1980er Jahren noch hohe Dichten festgestellt wurden, in den 2000er Jahren weitgehend verschwunden war (M. Dvorak, unpubl. Daten). Im Bereich zwischen Jois, Winden und Breitenbrunn kam es in den letzten beiden Jahrzehnten zu einer deutlichen Veränderung der landseitigen Schilfbestände, was einerseits zu einem Rückgang der bisherigen Breite oder zum völligen Verschwinden der Schilf-/Seggenzone, und andererseits auch zu einer verstärkten Schilfnutzung in diesen Bereichen führte. Dementsprechend ist der Schilfrohrsänger aktuell aus früher optimalen Gebieten, wie z. B. bei Winden, fast völlig verschwunden. Insgesamt ist am Neusiedler See im Vergleich zu den 1980er Jahren von einer sehr starken Abnahme des Schilfrohrsängers auszugehen.

Die 2008 durchgeführten Bestandserfassungen in Ungarn ergaben eine weitgehende Bindung des Schilfrohrsängers an Schilfbestände mit Seggenunterwuchs, wo Dichten zwischen 0,9 und 2,8 Revieren/ha festgestellt wurden. Auf die insgesamt in Ungarn vorhandene Schilffläche hochgerechnet, ergab sich damals ein Bestand von ca. 800 ($\pm$ 150) Revieren (Vádaz et al. 2011).

Abbildung 2.24: Fangzahlen des Schilfrohrsängers an der Biologischen Station Illmitz im Juli der Jahre 1974-2019.



Dargestellt sind relative Fangzahlen als Individuen/10 m Netzlänge. Nach unpubl. Daten der Vogelwarte Radolfzell, heute Max-Planck-Institut für Verhaltensbiologie (1974-1993), W. Vogl & H. Winkler (2009-2010) und der Biologische Station Illmitz (2017-2019).

Ein stärkerer Rückgang innerhalb der letzten vier Jahrzehnte wird durch die Fangzahlen an der Biologischen Station Illmitz untermauert: Lagen die Juli-Fangzahlen 1974-83 und 1989-93 noch zwischen 94 und 298 Exemplaren pro 10 m Netzlänge (im Mittel 163 für 15 Untersuchungsjahre), waren es 2009/10 im Schnitt nur 36 und 2017-19 im Mittel nur 53 Individuen. Der zwischen 60 und 75 % liegende Rückgang der Fangzahlen liegt etwas über dem relativen Rückgang der Bestandsschätzungen, der zwischen den 1980er Jahren und den aktuellen Werten ca. 50 % beträgt.

Bestandserhebungen 2018-2019

Die aktuelle Bestandserfassung der Jahre 2018 und 2019 (Tab. 2.25) ergab für den gesamten Schilfgürtel, inklusive großflächig ungeeigneter Gebiete, eine mittlere Dichte von 0,2 Revieren/ha und einen hochgerechneten Gesamtbestand von 1.500-6.500 Revieren (Tab. 2.26). Für den österreichischen Teil ergibt sich daraus ein Brutbestand von ca. 1.500 Revieren, für den ungarischen Seeteil sind es ca. 1.600 Reviere.

Tabelle 2.25: Ergebnisse der Punkttaxierungen in den Jahren zwischen 2018 und 2019 für den Schilfrohrsänger.

	Anzahl Punkte /Zählungen	Anz. Beob.	Beob./ Zählung	Punkte mit Schilfrohrsängern	Reviere/ha (+/- 95 % CI)
2018					
Sandeck-Neudegg	46/138	13	0,1	9 (20 %)	0,15 (0,07-0,4)
Kernzone Ungarn	46/138	17	0,1	7 (15 %)	0,2 (0,08-0,4)
2019					
Westufer gesamt	115/345	120	0,3	39 (34 %)	0,28 (0,2-0,4)

Tabelle 2.26: Bestandsschätzung für den Schilfrohrsänger in verschiedenen Teilen des Schilfgürtels des Neusiedler Sees.

	Mittel	Minimum	Maximum
2018			
Sandeck-Neudegg (Kernzone Österreich)	882	412	2.352
Kernzone Ungarn	1.600	640	3.200
2019			
West- und Nordufer Österreich	680	486	972
2018/19			
Schilfgürtel Österreich	1.562	898	3.324
Gesamter Schilfgürtel (AT + HU)	3.162	1.538	6.524

2.5.3.9 Teichrohrsänger (*Acrocephalus scirpaceus*)



Rust, 27.6.2015. Foto: M. Dvorak.

Verbreitung und Lebensraum

Der Teichrohrsänger besiedelt im Schilfgürtel des Neusiedler Sees alle Gebiete mit einer Mindestanzahl an aufragenden Halmen und findet daher großflächig sehr gut geeigneten Lebensraum (Leisler 1981, Dvorak et al. 1997). Im Vergleich zu den anderen schilfbrütenden Singvögeln besiedelt die Art das bei weitem breiteste Spektrum unterschiedlicher Strukturen. Frisch geschnittene oder gebrannte Schilfflächen werden zwar in der darauffolgenden Vegetationsperiode nur eingeschränkt und spät – nach Aufwuchs der Schilfhalm – besiedelt, aber bereits im ersten Jahr nach dem Schnitt bzw. Brand lässt sich ein Zusammenhang zwischen der Häufigkeit und dem Alter des Schilfbestandes nicht mehr statistisch nachweisen (E. Nemeth & M. Dvorak, unpubl. Daten). Bei kleinräumigen Untersuchungen im Jahr 1983 an nur zwei Standorten konnte hingegen im einjährigen Schilf eine sehr viel geringere Dichte als in 3-6jährigen Beständen und in über 10jährigem Schilf sogar die fünffache Dichte festgestellt werden (Zwicker & Grüll 1985).

Langfristige Bestandsentwicklung

Der Teichrohrsänger ist die mit weitem Abstand häufigste Brutvogelart des Schilfgürtels. Die Angaben zu seiner Häufigkeit im späten 19. und frühen 20. Jahrhundert sind allerdings uneinheitlich. Faszl (1883) bezeichnete den Teichrohrsänger als „häufig in den Schilfbeständen“, 30 Jahre später konnte er hingegen zur Brutzeit nur am West- und nicht am damals noch kaum mit Schilf bewachsenen

Ostufer festgestellt werden (Schenk 1917). In den 1930er Jahren war die Art im Schilfgürtel „sehr häufig“ (Koenig 1939). Zu Beginn der 1940er Jahre stufte Zimmermann (1943) den Teichrohrsänger dann zwar als „Bewohner des Sees“ ein, schrieb aber: „bleibt an Zahl jedoch noch erheblich hinter dem Drossel- und dem Schilfrohrsänger zurück“. 10 Jahre später wurde die Situation ähnlich beurteilt, der Status des Teichrohrsängers wurde mit „häufig“ angegeben, Drossel- und Schilfrohrsänger waren hingegen beide „sehr häufige Brutvögel“ (Bauer et al. 1955).

Angaben zu Bestandsdichten vor 2018

Die zeitlich nächsten Einschätzungen sehen hingegen den Teichrohrsänger als die häufigste Art: Böck (1979) wagte eine erste Hochrechnung und kam dabei auf ca. 210.000 Brutpaare. Die in den 1980er Jahren beginnenden quantitativen Untersuchungen zeigten dann, dass der Teichrohrsänger ohne Zweifel die bei weitem häufigste Art des Schilfgürtels ist: In Altschilfflächen wurden in den 1980er und frühen 1990er Jahren Dichten von 16,7 (Laußmann & Leisler 2001), 17 und 28,5 Revieren/ha ermittelt (Zwicker & Grüll 1985), auf weniger optimalen, jüngeren Flächen fanden sich fünf, sechs (Zwicker & Grüll 1985), fünf bzw. 9,4 Reviere/ha (Dvorak et al. 1993a) und in einem 19 ha großen Gebiet wurden immerhin noch 5,8 Reviere/ha erfasst (M. Dvorak, unpubl. Daten). Im Jahr 1995 wurde in einem 12,7 km² großen Schilfgebiet im Südteil des Sees auf Basis einer mit Distance Sampling ausgewerteten Punkttaxierung ein Bestand von ca. 5.000 Brutpaaren ermittelt. Dies entsprach einer mittleren großflächigen Siedlungsdichte von 3,9 Brutpaaren/ha (Dvorak et al. 1997). Basierend auf diesen Daten ergab eine Hochrechnung für 1995 einen Bestand von 20.500-42.000 Brutpaaren für den gesamten österreichischen Teil des Neusiedler Sees (Dvorak et al. 1997). Weitere Erhebungen durch Punkttaxierungen ergaben 2005 und 2006 durchschnittliche Dichten von 6,7 Revieren/ha am Ostufer und 7,3 Revieren/ha am Nord- und Westufer (Dvorak et al. 2008). Eine Hochrechnung mit den ermittelten Dichtewerten ergab – unter der Annahme, dass 25 km² Schnittfläche nicht besiedelt waren – eine Bestandsschätzung von 45.000-60.000 Brutpaaren für die Jahre 2005/06 (Dvorak et al. 2008).

Auf ungarischer Seite wurde 2008 eine Siedlungsdichte von 1,1 und 3,4 Revieren/ha ermittelt und der Bestand wurde darauf basierend auf 9.500-16.000 Reviere hochgerechnet (Vádaz et al. 2011), was deutlich unter der aktuellen Schätzung liegt. Der Grund für diesen Unterschied dürfte überwiegend in der unterschiedlichen Erhebungsmethodik zu suchen sein, denn die in Ungarn angewandte Methode der Linientaxierung mit fixem Erfassungsradius kann bei relativ leise singenden Arten wie dem Teichrohrsänger leicht zu einer Unterschätzung führen.

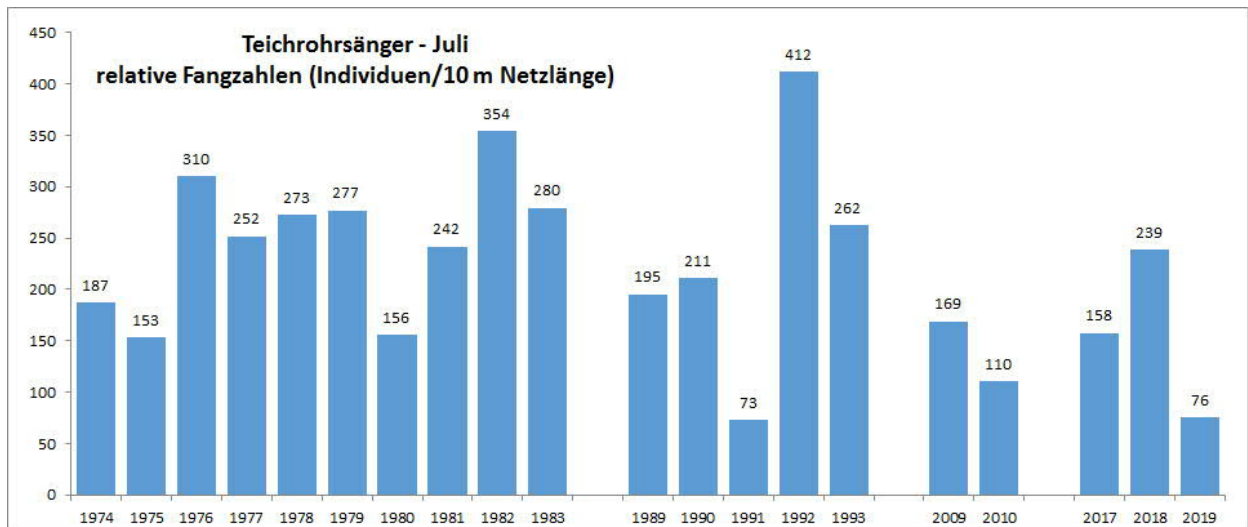


Abbildung 2.25: Fangzahlen des Teichrohrsängers an der Biologischen Station Illmitz im Juli der Jahre 1974-2019. Dargestellt sind relative Fangzahlen als Individuen/10 m Netzlänge. Nach unpubl. Daten der Vogelwarte Radolfzell, heute Max-Planck-Institut für Verhaltensbiologie (1974-1993), W. Vogl & H. Winkler (2009-2010) und der Biologische Station Illmitz (2017-2019).

Während die Daten der Punkttaxierungen für den Zeitraum 1995-2019 eine kurzfristige Zunahme zeigen, haben die Fangdaten an der Biologischen Station Illmitz langfristig abgenommen. In den drei Fünfjahresabschnitten 1974-78, 1979-83 und 1989-93 wurden im Juli noch 235, 261 und 231 Exemplare pro 10 m Netz gefangen. In den Jahren 2009/10 und 2017-19 lagen die Werte mit 140 bzw. 157 Individuen deutlich darunter (siehe auch Abb. 2.25). Dieser geringe Unterschied könnte allerdings auch durch Lebensraumveränderungen, wie durch die Anlage von Weiden auf unmittelbar angrenzenden Flächen, im Bereich der Fanganlagen bedingt sein.

Bestandserhebungen 2018-2019

Die aktuellsten und bislang vollständigsten Zählungen wurden 2018 in der Kernzone des Nationalparks und im ungarischen Seeteil, 2019 in den übrigen Schilfbereichen auf österreichischer Seite durchgeführt (Tab. 2.27). Die mittlere Dichte für den gesamten Neusiedler See lag bei 8,1 Revieren/ha und brachte damit eine Zunahme gegenüber den früheren Erhebungen. Eine Hochrechnung für den gesamten Neusiedler See ergibt 108.000-147.000 Brutpaare, davon entfallen ca. 82.000 auf Österreich und ca. 43.000 auf Ungarn (Tab. 2.28). Für den österreichischen Schilfgürtel ergibt sich damit im Vergleich zu 2005/06 eine Zunahme um ca. 30 %. Diese dürfte in erster Linie auf die in den letzten Jahren erfolgte starke Abnahme der bewirtschafteten Schilfflächen von 30 % auf nur mehr 8,2 % zurückzuführen sein. Damit sind einerseits 14 km² an nutzbarem Lebensraum neu hinzugekommen, andererseits hat die Dichte in den älter werdenden Flächen im Vergleich zu früheren Erhebungen offenbar ebenfalls zugenommen.

Tabelle 2.27: Ergebnisse der Punkttaxierungen in den Jahren zwischen 1995 und 2019 für den Teichrohrsänger.

	Anzahl Punkte /Zählungen	Anz. Beob.	Beob./ Zählung	Punkte mit Teichrohrsängern	Reviere/ha (+/- 95 % CI)
1995					
Sandeck-Neudegg	61/177	588	3,3	61 (100 %)	8,2 (7,1-9,6)
2005					
Sandeck-Neudegg	40/120	361	3,0	40 (100 %)	6,7 (5,7-7,9)
2006					
Westufer gesamt	40/120	382	3,2	40 (100 %)	7,3 (6,3-8,5)
2012					
Sandeck-Neudegg	28/84	300	3,6	28 (100 %)	
2018					
Sandeck-Neudegg	46/138	449	3,3	46 (100 %)	8,3 (7,1-9,7)
Kernzone Ungarn	46/138	401	2,9	46 (100 %)	7,4 (6,0-9,1)
2019					
Westufer gesamt	115/345	956	2,8	115 (100 %)	7,7 (6,9-8,7)

Tabelle 2.28: Bestandsschätzung für den Teichrohrsänger in verschiedenen Teilen des Schilfgürtels des Neusiedler Sees.

	Mittel	Minimum	Maximum
2018			
Sandeck-Neudegg (Kernzone Österreich)	20.169	17.253	23.571
Kernzone Ungarn	43.512	35.280	53.508
2019			
West- und Nordufer Österreich	61.600	55.200	69.600
2018/19			
Schilfgürtel Österreich	81.769	72.453	93.171
Gesamter Schilfgürtel (AT + HU)	125.281	107.733	146.679

2.5.3.10 Rohrschwirl (*Locustella luscinioides*)

Seedamm Illmitz, 12.4.2016. Foto: M. Dvorak.



Verbreitung und Lebensraum

Der Rohrschwirl ist ein weit verbreiteter Brutvogel des gesamten Schilfgürtels. 2018 wurde er in der Kernzone der beiden Nationalparks an allen 92 Zählpunkten festgestellt, 2019 auf österreichischer Seite an 112 von 115 Punkten. Er meidet im Schilfgürtel des Neusiedler Sees lediglich sehr offene, wasserreiche Gebiete mit zu niedrigem und schütterem Schilf. Das Vorhandensein einzelner größerer Planken wird hingegen durchaus toleriert, wenn nicht sogar leicht präferiert, da die Art offensichtlich hochwüchsiges Schilf entlang von Kanälen oder Rohrlacken als Singwarte bevorzugt. Auch in älteren, niedrigen Beständen singen Rohrschwirle vorwiegend in eingestreuten hochwüchsigen Schilfflächen. In hohen, starkhalmigen und vitalen Beständen in der äußeren Seerandzone werden ebenfalls hohe Dichten erreicht (Dvorak et al. 1997). Die gegenständliche Studie zeigte einen signifikanten, positiven Zusammenhang zwischen der Häufigkeit der Art und dem Schilfalter, sowie einen stark signifikanten, positiven Zusammenhang mit der Höhe der Knickschichte. Der Rohrschwirl war auch die einzige Art, deren Auftreten positiv mit dem Vorhandensein von Bruchschilf (flächig umgebrochene Schilfbestände) reagiert. Erst wenn das Bruchschilf mehr als die Hälfte der Schilffläche im Revier einnimmt, geht auch der Rohrschwirl in seiner Häufigkeit zurück. Das Vorhandensein einer dicken Knickschichte oder von Bruchschilf dürfte für diese vorwiegend am Bodengrund Nahrung suchende Art die Besiedelung von Schilfbeständen, die tiefer unter Wasser stehen, erst ermöglichen.

Langfristige Bestandsentwicklung

Aus dem 19. Jahrhundert gibt es nur wenige Berichte über ein Brutvorkommen. Im Mai 1882 wurde die Art an allen geeigneten Stellen im Schilf zwischen Fertörakos und Balfs festgestellt (Fászl 1883). Im Jahr 1887 wurde der Rohrschwirl als „spärlicher Brutvogel“ eingestuft (Dombrowski 1889),

hervorzuheben ist aber auch ein Bericht aus dem Mai 1891 über zumindest 28 singende Rohrschwirle bei Donnerskirchen und „überall schwirrende“ Vögel bei Mexikopuszta (Homeyer 1892). 1909 und 1913 stellte Schenk (1917) die Art in denselben Gebieten fest und schloss daraus: „Meiner Ansicht nach brütet der Nachtigallrohrsänger entlang des ganzen Seeufers überall an ihm zusagenden Stellen“. Von den 1930er bis in die 1950er Jahre wurde der Rohrschwirl übereinstimmend von allen damaligen Ornithologen als häufiger Brutvogel des Sees eingestuft (Koenig 1939, Zimmermann 1943, Koenig 1952, Bauer et al. 1955).

Angaben zu Bestandsdichten vor 2018

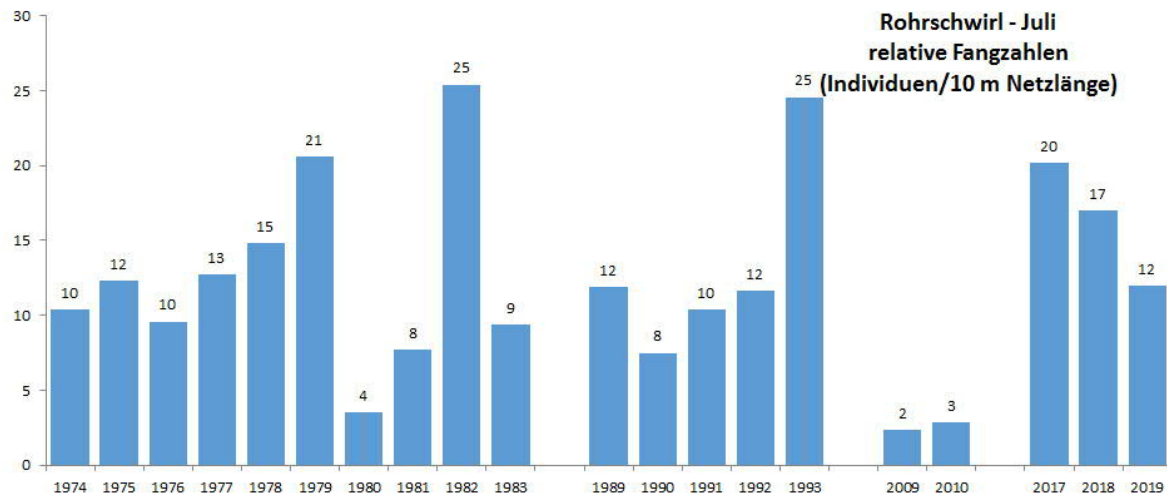
In den 1980er Jahren wurden dann erstmals auch Bestandszahlen erhoben: 1982-1983 wurden bei Linientaxierungen entlang von Dämmen bei Winden und Illmitz 0,3 und 1,3 Reviere/ha erfasst (Zwicker & Grüll 1985, Grüll & Zwicker 1993), 1989 wurden auf vier größeren Probeflächen am Westufer des Sees (12-92 ha) ähnliche Siedlungsdichten von 0,3-0,9 Revieren/ha ermittelt (M. Dvorak in Dvorak et al. 1993b). Im Jahr 1995 wurde in einem 12,7 km² großen Schilfgebiet im Südostteil des Sees erstmals mittels Punkttaxierung eine großflächige Erfassung durchgeführt und dabei eine mittlere Siedlungsdichte von 0,5 Revieren/ha ermittelt. Eine Hochrechnung auf Basis dieser Daten ergab einen geschätzten Bestand von 3.000-5.000 Brutpaaren für den gesamten österreichischen Teil des Neusiedler Sees (Dvorak et al. 1997).

Bei ersten großflächigen Erhebungen 2005 und 2006 im gesamten Schilfgürtel wurde eine durchschnittliche Siedlungsdichte von 1,6 Revieren/ha ermittelt (Dvorak et al. 2008) und damit ein starker Anstieg im Vergleich zu 1995. Weitere Punkttaxierungen, die im Rahmen des Nationalpark-Monitorings in der Kernzone am Südostufer 2005 und 2012 durchgeführt wurden, zeigten, dass die relative Dichte (singende  Punkt) in den beiden Jahren mit hohen Wasserständen (1995 und 2012) sehr ähnlich, im Jahr mit sehr viel niedrigerem Wasserstand (2005) jedoch deutlich höher waren (M. Dvorak & E. Nemeth, unpubl. Daten). Der Brutbestand in Österreich wurde in den Jahren 2005/06 mit 8.000-16.000 Revieren beziffert (Dvorak et al. 2008). Auf ungarischer Seite wurden bei der Untersuchung im Jahr 2008 Siedlungsdichten zwischen 0,8 und 1,8 Revieren/ha erhoben; der Brutbestand wurde, auf diesen Zahlen basierend, auf rund 5.000 Reviere hochgerechnet und deckt sich damit recht gut mit den aktuellen Zahlen (Vádaz et al. 2011).

Der Bestand des Rohrschwirls schwankt also mit den Wasserständen, wobei niedrige Wasserstände hohe Siedlungsdichten bedeuten und umgekehrt. Zudem hat der Anteil der wirtschaftlich genutzten Flächen im Schilfgürtel in den letzten 15 Jahren um ca. 70 % abgenommen, daher hat auch die besiedelbare Schilffläche für den Rohrschwirl als Altschilfbewohner zugenommen.

Auf eine langfristig stabile, wenn auch mit den Wasserständen schwankende Population deuten auch die Fangzahlen der Biologischen Station Illmitz hin: In den jeweils 5jährigen Zeiträumen 1974-78, 1979-83 und 1989-93 wurden im Juli im Mittel jeweils 12-13 Rohrschwirle gefangen, die Jahre 2017-2019 erbrachten mit im Mittel 16 (20, 17, 12) sogar einen etwas höheren Wert. Der Rohrschwirl ist damit der einzige schilfbewohnende Singvogel des Neusiedler Sees, dessen Brutbestand langfristig nicht abgenommen, sondern vermutlich sogar leicht zugenommen hat.

Abbildung 2.26: Fangzahlen des Rohrschwirls an der Biologischen Station Illmitz im Juli der Jahre 1974-2019. Dargestellt sind relative Fangzahlen als Individuen/10 m Netzlänge. Nach unpubl. Daten der Vogelwarte Radolfzell, heute Max-Planck-Institut für Verhaltensbiologie (1974-1993), W. Vogl & H. Winkler (2009-2010) und der Biologische



Station Illmitz (2017-2019).

Bestandserhebungen 2018-2019

Zu dieser Tendenz höherer Siedlungsdichten bei niedrigeren Wasserständen passen die aktuellen Erhebungen der Jahre 2018 und 2019 (Tab. 2.29), die für den Rohrschwirl für den gesamten Schilfgürtel eine mittlere Siedlungsdichte von 1,0 Revieren/ha erbrachten. Die daraus resultierende Hochrechnung ergab für den gesamten See einen aktuellen Brutbestand von 13.000-19.000 Revieren, davon entfallen auf die österreichische Seite ca. 10.400 und auf Ungarn ca. 5.000 Reviere.

Tabelle 2.29: Ergebnisse der Punkttaxierungen in den Jahren zwischen 1995 und 2019 für den Rohrschwirl.

	Anzahl Punkte /Zählungen	Anz. Beob.	Beob./ Zählung	Punkte mit Rohrschwirlen	Reviere/ha (+/- 95 % CI)
1995					
Sandeck-Neudegg	61/177	112	0,6	41 (67 %)	0,7 (0,5-1,1)
2005					
Sandeck-Neudegg	40/120	26	0,2	15 (38 %)	0,2 (0,1-0,4)
2006					
Westufer gesamt	40/120	15	0,1	25 (63 %)	0,1 (0,05-0,2)
2012					
Sandeck-Neudegg	28/84	59	0,7	25 (90 %)	
2018					
Sandeck-Neudegg	46/138	277	2,0	46 (100 %)	1,15 (0,95-1,4)

Kernzone Ungarn	46/138	278	2,0	46 (100 %)	0,85 (0,65-1,1)
2019					
Westufer gesamt	115/345	599	1,7	112 (97 %)	0,95 (0,8-1,1)

Tabelle 2.30: Bestandsschätzung für den Rohrschwirl in verschiedenen Teilen des Schilfgürtels des Neusiedler Sees.

	Mittel	Minimum	Maximum
2018			
Sandeck-Neudegg (Kernzone Österreich)	2.795	2.309	3.402
Kernzone Ungarn	4.998	3.822	6.468
2019			
West- und Nordufer Österreich	7.600	6.400	8.800
2018/19			
Schilfgürtel Österreich	10.395	8.709	12.202
Gesamter Schilfgürtel (AT + HU)	15.393	12.531	18.670

2.5.3.11 Rohrammer (*Emberiza schoeniclus*)



Hottergrube, Apetlon, 13.5.2011. Foto: M. Dvorak.

Verbreitung und Lebensraum

Die Rohrammer ist ein verbreiteter Brutvogel des Neusiedler See-Gebiets, wo im österreichischen Teil des Schilfgürtels die weitaus größte Einzelpopulation Österreichs vorkommt. In ihrer Lebensweise ist die Rohrammer kaum an überflutetes Gelände angepasst und ihr Nest legt sie in unmittelbarer Bodennähe an. Daher besiedelt sie vorzugsweise die landseitige, niederwüchsige Schilf-Seggen-Zone, welche nur gelegentlich und wenn, dann nur seicht unter Wasser steht. Abhängig von den Wasserständen können Brutreviere jedoch auch im gesamten seeseitigen Bereich des Schilfgürtels besetzt werden, regelmäßig z. B. entlang von Dämmen und Kanälen. Dabei ist das sonst untypische Eindringen der Rohrammer in geflutete Altschilfbestände auf das Vorhandensein trocken gefallener Bereiche zurückzuführen (Grüll 1994).

Die im Zuge der gegenwärtigen Studie erhobenen Daten zeigen einen deutlichen Zusammenhang zwischen der Häufigkeit von singenden Männchen und dem Schilfalter. So ist die Rohrammer vermehrt in jüngeren, bis fünf Jahre alten Schilfbeständen zu finden, wobei vereinzelt auch höhere Dichten im mehr als fünfjährigen Röhricht vorkommen. Die meisten Individuen halten sich zur Brutzeit in diesjährigem Jungschilf auf. Zugleich bevorzugt die Rohrammer Standorte ohne offene Wasserflächen und mit nur geringer Wassertiefe.

Langfristige Bestandsentwicklung

Ohne Zweifel war die Rohrammer im 19. und 20. Jahrhundert einer der häufigsten Singvögel am Neusiedler See. So hob Fászl (1883) hervor, dass sie durchwegs häufig und auch im Winter anzutreffen sei. Dombrowski (1889) beschrieb die Rohrammer nebst der Bartmeise und dem Schilfrohrsänger als „speziell typischen“ Bewohner des Schilfgürtels. Als „sehr häufig“ wurde die Rohrammer auch 1892 bezeichnet (Homeyer 1892) und 1907-1909 begegnete Schenk (1917) der Art regelmäßig entlang von Kanälen im Schilf. Um 1940 waren Rohrammer und Schilfrohrsänger die häufigsten Singvögel der Verlandungszone (Seitz 1943) und Zimmermann (1943) beschrieb die Rohrammer nicht nur als häufigen Brutvogel am See und an den vegetationsreicheren Lacken, sondern auch als zahlreichen Durchzügler und Wintergast. Schließlich betonten auch Bauer et al. (1955) in den frühen 1950er Jahren das ganzjährig häufige Vorkommen der Rohrammer im Gebiet. Aus den 1960er bis 1980er Jahren liegen keine Daten zur Häufigkeit vor.

Angaben zu Bestandsdichten vor 2018

Erst Anfang der 1990er Jahre lieferten Revierkartierungen erste Schätzungen der Dichte brütender Rohrammern. 1990 wurden auf einer Fläche bei Illmitz drei Reviere/ha festgestellt und 1991 konnten im selben Untersuchungsgebiet 4,7 Reviere/ha gezählt werden. Etwa im gleichen Zeitraum fielen hingegen die Dichten am Westufer mit 1,3 Revieren/ha bei Breitenbrunn und 0,5 Revieren/ha in Weiden etwas geringer aus (Glutz von Blotzheim & Bauer 1997). In Winden wurden 1990 2,1-2,2 Reviere/ha erfasst und in Neusiedl am See ergaben Zählungen Werte von 0,8 Revieren/ha im Jahr 1990 und 0,5 Reviere/ha 1991 (M. Dvorak in Dvorak et al. 1993b). Einer in den Jahren 1994 und 1995 durchgeführten Studie zufolge wies die Rohrammer einen international bedeutenden Bestand im Schilfgürtel des Neusiedler Sees auf und ihr Brutvorkommen wurde grob mit den Kategorien „häufig“ bis „sehr häufig“ (mehr als 500 bis mehr als 5.000 Brutpaare) quantifiziert (Dvorak et al. 1997).

Die Zahlen der an der Biologischen Station Illmitz gefangenen Rohrammern zeigen einen drastischen Bestandsrückgang dieser Art innerhalb der letzten vier Jahrzehnte. Die Juli-Fangzahlen reduzierten sich um über 80 % von durchschnittlich 34 gefangenen Individuen pro 10 m Netzlänge in den Jahren 1974-1978 auf nur mehr sechs Rohrammern pro 10 m Netz in der Fangperiode 2017-2019 (Abb. 2.27).

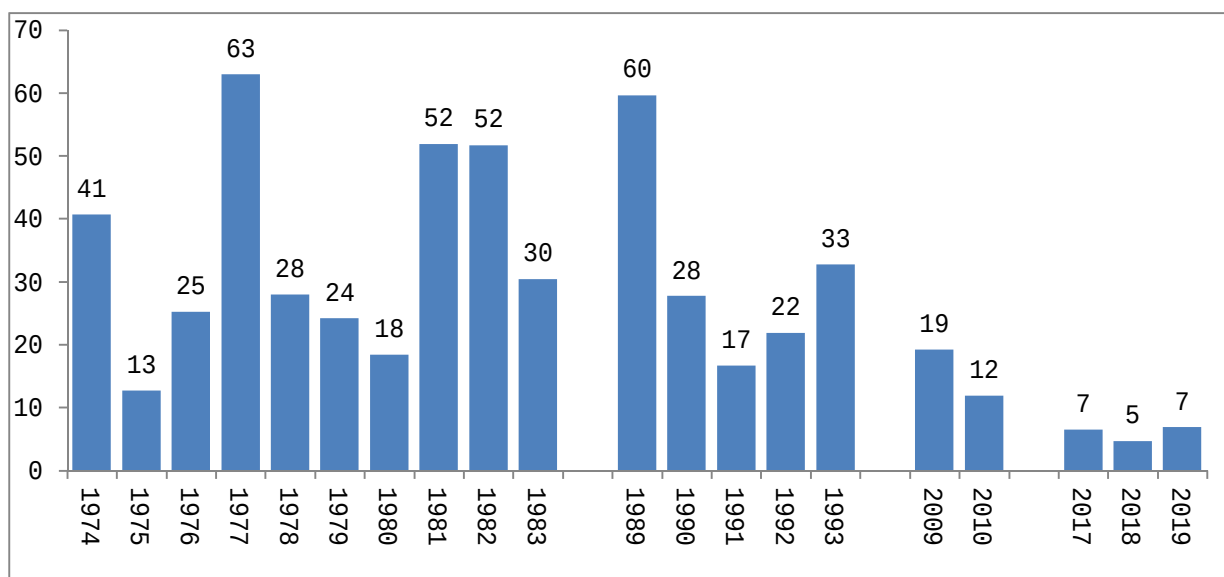


Abbildung 2.27: Fangzahlen der Rohrammer an der Biologischen Station Illmitz im Juli der Jahre 1974-2019. Dargestellt sind relative Fangzahlen als Individuen/10 m Netzlänge. Nach unpubl. Daten der Vogelwarte Radolfzell, heute Max-Planck-Institut für Verhaltensbiologie (1974-1993), W. Vogl & H. Winkler (2009-2010) und der Biologische Station Illmitz (2017-2019).

Bestandserhebungen 2018-2019

Die aktuellsten Bestandsaufnahmen wurden in den Jahren 2018 und 2019 durchgeführt. Sie zeigen am Westufer des Sees in Österreich eine bis zu zehnfach höhere Siedlungsdichte als in den ausgedehnten Altschilfflächen in den Nationalpark-Kernzonen in Österreich und Ungarn (Tab. 2.31). Hochrechnungen ergaben für den gesamten Schilfgürtel eine Bestandsgröße von 2.300-5.000 Revieren. Davon liegen ca. 2.900 Reviere auf österreichischer Seite und ca. 500 im ungarischen Teil des Schilfgürtels (Tab. 2.32).

Tabelle 2.31: Ergebnisse der Punkttaxierungen in den Jahren zwischen 2018 und 2019 für die Rohrammer.

	Anzahl Punkte /Zählungen	Anz. Beob.	Beob./ Zählung	Punkte mit Rohrammern	Reviere/ha (+/- 95 % CI)
2018					
Sandeck-Neudegg	46/138	8	0,1	11 (24 %)	0,03 (0,02-0,09)
Kernzone Ungarn	46/138	23	0,2	13 (28 %)	0,09 (0,04-0,2)
2019					
Westufer gesamt	115/345	223	0,6	69 (60 %)	0,35 (0,25-0,45)

Tabelle 2.32: Bestandsschätzung für die Rohrammer in verschiedenen Teilen des Schilfgürtels des Neusiedler Sees.

	Mittel	Minimum	Maximum
2018			
Sandeck-Neudegg (Kernzone Österreich)	73	49	219
Kernzone Ungarn	529	235	1.176
2019			
West- und Nordufer Österreich	2.800	2.000	3.600
2018/19			
Schilfgürtel Österreich	2.873	2.049	3.819
Gesamter Schilfgürtel (AT + HU)	3.402	2.284	4.995

2.5.4 Diskussion

2.5.4.1 Mittelfristige Bestandsentwicklung

Die Ergebnisse der Bestandsaufnahmen zeigen, dass die Mehrzahl der untersuchten Schilfvögel eine teils deutlich negative Bestandsentwicklung aufweist.

Am schwersten betroffen sind Moorente und Kleines Sumpfhuhn, die Brutbestände dieser beiden Arten sind innerhalb der letzten 25 Jahre auf 1/5 bzw. 1/4 der ursprünglichen Zahl geschrumpft. Für das Kleine Sumpfhuhn ist im Vergleich zu Beginn der 1980er Jahre sogar von einem noch stärkeren Bestandrückgang auszugehen.

Bisher weitgehend unbemerkt ist der drastische Rückgang des Schilfrohrsängers geblieben. Er geht vornehmlich auf den nahezu flächendeckenden Verlust der landseitigen Schilf/Seggen-Übergangszone am Westufer des Neusiedler See zurück und ist auch auf Lebensraumverluste am Ostufer zurückzuführen, wo die nunmehr weiträumige Beweidung ebenfalls zu großräumigem Lebensraumverlust geführt hat.

Mitten in einem Bestandstief befindet sich derzeit die Rohrdommel, in diesem Fall ist aber gut belegt, dass die Brutbestände mit den Schwankungen des Wasserstandes korrelieren. Es bleibt daher abzuwarten, ob sich der Brutbestand der Art bei eventuell zukünftig wieder höheren Wasserständen erholen wird.

Die Rohrammer ist wie der Schilfrohrsänger stark vom Verschwinden der landseitigen Schilf/Seggen-Übergangszone sowie von Auswirkungen der Beweidung negativ betroffen.

Ein deutlicher, sich aber über den längeren Zeitraum von 40 Jahren erstreckender Rückgang wurde auch bei der Rohrweihe festgestellt, hier fehlen aber gänzlich Informationen über mögliche Bestandsschwankungen.

Der Brutbestand des Mariskensängers ist innerhalb der letzten 25 Jahre um ein Viertel zurückgegangen, allerdings legen punktuelle Dichteuntersuchungen aus den 1980er Jahren einen noch viel deutlicheren Rückgang von zumindest 50 % nahe.

Der Bestand des Teichrohrsängers ist im Vergleich der letzten 25 Jahre stabil. Allerdings legen auch in diesem Fall Vergleich mit Dichtewerten aus den frühen 1980er Jahren einen zumindest lokalen Rückgang nahe.

Der Brutbestand des Drosselrohrsängers war in den letzten 25 Jahren stabil bis leicht rückläufig, schwankt aber stark mit den Wasserständen und lokalen Eingriffen wie Schilfbrand oder Mahd. Bei dieser Art hat es aber aus langfristiger Sicht sicherlich die stärksten Einbrüche überhaupt gegeben, wurden doch die Bestände noch in den 1960er Jahren auf ca. 70.000 Paare geschätzt. Im Fall des Drosselrohrsängers ist daher für die letzten 60 Jahre mit einem Rückgang von ca. 95 % zu rechnen.

Für die Wasserralle wurde eine Verdreifachung des Brutbestandes innerhalb der letzten 25 Jahre errechnet, allerdings ist für diesen Befund vor allem die Ausgangszahl für 1995 mangels Zählzeiten für das West- und Nordufer nur sehr schlecht abgesichert.

Eine gut belegte, sehr starke Zunahme ist jedoch als einzige Art für den Rohrschwirl festzustellen. Diese Art profitiert offensichtlich einerseits von niedrigen Wasserständen, andererseits auch von der Überalterung der Schilfbestände.

Die einzige ausgesprochene Schilfvogelart, die in dieser Auswertung nicht berücksichtigt wurde ist die Bartmeise. Auch in diesem Fall zeigen punktuelle Dichteuntersuchungen sowie Fangdaten aus den 1980er Jahren das von einem sehr starken, allerdings momentan nicht quantifizierbaren Bestandsrückgang auszugehen ist.

2.5.4.2 Erhaltungszustand der Schutzgüter des Europaschutzgebiets

Die Bilanz der Erhaltungszustände der schilfbewohnenden Kleinvögel muss am jetzigen Stand als desaströs bezeichnet werden. Bei acht von 12 Arten sind starke bis sehr starke Bestandsrückgänge nachgewiesen worden, bei zwei Arten, deren Bestände mittelfristig zwar stabil bis leicht abnehmend sind ist langfristig ebenfalls von einem Rückgang auszugehen. Unklar bis unsicher ist die Situation bei der Wasserralle. Nur bei einer Art kam es im betrachteten 25jährigen Zeitraum eindeutig zu einer Zunahme.

Tabelle 2.33: Bestandsschätzungen für die 11 im Rahmen der gegenständlichen Studie untersuchten Vogelarten für die Jahre 1995 und 2020 sowie Bestandstrend für die 25jährige Periode 1995-2020.

Vogelart	Bestandschätzung Schilfgürtel		Bestandsentwicklung 1995- 2020
	1995	2020	
Moorente	100-150	20-30	-80 %
Wasserralle	2.800-5.800	9.000-17.00	+200 %
Kleines Sumpfhuhn	12.300-22.000	2.000-6.000	-75 %
Rohrdommel	100-150	50	-65 %
Rohrweihe	>120 (1982)	70-100	-35 %
Drosselrohrsänger	2.000	1.300-2.300	-10 %
Mariskensänger	7.000-9.000	4.500-9.000	-25 %
Schilfrohrsänger	6.000-12.000	900-3.300	-75 %
Teichrohrsänger	60.000-100.000	70.000-90.000	+/- 0
Rohrschwirl	3.000-5.000	9.000-12.000	+200 %
Rohrhammer	>5.000	2.000-4.00	-50 %

2.6 Zusammenfassung und Empfehlungen für zukünftiges Management

Große Teile des Schilfgürtels des Neusiedler Sees bestehen aus jahrzehntealten Beständen. Aktuelle Untersuchungen in den Jahren 2018-2020 zeigen eine großflächige Überalterung und deutliche Zeichen fortschreitender Absterbe-Prozesse, die sich in den letzten Jahren deutlich beschleunigt haben.

In der Vergangenheit wurde die Alterung des Schilfgürtels durch großräumigen Schilfschnitt verhindert oder verlangsamt. Grünschnitt bis in die 1950er Jahre und später der Schnitt in den Wintermonaten sorgte dafür, dass bis in jüngere Zeit der Großteil des Schilfgürtels von jüngeren Schilfbeständen eingenommen wurde.

Auch früher verursachte hingegen unsachgemäßer maschineller Schilfschnitt mit schweren immer wieder Schäden an den Wurzelsystemen, die, wenn sie im dauerhaft überflutenden Bereich lagen, zum Absterben von Schilfbeständen führten. Solche Schnittschäden lassen sich bis in die 1960er Jahre (z. B. besonders stark zwischen Mörbisch und Rust und südlich und nördlich des Seebads Illmitz) zurückverfolgen. Diese bereits vor Jahrzehnten geschädigten Flächen können aufgrund anoxischer Prozesse im Sediment dauerhaft nicht mehr vom Schilf wieder besiedelt werden, sondern vergrößern sich laufend, da an den Rändern immer neue Schilfflächen absterben. In diesen Teilen sind so bereits weiträumig offene Wasserflächen entstanden.

Derzeit werden zur winterlichen Schilfernte jedoch wesentlich schonendere Maschinen genutzt, mit denen solche Schäden bei sachgemäßem Schnitt vermeidbar sind. Der Klimawandel führte allerdings in den letzten Jahrzehnten zu immer wärmeren Wintern mit nur kurzzeitig bestehender Eisdecke weshalb Schilfschnitt nunmehr nicht mehr auf tragfähigem Eis sondern auf zum Teil überschwemmten Boden erfolgt. Vor allem in tieferem Wasser kann es dadurch auch mit den aktuell im Einsatz stehenden Erntemaschinen zu dauerhaften Schäden kommen: Vor allem am Ende der 2000er Jahren wurden so am Nordwestufer einige Flächen (z. B. bei Winden) nachhaltig geschädigt.

Generell gesehen ist das Altern und Absterben des Schilfs ein natürlicher Sukzessionsprozess, der im Laufe der Geschichte des Neusiedler Sees sicherlich in regelmäßig wiederkehrenden Zyklen abgelaufen ist. Im von menschlichen Einflüssen unberührten Zustand konnte sich das Ökosystem der Uferzonen jedoch gerade aufgrund der extrem starken Wasserstandsschwankungen immer wieder regenerieren.

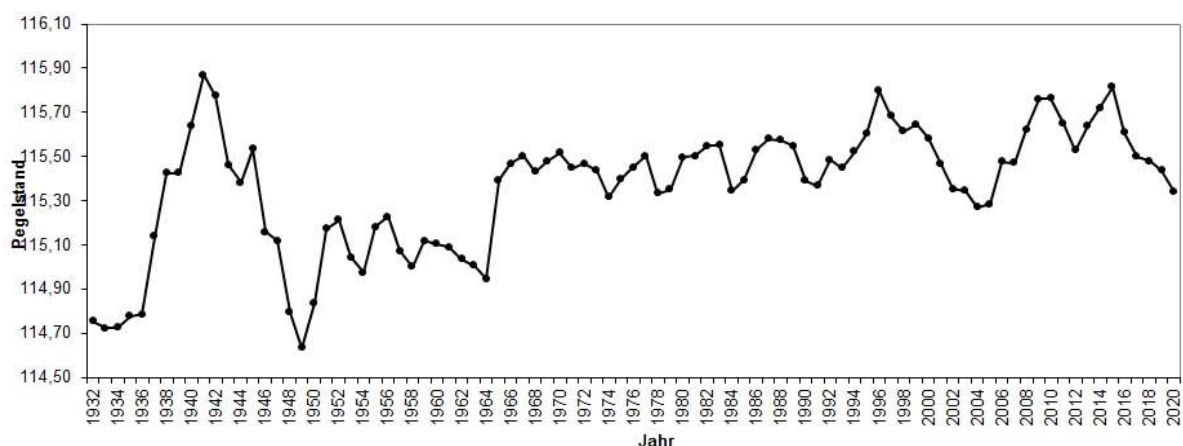
Heutzutage ist das Ökosystem des ursprünglichen Steppensees durch großflächige menschliche Eingriffe, und hier vor allem durch die Möglichkeit den Wasserstand zu regulieren irreversibel verändert. Aktuell bewegt sich der Schilfgürtel in Richtung eines Zustandes, der sich sehr negativ auf die Schutzgüter von Europaschutzgebiet und Nationalpark auswirkt.

Nicht weniger als 50 % des Schilfgürtels dürften derzeit von „Bruchschilf“, d. h. in einer Richtung liegenden „Schilfmatten“, dominiert werden, die sich negativ auf das Vorkommen aller Schilfvogelarten auswirken. Denn obwohl die meisten Arten an ältere Schilfbestände angepasst sind zeigen unsere Untersuchungen, dass sehr alte Schilfbestände in fortgeschrittenem Alter irgendwann zusammenbrechen und bereits in teilweise zusammengebrochenen Schilfgebieten alle Vogelarten signifikant weniger häufig bzw. selten sind.

Und es liegen Indizien vor, dass sich diese Entwicklung speziell in den letzten 2-3 Jahren stark beschleunigt hat.

Beinahe alle im Schilfgürtel vorkommenden Vogelpopulationen zeigen daher in den letzten Jahren teils dramatischen Rückgänge: So hatte z. B. das Kleine Sumpfhuhn, eine europaweit geschützte Art, am Neusiedler See eines der weltweit größten Vorkommen von bis zu 20.000 Paaren; aktuell wird die Population auf nur mehr 4.000 geschätzt.

Ein wesentlicher, aller Wahrscheinlichkeit nach sogar der zentrale Faktor in Bezug auf das Absterben überalternder Schilfbestände ist die deutliche Einschränkung der für einen Steppensee eigentlich typischen periodischen Wasserstands-Schwankungen. Die nach der Fertigstellung des Einserkanals zu Beginn der 20. Jahrhunderts bestehende Möglichkeit der Wasserstandsregulierung wurde im Jahr 1965 zu einer deutlichen Anhebung des Seepegels genutzt, die seither wesentlich stabilere Wasserstandsverhältnisse bewirkt. Waren in den 1940er Jahren noch Schwankungen von 120 cm möglich wurden diese nach 1965 auf nur noch 25 cm beschränkt und erst die letzten 20 Jahre brachten wieder eine Erhöhung der Amplitude auf 40-50 cm.



Wenn sehr hohe Wasserstände (> 115,80) durch Ablassen des Sees verhindert werden, ermöglicht man im seichten landseitigen Randbereich einerseits das Etablieren von Nicht-Schilf-Pflanzen und Stauden. In den seeseitigen Bereichen führen hingegen permanent hohe Wasserstände zu einer Verminderung des Schilfwuchses. Dieser Prozess stoppte z. B. nach der Seepegelanhebung 1965 das damals befürchtete komplette Zuwachsen des Sees.

Fehlen allerdings im tiefen Bereich des Schilfgürtels stärkere Schwankungen und damit auch extrem niedrige Wasserstände bleibt es bei einer Reduktion des Schilfwachstums und bei einem beschleunigten Schilfsterven. Temporäre Tiefststände des Seepegels wie noch in den 1950er Jahren können hingegen ein großflächiges Absterben des Schilfs verhindern.

Die Schilfnutzung nahm in den letzten Jahrzehnten Jahren kontinuierlich ab und ist aktuell auf ein so niedriges Niveau (2020 waren es 8 % des österreichischen Schilfgürtels) gesunken, dass durch den Schilfschnitt hergerufene Schäden derzeit kaum eine Rolle spielen.

Da Schilfschneider beim Ernten neuer Flächen bevorzugt einjähriges Schilf benötigen, wurden prospektive Ernteflächen mit älterem Schilf im Jahr davor kontrolliert abgebrannt. Da solche Brände aber auch immer wieder außer Kontrolle gerieten, bestanden noch vor 3-4 Jahrzehnten weite Bereiche des Schilfgürtels aus unterschiedlichsten Altersklassen. Seitdem das Abbrennen des Schilfs als Bewirtschaftungsmaßnahme untersagt ist, wird das Schilf zur Erntevorbereitung „geplättet“, also niedergewalzt und nicht so wie früher abgebrannt. Diese Praxis wirkt sich auf Vogelbestände eindeutig negativ aus und führt zumindest kurzfristig, wie ganz aktuelle Ergebnisse zeigen, zu

geringerem Schilfwachstum und Vogelvorkommen; auch die dadurch erfolgende Verdichtung des Bodens muss generell negativ bewertet werden.

Da das Entfernen des sehr alten Bruchschilfs durch Schnitt logistisch und ohne weitere Schäden wahrscheinlich nicht möglich ist, erscheint das Abbrennen von solcherart degradierten Schilfgebieten als vielversprechende Alternative.

Die Einführung eines Brandmanagement stellt für den Schilfgürtel des Neusiedler Sees aus derzeitiger Sicht die einzige kurzfristig praktikable Möglichkeit dar, die fortwährende Akkumulation von Altschilf und die damit verbundenen Anreicherung mit Kohlenstoff zu reduzieren.

Wir empfehlen daher aus ökologischen Gründen eine vorsichtige und kontrollierte Wiedereinführung des Feuermanagements am Neusiedler See.

Ein solches gezieltes Abbrennen könnte auch die derzeit prekäre Situation für die meisten Schilfvogelarten verbessern.

Kleinträumig angewandt könnte es den Schilfschneidern ermöglichen auf das „Plätten“ zu verzichten und so eine schonendere Bewirtschaftung ermöglichen.

Längerfristig ist aber zusätzlich das Zulassen einer noch größeren Wasserstands-Dynamik ein unbedingt notwendiges Mittel, um in zunehmendem Maße auch eine natürliche Regeneration des Schilfgürtels zu ermöglichen.

2.7 Literaturverzeichnis Ornithologie

Angelini, P., Rubini, A., Gigante, D., Reale, L., Pagiotti, R. & R. Venanzoni (2012): The endophytic fungal communities associated with the leaves and roots of the common reed (*Phragmites australis*) in Lake Trasimeno (Perugia, Italy) in declining and healthy stands. *Fungal Ecol.* 5: 683–693.

<https://doi.org/10.1016/j.funeco.2012.03.001>

Antoniazza, M, Clerc, C., Le Nédic, C., Sattler, T. & G.Lavanchy (2018): Long-term effects of rotational wetland mowing on breeding birds: evidence from a 30-year experiment. *Biodivers. Conserv.* 27: 749-763.

Armstrong, J. & W. Armstrong (2001): An overview of the effects of phytotoxins on *Phragmites australis* in relation to die-back. *Aquat. Bot.* 69: 251-268.

Armstrong, J., Armstrong, W. & W. H. van der Putten (1996): *Phragmites* die-back: Bud and root death, blockages within the aeration and vascular systems and the possible role of phytotoxins. *New Phytol.* 133: 399-414.

Bart, D. & J. M. Hartman (2000): Environmental determinants of *Phragmites australis* expansion in a New Jersey salt marsh: an experimental approach. *Oikos* 89: 59-69.

Barton, K. (2019): MuMIn: Multi-Model Inference. R package version 1.4.6.

Bauer, K., H. Freundl & R. Lugitsch (1955): Weitere Beiträge zur Kenntnis der Vogelwelt des Neusiedlersee-Gebietes. *Wiss. Arb. Burgenland* 7: 1-123.

Bibby, C. J., N. D. Burgess & D. A. Hill (1995): Methoden der Feldornithologie. Bestandserfassung in der Praxis. Neumann, Radebeul.

Blokhina, O. Virolainen, E. & K. V. Fagerstedt (2003): Antioxidants, oxidative damage and oxygen deprivation stress: a review. *Annals of botany* 91, 179

Böck, F. (1979): Birds of Neusiedlersee. In H. Löffler (ed.) *Monographiae Biologicae* 37 Springer.

Breuer, G. (1934): Vogelbeobachtungen am Fertő-See 1934. *Kócsag* 7: 158-181.

Bridgham, S.D., Megonigal J.P., Keller J.K., Bliss, N.B. & C. Trettin (2006): The carbon balance of North American wetlands. *Wetlands* 26, 889–916.

Brix, H. (1999): The European Research Project on reed die-back and progression (EUREED). *Limnologica* 29: 5-10.

Burnham, K. P., Anderson, D. R. & K. Huyvaert (2011): AIC model selection and multimodel inference in behavioral ecology: some background, observations, and comparisons. *Behav. Ecol. Sociobiol.* 65, 23–35. Calcagno, V. (2020): GImulti: An R package for easy automated model selection . R package version 1.4.6.

- Clevering, O. A. (1999): The effects of litter on growth and plasticity of *Phragmites australis* clones originating from infertile, fertile or eutrophicated habitats. *Aquatic Botany* 64:35-50.
- Csaplovics, E. & J. Schmidt (2011): Schilfkartierung Neusiedler See, Ausdehnung und Struktur der Schilfbestände des Neusiedler Sees- Projektmanagement, Erfassung und Kartierung des österreichischen Anteils durch Luftbildklassifikation. Technische Universität Wien - Institut für Photogrammetrie und Fernerkundung, Dresden.
- Csaplovics, E. (2019): Der Schilfgürtel des Neusiedler Sees. *Österr. Wasser- Abfallwirtsch.* 71: 494-507.
- Csaplovics, E., Bácsatyai, L., Márkus, I. & A. Sindhuber (1997): Digitale Geländemodelle des Neusiedler Seebeckens. *Wiss. Arb. Burgenland* 97. Burgenländisches Landesmuseum, Eisenstadt.
- Davidson, N. C. (2014): How much wetland has the world lost? Long-term and recent trends in global wetland area. *Mar. Freshw. Res.* 65: 934-941.
- Den Hartog, C., Květ, J. & H. Sukopp (1989): Reed. A common species in decline. *Aquat. Bot.* 35: 1-4.
- Dinka, M. & P. Szeglet (1999): Carbohydrate and Nutrient Content in Rhizomes of *Phragmites australis* from Different Habitats of Lake Ferto/ Neusiedlersee. *Limnologica* 29: S. 47-59.
- Dinka, M., Ágoston-Szabó, E. & P. Szeglet (2010): Comparison between biomass and C, N, P, S contents of vigorous and die-back reed stands of Lake Fertő/Neusiedler See. *Biologia* 65: 237-247.
- Dombrowski, E. v. (1889): Beiträge zur Kenntnis der Vogelwelt des Neusiedler Sees in Ungarn. *Mitt. Orn. Ver. Wien* 13: .
- Dvorak, M. & S. Tebbich (1998): Bestand, Bestandsentwicklung und Schutzsituation der Moorente (*Aythya nyroca*) im Neusiedler See-Gebiet. Ergebnisse von Bestandsaufnahmen in den Jahren 1996 und 1997 und 1997. BirdLife Österreich, Wien.
- Dvorak, M. (1985): Siedlungsdichte und Biotopwahl von Kleinem Sumpfhuhn (*Porzana parva*) und Wasserralle (*Rallus aquaticus*) im Schilfgürtel des Neusiedler Sees. *Wiss. Arb. Burgenland* 72: 3-35.
- Dvorak, M. (2009): Neusiedler See. Pp. 66-81 in M. Dvorak & H.-M. Berg (Hrsg.): Important Bird Areas. Verlag Naturhistorisches Museum, Wien.
- Dvorak, M., B. Wendelin, M. Pollheimer & J. Pollheimer (2008): SPA Neusiedler See - Seewinkel. Im Auftrag des Amtes der Bgld. Landesregierung, Abt. 5. BirdLife Österreich, Wien.
- Dvorak, M., E. Nemeth & A. Ranner (1993): Projektgruppe Schilf. Arbeitsgruppe Ornithologie. Endbericht über die Projektjahre 1990-1992. Bericht an die Arbeitsgemeinschaft Neusiedler See, Wien.
- Dvorak, M., G. Bieringer, B. Braun, A. Grüll, B. Karner-Ranner, B. Kohler, I. Korner, J. Laber, E. Nemeth, G. Rauer & B. Wendelin (2016): Bestand, Verbreitung und Bestandsentwicklung gefährdeter

und ökologisch bedeutender Vogelarten im Nationalpark Neusiedler See - Seewinkel: Ergebnisse aus den Jahren 2001 bis 2015. *Egretta* 54: 6-42.

Dusek, J., Pícek, T. & H. Cízková (2008): Redox potential dynamics in a horizontal subsurface flow constructed wetland for wastewater treatment: Diel, seasonal and spatial fluctuations. *Ecological Engineering* 34, 223–232

European Space Agency (2018): Sentinel 2 Document]. Sentin. Online. URL <https://sentinel.esa.int/web/sentinel/missions/sentinel-2> (accessed 2.27.21).

Festetics, A. & B. Leisler (1968): Ökologische Probleme der Vögel des Neusiedlersee-Gebietes, besonders des World-Wildlife-Fund- Reservates Seewinkel (I. Teil: Biogeographie des Gebietes, II. Teil: Schwimmvögel.). *Wiss. Arb. Burgenland* 40: 301-386.

Fiedler, S. & M. Sommer (2004): Water and Redox Conditions in Wetland Soils—Their Influence on Pedogenic Oxides and Morphology. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 68, 326–335

Finger, J. (1877): Vom Neusiedler See. *Ornithol. Ver. In Wien, Mitteilungen des Ausschusses an die Mitglieder* 5: 47-48.

Fischer, L. Baron v. (1883a): Ornithologische Beobachtungen vom Neusiedler See.. *Mitt. Orn. Ver. Wien* 7: 153-155.

Gamauf, A. & M. Preleuthner (1996): Die Rohrweihe (*Circus aeruginosus*) im Nationalpark “Neusiedler See – Seewinkel”: Eine Rote Liste Art im Konflikt mit Landwirtschaft und Fremdenverkehr?. *Biol. Forschungsinst. Burgenland - Bericht* 84: 61.

Gigante, D., Angiolini, C., Landucci, F., Maneli, F., Nisi, B., Vaselli, O., Venanzoni, R. & L. Lastrucci (2014): New occurrence of reed bed decline in southern Europe: Do permanent flooding and chemical parameters play a role? *Comptes Rendus - Biol.* 337: 487-498.

Glutz von Blotzheim, U. N. & K. M. Bauer (1991): *Handbuch der Vögel Mitteleuropas*, Band 12: Passeriformes (3. Teil). AULA-Verlag, Wiesbaden.

Glutz von Blotzheim, U. N. & K. M. Bauer (1997): *Handbuch der Vögel Mitteleuropas*, Band 14: Passeriformes (5. Teil).. AULA-Verlag, Wiesbaden.

Glutz von Blotzheim, U. N., K. M. Bauer & E. Bezzel (1971): *Handbuch der Vögel Mitteleuropas*, Band 4: Falconiformes. Akademische Verlagsgesellschaft, Wiesbaden.

Goethe, F. (1939): Tamariskensänger [*Luscinia m. melanopogon* (Temminck)] Brutvogel am Neusiedler See. *Ornithol. Monatsber.* 47: 268-281.

Graveland, J. (1999): Effects of reed cutting on density and breeding success of Reed Warbler *Acrocephalus scirpaceus* and Sedge Warbler *A. schoenobaenus*. *J. Avian Biol.* 30: 469-482.

- Grüll, A. & E. Zwicker (1993): Zur Siedlungsdichte von Schilfsingvögeln (*Acrocephalus* und *Locustella*) am Neusiedlersee in Abhängigkeit vom Alter der Röhrichtbestände. Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 68: 159-171.
- Grüll, A. (1994): Schilfvögel. Pp. 194-226 in G. Dick, M. Dvorak, A. Grüll, B. Kohler & G. Rauer: Vogelparadies mit Zukunft? Ramsar-Bericht 3 Neusiedler See - Seewinkel. Umweltbundesamt, Wien.
- Güsewell, S. (2003): Management of *Phragmites australis* in Swiss fen meadows by mowing in early summer. Wetl. Ecol. Manag. 11: 433-445.
- Hazelton, E. L. G., Mozdzer, T. J., Burdick, D. M., Kettenring, K. M. & D. F. Whigham (2014): *Phragmites australis* management in the United States: 40 years of methods and outcomes. AoB PLANTS 6: plu001. <https://doi.org/10.1093/aobpla/plu001>
- Hillcoat, B. (1994): *Emberiza schoeniclus*, in: Cramp, S. & C. M. Perrins (eds.) Handbook of the birds of Europe, the Middle East and North Africa, vol. 9. Oxford University Press, Oxford, pp. 276–294.
- Homeyer, A. v. (1892a): Nach Ungarn und Siebenbürgen.. 3. Fertö oder Neusiedler See. Ornith. Monatsschr. 17: 462-468.
- Jukovits, A. (1864/65): Verzeichnis der am Neusiedlersee vorkommenden Vögel. Verh. Ver. f. Naturkunde Preßburg 8: 71-74.
- Koenig, O. (1939): Wunderland der wilden Vögel. Verlag Gottschammel und Hammer, Wien.
- Koenig, O. (1943): Rallen und Bartmeisen. Beiträge zur Biologie und Psychologie auf Grund von Beobachtungen am Neusiedler See. Niederdonau/Natur und Kultur 25.
- Koenig, O. (1952a): Ökologie und Verhalten der Vögel des Neusiedlersee-Schilfgürtels. J. Ornithol. 93: 1-38, 247-362.
- Krachler, R., Geiger, J., Krachler, R. (2005): Wasserchemische Aspekte einer Dotierung des Neusiedler Sees mit Donau-Uferfiltrat. Burgenländische Heimatblätter 67: 105-116.
- Laanbroek, H. J. (1990): Bacterial cycling of minerals that affect plant growth in waterlogged soils: a review. Aquat. Bot. 38, 109–125
- Lange, M. (2000): Bruthabitatwahl der Rohrweihe *Circus aeruginosus*. Pp. 283-298 in M. Stubbe & A. Stubbe (Hrsg.): Populationsökologie von Greifvogel- u. Eulenarten 4. Halle.
- Lastrucci, L., Cerri, M., Coppi, A., Ferranti, F., Ferri, V., Foggi, B., Lazzaro, L., Reale, L., Venanzoni, R., Viciani, D. & D. Gigante (2017): Understanding common reed die-back: A phytocoenotic approach to explore the decline of palustrine ecosystems. Plant Sociol. 54: 15–28.
- Laussmann, H. & B. Leisler (2001): The function of inter- and intraspecific territoriality in warblers of the genus *Acrocephalus*. Pp. 87-110 in H. Hoi (Hrsg.): The ecology of reed birds. Biosystematics and Ecology Series No. 18. Austrian Academy of Sciences, Wien.

- Leisler, B & K. Schulze-Hagen (2011): The Reed Warblers: Diversity in a Uniform Bird Family. KNNV Publications, Zeist.
- Leisler, B. (1991): *Acrocephalus melanopogon* (Temmick 1832) - Mariskensänger, in: Handbuch der Vögel Mitteleuropas. AULA-Verlag, Wiesbaden, pp. 51-60.
- Leisler, B. (1970): Vergleichende Untersuchungen zur ökologischen und systematischen Stellung des Mariskensängers, ausgeführt am Neusiedler See. . Diss. Univ. Wien.
- Leisler, B. (1981): Die ökologische Einnischung der mitteleuropäischen Rohrsänger (*Acrocephalus*, *Sylvinae*). 1. Habitattrennung. Die Vogelwarte 31: 357-381.
- Leisler, B. (1985): Öko-ethologische Voraussetzungen für die Entwicklung von Polygamie bei Rohrsängern (*Acrocephalus*). J. Ornithol. 126: 1-3.
- Middelburg, J. J., & L. A. Levin (2009): Coastal hypoxia and sediment biogeochemistry. Biogeosciences 6.
- Mogyorósi, S. (2012): A bölömbika (*Botaurus stellaris*) fészkelő állománya a Fertőn 2008-ban. Szélkiáltó 15: 269-298.
- Nemeth, E. & M. Dvorak (2019): Entwicklung nachhaltiger Schilferntetechniken und Monitoring Schilfgürtel Neusiedler See. Zwischenbericht 2019 Ornithologie. BirdLife Österreich, Wien.
- Nemeth, E., Dvorak, M., Busse, K. & M. Rössler (2001): Estimating distribution and density of reed birds by aerial infrared photography, in: Field, R., Warren, R. J., Okarma, H., Siewert, P. R. (Eds.), Wildlife, Land, and People: Priorities for the 21st Century. The Wildlife Society, Bethesda, pp. 397-399.
- Nemeth, E., M. Dvorak, T. Knoll, B. Kohler, S. Mühlbacher & F. Werba (2014): Managementplan für den Neusiedler See als Teil des Europaschutzgebietes Neusiedler See - Nordöstliches Leithagebirge. Studie im Auftrag des Vereins BERTA, Eisenstadt .
- Ostendorp, W. (1999): Susceptibility of lakeside *Phragmites* reeds to environmental stresses: Examples from Lake Constance-Untersee (SW-Germany). Limnologia 29: 21-27.
- Parent C., Capelli, N., Berger, A. Crèvecoeur M. & J.F. Dat (2008): An Overview of Plant Responses to Soil Waterlogging. Plant Stress 2, 20–27
- Petkov, N. (2006): The importance of extensive fishponds for Ferruginous Duck *Aythya nyroca* conservation. Pp. 733-734 in G.C. Boere, C.A. Galbraith & D.A. Stroud (Hrsg.): Waterbirds around the world. The Stationery Office, Edinburgh, UK.
- Poulin, B. & G. Lefebvre (2002): Effect of winter cutting on the passerine breeding assemblage in French Mediterranean reedbeds. Biodivers. Conserv. 11: 1567-1581.
- Poulin, B., G. Lefebvre & R. Mathevet (2005): Habitat selection by booming Bitterns *Botaurus stellaris* in French Mediterranean reed-beds. Oryx 39: 265-274.

- R Core Team (2019): R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>
- Radović, D., J. Kralj & V. Tutiš (1998): Ferruginous Ducks at Draganic Fish-Ponds, NW Croatia, and a population estimate for Croatia. *Threatened Waterfowl Specialist Group Bulletin* 11: 89-111.
- Rea, N. (1996): Water levels and Phragmites: Decline from lack of regeneration or dieback from shoot death. *Folia Geobot.* 31: 85-90.
- Reddy, K. R., and R. D. DeLaune (2008): *Biogeochemistry of wetlands: science and applications*. CRC press
- Rücker, A., Grosser, S. & A. Melzer (1999): History and causes of reed decline at Lake Ammersee (Germany). *Limnologica* 29: 11-20.
- Schenk, J. (1917): Ornithologische Fragmente vom Fertö-See. *Aquila* 24: .
- Schmidt, M. H., Lefebvre, G., Poulin, B. & T. Tschardt (2005): Reed cutting affects arthropod communities, potentially reducing food for passerine birds. *Biol. Conserv.* 121: 157-166.
- Seitz, A. (1942): Die Brutvögel des "Seewinkels" (der "Burgenländischen Salzsteppe" am Ostufer des Neusiedlersees, Gau Niederdonau. *Niederdonau/Natur und Kultur* 12.
- Seitz, A. (1943): Ein Beitrag zur Singvogelwelt des Neusiedlersees: Die Brutvögel der Sumpflandschaft. *Beitr. Fortpfl.-biol. Vögel* 19: 29-33.
- Sezemsky, R. & J. Ripfel (1985): Zur Siedlungsdichte der Rohrweihe im Schilfgürtel des Neusiedlersees. *Wiss. Arb. Burgenland* 72: 43-55.
- Sezemsky, R. (1983): Zur Siedlungsdichte und Ökologie der Rohrweihe am Neusiedler See. Hausarbeit in Zoologie. Univ. Wien.
- Soja, G., Züger, J., Knoflacher, M., Kinner, P. & A. M. Soja (2013): Climate impacts on water balance of a shallow steppe lake in Eastern Austria (Lake Neusiedl). *J. Hydrol.* 480: 115-124.
- Šťastný, V. & J. Riegert (2021): Habitat use of breeding birds in Central European reed beds. *Wetl. Ecol. Manag.* 29: 81-91.
- Szabo, B. & Z. Végvári (2003): Population trends, habitat selection and conservation status of the Ferruginous Duck in Hungary. Pp. 18-21 in N. Petkov, B. Hughes & U. Gallo-Orsi (Hrsg.): *Ferruginous Duck: From Research to Conservation*. Conservation Series No. 6. BirdLife International, Bulgarian Society for the Protection of Birds & IUCN-SSC/WI Threatened Waterfowl Specialists Group, Sofia. .
- Thomas, D. K. (1984): Aspects of habitat selection in the Sedge Warbler *Acrocephalus schoenobaenus*. *Bird Study* 31: 41-45.
- Thomas, L., S. T. Buckland, E. A. Rexstad, J. L. Laake, S. Strindberg, S. L. Hedley, J. R. Bishop, T.A. Marques & K. P. Burnham (2010): Distance software: design and analysis of distance sampling surveys for estimating population size. *Journal of Applied Ecology* 47: 5-14.

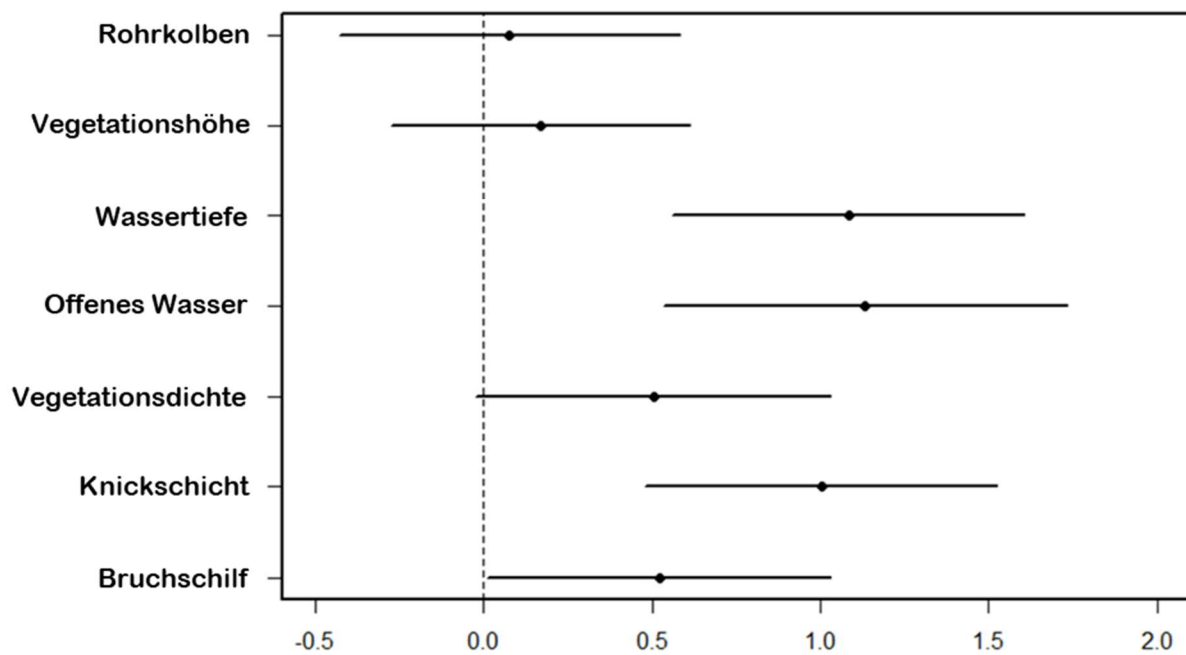
- Tóth, V. R. (2016): Reed stands during different water level periods: physico-chemical properties of the sediment and growth of *Phragmites australis* of Lake Balaton. *Hydrobiologia* 778: 193-207.
- Tscharntke, T. (1999): Insects on common reed (*Phragmites australis*): community structure and the impact of herbivory on shoot growth. *Aquat. Bot.* 64: 399-410.
- Vadász, C., Németh, E., Biró, C. & T. Csörgő (2008): The effect of reed cutting on the abundance and diversity of breeding passerines. *Acta Zool. Acad. Sci. Hung.* 54 (Suppl.): 177-188).
- Vádaz, C., S. Mogyorósi, A. Pellinger, R. Aleksza & C. Biró (2011): Results of the breeding passerine census carried out at the Hungarian part of Lake Fertő in 2008. *Ornis Hungarica* 19: .
- Valkama, E., Lyytinen, S. & J. Koricheva (2008): The impact of reed management on wildlife: A meta-analytical review of European studies. *Biol. Conserv.* 141: 364-374.
- Van der Putten, W. H. (1997): Die-back of *Phragmites australis* in European wetlands: an overview of the European Research Programme on Reed Die-Back and Progression (1993-1994). *Aquat. Bot.* 59: 263-275.
- Weisner, S. E. B. (1996): Effects of an organic sediment on performance of young *Phragmites australis* clones at different water depth treatments. *Hydrobiologia* 330: 189-194.
- Wellburn, A. R. (1994): The spectral determination of chlorophylls a and b, as well as total carotenoids, using various solvents with spectrophotometers of different resolution. *J. Plant Physiol.* 144, 307–313.
- Zhang, D. (2017): A Coefficient of Determination for Generalized Linear Models. *Am. Stat.* 71, 310-316.
- Zimmermann, R. (1943): Beiträge zur Kenntnis der Vogelwelt des Neusiedler Seegebiets. *Ann. Naturhistor. Mus. Wien* 54: 823-825.
- Zwicker, E. & A. Grüll (1985): Über die Jahreszeitliche Verteilung, Brutphänologie und nachbrutzeitliche Wanderungen bei Schilfsingvögeln am Neusiedler See. *Wiss. Arb. Burgenland* 72: 159-171.

2.8 Anhang Ornithologie 1-3

Anhang 1: Beste GLMs für jede Art mit Alter, Alter² und Alter³ als mögliche Prediktoren der Anwesenheit oder der Anzahl der territorialen Männchen. Die bestimmten Koeffizienten und P-Werte stehen in Klammern. N = 111. Pseudo-r² ist die erklärte Pseudovarianz des Modells (Zhang 2017).

Art	Modell	Altersklasse	Altersklasse ²	Altersklasse ³	Pseudo-r ²
Kleines Sumpfhuhn	Logistisch	0.39 (0.01)			0.06
Wasserralle	Logistisch	3.84 (0.0015)	-0.59 (0.0001)		0.18
Bartmeise	Logistisch	2.05 (0.02)	-2.05 (0.07)		0.12
Drosselrohrsänger	Logistisch	-0.88 (< 0.0001)			0.24
Mariskensänger	Logistisch	5.73 (0.002)	-0.72 (0.003)		0.19
Rohrschwirl	Logistisch	6.97 (0.04)	-2.37 (0.05)	0.25 (0.05)	0.09
Rohrhammer	Logistisch	6.72 (0.07)	-2.94 (0.04)	0.33 (0.03)	0.32
Teichrohrsänger	Poisson	1.431 (0.09)	-5.53 (0.07)	0.05 (0.07)	0.07

Anhang 2: Der durchschnittliche Effekt von Variablen, die verwendet werden, um das Alter von Schilf vorherzusagen. Geschätzte Koeffizienten $\pm$ 95 % Konfidenzintervalle der sieben besten Kandidatenmodelle einer ordinalen Regressionsanalyse (n = 93).



Anhang 3: Tabellen geordnet nach Art mit den verwendeten Kandidatenmodellen der GLMs um die Anwesenheit oder Häufigkeit einer Art mit Schilffalter oder Habitatvariablen zu erklären.

Kleines Sumpfhuhn			
Modell	AICc	delta	k
Ic_01 ~ 1 + Altersklasse + Bruchschilf + Veg. -Dichte 1m+ Veg. -Dichte 1m ^2 + offenes Wasser + Wassertiefe	111.16	0.00	6
Ic_01 ~ 1 + Altersklasse + Veg. -Dichte 1m+ Veg. -Dichte 1m ^2 + offenes Wasser + Wassertiefe	111.17	0.01	5
Ic_01 ~ 1 + Altersklasse + Bruchschilf + Veg. -Dichte 1m+ Veg. -Dichte 1m ^2 + offenes Wasser	111.36	0.21	5
Ic_01 ~ 1 + Altersklasse + Bruchschilf + Vegetationshöhe + Veg. -Dichte 1m+ Veg. -Dichte 1m ^2 + offenes Wasser	111.82	0.66	6
Ic_01 ~ 1 + Knickschicht + Knickschicht^2 + Veg. -Dichte 1m+ Veg. -Dichte 1m ^2 + offenes Wasser	111.84	0.68	5
Ic_01 ~ 1 + Altersklasse + Veg. -Dichte 1m+ Veg. -Dichte 1m ^2 + offenes Wasser	111.94	0.78	4
Ic_01 ~ 1 + Altersklasse + Bruchschilf + Vegetationshöhe + Vegetationshöhe ^2 + Veg. -Dichte 1m+ Veg. -Dichte 1m ^2 + offenes Wasser	111.95	0.79	7
Ic_01 ~ 1 + Altersklasse + Bruchschilf + Vegetationshöhe + Veg. -Dichte 1m+ Veg. -Dichte 1m ^2	112.18	1.03	5
Ic_01 ~ 1 + Altersklasse + Bruchschilf + Veg. -Dichte 1m+ Wassertiefe	112.28	1.12	4
Ic_01 ~ 1 + Altersklasse + Bruchschilf + Wassertiefe	112.30	1.15	3
Ic_01 ~ 1 + Altersklasse + Bruchschilf + Vegetationshöhe + Veg. -Dichte 1m+ Veg. -Dichte 1m ^2 + offenes Wasser + Wassertiefe	112.31	1.15	7
Ic_01 ~ 1 + Altersklasse + Veg. -Dichte 1m+ offenes Wasser + Wassertiefe	112.37	1.21	4
Ic_01 ~ 1 + Altersklasse + Vegetationshöhe + Veg. -Dichte 1m+ Veg. -Dichte 1m ^2 + offenes Wasser	112.40	1.25	5
Ic_01 ~ 1 + Altersklasse + Vegetationshöhe + Veg. -Dichte 1m+ Veg. -Dichte 1m ^2 + offenes Wasser + Wassertiefe	112.43	1.27	6
Ic_01 ~ 1 + Altersklasse + Bruchschilf + Veg. -Dichte 1m+ offenes Wasser + Wassertiefe	112.43	1.27	5
Ic_01 ~ 1 + Altersklasse + Bruchschilf + Veg. -Dichte 1m+ Veg. -Dichte 1m ^2 + Wassertiefe	112.44	1.28	5
Ic_01 ~ 1 + Altersklasse + Veg. -Dichte 1m+ Wassertiefe	112.44	1.29	3
Ic_01 ~ 1 + Altersklasse + Bruchschilf + Veg. -Dichte 1m+ Veg. -Dichte 1m ^2 + offenes Wasser^2 + Wassertiefe	112.49	1.33	6
Ic_01 ~ 1 + Altersklasse + Vegetationshöhe + Vegetationshöhe ^2 + Veg. -Dichte 1m+ Veg. -Dichte 1m ^2 + offenes Wasser	112.49	1.33	6
Ic_01 ~ 1 + Altersklasse + Vegetationshöhe + Veg. -Dichte 1m+ Veg. -Dichte 1m ^2 + Wassertiefe	112.54	1.39	5
Ic_01 ~ 1 + Rohrkolben + Altersklasse + Bruchschilf + Vegetationshöhe + Veg. -Dichte 1m ^2 + Wassertiefe	112.56	1.40	6
Ic_01 ~ 1 + Altersklasse + Veg. -Dichte 1m+ offenes Wasser + offenes Wasser^2 + Wassertiefe	112.63	1.48	5
Ic_01 ~ 1 + Altersklasse + Bruchschilf + Vegetationshöhe + Veg. -Dichte 1m+ Wassertiefe	112.63	1.48	5
Ic_01 ~ 1 + Veg. -Dichte 1m+ Veg. -Dichte 1m ^2 + offenes Wasser	112.64	1.48	3

Ic_01 ~ 1 + Rohrkolben + Altersklasse + Bruchschilf + Vegetationshöhe + Veg. -Dichte 1m ^2	112.70	1.55	5
Ic_01 ~ 1 + Altersklasse + Veg. -Dichte 1m+ Veg. -Dichte 1m ^2 + Wassertiefe	112.73	1.57	4
Ic_01 ~ 1 + Altersklasse + Wassertiefe	112.74	1.58	2
Ic_01 ~ 1 + Altersklasse + Bruchschilf + Vegetationshöhe + Vegetationshöhe ^2 + Veg. -Dichte 1m+ Veg. -Dichte 1m ^2 + offenes Wasser + Wassertiefe	112.75	1.59	8
Ic_01 ~ 1 + Altersklasse + Bruchschilf + Vegetationshöhe + Vegetationshöhe ^2 + Veg. -Dichte 1m+ Veg. -Dichte 1m ^2	112.75	1.59	6
Ic_01 ~ 1 + Altersklasse + Vegetationshöhe + Vegetationshöhe ^2 + Veg. -Dichte 1m+ Veg. -Dichte 1m ^2 + offenes Wasser + Wassertiefe	112.77	1.62	7
Ic_01 ~ 1 + Altersklasse + Bruchschilf + Veg. -Dichte 1m+ Veg. -Dichte 1m ^2 + offenes Wasser^2	112.80	1.64	5
Ic_01 ~ 1 + Altersklasse + Bruchschilf + Vegetationshöhe + Veg. -Dichte 1m+ Veg. -Dichte 1m ^2 + offenes Wasser^2	112.81	1.65	6
Ic_01 ~ 1 + Altersklasse + Knickschicht + Knickschicht^2 + Veg. -Dichte 1m+ Veg. -Dichte 1m ^2 + offenes Wasser + Wassertiefe	112.85	1.69	7
Ic_01 ~ 1 + Altersklasse + Veg. -Dichte 1m+ Veg. -Dichte 1m ^2 + offenes Wasser + offenes Wasser^2 + Wassertiefe	112.85	1.69	6
Ic_01 ~ 1 + Vegetationshöhe + Knickschicht + Knickschicht^2 + Veg. -Dichte 1m+ Veg. -Dichte 1m ^2 + offenes Wasser	112.85	1.70	6
Ic_01 ~ 1 + Altersklasse + Vegetationshöhe + Veg. -Dichte 1m+ Wassertiefe	112.90	1.74	4
Ic_01 ~ 1 + Vegetationshöhe + Knickschicht + Knickschicht^2 + Veg. -Dichte 1m ^2 + offenes Wasser	112.90	1.74	5
Ic_01 ~ 1 + Altersklasse + Bruchschilf + Vegetationshöhe + veg.dens. 1 m	112.90	1.74	4
Ic_01 ~ 1 + Altersklasse + Bruchschilf + Vegetationshöhe + Vegetationshöhe ^2 + veg.dens. 1 m	112.98	1.82	5
Ic_01 ~ 1 + Knickschicht + Veg. -Dichte 1m+ Veg. -Dichte 1m ^2 + offenes Wasser	113.00	1.85	4
Ic_01 ~ 1 + Altersklasse + Bruchschilf + Vegetationshöhe + Vegetationshöhe ^2 + Veg. -Dichte 1m+ Veg. -Dichte 1m ^2 + Wassertiefe	113.04	1.89	7
Ic_01 ~ 1 + Altersklasse + Bruchschilf + Veg. -Dichte 1m+ offenes Wasser	113.08	1.93	4
Ic_01 ~ 1 + Altersklasse + Knickschicht + Veg. -Dichte 1m+ Veg. -Dichte 1m ^2 + offenes Wasser + Wassertiefe	113.09	1.93	6
Ic_01 ~ 1 + Altersklasse + Bruchschilf	113.11	1.93	2
Ic_01 ~ 1 + Altersklasse + Bruchschilf + Veg. -Dichte 1m+ offenes Wasser + offenes Wasser^2 + Wassertiefe	113.14	1.98	6
Wasserralle			
Modell	AICc	delta	k
wr01 ~ 1 + Altersklasse + Knickschicht + Knickschicht^2 + offenes Wasser	118.58	0.00	4
wr01 ~ 1 + Altersklasse + Knickschicht + Knickschicht^2 + Veg. -Dichte 1m+ Veg. -Dichte 1m ^2 + offenes Wasser	118.66	0.08	6
wr01 ~ 1 + Altersklasse + Knickschicht + Knickschicht^2 + Veg. -Dichte 1m+ offenes Wasser	119.07	0.48	5

wr01 ~ 1 + Altersklasse + Knickschicht + Knickschicht^2 + offenes Wasser + Wassertiefe	119.99	1.41	5
wr01 ~ 1 + Altersklasse + Bruchschilf + Knickschicht + Knickschicht^2 + offenes Wasser	120.19	1.60	5
wr01 ~ 1 + Altersklasse + Knickschicht + Knickschicht^2 + Veg. -Dichte 1m+ Veg. -Dichte 1m ^2 + offenes Wasser + Wassertiefe	120.31	1.72	7
wr01 ~ 1 + Altersklasse + Vegetationshöhe + Knickschicht + Knickschicht^2 + offenes Wasser	120.32	1.74	5
wr01 ~ 1 + Altersklasse + Knickschicht + Knickschicht^2 + Veg. -Dichte 1m+ offenes Wasser + offenes Wasser^2	120.35	1.77	6
wr01 ~ 1 + Altersklasse + Vegetationshöhe + Knickschicht + Knickschicht^2 + Veg. -Dichte 1m+ Veg. -Dichte 1m ^2 + offenes Wasser	120.37	1.79	7
wr01 ~ 1 + Altersklasse + Knickschicht + Knickschicht^2 + Veg. -Dichte 1m+ offenes Wasser + Wassertiefe	120.51	1.93	6
Droisselrohrsänger			
model	AICc	delta	k
dr ~ 1 + Altersklasse + Bruchschilf + Vegetationshöhe + veg.dens. 1 m	71.83	0.00	4
dr ~ 1 + Altersklasse + Bruchschilf + Vegetationshöhe	71.91	0.08	3
dr ~ 1 + Altersklasse + Bruchschilf	73.10	1.28	2
dr ~ 1 + Altersklasse + Bruchschilf + Vegetationshöhe + Knickschicht	73.12	1.30	4
dr ~ 1 + Altersklasse + Bruchschilf + Vegetationshöhe + Veg. -Dichte 1m+ offenes Wasser	73.81	1.98	5
dr ~ 1 + Altersklasse + Bruchschilf + Vegetationshöhe + Veg. -Dichte 1m+ offenes Wasser + offenes Wasser^2	73.81	1.98	6
dr ~ 1 + Altersklasse + Bruchschilf + Vegetationshöhe + Vegetationshöhe ^2	73.82	2.00	4
Mariskensänger			
model	AICc	delta	k
ms01 ~ 1 + Rohrkolben + Altersklasse + Vegetationshöhe + Knickschicht + Knickschicht^2 + Veg. -Dichte 1m+ Veg. -Dichte 1m ^2 + offenes Wasser	88.98	0.00	8
ms01 ~ 1 + Rohrkolben + Altersklasse + Knickschicht + Knickschicht^2 + offenes Wasser	89.61	0.64	5
ms01 ~ 1 + Rohrkolben + Altersklasse + Vegetationshöhe + Knickschicht + Knickschicht^2 + offenes Wasser	90.21	1.23	6
ms01 ~ 1 + Rohrkolben + Altersklasse + Veg. -Dichte 1m+ Veg. -Dichte 1m ^2 + offenes Wasser	90.42	1.45	5
ms01 ~ 1 + Rohrkolben + Altersklasse + Knickschicht + Knickschicht^2 + Veg. -Dichte 1m+ offenes Wasser	90.49	1.51	6
ms01 ~ 1 + Rohrkolben + Altersklasse + Vegetationshöhe ^2 + Knickschicht + Knickschicht^2 + Veg. -Dichte 1m+ Veg. -Dichte 1m ^2 + offenes Wasser + Wassertiefe	90.67	1.69	9
ms01 ~ 1 + Rohrkolben + Altersklasse + Knickschicht + Knickschicht^2 + Veg. -Dichte 1m+ Veg. -Dichte 1m ^2 + offenes Wasser + Wassertiefe	90.86	1.89	8

ms01 ~ 1 + Rohrkolben + Altersklasse + Vegetationshöhe + Knickschicht + Knickschicht^2 + Veg. -Dichte 1m+ Veg. -Dichte 1m ^2 + offenes Wasser + Wassertiefe	90.93	1.96	9
Rohrschwirl			
model	AICc	delta	k
rs50 ~ 1 + Rohrkolben + Altersklasse + Bruchschilf + Bruchschilf2	244.09	0.00	4
rs50 ~ 1 + Altersklasse + Bruchschilf + Bruchschilf2	244.29	0.20	3
rs50 ~ 1 + Rohrkolben + Altersklasse + Bruchschilf + Bruchschilf2 + veg.dens. 1 m	246.08	2.00	5
Bartmeise			
model	AICc	delta	k
bm ~ 1 + Altersklasse + Vegetationshöhe + Vegetationshöhe ^2 + Wassertiefe	98.66	0.00	4
bm ~ 1 + Altersklasse + Vegetationshöhe + Vegetationshöhe ^2 + offenes Wasser + offenes Wasser^2 + Wassertiefe	99.36	0.70	6
bm ~ 1 + Altersklasse + Vegetationshöhe ^2 + offenes Wasser + offenes Wasser^2 + Wassertiefe	100.50	1.84	5
Rohrammer			
model	AICc	delta	k
ra ~ 1 + Rohrkolben + Altersklasse + Bruchschilf + Bruchschilf2 + Veg. -Dichte 1m+ Wassertiefe	89.03	0.00	6
ra ~ 1 + Rohrkolben + Altersklasse + Bruchschilf + Bruchschilf2 + Veg.Dichte 1 m	90.55	1.52	5
ra ~ 1 + Rohrkolben + Altersklasse + Bruchschilf + Bruchschilf2 + Veg. -Dichte 1m+ offenes Wasser + Wassertiefe	90.59	1.56	7

3. Entwicklung nachhaltiger Schilferntetechniken und Monitoring Schilfgürtel Neusiedler See – Amphibien-Teil

Bearbeiter: Dr. Florian Glaser (Absam), Dr. Gerda Ludwig (Innsbruck), DI Ute
Nüsken (Rabensburg), Dr. Marc Sztatecsny (Maria-Anzbach), Mag. Günther
Wöss (Stockerau)



Vermutlicher subadulter Teichfrosch, Breitenbrunn 22.3.2019 (Foto: Florian Glaser)



Technisches Büro für Biologie

Dr. Florian Glaser Walderstr. 32
Mobil: ++43 (0) 650 5762100

A-6067 Absam
email: florian.glaser@aon.at



MIT UNTERSTÜTZUNG VON LAND UND EUROPÄISCHER UNION



Europäischer
Landwirtschaftsfonds für
die Entwicklung des
ländlichen Raumes
Hier investieren Europa und
die Landwirte gemeinsam



3.1 Einleitung

Die amphibienkundliche Bedeutung des ausgedehnten Schilfgürtels am Neusiedler See ist überraschend dürftig dokumentiert. Die meisten Arbeiten zur Amphibienfauna des Neusiedler Sees konzentrierten sich auf den Seewinkel (z. B. Fischer-Nagel 1977, Grabenhofer 2004, Csarmann 2008, Werba 2012) oder genetische und ökologische Aspekte der Wasserfroschgruppe (z.B. Tunner 1970, 1974, 1978, 1986, 1992, 2001, Tunner & Dobrowsky 1976, Tunner & Heppich-Tunner 1992, Tunner & Karpati 1996).

Das bisherige Wissen über die Amphibienfauna im Schilfgürtel des Neusiedler Sees lässt sich wie folgt zusammenfassen:

Die ersten ausführlicheren, faunistischen Angaben zu „Schilfamphibien“ stammen von Imhof & Waitzbauer (1974). Diese nennen Teich- und Donaukammolch, Laubfrosch, Rotbauchunke, Knoblauchkröte und „Wasserfrösche“ als typische Arten des Schilfgürtel, wobei sie die Häufigkeit der Gattung *Pelophylax* („Wasserfrösche“) betonen.

Für die bis zu 3 km breiten Röhrichtbereiche am Westufer des Sees existiert lediglich eine umfangreiche Referenzstudie zur Amphibienfauna (Grillitsch & Grillitsch 1984). Die Autoren komplettieren die oben genannte Artengarnitur mit Erdkröte, Moor- und Springfrosch und dokumentieren ein gehäuftes Auftreten von Amphibien an offenen Wasserstellen „Rohrlacken“ und ein offensichtliches Meiden geschlossener Schilfflächen.

Eine umfassende Übersicht über die Herpetofauna des Neusiedler See-Gebiets legten zuletzt Schweiger & Grillitsch (2015), mit Fachbeiträgen weiterer HerpetologInnen, vor. In dieser Monographie fasst Schuster (2015) den Kenntnisstand zur Amphibienfauna des Schilfs auf zwei Seiten zusammen. Laut Schuster (2015) sind die Schilfgebiete des Sees durch lokale Massenbestände von Laubfrosch, Rotbauchunke und „Wasserfröschen“ gekennzeichnet, syntop kommen Donaukammolch, Teichmolch und Knoblauchkröte vor. Moorfrosch, Springfrosch und Erdkröte beschränken sich auf die landseitige Schilfzone und Vorschilfwiesen. Er nennt die beiden Wasserfroschtaxa *Pelophylax esculentus* und *P. lessonae* als dominante Arten des Schilfgürtels.

Csarmann (2013, 2017) wählt unter den Lurchen Moorfrosch und Donaukammolch als Ziel- und Charakterarten für ein naturschutzfachliches Managementkonzepts des Seevorgeländes, das nach der Definition von Weiss & Zechmeister (2017) auch den Schilfgürtel des Sees einschließt. Ihre Kartierungen am Westufer zwischen März und Mai 2011 dokumentierten den Status von Donaukammolch und Balkanmoorfrosch (Csarmann 2013). Es konnten nur Einzelnachweise beider Zielarten in wenigen Überschwemmungsgewässern im Seevorgelände am Westufer erbracht werden. Als syntope Arten werden Rotbauchunke, Laubfrosch, Knoblauch-, Erd- und Wechselkröte genannt. Nemeth et al. (2014) beurteilen den Erhaltungszustand von Donaukammolch und Rotbauchunke als Arten des Anhangs II der FFH-Direktive aufgrund der unzureichenden Datenlage als „nicht beurteilbar“. Sie vermuten aber, dass der Schilfgürtel des Sees den größten österreichischen Rotbauchunkenbestand beherbergt.

Im Vergleich zu der im Schilfgürtel des Neusiedler Sees geradezu hervorragend untersuchten Vogelfauna (z.B. Nemeth et al. 2014) ist unsere Amphibienuntersuchung im Schilfgürtel als Pilotstudie zu betrachten.

3.2 Fragestellung & Zielsetzung

Im Rahmen des Projekts „Entwicklung nachhaltiger Schilferntetechniken und Monitoring – Schilfgürtel Neusiedler See“ im Auftrag des WWF wurden folgende Zielsetzungen und Fragestellungen verfolgt:

1) In (experimentell) bewirtschafteten Testschnittflächen wurde die Amphibienfauna 2019 und 2020 zur Beurteilung unterschiedlicher Bewirtschaftungsmethoden untersucht. Dabei wurde, um (semi)quantitative Daten zur gesamten Amphibienzönose zu gewinnen, im Gegensatz zu den Transekten eine „klassische“, flächendeckende Punktkartierung mittels visueller und akustischer Aufnahmen sowie Kescherfang zwischen März und Hochsommer durchgeführt. In den Testschnittflächen wurden keine Unterwasserfallen eingesetzt.

2) Hauptziel war die Erhebung der Amphibienvorkommen im Schilfgürtel in unterschiedlichen Altersklassen, Zonen und Strukturtypen entlang von Transekten zwischen Seevorgelände und offener Seefläche. Als Referenzfläche diente ein Untersuchungsstandort in der Nationalparkkernzone. Die erhobenen Amphibiendaten wurden in Abhängigkeit von Schilfalter, Schilfstruktur, Schilfbewirtschaftung, Wassertiefe und weiteren biotischen und abiotischen Parametern analysiert. Die Arterfassung erfolgte mit abendlichen Ruferzählungen (mit Schwerpunkt auf den spät laichenden Arten Wasserfrösche, Rotbauchunke und Laubfrosch) sowie dem Einsatz von Unterwasserfallen (insbesondere zum Nachweis von Amphibienlarven und Molchen). Dabei wurden in Abstimmung mit den Auftraggebern statt mit einem Knicklicht beleuchteten Unterwasserfallen (siehe Csarman 2008) aus pragmatischen und praktischen Gründen handelsübliche Kleinfischreusen eingesetzt. Die Erfahrungen aus unseren Freilandhebungen sollen auch zur Entwicklung eines praktikablen Monitorings der Amphibienbestände des Sees dienen.

3.3 Hypothesen

Im Vorfeld wurden folgende Hypothesen erstellt:

- 1) Die Art der Schilfnutzung, die Schilfstruktur und -vitalität sowie die Zeit seit der letzten Nutzung beeinflussen die Amphibienabundanz und -verteilung. Laut Grillitsch & Grillitsch (1984) sollten Altschilfbestände keine bzw. nur geringe Amphibienbestände aufweisen.
- 2) Strukturparameter (Vegetationszusammensetzung und -struktur, Tiefe) und chemische Parameter der Schilfgewässer beeinflussen die Amphibienabundanz und -verteilung.
- 3) Prädatorendichten (Fische, räuberische Wirbellose) beeinflussen die Amphibienpopulationen, insbesondere die Larvenpopulationen negativ. Effizientere Prädatoren (Raubfische, große Schwimmkäfer, *Hirudo medicinalis*) sollten einen größeren Einfluss auf die Amphibienbestände als weniger effiziente Prädatoren (kleine Schwimmkäfer, Schwimmwanzen, Rückenschwimmer, Klein- oder Jungfische) ausüben. Dabei sollten sich Unterschiede zwischen gegenüber Fischprädation besonders sensiblen Arten (Laubfrosch, Rotbauchunke, Molche) und weniger sensiblen Arten wie Wasserfröschen ergeben. Aus diesem Grund sollten für Fische zugängliche Gewässer(komplexe) eine geringere Besiedlung mit Amphibien, insbesondere sensiblen Arten aufweisen.

- 4) Das Überwinterungsverhalten sowie Landhabitatpräferenzen beeinflussen die Amphibienverteilung im Schilfgürtel. Die Verbreitung von Arten, die landseitig außerhalb des Schilfgürtels überwintern und/oder übersommern, sollte negativ mit dem Abstand zum Land korreliert sein. Die Verteilung aquatisch überwinternder Arten und von Arten, die anthropogene Strukturen wie Kanaldämme zur terrestrischen Hibernation nutzen können, sollte unabhängig vom Landabstand sein. Der Abstand zum offenen See, zum Ufer und zu Dämmen beeinflusst daher die Amphibienverteilung.

3.4 Untersuchungsstandorte und Methodik

3.4.1 Testschnittflächen

Am Westufer wurden drei Probeflächen in den Gemeinden Oggau, Purbach und Breitenbrunn (siehe Abb. 3.1–3.4) durch den Auftraggeber ausgewählt. In diesen Flächen wurde eine semiquantitative Erhebung der Amphibienfauna mittels akustischer und visueller Kontrollen durchgeführt. Ergänzend wurde in den Gewässern nach Amphibienlarven und Molchen gekeschert. Sämtliche Beobachtungen von Amphibien (und Reptilien) wurden punktgenau verortet und in einer Access-Datenbank erfasst. Die planliche Darstellung erfolgte im Programm Qgis. In Summe wurden sämtliche Probeflächen fünfmal pro Saison zwischen Frühling und Sommer 2019 und 2020 besucht (2019: 22.03.2019, 04.04.2019, 01.05.2019, 09.06.2019, 29.6.2019; 2020: 4.4.2020, 11.5.2020, 7.7.2020, 5.8.2020, 24.8.2020). Ein Problem bildeten 2020 der niedrige Seepegel und die damit verbundene Austrocknung vieler Gewässer in den Testschnittflächen. Ab Mitte Mai waren alle Gewässer in den Testschnittflächen ausgetrocknet.



Abbildung 3.1: Übersicht der untersuchten Standorte



Abbildung 3.2: Testschnittfläche Purbach



Abbildung 3.3: Testschnittfläche Oggau



Abbildung 3.4: Testschnittfläche Breitenbrunn

3.4.2 Transekte

3.4.2.1 Standorte und Geländearbeiten

Zwei Fallentransekte wurden in den Gemeinden Winden und Oggau am Westufer, ein weiterer Transekt in der Gemeinde Illmitz am Ostufer im Nationalpark ausgewählt (siehe Abbildung 3.1, 3.5–3.7). Die Transekte in Winden und Illmitz konnten vom durch den Schilfgürtel führenden Dammweg aus beprobt werden, in Oggau musste der Transekt mit dem Boot befahren werden. Die Begehungen der Probepunkte erfolgten mit Wathose. Als Fallen wurden handelsübliche feinmaschige

Köderfischreusen der Marke Zebco (vorwiegend ein eckiges Modell mit 47 cm Länge, 25 cm Höhe und Tiefe), beim 2. Durchgang aufgrund von Lieferengpässen zusätzlich ein rundes Modell (58 cm Länge und 28 cm Durchmesser) benutzt. Die beiden Modelle unterschieden sich im Durchmesser (ca. 7 cm) der beidseitigen Einschwimmöffnungen nicht. Pro Transekt und Fangperiode wurde immer nur ein Reusentyp eingesetzt. Die Fallen wurden im Gewässer so positioniert, dass Amphibien und Luft atmende Wasserinsekten (z. B. Schwimmkäfer) Zugang zur Oberfläche hatten. Ergänzend zu den Fallen wurde innerhalb der Standorte stichprobenartig nach Amphibienlarven und Molchen gekeschert. Sämtliche akustischen und visuellen Amphibiennachweise während der Kontrollen wurden ebenfalls protokolliert.

Die Fallenstandorte wurden im Abstand von 50 m entlang der Transekte vorab als GPS-Punkte ausgewählt. Im Gelände wurden diese GPS-Punkte angepeilt, das erste gefundene Gewässer als endgültiger Fallenstandort ausgewählt, mit Markierklebeband markiert und definitiv mit GPS eingemessen. An jedem Fallenstandort wurden in Summe fünf Fallen mit einem Maximalabstand von ca. 10 m exponiert und während der Fangperiode täglich überprüft und entleert. Fallenstandorte, an denen keine Gewässer für eine Beprobung auffindbar waren (z. B. dichte, trockene Altschilfflächen), wurden aus der Untersuchung ausgeschlossen.

Sämtliche Fänge von Wirbeltieren und Evertebraten wurden gezählt, auf Feldprotokollen notiert und schonend freigelassen. Alle Wirbeltiere (Ausnahme Fischbrut) und ausgewählte, im Gelände zweifelsfrei ansprechbare Wirbellose wurden auf Artniveau bestimmt. Alle anderen Wirbellose wurden auf Gattungs-, Familienniveau oder höherer taxonomischer Ebene protokolliert. Die Fallenkontrollen fanden immer durch zwei Personen statt. Bestimmungsunsicherheiten betreffen die Wasserfrösche *Pelophylax* sp. Die Bestimmung basierend auf phänotypischen (akustischen und morphologischen) Merkmalen ist oft unsicher. Wasserfroschlarven sind generell kaum bestimmbar (Plöttner 2005, 2010, Kaufmann et al. 2015, Kaufmann, mdl. Mitt. 2019, Thiesmeier 2019). Für die Auswertungen und die meisten Darstellungen wurden daher alle Wasserfroschfunde zu *Pelophylax* sp. zusammengefasst.

Die Unterwasserfallen wurden an drei aufeinander folgenden Fangtagen in zwei getrennten Fangperioden im Mai und Juni 2019 betrieben. Der Transekt Oggau wurde siebenmal beprobt (Tabelle 3.1).

Tabelle 3.1: Fangtermine in den Transekten Oggau, Winden und Illmitz

	Illmitz	Oggau	Winden
Termin 1	13.05.2019	08.05.2019	10.05.2019
Termin 2	14.05.2019	09.05.2019	11.05.2019
Termin 3	15.05.2019	10.05.2019	12.05.2019
Termin 4	10.06.2019	11.05.2019	10.06.2019
Termin 5	11.06.2019	11.06.2019	11.06.2019
Termin 6	12.06.2019	12.06.2019	12.06.2019
Termin 7		13.06.2019	

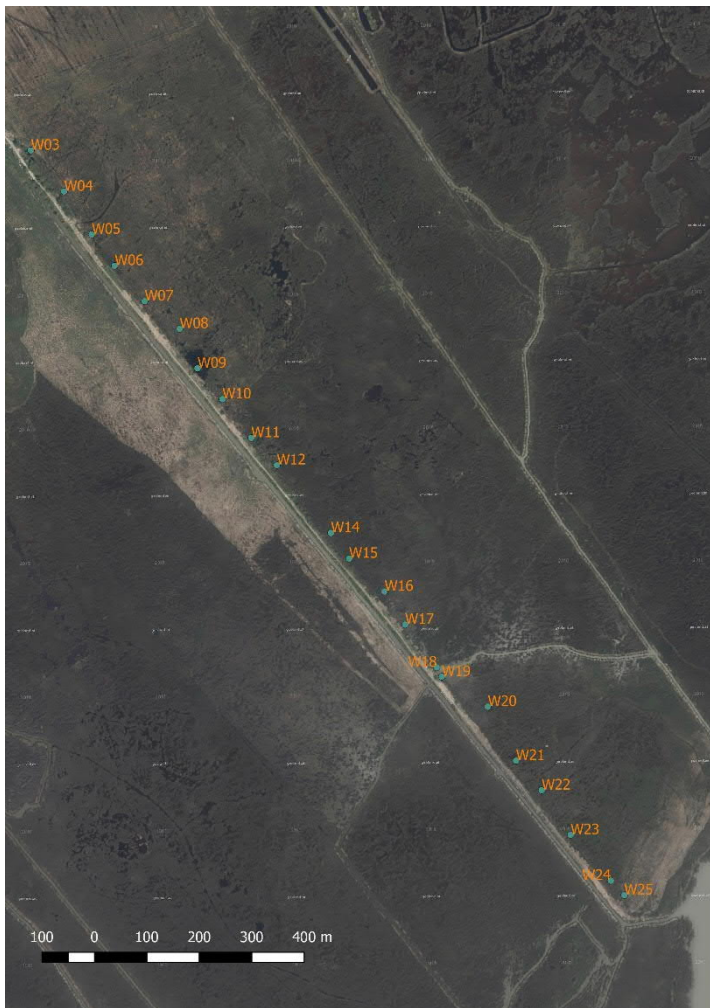


Abbildung 3.5: Fallentransekt Winden

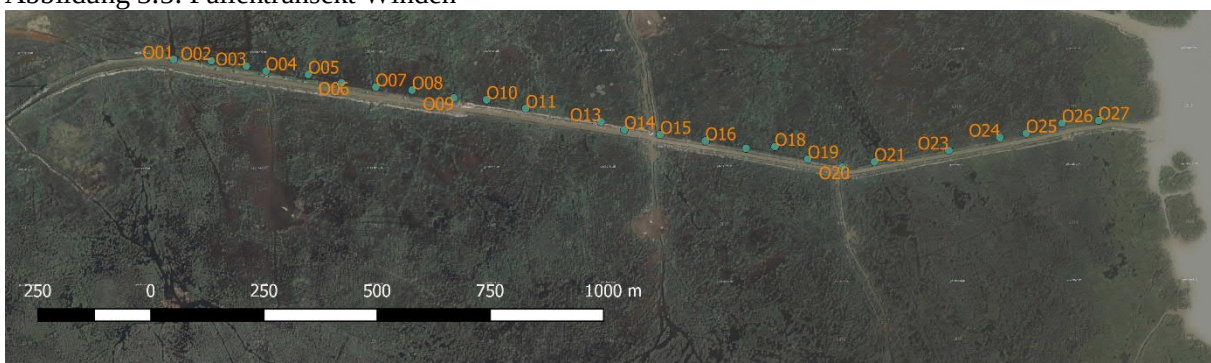


Abbildung 3.6: Fallentransekt Oggau

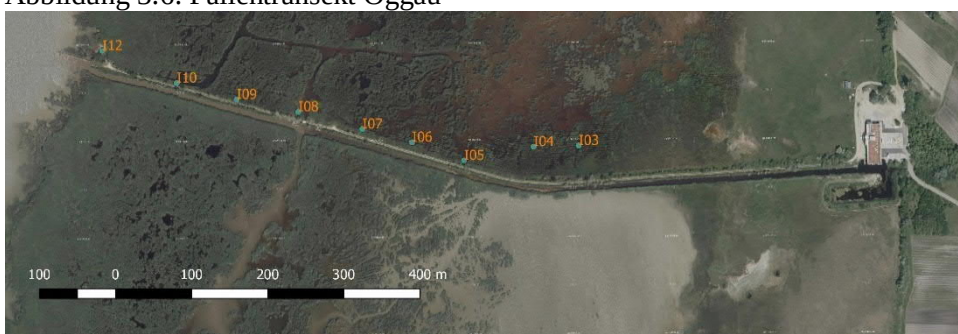


Abbildung 3.7: Fallentransekt Illmitz

Folgende Parameter wurden an den Fallenstandorten notiert:

- pH-Wert und Temperatur gemessen mit Groline Ph/EC/TDS/Temperature Meter (Hanna Instruments)
- Temperatur an ausgewählten Fallenstandorten mit Dataloggern (Typ)
- Tiefe (cm) geschätzt
- Massenbestände von Wasserflöhen (Daphnidae)
- Präsenz von Cyanobakterien
- Präsenz von fädigen Grünalgen
- schwimmende Schilfrhizome
- Präsenz von Armleuchteralgen (Chara sp.)
- Präsenz von Wasserschlauch (Utricularia sp.)
- Präsenz von Laichkräutern (Potamogeton sp.)
- Präsenz von Seggen (Carex sp.)
- Präsenz von Rohrkolben (Typha sp.)
- Präsenz von submersen Laubmoosen
- Präsenz von stehendem Altschilf
- Verlandungstendenzen
- Bodengrund (mineralisch, Schlamm oder Faulschlamm)
- Wasserfarbe (sehr dunkel („colafarben“), dunkel („bernsteinfarben“), Mischwasser (dunkles Wasser vermischt mit milchig-trüben Seewasser), Seewasser (milchig-trüb) als grobes Maß für den Huminstoffgehalt)
- Fängigkeit der Fallen (z. B. herabgesetzte Fängigkeit durch Hebung der Fangöffnung über die Wasserlinie durch Wind, Wildeinfluss o. Ä.)

Folgende Parameter wurden vorhandenen GIS-Datensätzen (Nemeth, schriftl. Mitt. 2019) entnommen:

- Gemittelter NDVI-Index (Normalized Difference Vegetation Index als Maß für die Schilfvitalität) im Radius von 10 und 20 m um die Fallenstandorte
- Schilfalter (Jahre seit der letzten Nutzung, nur für Westufer verfügbar)
- Bodenrastertiefe

Folgende Parameter wurden im Programm Qgis gemessen

- Abstand jedes Fallenstandorts zur offenen Seefläche
- Abstand jedes Fallenstandorts zum Land (Seevorgelände?)
- Abstand jedes Fallenstandorts zur Dammkrone

3.4.2.2 Ruferzählungen

In den Transekten erfolgten abendliche bis nächtliche Punkttaxierungen rufender Amphibien. Diese wurden vom Damm (Illmitz: 10.5., 10.6.2019, Winden: 11.6.2019) oder Boot (Oggau: 11.6.2019) aus

durchgeführt. Im Mai waren sinnvolle Ruferzählungen aufgrund eines Kälteeinbruchs mit starkem Wind nur eingeschränkt möglich.

3.4.3.3 Datenbearbeitung

Die Feld- und Gisdaten wurden im Programm Excel eingegeben und in eine Access-Datenbank überführt.

Um den Zusammenhang zwischen der Abundanz von Amphibien und verschiedenen Habitatparametern zu analysieren, wurden alle Arten durch wiederholte Zählungen mit Kleinfischreusen erfasst. Da man aufgrund reiner Zählungen nie alle Individuen an einem Standort erfassen kann, wurde die tatsächliche Abundanz aus den Zähldaten mittels hierarchischer binomialer n-mixture Modelle geschätzt (Royle 2004). Diese Modelle setzen während der Erhebung geschlossene Populationen voraus, da sonst die Abundanz (λ) überschätzt würde. Wenn diese Annahme geringfügig verletzt wird, hat das jedoch keine gravierenden Auswirkungen und man kann die Ergebnisse als lokale Dichte einer Superpopulation und nicht als Anzahl von Individuen, die ein bestimmtes Gewässer bewohnen, interpretieren (Kery & Royle 2016). Im Falle von Amphibien im Schilfgürtel ist anzunehmen, dass es sich nicht um geschlossene Populationen handelt, die einem bestimmten Fallenstandort zuzuordnen sind und es handelt sich bei den Ergebnissen um lokale Dichten.

Binomiale n-mixture Modelle benötigen Zählungen unmarkierter Individuen, die an mehreren Standorten und zu mehreren Zeitpunkten wiederholt werden, wobei bei einem Durchgang kein Individuum doppelt gezählt werden darf. Bei der Erhebung von Tieren hat man fast immer mit einer Nachweiswahrscheinlichkeit < 1 zu rechnen (Kery & Royle 2016). Das bedeutet, dass eine Art nicht immer nachgewiesen werden kann, obwohl sie an einem Ort vorkommt. Beispielsweise können an einem ausgetrockneten Gewässer in der Regel keine Amphibien gefunden werden, was aber nicht bedeutet, dass sie dort nicht vorkommen bzw. dieses Gewässer bei vorhandener Wasserführung nutzen. Bei höheren Temperaturen können Frösche aktiver sein und deshalb leichter in Aktivitätsfallen gefangen werden als bei niedrigen Temperaturen. Die Wahrscheinlichkeit, dass eine Art an einem Probepunkt nachgewiesen wird (Nachweiswahrscheinlichkeit p) wird bei n-mixture Modellen in einem Submodell getrennt von der Häufigkeit also der geschätzten Abundanz (λ) an einem Probepunkt (daher hierarchisch) analysiert (Kery & Royle 2016). Covariate, die p beeinflussen könnten (Datum des Fangs, Anzahl Fallen, Fangzeit und Wassertemperatur, Anzahl Gaukler) wurden bei jeder Begehung erhoben. Da die ebenfalls in den Reusen gefangenen Gaukler (*Cybister lateralmarginalis*) Amphibien fressen können, war zu vermuten, dass sie die Zahl der Amphibien in den Fallen reduzieren könnten. Covariate, die λ beeinflussen (Anzahl Fische, Anzahl räuberischer Fische, Wassertiefe, Anzahl räuberischer Schwimmkäfer, Abstand zum offenen Wasser, Abstand zum Ufer, Abstand vom Damm, pH-Wert, Wassertemperatur, Bodenraster, Altschilf) sollten für jeden Probepunkt konstant bleiben und wurden nur einmal bestimmt. Die Parameter durchschnittliche Abundanz (λ) und durchschnittliche Nachweiswahrscheinlichkeit (p) wurden dann als Funktion der Covariaten modelliert. Das beste Modell wurde mittels manueller Modellselektion basierend auf der Signifikanz für einzelne Parameter und dem niedrigsten Wert für das Akaike's Information Criterion (AIC) ausgewählt (Burnham & Anderson 2002). Da die Anzahl der Fallenstandorte mit 57 relativ gering war, wurden die Modelle möglichst

einfach gehalten. Die Analyse wurde in R 3.0.2 (R Development Core Team, 2013) und dem Paket unmarked (Fiske & Chandler 2011) durchgeführt.

Weitere Analysen wurden mit einfachen, univariaten Testverfahren im Programm Statistica durchgeführt. Aufgrund der Datenstruktur mit vielen Nullwerten wurden nicht parametrische Testverfahren (Mann-Whitney-U-Test, Median-Test, Spearmanrangkorrelation) verwendet. Aus den Reusenfängen wurden für diese univariaten Auswertungen Individuenzahlen pro Fallennacht berechnet.

Bei den Ruferzahlen wurden Maximalwerte für die Analyse herangezogen. Durch die Lokalisierung einzelner Rufer(gruppen) wurden Ruferdichten für einzelne Transekte und Transektabschnitte berechnet. Zu diesem Zweck wurde beidseitig der Transekte ein 250 m breiter Streifen als Referenzfläche angenommen. Mittels dieser Ruferdichten wurde versucht, grobe Bestandsschätzungen für den gesamten Schilfgürtel des Sees zu berechnen.

3.5 Ergebnisse

3.5.1 Anzahl Fallenstandorte; Ausfall von Standorten

Im Transekt Winden wurden drei Standorte aufgrund fehlender Gewässer bzw. Wasserführung ausgeschieden, im Transekt Oggau zwei Standorte und im Transekt Illmitz drei Standorte. In Summe wurden also 57 Standorte mit je fünf Unterwasserfallen beprobt (gesamt 285 Fallen; Oggau: 25 Standorte, Winden: 23 Standorte, Illmitz: 9 Standorte).

3.5.2 Erhobene Parameter

An den Fallenstandorten wurden verschiedene Variablen erhoben oder nachträglich zur Analyse aus Shapefiles eingespielt. Tabelle 3.2 gibt einen Überblick über die 2019 erhobenen Parameter.

Die drei Transekte unterscheiden sich in mehreren Parametern deutlich. Im Transekt Oggau liegt die letzte Nutzung schon 11 bis 12 Jahre zurück, während es sich im Transekt Winden größtenteils um kürzlich genutzte Flächen handelt. In Illmitz erfolgte überhaupt kein Schilfschnitt. Der Illmitzer Transekt weist eine geringere Breite des Schilfgürtels und daher im Vergleich geringere Abstände zur offenen Seefläche und zum Ufer auf. Der Oggauer Transekt verläuft in etwa parallel zur Uferlinie, auch seenahe Fallenstandorte zeigen daher geringere Abstände zum Land als der Transekt Winden.

In den Transekten Illmitz und Oggau wurden mehr (räuberische) Fische gefangen als in Winden. Auch die Fangzahl des am Neusiedler See sehr häufigen räuberischen Großschwimmkäfers *Cybister laterimarginalis* (Gaukler) ist in Winden tendenziell geringer. Mehrere in Form kategorialer Variablen erhobene Parameter (submerser Bewuchs, Vorhandensein von Seggen oder Rohrkolben, Altschilf, Verlandungstendenzen) sowie Indikatoren für anaerobe Prozesse (schwimmende Rhizome, Faulschlamm, Blaualgen) sind innerhalb der Transekte heterogen verteilt (Abbildungen 3.8–3.11).

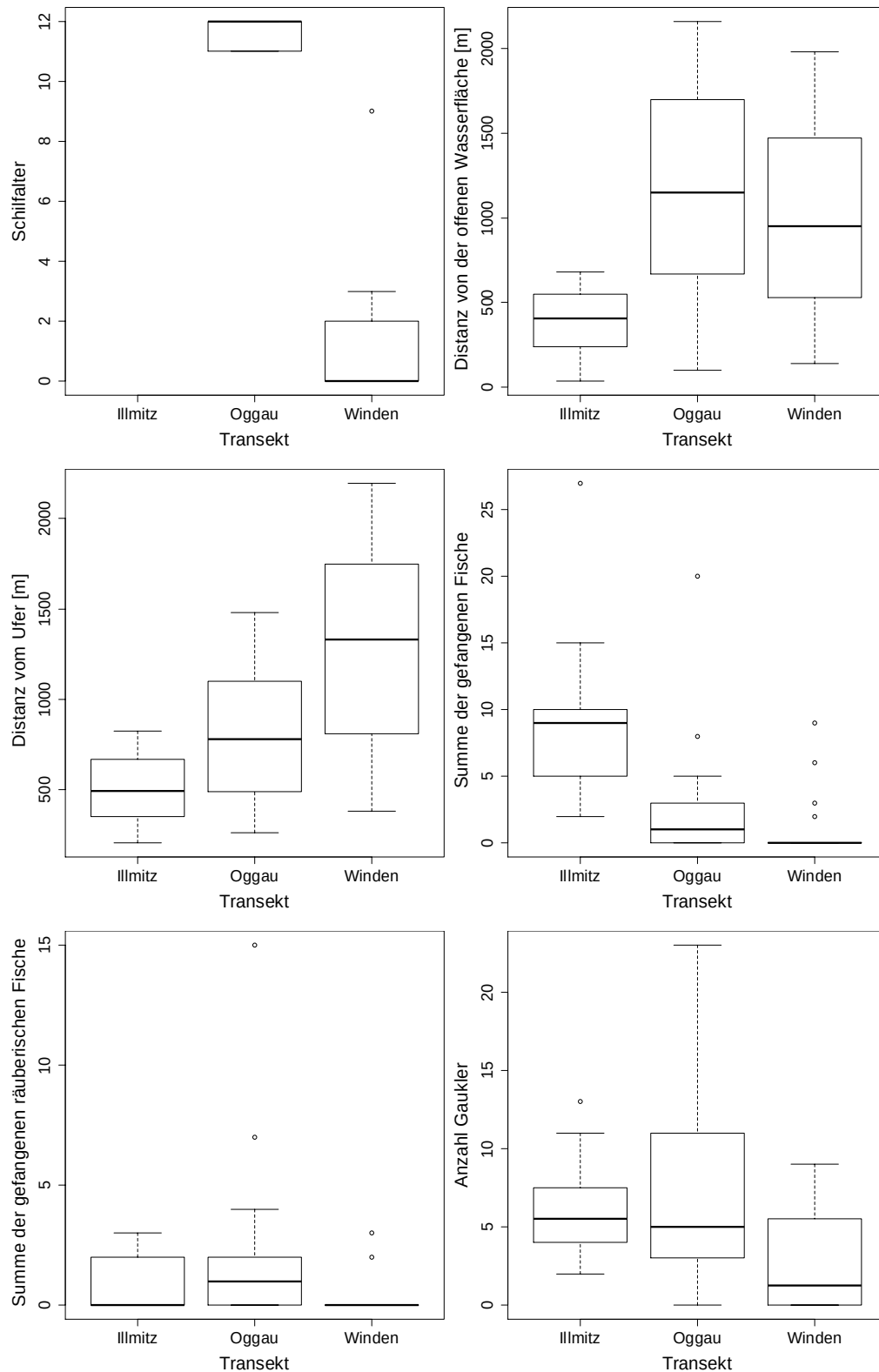


Abbildung 3.8: Boxplots ausgewählter Parameter pro Fallenstandort im Vergleich zwischen den drei Transekten Illmitz, Oggau und Winden. Von oben links nach rechts: Schilffalter in Jahren (Fallenstandort Illmitz: keine Daten), Distanz zur offenen Wasserfläche des Sees, Distanz zum Land, Fangzahlen von Fischen, von besonders räuberischen Fischen (Hecht, Sonnenbarsch, Flussbarsch) und vom Gaukler (*Cybister laterimarginalis*).

Tabelle 3.2: Im Mai und Juni 2019 an den Fallenstandorten der Transekte Oggau, Winden und Illmitz erhobene Parameter (1 = ja bzw. vorhanden, 0 = nein).

Fallenstandort	Abstand See (m)	Abstand Land (m)	Abstand Damm (m)	Jahre seit letzter Nutzung	Tiefe (cm)	Cladoceren Massenbestände	Cyanobakterien	Fadenalgen	schwimmende Rhizome	Chara sp.	Utricularia sp.	Potamogeton sp.	Carex sp.	Typha sp.	Laubmoose	Altschluff	Verlandungstendenzen	mineralisch	Schlamm / Detritus	Faulschlamm	Wasserfarbe	pH (Mai)	pH (Juni)	Bodenraster (Relief in m)
I03	680	205	1	47	20													1			colafarben	fehlt	7,85	115,18
I04	620	258	1	46	25											1					bernsteinfarben	8,44	7,3	115,07
I05	550	350	0	8,2	60																Mischwasser	8,45	7,95	114,98
I06	480	423	0	11,5	40											1					Mischwasser	8,1	7,78	114,87
I07	406	494	0	10	45																Mischwasser	8,47	7,97	114,73
I08	319	571	0	8,6	100														1		Seewasser	8,33	7,69	114,61
I09	240	666	1	4	55		1	1											1	1	colafarben	8,57	7,75	114,52
I10	145	720	0	3	90																colafarben	8,34	fehlt	114,41
I12	36	825	0	20	35				1			1							1		Seewasser	8,39	8,45	114,01
O01	2160	260	0	3	11 35	1										1	1				colafarben	8,58	8,13	115,38
O02	2080	280	0	12,9	11 30	1										1	1	1			colafarben	8,19	8,05	115,35
O03	2000	335	0	13	11 40	1		1								1	1	1			colafarben	8,3	8,03	115,3
O04	1970	379	0	7	11 30	1		1										1			colafarben	8,26	7,98	115,25
O05	1850	380	0	16	11 30	1															bernsteinfarben	8,18	7,99	115,19
O06	1800	450	0	9	11 23											1					bernsteinfarben	8,27	8,36	115,13
O07	1700	516	0	12	11 35									1					1		bernsteinfarben	8,36	7,57	115,07
O08	1625	490	0	17	11 25													1			bernsteinfarben	8,37	8,34	115,02
O09	1530	550	0	15	11 50			1								1					bernsteinfarben	8,2	7,81	114,96
O10	1455	600	0	19,8	11 30						1								1		bernsteinfarben	7,7	8,25	114,91
O11	1370	640	0	8,8	11 60			1		1											bernsteinfarben	7,3	7,25	114,87
O13	1200	720	1	4	11 45						1	1				1					bernsteinfarben	8,25	8,47	114,81
O14	1150	780	1	0	12 40			1		1	1					1			1		bernsteinfarben	7,78	7,14	114,75
O15	1065	815	0	5	12 40											1			1		Seewasser	8,53	7,85	114,69
O16	980	900	1	6,5	12 35		1	1	1							1					Seewasser	7,97	7,27	114,63
O17	950	880	1	3	12 30			1	1							1				1	bernsteinfarben	8,26	7	114,57
O18	980	820	1	20	12 30					1	1									1	bernsteinfarben	7,41	7,34	114,52
O19	748	1050	1	6,5	12 35			1								1			1		bernsteinfarben	8,05	7,07	114,48
O20	670	1100	0	0	12 60						1									1	Mischwasser	8,42	7,83	114,45
O21	600	1160	0	6,5	12 30		1		1												Mischwasser	8,11	7,35	114,4
O23	440	1265	1	4	12 90	1	1	1	1		1									1	Mischwasser	7,42	7,02	114,32
O24	325	1355	1	9	12 20			1		1					1					1	bernsteinfarben	7,63	7,26	114,29
O25	260	1370	1	9	12 25					1				1	1						bernsteinfarben	7,9	7,62	114,26
O26	180	1420	1	13,5	12 15											1			1		bernsteinfarben	7,71	7,22	114,23
O27	100	1480	1	7	12 15						1					1			1	1	bernsteinfarben	7,78	7,63	114,17
W03	1980	380	1	23	0 40																colafarben	fehlt	7,85	114,97
W04	1820	450	1	22	0 35			1													colafarben	8,47	7,55	114,89
W05	1710	510	1	22	0 35																colafarben	8,32	8,09	114,79
W06	1630	630	1	22	0 35																colafarben	8,27	7,71	114,69
W07	1550	730	1	25	0 25										1					1	colafarben	8,17	7,84	114,6
W08	1470	810	1	40	0 25																colafarben	8,38	7,38	114,51
W09	1390	880	0	15	0 60																colafarben	8,32	8,26	114,44
W10	1310	970	1	20	0 50	1															bernsteinfarben	8,18	7,53	114,41
W11	1210	1060	1	19	1 55			1								1					bernsteinfarben	7,8	7,44	114,41
W12	1145	1135	1	22	0 75				1							1					bernsteinfarben	7,23	7,3	114,38
W14	980	1310	1	23	0 65			1	1					1					1		bernsteinfarben	7,33	7,04	114,33
W15	925	1350	1	18	0 80					1				1					1		bernsteinfarben	7,22	7,46	114,31
W16	833	1450	1	30	0 80					1									1		bernsteinfarben	7,78	7,44	114,27
W17	760	1540	1	21	1 80														1		bernsteinfarben	7,62	7,36	114,24
W18	630	1660	0	17	9 110														1		Mischwasser	8	8,18	114,21
W19	616	1640	0	15	3 65									1							Mischwasser	8,83	8,17	114,2
W20	528	1750	1	47	3 90					1											bernsteinfarben	7,53	7,72	114,2
W21	415	1860	0	25	3 70									1							bernsteinfarben	7,47	8,17	114,22
W22	335	1940	1	29	3 60									1							bernsteinfarben	7,8	7,41	114,23
W23	250	2050	1	20	2 55			1		1				1							bernsteinfarben	7,74	7,29	114,23
W24	160	2160	1	24	2 80			1					1	1							bernsteinfarben	7,62	7,81	114,23
W25	140	2196	1	30	2 35			1													bernsteinfarben	7,94	8,38	114,23

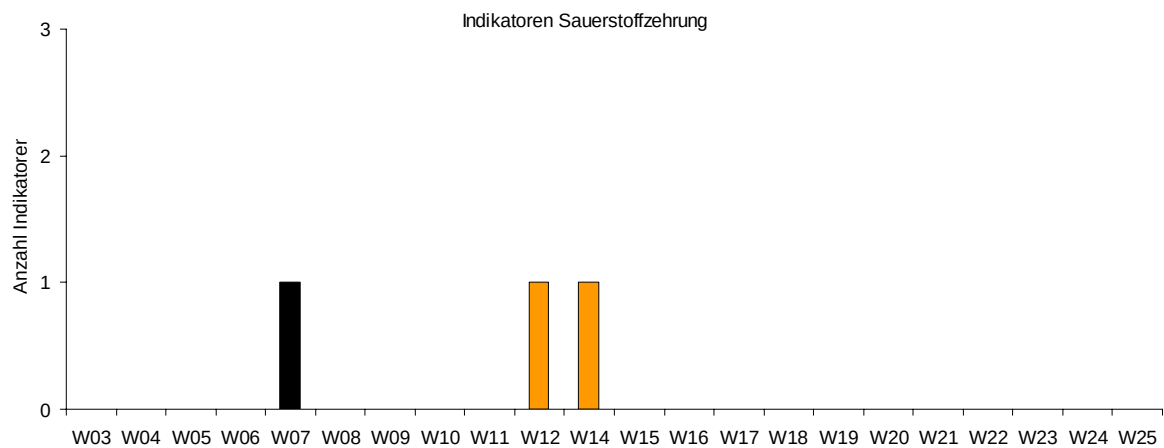
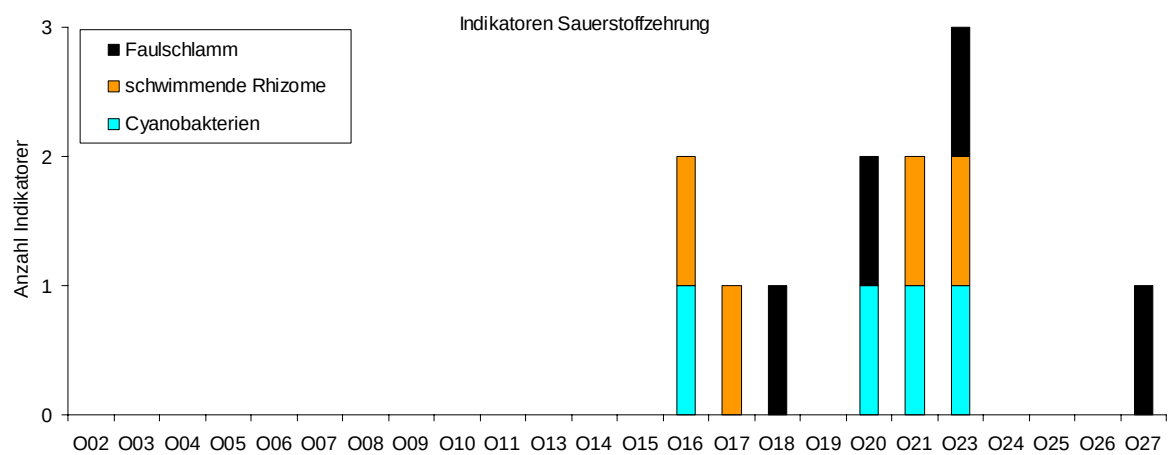
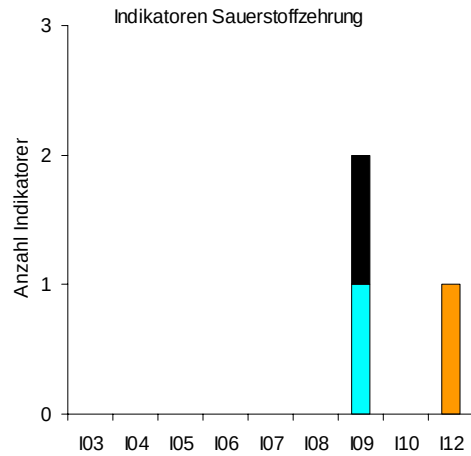


Abbildung 3.9: Auftreten von Indikatoren für anaerobe Prozesse an den Fallenstandorten der drei Transekte Illmitz (oben), Oggau (Mitte) und Winden (unten)

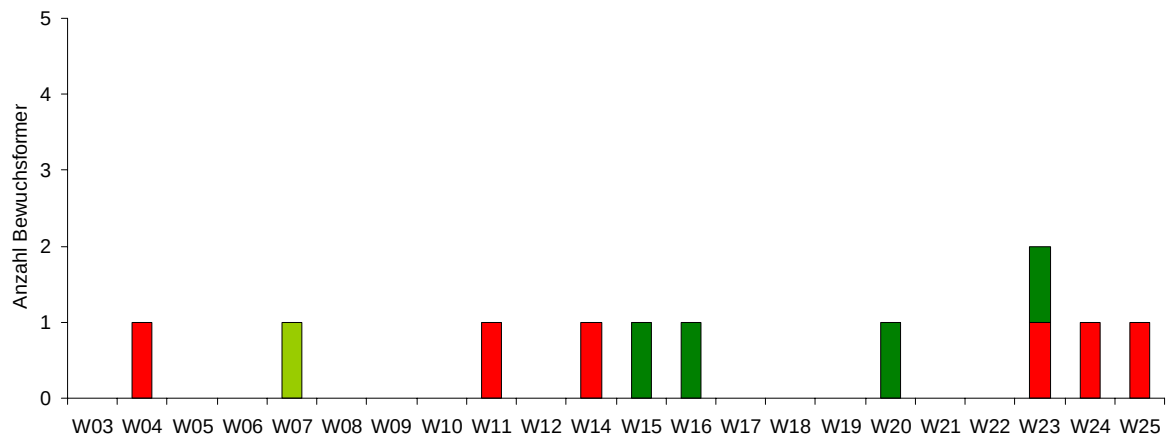
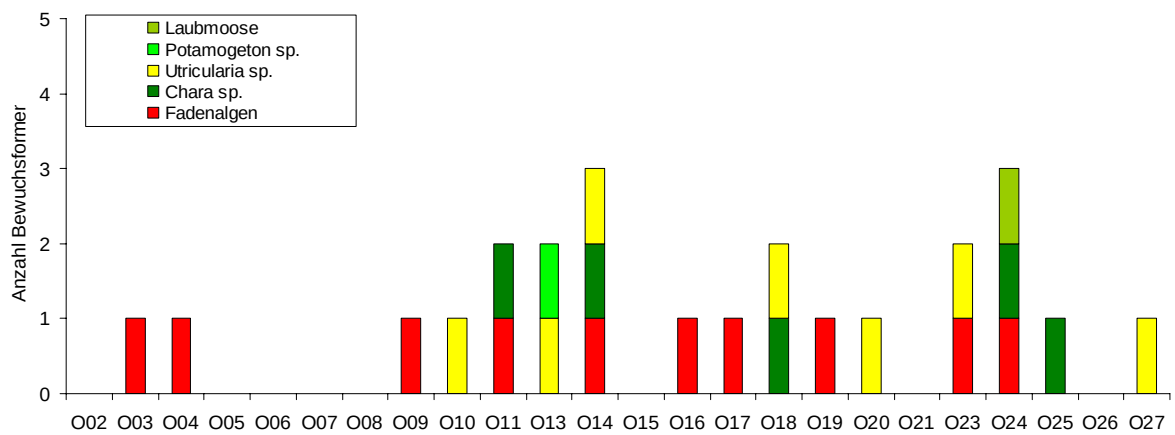
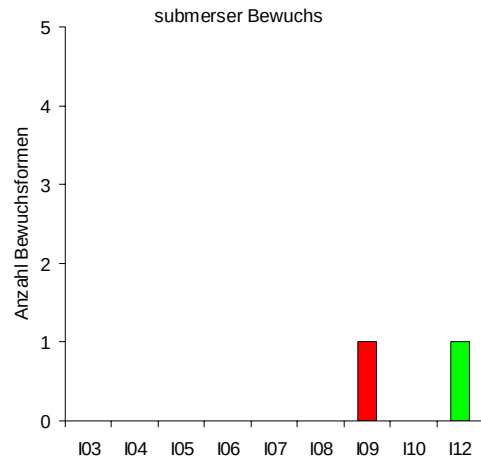


Abbildung 3.10: Auftreten von submersen Bewuchs an den Fallenstandorten der drei Transekte Illmitz (oben), Oggau (Mitte) und Winden (unten)

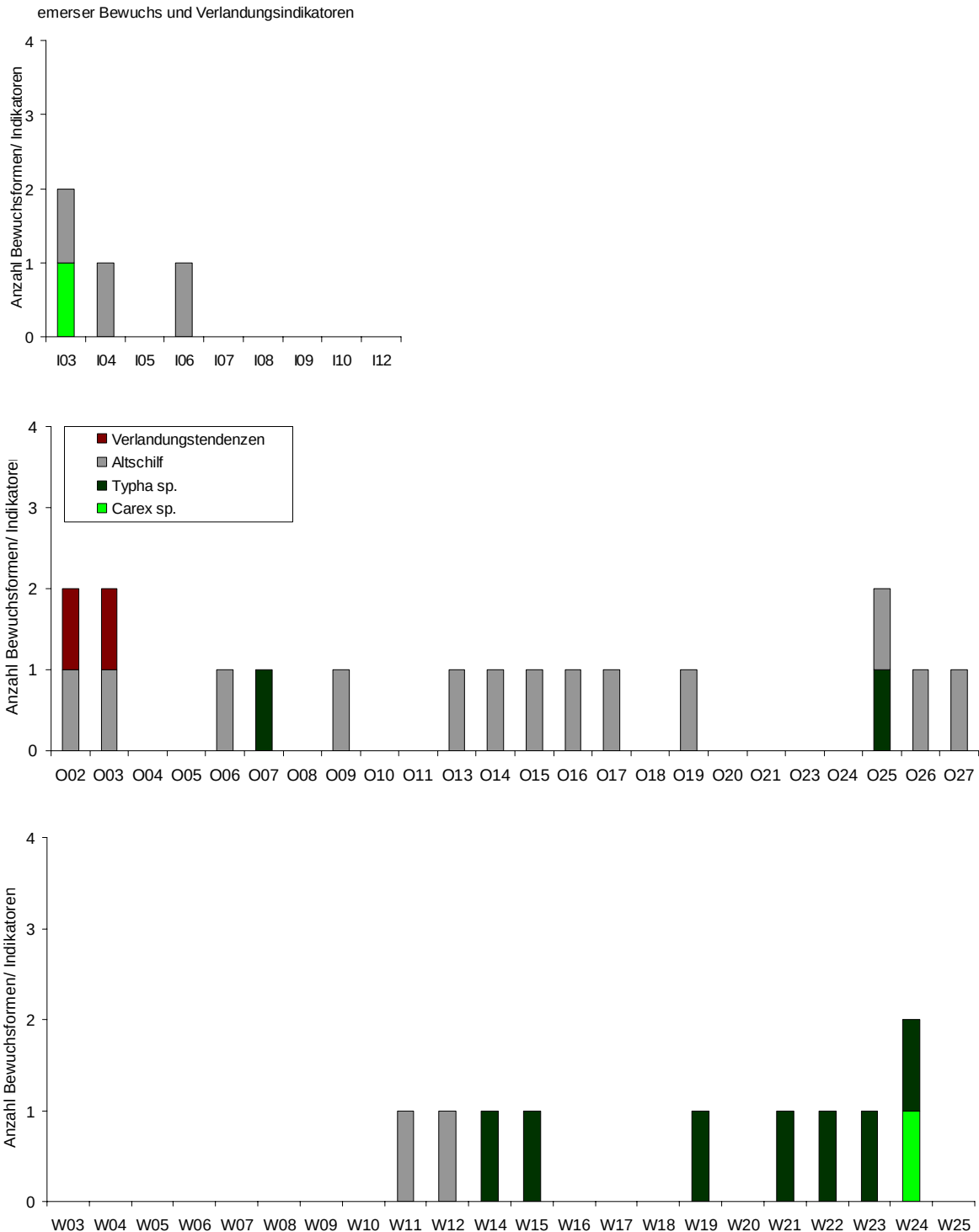


Abbildung 3.11: Auftreten von Seggen, Rohrkolben und Altschilf sowie Verlandungstendenzen an den Fallenstandorten der drei Transekte Illmitz (oben), Oggau (Mitte) und Winden (unten)

3.5.3 Artenspektrum

Aus dem Neusiedler See-Gebiet sind zwölf Amphibienarten bzw. -taxa belegt (Schweiger & Grillitsch 2015). Alle diese Arten bzw. Taxa konnten im Rahmen dieser Untersuchung nachgewiesen werden (Tabelle 3.3). Fraglich bleibt die auf phänotypischen, morphologischen und akustischen Merkmalen beruhende taxonomische Zuordnung der Wasserfrösche. Hier sind in jedem Fall weitere

morphometrische und molekulargenetische Erhebungen notwendig. Vorbehaltlich dieser Problematik sind aber aufgrund morphologischer und akustischer Merkmale als Seefrosch *Pelophylax ridibundus* bestimmte Wasserfrösche in allen Transekten und Testschnittflächen nachgewiesen worden. Vermutete Teichfrösche *Pelophylax esculentus* wurden nur in geringer Zahl determiniert. Akustische Nachweise des Hybriden liegen aus allen Transekten vor. Vorbehaltlich, morphologisch im Feld bestimmte *P. esculentus* liegen aus der Testschnittfläche und dem Transekt Oggau sowie der Testschnittfläche Breitenbrunn vor. Der Kleine Wasserfrosch *Pelophylax lessonae* wurde nur akustisch (also unsicher, vergl. Plöttner 2010) und selten in den Transekten nachgewiesen. Aufgrund unseres Befundes vermuten wir daher eine Ausbreitung des Seefrosches in letzter Zeit.

3.5.4 Artenzahlen und Reproduktionsstatus

Die Anzahl nachgewiesener Amphibienarten in den Transekten bzw. auf den Testschnittflächen schwankt zwischen vier und neun (Testschnittflächen: 4–8 spp., Transekte: 7–9 spp.). Die tendenziell höhere Artenzahl in den Transekten ist wohl mit der höheren Untersuchungsintensität und größeren Untersuchungsfläche erklärbar. In Summe konnten in den Testschnittflächen sieben Arten festgestellt werden, wobei Knoblauchkröte, Wechselkröte und Donaukammolch nicht nachgewiesen werden konnten; in den Transekten elf Arten, d. h. alle aus dem Gebiet belegten Amphibienarten mit Ausnahme der Erdkröte (Tabelle 3.3, Abbildung 3.12).

Auffällig ist die geringe Anzahl von reproduzierenden Arten (Testschnittflächen: 0–3 spp. (0–37,5 %), Transekte: 3–7 spp. (33,3–66,6 %)). In den Testschnittfläche Purbach und Breitenbrunn gelang mit Springfrosch bzw. „Wasserfrosch“ nur jeweils ein Reproduktionsnachweis, nur in der Altschilffläche der Testschnittfläche Oggau reproduzierten 2019 Springfrosch, Moorfrosch und Erdkröte. Im Jahr 2020 gelangen aufgrund der Trockenheit nur in der Testschnittfläche Purbach Reproduktionsnachweise von Wasserfröschen, während sich 2019 hier nur Springfrösche fortpflanzten.

Innerhalb der Transekte zeigen Winden und Illmitz maximale Artenzahlen, wobei Winden mit sieben (von neun nachgewiesenen) die meisten reproduzierenden Arten aufweist, während in Illmitz und Oggau nur jeweils drei reproduzierende Arten festgestellt wurden (Tabelle 3.3, Abbildung 3.12). Nur Einzelfunde von Larven liegen für die Knoblauchkröte (Illmitz) und den Moorfrosch (Winden) vor. In allen drei Transekten gelangen Larvenfunde von Donaukammolch, Laubfrosch und Wasserfröschen. Rotbauchunke und Teichmolch wurden in allen drei Transekten beobachtet, aber nur im Transekt Winden wurden Larven beider Arten nachgewiesen.

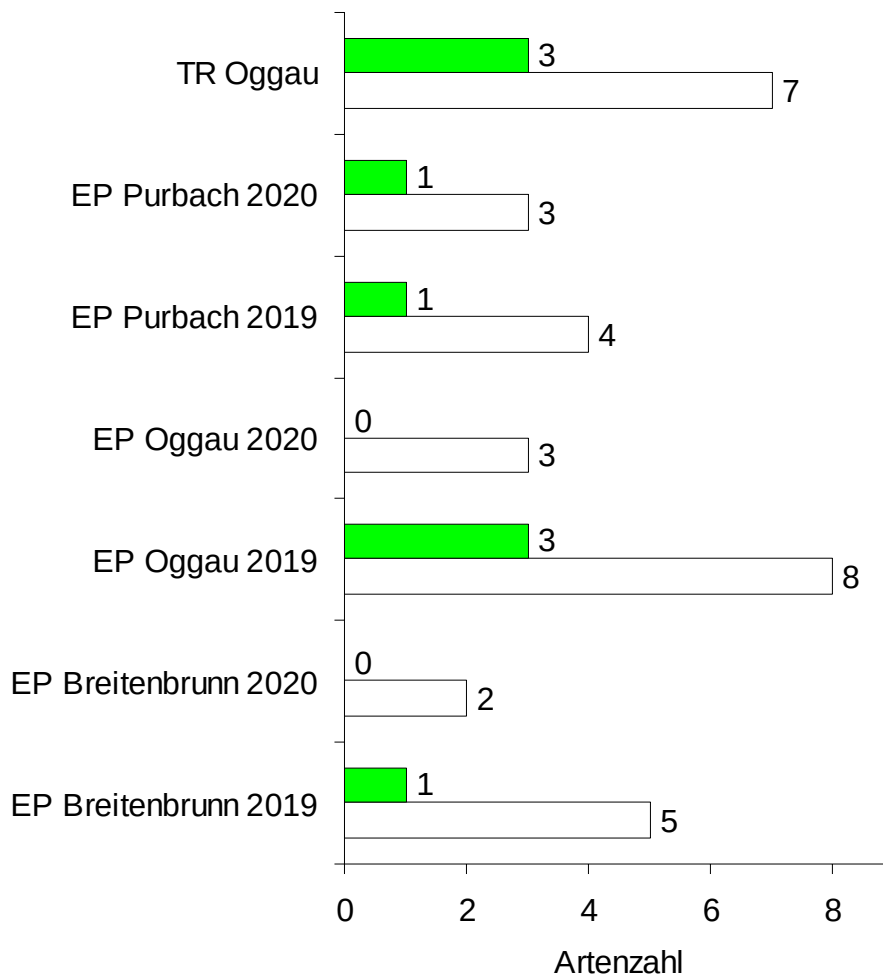


Abbildung 3.12: Artenzahlen nachgewiesener Amphibien (weiße Säulen) und Anzahl reproduzierender Arten (grüne Säulen) (Larven- und/oder Laichfunde) in den Testschnittflächen und Transekten.

3.5.5 Testschnittflächen

Spätestens im Mai 2020 trockneten nahezu alle Gewässer aufgrund des niedrigen Seepiegels vorzeitig aus, was naturgemäß zu einem dramatischen Einbruch der Beobachtungszahlen führte und einen sinnvollen Vergleich zwischen den Jahren verunmöglicht (Abbildung 3.13).

Eine Analyse der räumlichen Verteilung illustriert die Nutzung der Testschnittflächen durch die Amphibienfauna zumindest anekdotisch.

In gemähten Bereichen mit durch Schilfschnitt stark beeinflussten bzw. entstandenen Gewässern gelangen im Jahr kaum Laich- und Larvenfunde (Purbach: zwei Laichballen des Springfrosches und Larven, Breitenbrunn: eine Wasserfroschlarve), allerdings hielten sich in den Flächen Rotbauchunken und Wasserfrösche (vorwiegend subadulte) in größerer Anzahl auf.

Fast alle Reproduktionshinweise liegen aus Gräben (Erdkröte, Springfrosch, Wasserfrösche) und meist durch Wildaktivität offen gehaltenen Kleingewässern am Rand von ungemähten Altschilfbereichen (Moorfrosch, Springfrosch, wahrscheinlich Teichmolch) vor. Eine Randlage ist vermutlich aufgrund einer ausreichenden Besonnung bedeutend. Für die Springfroschreproduktion sind in der Fläche Purbach ephemere Tümpel im als Mähwiese genutzten Seevorgelände wichtig. Auffällig ist das völlige

Fehlen von Reproduktionshinweisen auf Laubfrosch und Rotbauchunke in allen drei Testschnittflächen in Form von Laich und/oder Larven. Lediglich rufende Tiere wurden hier vereinzelt gefunden.

In Abbildung 3.13 wird die Verteilung der Nachweiszahlen und Beobachtungssummen von adulten und subadulten Amphibien, Larven und Gelegen dargestellt. Rotbauchunke und Wasserfrösche nutzen frisch gemähte Bereiche verbreitet und wurden dort sogar häufiger gefunden als in ungemähten Flächen. Wasserfrösche fehlten in den flachen „Ratragewässern“ und zeigen einen Schwerpunkt in geplätteten Schilfflächen. Rotbauchunken sind in beiden Typen ähnlich abundant. Die Beobachtungszahlen beider Taxa gehen in der Fläche Breitenbrunn mit tiefen Tümpelgumpen zurück. Die wenigen Teichmolchfunde konzentrieren bzw. Laubfroschbeobachtungen beschränken sich auf ungemähte Schilfbereiche. In den nicht zu dichten Altschilfflächen und Gräben wurden deutlich mehr Amphibienarten nachgewiesen als in gemähten Flächen (Abbildung 3.14).

Zusammenfassend lässt sich festhalten, dass frisch gemähte Flächen im selben Jahr für die Amphibienreproduktion wenig Bedeutung haben. Eine Nutzung erfolgt vorwiegend durch Rotbauchunken und/oder Wasserfrösche, wobei bei letzteren subadulte Exemplare deutlich überwiegen. Gelege und Larven von Springfrosch wurden vorwiegend, Gelege von Moorfrosch und Erdkröte ausschließlich in „ungemähten“ Bereichen (Gräben, Altschilf) kartiert.

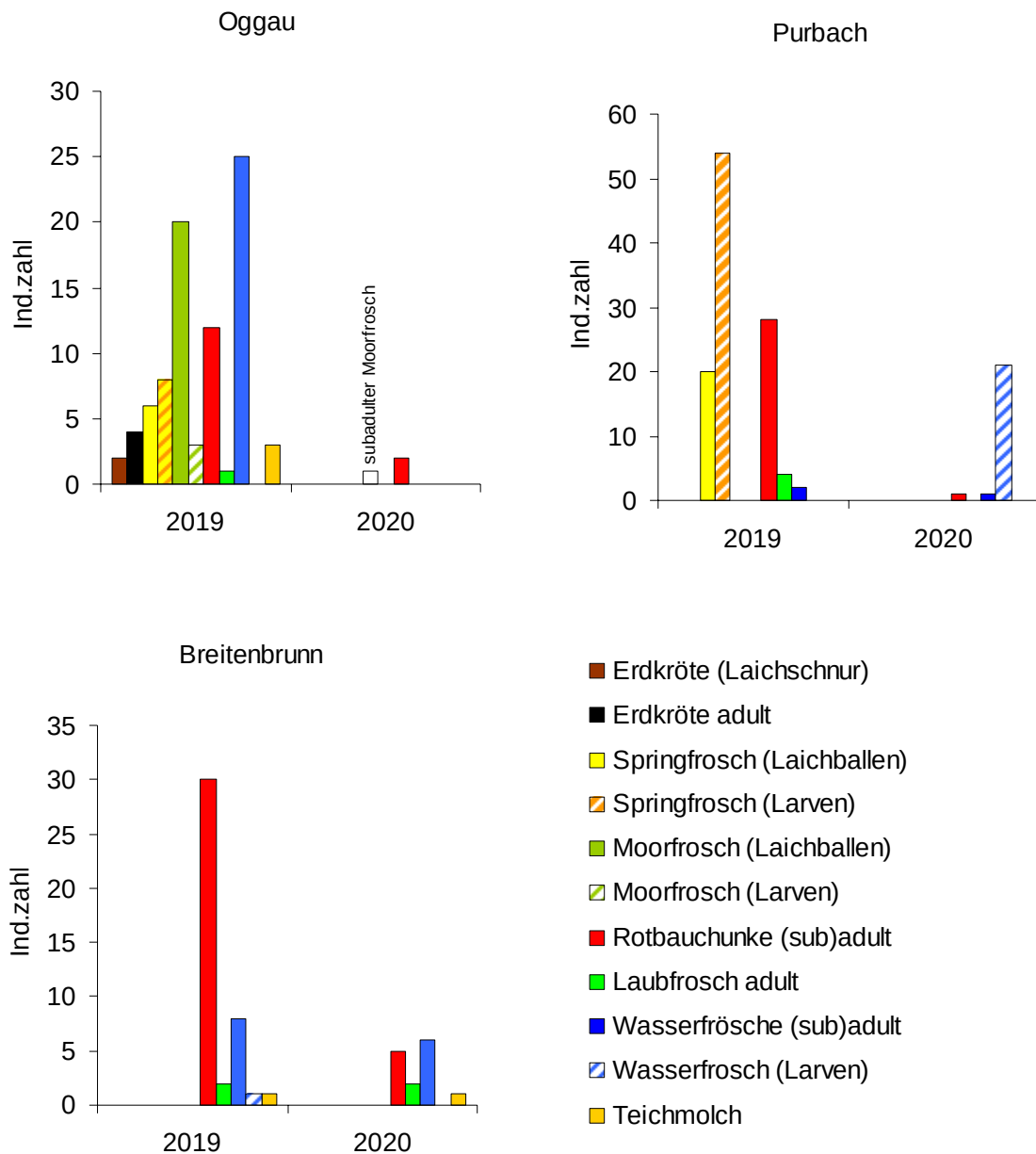
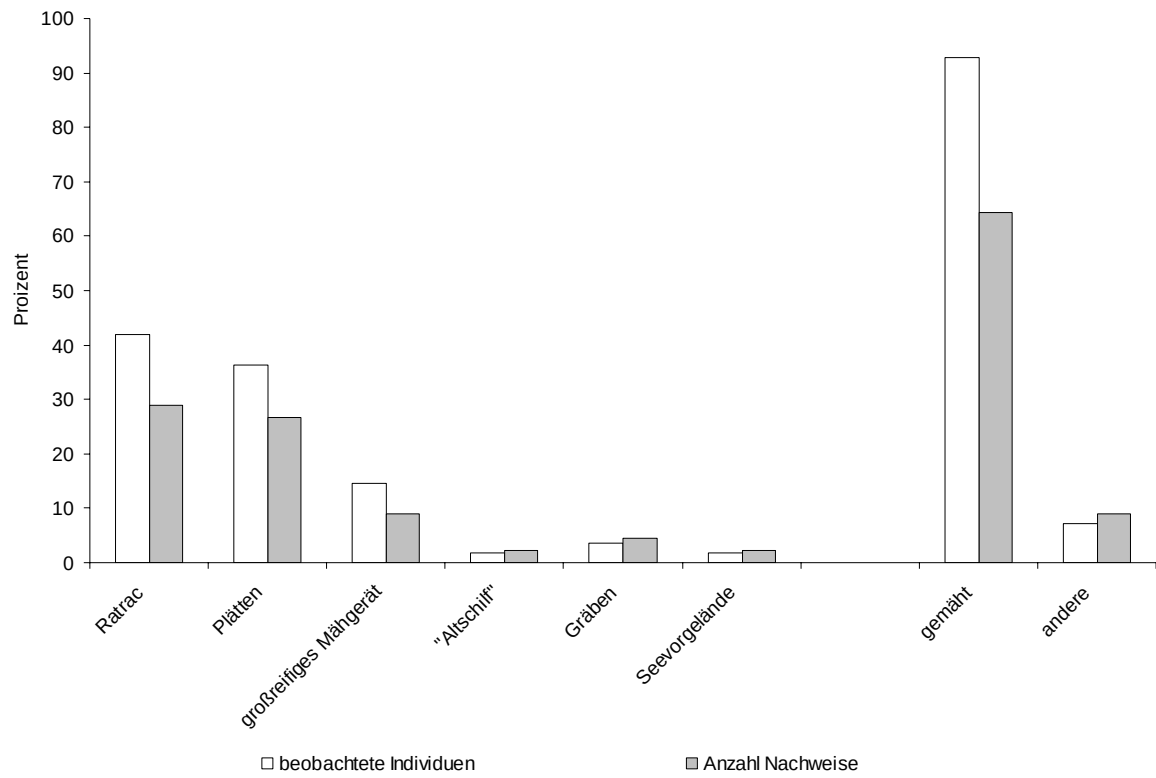
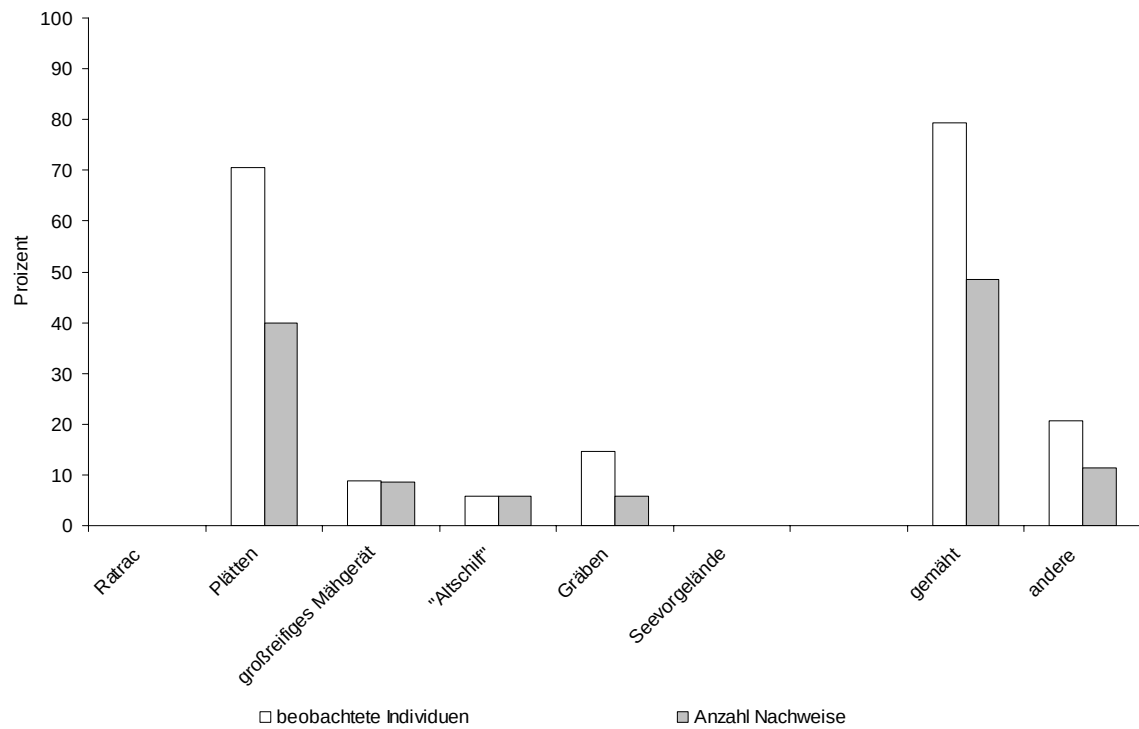


Abbildung 3.13: Populationsparameter von Amphibien in den drei Testschnittflächen. Bei Wasserfröschen, Laubfröschen und Rotbauchunken handelt es sich um maximale Beobachtungszahlen einer Begehung (akustisch und/oder visuell), bei den Larvenzahlen handelt es sich um Beobachtungssummen.

Rotbauchunke (45 Nachweise, 55 Ind.)



Wasserfrösche (17 Nachweise, 27 Ind.)



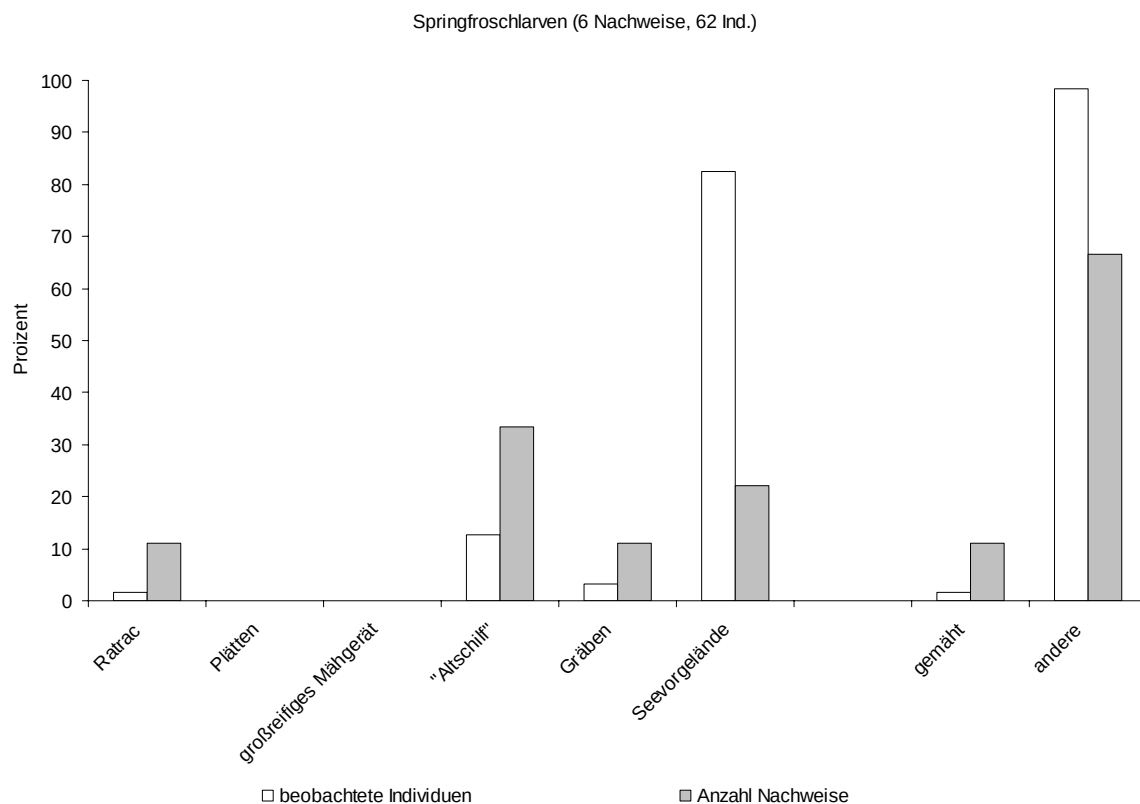
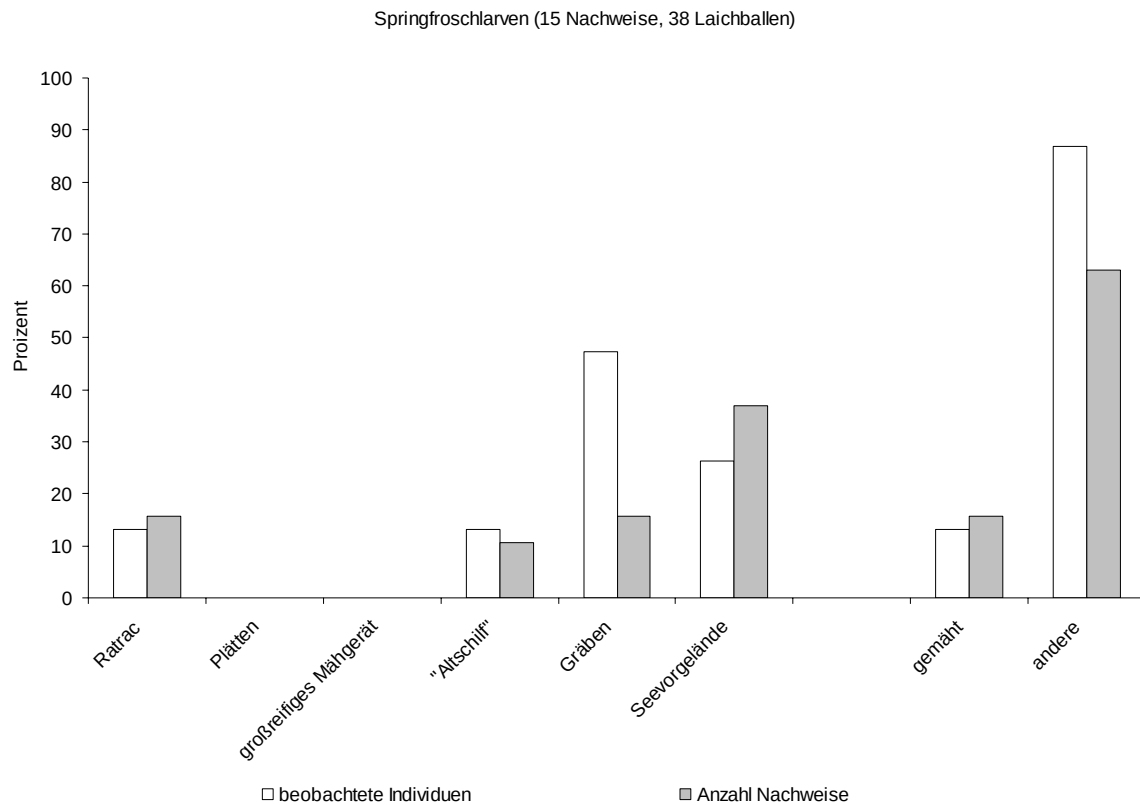


Abbildung 3.14: Relative Verteilung von Beobachtungssummen und Nachweiszahlen von Rotbauchunken, Wasserfröschen, Springfroschgelegen und -larven in unterschiedlichen Nutzungstypen in den drei Probeflächen Oggau, Purbach und Breitenbrunn. Nur Daten aus dem Jahr 2019 berücksichtigt.

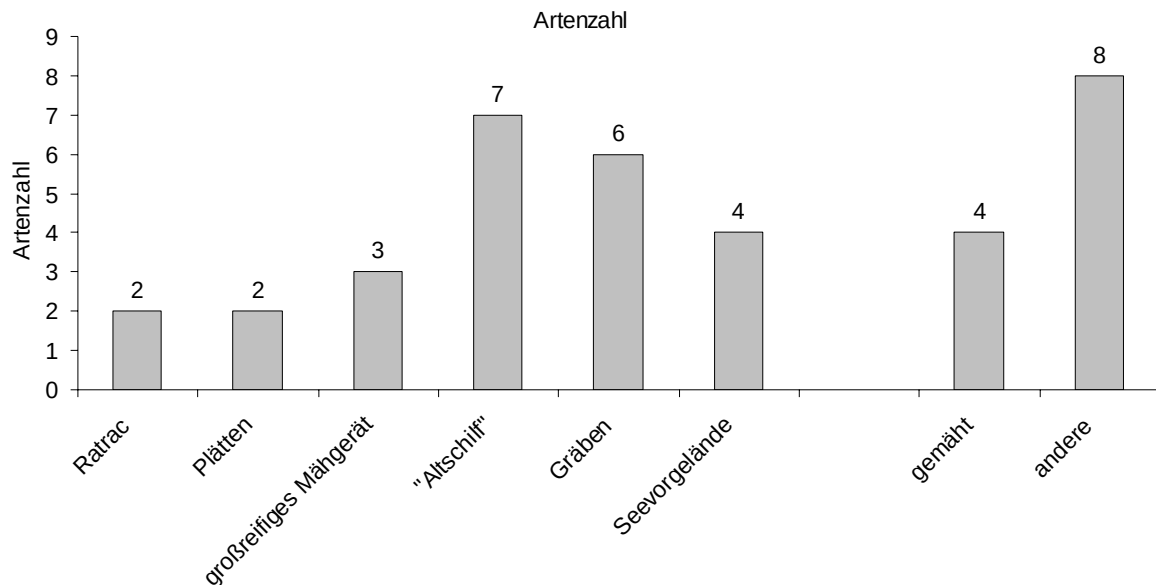


Abbildung 3.14: Artenzahlen von Amphibien in unterschiedlichen Nutzungstypen in den drei Probeflächen Oggau, Purbach und Breitenbrunn. Nur Daten aus dem Jahr 2019 berücksichtigt.

3.5.5.1 Oggau

In der geplätteten Fläche blieb 2019 zentral eine Altschilffläche stehen (Fotos 1 und 2). Im Jahr 2020 wurde die gesamte Fläche gemäht. Die zahlreichen Schlenken und Kleingewässer in den geplätteten Flächen waren teilweise mit geplättetem Schilf aufgefüllt, was anaerobe Prozesse fördern dürfte. In diesen Gewässern konnten 2019 relativ viele subadulte Wasserfrösche und Rotbauchunken beobachtet werden. Einzelne adulte Wasserfrösche und ein Teichmolch wurden hier nur randlich der zentralen Altschilffläche in durch Wild offen gehaltenen und besonnten Kleingewässern nachgewiesen. Im nördlich der Fläche verlaufenden, mit Hornkraut zugewucherten Graben (Foto 3) mit Fischbestand (Hecht und Sonnenbarsch nachgewiesen, vermutlich auch Cypriniden) hielten sich adulte Unken sowie Seefrösche auf und wurde Erdkrötenlaich gefunden. Das naturschutzfachlich interessanteste Gewässer bildete ein Tümpelkomplex in der nordöstlichen Altschilffläche (Foto 4), der durch Suhl- und Wühlaktivität von Wildschweinen und Wildgassen entstanden ist. Hier laichten 2019 Moorfrosche (20 Laichballen) und einzelne Springfrösche, weiters wurden Erdkröten und Teichmolche nachgewiesen (Abbildung 3.14).

Im Jahr 2020 gelangen nur Einzelfunde von Unken und eines subadulten Moorfrosches.



Fotos 1 und 2: Oggau geplättete Flächen mit zentraler, ungemähter Fläche (22.3.2019)



Fotos 3 und 4: Links – mit Hornkraut bewachsener Graben. Rechts – Tümpelkomplex im Nordostbereich. Im Vordergrund Laichballen des Balkanmoorfrosches (22.3.2019)



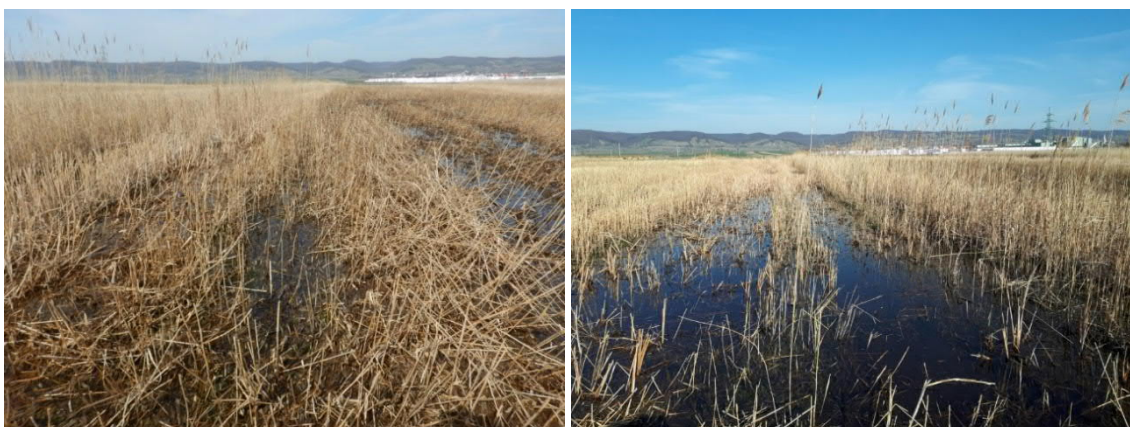


Fotos 5–8: Situation im Mai 2020. (11.5.2020).

3.5.5.2 Purbach

Diese Fläche wurde 2019 mit zu einem Mähfahrzeug umgebauten Ratrak gemäht. Auf diese Weise entstanden in den Mähbereichen flache Fahrspurgewässer (Fotos 9–12). Im Jahr 2020 wurde die Fläche nicht genutzt. Wesentliche Fortpflanzungsgewässer in der Umgebung bilden landseitig ephemere Wiesentümpel und -pfützen (Foto 13), z. T. auch Fahrspurgewässer sowie ein zentraler Graben. Ein vom Springfrosch genutzter, vermüllter Graben befindet sich nordöstlich der Fläche. Reproduktionsnachweise gelangen 2019 lediglich vom Springfrosch mit einem deutlichen Schwerpunkt von Laichfunden in den landseitigen Wiesentümpeln und im zentralen Graben. Nur einzelne Laichballen wurden auch in den flachen, durch das Mähfahrzeug entstandenen Gewässern gefunden. Hauptsächlich wurden diese gemähten Bereiche 2019 von der Rotbauchunke genutzt, allerdings ohne Reproduktionsnachweise.

Im Jahr 2020 wurden nur Rotbauchunke und Wasserfrösche in geringer Nachweiszahl beobachtet. Für den Wasserfrosch liegen 2020 auch Larvalnachweise aus dem zentralen und dem nordöstlichen Graben vor.





Fotos 9–12: Testschnittfläche Purbach im Frühling 2019 (22.3.2019)



Fotos 13 und 14: Links – temporärer Tümpel im Seevorgelände, wichtiges Springfroschlaichgewässer (22.3.2019). Rechts – die Fläche weist einen dichten Schilfbestand auf.

3.5.5.3 Breitenbrunn

Das in Breitenbrunn eingesetzte Mähfahrzeug mit großen Reifen (Modell Seiga) erzeugte einen Komplex aus mehreren miteinander und dem am nordöstlichen Rand der Probefläche verlaufenden Grabensystem kommunizierenden, größtenteils tiefen Tümpeln (Fotos 15–18). In den Gewässern schwammen teilweise Schilfrhizome an der Oberfläche (Foto 19) und auffälliger Schwefelwasserstoffgeruch wies auf Sauerstoffzehrung durch organische Zersetzungsprozesse hin. Weiters waren in einzelnen Tümpeln Teppiche aus Chara (Foto 20) und submersen Laubmoosen vorhanden. Die Fläche wurde 2019 gemäht. Im Jahr 2020 war die ungemähte Fläche durch übermannshoch aufgewachsene Schilfbestände geprägt.

In beiden Jahren wurden in der Fläche vorwiegend Rotbauchunken und Wasserfrösche sowie einzelne Teichmolche und Laubfrösche kartiert. Nur vom Wasserfrosch gelang im Jahr 2019 auch ein Larvennachweis.



Fotos 15–18: Die Testschnittfläche Purbach ist von tieferen Spurgewässern geprägt. Oben Frühjahrsaspekt (22.3.2019), unten Sommeraspekt (29.6.2019).



Fotos 19–20: Links – an der Wasseroberfläche schwimmende Schilfrhizome. Rechts – Bewuchs mit *Chara* sp.

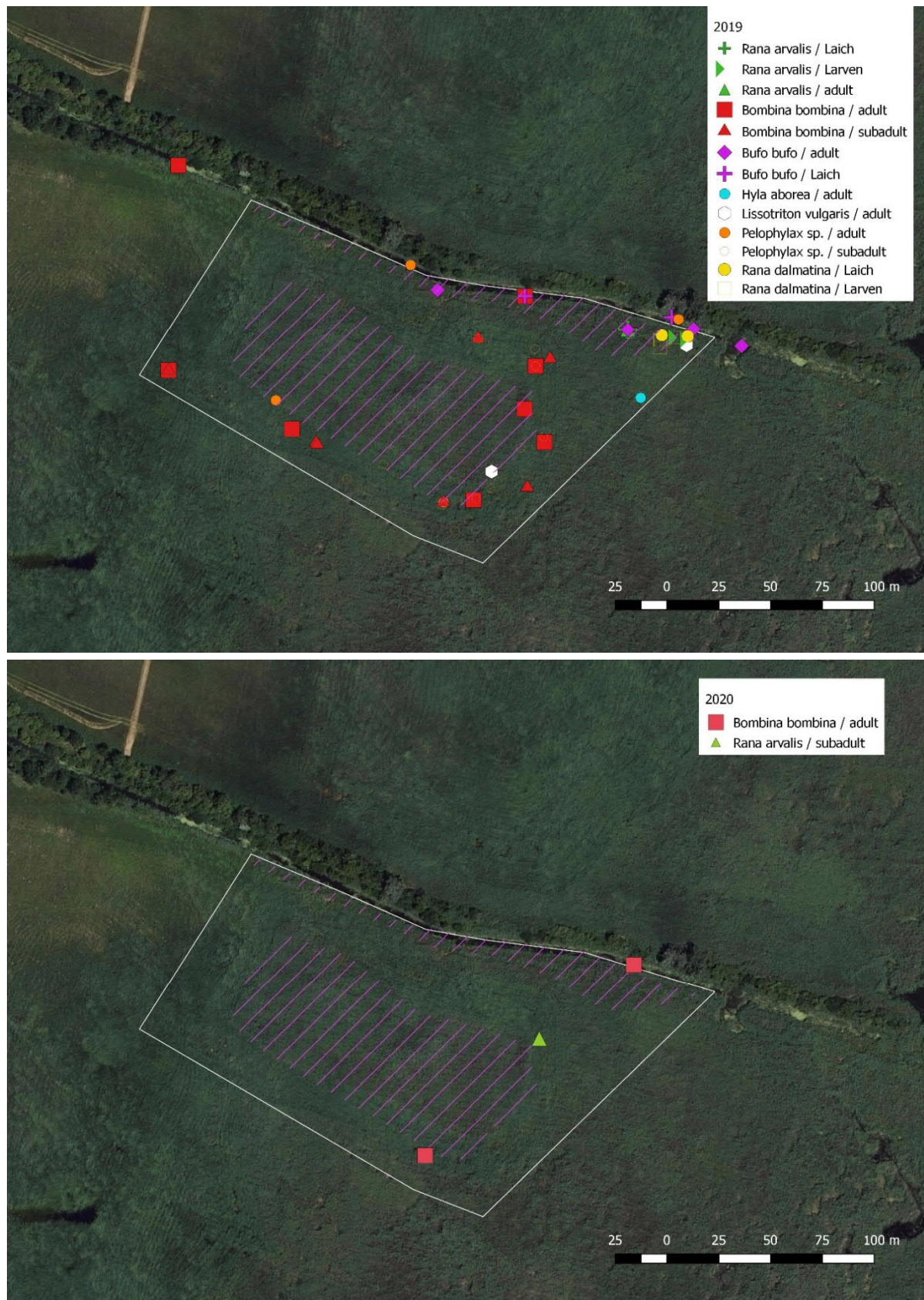


Abbildung 3.14: Amphibienfunde in der 2019 geplätteten Probefläche (weiß umrandet) in Oggau in den Jahren 2019 (oben) und 2020 (unten). 2019 nicht geplättete „Altschilfflächen“ sind lila schraffiert. Im Norden der Fläche ist der im Text erwähnte Graben erkennbar. Die nicht schraffierten Flächen wurden 2019 geplättet. 2020 wurde die gesamte Fläche genutzt.

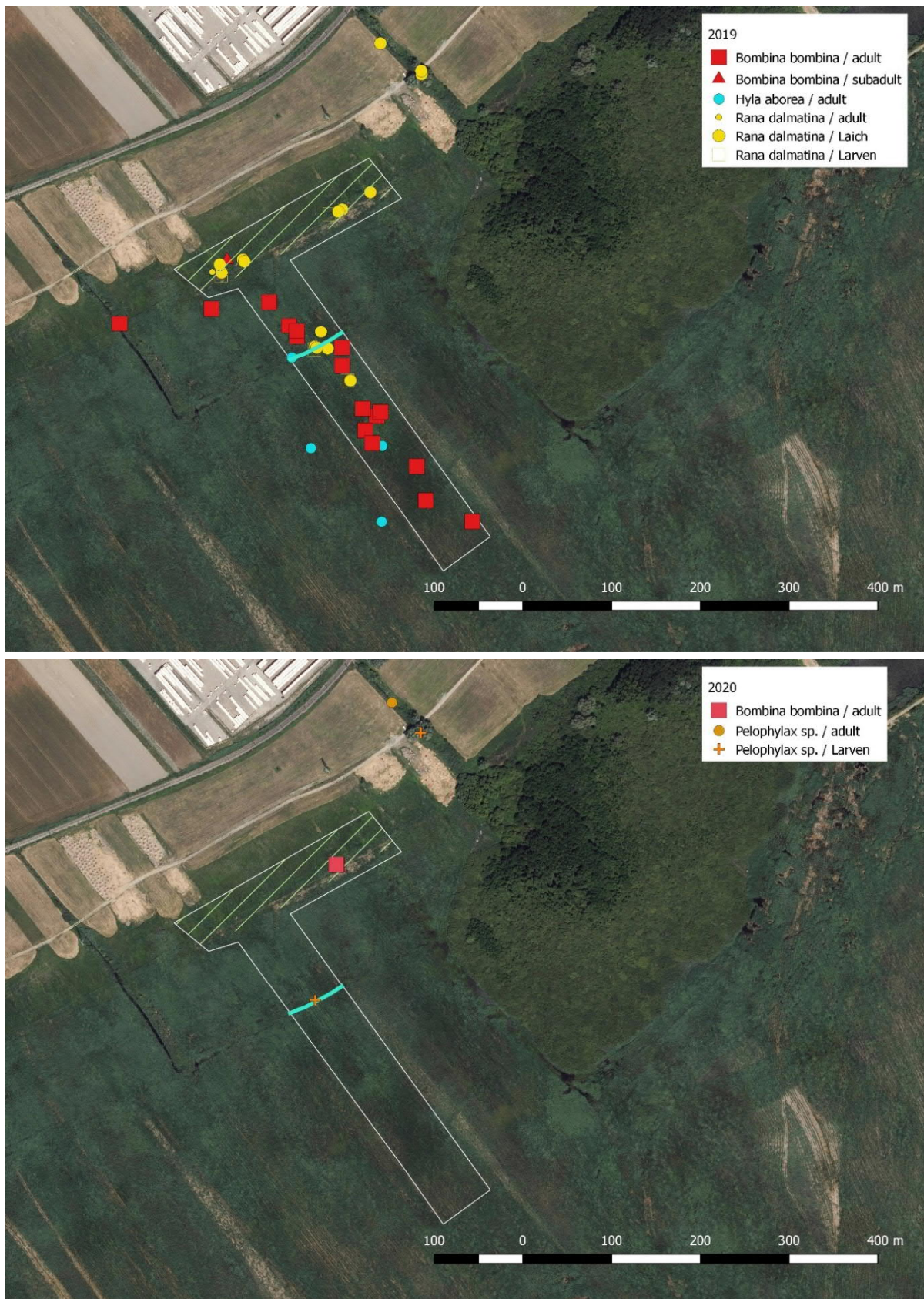


Abbildung 3.15: Amphibienfunde in der 2019 mit einem umgebauten Ratrak gemähten Probefläche (weiß umrandet) in Purbach in den Jahren 2019 (oben) und 2020 (unten). Der landseitig angrenzende Wiesenbereich ist hellgrün schraffiert, der zentrale im Text erwähnte Graben türkis markiert. Die nicht

markierte Fläche innerhalb der Umrandung wurde 2019 gemäht, 2020 blieb die gesamte Fläche ungenutzt.

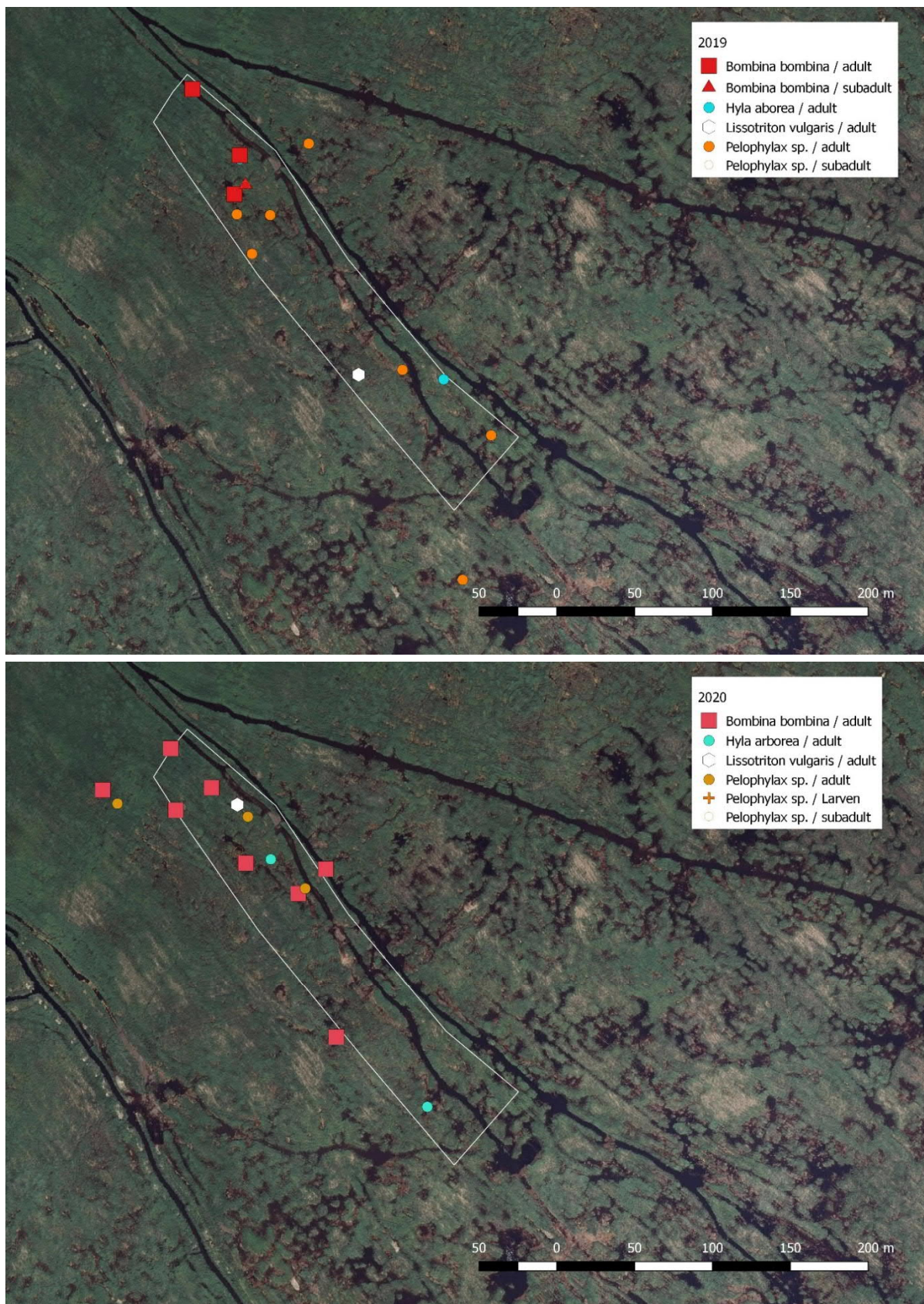


Abbildung 3.16: Amphibienfunde in der 2019 mit einem Mähfahrzeug mit großen und breiten Reifen („Seiga“) gemähten Probesträche (weiß umrandet) in Breitenbrunn in den Jahren 2019 (oben) und 2020

(unten). Die gesamte markierte Fläche innerhalb der Umrandung wurde 2019 gemäht, 2020 blieb die gesamte Fläche ungenutzt.

Tabelle 3.3: Übersicht der 2019 in den Testschnittflächen nachgewiesenen Amphibienarten. Abkürzungen: EP = Testschnittfläche, TR = Transekt, x = Nachweis, - = kein Nachweis, F = Fallenfang, a = akustischer Nachweis, v = visueller Nachweis, L = Larval- und/oder Laichnachweis

Name	Art	EP Oggau	EP Purbach	EP Breitenbrunn	TR Oggau	TR Winden	TR Illmitz
Donaukammolch	<i>Triturus dobrogicus</i>	-	-	-	F (L)	F (L)	F (L)
Teichmolch	<i>Lissotriton vulgaris</i>	x / -	-	x / x	F	F, v	F
Rotbauchunke	<i>Bombina bombina</i>	x / x	x / x	x / x	a	F (L), a, v	F, a
Wechselkröte	<i>Bufo viridis</i>	-	-	-	-	-	a
Erdkröte	<i>Bufo bufo</i>	L / -	-	-	-	-	-
Laubfrosch	<i>Hyla arborea</i>	x / x	x / x	-	F (L), a	F (L), a, v	F (L), a
Knoblauchkröte	<i>Pelobates fuscus</i>	-	-	-	-	-	F (L)
Springfrosch	<i>Rana dalmatina</i>	L / -	L / -	-	-	v	-
Balkanmoorfrosch	<i>Rana arvalis wolterstorffii</i>	L / x	-	-	-	F (L)	-
Wasserfrösche	<i>Pelophylax</i> sp.	x / -	x / L	L / -	F (L), a, v	F (L), a, v	F (L), a, v
alle Arten	2019	5	8	4	7	9	9
davon reproduzierend	2019	1	3	1	3	6	3
alle Arten	2020	2	3	3			
davon reproduzierend	2020	-	-	1			

3.5.6 Fangzahlen in den Fallentransekten

In Summe wurden an sieben Fangterminen 2019 434 Amphibien gefangen, davon 75 % (328 Individuen) Wasserfrösche. In Anbetracht des hohen Fallen- und Zeiteinsatzes erscheinen die Fangzahlen überraschend gering. Amphibienlarven wurden nur im Transekt Winden in höherer Anzahl gefangen und machen mit 158 Ind. (35,6 %) einen eher geringen Anteil am Gesamtfang der Amphibien aus (Abbildung 3.17), was auf mäßig reproduzierende Populationen zumindest im Untersuchungsjahr hinweist. Ergänzende Kescherfänge und visuelle Kontrollen weisen darauf hin, dass die geringen Larvenabundanzen kein Methodenartefakt bilden.

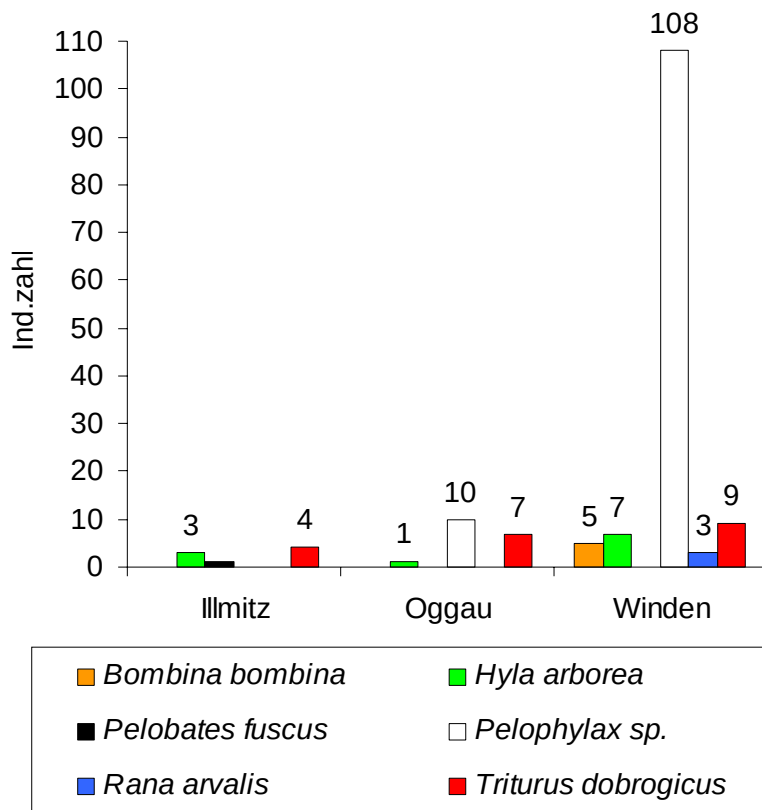


Abbildung 3.17: Mit Fallenfang erfasste Individuenzahlen von Amphibienlarven in den drei Transekten Illmitz, Oggau und Winden

3.5.7 Häufigkeitsmuster erfasster Arten und Großgruppen

Großgruppen: In Summe wurden 9.026 Organismen mit Kleinfischreusen erfasst. Amphibien stellen einen eher geringen Teil des Gesamtfangs. Mit 4,8 % kommen sie erst an vierter Stelle im Großgruppenvergleich (Abbildung 3.18).

Arten: Die mit Abstand häufigsten Arten in den Fallenfängen bilden Gaukler Cybister laterimarginalis und Schwimmwanze Ilyocoris cimicoides (in Summe 35 % des Gesamtfangs). Unter den zehn häufigsten Arten befinden sich mit Wasserfrosch, Donaukammolch und Giebel drei Vertebraten (Abbildung 3.19).

3.5.7.1 Fische

In Summe konnten mit Fallenfängen 170 Fische aus zehn Arten gefangen werden (Tabelle 3.4). Dominante Arten sind Giebel, Hecht und Sonnenbarsch. Der allochthone, aus Nordamerika stammende Sonnenbarsch ist seit den 1970er Jahren im See etabliert (Herzig-Straschil 1989). Naturschutzfachlich bemerkenswert ist der Nachweis der Marmorierten Grundel, eine regional und national als stark gefährdet (EN) eingestufte Art (Wolfram & Mikschi 2003, 2007) im Oggauer und Illmitzer Transekt. Die Art war im Neusiedler See längere Zeit verschollen bzw. verschwunden (Herzig-Straschil 1989, Mikschi et al. 1996), wurde aber auch im Zuge des Fischmonitorings des Nationalparks aktuell nachgewiesen (Fürnweiger et al. 2019). Bemerkenswerterweise wurde der gut fallengängige, allochthone Blaubandbärbling, der im Schilfgürtel des Sees große Bestände aufweist (Wolfram-Waist et al. 1999, Fürnweiger et al. 2019), von uns nur sehr lokal und in geringer Anzahl nachgewiesen.

Die mit Kleinfischreusen sind mit den Ergebnissen von Elektrofischungen im Schilfgürtel (Wolfram et al. 2015) nur beschränkt vergleichbar. Bis auf Schleie und die am Neusiedler See stark zurückgegangene Karausche, wurden aber alle für diesen Lebensraumtyp typischen Arten (vergl. Wolfram et al. 2015) erfasst.

Als wichtige Prädatoren von Amphibien in allen Altersstadien, aber insbesondere von Laich und Larven, war die nachgewiesene Beeinflussung der Amphibienverteilung durch Fische im Schilf zu erwarten (s. u.).

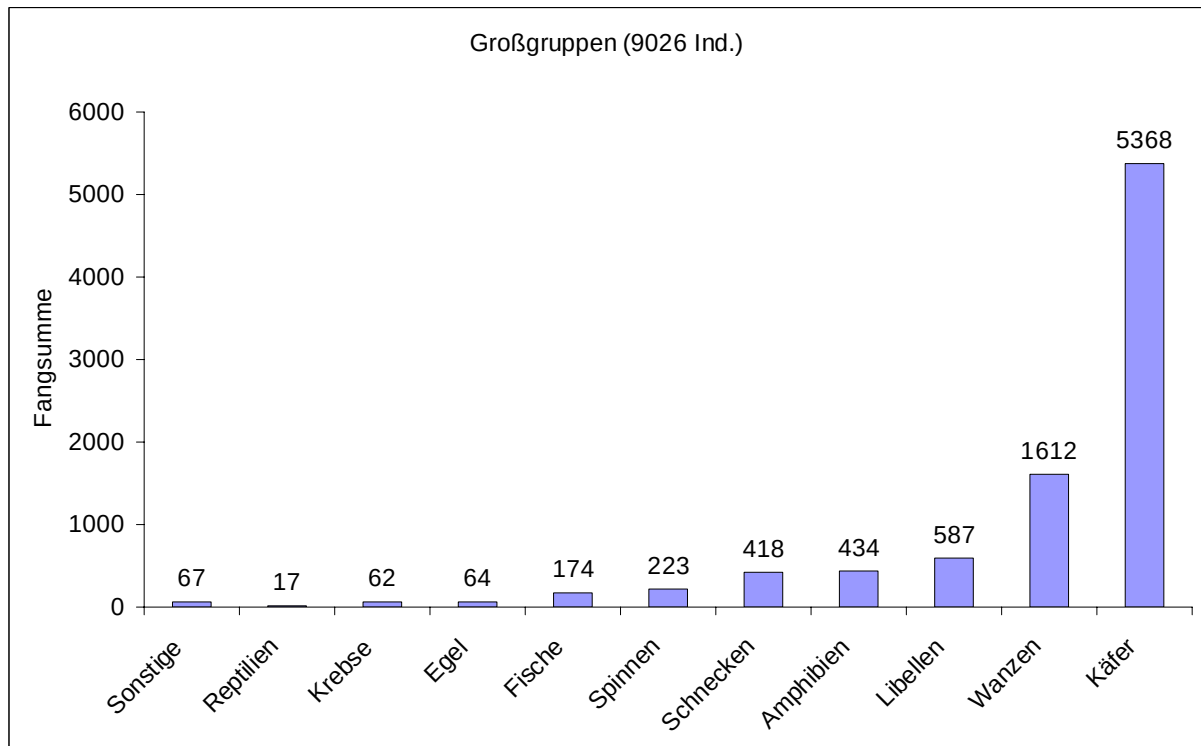


Abbildung 3.18: Verteilung der mit Kleinfischreusen erfassten Organismen auf Großgruppen

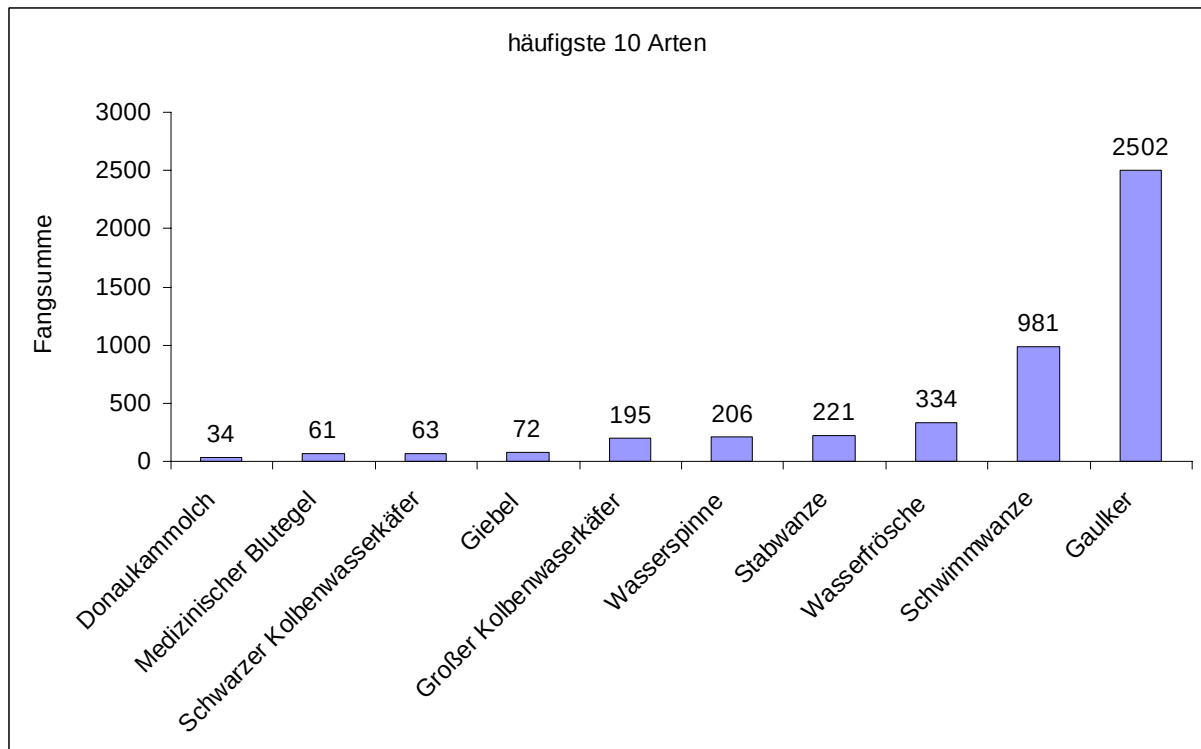


Abbildung 3.19: Fangzahlen der zehn dominantesten Arten in den Fallenfängen.

Tabelle 3.4: Liste und Fangzahlen der in den drei Transekten Oggau, Winden und Illmitz nachgewiesenen Fischarten.

Art		Oggau	Winden	Illmitz
Laube	<i>Alburnus alburnus</i>		2	1
Giebel	<i>Carassius gibelio</i>	7	7	58
Karpfen	<i>Cyprinus carpio</i>	1		
Hecht	<i>Esox lucius</i>	30	1	2
Sonnenbarsch	<i>Lepomis gibbosus</i>	15	5	3
Flussbarsch	<i>Perca fluviatilis</i>			3
Marmorierte Grundel	<i>Proterorhinus semilunaris</i>	2		15
Blaubandbärbling	<i>Pseudorasbora parva</i>		2	
Rotaugen	<i>Rutilus rutilus</i>			4
Rotfeder	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	8		2
	indet.Cyprinidae		4	
	Summe	63	21	88
	Artenzahl	6	5	8

3.5.7.2 Wirbellose

Im Rahmen der Fallenfänge wurde eine Reihe aquatischer Wirbelloser in teilweise hohen Individuenzahlen nachgewiesen. Viele dieser Arten stellen effiziente Prädatoren von Amphibien dar. Ihre Abundanzen und Vorkommen können daher helfen, die Verteilungsmuster von Amphibien besser zu verstehen. Für zwei Taxa, nämlich Gaulker und räuberische Wasserwanzen (größtenteils die Schwimmwanze *Ilyocoris cimicoides*) konnte eine Beeinflussung der Verteilung einzelner Amphibienarten bzw. -altersstadien in unserem Datensatz nachgewiesen werden (s. u.).

Darüber hinaus stellen viele der nachgewiesenen Arten per se Schutzgüter aus der Sicht des Naturschutzes dar. Eine naturschutzfachliche und ökologische Analyse der Wirbellosendaten und ihre zu erwartenden Indikation für das Schilfmanagement kann in diesem Bericht aus Zeitgründen nicht erfolgen. Wir beschränkten uns daher auf die Auswertung der Verteilung der beiden oben genannten besonders amphibienrelevanten Prädatoren. Tabelle 3.5 zeigt Fangzahlen ausgewählter, auf Artniveau bestimmter Wirbelloser und ausgewählter Familien in den Transekten.

Die wirbellose „Makrofauna“ des Schilfgürtels wurde bisher nicht intensiver untersucht. Ihre Artenzusammensetzung aber schon von Imhof & Waitzbauer (1974) skizziert. Die Studie von Wolfram et al. (2015) fokussierte auf Plankton, Aufwuchs und methodisch bedingt auf kleinere Vertreter der Benthosfauna.

Tabelle 3.5: Fangzahlen ausgewählter Wirbelloser in den drei Transekten Oggau, Winden und Illmitz

Art		Oggau	Winden	Illmitz	Gesamtsumme
Medizinischer Bluteigel	<i>Hirudo medicinalis</i>	53	10	0	63
Rossegel	<i>Limnatis nilotica</i>	1	1	0	2
Wasserspinne	<i>Argyroneta aquatica</i>	78	128	2	208
Stabwanze	<i>Ranatra linearis</i>	127	55	29	211
Wasserskorpion	<i>Nepa cinerea</i>	4	1	1	6
Schwimmwanze	<i>Ilyocoris cimicoides</i>	641	220	120	981
Ruderwanzen	<i>Corixidae</i>	29	5	2	36
Rückenschwimmer	<i>Notonectidae</i>	172	167	36	375
Gaukler	<i>Cybister laterimarginalis</i>	1587	470	471	2528
Schwarzer Kolbenwasserkäfer	<i>Hydrous aterrimus</i>	14	48	1	63
Großer Kolbenwasserkäfer	<i>Hydrous piceus</i>	95	57	43	195

3.5.8 Modellierung der Amphibienfänge

Durch die zahlenmäßige Dominanz von *Pelophylax* sp. in den Fallenfängen kam es zu einer starken Beeinflussung bei der Analyse der gesamten Amphibienvorkommen. Wasserfrösche wurden daher separat analysiert. Für alle anderen Arten erwiesen sich die Fangzahlen für eine Modellierung zu gering.

Die Nachweiswahrscheinlichkeit von Wasserfröschen wurde leicht negativ vom Fangdatum und positiv von der Wassertemperatur beeinflusst (Tab. 3.4, Abb. 3.20 und 3.21). Da die Anzahl an verwendeten Fallen bis auf wenige Ausnahmen 5 betrug (Schwankungsbreite 3–5), hatte die Fallenzahl keinen signifikanten Einfluss auf die Nachweiswahrscheinlichkeit. Die Fangzeit pro Falle und Termin lag im Mittel bei 25,11 Stunden (Schwankungsbreite: 14–30 Stunden) und beeinflusste die Nachweiswahrscheinlichkeit nur geringfügig, weshalb sie zur Reduzierung der Parameteranzahl und Vereinfachung der Modelle nicht berücksichtigt wurde.

Die Tatsache, dass alle Modelle mit Kovariaten (GF04–GF07) die Daten besser erklärten als jene, die nur die Nachweiswahrscheinlichkeit berücksichtigten, verdeutlicht die Bedeutung der Habitatparameter zur Erklärung der Wasserfroschhäufigkeit. Die besten Modelle GF06NB und GF07NB nahmen eine negative Binomialverteilung der Daten an (NB), waren nahezu gleich gut an die Daten angepasst (Tab. 3.6) und unterschieden sich nur in den Parametern Distanz zum Land und Distanz zum See, die stark korreliert sind. Die Abundanz von Wasserfröschen wurde negativ von der Anzahl der in den Fallen gefangenen Fische, der Distanz zum offenen Wasser des Sees und von der Distanz zum

Damm beeinflusst, d. h. die Anzahl an Wasserfröschen nahm mit der Entfernung vom Ufer hin zum See zu und mit zunehmender Distanz zum Damm ab (Abb. 3.22–3.24).

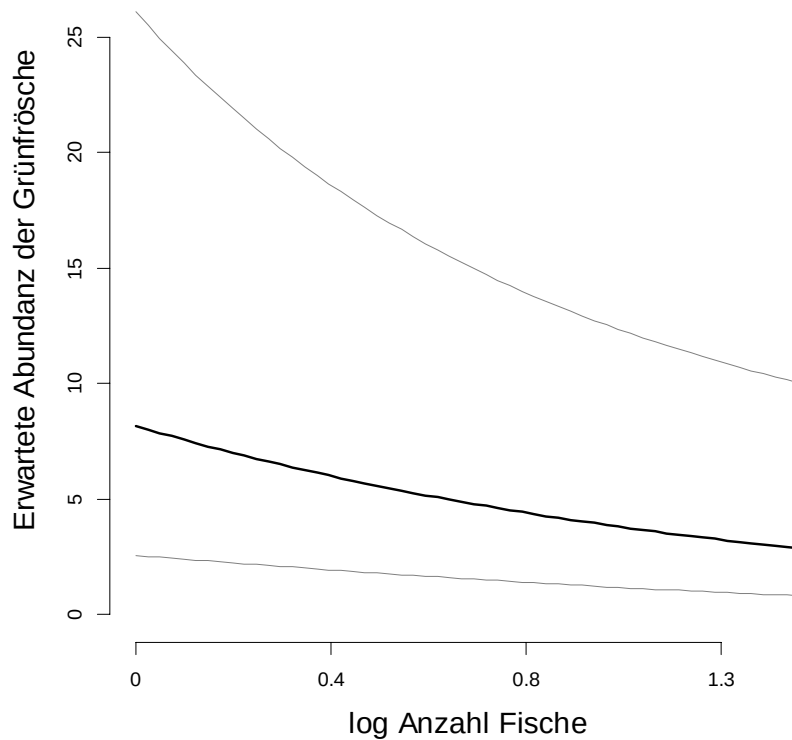


Abbildung 3.20: Erwartete Abundanz der Wasserfrösche mit Standardfehler in Abhängigkeit von der Anzahl aller am Fallenstandort gefangenen Fische.

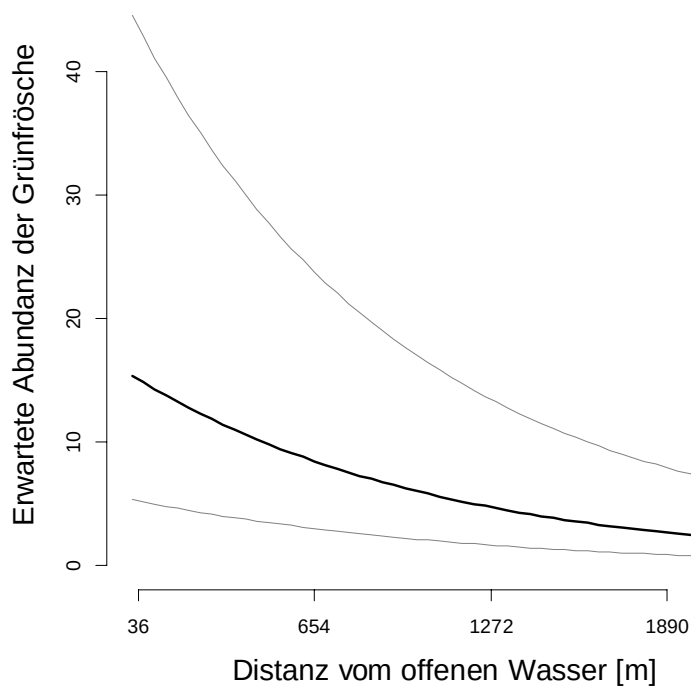


Abbildung 3.21: Erwartete Abundanz von Wasserfröschen mit Standardfehler in Abhängigkeit von der Distanz des Fallenstandorts zum offenen Wasser bzw. zum See

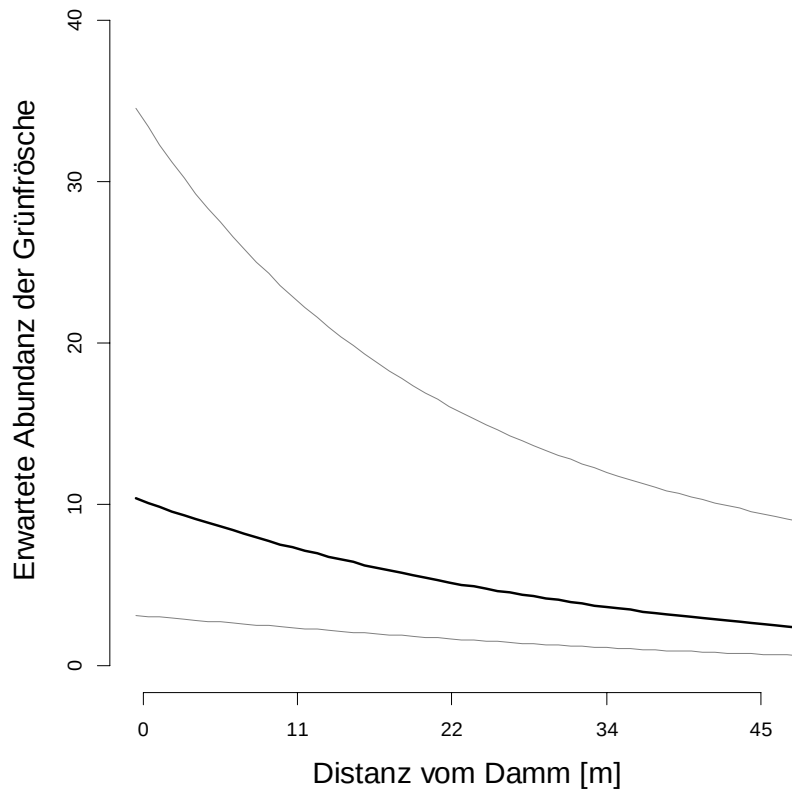


Abbildung 3.22: Erwartete Abundanz von Wasserfröschen mit Standardfehler in Abhängigkeit von der Distanz vom Fallenstandort zum Damm

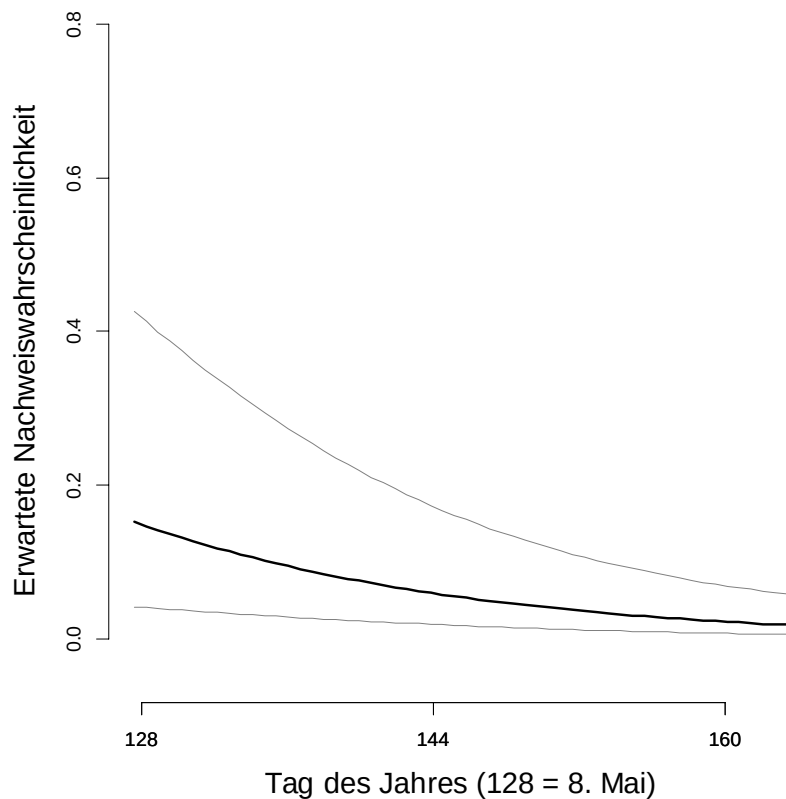


Abbildung 3.23: Erwartete Nachweiswahrscheinlichkeit von Wasserfröschen mit Standardfehler in Abhängigkeit vom Datum, dargestellt als Tag des Jahres (Beginn der Freilandarbeit am 8.5.2019)

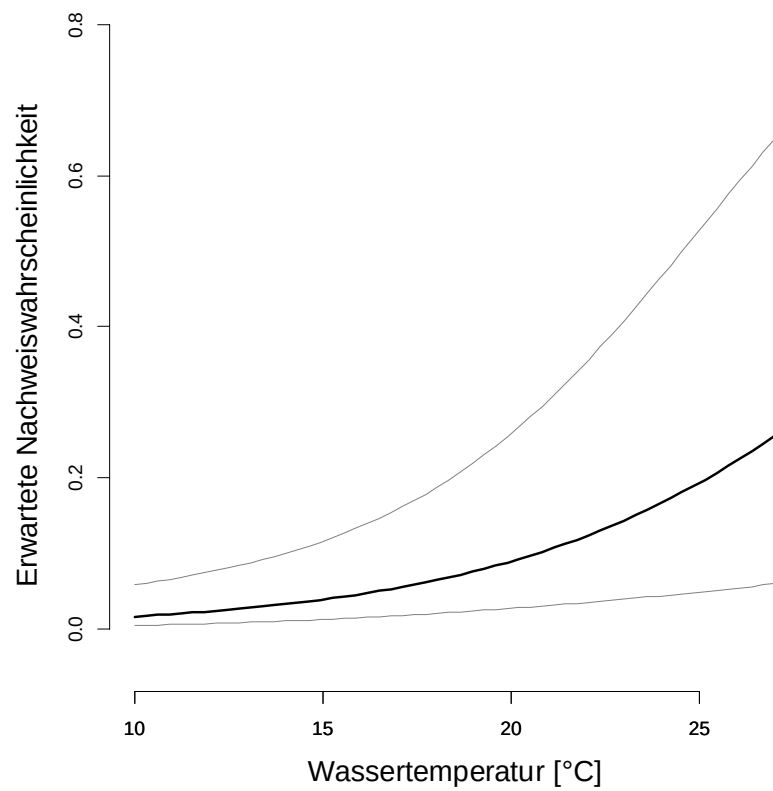


Abbildung 3.24: Erwartete Nachweiswahrscheinlichkeit von Wasserfröschen mit Standardfehler in Abhängigkeit von der Wassertemperatur

Tabelle 3.6: Ergebnis der Modellselektion für die Nachweiswahrscheinlichkeit (p) und die geschätzte Abundanz (λ) von Wasserfröschen (*Pelophylax* sp.) an drei Transekten im Schilfgürtel des Neusiedler Sees. nPars = Anzahl Parameter, AIC = Akaike Informations Kriterium, Δ AIC = relative Differenz zu bestem Modell (bestes Modell Δ AIC = 0), AICwt = AIC Modell Gewichtung, cumltvWt = kumulative AIC Gewichtung, NB = Negative Binomialverteilung der Daten

Modell	nPars	AIC	Δ AIC	AICwt	cumltvWt
p(T Wasser+Datum) λ (Anzahl Fische+Distanz Damm+Distanz See)NB	8	565.81	0	0,47	0.47
p(T Wasser+Datum) λ (Anzahl Fische+Distanz Damm+Distanz Land)NB	8	566.02	0,22	0,42	0.89
p(T Wasser+Datum) λ (Anzahl Fische+Distanz zum Damm + Distanz Land)	7	570.15	4.34	0,05	0.94
p(T Wasser+Datum) λ (Anzahl Fische+Distanz zum Damm+Distanz See)	7	570.98	5,17	0,04	0.98
p(T Wasser+Datum) λ (Anzahl Fische+Distanz Damm+Distanz See+Boden+Tiefe)	9	572.54	6,74	0,01	0.99
p(T Wasser+Datum) λ (Räuberische Fische+Räuberische Fische					
j/n+AnzahlGaukler+Anzahl Fische+Fische	18	574.36	8,56	0	1
j/n+Distanz Damm+Distanz Land+Distanz See+Temp.					
Juni+Altschilf+Boden+Tiefe+PHJuni+PHMai)					
p(Anzahl Fallen+Fangzeit+T Wasser+Datum+Anzahl Gaukler) λ (.)	7	600.69	34,88	0	1
p(Fangzeit+T Wasser+Datum) λ (.)	5	601.32	35,51	0	1
p(T Wasser+Datum) λ (.)	4	605.41	39,61	0	1

3.5.9 Einfluss von Parametern – Ergebnisse univariater Analysen

Eine Zusammenfassung der Ergebnisse findet sich in den Tabellen 3.8 und 3.9. Die Graphen dieses Kapitels wurden aus Übersichtsgründen im Anhang dargestellt.

3.5.9.1 Abstand zur offenen Seefläche und zum Land

Die modellbasierten Abundanzschätzungen zeigen, dass die erwartete Abundanz der Wasserfrösche mit Abstand zum offenen See abnimmt (Abbildung 3.21, Tabelle3. 6). Signifikant höhere Fangzahlen aller adulter und subadulter Wasserfrösche mit zunehmendem Abstand zum Land lassen sich auch mittels Spearmanrangkorrelation nachweisen (Abbildung 3.25).

Die Ruferverteilung der Wasserfrösche und Laubfrösche zeigt keine signifikanten Muster in Abhängigkeit vom Abstand zur offenen Seefläche und zum Land. Lediglich die Ruferverteilung der Rotbauchunke ist positiv mit der Distanz zum offenen See korreliert (Abbildung 3.26). In über 1000 m Abstand vom Land wurden weniger Rufer verhört (Abbildung 3.27).

Die Verteilung der Funde im Schilfgürtel des Neusiedler Sees zeigt, dass Wasserfrösche, Laubfrosch, Rotbauchunke, Donaukammolch und Teichmolch, aber auch die Ringelnatter weit in den Schilfgürtel vordringen (Abbildung 3.28). Erdkröte und Springfrosch sind hingegen auf den landseitigen Schilfgürtel beschränkt, wobei sich diese Befunde beim Springfrosch vor allem und im Fall der Erdkröte ausschließlich auf die Beobachtungen in den Testschnittflächen beruhen. Wie Straßenschutzdaten vom Westufer zeigen (Csarmann, schriftl. Mitt.), wandern beide Arten aus Wald und Kulturland

diesseits der B50 und B52 zum See. Die Pionierart Wechselkröte fehlt aus ökologischen Gründen im Schilfbereich. Einzelnachweise von Rufern stammen von schilffreien Lackenrändern am Illmitzer Transekt. Von der Knoblauchkröte wurde nur eine einzige Larve (Illmitz) gefangen, sodass für diese Art keine seriösen Aussagen möglich sind. Wir vermuten aber, dass ihr Vorkommen eher auf den landseitigen Schilfgürtel beschränkt ist (Abbildung 3.12).

3.5.9.2 Abstand zum Damm

Die Modellierung unserer Falldata zeigt eine signifikante Abnahme der erwarteten Wasserfroschabundanz mit Abstand zum Damm (Abbildung 3.20).

Die Fangzahlen aller Amphibien, von Amphibien ohne Wasserfrösche, von Molchen und der Rotbauchunke korrelieren hingegen positiv mit dem Abstand zum Damm (Abbildung 3.29).

Alle Amphibien (Chi-Square = 6,84, df = 1, $p < 0,01$), Froschlurche (Chi-Square = 4,89, df = 1, $p < 0,05$), Molche (Chi-Square = 10,03, df = 1, $p < 0,01$), Laubfroschlarven (Chi-Square = 4,19, df = 1, $p < 0,05$) und Ringelnatter (Chi-Square = 4,42, df = 1, $p < 0,05$) erreichen in der mehr als 20 m vom Damm entfernten Fallen signifikant höhere Fangzahlen auf als in der dammnäheren Zone (Mediantest, $n (< 20 \text{ m}) = 39$, $n (> 20 \text{ m}) = 17$) (Abbildung 3.30).

3.5.9.3 Tiefe und Bodenrastertiefe

Die Fangzahlen aller Amphibien, Anuren, aller Wasserfrösche und adulter Wasserfrösche sind positiv mit der Gewässertiefe und negativ mit der Bodenrastertiefe korreliert (Abbildungen 3.31 und 3.32).

3.5.9.4 Schilfalter

Schilfalterdaten sind nur für die beiden Transekte am Westufer verfügbar. Da im Transekt Oggau ausschließlich 11 bis 12 Jahre nicht mehr genutzte, ältere Schilfflächen untersucht werden konnten, während im Transekt Winden junge Flächen ($< 3 \text{ a}$) dominieren, spiegeln die Ergebnisse sicher auch andere Standortunterschiede wider (s. o.). In den älteren Schilfflächen wurden keine Rotbauchunken gefangen und die Fangzahlen von Wasserfröschen, Teichmolch, aller Amphibien, aller Anuren und aller Amphibien ohne Wasserfrösche waren signifikant niedriger als in den jüngeren Flächen (Mann-Whitney-U-Test, $n (< 3 \text{ a}) = 22$; $n (> 9 \text{ a}) = 25$; Tabelle 3.7). Ein Mediantest zeigt bei Rotbauchunke (Chi-Square = 8,21, df = 1, $p < 0,01$), Wasserfröschen (Chi-Square = 4,11, df = 1, $p < 0,05$), subadulten Wasserfröschen (Chi-Square = 5,34, df = 1, $p < 0,05$), Teichmolch (Chi-Square = 5,63, df = 1, $p < 0,05$), allen Molchen (Chi-Square = 16,92, df = 1, $p < 0,001$), Anuren (Chi-Square = 7,097143, df = 1, $p < 0,01$), allen Amphibien ohne Wasserfrösche (Chi-Square = 16,82, df = 1, $p < 0,001$) und Ringelnatter (Chi-Square = 4,27, df = 1, $p < 0,05$) signifikant höhere Fangzahlen in jüngeren im Vergleich zu älteren Flächen (Abbildung 3.33).

Tabelle 3.7: Statistische Parameter für signifikante Ergebnisse eines Mann-Whitney-U-Tests zum Vergleich zwischen jungen (< 3 a) und älteren (9 a bis 12 a) Schilfflächen am Westufer des Neusiedler Sees.

	Rangsumme 1	Rangsumme 2	U	Z	p-Wert
Rotbauchunke	603	525	200	-2,76	< 0,01
Summe aller Amphibien	682,5	445,5	120,5	-3,30	< 0,001
Anuren	670	458	133	-3,03	< 0,01
Wasserfrösche	635	493	168	-2,29	< 0,05
Amphibien ohne Wasserfrösche	690	438	113	-3,63	< 0,001
Teichmolch	621	507	182	-2,59	< 0,01

3.5.9.5 Isolation

In vom offenen See bzw. von Kanälen durch trockene Bereiche isolierten Gewässerteilen weisen alle Amphibien (Chi-Square = 10,50, df = 1, $p < 0,01$), Amphibienlarven exkl. Wasserfrösche (Chi-Square = 6,33, df = 1, $p < 0,05$), Amphibien ohne Wasserfrösche (Chi-Square = 11,06, df = 1, $p < 0,001$), subadulte Wasserfrösche (Chi-Square = 6,10, df = 1, $p < 0,05$), Molche (Chi-Square = 16,87, df = 1, $p < 0,001$), Donaukammolchlarven (Chi-Square = 8,55, df = 1, $p < 0,01$), Donaukammolch (Chi-Square = 11,20, df = 1, $p < 0,001$), Teichmolch (Chi-Square = 6,22, df = 1, $p < 0,05$) und Ringelnatter (Chi-Square = 8,55, df = 1, $p < 0,01$) signifikant höhere Fangzahlen auf (Mediantest: n (isoliert) = 32, n (nicht isoliert) = 24, Abbildung 3.34).

3.5.9.6 Huminstoffgehalt – Schwarzwasser versus Seewasser

Die Fangzahl der Rotbauchunke ist positiv mit optisch abgeschätztem Huminstoffgehalt korreliert (Abbildung 3.35). In bernstein- bis colafarbenem Wasser wurden signifikant mehr Donaukammolche gefangen als im See- und Mischwasser (Chi-Square = 4,42, df = 1, $p < 0,05$; Abbildung 3.36).

3.5.9.7 Vegetationsparameter

Submerse Moose, Laichkraut und Seggen (alle $n \leq 2$) waren an den Fallenstandorten so selten, dass eine Auswertung nicht sinnvoll erschien. Für die Präsenz von Rohrkolben konnten keine signifikanten Muster in unserem Datensatz beobachtet werden. Für folgende kategorialen Vegetationsparameter wurden signifikante Einflüsse auf die Amphibienbesiedlung festgestellt.

Altschilf

In Gewässerbereichen mit Altschilf wurden weniger Wasserfrösche gefangen (Mediantest: n (mit Altschilf) = 19, n (ohne Altschilf) = 37, Chi-Square = 4,22, df = 1, $p < 0,05$, Abbildung 3.37).

Schwimmende Schilfrhizome

In Gewässerbereichen mit schwimmenden Schilfrhizomen wurden in Summe weniger Wasserfrösche gefangen (Abbildung 3.38, Chi-Square = 5,02, df = 1, $p < 0,05$, Mediantest: n (Rhizome) = 49, n (keine Rhizome) = 7). An der Wasseroberfläche aufgetriebene Rhizome können auf mechanische Beeinträchtigungen während des Mähvorgangs und / oder Absterbeprozesse des Schilfbestandes hinweisen.

Armleuchteralgen (Chara)

An Fallenstandorten mit Chara-Bewuchs wurden signifikant häufiger Amphibienlarven (exkl. Wasserfrösche) (Chi-Square = 6,69, df = 1, $p < 0,01$, Donaukammolche (Chi-Square = 7,42, df = 1, $p < 0,01$) und deren Larven (Chi-Square = 6,29, df = 1, $p < 0,05$) gefangen (Mediantest: n (keine Chara) = 47, n (Chara) = 9, Abbildung 3.39).

Fadenalgen

Bei Anwesenheit von Fadenalgen wurden subadulte (Chi-Square = 7,81, df = 1, $p < 0,01$) und adulte Wasserfrösche (Chi-Square = 6,75, df = 1, $p < 0,01$) sowie Donaukammolche (Chi-Square = 7,71, df = 1, $p < 0,01$) und deren Larven (Chi-Square = 7,79, df = 1, $p < 0,01$) häufiger gefangen (Mediantest: n (mit Fadenalgen) = 17, n (ohne Fadenalgen) = 39, Abbildung 3.40).

Wasserschlauch (Utricularia)

Die Fangzahlen von Amphibien ohne Wasserfrösche (Chi-Square = 6,93, df = 1, $p < 0,01$) und Molchen (Chi-Square = 5,18, df = 1, $p < 0,05$) sind an Standorten ohne Wasserschlauch signifikant höher (Mediantest: n (mit Wasserschlauch) = 7, n (ohne Wasserschlauch) = 48, Abbildung 3.41).

3.5.9.8 pH-Wert

Fangzahlen von Wasserfröschen und Donaukammolchen sind negativ mit steigendem pH-Wert im Mai korreliert. Mit dem im Juni gemessenen Werten lässt sich diese Abnahme der Fangzahlen nur beim Donaukammolch und dessen Larven nachweisen (Abbildung 3.42).

3.5.9.9 Fressfeinde

Fische

Die erwarteten Abundanzen von Wasserfröschen sind im Modell negativ mit der Anzahl gefangener Fische korreliert (Abbildung 3.20).

Die Fangzahlen aller Amphibien, der Amphibien ohne Wasserfrösche, subadulter Wasserfrösche, der Rotbauchunke und der Molche sind negativ mit der Fangzahl von Junghechten korreliert (Abbildung 3.43). Mit zunehmender Fangzahl von Sonnenbarschen nehmen die Fangzahlen von Amphibien exkl. Wasserfrösche, subadulter Wasserfrösche, von Molchen und des Donaukammolchs ab (Abbildung 3.44). Mit steigender Fangzahl aller Fische gehen die Fangzahlen aller Amphibien und Anuren, aller und subadulter Wasserfrösche sowie von Molchen zurück (Abbildung 3.45). Bei Anwesenheit von Sonnenbarsch und/oder Hecht wurden weniger Amphibien (Chi-Square = 4,98, df = 1, $p < 0,05$), Anuren (Chi-Square = 4,13, df = 1, $p < 0,05$), Amphibien exkl. Wasserfrösche (Chi-Square = 5,74, df = 1, $p < 0,05$), subadulte Wasserfrösche (Chi-Square = 6,71, df = 1, $p < 0,01$), Rotbauchunken (Chi-Square = 5,96, df = 1, $p < 0,05$) sowie Molche (Chi-Square = 7,69, df = 1, $p < 0,01$) gefangen (Median-Test: n (mit Raubfischen) = 20, n (ohne Raubfische) = 36, Abbildung 3.46). Bei Abwesenheit von Fischen wurden mehr adulte (Chi-Square = 3,99, df = 1, $p < 0,05$) und subadulte Wasserfrösche (Chi-Square = 7,08, df = 1, $p < 0,01$) und Molche (Chi-Square = 8,12, df = 1, $p < 0,01$), aber tendenziell weniger Amphibienlarven

(Chi-Square = 5,06, df = 1, $p < 0,05$) erbeutet (Median-Test: n (mit Fischen) = 31, n (ohne Fische) = 25, Abbildung 3.47). Bei letzterem Ergebnis handelt es sich vermutlich um ein Artefakt.

Ringelnatter

Die Fangzahlen aller Amphibien, von Amphibien exkl. Wasserfrösche, adulter und subadulter Wasserfrösche sowie der Molche sind positiv mit der Fangzahl der Ringelnatter korreliert (Abbildung 3.48).

Wirbellose

Die Fangzahlen subadulter Wasserfrösche gehen mit zunehmender Fangzahl von Gauklern zurück. Die Fangzahlen der Rotbauchunke sind negativ mit zunehmender Fangzahl von räuberischen Wasserwanzen und der Summe aller wirbelloser Prädatoren korreliert (Abbildung 3.49).

3.5.9.10 Fische, Gaukler, Wasserwanzen – relevante Amphibienprädatoren und ihre Verbreitungsmuster

Abstand See

Die Fangzahl von Gauklern und räuberischen Wasserwanzen ist positiv mit dem Abstand zum offenen See korreliert (Abbildung 3.50).

Abstand Damm

Fangzahlen von Hecht, allen Fischen, Gaukler und räuberischer Wasserwanzen sind negativ mit dem Abstand zum Damm korreliert (Abbildung 3.52).

Bodenrastertiefe

Während für den Parameter Tiefe kein Zusammenhang mit Prädatoren beobachtet werden konnte, sind die Fangzahlen von Hecht, Gaukler und räuberischen Wasserwanzen positiv mit der Bodenrastertiefe korreliert (Abbildung 3.53).

Schilfalter

Die Fangzahlen von Hecht und allen anderen Fischen sind positiv mit dem Schilfalter korreliert (Abbildung 3.54). In jüngeren Schilfflächen (< 3 a seit der letzten Nutzung) wurden signifikant weniger Hechte (Chi-Square = 14,26, df = 1, $p < 0,001$), Fische (Chi-Square = 13,61, df = 1, $p < 0,001$), Gaukler (Chi-Square = 7,77, df = 1, $p < 0,01$) und räuberische Wasserwanzen (Chi-Square = 7,77, df = 1, $p = 0,01$) gefangen als in seit 9 bis 12 Jahren nicht mehr genutzten Flächen (Mediantest: n (< 3 a) = 22, n (> 9 a) = 25) (Abbildung 3.55).

Isolation

Hecht (Chi-Square = 15,55, df = 1, $p < 0,001$), Sonnenbarsch (Chi-Square = 12,44, df = 1, $p < 0,001$), alle Fische (Chi-Square = 9,72, df = 1, $p < 0,01$), Gaukler (Chi-Square = 10,50, df = 1, $p < 0,01$) und

Wasserwanzen (Chi-Square = 12,07, df = 1, $p < 0,001$) weisen an vom offenen See isolierten Standorten deutlich geringere Fangzahlen auf (Mediantest: n (isoliert) = 24, n (nicht isoliert) = 32, Abbildung 3.56).

Huminstoffgehalt

Die Fangzahlen von Hecht, Sonnenbarsch und allen Fischen sind negativ mit dem Gehalt an Huminstoffen korreliert (Abbildung 3.57).

Vegetationsparameter

Submerse Moose, Laichkraut und Seggen (alle $n \leq 2$) waren an den Fallenstandorten so selten, dass eine Auswertung nicht sinnvoll erschien. Für die Präsenz von Altschilf, Rohrkolben, Chara und schwimmenden Rhizomen konnten keine signifikanten Muster in unserem Datensatz beobachtet werden. Für folgende kategorialen Variablen wurden signifikante Einflüsse auf die Amphibienbesiedlung festgestellt.

Fadenalgen

An Standorten mit Fadenalgen wurden keine Sonnenbarsche (Chi-Square = 4,07, df = 1, $p < 0,05$) nachgewiesen (Mediantest: n (mit Fadenalgen) = 17, n (ohne Fadenalgen) = 39, Abbildung 3.58).

Wasserschlauch (Utricularia)

An Fallenstandorten mit Wasserschlauch wurden signifikant weniger Gaukler (Chi-Square = 4,08, df = 1, $p < 0,05$) gefangen (Mediantest: n (mit Wasserschlauch) = 7, n (ohne Wasserschlauch) = 48, Abbildung 3.59).

pH-Wert

Die Fangzahlen von Sonnenbarsch und Gaukler sind positiv mit dem pH-Wert im Mai und Juni korreliert. Im Mai wurden mehr Fische bei höheren pH-Wert gefangen, im Juni mehr räuberische Wasserwanzen (Abbildung 3.60).

NDVI-Index

Die Fangzahlen von Hecht, Gaukler und räuberischen Wasserwanzen sind negativ mit dem NDVI-Index im Radius von 10 m und 20 m um den Fallenstandort korreliert, d. h. die Fangzahlen sind in Bereichen mit lückiger oder fehlender Vegetation höher (Abbildung 3.61).

3.5.10 Zusammenfassung der Analyseergebnisse

Tabelle 3.8: Überblick über den Einfluss ausgewählter Parameter auf Amphibien. Es wurden nur signifikante Ergebnisse dargestellt. Statistische Parameter und angewendete Testverfahren siehe Text. Rot: negative Korrelation, grün: positive Korrelation. Abkürzungen: M = Ergebnis der Modellierung, all = alle Stadien, ad = adulte, subad = subadulte, L = Larven, r = Daten aus Ruferkartierung; *, **, *** = Signifikanzniveaus: *p < 0,05, **p < 0,01, *** p < 0,001.

	alle Amphibien	Amphibien ohne Wasserfrösche	Amphibienlarven	Amphibienlarven ohne Wasserfrösche	Wasserfrösche	Laubfrosch	Rotbauchunke	Anuren	Donaukammolch	Teichmolch	Molche	Ringelnatter
Abstand offener See					M		L*					
Abstand Land					ad***, subad*							
Abstand Damm	**	**			M	L*	**	*			**	*
Tiefe	*				all*, ad*			*				
Bodenrastertiefe	***				all***, ad***			***				
Schilffalter	***	***			all*, subad*		**	**		**	***	*
Isolation	**	***		*	subad*				all***, L**	*	***	**
Huminstoffgehalt							*		**			
Altschilf					*							
schwimmende Schilfrhizome					*							
Chara				**					all**, L*			
Fadenalgen					ad**, subad**				all**, L**			
Wasserschlauch		**									*	
pH-Wert Mai					all***, ad**, subad*				all*, L*			
pH-Wert Juni									all*			
Fische	*		*		all*, ad*, subad***			*			**	
Hecht	*				subad**		*	*	*		*	
Sonnenbarsch		**			subad*				**		*	
Hecht und/oder Sonnenbarsch	*	*			subad**		*	*			**	
Ringelnatter	*	**			ad*, subad*						***	
Gaukler					subad*							
räuberische Wasserwanzen							**					
räuberische Wirbellose							*					

Tabelle 3.9: Überblick über den Einfluss ausgewählter Parameter auf Gaukler, schwimmende Wasserwanzen und wirbellose Prädatoren. Es wurden nur signifikante Ergebnisse dargestellt. Statistische Parameter und angewendete Testverfahren siehe Text. Rot: negative Korrelation., Grün: positive Korrelation. Abkürzungen: *, **, *** = Signifikanzniveaus: *p < 0,05, **p < 0,01, *** p < 0,001.

	Gaukler	räuberische Wasserwanze	Hecht	Sonnenbarsch	alle Fische
Abstand See	*	*			
Abstand Land	***		*		
Abstand Damm	*	***	***		**
Bodenrastertiefe	***	*	**		
Schilfbalter	**	**	***		***
Isolation	**	***	***	***	**
Huminstoffgehalt			*	***	**
Fadenalgen				*	
Wasserschlauch	*				
pH Mai	*			*	***
pH Juni	*	*		**	
NDVI 20 m,	*	**	**		
NDVI 10 m	**	***	*		

3.5.11 Bestandesschätzungen

3.5.11.1 Abundanzschätzungen aus Fallendaten

Unsere Modellierung der Fallendaten erlaubt aufgrund der geringen Fangzahlen nur eine Abundanzschätzung des Wasserfroschbestandes (Tabelle 3.10, Abbildung 3.62). Die damit erhaltenen Werte werden damit sicher überschätzt, da das Modell von einer geschlossenen Population an den Fallenstandorten ausgeht, was nicht den Gegebenheiten entspricht. Korrekterweise müsste man bei der Abundanzschätzung von einer Schätzung der lokalen Dichte einer Superpopulation sprechen. Basierend auf diesen Ergebnissen zeigt der Transekt Winden die maximale und der Transekte Winden die geringste Wasserfroschabundanz, während der Transekt Oggau im Mittelfeld liegt.

Tabelle 3.10: Auf Basis der Modellierung berechnete Schätzwerte der „Wasserfroschdichte“ pro Fallenstandort in den drei Transekten.

Transekt	geschätzte Abundanz $\pm$ Standardfehler	Min. – Max.
Winden	24,28 $\pm$ 10,82	10,13 – 58,17
Oggau	15,23 $\pm$ 7,32	5,93 – 29,09
Illmitz	11,71 $\pm$ 3,86	3,86 – 35,54

Wenn wir idealisierter Weise davon ausgehen, dass ein Fallenstandort einer Kreisfläche mit einem Radius von 25 m entspricht, können wir Dichten pro Hektar abschätzen. Die modellierten Schätzwerte beinhalten Wasserfrösche aller Altersstadien. Mittels der Relation von juvenilen und/oder subadulten

Individuen zu den adulten Exemplaren in den einzelnen Transekten (Abbildung 3.63) lassen sich auch separat Bestandesgrößen für adulte Wasserfrösche berechnen (Tabelle 3.11).

Auf Basis der Modellierung ließe eine Hochrechnung für den gesamten Schilfgürtel (ca. 10.230 ha) minimal 350.000 bis maximal 2,3 Mio. Wasserfrösche erwarten. Wenn wir von einem mittleren Anteil adulter Exemplare an der Gesamtpopulation von ca. 42 % (siehe Abbildung 3.63) ausgehen, 145.000 bis 970.000 Individuen dieser Altersklasse (Tabelle 3.11).

Aufgrund der Fangzahlenverhältnisse der einzelnen Amphibienarten zu den Wasserfroschfängen resp. daraus modellierten Dichtewerten lassen sich auch für Rotbauchunke, Laubfrosch, Donaukammolch und Teichmolch mittlere lokale Dichten berechnen (Tabelle 3.12). Demnach würde sich der Gesamtbestand des Schilfgürtels grob geschätzt auf etwa 75.500 Rotbauchunken, 25.000 Laubfrösche, 58.500 Donaukammolche und 88.000 Teichmolche belaufen.

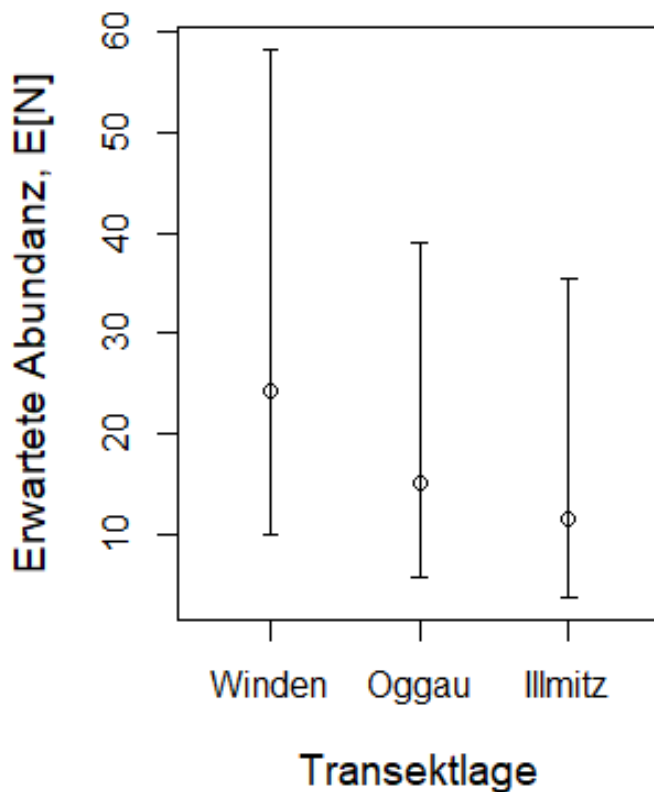


Abbildung 3.62: Abundanzschätzwert und 95 % Konfidenzintervall von Wasserfröschen (ohne Larven) pro Fallenstandort in Abhängigkeit vom Untersuchungstransekt

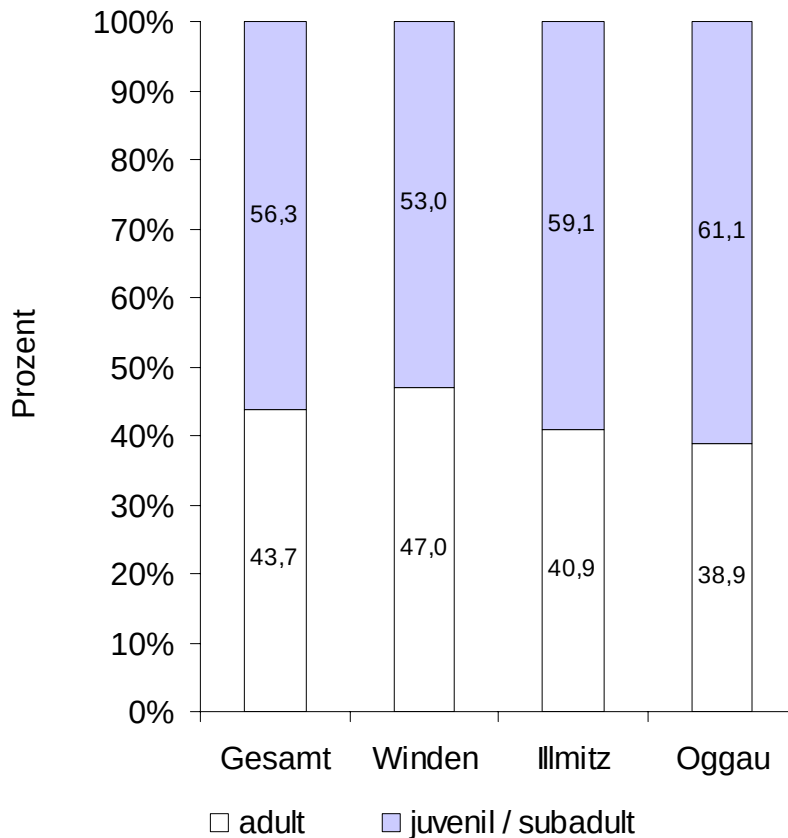


Abbildung 3.63: Verhältnis von adulten zu juvenilen bzw. subadulten Wasserfröschen in den Fallenfängen.

Tabelle 3.11: Wasserfroschdichten (Ind./ha), berechnet aus modellierten Fallendaten. Rechenbasis für Hochrechnung auf den Schilfgürtel des Neusiedler Sees (siehe Text).

	alle (Mittelwert)	alle (Min. – Max.)	Anteil adulte	nur adulte (Mittelwert)	nur adulte (Min. – Max.)
Winden	123,6	51,6 - 297,2	0,47	58,1	24,2 - 139,2
Oggau	77,6	30,2 - 199,1	0,41	31,8	12,4 - 81,6
Illmitz	59,6	19,6 - 181,0	0,39	23,2	7,6 - 70,6
alle	86,9	33,8 - 225,4	0,44	38,2	14,8 - 99,1

Tabelle 3.12: Dichten von Rotbauchunke, Laubfrosch, Donaukammolch und Teichmolch im Gesamtgebiet, berechnet aus den Fangzahlenverhältnissen zu den modellierten Wasserfroschdichten. Rechenbasis für Hochrechnung auf den Schilfgürtel des Neusiedler Sees (siehe Text).

Art	Ind. / ha
Rotbauchunke	7,4
Laubfrosch	2,4
Donaukammolch	5,7
Teichmolch	8,6

3.5.11.2 Abundanzschätzungen aus Ruferkartierungen

Für die Berechnung von Ruferdichten wurden die im Feld möglichst genau punktverorteten Rufer und Ruferchöre in Qgis 500 m langen und 250 m breiten Rechtecken entlang der Transekte zugeordnet. Für

die Dichteberechnungen wurden jeweils die Maximalwerte rufender Rotbauchunken, Wasser- und Laubfrösche herangezogen.

Obwohl zumindest für den Laubfrosch (Stumpel 1987, Grafe & Meuche 2005) und die Rotbauchunke (Fog et al. 2011) Berechnungsverfahren existieren, die eine Abschätzung der Anzahl der Gesamtmännchenzahl mittels der Anzahl der verhörten Männchen ermöglichen, wurden in unserer Studie die Absolutwerte herangezogen, um eine Vergleichbarkeit der Arten zu ermöglichen.

Für die Bestandsschätzungen sind wir von folgenden Geschlechterverhältnissen ausgegangen: Rotbauchunke: 1 : 1 (Günther & Schneeweiss 1996), Laubfrosch: 1,67 : 1 (Grosse & Günther 1996a), „Wasserfröschen“: 1 : 1 (Günther 1996a, b (*P. esculentus* bzw. *P. lessonae*), Erimis 2010 (*P. ridibundus*). Allerdings dokumentierten mehrere Autoren für *P. esculentus* im Neusiedler See eine extreme Weibchendominanz (Grillitsch & Grillitsch 1984: 1:32 (n = 33); Kratochvil 1977: 1:19 (n = 169), Knoflacher 1975: 1:111 (n = 224)). Das entspräche eine mittlere sex ratio von 1:54!

Im Gegensatz zu den Ergebnissen aus der Modellierung haben wir basierend auf den Ruferdaten eine maximale Dichte des Wasserfrosches für den Transekt Illmitz berechnet. Rotbauchunke und Laubfrosch zeigen in Illmitz ebenfalls maximale Dichten (Abbildung 3.64; Tabelle 3.13).

Auf den gesamten Schilfgürtel hochgerechnet, würden unsere Zahlen aber lediglich 3.000 adulte Rotbauchunken, 8.300 adulte Laubfrösche und 9.500 Wasserfrösche ergeben. Die Hochrechnungen aufgrund der Ruferdichten sind also sehr viel geringer als die aus Fangdaten berechneten Minimalschätzungen. Bei den Wasserfrösche ist festzuhalten, dass die Berechnungen von 9.500 Ind. auf eine sex ratio von 1 : 1 beruhen, (welche für eine, in dieser Studie postulierte Seefrosch dominierte Wasserfroschgemeinschaft realistisch erscheint). Wenn man die extrem weibchenlastigen sex ratios, die in den 1980er Jahren am See festgestellt wurden, als Berechnungsgrundlage heranzieht (Mittelwert 1:54), kommen wir aber auf einen Mindestbestand von 261.250 Adulti. Dies würde dem unteren Bereich der modellierten Schätzwerte aus den Falldaten entsprechen.

Tabelle 3.13: Aus Ruferzahlen berechnete Dichtewerte (Ind./ha), Absolutwerte und Hochrechnung für den gesamten Schilfgürtel für Rotbauchunke, Laubfrosch und Wasserfrösche.

		Fläche (ha)	Rotbauchunke	Laubfrosch	Wasserfrösche
Winden	Absolutwerte	75	11	14	17
	Mittelwert $\pm$ Standardabweichung		0,29 $\pm$ 0,31	0,86 $\pm$ 0,86	0,78 $\pm$ 0,75
Oggau	Absolutwerte	62,5	4	9	14
	Mittelwert $\pm$ Standardabweichung		0,13 $\pm$ 0,21	0,66 $\pm$ 1,49	0,77 $\pm$ 1,13
Illmitz	Absolutwerte	37,5	11	8	16
	Mittelwert $\pm$ Standardabweichung		0,58 $\pm$ 0,31	0,98 $\pm$ 1,13	1,48 $\pm$ 0,58
Gesamt	Mittelwert $\pm$ Standardabweichung	175	0,30 $\pm$ 0,45	0,82 $\pm$ 1,09	0,93 $\pm$ 0,86
	Hochrechnung gesamter Schilfgürtel	10.230	3.040	8.370	9.506

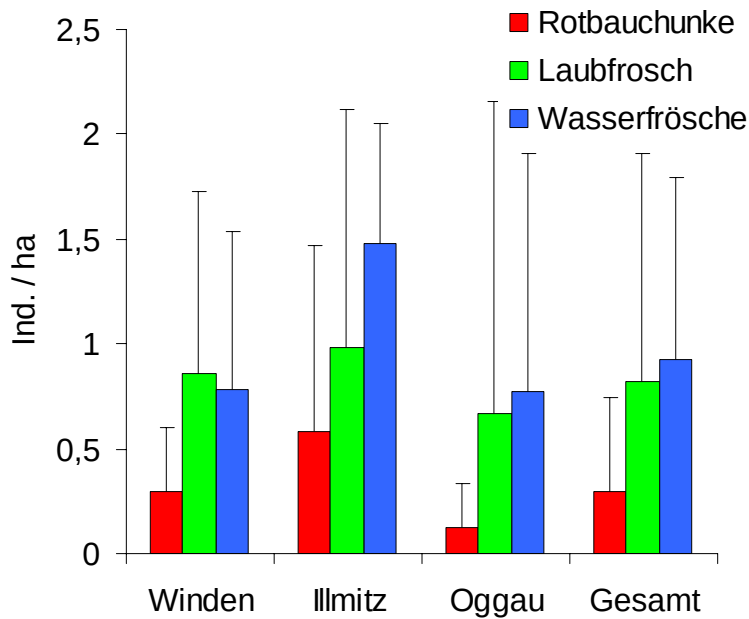


Abbildung 3.64: Dichtewerte (Ind./ha, Mittelwerte mit Standardabweichung) von Rotbauchunke, Laubfrosch und Wasserfröschen in den drei Untersuchungstransekten.

3.5.12 Artenkommentare

3.5.12.1 Teichmolch *Lissotriton vulgaris*

Teichmolche wurden in den Testschnittflächen Oggau und Breitenbrunn sowie in allen Transekten nachgewiesen. Am häufigsten wurde die Art im Transekt Winden registriert. Es gelang nur ein einziger visueller Larvennachweis in Winden (W25), mit Kleinfischreusen und Kescherfang gelangen keine Larvenfänge. (Eventuell konnten die zierlichen Teichmolchlarven die Reusen aufgrund der Maschenweite verlassen?) Die Art trat in den Transekten syntop mit allen anderen Amphibienarten mit Ausnahme der seltenen Knoblauchkröte und Wechselkröte auf. Wir konnten die Art bis zu 2,2 km vom Land und nur 100 m vom offenen See entfernt antreffen.

Unsere Analysen zeigen, dass Teichmolche vermehrt in isolierten Gewässern (mit geringeren Prädatorendichten) und jüngeren Gewässern nachgewiesen wurden. Typische Fundorte zeigen die Fotos 22 bis 25.

Grillitsch & Grillitsch (1984) schätzen aufgrund ihrer Beobachtungen, dass der Teichmolch etwa 100 bis 200fach häufiger als der Donaukammolch ist. Wir fingen in Kleinfischreusen im Mai und Juni in Summe 20 adulte Teichmolche, im Vergleich zu 13 adulten Donaukammolchen und 20 Donaukammolchlarven. Vorausgesetzt, die Fangchancen für beide Arten sind ähnlich (was anzunehmen ist), dürften die Abundanzen beider Arten im Schilfgürtel daher aktuell ausgeglichen sein. Die gleichen Autoren vermuten eine Überwinterung in Vorschilfwiesen. Aufgrund des weiten Vordringens der Art in den Schilfgürtel gehen wir davon aus, dass die Art auch Dammstrukturen als Land- und Winterhabitat nutzt. Die Frage, ob am Neusiedler See fakultativ auch eine aquatische Überwinterung (vergl. Buschendorf & Günther 1996) stattfindet, ist offen.



Fotos 21 und 22: Die Teichmolche im Schilfgürtel des Neusiedler Sees sind auffällig klein. Im Bild eine weibliches (links) und männliches Tier aus der Testschnittfläche Breitenbrunn (4.4. bzw. 22.3.2019).



Fotos 23 und 24: Zwei Fundplätze des Teichmolchs im Transekt Winden. Links: W05 syntop mit *Pelophylax cf. ridibundus*. Rechts: W25, syntop mit *Pelophylax cf. ridibundus* und *Bombina bombina*.



Fotos 25 und 26: Beispiele für Fundplätze im Transekt Oggau. Links: O27 – Kleinstgewässer im Altschilf, syntop mit *Pelophylax cf. ridibundus*. Rechts: O07 – syntop mit *Hyla arborea*, *Pelophylax sp.* und *Triturus dobrogicus*. Weitere Habitataufnahmen zeigen die Fotos 45, 46 und 49.

3.5.12.2 Donaukammolch *Triturus dobrogicus*

Uns gelangen keine Nachweise in den drei Testschnittflächen, aber Adult- und Larvenfunde in allen drei Transekten. Die Art wurde vermehrt in isolierten Gewässern mit hohem Huminstoffgehalt, niedrigerem pH-Wert und stärkerem Bewuchs mit Chara und/oder Fadenalgen gefangen. Die Präsenz von Hechten und/oder Sonnenbarschen wirkt sich negativ auf die Fangzahlen aus. Syntopie wurde mit allen nachgewiesenen Amphibienarten mit Ausnahme der Wechselkröte beobachtet. Ähnlich wie beim Teichmolch ist das Geschlechterverhältnis weibchenlastig (1:2,25, n = 13), vermutlich ein Artefakt.

Grillitsch & Grillitsch (1984) fanden die Art nur in Landnähe, weisen aber auf die Beobachtungen von König (1961) 50 m vom Schilfrand im offenen See hin. Die Art wurde von uns bis zu 2160 m vom Land und bis zu 160 m vom offenen See kartiert. Ähnlich wie beim Teichmolch vermuten wir eine Nutzung der Dämme als Land- und Überwinterungshabitat, was durch den Befund von König (1968), der auf den Dämmen "...im Oktober viele Hunderte unter Schilfwust und alten Brettern..." fand, bestätigt wird. Interessanterweise vermutet König (1968) auch eine teilweise aquatische Überwinterung, was sich mit Beobachtungen bei der Terrarienhaltung der Art deckt (Daten aus dem Alpenzoo Innsbruck, Glaser unpubl.) und auch beim nah verwandten *Triturus cristatus* regelmäßig beobachtet wurde (Grosse & Günther 1996). Grillitsch & Grillitsch (1984) gehen hingegen von einer Überwinterung in den Vorsilfwiesen aus.

Csarmann (2013) beurteilt den Erhaltungszustand des Donaukammolchs mit C und konnte 2011 nur zwei Vorkommen in Oggau und ein Vorkommen in Purbach im Seevorgelände kartieren. Unsere Daten zeigen, dass die Art auch im Schilfgürtel des Sees reproduzierende, wenn vermutlich auch individuenarme Bestände aufweist. Die lokale Gefährdungssituation ist daher vielleicht also etwas günstiger zu beurteilen.



Fotos 27 und 28: Adultes Männchen des Donaukammolchs (9.5.2019) und Larve (13.6.2019) im Transekt Oggau.



Fotos 29 und 30: Links – Larvalgewässer von Donaukammolch und Knoblauchkröte im Transekt Illmitz (I04, 12.5.2019). Syntop traten *Pelophylax* sp. und Rotbauchunke, beide ohne Reproduktionsnachweise, auf. Rechts – Larvalgewässer von Donaukammolch und Wasserfröschen im Transekt Oggau (O04, 11.5.2019).



Fotos 31 und 32: O17 (links) und O24 (rechts) Fangorte des Donaukammmolchs im Transekt Oggau am 11.5.2019. Syntop traten *Pelophylax* sp. (ohne Reproduktionsnachweis) auf. In O24 wurden nur Larven nachgewiesen, in O17 mehrere adulte Exemplare.



Fotos 33 und 34: Zwei Entwicklungsgewässer des Donaukammmolchs im Transekt Winden (W16 & W24, 9.5.2019). An beiden Standorten reproduzieren auch Laubfrosch und Wasserfrösche. Weitere Fangorte zeigen die Fotos 26, 36–38, 45 und 46.

3.5.12.3 Rotbauchunke *Bombina bombina*

Unken wurden in allen Testschnittflächen und Transekten nachgewiesen, wobei Larvenfunde nur von einem einzigen Standort im Transekt Winden (W09) vorliegen (Foto 36). Syntopie konnte mit allen in den Transekten angetroffenen Arten mit Ausnahme der Wechselkröte beobachtet werden. Unsere Ruferzählungen ergaben geringe Werte, wobei die suboptimalen Witterungsbedingungen im Mai, der Haupttrufzeit, zu berücksichtigen sind (vgl. Grillitsch & Grillitsch 1984). Csarmann (2008), die für ihre Erhebungen an 35 Lacken im Seewinkel Ruferklassen nutzte, konnte unter den 13 Gewässern mit akustischen Nachweisen der Art nur an zwei Standorten „zahlreiche“ Rufer, an vier „mehrere Rufer“ und an allen restlichen (46,1 %) weniger als vier Rufer erheben. Auch die Mindestschätzungen anhand von Ruferdaten von Grabenhofer (2004) für das gleiche Gebiet sind eher niedrig.

Teilweise gemeinsam mit subadulten Wasserfröschen nutzen Rotbauchunken auch frisch gemähte bzw. geplättete Schilfbereiche. Die Ruferzahlen sind zwar positiv mit dem Abstand zum offenen See korreliert, wie bereits von Grillitsch & Grillitsch (1984) dokumentiert, Nachweise gelangen aber bis zu 140 m vom offenen See und 2.200 m vom Land entfernt.

Die Fangzahlen waren in huminstoffreichen und dammfernen Fallenstandorten höher. Höheres Schilffalter und höhere Fangzahlen von Hechten und räuberischen Wasserwanzen wirkten sich negativ auf die Unkenfänge aus.



Fotos 35 und 36: Links – Rotbauchunke im Transekt Winden (10.5.2019). Rechts – einziges bestätigtes Entwicklungsgewässer (W09, 9.5.2019), syntop traten Donaukammolch und Wasserfrösche (beide ohne Reproduktionsnachweise) auf.



Fotos 37 und 38: Zwei weitere Fanggewässer von Rotbauchunken im Transekt Winden (rechts – W03, 9.5.2019) und im Transekt Illmitz (links – I03, 12.5.2019). In W03 traten syntop Wasserfrösche,

Laubfrosch, Teich- und Donaukammolch auf, bis auf Laichfunde des Laubfrosches alle ohne Reproduktionshinweise. In I03 wurden syntop Larven von Donaukammolch und Laubfrosch nachgewiesen.

Weitere Habitataufnahmen zeigen die Fotos 24, 29 und 45.

3.5.12.4 Wechselkröte *Bufo viridis*

Die Wechselkröte fehlt aufgrund ihrer Präferenzen für vegetationsarme Pioniergewässer aus ökologischen Gründen im Schilfgürtel. Die beiden akustischen Nachweise der Art beschränken sich auf Lackenränder im Umfeld des Transekts Illmitz. In der Testschnittfläche Breitenbrunn bilden Pfützen- und Fahrspurkomplexe am Schilflager bzw. -manipulationsplatz potenzielle Reproduktionsgewässer – es gelangen aber keine Beobachtungen (Fotos 39 und 40). Grillitsch & Grillitsch (1984) fanden die Art am Westufer ebenfalls nicht. Sie wurde 2019 bei Straßenschutzmaßnahmen (Csarmann, pers. Mitt.) an der B50 zwischen Purbach und Breitenbrunn mit 2 Ind., an der B52 mit 12 Ind. erfasst.

Nicht zuletzt aufgrund ihrer Toleranz gegenüber hoher Salinität zeigt die Art einen deutlichen Verbreitungsschwerpunkt im Seewinkel (Schweiger & Grillitsch 2015). Allerdings kartierte Csarmann (2008) hier nur an fünf (von 35) Lacken sehr zahlreiche Rufergruppen. König (1968) berichtet noch von Tausenden Wechselkröten zu Paarungszeit an den Seewinkellacken. Zählungen von Straßenopfern am 9.9.2012 in Ortschaften des Seewinkels mit 123 road kills in Illmitz und 56 in Apetlon, belegen aber nach wie vor eine lokal hohe Siedlungsdichte der Art am Ostufer (Wöss, unpubl.).



Fotos 39 und 40: Temporäre Pioniergewässer im Bereich der Testschnittfläche Breitenbrunn bilden potenzielle Laichgewässer für die Wechselkröte, trockneten aber in beiden Untersuchungsjahren zu früh aus.

3.5.12.5 Erdkröte *Bufo bufo*

Die Erdkröte fehlte in den Fallentransekten zur Gänze und konnte nur in der Testschnittfläche Oggau nachgewiesen werden. Hier gelangen Laichfunde ausschließlich in einem mit Hornkraut stark zugewachsenen Graben, ein Männchen wurde zudem im Nordosten der Fläche im lichten Altschilfbestand im Wasser gefunden (Foto 41). Das Vorkommen der Art ist damit auf die äußerste landseitige Schilfzone beschränkt und die geringen Beobachtungszahlen deuten auf einen eher geringen Bestand hin. Frühjahrswanderdaten aus Straßenschutzmaßnahmen zwischen 18.2. und 21.4.2019 (Csarmann, pers. Mitt.) weisen ebenfalls auf kleine Populationsgrößen am Westufer hin: B50, Purbach – Breitenbrunn: 8 Ind., B50, Purbach – Donnerskirchen: 74 Ind., B52: Rust – Mörbisch:

105 Ind.). Grillitsch & Grillitsch (1984) zählten an jeweils einem einzigen Tag an der B50 auf etwa 9 km Strecke zwischen Breitenbrunn und Donnerskirchen 1500 überfahrene Erdkröten, auf 500 m Straßenstrecke zwischen Purbach und Donnerskirchen ca. 500 Verkehrstopfer. Ein erheblicher Rückgang der Art in den letzten Jahrzehnten ist also zu vermuten. Bemerkenswerterweise gelangen ihnen aber im Schilfgürtel und im Vorgelände ebenfalls nur Einzelfunde, davon nur ein einziger Reproduktionsnachweis.

Die Nachweissituation der Erdkröte im Neusiedler See-Gebiet ist gut dokumentiert (Schweiger & Grillitsch 2015), doch fehlen Angaben über lokale Bestandsgrößen. In den Lacken des Seewinkels ist die Art selten (Csarmann 2008, Krachler et al. 2012), wobei hier der teils hohe Salzgehalt der Lacken, Trockenheit und der Mangel an potenziellen Landlebensräumen mit Gehölzbewuchs eine Rolle spielen dürften (König 1960, Gemel 2015).



Fotos 41 und 42: Links – adultes Männchen. Rechts – Laichgewässer der Erdkröte in der Testschnittfläche Oggau. Syntop traten Wasserfrösche auf. (22.3.2019).

3.5.12.6 Knoblauchkröte *Pelobates fuscus*

Wir konnten die Art nur einmal als Larve im Transekt Illmitz nachweisen (I04, siehe Foto 29). Syntop traten Donaukammolch, Wasserfrösche und Rotbauchunke auf. Im ca. 25 cm tiefen Gewässer wurden auch Fische (Giebel) nachgewiesen. Generell scheint die Art einen deutlichen Verbreitungsschwerpunkt am Ostufer im Seewinkel aufzuweisen (Csarmann 2008, Werba 2012, Schweiger & Grillitsch 2015).



Foto 43: Larve der Knoblauchkröte im Transekt Illmitz (I04) (12.6.2019).

3.5.12.7 Laubfrosch *Hyla arborea*

Laubfrösche konnten in allen Probeflächen und Transekten nachgewiesen werden. Larvennachweise liegen aber nur aus den Transekten vor. In unseren Analysen zeigte sich eine positive Korrelation der Larvenfangzahlen mit dem Abstand vom Damm. Alle sechs Standorte mit Larvenfängen wiesen huminstoffreiches, klares Wasser, nie Misch- oder Seewasser auf und waren mit Fadenalgen, Chara, Carex oder Typha bewachsen, was mit den Beobachtungen von Grillitsch & Grillitsch (1984) für das Westufer sowie Fischer-Nagel (1977) für den Seewinkel übereinstimmt. Bemerkenswerterweise wurden in vier dieser Gewässer diesjährige Giebel und in einem auch Junghechte nachgewiesen. Syntop traten Wasserfrösche, Donaukammolche, Teichmolche und Rotbauchunken auf.

Aufgrund der Ruferzählungen war die Art im Untersuchungsjahr deutlich seltener als die Wasserfrösche und tendenziell seltener als die Rotbauchunke, was mit dem Befund von Grillitsch & Grillitsch (1984) übereinstimmt. Diese Autoren diskutieren auch das Problem einer subjektiven Bestandsüberschätzung aufgrund der dominanten und intensiven Rufe der Art im Vergleich von Geländeschätzungen und Tonaufnahmen.

Wir konnten Laubfrösche bis 2160 m vom Land und 65 m vom offenen See entfernt feststellen. Auch Grillitsch & Grillitsch (1984) beobachteten die Art bis zu 2 km vom Land entfernt.

Straßenschutzdaten vom Frühjahr 2019 (Csarmann, pers. Mitt.) von der B50 zeigen, dass zumindest ein Teil der Schilfpopulation am Westufer aus größerer Entfernung anwandert (Donnerskirchen – Purbach – Breitenbrunn: 94 Ind.).

Zumindest für den Seewinkel konnte Csarmann (2008) eine deutliche Zunahme der besiedelten Gewässer und der Ruferzahlen im Vergleich zu Fischer-Nagel (1977) feststellen. Generell scheint die Art in den 1970er und 1980er Jahren stark zurückgegangen zu sein (siehe Grillitsch & Grillitsch 1984, mit Zitaten).



Fotos 44 und 45: Links – Larvalgewässer von Laubfrosch und Wasserfröschen im Transekt Winden (W17, 9.5.2019). Rechts – Larvalgewässer von Laubfrosch und Donaukammolch im Transekt Illmitz, syntop traten Wasserfrösche, Rotbauchunken und Teichmolch (ohne Reproduktionsnachweise) auf. Weitere Habitataufnahmen zeigen die Fotos 26, 33 und 37.

3.5.12.8 Balkanmoorfrosch *Rana arvalis wolterstorffi*

Der Moorfrosch war gemeinsam mit Wechsel- und Knoblauchkröte die seltenste Amphibienart unserer Untersuchung. Nachweise gelangen nur in der Testschnittfläche Oggau und an einem Fallenstandort im Transekt Winden.

Beim Standort in Oggau handelt es sich um ein durch Wildtritt und Suhltätigkeit offen gehaltenes, flaches Kleingewässer in einer ungemähten Schilffläche mit lehmigem Untergrund und lückigem Bewuchs aus Schilf, Seggen und Ranunculus sp. (Fotos 46 und 48). In dem Gewässer wurden rufende Männchen, 20 Laichballen und einzelne Larven beobachtet. Durch die Lage an einem Grabenrand war das Gewässer ausreichend besonnt. Syntop wurden Erdkröte, Springfrosch und Teichmolch beobachtet.

Im Transekt Winden wurden einzelne Larven in einem relativ tiefen Schilftümpel mit wenigen m² Wasserfläche und Chara-Bewuchs mit Kleinfischreusen (Winden 20) nachgewiesen (Fotos 49 und 50). Syntop traten Wasserfrösche, Donaukammolch und Teichmolch auf.

Csarmann (2013, in Weiss et al. 2013), aber auch bereits Grillitsch & Grillitsch (1984) konnten nur jeweils zwei Vorkommen der Art am Westufer kartieren. Csarmann (2013) betont die Bedeutung von Überschwemmungsgewässern im Seevorgelände für die Reproduktion der Art. Bereits Grillitsch & Grillitsch (1984) konnten am Westufer nur drei Standorte mit in Summe vier Individuen in der ufernahen Röhrlichtzone kartieren. Im Seewinkel dokumentierte Csarmann (2008) eine Abnahme der besiedelten Gewässer im Vergleich zu Fischer-Nagel (1977).

Unsere Larvennachweise im Transekt Winden in ca. 1750 m Entfernung vom Land im seeseitigen Schilfgürtel zeigen, dass (Kleinst-)Populationen der Art auch das landferne Röhrlicht nutzen können. Am von Csarmann (2013) festgestellten schlechten Erhaltungszustand der Art ändert sich durch diese Beobachtung leider nichts. Gezielte Artenschutzmaßnahmen sind daher unbedingt notwendig.



Fotos 46–48: Laichplatz des Moorfrosches in der Testschnittfläche Oggau am 4.4.2019 (links) und Laichballen ebendort (rechts und unten) am 22.3.2019.



Fotos 49 und 50: Entwicklungsgewässer des Moorfrosches im Transekt Winden am 9.5.2019 (links 9.5.2019) und Larve aus diesem Gewässer am 10.5.2019.



Fotos 51 und 52: Subadulter Moorfrosch aus der Testschnittfläche Oggau (11.5.2020).

3.5.12.9 Springfrosch *Rana dalmatina*

Ähnlich wie die Erdkröte ist diese Art deutlich auf die landseitige Schilfzone beschränkt. Nachweise liegen aus den Probeflächen Oggau und Purbach sowie dem Transekt Winden vor. Im Jahr 2020 kam es aufgrund niedriger Wasserstände zu einem Totalausfall der Reproduktion in den Probeflächen.

In den Testschnittflächen konzentrieren sich Laichnachweise auf Kleingewässer im ungemähten Altschilf, Gräben und ephemere Wiesentümpel im Seevorland, während Gewässer in den frischen Mähflächen kaum genutzt werden. Die Laichballenzahlen waren in Oggau mit sechs Laichballen gering, in Purbach mit 17 Laichballen etwas höher. Grillitsch & Grillitsch (1984) betonen die ungleichmäßige Verteilung von Laichplätzen am Westufer. So kartierten sie im Gebiet der Oggauer Heide nur 12 Laichballen. Allerdings konnten sie punktuell hohe Laichballenzahlen in Gräben feststellen (137 Laichballen pro 110 m Grabenlänge; 156 Laichballen pro 100 m Grabenlänge).

Die im Zuge von Straßenschutzmaßnahmen (Csarmann, pers. Mitt.) erfassten Individuenzahlen zeigen die große Bedeutung von Landlebensräumen im Bereich des Leithagebirges für die Seepopulation. Am meisten Tiere wanderten 2019 über der B50 zwischen Purbach und Donnerskirchen an (1731 Ind.), weniger Springfrösche wurden zwischen Purbach und Breitenbrunn (197 Ind.) sowie Rust und Mörbisch (219 Ind.) registriert.



Fotos 53 und 54: Springfrosch mit Laichballen (rechts) in der Testschnittfläche Purbach (22.3.2019). Laichgewässer der Art zeigen die Fotos 10, 13 und 46.

3.5.12.10 Wasserfrösche *Pelophylax* sp.

Wasserfrösche wurden in allen Testschnittflächen und Transekten nachgewiesen. Reproduktionsnachweise liegen aber nur aus den Probeflächen Breitenbrunn (2019) und Purbach (2020) sowie den Transekten Winden und Oggau vor. Aufgrund unserer vorbehaltlichen Einschätzungen dominieren in unseren Untersuchungen phänotypisch als Seefrösche *P. cf. ridibundus* anzusprechende Individuen. Hierzu sei angemerkt, dass bezüglich der Taxonomie der in Österreich zur *ridibundus*-Gruppe zuzuordnenden Wasserfröschen jüngste molekulargenetische Untersuchungen (Kaufmann pers. Mitt.) zeigen, dass vermutlich mehrere „Seefrosch-Linien“ in Österreich vorkommen, was auf mehrfache Einwanderungen und/oder Einschleppungen unterschiedlicher Taxa hinweist.

Phänotypisch als *P. esculentus* determinierte Individuen wurden nur vereinzelt im Transekt Oggau sowie in den Probeflächen Breitenbrunn und Oggau gefangen. Aus allen Transekten liegen aber akustische Nachweise des Hybriden sowie des Kleinen Wasserfrosches *P. lessonae* vor.

Die vermutliche Dominanz des Seefrosches ist umso bemerkenswerter, da das Neusiedler See-Gebiet als gut untersuchtes Paradebeispiel für ein *lessonae-esculentus*-System gilt, wobei *P. lessonae* am Neusiedler See nur einen Anteil von wenigen Prozent an der extrem weibchendominierten Hybridpopulation hat (Tunner & Karpati 1997, Tunner 2001). Auch Grillitsch & Grillitsch (1984) fanden am Westufer im Schilfgürtel ein *lessonae-esculentus*-System mit *P. lessonae* in geringer Abundanz und *P. esculentus* als dominantes Taxon.

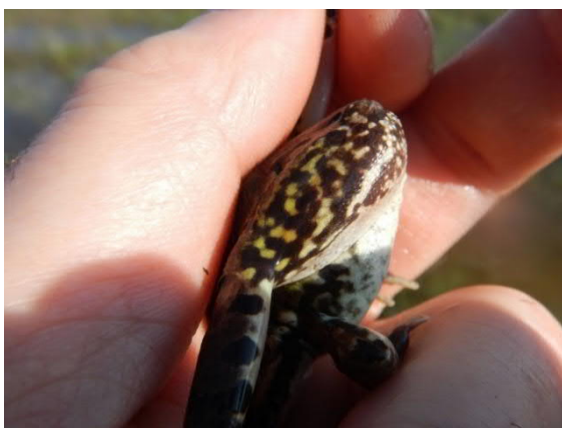
Im ungarischen Hanság wurde im Jahr 1989 eine *ridibundus-esculentus*-Population (mit triploiden Hybriden) festgestellt, aus der der Seefrosch anscheinend erst rezent auch in den Seewinkel eingewandert ist (Tunner & Heppich-Tunner 1992, Tunner 2001). Interessant ist in diesem Zusammenhang auch die Beobachtung eines einzelnen Seefrosches von Schuster (in Vorb.) im österreichischen Hanság im Jahr 1993. Csarmann (2008) nennt einen akustischen Einzelnachweis des Seefrosches aus einem Teich in Apetlon. Die Art wird von Werba (2012) für den Seewinkel gelistet und Grillitsch (2015) publizierte bereits mehrere Fundpunkte, u. a. in Oggau und Winden sowie in Illmitz. Neben einer aktiven Ausbreitung der sehr vagilen Art, könnte auch eine Verschleppung mit Fischbesatz eine (zusätzliche) Rolle spielen.

In unserem Falldatensatz nimmt die Fangzahl in Damm- und Seenähe zu und mit zunehmendem Abstand zum Land ab. Altschilf, schwimmende Schilfrhizome, Fische, Schilfalter, Bodenrastertiefe und pH-Wert im Mai beeinflussen die Fangzahlen negativ, Isolation, Tiefe und Fadenalgen positiv. Die Fangzahlen subadulter Wasserfrösche sind mit den Fangzahlen räuberischer Wasserwanzen, Gaukler, Hecht und Sonnenbarsch negativ korreliert.

Wasserfrösche bilden in unserer Untersuchung die mit Abstand häufigsten Amphibien im Schilfgürtel. Auch Imhof & Waitzbauer (1974) und Grillitsch & Grillitsch (1984) betonen die Dominanz der Wasserfrösche im Schilfgürtel.

Grillitsch & Grillitsch (1984) beobachteten besonders hohe Dichten juveniler und subadulter Wasserfrösche im Seevorgelände im Spätsommer und Herbst. Aus diesem Zeitfenster fehlen in unserer Studie Daten. Lokal konnten sie auch sehr hohe Dichten in Laichgewässern zur Paarungszeit dokumentieren, ca. 1000 Ind. in einer 1600 m² großen Rohrlacke in Purbach.

Während aquatische Hibernation für *P. esculentus* schon von Grillitsch & Grillitsch (1984) im Gebiet beobachtet wurde und aus dem gesamten Verbreitungsgebiet bekannt ist, überwintert *P. lessonae* obligatorisch an Land. Für *P. lessonae* sind ausgeprägte, jährliche, bis zu 15 km weite Laichwanderungen aus terrestrischen Überwinterungsquartieren im ungarischen Hanság in den Schilfgürtel des Sees dokumentiert (Tunner 1992, Tunner & Karpati 1997). Der Seefrosch verbringt die Winterruhe immer aquatisch. Da der Seefrosch gegenüber Sauerstoffmangel unter dem Eis empfindlicher als *P. esculentus* ist (Tunner 1978), haben eventuell erst mildere Winter mit einer fehlenden oder kürzeren Eisbedeckung die (vermutliche) Ausbreitung der Art ermöglicht. Im Jahr 2019 wurden im Rahmen von Straßenschutzmaßnahmen an der B50 und B52 (Csarmann, pers. Mitt.) keine Wasserfrösche erfasst. Möglicherweise überwiegt aktuell die aquatische Überwinterung.



Fotos 55–57: Vermutlicher subadulter *Pelophylax esculentus* in der Testschnittfläche Breitenbrunn (22.3.2019).



Fotos 58 und 59: Wasserfroschlaich und adulter Seefrosch im Transekt Winden (10.5.2019).



Fotos 60 und 61: Vermutlicher Seefrosch in Dorsal- und Ventralsicht (Transekt Winden, 10.5.2019).



Fotos 62–64: Ein weiteres Seefroschexemplar aus dem Transekt Winden (12.5.2019).

3.6 Diskussion

3.6.1 Probleme und Einschränkungen der Aussagekraft

Mehrere Punkte könnten die Aussagekraft unserer Studie schmälern:

- Im Zuge von Amphibienkartierungen werden Gewässer normalerweise flächendeckend kontrolliert. Im weitläufigen Schilfgürtel waren Erhebungen aber nur punktuell möglich.
- Der Neusiedler See bildet aus Amphibienperspektive ein zusammenhängendes und sehr großräumiges Fortpflanzungshabitat. Es ist davon auszugehen, dass Laichplätze und Larvenhabitate heterogen verteilt sind und deren räumliche Lage wahrscheinlich auch von den jährlichen Wasserstandsschwankungen abhängt (auch wenn diese durch den Wehrbetrieb am Einserkanal stark nivelliert sind).
- Aus logistischen Gründen mussten wir unsere Untersuchungen entlang künstlicher Schneisen im Schilfgürtel durchführen. Diese Kanäle und Begleitämme beeinflussen die Amphibienverteilung in hohem Maß, wie auch unsere Studie zeigt. Daten aus damm- und kanalfernen „natürlichen“ Schilfstandorten fehlen zur Gänze. Dieser Umstand sowie die mit Ausnahme der Wasserfrösche geringen Fangzahlen beschränken unsere Möglichkeiten für Bestandessschätzungen für den Gesamttraum.
- Unsere Erhebungen konzentrierten sich auf optimale Zeiträume für die Ruferkartierung und Larvenerhebungen. Bei den Larvenerhebungen mussten wir einen Kompromiss zwischen dem Zeitpunkt, an dem die Larven der Frühlaicher (Braunfrösche, Erdkröte, Molche, Knoblauchkröte) noch, und die der Spätlaicher (Wasserfrösche, Laubfrosch, Wechselkröte, Rotbauchunke) schon nachweisbar sind.
- Da die Witterungsbedingungen im Mai 2019, in dem eine maximale Ruferaktivität zu erwarten gewesen wäre, aufgrund zu kühler Temperaturen für die akustischen Kartierung der Wasserfrösche, Laubfrosche und Unken suboptimal waren, mussten wir teilweise auf Erhebungen im Juni zurückgreifen. Der verspätete Erhebungstermin könnte eine reduzierte Ruferaktivität zur Folge gehabt haben. Es ist also wahrscheinlich, dass wir die Ruferzahlen in den Transekten unterschätzt haben. Darauf weist auch die Diskrepanz zwischen den Ruferdichten und Dichten auf Basis der Fallenfangdaten hin.
- Der Fangerfolg unbeköderter Kleinfischreusen ist stark von Aktivität und Verhaltensmustern der Amphibien abhängig und artspezifisch unterschiedlich. Den Einfluss der Temperatur auf die Fangzahlen der Wasserfrösche konnten wir klar nachweisen. Es ist auch denkbar, dass hohe Prädatorendichten zu einer geringeren Aktivität insbesondere von Amphibienlarven und Molchen und damit deren Fangwahrscheinlichkeit reduzieren. Andererseits erbrachten gleichzeitiges Keschern und die visuelle Kontrolle in den teilweise relativ gut einsichtigen

Rohrlacken ähnlich geringe (oder pessimale) Amphibiendichten. Wir vermuten aufgrund unserer Geländeeinschätzungen, dass wir ohne Fallen mit Kescherfang an den meisten Standorten gar keine Amphibienlarven und Molche erfasst hätten. Eventuell nachteilig zu bewerten ist auf jeden Fall die Tatsache, dass während der Expositionszeit einzelne Amphibien die Falle wieder verlassen dürften und / oder dass sie von mit gefangenen Predatoren gefressen werden. Fallenfänge spiegeln also die tatsächlichen Amphibienabundanzen sicher nur unzureichend wider, sind aber für großräumige Erhebungen insbesondere von Molchen und Amphibienlarven alternativlos und bieten auch den großen Vorteil einer relativen Standardisierbarkeit.

- Im Gegensatz zu dieser Studie setzte Csarmann (2008) in Lacken des Seewinkels beleuchtete Unterwasserfallen aus Kunststoff für den Amphibienlarvenfang ein. Ein Vergleich des Fangenerfolgs von 11 beleuchteten Fallen mit 11 benachbarten, unbeleuchteten Fallen zeigte eine signifikant schlechtere Fängigkeit der letzteren. Sie erbeutete in 141 Fallennächten in 35 Gewässern 1348 Amphibienlarven (vorwiegend Laubfrosch- und Knoblauchkrötenlarven), bemerkenswerterweise aber nur eine einzige Wasserfroschlarve (obwohl sie in mehreren Gewässern Paarungsaktivitäten und Metamorphosen beobachtete), drei Teichmolchlarven, drei Kammmolchlarven und keine adulten Molche. Wie Csarmann (2008) vermuten wir eine ausgeprägte, artspezifische Fängigkeit beleuchteter Fallen aufgrund unterschiedlich phototaktischen Verhaltens. Neben den logistischen Vorteilen faltbarer Reusen, verzichteten wir auf beleuchtete Fallen auch aufgrund des geringen Erfolgs bei Wasserfrosch- und Molchlarven.
- Unsere Fangzahlen von Amphibien waren so gering, dass eine Modellierung nur für die besonders häufig gefangenen Wasserfrösche möglich war und weitere multivariate Analysen erschwert wurden.

3.6.2 Hypothese 1

Die Art der Schilfnutzung, die Schilfstruktur, -vitalität sowie die Zeit seit der letzten Nutzung beeinflussen die Amphibienabundanzen und -verteilung. Die Schilfqualität wirkt sich anscheinend nicht direkt auf die Amphibienbesiedlung aus, doch sind in Bereichen ohne oder mit lückigem Schilfbewuchs relevante Amphibienpredatoren häufiger.

Nutzung: Frisch gemähte Flächen werden im ersten Jahr anscheinend nicht zur Reproduktion und vorwiegend von subadulten Wasserfröschen und Rotbauchunken genutzt. Vielleicht spielen für die höheren Dichten dieser beiden Arten nahrungsökologische Gründe (hohe Bestände von Stechmückenlarven) eine Rolle. Warum diese durch die Mahd frisch entstandenen oder dynamisierten Schilfgewässer, weder die flachen Ratrakfahrspuren und Kleingewässer in den geplätteten Flächen noch die durch das Modell Seiga entstandenen tiefen Kolke, kaum oder gar nicht zur Reproduktion genutzt werden, ist unklar. Ein möglicher Grund sind Sauerstoff zehrende Prozesse durch zusammengedrücktes Altschilf und Rhizome. (Die meisten dieser Gewässer wiesen auffälligen Schwefelwasserstoffgestank auf). Hier fehlen ganz klar Zeitreihen zur weiteren Sukzession und Besiedlungsdynamik in einmalig gemähten Flächen im Vergleich zu gemähten Flächen. Der Befund zu

zwei bis drei Jahre alten, durch Schilfschnitt entstandenen, gut besiedelten Amphibiengewässern aus dem Transekt Winden könnte ein Indiz sein, dass „Schilfschnittgewässer“ eine gewisse Entwicklungszeit benötigen.

Ratrak und Seiga unterscheiden sich vor allem in der Beschaffenheit der durch den Mähvorgang erzeugten Gewässer. Mit dem Ratrak entstehen eher flache Gewässer, mit dem Modell Seiga tiefere Tümpel. Durch den Plättungsvorgang wird das Oberflächenrelief stärker nivelliert sowie Schlenken und Kleinstgewässermulden mit zusammengepresstem Schilf aufgefüllt. Damit dürften Sauerstoff zehrende Prozesse gefördert werden. Generell bestimmen sommerliche Sauerstoffdefizite im Röhricht die Verteilung der aquatischen Lebewelt sicher entscheidend (vergl. Wolfram et al. 2015).

Zeit seit der letzten Nutzung: Jüngere Schilfbestände weisen in unserem Fallendatensatz höhere Amphibienbestände auf, auf Artniveau lässt sich dies für Wasserfrösche, Rotbauchunke und Teichmolch (aber auch die Ringelnatter) nachweisen. Für Amphibien relevante Prädatoren (Gaukler, räuberische Wasserwanzen, Fische) weisen umgekehrt in älteren Flächen höhere Fangzahlen auf, sodass dabei auch Räuber-Beute-Beziehungen eine Rolle spielen dürften. Einschränkend ist weiters die Tatsache, dass das Ergebnis auch stark Unterschiede zwischen dem Transekt Oggau mit alten Schilfflächen und Winden mit vorwiegend jüngeren Flächen widerspiegelt.

Unsere Befunde aus den Testschnittflächen zeigen, dass Kleingewässer im lichten Altschilf eine besondere Bedeutung für die Reproduktion von Moor- und Springfrosch haben können. Auch Kleinstgewässer im Altschilf wurden im Transekt Oggau vom Donaukammolch zur Reproduktion genutzt. Die von Grillitsch & Grillitsch (1984) dokumentierte Meidung von Altschilf kann von uns nur für sehr hoch- und dichtwüchsige Bestände bestätigt werden, die keinerlei Besonnung der Gewässer zulassen (s. u.).

Schilfstruktur: Die Präsenz von Altschilf und schwimmenden Rhizomen an den Fallenstandorten wirkt sich negativ auf die Fangzahlen von Wasserfröschen aus. Die Präsenz von Altschilf kann als Indikator für Verlandungsprozesse interpretiert werden. Da adulte Wasserfrösche in unserem Datensatz tiefere Gewässer zu bevorzugen scheinen (s. u.), meiden sie eventuell auch verlandende Bereiche. Schwimmende Rhizome können auf abgestorbene oder geschädigte Schilfbereiche hinweisen. Für eine weitere Interpretation müssten Untersuchungen zur Habitatwahl mit detaillierten Strukturmessungen durchgeführt werden.

Schilfqualität: Bezüglich der Schilfqualität (gemessen über den NDVI-Index) zeigen sich in unserem Datensatz keine signifikanten Auswirkungen auf die Amphibienfauna. Zumindest einige relevante Prädatoren weisen höhere Fangzahlen bei geringer Schilfqualität auf, dabei handelt es sich vor allem um Standorte mit fehlender oder lückiger Schilfdecke $< 0,2$. Die Schilfqualität wirkt sich also anscheinend nicht direkt auf die Amphibienbesiedlung aus, doch sind in Bereichen ohne oder mit lückigem Schilfbewuchs relevante Amphibienpredatoren häufiger.

Schilfnutzung, -struktur und -alter beeinflussen die Amphibienbesiedlung signifikant. Der Befund von Grillitsch & Grillitsch (1984) bezüglich der Meidung älterer Schilfflächen lässt sich auch in unserem Datensatz zumindest für Wasserfrösche, Unken und Teichmolch tendenziell bestätigen. Gänzlich ungeeignet für die Amphibienreproduktion sind aber wahrscheinlich nur geschlossene Altschilfbestände ohne jegliches Gewässerangebot. Das Angebot von Laichplätzen (insbesondere in

Abhängigkeit vom Wasserstand) und das Potenzial für die Gewässergenese sind vielleicht wichtiger als die hier diskutierten Parameter.

3.6.3 Hypothese 2

Strukturparameter (Vegetationszusammensetzung und -struktur, Tiefe) und chemische Parameter der Schilfgewässer beeinflussen die Amphibienabundanz und -verteilung.

Von den erhobenen Parametern beeinflussen Tiefe, Bodenrastertiefe, Huminstoffgehalt, pH-Wert und einige Vegetationsparameter (Präsenz von Fadenalgen, Armleuchteralgen und Wasserschlauch) die Amphibienbesiedlung signifikant.

Tiefe und Bodenrastertiefe: Wasserfrösche wurden vermehrt an Fallenstandorten mit tieferem Wasser gefangen und seltener an erhöhten Bereichen. Bemerkenswerterweise gilt dies aber nur für adulte Tiere, was auf eine unterschiedliche Habitatwahl von adulten gegenüber subadulten bzw. juvenilen Exemplaren hinweist. Dieses Phänomen einer unterschiedlichen Habitatwahl von Wasserfröschen ist aus der Literatur gut bekannt und wahrscheinlich intraspezifischer Prädation geschuldet (z. B. Günther 1990). Die Fangzahlen von Gauklern, räuberischen Wasserwanzen und Junghechten sind positiv mit der Bodenrastertiefe korreliert. Diese amphibienrelevanten Prädatoren bevorzugen also flachere Bereiche.

Huminstoffgehalt: Rotbauchunke und Donaukammolch wurden häufiger an Fallenstandorten mit erhöhtem Huminstoffgehalt gefangen. Gleichzeitig sind aber auch die Fangzahlen von Fischen negativ mit dem Huminstoffgehalt korreliert, sodass nicht die Wasserchemie, sondern die geringeren Fischbestände in huminstoffreichem Wasser ausschlaggebend sein könnten.

pH-Wert: Fangzahlen von Wasserfröschen und Donaukammolchen sind negativ mit dem pH-Wert korreliert. Die Spannweite der gemessenen Werte lässt aber nicht erwarten, dass tatsächlich physiologische Toleranzen der beiden Arten die Ursache sind. Da Fangzahlen von Fischen, Sonnenbarsch, räuberischen Wasserwanzen und Gaukler positiv mit dem pH-Wert korreliert sind, könnte ähnlich wie beim Huminstoffgehalt eher Prädatorendichten eine Rolle spielen.

Faden- und Armleuchteralgen: Die Präsenz von Fadenalgen wirkt sich positiv auf die Fangzahlen von Wasserfröschen und Donaukammolchen aus. An Fallenstandorten mit Armleuchteralgen wurden mehr Donaukammolche und mehr Amphibienlarven (exkl. Wasserfrösche) gefangen. Fadenalgenteppiche bilden geeignete Sonnhabitate und Verstecke für Wasserfrösche. Donaukammolche und Amphibienlarven können diese Strukturen ebenfalls als Versteckplätze nutzen. Für Molche bildet die submerse Vegetation aber ein essenzielles Laichsubstrat. Fadenalgenbestände weisen sich zudem negativ auf die Anwesenheit von Sonnenbarschen aus, die effiziente Jäger von Amphibienlarven darstellen.

Wasserschlauch: An Fallenstandorten mit Wasserschlauch wurden weniger Molche und Amphibien exkl. Wasserfrösche gefangen, auch die Fangzahlen von Gauklern waren geringer. Als fleischfressende Pflanze erbeutet der Wasserschlauch mit seinen Fangblasen vor allem Zoo- und Phytoplankton (Alkhalaf et al. 2009). Zumindest frisch geschlüpfte Molch- und Anurenlarven können, wie Beobachtungen im Aquarium zeigen, ebenfalls erbeutet werden (Glaser unpubl.). Als Laichsubstrat für Molche dürfte sich der Wasserschlauch daher vermutlich eher als kontraproduktiv erweisen. Ob

Utricularia spp. tatsächlich signifikant Amphibienbestände im Freiland beeinflussen, müsste mit entsprechenden Studien verifiziert werden.

3.6.4 Hypothese 3

Prädatorendichten (Fische, räuberische Wirbellose) beeinflussen die Amphibienpopulationen, insbesondere die Larvenpopulationen, negativ. Effizientere Prädatoren (Raubfische, große Schwimmkäfer, *Hirudo medicinalis*) sollten einen größeren Einfluss auf die Amphibienbestände als weniger effiziente Prädatoren (kleine Schwimmkäfer, Schwimmwanzen, Rückenschwimmer, Klein- und Jungfische) haben. Dabei sollten sich Unterschiede zwischen gegenüber Fischprädation besonders sensiblen Arten (Laubfrosch, Rotbauchunke, Molche) und weniger sensiblen Arten wie Wasserfröschen ergeben. Aus diesem Grund sollten für Fische zugängliche Gewässer(komplexe) eine geringere Besiedlung mit Amphibien, insbesondere sensiblen Arten, aufweisen.

Unser Datensatz zeigt klar, dass einige Prädatoren, aber nicht alle, die Amphibienbesiedlung negativ beeinflussen. Die Fangzahlen aller Fische sind negativ mit den Fangzahlen von Wasserfröschen, der Summe aller Amphibien, Molchen und Anuren korreliert.

Junghechte wirken sich negativ auf die Fangzahlen subadulter Wasserfrösche, Rotbauchunken und Donaukammolche aus. An Fallenstandorten mit Sonnenbarschen wurden ebenfalls weniger subadulte Wasserfrösche und Donaukammolche gefangen. Die Fangzahlen eines spezialisierten Amphibienprädators, der Ringelnatter, sind positiv mit den Fangzahlen von Wasserfröschen, Amphibien exkl. Wasserfröschen, Molchen und allen Amphibien korreliert.

Trotz hoher Bestände potenziell amphibiovorer Wirbelloser wie Medizinischer Blutegel (z.B. Merilä & Sterner 2002), Libellenlarven, kleinerer Schwimmkäfer (v. a. *Graphoderus* sp.) wirken sich nur Gaukler negativ auf Fangzahlen subadulter Wasserfrösche und räuberische Wasserwanzen auf die Fangzahlen von Rotbauchunken aus.

Ein weiteres Ergebnis unterstützt die Bedeutung der Prädation auf die Amphibienbesiedlung und den Punkt 3 unserer Hypothese. Isolierte Gewässer, die für Fische, Gaukler und räuberische Wasserwanzen nicht oder schlecht zugänglich sind, weisen höhere Fangzahlen von subadulten Wasserfröschen, Donaukammolch, Teichmolch, Molchen, Amphibien und Amphibienlarven exkl. Wasserfrösche und allen Amphibien auf. Auch die Ringelnatter tritt hier vermehrt auf.

Wir gehen daher davon aus, dass Fische, insbesondere Sonnenbarsch und Hecht, die effizientesten Prädatoren für Amphibien im Schilfgürtel darstellen. Dabei handelt es sich natürlich um eine Binsenweisheit des praktischen Amphibienschutzes. Wirbellose sind trotz hoher Abundanz anscheinend von geringerer Bedeutung.

Molche, Rotbauchunke, Amphibien(larven) exkl. Wasserfrösche, aber auch subadulte Wasserfrösche scheinen sensibler auf Prädation zu reagieren.

3.6.5 Hypothese 4

Das Überwinterungsverhalten und -habitat beeinflussen die Amphibienverteilung im Schilfgürtel. Die Verbreitung von Arten, die landseitig außerhalb des Schilfgürtels überwintern, sollte negativ mit dem Abstand zum Land korreliert sein. Die Verteilung aquatisch überwinternder Arten und von

Arten, die anthropogene Strukturen wie Kanaldämme zur terrestrischen Hibernation nutzen können, sollte unabhängig vom Landabstand sein. Der Abstand zum offenen See, Land und Damm beeinflusst daher die Amphibienverteilung.

Unsere Daten weisen einen starken Einfluss der Distanzen zum offenen See, Land und Damm auf die Amphibienbesiedlung nach.

Abstand zum Land und offenen See: Springfrosch und Erdkröte wurden fast nur in den Testschnittflächen, also in landnahen Bereichen des Schilfgürtels angetroffen. In den Transekten fehlt die Erdkröte zur Gänze und der Springfrosch wurde nur einmal landnah in Winden nachgewiesen. Beide Arten verbringen ihre ausgedehnte Landphase bevorzugt in Wäldern oder gehölzgeprägtem Kulturland. Springfrosch und Erdkröte bilden aktuell die hauptsächlich anwandernden Arten, die im Rahmen der Amphibienschutzmaßnahmen entlang der B50 und B52 zwischen Rust und Donnerskirchen im Frühjahr 2019 erfasst wurden. Ansonsten wurden dort nur noch der Laubfrosch und sehr vereinzelt die Wechselkröte nachgewiesen (Eva Csarmann, schriftl. Mitt.). Auch für Knoblauchkröte und Wechselkröte vermuten wir eine Beschränkung auf landnahe Schilfbereiche. Die Wechselkröte ist aus ökologischen Gründen nur an vegetationsarmen Gewässern, z. B. an Lackenrändern, außerhalb des Schilfröhrichts zu erwarten, wo sie im Transekt Illmitz auch nachgewiesen wurde.

Laubfrosch, Rotbauchunke, Moorfrosch und beide Molche dringen vom Land her sehr weit in den Schilfgürtel und ein. Die Fangzahlen von Wasserfröschen sind sogar negativ mit dem Abstand zum offenen See und positiv mit dem Abstand zum Land korreliert. Lediglich für die Rotbauchunke konnte eine Zunahme der Rufer mit steigendem Abstand zum See beobachtet werden. Dies könnte aber auch mit der Verteilung attraktiver Gewässer im Schilf, z. B. mehr isolierte Gewässer in Landnähe, erklärbar sein.

Da die Wasserfrösche aufgrund ihrer phänotypischen Merkmale fast ausschließlich der Seefroschgruppe zuzuordnen sind, gehen wir davon aus, dass vorwiegend eine aquatische Überwinterung stattfindet und eine Wanderung in terrestrische Überwinterungsquartiere wie für *Pelophylax lessonae* obligat nicht mehr stattfindet. Die aktuelle Wasserfroschverteilung im Schilf könnte also mit dem vermuteten Artenwechsel von einem *lessonae-esculentus*-System zu einer „*ridibundus*“-dominierten Wasserfroschgemeinschaft und damit veränderten Winterhabitatpräferenzen zu tun haben. Moorfrosch, Rotbauchunke, Laubfrosch und beide Molche überwintern üblicherweise in terrestrischen Habitaten. Aufgrund ihres Vorkommens bis in den seenahen Schilfgürtel vermuten wir, dass sie auch Dämme entlang der Kanäle als Überwinterungshabitat nutzen können. Bei niedrigen Wasserständen könnten auch trockene Schilfbereiche u. U. als terrestrisches Überwinterungsquartier genutzt werden. Wobei für beide Molcharten auch eine (zumindest partielle) aquatische Überwinterung möglich wäre (s. o.).

Im Gegensatz zu unserem Befund haben Grillitsch & Grillitsch (1984) eine weitere Verbreitung bis in den seeseitigen Schilfgürtel lediglich für Wasserfrösche und Rotbauchunke dokumentiert. Für alle anderen Arten stellten sie einen deutlichen Schwerpunkt im Seevorgelände und ufernahen Röhricht fest. Sie unterstrichen die Bedeutung dieser Zone als Fortpflanzungshabitat, Überwinterungshabitat

oder Jungtierhabitat. Bei juvenilen Wasserfröschen beobachteten sie besonders hohe Dichten im Seevorgelände im Spätsommer und Herbst.

Auch weitere anekdotische Befunde weisen auf die einstige Bedeutung der landseitigen „Seggenzone“ und landseitig daran anschließendes extensiv genutztes Grünland mit zeitweise hohem Grundwasserspiegel für die Amphibienfauna hin. Diese Zonierung wird in Löffler (1974), Bauer (1960) und Grillitsch & Grillitsch (1984) ausführlich beschrieben. Allein aufgrund des nivellierten Seepegels seit des geregelten Wehrbetriebes am Einserkanal ist diese Zonierung des Schilfgürtels großteils verschwunden. Durch Nutzungsintensivierung, Fragmentierung durch Verbauung und stark befahrene Verkehrswege hat sich das Seevorgelände zudem massiv verändert und die ehemals ausgedehnte Seggenzone ist weitgehend verschwunden (Weiss et al. 2013, 2017). Vermutlich sind die landseitigen Amphibienbestände hier stark zurückgegangen. Eventuell haben sich aktuell nur im weniger veränderten Schilfgürtel nennenswerte Amphibienpopulationen halten können und aufgrund der aktuell geringen Amphibiendichten im Seevorgelände haben sich die von Grillitsch & Grillitsch (1984) beobachteten Verteilungsmuster umgedreht.

Abstand zum Damm: Der Abstand zum Damm beeinflusst trotz der geringen Spannbreite (0–50 m) die Amphibienbesiedlung überraschend deutlich. Unsere Modellierung zeigt einen negativen Effekt des Dammanstands auf die Abundanz der Wasserfrösche. Möglicherweise bildet der Damm bzw. das Kanalufer einen bedeutenden Teillebensraum für Wasserfrösche. Zählungen im Oggauer Transekt vom Boot aus zeigen eine kontinuierliche und teilweise dichte Besiedlung des Kanalufers durch *Pelophylax* sp., aktuell und auch bereits von Grillitsch & Grillitsch (1984) dokumentiert.

Im Gegensatz zu den Wasserfröschen wurden Laubfroschlarven, Donaukammolche, Molche in Summe, Anuren und alle Amphibien, aber auch die Ringelnatter an weiter vom Damm entfernten Fallenstandorten häufiger gefunden. Da in Damm- (und gleichzeitig Kanal)nähe auch mehr Hechte, Fische in Summe, Gaukler und räuberische Wasserwanzen gefangen wurden, handelt es sich dabei eventuell um einen indirekten Effekt. Die Zunahme von Fischen in Dammnähe zeigt deutlich, dass die Kanäle einen bedeutenden Korridor für die Einwanderung von Fischen ins Röhricht bilden. Für Schwimmkäfer wie den Gaukler dürften die Dämme auch eine wichtige Rolle als Verpuppungshabitat haben. Die Schwimmwanze *Ilyocoris cimicoides* überwintert hingegen aquatisch in pflanzenreichen Gewässern (Engelhardt 1974).

3.6.6 Geringe Amphibienbestände?

Ein wesentliches Ergebnis unserer Untersuchungen sind die relativ kleinen Bestandsgrößen. Die erfassten Amphibienzahlen sowohl basierend auf den Fallenfängen als auch auf visuellen und akustischen Erhebungen erscheinen uns sehr niedrig. Das gilt besonders für die erfassten Larvenzahlen.

Verschiedene Gründe könnten dafür verantwortlich sein:

- Die Saison 2019 war aufgrund des Temperaturverlaufs (kühler Mai) und Trockenheit ein schlechtes Jahr für eine Erhebung, da der Reproduktionserfolg und die Gesamtaktivität gering waren.

- Geringe Populationsgrößen aufgrund schlechter Entwicklungsbedingungen in vorhergehenden Jahren.
- Anthropogene Veränderungen (Kleingewässerschwund, Verbauung, Nutzungsänderungen, Kanäle) im Seevorgelände haben die Eignung als Amphibien(teil)lebensraum verschlechtert.
- Nivellierung des Wasserstandes des See: Amphibien sollten vom regelmäßigen Trockenfallen bei Niedrigwasserständen und anschließender Dotierung bei Hochwasserständen profitieren (z. B. Schmidt 2015). Bei gering schwankenden Wasserständen können Fische weiter in den Schilfgürtel eindringen und dort Populationen aufbauen. Möglicherweise profitieren auch manche wirbellose Prädatoren von fehlenden Austrocknungen bzw. relativ konstanten Wasserständen.
- Strukturelle Mängel in den Rohrlacken: Viele Amphibienarten bevorzugen Bereiche mit ausgedehnter submerser Vegetation als Fortpflanzungsgewässer. Blänken mit ausgeprägter submerser Vegetation fehlen in unseren Untersuchungsgebieten aber fast völlig.
- Die niedrigen Dichten sind normal und natürlich: Durch die große besiedelbare Fläche sind die Populationen trotz geringer Dichte in Summe individuenstark und vital.
- Es gibt punktuell optimale Gewässer, in denen die Reproduktionsbedingungen ausgezeichnet sind. Diese dienen als Quellpopulationen eines großflächigen Metapopulationssystem im Schilfgürtel. Ruferkartierungen von Rotbauchunke und Laubfrosch durch Schuster (in Vorb.) scheinen diese Vermutung zu unterstützen. Er kartierte im Frühjahr 2000 (bei höheren Wasserständen) am Westufer nur lokal größere Rufergesellschaften.

3.7 Ausblick und offene Fragen

- Es fehlen Befunde aus dammfernen, naturnahen Schilfbereichen, z. B. im Bereich der Wulkamündung. Daher wäre es wünschenswert, Erhebungen in „naturnahen“ Schilfgebieten durchzuführen.
- Für ein besseres Verständnis des Einflusses der Schilfnutzung auf die Amphibienfauna wären weitere Untersuchungen in Schnittflächen notwendig.
- Die Genese von Laich- und Entwicklungsgewässern im Schilfgürtel ist weitestgehend unbekannt, aber ein Schlüsselfaktor für die Amphibienbesiedlung. Neben anthropogenen Gewässern (Schilfschnitt, Entwässerungsgräben, nicht mehr genutzte ehemals händisch gemähte Bootskanäle) dürften Kleingewässer im Schilf auch durch die Suhl- und Trittaktivität besonders von Schwarz- und Rotwild entstehen und offengehalten werden. In diesem Zusammenhang wären Untersuchungen in beweideten Schilfflächen, wie sie sowohl am West- wie am Ostufer bestehen, wünschenswert.
- Wasserfroschsituation: Anscheinend hat sich das Wasserfroschsystem am Neusiedler See durch die Zunahme bzw. rezente Einwanderung des Seefrosches stark verändert. Der aktuelle Status von *P. lessonae*, auch im Hinblick auf dessen EU-weiten Schutzstatus in der FFH-Direktive, sollte daher dringend überprüft werden. Hierfür wären genetische und

morphometrische Untersuchungen, aber auch Untersuchungen zum Geschlechterverhältnis notwendig.

- Großflächige Besiedlungsdichten von Amphibien wären im Schilfgürtel des Neusiedler Sees eine wichtige Information für den Naturschutz: Gibt es hot spots und wo sind diese? Bestandsgrößen einzelner Arten? Möglicherweise gelingt es durch Rufererhebungen, in Anlehnung an das vogelkundliche Monitoring, solche Daten zu generieren. Neue Ansätze zur Abschätzung minimaler Populationsgrößen aufgrund von Ruferzählungen liefern beispielsweise Čeirāns et al. (2020).

3.8 Managementempfehlungen

- Künstliche Kanäle bilden Einwanderungsschneisen für Fische. Dämme könnten Gaukler (Verpuppungshabitate) und andere wirbellose Prädatoren fördern. Es ist daher wahrscheinlich, dass die „bessere“ Anbindung von Schilfgewässern besonders die Qualität von Larvenhabitaten schmälert. Dies gilt besonders für gegenüber Prädation sensible Arten wie Molche, Laubfrosch und Rotbauchunke. Neue Kanäle, wie sie auch im Rahmen der Strategiestudie Neusiedler See für einen verbesserten Wasseraustausch zwischen offenem See und Schilfgürtel diskutiert werden (Wolfram et al. 2014), sind aus der Sicht des Amphibienschutzes daher kritisch zu betrachten.
- In Schnittflächen konzentriert sich die Amphibienreproduktion auf ungemähte Bereiche. Durch das Belassen ungemähter Altschilfstreifen besonders entlang von vorhandenen Gewässern profitieren, kann die Amphibienbesiedlung gefördert werden.
- Gezielte Anlage von Amphibiengewässern und amphibienvträgliche Nutzungen im Seevorgelände
- Verbesserung der Vernetzung zu Landlebensräumen (Wald) insbesondere für Erdkröte und Springfrosch
- Implementierung eines Monitoringprogramms
- Flächendeckende Daten für bessere Bestandsschätzungen
- Optimiertes Seespiegelmanagement mit möglichst großen Wasserstandsschwankungen (vergl. Wolfram et al. 2014, 2015). Hohe Wasserstände im Frühjahr/Frühsummer dürften Amphibien fördern, tiefe Wasserstände im Herbst und Winter Prädatorenpopulationen senken.

3.9 Zusammenfassung

Im Jahr 2019 wurden in drei unterschiedlich bewirtschafteten Schilfflächen am Westufer des Neusiedler Sees in den Gemeinden Oggau, Purbach und Breitenbrunn Amphibienerhebungen an fünf Terminen mit akustischen und visuellen Kontrollen sowie Kescherfang durchgeführt (Testschnittflächen). Diese Erhebungen wurden 2020 wiederholt. Ein extrem niedriger Seepegel führte zum vorzeitigen Austrocknen nahezu aller Gewässer in den Probeflächen, sodass ein Jahresvergleich und eine Beobachtung der Besiedlungsdynamik weitestgehend verhindert wurden. Am Westufer

(Transekte Oggau und Winden) und in der Nationalparkkernzone am Ostufer (Transekt Illmitz) wurden zwei mindestens dreitägige Fangperioden im Mai und Juni 2019 an in Summe 57 Fallenstandorten mit 285 Unterwasserfallen (Kleinfischreusen) durchgeführt (Transekte). Zusätzlich wurden in den Transekten visuelle und akustische Beobachtungen protokolliert, nächtliche Ruferzählungen durchgeführt, stichprobenartig gekeschert und Standortparameter erhoben.

Alle aus dem Neusiedler See-Gebiet bekannten zwölf Amphibientaxa wurden nachgewiesen. Für alle Arten, mit Ausnahme der Wechselkröte, gelangen Reproduktionsnachweise, wobei hier eine artliche Auftrennung für die drei Wasserfroschtaxa nicht zweifelsfrei möglich ist.

In den Testschnittflächen wurden vier bis acht Arten, in den Transekten sieben bis neun Arten nachgewiesen. Die Anzahl von Amphibienarten mit Reproduktionsnachweis ist deutlich geringer (Testschnittflächen: 0–3 Arten, Transekte: 3–7 Arten). In den Testschnittflächen erreichten nur Rotbauchunken und „Wasserfrösche“ höhere Beobachtungszahlen.

In den Transekten wurden mit Kleinfischreusen 434 Amphibienindividuen gefangen. Dabei dominierten Wasserfrösche mit 328 Ind. (75 %). Amphibienlarven machen mit 158 Ind. (35,6 %) einen eher geringen Anteil am Gesamtfang aus. Ergänzende Kescherfänge und visuelle Kontrollen zeigen, dass die geringen erhobenen Larvenabundanzen kein Methodenartefakt bilden. Amphibien stellen damit nur 4,8% des Gesamtfangs (in Summe 9.026 Ind.) und nehmen den vierten Platz nach Käfern, Wanzen und Libellenlarven ein. Die dominantesten Arten in den Fallenfängen bilden Gaukler *Cybister laterimarginalis* und Schwimmwanze *Ilyocoris cimicoides* (35% des Gesamtfangs), welche potentielle Prädatoren von Amphibien(larven) bilden.

Eine auffällige Änderung der Amphibienzönose betrifft die Wasserfroschgruppe. Wir postulieren, dass das seit den 1970er Jahren mehrfach dokumentierte *lessonae-esculentus*-System des Sees sich durch die Ausbreitung des Seefrosches *Pelophylax cf. ridibundus* verändert hat.

Aussagekräftige Modellierungsergebnisse konnten nur für die ausreichend abundanten Wasserfrösche erzielt werden. Die Nachweiswahrscheinlichkeit von Wasserfröschen war leicht negativ vom Zeitpunkt der Erhebung (höhere Nachweiswahrscheinlichkeit am Beginn der Erhebung) und positiv von der Wassertemperatur beeinflusst. Die Abundanz von Wasserfröschen wurde negativ von der Anzahl der in den Fallen gefangenen Fische, der Distanz zum offenen Wasser des Sees und von der Distanz zum Damm beeinflusst, d. h. die Anzahl an Wasserfröschen nahm mit der Entfernung vom Ufer hin zum See zu und mit zunehmender Distanz zum Damm ab.

Univariate Analysen ergaben u.a. einen Einfluss der Distanz zum offenen See, Land und Damm, der Wassertiefe, von Vegetationsparametern, des Schilffalters, des pH-Werts und der Fangzahlen potentieller Prädatoren auf die Amphibienzahlen. Viele dieser abiotischen und biotischen Parameter zeigen gegenläufige Effekte auf die Amphibien- und Prädatorenverteilung. Wir gehen daher davon aus, dass die Prädatorendichten eine besonders wichtige Rolle für die Amphibienverteilung im Schilfgürtel spielen.

Aufgrund modellierter Fangdaten schätzen wir die Gesamtpopulation von Wasserfröschen im ca. 10.230 ha großen Schilfgürtel auf 350.000 bis 2.300.000 Ind. (davon 145.000 bis 970.000 Adulti). Bestandsschätzung auf Basis von Ruferzählungen ergaben deutlich niedrigere Werte für Laubfrosch Rotbauchunke und Wasserfrösche.

Im Zuge der Fallenfänge konnten interessante Beifänge aus anderen Organismengruppen in oft hoher Fangzahl nachgewiesen werden. Im Fall der Fische und räuberischen Wirbellosen konnten diese Daten helfen, die Verteilungsmuster der Amphibien und v. a. ihrer Larvenstadien im Schilfgürtel besser zu erklären. Weiters stellen einige Arten per se naturschutzfachliche Schutzgüter dar, welche die naturschutzfachliche Bedeutung des Schilfgürtels unterstreichen.

3.10 Anhang Amphibien - Graphen zur univariaten Analyse (Kap. 3.5.9.)

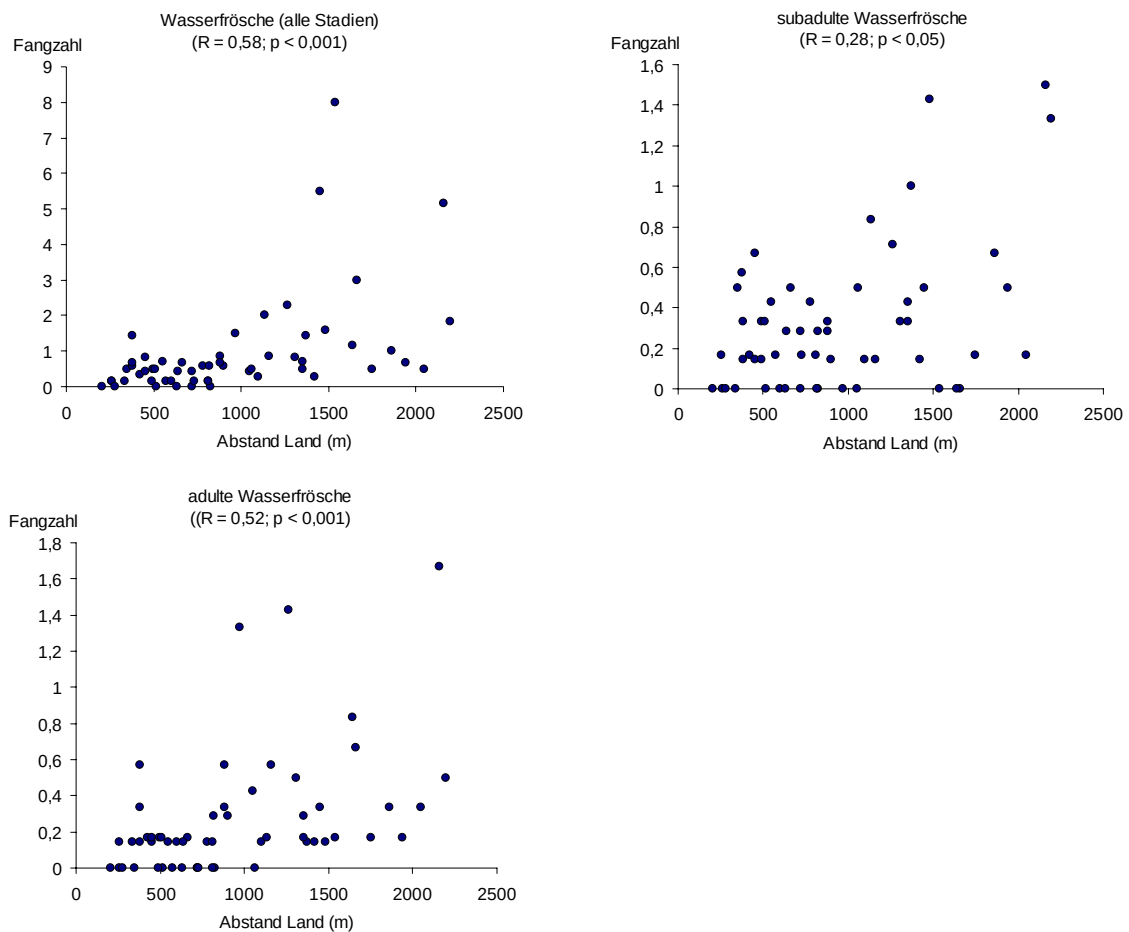


Abbildung 3.25: Fangzahlen von Wasserfröschen in Abhängigkeit vom Abstand zum Land. R = Spearmanrangkorrelationskoeffizient

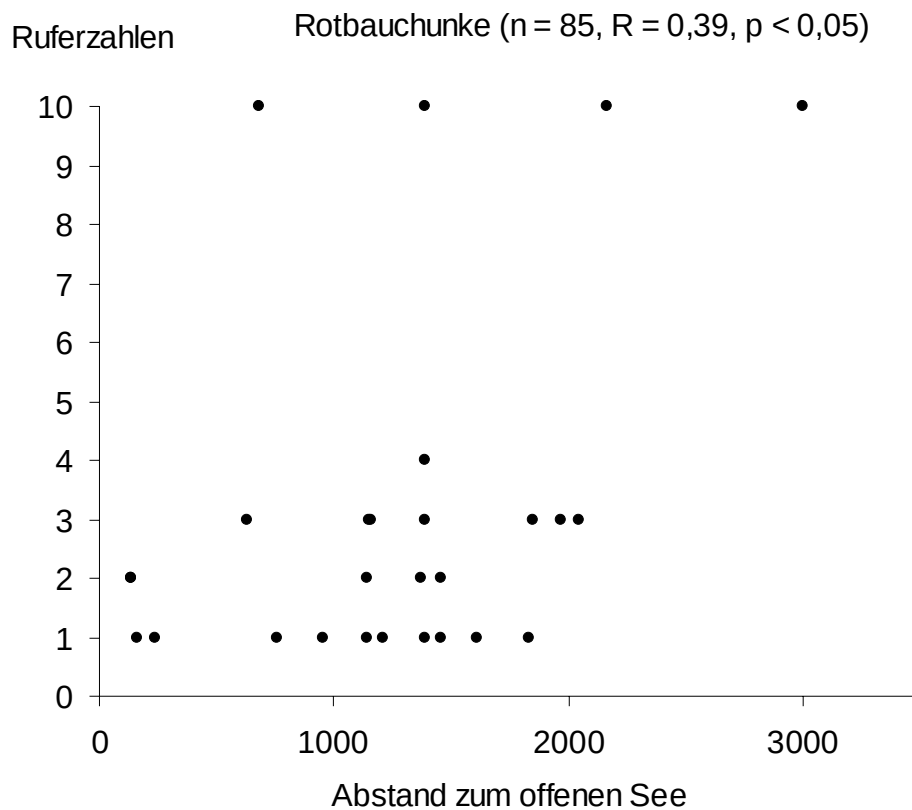


Abbildung 3.26: Ruferzahlen der Rotbauchunke in Abhängigkeit vom Abstand zum offenen See

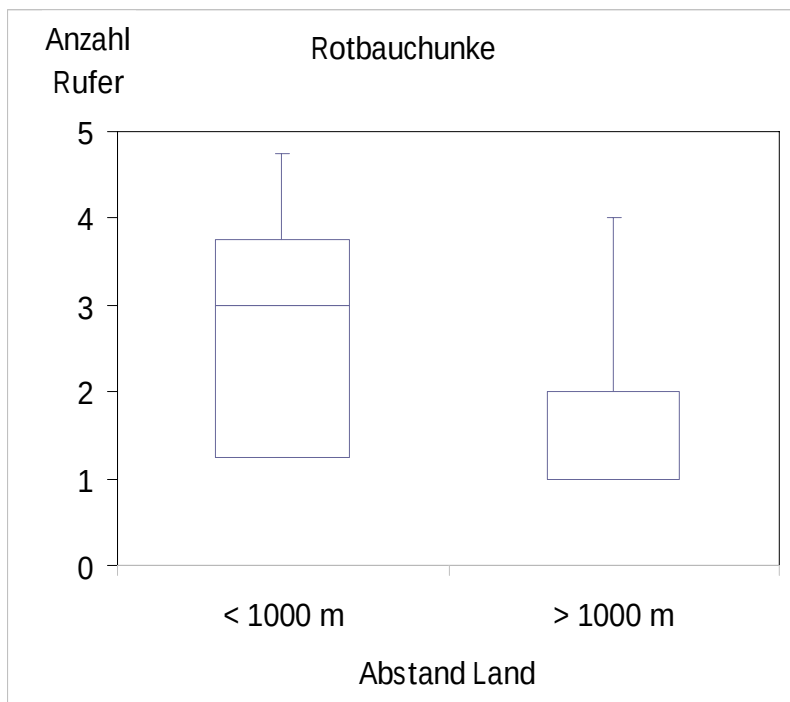


Abbildung 3.27: Medianvergleich der Ruferzahlen der Rotbauchunke in Abhängigkeit vom Abstand zum Land (Mann-Whitney-U-Test: p < 0,05)

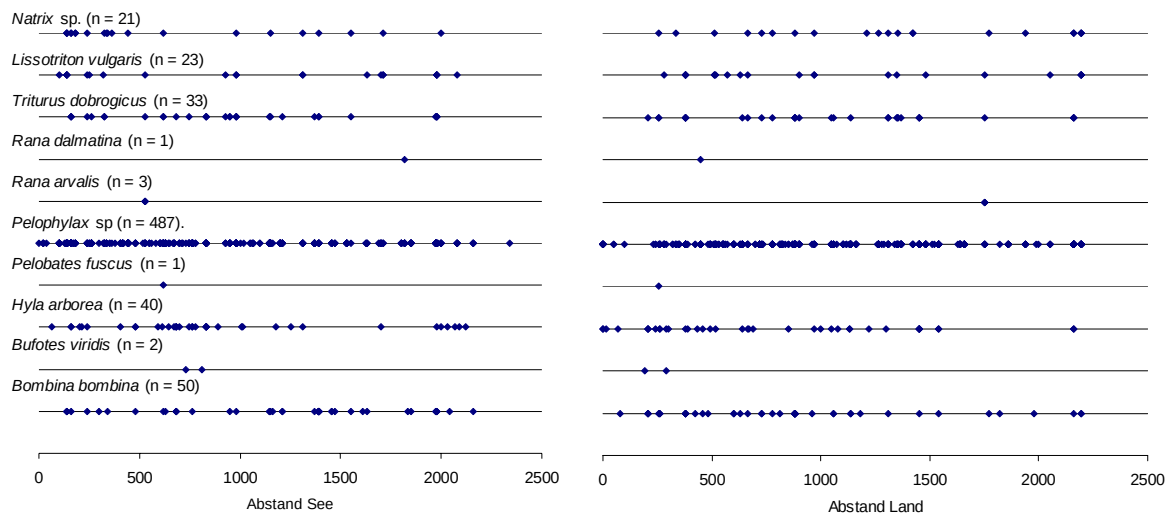


Abbildung 3.28: Verbreitung der Herpetofauna im Schilfgürtel des Neusiedler Sees in Abhängigkeit vom Abstand zum offenen See und zum Land. Berücksichtigt sind nur Daten aus den Transekten (inkl. Streu- und Ruferbeobachtungen).

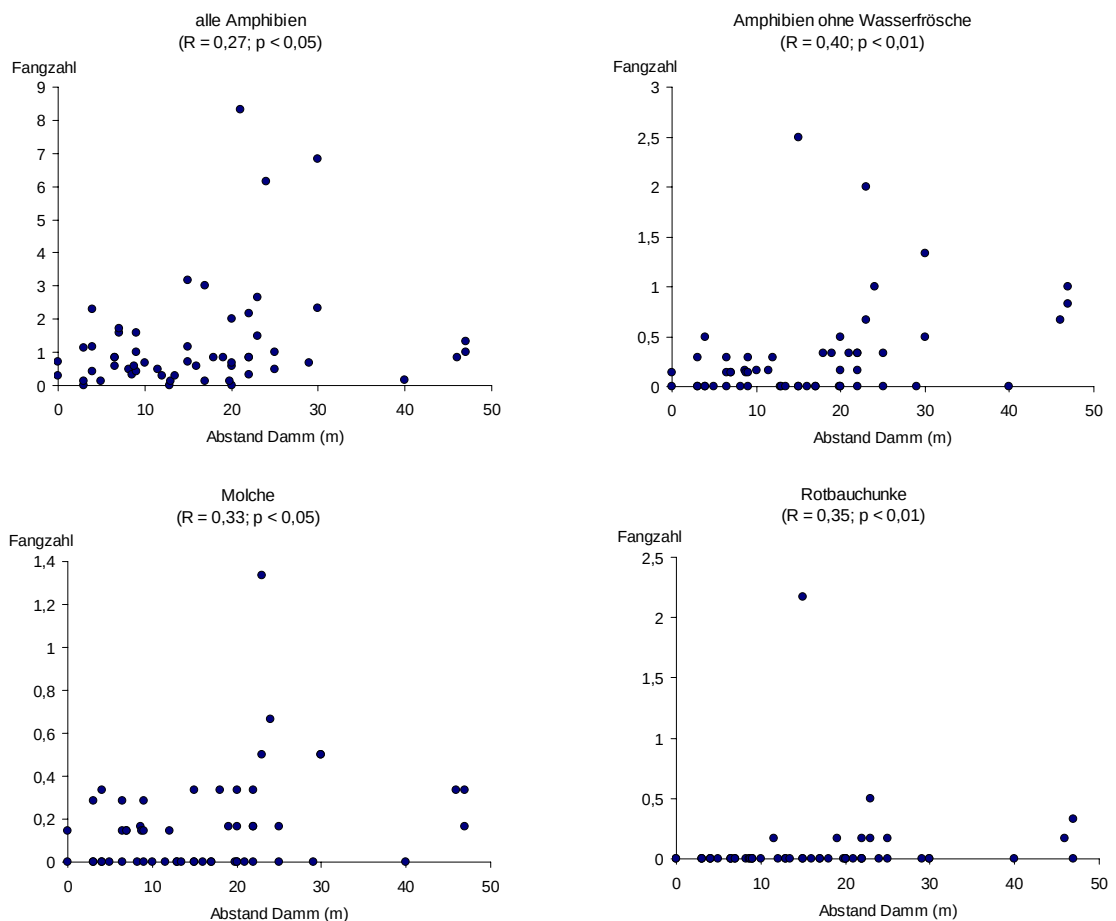


Abbildung 3.29: Fangzahlen aller Amphibien, von Amphibien ohne Wasserfrösche, von Molchen und der Rotbauchunke in Abhängigkeit vom Abstand zum Damm. R = Spearmanrankkorrelationskoeffizient

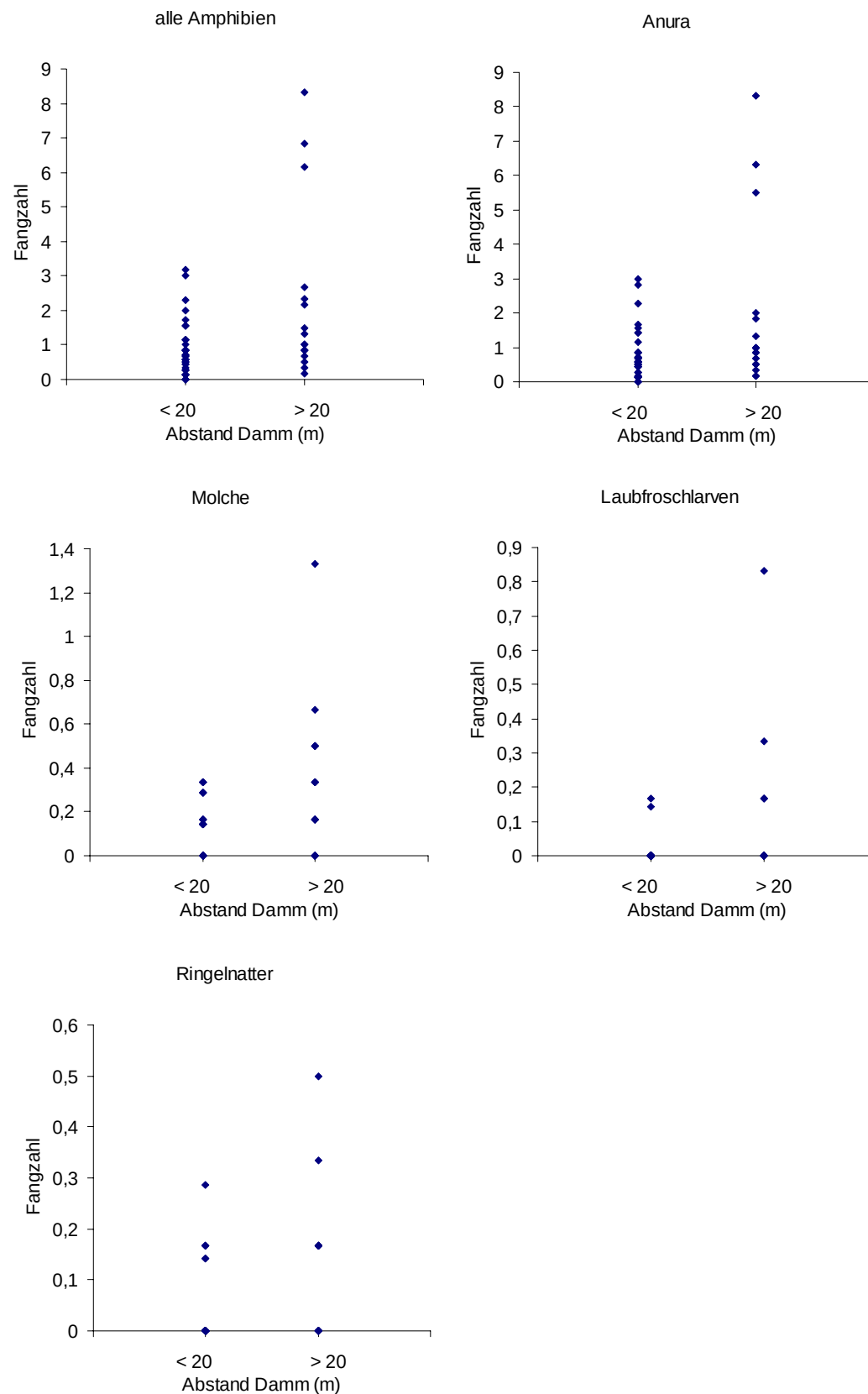


Abbildung 3.30: Fangzahlen aller Amphibien, aller Froschlurche, der Molche, von Laubfroschlarven und der Ringelnatter. Statistische Parameter im Text

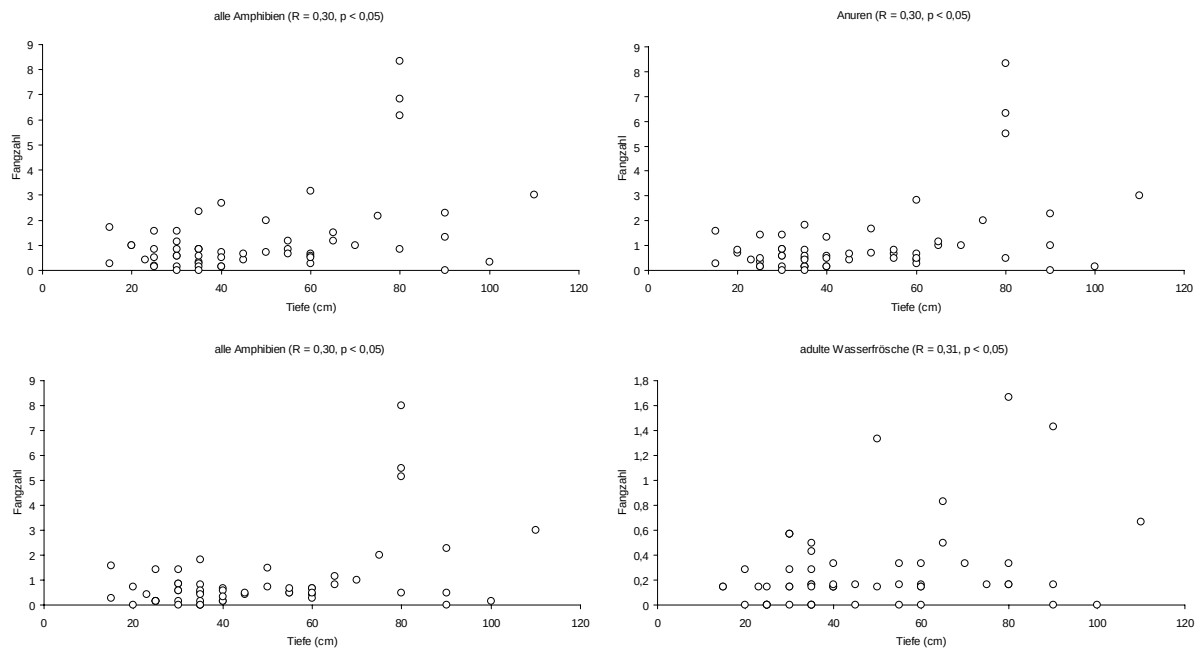


Abbildung 3.31: Fangzahlen aller Amphibien, Anuren und Wasserfrösche in Abhängigkeit von der geschätzten Wassertiefe. Angegeben sind Spearmanrangkorrelationskoeffizienten.

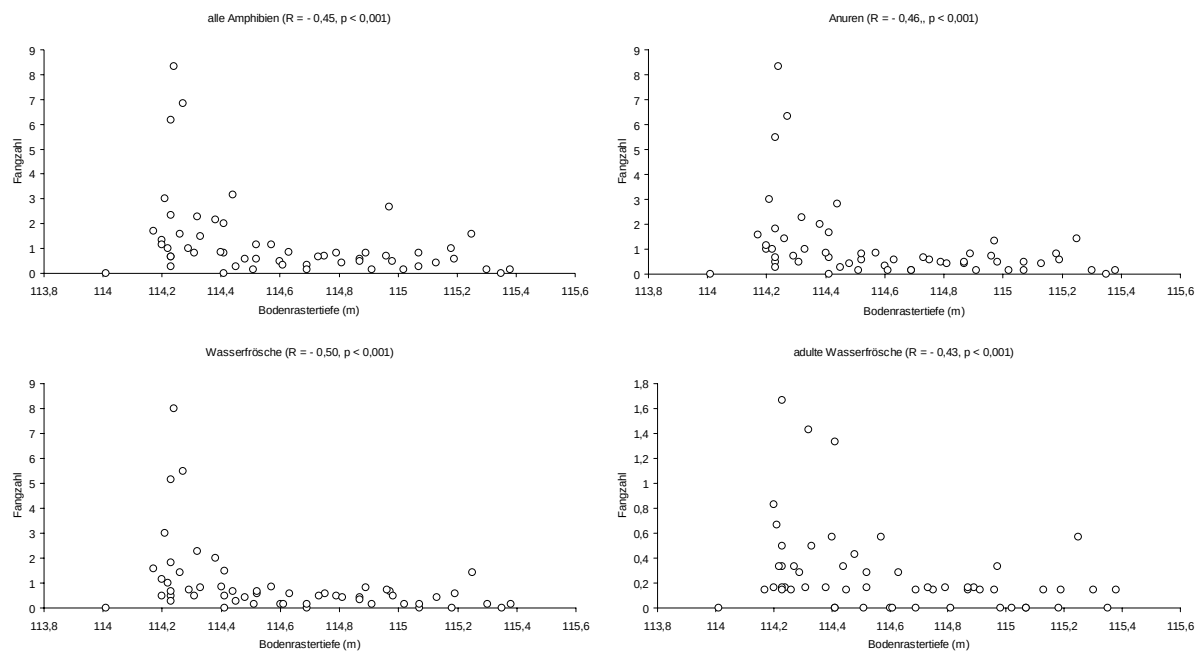


Abbildung 3.32: Fangzahlen aller Amphibien, Anuren und Wasserfrösche in Abhängigkeit von der Bodenrastertiefe. Angegeben sind Spearmanrangkorrelationskoeffizienten.

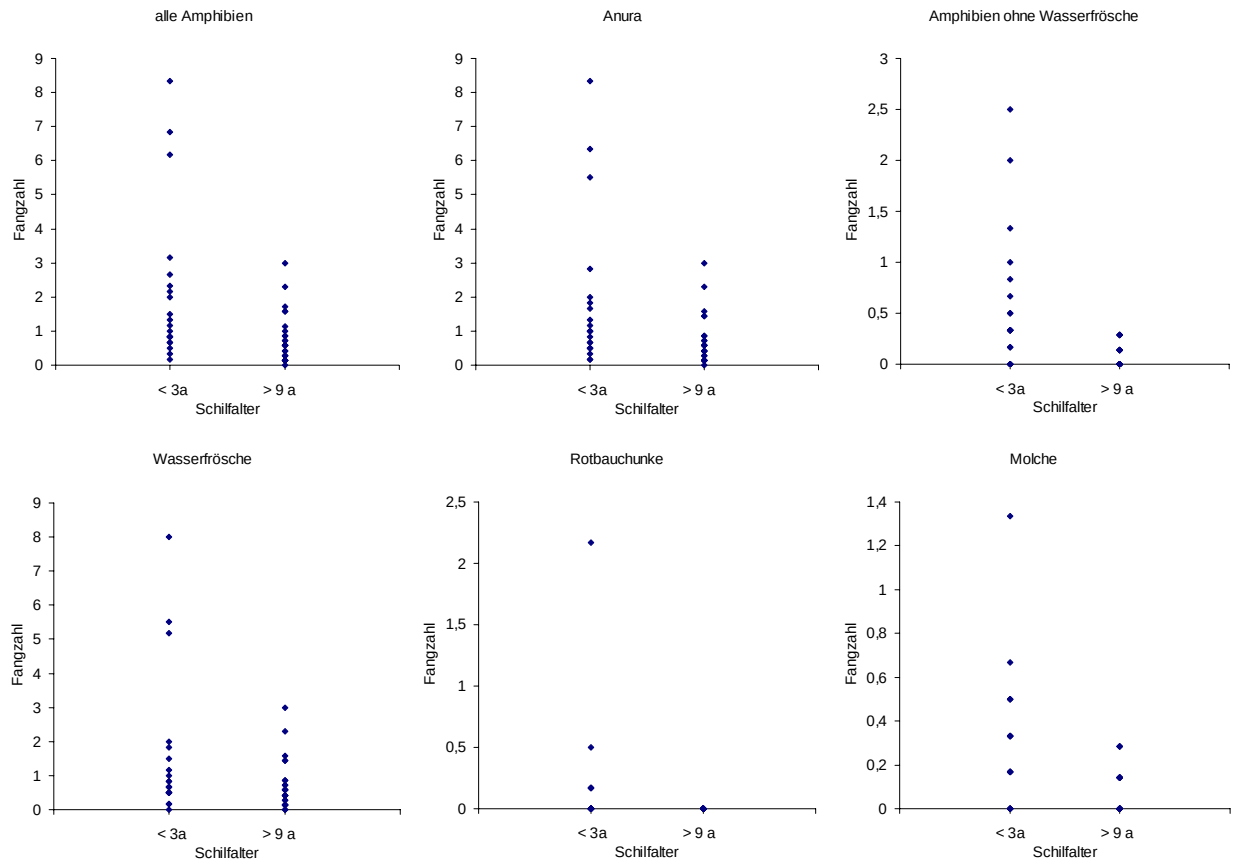


Abbildung 3.33: Fangzahlen von Amphibien und der Ringelnatter im Vergleich zwischen jungen (< 3 a, n = 21) und älteren Schilfbeständen (> 9 a, n = 26). Dargestellt wurden nur statistisch signifikante Ergebnisse. Alle Taxa zeigen höhere Fangzahlen in jüngeren Schilfbeständen.

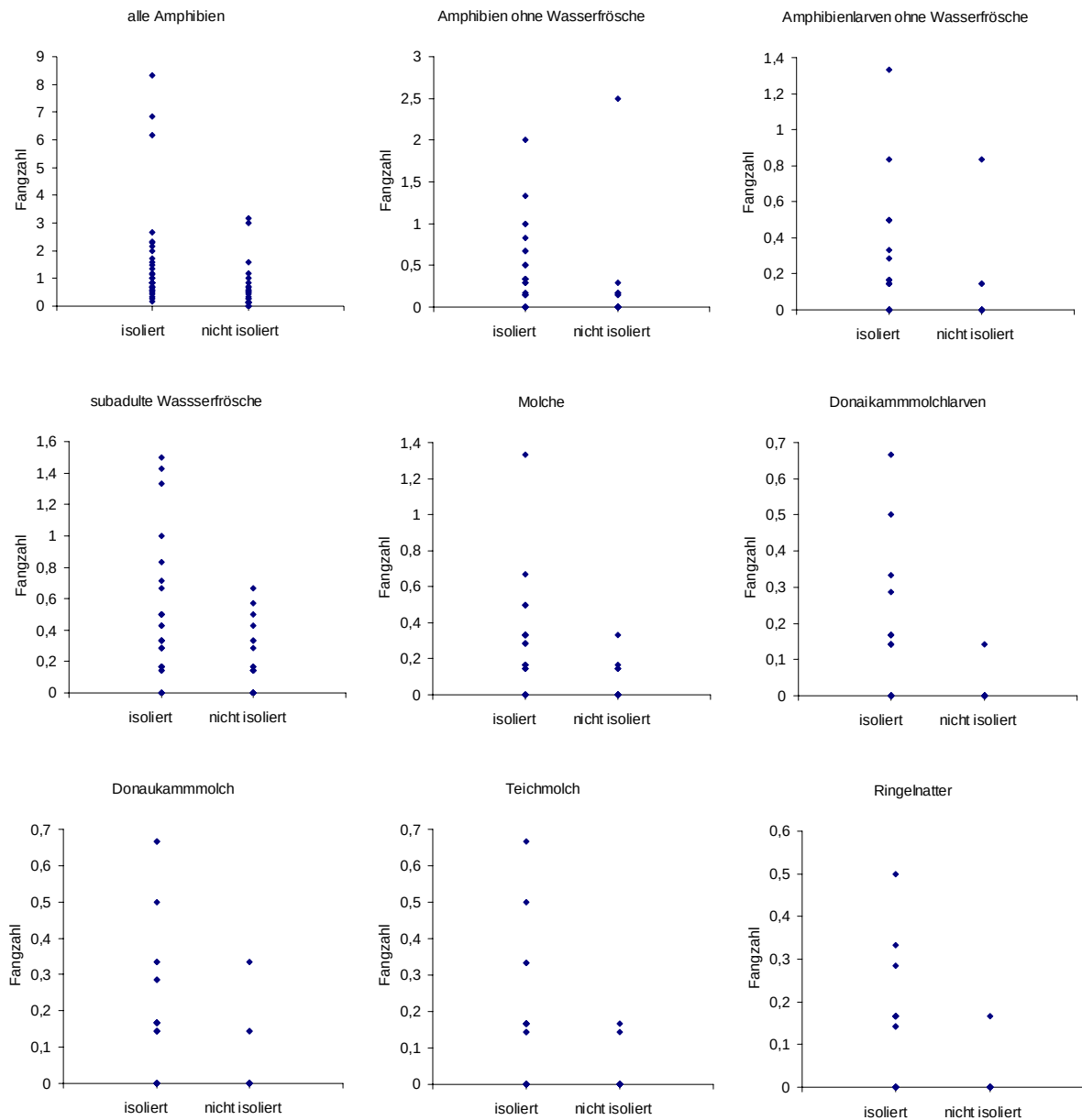


Abbildung 3.34: Fangzahlen von Amphibien und der Ringelnatter im Vergleich zwischen isolierten ($n = 32$) und nicht isolierten Gewässerbereichen ($n = 24$). Dargestellt wurden nur statistisch signifikante Ergebnisse. Alle Taxa bzw. Gruppen zeigen höhere Fangzahlen in isolierten Gewässerbereichen.

Rotbauchunke ($R = 0,30, p < 0,05$)

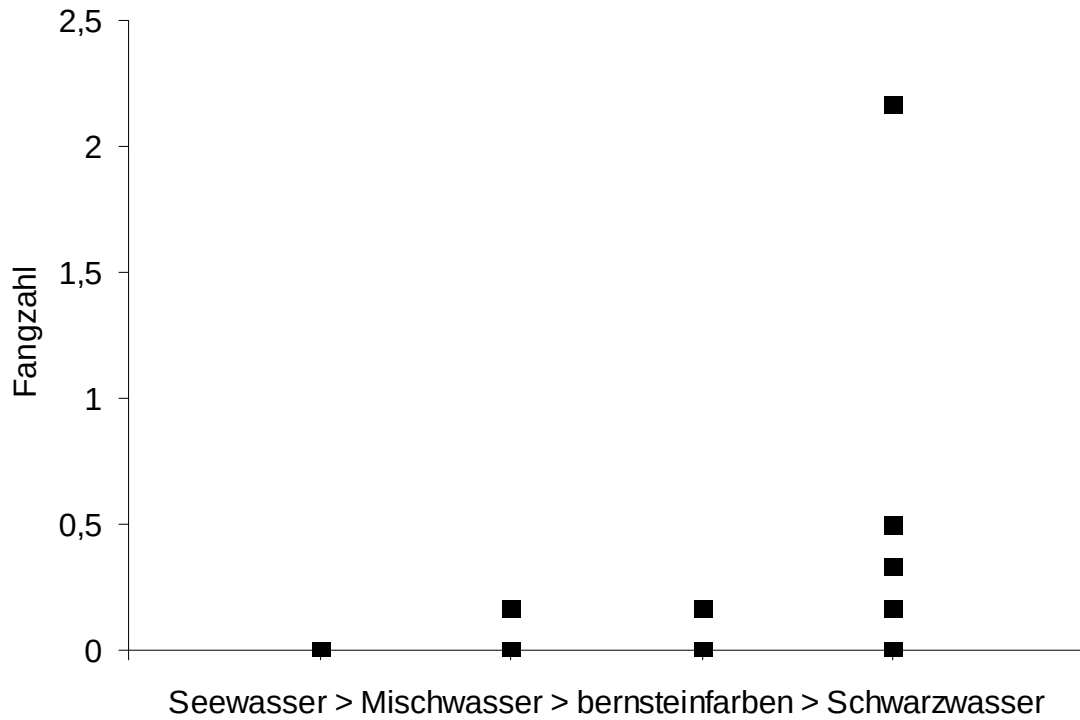


Abbildung 3.35: Fangzahlen der Rotbauchunke ($n = 56$) in Abhängigkeit vom zunehmenden Huminstoffgehalt (1 = Seewasser, 2 = Mischwasser, 3 = bernsteinfarben, 4 = colafarben) (Spearmanrangkorrelation)

Donaukammolch

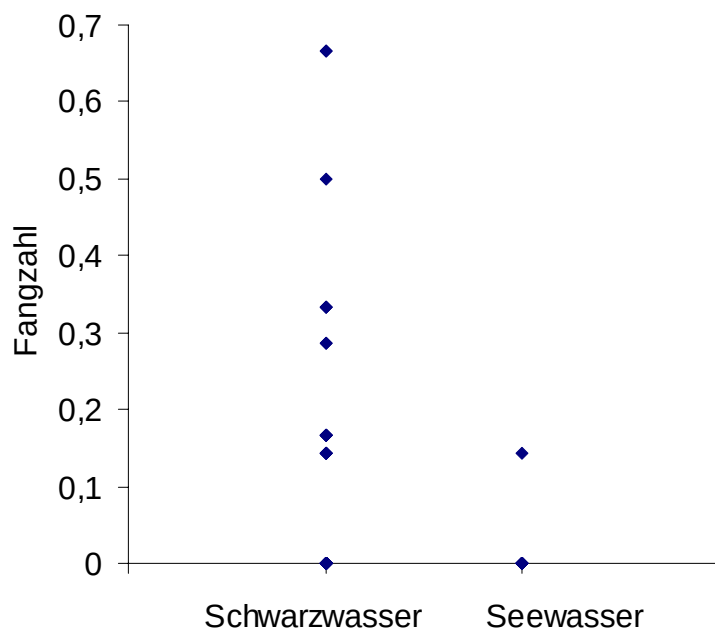
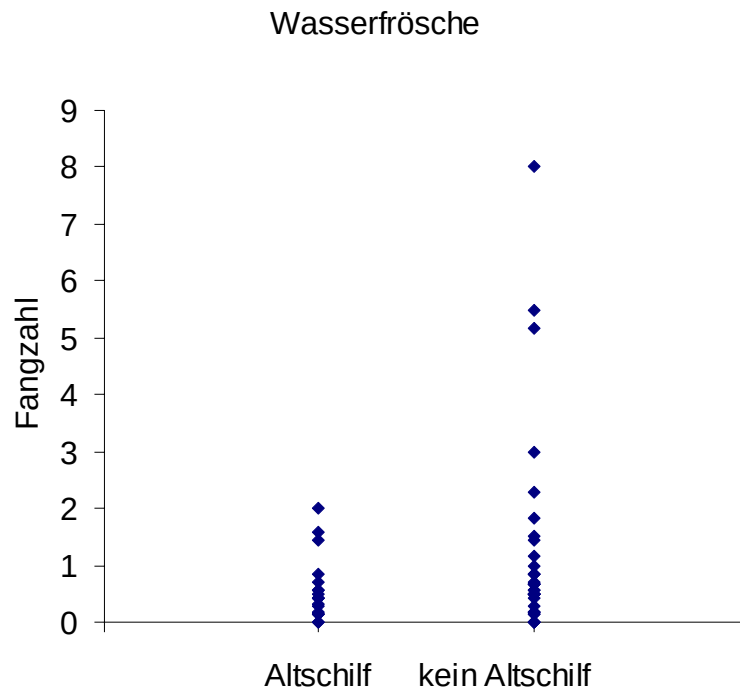


Abbildung 3.36: Fangzahlen des Donaukammolchs in bernstein- bis colafarbenem Wasser („Schwarzwasser“, $n = 44$) und See- und Mischwasser („Seewasser“, $n = 11$)



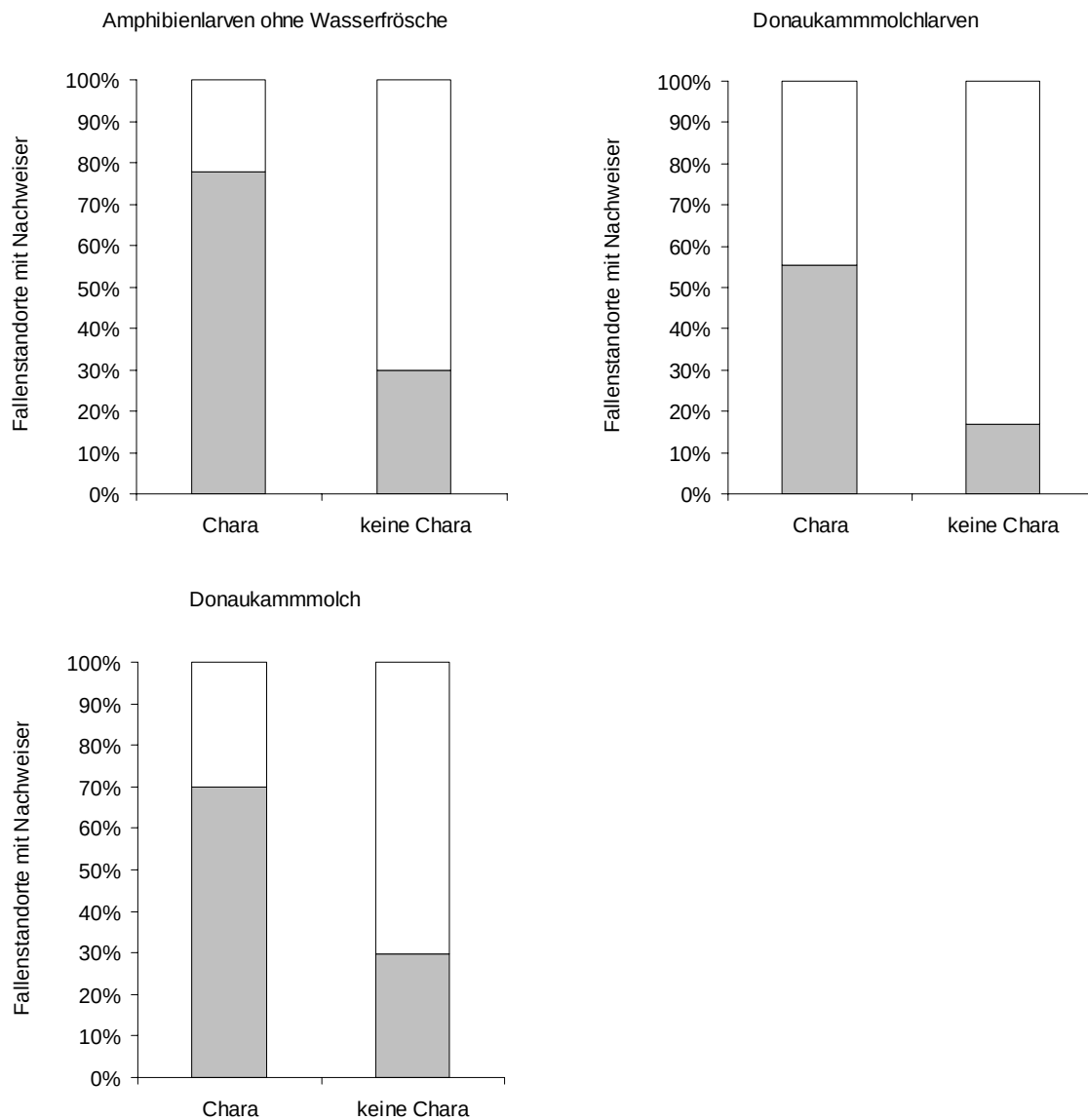


Abbildung 3.39: Fangzahlen von Amphibienlarven (exkl. Wasserfrösche), Donaukammolchen und deren Larven im Vergleich zwischen Fallenstandorten mit ($n = 9$) und ohne ($n = 47$) *Chara*-Bewuchs. Weiß: negative Standorte, grau: positive Standorte

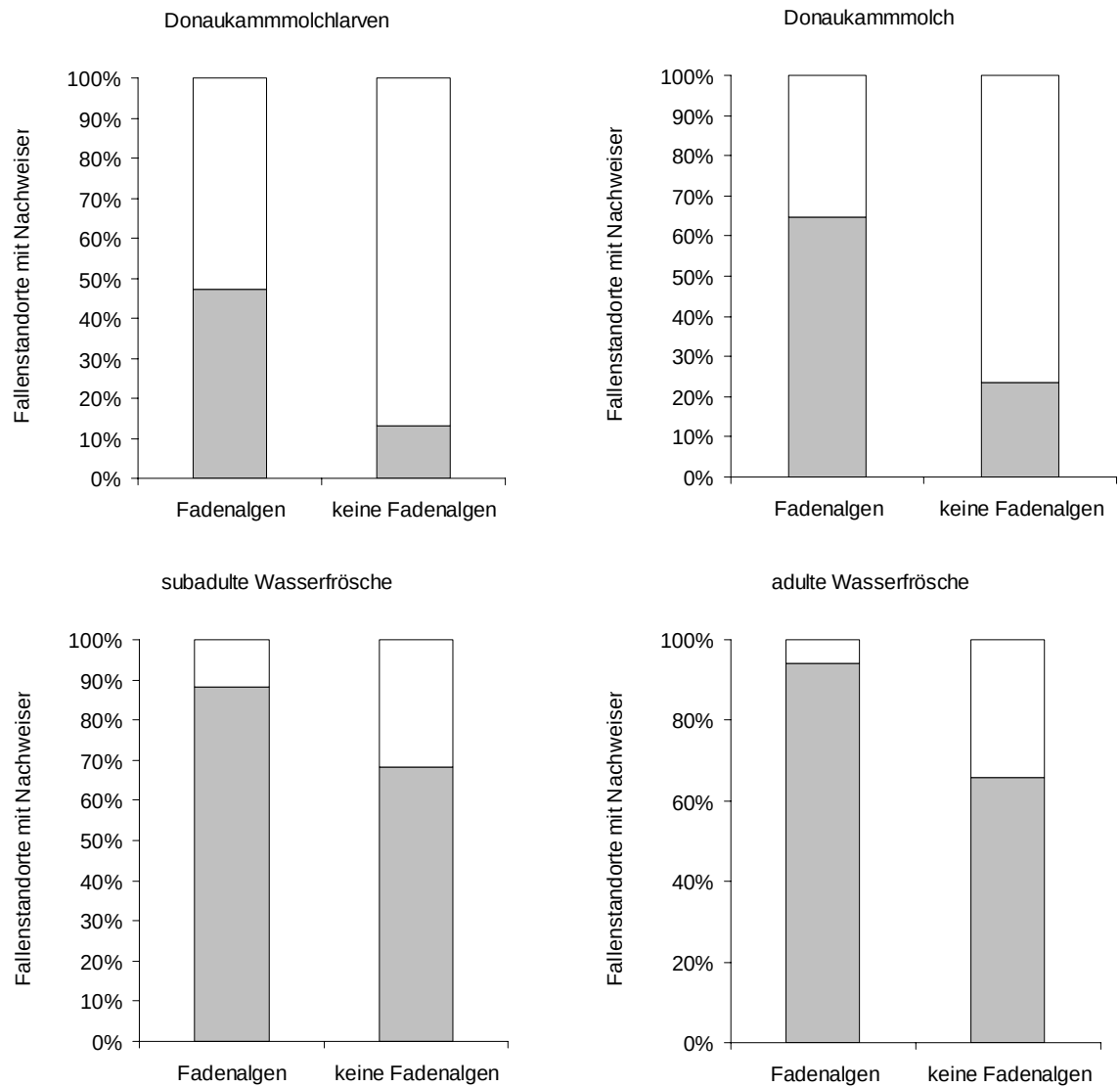


Abbildung 3.40: Fangzahlen von adulten und subadulten Wasserfröschen sowie Donaukammolchen und deren Larven im Vergleich zwischen Fallenstandorten mit ($n = 17$) und ohne ($n = 39$) Fadenalgen. Weiß: negative Standorte, grau: positive Standorte

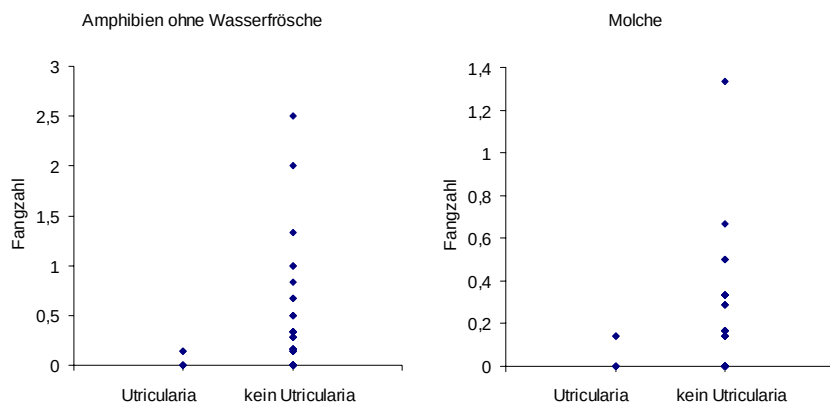


Abbildung 3.41: Fangzahlen von Amphibienlarven (exkl. Wasserfrösche) und Molchen im Vergleich zwischen Fallenstandorten mit ($n = 7$) und ohne ($n = 49$) *Utricularia*-Bewuchs

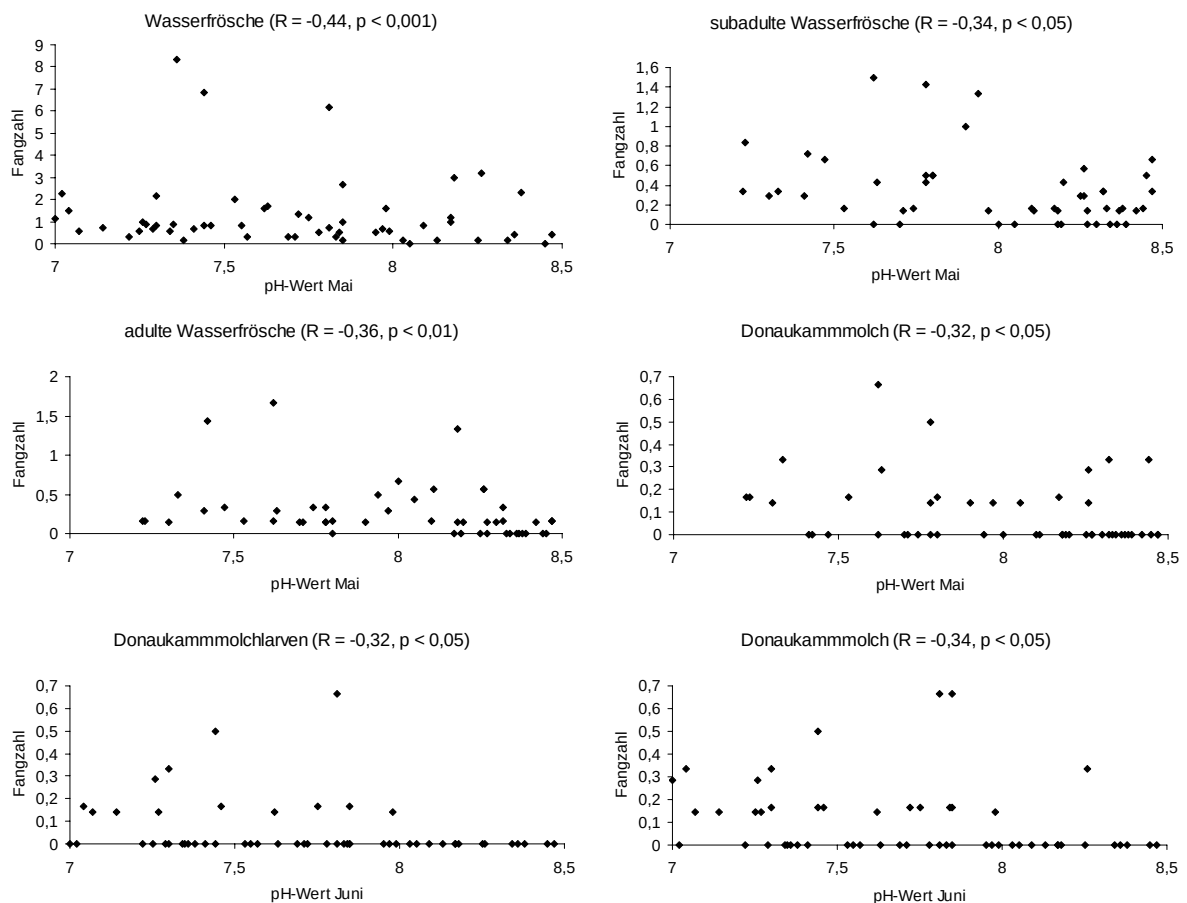


Abbildung 3.42: Fangzahlen von Wasserfröschen und Donaukammolchen in Abhängigkeit von pH-Wert - Messungen im Mai (oben und Mitte) und im Juni (unten). Angegeben sind Spearmanrangkoeffizienten.

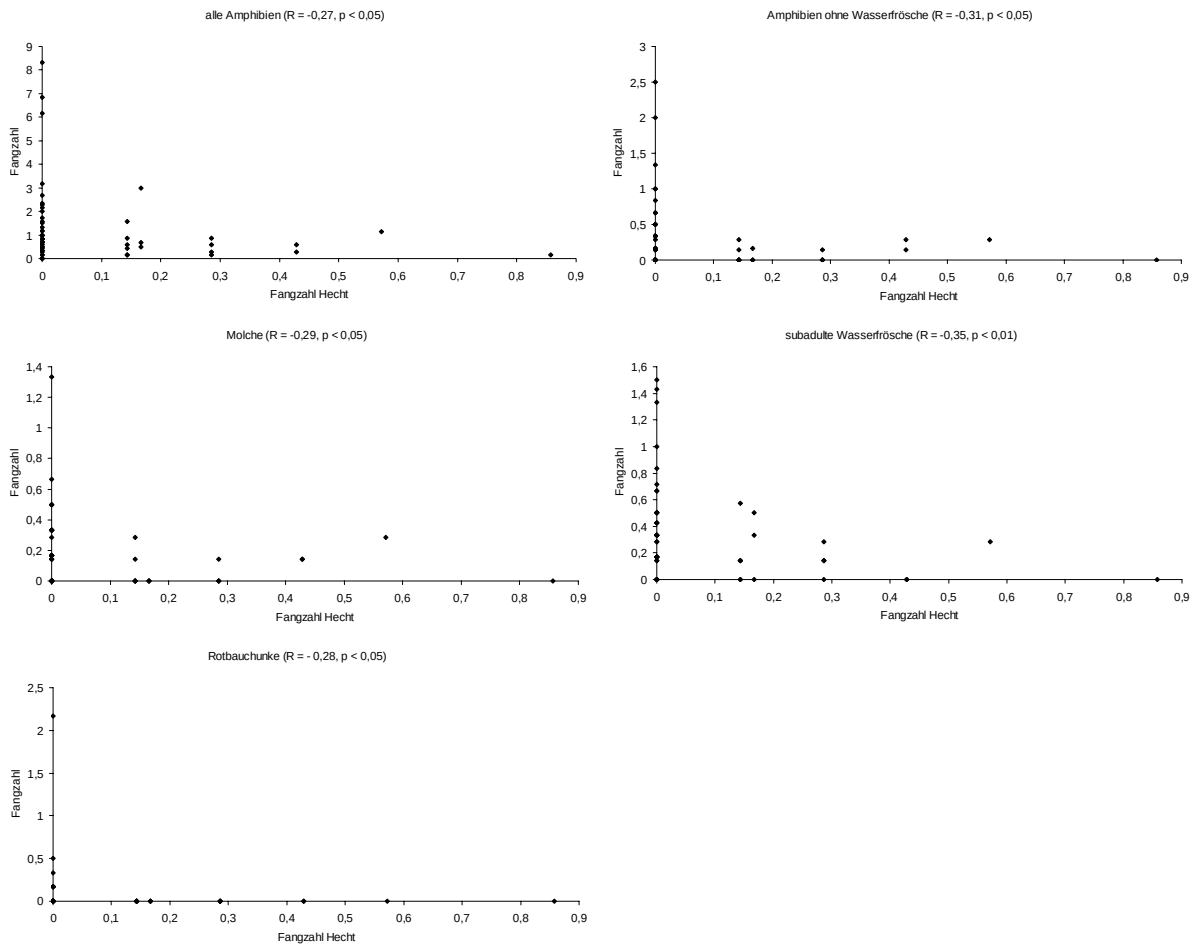


Abbildung 3.43: Fangzahlen von Amphibien in Abhängigkeit von der Fangzahl an Junghechten. Dargestellt wurden nur statistisch signifikante Ergebnisse. Angegeben ist der Spearmanrankkorrelationskoeffizient

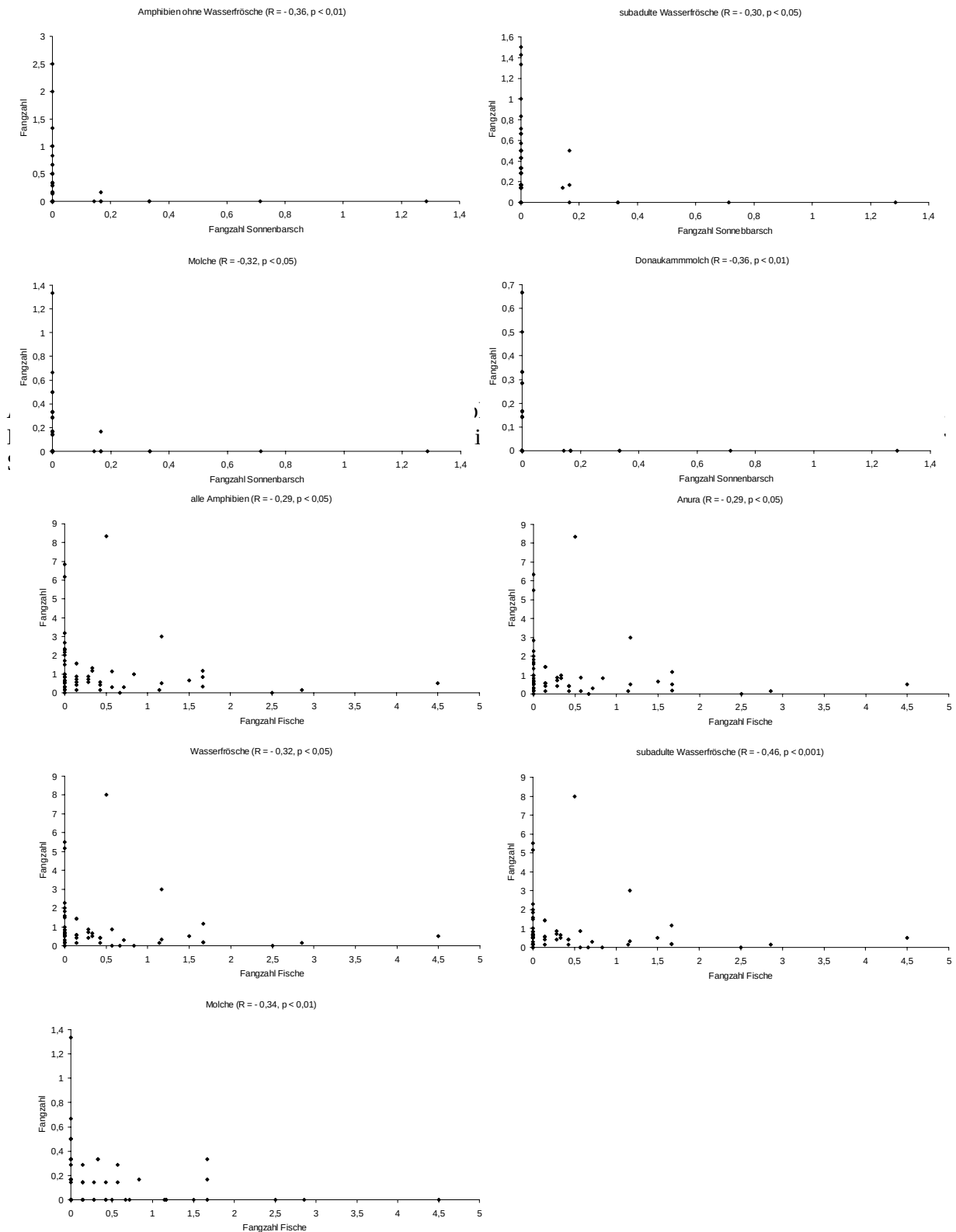


Abbildung 3.45: Fangzahlen von Amphibien in Abhängigkeit von der Fangzahl aller Fische. Dargestellt wurden nur statistisch signifikante Ergebnisse. Angegeben ist der Spearmanrangkorrelationskoeffizient

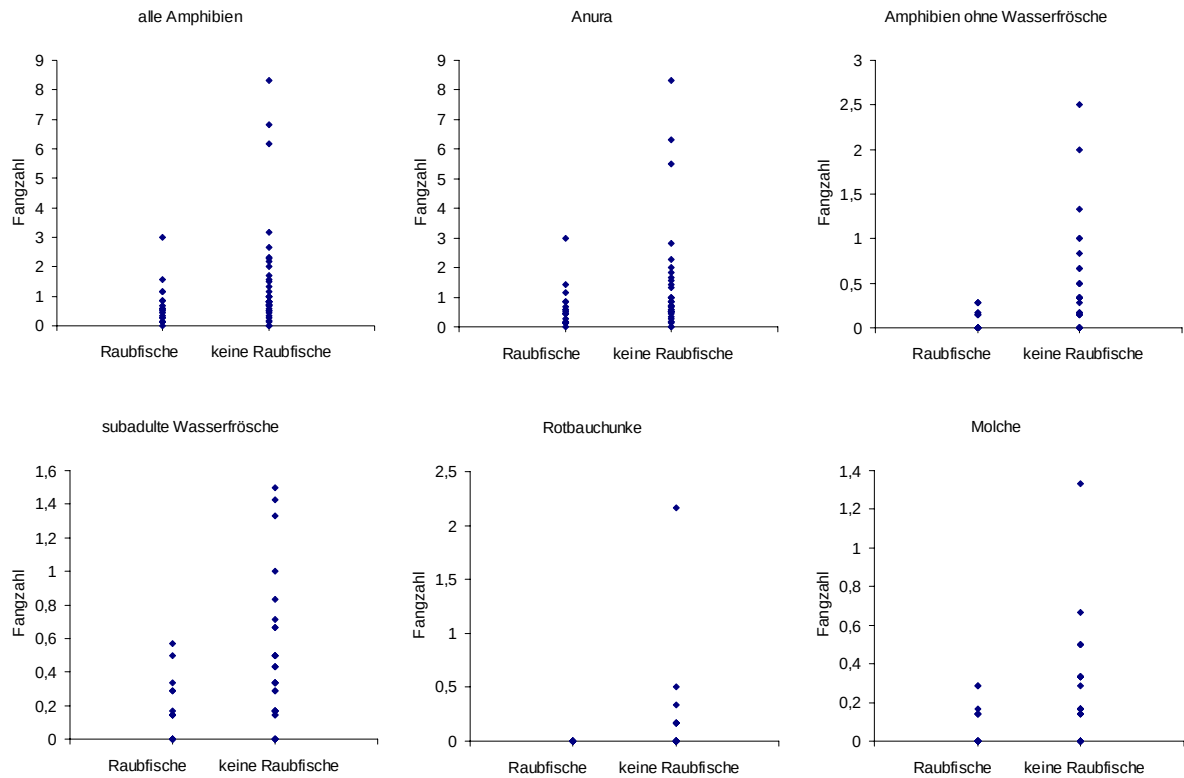


Abbildung 3.46: Fangzahlen von Amphibien im Vergleich zwischen Fallenstandorten mit Raubfischen und ohne Raubfische (Sonnenbarsch und/oder Hecht). Dargestellt wurden nur statistisch signifikante Ergebnisse (siehe Text).

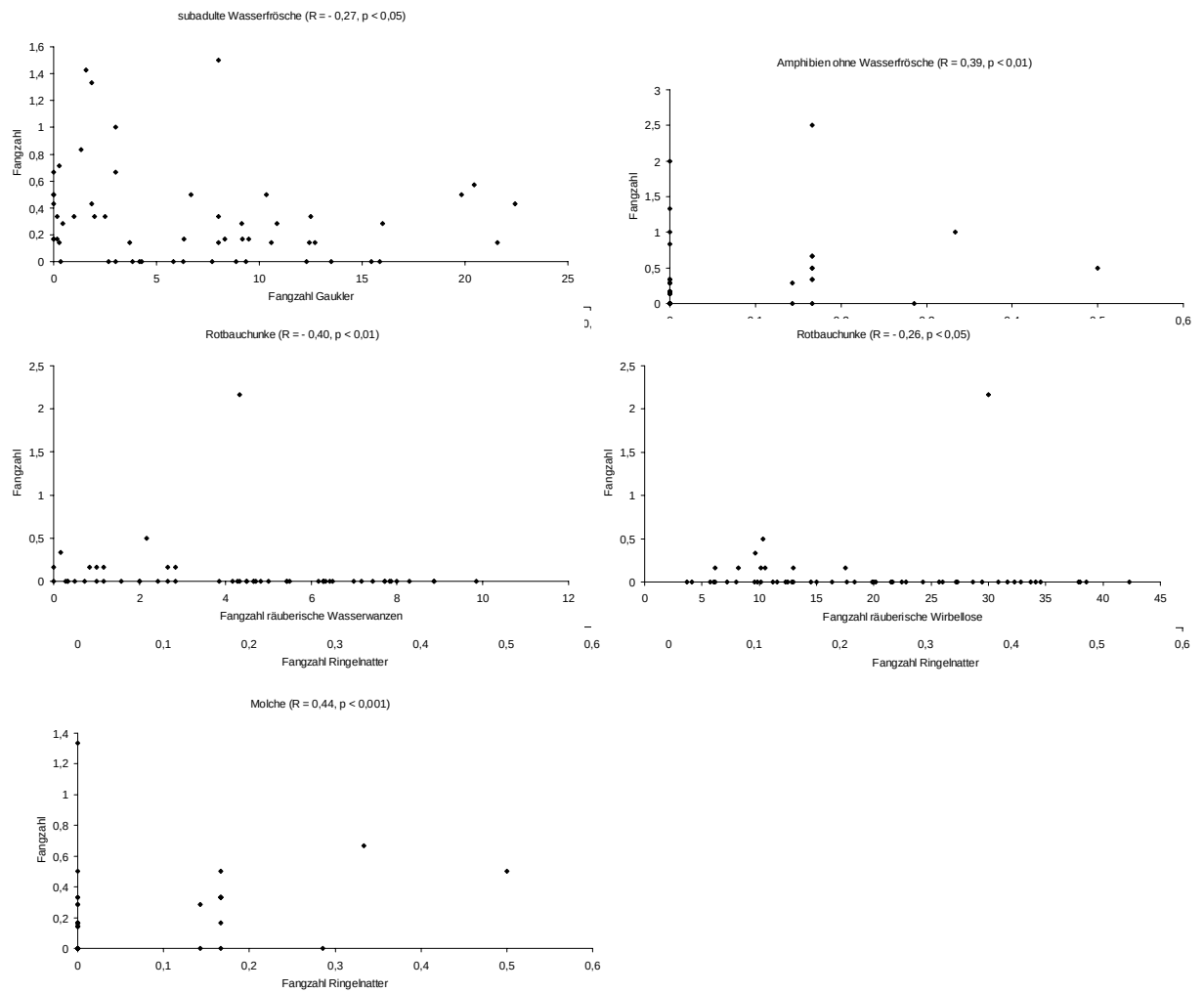


Abbildung 3.48: Fangzahlen von Amphibien in Abhängigkeit von der Fangzahl der Ringelnatter. Dargestellt wurden nur statistisch signifikante Ergebnisse. Angegeben ist der Spearmanrankkorrelationskoeffizient

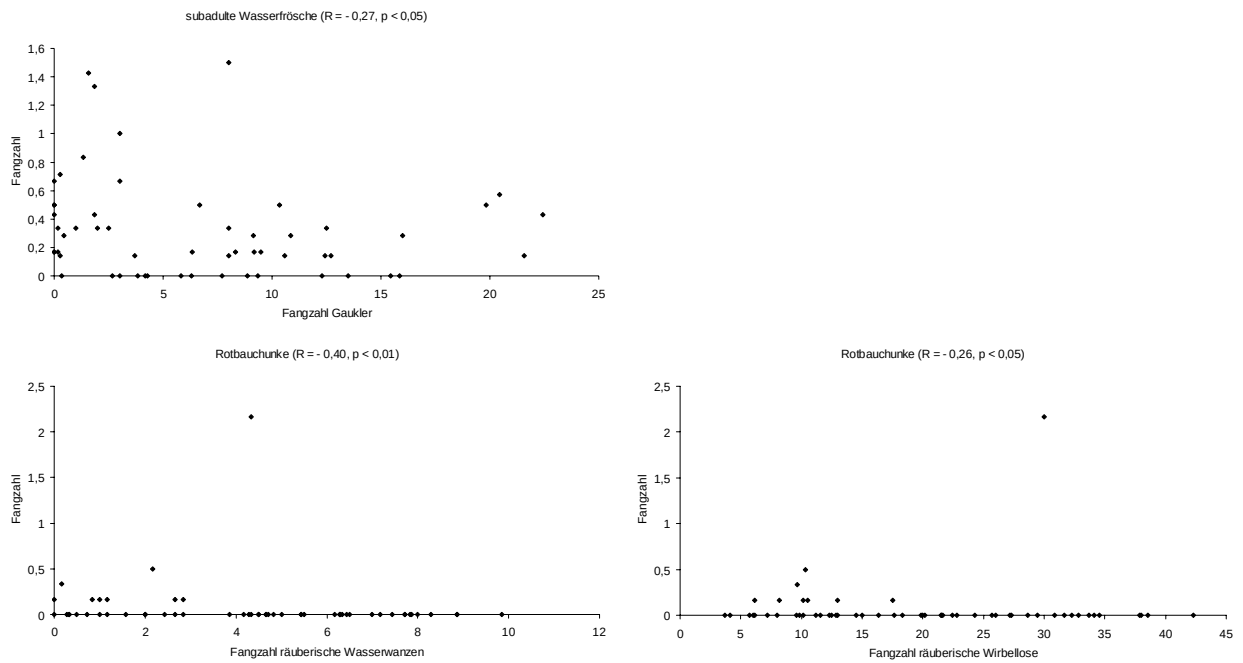


Abbildung 3.49: Fangzahlen von Amphibien in Abhängigkeit von der Fangzahl der Gaukler, der räuberischen Wasserwanzen und der Summe aller wirbelloser Prädatoren. Dargestellt wurden nur statistisch signifikante Ergebnisse. Angegeben ist der Spearmanrangkorrelationskoeffizient

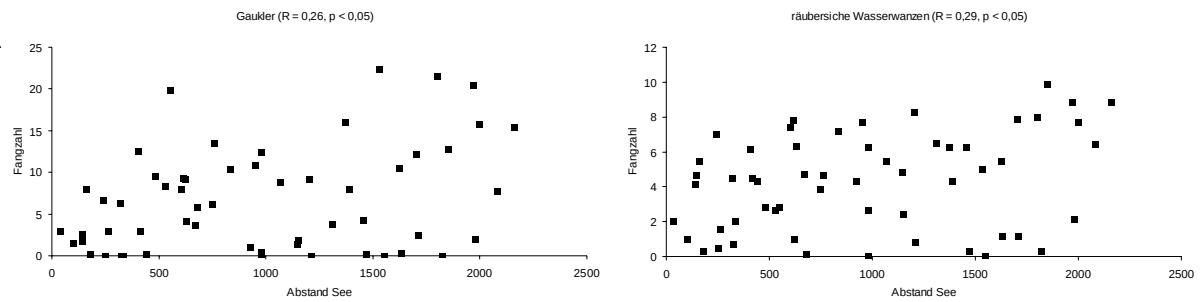


Abbildung 3.50: Fangzahlen von Gauklern und räuberischen Wasserwanzen in Abhängigkeit vom Abstand zum offenen See (in Metern). Angegeben sind Spearmanrangkorrelationskoeffizienten.

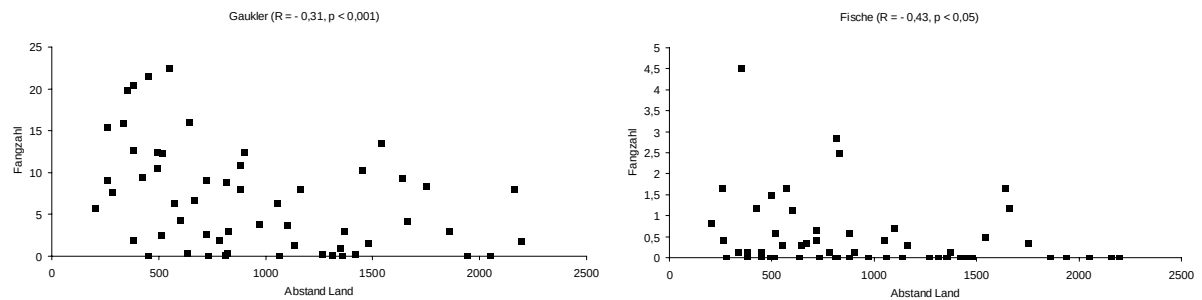


Abbildung 3.51: Fangzahlen von Gauklern und Fischen in Abhängigkeit vom Abstand zum Land (in Metern). Angegeben ist der Spearmanrangkorrelationskoeffizient

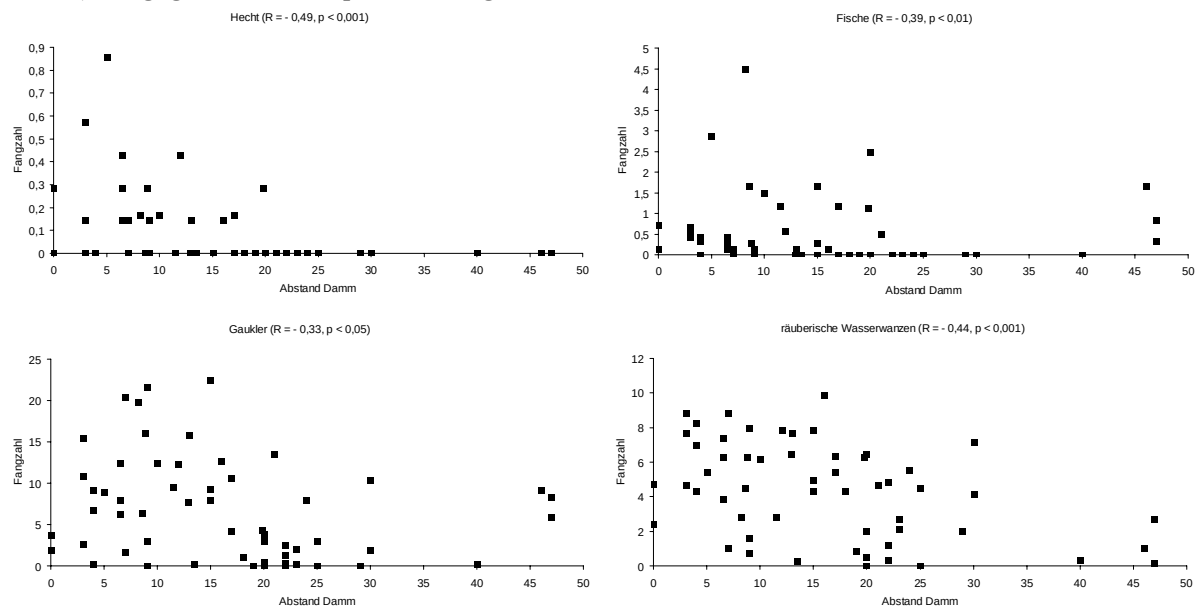


Abbildung 3.52: Fangzahlen von Gaukler und Fischen in Abhängigkeit vom Abstand zum Damm (in Metern). Angegeben sind ist der Spearmanrangkorrelationskoeffizient

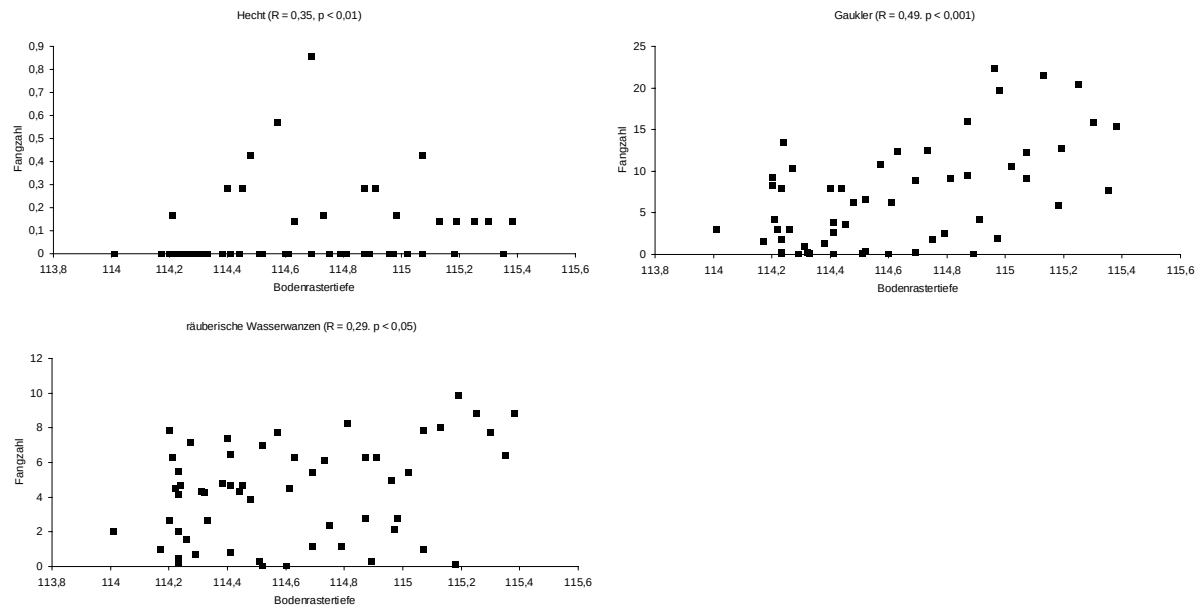


Abbildung 3.53: Fangzahlen von Hecht, Gaukler und räuberischen Wasserwanzen in Abhängigkeit von der Bodenrastertiefe (in Metern). Angegeben ist der Spearmanrangkorrelationskoeffizient

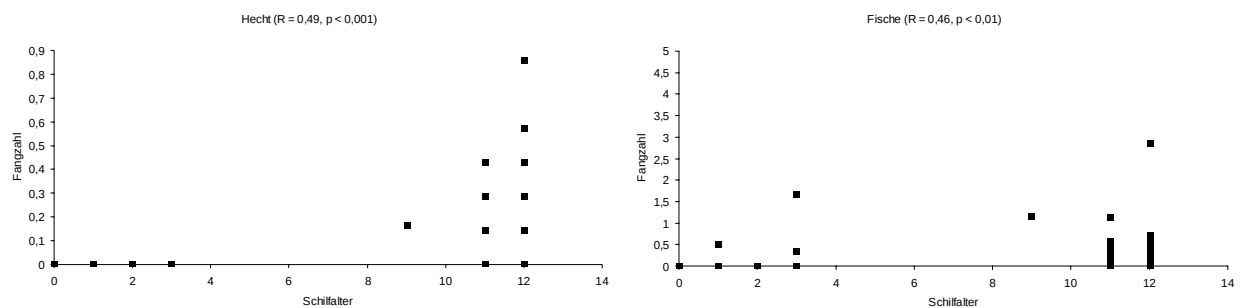


Abbildung 3.54: Fangzahlen von Hecht und allen anderen Fischen in Abhängigkeit vom Schilfalter (in Jahren). Angegeben ist der Spearmanrangkorrelationskoeffizient

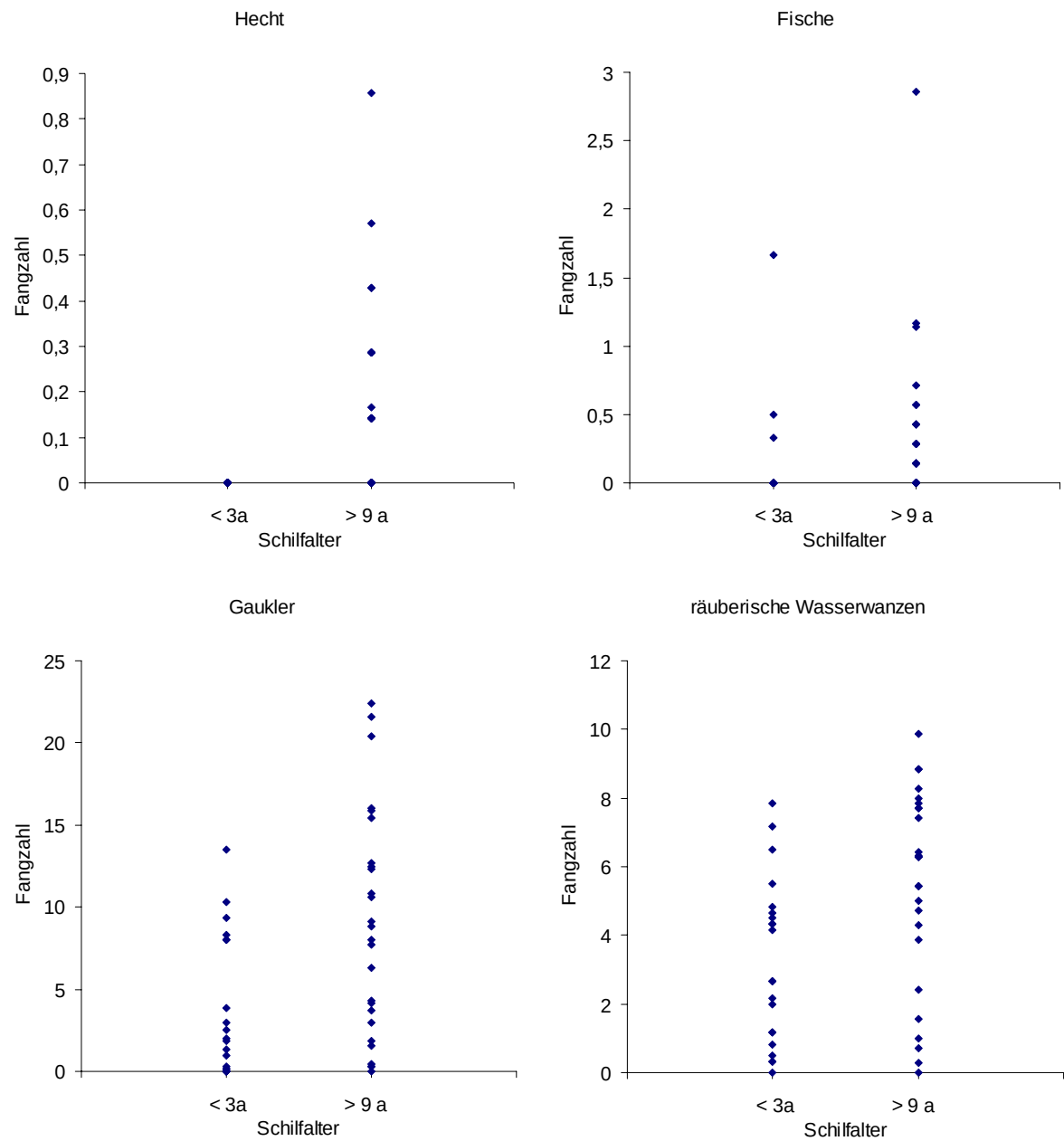


Abbildung 3.55: Fangzahlen von Hecht, allen anderen Fischen, Gaukler und räuberischen Wasserwanzen in Abhängigkeit vom Schilfalter. Dargestellt wurden nur statistisch signifikante Ergebnisse

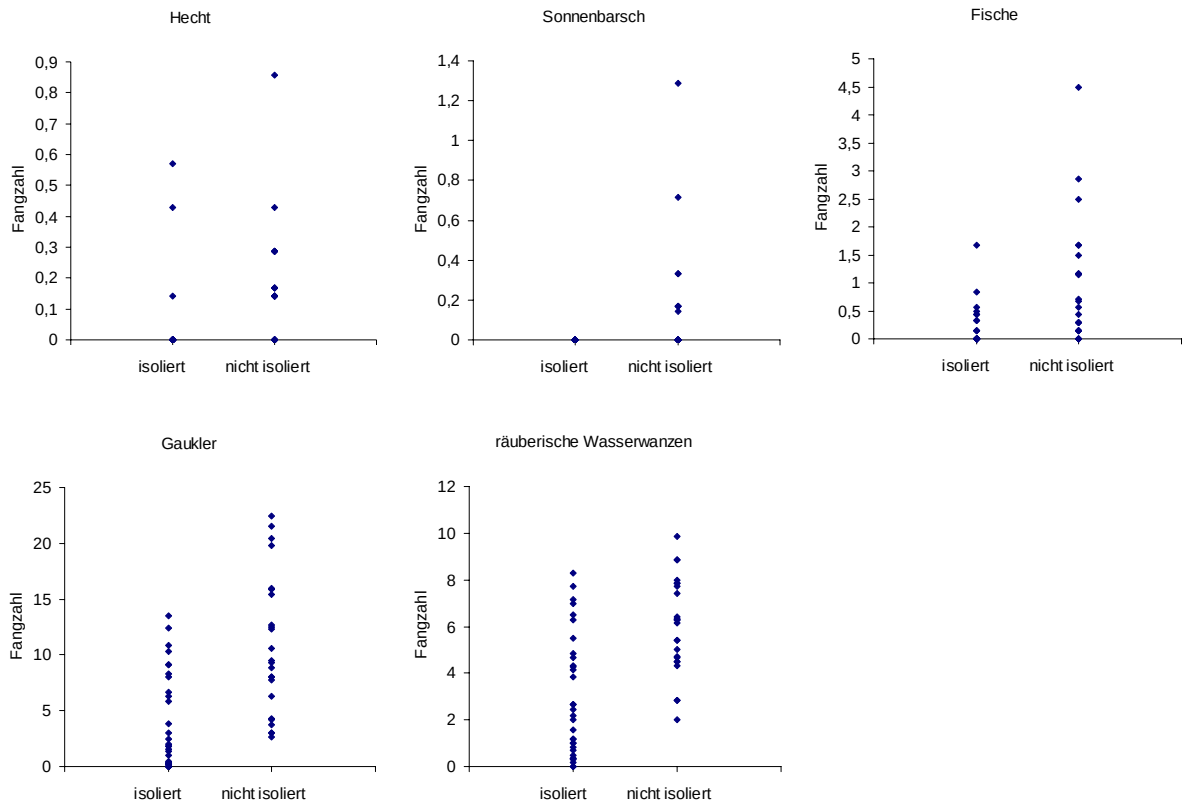


Abbildung 3.56: Fangzahlen ausgewählter Amphibienprädatoren an vom offenen See isolierten und nicht isolierten Standorten. Dargestellt sind nur statistisch signifikante Muster

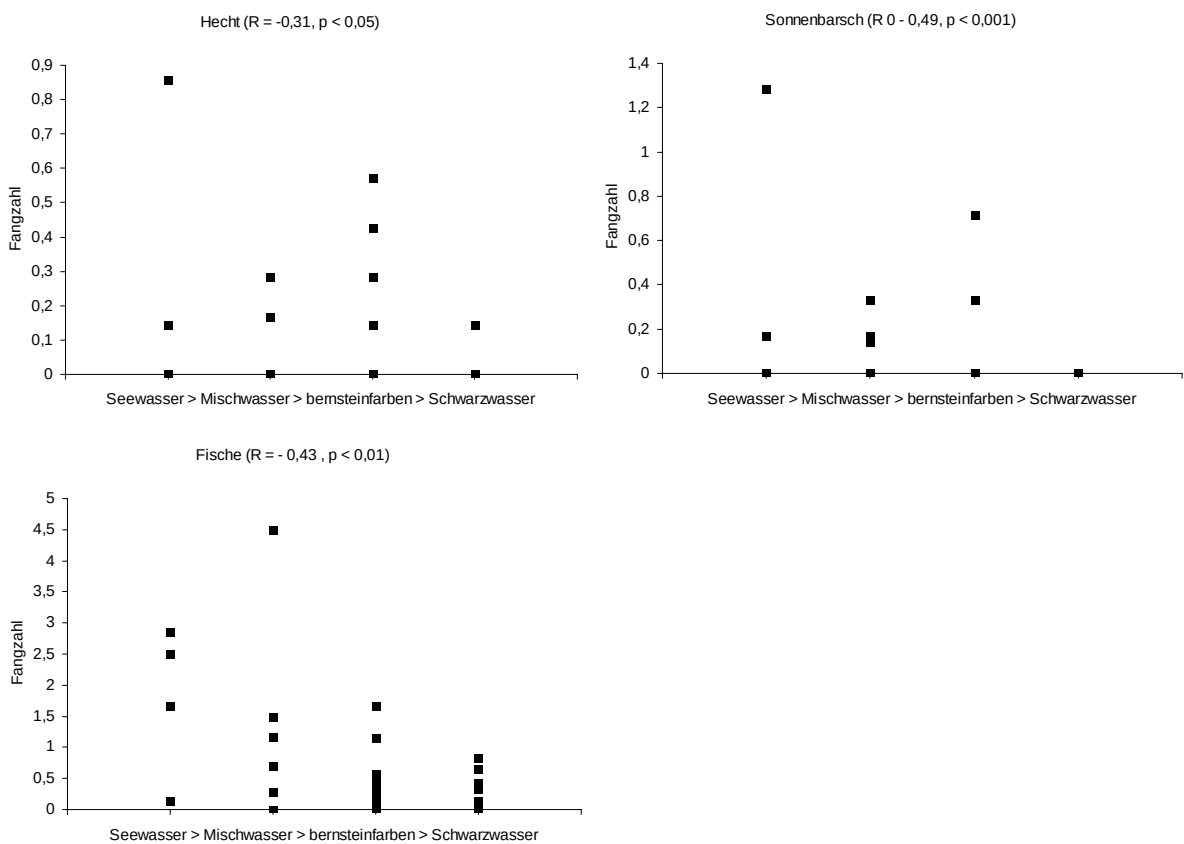


Abbildung 3.57: Fangzahlen von Hecht und allen anderen Fischen in Abhängigkeit vom Huminstoffgehalt. Angegeben ist der Spearmanrangkorrelationskoeffizient.

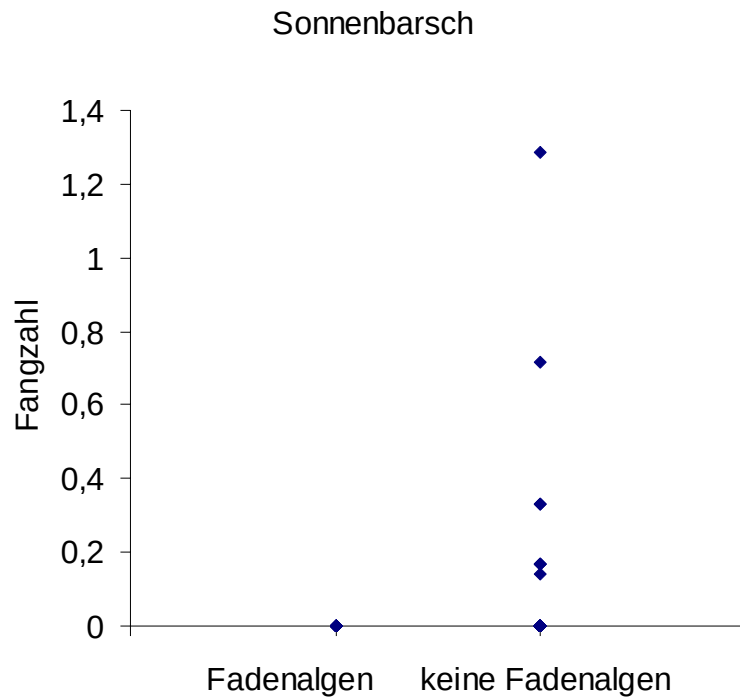


Abbildung 3.58: Fangzahlen des Sonnenbarsches an Standorten mit und ohne Fadenalgen

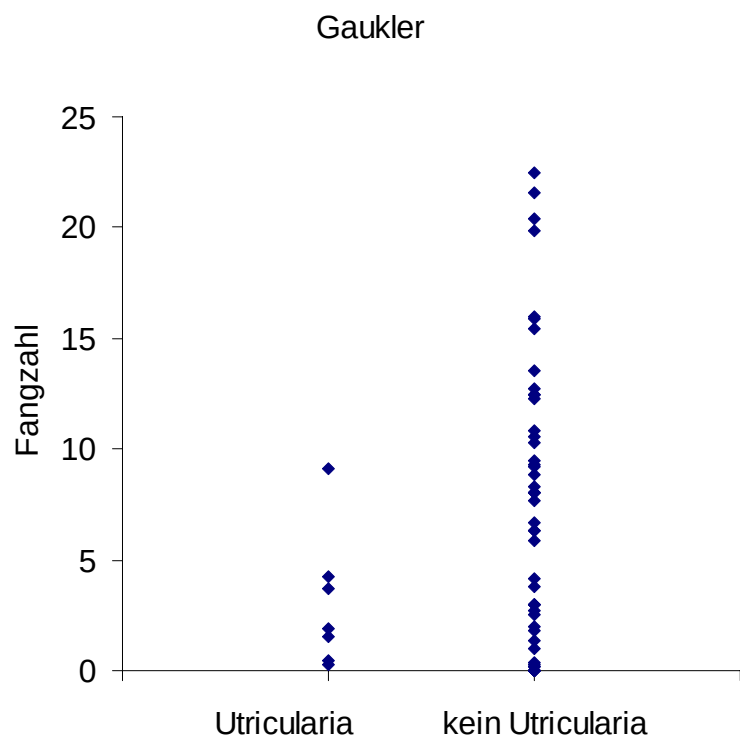


Abbildung 3.59: Fangzahlen des Gauklers an Standorten mit und ohne Fadenalgen

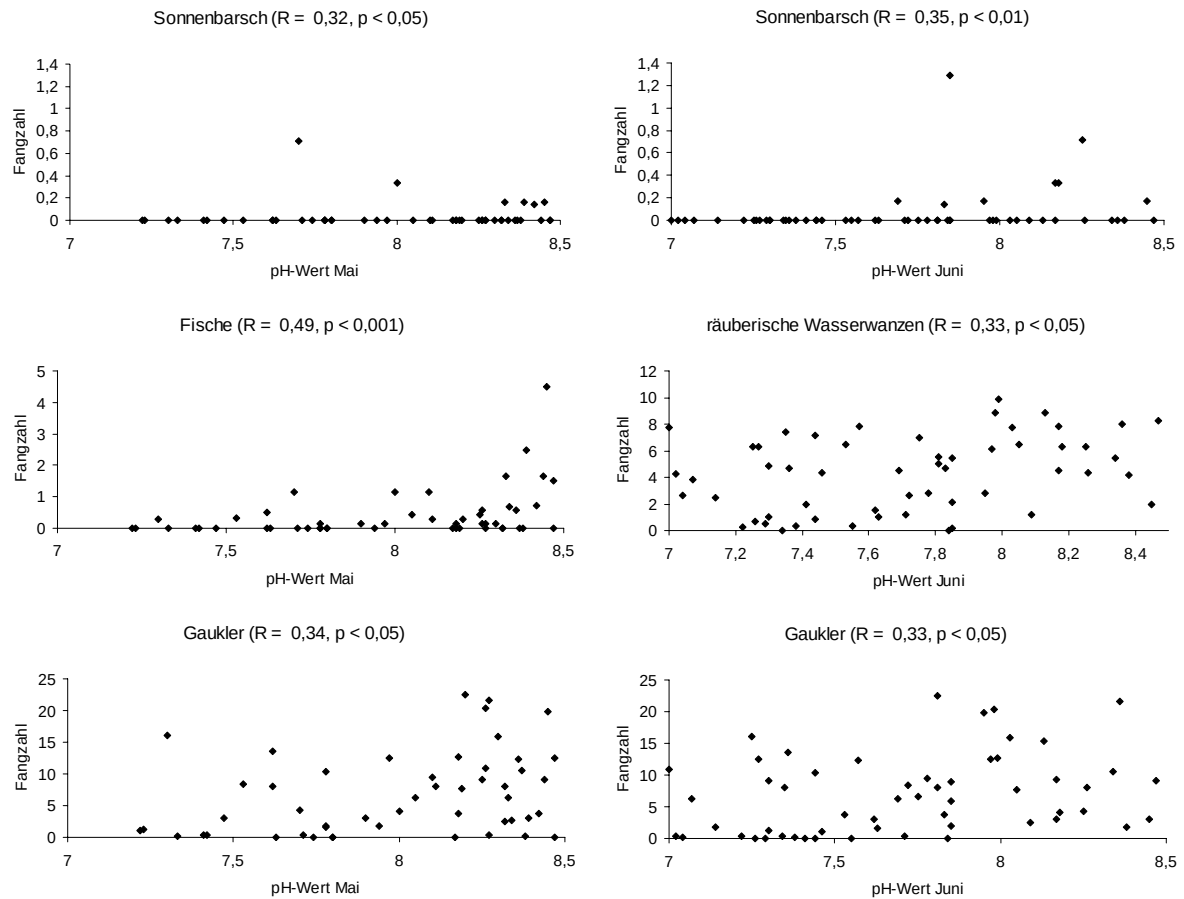


Abbildung 3.60: Fangzahlen von Sonnenbarsch und Gaukler in Abhängigkeit von pH-Wert-Messungen im Mai und Juni (oben und Mitte) sowie von allen Fischen und räuberischen Wasserwanzen in Abhängigkeit von pH-Wert-Messungen im Juni (unten). Angegeben ist der Spearmanrankkorrelationskoeffizient

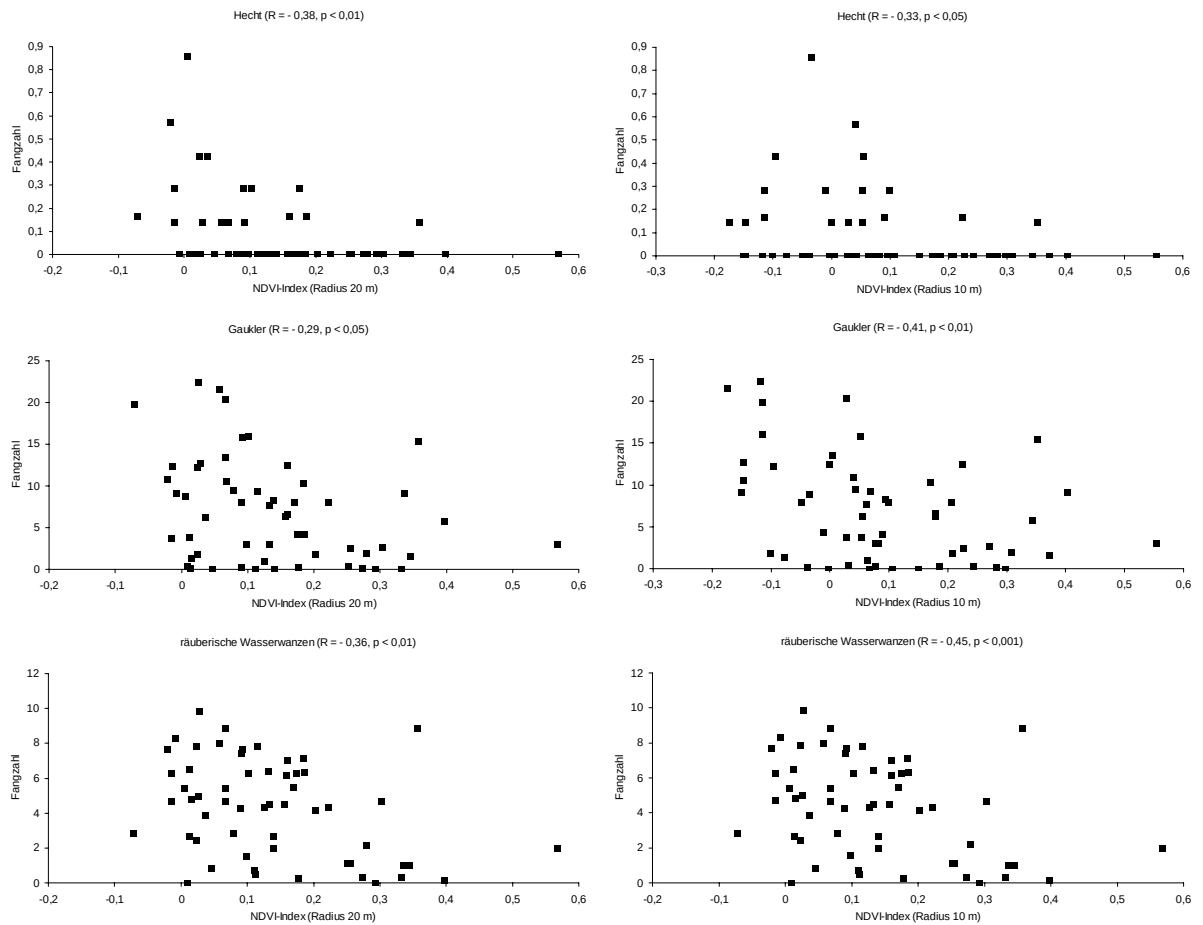


Abbildung 3.61: Fangzahlen von Hecht, Gaukler und räuberischen Wasserwanzen in Abhängigkeit vom NDVI-Index im Radius von 10 und 20 m. Angegeben ist der Spearmanrankkorrelationskoeffizient

3.11 Literatur Amphibien

- Alkhalaf, I. A., Hübener, T., Porembski, S. (2009): Prey spectra of aquatic Utricularia species (Lentibulariaceae) in Northeastern Germany: The role of planktonic algae. *Flora* 204 (2009) 700–708
- Bauer, K. (1960): Die Säugetiere des Neusiedlersee-Gebietes (Österreich). - *Bonner-Zoologische-Beitraege* 11: 141-344.
- Burnham, K. P. & Anderson, D. R. (2002): *Model Selection and Inference, A Practical Information-Theoretic Approach*. Springer, New York.
- Buschendorf, J. & Günther, R. (1996): Teichmolch – *Triturus vulgaris* (Linnaeus, 1758). IN: Günther, R. *Die Amphibien und Reptilien Deutschlands*. Gustav Fischer, 825 S.: 174- 195.
- Čeirāns, A., Pupina A. & Pupins, M. (2020): A new method for the estimation of minimum adult frog density from a large-scale audial survey. *Scientific Reports* 10: 8627 <https://doi.org/10.1038/s41598-020-65560-6>
- Csarmann, E. (2013): 7.2.3 Indikatorgruppe Amphibien (Amphibia) und Reptilien (Reptilia). IN: Weiss, S., Dillinger, B., Bobits, H., Csarmann, E., Dvorak, M., Fleischanderl, R., Herzig, B., Höttinger, H., Zukrigl, V., Zechmeister, T., Zuna-Kratky T. und Schroll, K. (2013): *Naturschutzfachliches Pflegekonzept Seevorgelände Neusiedler See*. Naturschutzbund Burgenland, Eisenstadt, 317 S.: 110-121.
- Csarmann, E. (2008): *Ökologie von Amphibien in ausgewählten Lacken des Seewinkels*. – Diplomarbeit Universität Wien, 143 S.
- Csarmann, E. (2017): Indikatorgruppe Amphibien (Amphibia) und Reptilien (Reptilia). IN: Weiss, S. & Zechmeister, T., ed. (2017): *Naturschutzfachliches Managementkonzept Seevorgelände Neusiedler See*. Arbeitsgemeinschaft natürliche Ressourcen (AGN), Eisenstadt, 46 – 48.
- Engelhardt, W. (1974): *Was lebt in Tümpel, Bach und Weiher*. – Kosmos Naturführer, 257 S.
- Erimis, U. C. (2010): Abundance, demography and population structure of *Pelophylax ridibundus* (Anura: Ranidae) in 26-August National Park (Turkey). - *North-Western Journal of Zoology* 7 (1): 5-16
- Fischer-Nagel, A. (1977): *Untersuchungen zur Ökologie der Anuren im Seewinkel des Burgenlandes, Österreich*. – Diplomarbeit Freie Universität Berlin, 181 S.
- Fog K., Drews H., Bibelriether F., Damm N. & Briggs L., (2011): *Managing Bombina bombina in the Baltic Region – Best practice guideline*. Amphi Consult, Stiftung Naturschutz Schleswig Holstein, Odense.
- Fürnweger, G., Sigmund, E. & Wolfram, G. (2019): *Fischökologisches Monitoring Neusiedler See Befischungen innerer Schilfgürtel: Tätigkeitsbericht 2019*. – Im Auftrag Nationalpark Neusiedler See – Seewinkel, 23 S.
- Gemel, R. (2015): Salzhaltige Gewässer ein Problem für Amphibien? IN: Schweiger, S. & Grillitsch, H. (2015): *Die Amphibien und Reptilien des Neusiedler See-Gebiets*. Wien, 181 S.: 76 -77.
- Grabenhofer, H. (2004): *Untersuchungen an der Rotbauchunke (Bombina bombina Linnaeus 1761) in ausgewählten Teilbereichen des Nationalpark Neusiedlersee-Seewinkel*. Diplomarbeit, Universität für Bodenkultur Wien, 70 S.
- Grafe T.U. & Meuche, I. (2005): Estimate of the chorus tenure and population size of male European treefrogs *Hyla arborea*: implications for conservation. – *Amphibia-Reptilia* 26: 437 – 444.
- Grillitsch, B. & Grillitsch, H. (1984): *Zur Verbreitung der Amphibien und Reptilien im Gebiet des Neusiedlersees (Burgenland, Österreich) unter besonderer Berücksichtigung des westlichen Schilfgürtels*. – *Ann. Naturhist. Mus. Wien* 86: 29 – 64.
- Grillitsch, H. (2015): Seefrosch. - IN: Schweiger, S. & Grillitsch, H. (2015): *Die Amphibien und Reptilien des Neusiedler See-Gebiets*. Wien, 181 S.: 90 - 93.

- Grosse, W. R. & Günther, R. (1996a): Laubfrosch *Hyla arborea* (Linnaeus, 1758).). IN: Günther, R. Die Amphibien und Reptilien Deutschlands. Gustav Fischer, 825 S.: 343 – 364.
- Grosse, W. R. & Günther, R. (1996b): Kammolch – *Triturus cristatus* (Laurenti, 1768). IN: Günther, R. Die Amphibien und Reptilien Deutschlands. Gustav Fischer, 825 S.: 174 – 195.
- Günther, R. & Schneeweiss, N. (1996): Rotbauchunke – *Bombina bombina* (Linnaeus, 1761). IN: Günther, R. Die Amphibien und Reptilien Deutschlands. Gustav Fischer, 825 S.: 215 - 232.
- Günther, R. (1996a): Teichfrosch – *Rana kl. esculenta* Linnaeus, 1758.). IN: Günther, R. Die Amphibien und Reptilien Deutschlands. Gustav Fischer, 825 S.: 455 – 475.
- Günther, R. (1996a): Teichfrosch – *Rana lessonae* Linnaeus, 1758.). IN: Günther, R. Die Amphibien und Reptilien Deutschlands. Gustav Fischer, 825 S.: 475 – 489.
- Herzog-Straschil, B. (1989): Die Entwicklung der Fischfauna des Neusiedler Sees. – Vogelschutz in Österreich 3: 19 - 22
- Imhof, G. & Waitzbauer, W. (1974): 12. Die Kleintierfauna des Schilfgürtels. - IN: Löffler, H. (1974). Der Neusiedlersee – Naturgeschichte eines Steppensees, 175 S.: 79 – 94.
- Kaufmann, P., Maletzky, A. & Kyek, M. (2015): Populationssysteme, Habitatnutzung und Gefährdung der Wasserfrösche (*Pelophylax* sp.) im österreichischen Bundesland Salzburg und Teilen Oberösterreichs. – Zeitschrift für Feldherpetologie 22: 151 - 170.
- Kery, M. & Royle, J.A. (2016): Applied Hierarchical Modeling in Ecology: Analysis of distribution, abundance and species richness in R and BUGS, Academic Press, Oxford, Uk
- König, O. (1960): Das Buch vom Neusiedlersee. Wollzeilen-Verlag, 268 S.
- Krachler, R, Korner, I, Dvorak, M, Milazowszky, N, Rabitsch, W, Werba, F, Zulka, P & Kirschner, A (2012): Die Salzlacken des Seewinkels: Erhebung des aktuellen ökologischen Zustandes sowie Entwicklung individueller Lackenerhaltungskonzepte für die Salzlacken des Seewinkels (2008 – 2011). Österreichischer Naturschutzbund, 291 S.
- Löffler, H. (1974). Der Neusiedlersee – Naturgeschichte eines Steppensees, 175 S.: 79-94.
- Merilä, J. & Sterner, M. (2002): Medicinal leeches (*Hirudo medicinalis*) attachling and killing adult amphibians. - Annales Zoologici Fennici 39: 343 - 346.
- Mikschi, E., Wolfram, G. & Waist, A. (1996): Long term changes in the fish community of the Neusiedler See (Burgenland, Austria). – IN: Kirchhofer, A.-& Hefti, D. (1996): Conservation of endangered freshwater fish in Europe. Birkhäuser-Verlag, 111 – 120.
- Nemeth, E., Wolfram, G., Grubbauer, P., Rössler, M., Schuster, A., Mikschi, E. & Herzig, A. (2003): Interaction between fish and colonial wading birds within reed beds of Lake Neusiedl, Austria, in Interactions between fish and birds: implications for management. – I. Cowx, Blackwell Science. p. 139-150.
- Nemeth, E., Dvorak, M., Knoll, T., Kohler, B., Mühlbacher, S. & Werba, F. (2014): Managementplan für den Neusiedler See als Teil des Europaschutzgebiets Neusiedler See –Nordöstliches Leithagebirge. Studie im Auftrag des Vereins BERTA. BirdLife Österreich, Wien, 245 pp.
- Plöttner, J. (2005): Die westpaläarktischen Wasserfrösche – von Märtyrern der Wissenschaft zur biologischen Sensation. Beiheft der Zeitschrift für Feldherpetologie 9, 160 S.
- Plöttner, J. (2010): Möglichkeiten und Grenzen morphologischer Methoden zur Artbestimmung bei europäischen Wasserfröschen (*Pelophylax esculentus* – Komplex). – Zeitschrift für Feldherpetologie 17: 129 - 146.
- Royle, J. A. (2004). N-mixture models for estimating population size from spatially replicated counts. Biometrics 60, 108–115.
- Schmidt, B.R., Zumbach, S., Tobler, U.& Lippuner M. (2015): Amphibien brauchen temporäre Gewässer. - Zeitschrift für Feldherpetologie 22: 137 – 150.
- Schuster, A. (2015): Der Schilfgürtel als Lebensraum von Amphibien und Reptilien. IN: Schweiger, S. & Grillitsch, H. (2015): Die Amphibien und Reptilien des Neusiedler See-Gebiets. Wien, 181 S.: 102 -103.
- Schweiger, S. & Grillitsch, H. (2015): Die Amphibien und Reptilien des Neusiedler See-Gebiets. Wien, 181 S.

- Stumpel, A. H. P. (1987): Distribution and present numbers of the tree frog (*Hyla arborea*) in Zealand Flanders, The Netherlands. – *Bijdragen tot de Dierkunde* 57: 151 – 163.
- Thiesmeier, B. (2019): Fotoatlas der Amphibienlarven Deutschlands, Österreichs und der Schweiz. Laurenti-Verlag, 160 S.
- Tunner, H.G. (1970): Das Serumeiweißbild einheimischer Wasserfrösche und der Hybridcharakter von *Rana esculenta*. – *Verhandlungen der Deutschen Zoologischen Gesellschaft* 64: 352 – 358.
- Tunner, H. G. (2001): 11. Die Wasserfrösche. IN: Cabela, A., Grillitsch, H. & Tiedemann, F. (2001) Atlas zur Verbreitung und Ökologie der Amphibien und Reptilien in Österreich. - Tunner & Heppich-Tunner 1992,
- Tunner, H.G. & Heppich-Tunner, S. (1992): A new population system of water frogs discovered in Hungary. – IN: Korsós, Z. & Kiss, I. (eds)- *Proc. Sixth. Ord. Gen. Meet. S.E.H., Budapest*: 453 – 460.
- Tunner, H.G. & Kärpâti, L. (1997): The Water Frogs (*Rana esculenta* complex) of the Neusiedlersee region (Austria, Hungary) (Anura: Ranidae). - *Herpetozoa* 10 (3/4): 139 – 148
- Tunner, H.G. (1974): Die klonale Struktur einer Wasserfroschpopulation. – *Zeitschrift für Zoologische Systematik und Evolutionsforschung* 12: 309 – 314.
- Tunner, H.G. (1978): Zur Morphologie junger Wasserfrösche aus verschiedenen zusammengesetzten Populationen. - *Ann. Naturhistor. Mus. Wien* 81: 465-474
- Tunner, H.G. (1986): Zur Morphologie junger Wasserfrösche aus verschiedenen zusammengesetzten Populationen. -*Ann. Naturhistor. Mus.* 81: 465-474
- Tunner, H.G. (1992): Locomotory behaviour in water frogs from Neusiedlersee (Austria, Hungary). 15 km migration of *Rana lessonae* and its hybridogenetic associate *Rana esculenta*. – IN: Korsós, Z. & Kiss, I. (eds)- *Proc. Sixth. Ord. Gen. Meet. S.E.H., Budapest*: 449 - 452.
- Weiss, S. & Zechmeister, T., ed. (2017): Naturschutzfachliches Managementkonzept Seevorgelände Neusiedler See. Arbeitsgemeinschaft natürliche Ressourcen (AGN), Eisenstadt, 111 S.
- Weiss, S., Dillinger, B., Bobits, H., Csarman, E., Dvorak, M., Fleischanderl, R., Herzig, B., Höttinger, H., Zukrigl, V., Zechmeister, T., Zuna-Kratky T. und Schroll, K. (2013): Naturschutzfachliches Pflegekonzept Seevorgelände Neusiedler See. Naturschutzbund Burgenland, Eisenstadt, 317 S.
- Werba, F. (2012): Amphibienmonitoring im Nationalpark Neusiedler See-Seewinkel – Erste Ergebnisse. - *Zeitschrift für Feldherpetologie* 19: 91-113.
- Wolfram, A., Großchartner, M. & Krisa, H. (2015): Der Schilfgürtel des Neusiedler Sees: Lebensraum für Kleinlebewesen und Fische. - Naturschutzbund Burgenland, Eisenstadt. 60 pp.
- Wolfram, G., & Miksch, E. (2003): Rote Liste der Fische und Neunaugen des Burgenlandes. Biologische Station Illmitz, 67 S.
- Wolfram, G., & Miksch, E. (2007): Rote Liste der Fische (Pisces) Österreichs. IN: Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Checklisten, Gefährdungsanalysen, Handlungsbedarf; Böhlau: 67-198.
- Wolfram, G., Deri L. & Zech, S. (2014): Strategiestudie Neusiedler See – Phase 1. Studie im Auftrag der Österreichisch-Ungarischen Gewässerkommission. Wien – Szombathely, 246 pp.
- Wolfram-Wais, A., Wolfram, G., Auer, B., Miksch, E. & Hain, A. (1999): Feeding habits of two introduced fish species (*Lepomis gibbosus*, *Pseudorasbora parva*) in Neusiedler See (Austria), with special reference to chironomid larvae (Diptera: Chironomidae). - *Hydrobiologia* 408/409: 123-129.

3.12 Dank

Organisationen (i.a.O.): Anglerverein Oggau, Biologische Station Illmitz, Esterhazy Privatstiftung, Nationalpark Neusiedler See – Seewinkel, Naturhistorisches Museum Wien, WWF Österreich.

Personen (i.a.O.): Eva Csarmann, Andreas Eckelt, Marietta Hengl, Bernhard Kohler, Christian Moritz, Erwin Nemeth, Miriam Rainer, Maria Schindler, Ramona Schmidt, Helmut Schwarz, Richard Schwarzenberger, Silke Schweiger, Marlon Schwienbacher, Christoph Walder, Thomas Wampula, Thomas Zechmeister & Mitarbeiter, Walter Zechmeister.

4. Zusammenfassende Diskussion der Projektergebnisse und Schlussfolgerungen für das künftige Schilfmanagement am Neusiedler See

Bernhard Kohler, Marlon Schwienbacher, Michael Dvorak, Erwin Nemeth und Florian Glaser

4.1 Übersicht

Die beiden Module des vorliegenden Projekts – der Amphibien-Teil und der ornithologische Teil – haben auf unterschiedlichen räumlichen Ebenen wertvolle Ergebnisse und Erkenntnisse für das künftige Schilfmanagement am Neusiedler See gebracht. Im Amphibienteil wurde in vielfacher Hinsicht Pionierarbeit geleistet, indem erstmals auf größeren Probeflächen und entlang von Transekten durch den Schilfgürtel quantitative Daten über Bestandsgrößen, Fortpflanzung und Verteilung der Amphibien erhoben wurden. Der Schilfgürtel des Sees zeichnet sich demnach durch erstaunlich geringe Amphibiendichten, bzw. eine sehr ungleichmäßige Verteilung der Bestände aus, beherbergt aber aufgrund seiner schier Größe trotzdem Amphibienvorkommen von beeindruckendem Umfang. Es konnten erste Erkenntnisse zu den Wirkungen der Schilfernte auf die Amphibien gewonnen werden: frische Ernteflächen scheinen als Fortpflanzungshabitate für Amphibien wenig attraktiv zu sein, die zur Vorbereitung der Ernte im Folgejahr niedergewalzten Flächen sind weitgehend ungeeignet. Etwas ältere Jungschilfflächen weisen hingegen höhere Amphibienbestände auf, auch lichte Altschilfflächen mit Kleingewässern sind zumindest für einzelne Arten von Bedeutung, während sehr dichte und hochwüchsige Altschilfflächen generell unattraktiv sind. Ein überraschendes Ergebnis ist die hohe Dichte von räuberischen Evertabraten im Schilfgürtel, die gemeinsam mit Fischen als Prädatoren für Amphibien in Frage kommen und deren Verteilung offenbar maßgeblich bestimmen. Wichtige Hinweise haben die Amphibienuntersuchungen zur Bedeutung von Damm- und Kanalstrukturen als mögliche negative Einflussgrößen auf Amphibienbestände erbracht (Dämme als Überwinterungshabitat für Prädatoren, Schilfkanäle als Ausbreitungswege für räuberische Fische), während positive Effekte sich auf das Vorkommen von Wasserfröschen und auf die Bereitstellung von „terrestrischen“ Überwinterungsplätzen für einzelne Arten beschränken. Die Ergebnisse weisen schließlich auf eine große Bedeutung der landseitigen Teile des Schilfgürtels für die Amphibien hin, auch wenn einige Arten im Schilfgürtel erstaunlich weit seewärts vordringen. Was die Amphibienuntersuchungen aufgrund ihrer Erstmaligkeit nicht leisten konnten, war die Abschätzung langfristiger Bestandsveränderungen. Wegen der methodisch sehr aufwendigen Untersuchungen und der deshalb beschränkten Flächenabdeckung können aus Sicht der Herpetologie zum gegenwärtigen Zeitpunkt nicht die gleichen großflächigen Aussagen gemacht werden, wie anhand der ornithologischen Ergebnisse.

Die ornithologischen Untersuchungen konnten an eine langjährige Tradition der Schilfvogelforschung anknüpfen und zu ihrer Interpretation auf die reichen Erfahrungen und Ergebnisse aus früheren Projekten mit methodisch vergleichbaren Ansätzen zurückgreifen. Im ornithologischen Teil wurden die Altersklassenverteilung des Schilfs und der Bewirtschaftungszustand im gesamten Schilfgürtel außerhalb des Nationalparks erhoben,

Untersuchungen zur Siedlungsdichte und Bestandsgröße schilfgebundener Vogelarten durchgeführt und diese Ergebnisse dann mit Messungen der Schilfstruktur und Vitalitätsparametern des Schilfs in Beziehung gesetzt. Dabei wurde ein starker Rückgang der Schilfnutzung, eine Konzentration der Ernteaktivitäten auf die landseitigen Teile des Schilfgürtels und ein großflächiges Absterben des Schilfs festgestellt, was unter anderem dazu geführt hat, dass selbst Altschilfspezialisten unter den Vögeln erhebliche Bestandsrückgänge zeigen. Der Zusammenhang zwischen den beobachteten Absterbe-Prozessen im Schilf und Standortsfaktoren wurde durch Messungen des Redoxpotentials im Schlamm an zahlreichen Probepunkten im Schilfgürtel bestätigt. Erstmals wurde auch die Eignung von Jungschilfflächen als Schilfvogel-Habitat untersucht sowie bestimmte Praktiken der Schilfschneider (Niederwalzen von altschilfreichen Beständen) in ihren Auswirkungen auf die Schilfvogelwelt beurteilt. Jungschilfflächen werden demnach kaum von Schilfvögeln genutzt, das Niederwalzen von altschilfreichen Flächen zwecks Aufbereitung für die Ernte der Flächen im Folgejahr hat offensichtlich negative Auswirkungen auch auf die Vogelwelt. Anders als ursprünglich vorgesehen wurden keine Untersuchungen zu den Auswirkungen verschiedener Erntemaschinen auf Schilfzustand und Schilfvögel durchgeführt, weil die Schilferntebetriebe nur zur Anlage relativ schmaler, ungemähter Referenzstreifen bereit waren, die für aussagekräftige Siedlungsdichteuntersuchungen bei Vögeln zu klein waren. Weiters hat sich nach Projektbeginn herausgestellt, dass die Vielfalt der zum Einsatz kommenden Erntemaschinen geringer ist, als erwartet: alle im Projektzeitraum noch bestehenden Betriebe verwendeten im Wesentlichen umgebaute Pistenraupen zur Ernte, der einzige Betrieb der über ein Fahrzeug mit Ballonreifen verfügt hatte, musste kurz vor Projektbeginn seine Aktivitäten einstellen; ebenso kam der Prototyp eines Luftkissen-Erntefahrzeugs, mit dem einer der Betriebe experimentiert, aufgrund eines Defekts im Projektzeitraum nicht zum Einsatz. Die meisten Hinweise zur Wirkung der Erntemaschinen lieferten die Amphibienuntersuchungen auf den Testschnittstreifen, bei den Vögeln konnten Aussagen zur Schilfernte nur aus den großflächigen Untersuchungen des Schilfzustands abgeleitet werden.

Die Ergebnisse beider Module sowie die in den Stakeholder-Workshops und den informellen Gesprächen mit den Schilfbewirtschaftern gewonnenen Erkenntnisse fließen in die nachfolgende Diskussion sowie in die Schlussfolgerungen und Empfehlungen für das künftige Management des Schilfgürtels ein.

4.2 Bestehende Erhaltungsziele und Handlungsbedarf

Die Untersuchungen im vorliegenden Projekt haben gezeigt, dass weite Teile des Schilfgürtels aus jahrzehntealten Beständen bestehen und dass es in diesen Beständen deutliche Anzeichen für fortschreitende Absterbe-Prozesse gibt, die sich in den letzten Jahren offenbar beschleunigt haben. Derzeit (2020) werden nicht weniger als 50% des Schilfgürtels von Bruchschilf dominiert, das heißt von umgebrochenen, in einer Richtung liegenden Matten aus abgestorbene Schilfhalmen, die für Schilfvögel als Lebensraum nicht mehr geeignet sind. Dies betrifft selbst ausgesprochene Altschilfbewohner unter den Vögeln, die ansonsten vom Vorhandensein eines hohen Altschilfanteils im Bestand profitieren, bzw. sogar darauf angewiesen sind: der vollständige Zusammenbruch von Schilfbeständen wirkt sich auch auf diese Arten eindeutig negativ aus. Insgesamt dürfte das beobachtete Schilfsterven zu den massiven Bestandsrückgängen vieler Schilfvogelarten beigetragen haben, die im vorliegenden Projekt im Vergleich zu früheren Erhebungen festgestellt wurden. Damit sind unmittelbare Auswirkungen auf Schutzgüter des Europaschutzgebiets Neusiedler See-Nordöstliches Leithagebirge und deren Erhaltungszustand gegeben.

Die der Ausweisung des Europaschutzgebiets zugrundeliegenden Richtlinien der Europäischen Union legen fest, dass für die definierten Schutzgüter ein günstiger Erhaltungszustand zu sichern, bzw. wiederherzustellen ist. Es besteht also in Hinblick auf zentrale Schutzgüter des Europaschutzgebiets dringender Handlungsbedarf.

Der Teilmanagementplan für den Schilfgürtel (Nemeth et al. 2014) liefert in Form von Erhaltungszielen und Maßnahmenvorschlägen bereits eine Reihe von Anhaltspunkten dafür, was zu tun ist. Diese Ziele und Maßnahmen behalten auch vor dem Hintergrund der neuen Ergebnisse ihre Gültigkeit, auch wenn in einzelnen Bereichen Akzentverschiebungen, bzw. da und dort auch Ergänzungen und Abänderungen notwendig sind.

Angesichts der Strukturabhängigkeit der schilfbewohnenden Vogelarten kommt dem Schilfzustand und der Altersklassenverteilung der Schilfbestände eine besondere Bedeutung zu. Im Teilmanagementplan wird unter M1 „Naturschutzfachliche Zonierung des Schilfgürtels in Nutzungs-, Management- und Schutzzonen“ folgendes Ziel formuliert „Erhaltung einer in Hinblick auf die Lebensraumsansprüche von Vogelarten ausgewogenen Altersstruktur beim Schilf, ausgehend vom Ist-Zustand der aktuellen Nutzung“. Relevant für den Schilfzustand (und damit für die Bestandsentwicklung der schilfgebundenen Vogelarten) ist auch das unter M4 „Einrichtung von Altschilf-Reservaten“ genannte Erhaltungsziel: „Langfristige Sicherung von Schilfbeständen, die älter als ca. 5 Jahre sind für Vogelarten, die auf diese Gebiete obligat als Lebensraum angewiesen sind. Bei Überalterungstendenzen (Zusammenbruch) sollte eine geeignete Methode zur Verjüngung zum Einsatz kommen“. Als Spezialfälle des Schutzes besonderer Schilfstrukturen behandelt der Managementplan unter M2 „Reiherschutzzonen“ auch die Koloniestandorte von Reiher, das entsprechende Erhaltungsziel lautet: „Einrichtung von Tabuzonen im 100m-Umkreis von Reiherkolonien um Störungen zu vermeiden. Dabei ist zu berücksichtigen, dass dies keine langfristigen Zonen sind, sondern diese flexibel an das letztjährige Ergebnis des Monitorings anzupassen sind“. Ebenso wird unter M6 „Erhaltung sehr starkhalmiger Schilfbestände in den seeseitigen Schilfrandzonen“ die „Erhaltung eines ungestörten seeseitigen Starkschilfbestandes in der Größenordnung von etwa 100 Metern Breite“ gefordert. In all diesen auf die Schilfstruktur bezogenen Erhaltungszielen wird einerseits die große Bedeutung von strukturreichen Altschilfbeständen, bzw. von Sonderstrukturen für die Vogelwelt angesprochen, andererseits aber auch klar ausgedrückt, dass ein nachhaltiges Angebot solcher Flächen (ebenso wie jenes der jüngeren Altersstadien, aus denen Altschilfbestände letztlich entstehen) von einer rechtzeitigen, zyklischen Verjüngung der Bestände abhängig ist – diese kann prinzipiell auf natürlichem Weg, oder durch anthropogene Eingriffe erfolgen.

Hinsichtlich der natürlichen Prozesse, die auf den Schilfzustand und die Schilfregeneration einwirken, sind vor allem in langfristiger Perspektive die für den Neusiedler See charakteristischen Wasserstands-Schwankungen und der Salzgehalt zu nennen. Hierzu formuliert der Managementplan unter M5 „Erhalt von Wasserstands-Schwankungen“ folgendes Ziel: „Erhaltung der größtmöglichen Amplitude an Wasserstands-Schwankungen, aufbauend auf den bestehenden technischen Rahmenbedingungen (Wehrbetriebsordnung Einserkanal, Verzicht auf künstliche Wasserzufuhr“. Was menschliche (Pflege)-Eingriffe betrifft, so haben sich in der Vergangenheit große Hoffnungen auf mögliche Synergiewirkungen mit der kommerziellen Schilfnutzung gerichtet. Voraussetzung dafür ist jedenfalls, dass die Nutzung den Schutzzielen nicht entgegenwirkt. Der Managementplan nennt deshalb unter M3 „Einrichtung einer nachhaltigen Schilfbewirtschaftung“ als Erhaltungsziel, dass der von Schnittschäden verursachte „Anteil an offenen Wasserflächen nicht weiter zunehmen soll“. Weiters wird unter M14 „Techniken des Schilfschnitts“ als Erhaltungsziel die „Durchführung des winterlichen Schilfschnitts nur mit den jeweils schonendsten Methoden, nach dem aktuellen Stand der Technik“ genannt. In Bezug auf M3 und M14 ergeben sich durch die Ergebnisse des vorliegenden

Projekts sicherlich Akzentverschiebungen, da die Schilfnutzung in den letzten Jahren stark an Bedeutung verloren hat, die Schilferntebetriebe grundsätzlich um eine Vermeidung von Schnittschäden bemüht sind und es keine Anzeichen für die zu Projektbeginn vermutete, laufende Zunahme nutzungsbedingter Schnittschäden gibt (Details dazu s. Abschnitt „Schilfschnitt als Pflegemaßnahme“). Indirekt mit der Schilfnutzung zu tun hat schließlich das unter M6 „Wiederherstellung einer Verlandungs-Zonation in den landseitigen Schilfrandzonen“ formulierte Ziel der „Erhaltung und Wiederherstellung einer landseitigen Verlandungsserie vom geschlossenen Schilfgürtel über Großseggen-Bestände zu möglichst extensiven landwirtschaftlichen Flächen“. Dieses Ziel gewinnt vor dem Hintergrund der vorliegenden Untersuchungsergebnisse weiter an Gewicht, sowohl was die Vogelwelt, als auch was die Amphibien betrifft.

Für die in der Diskussion zu berücksichtigenden Handlungsoptionen sind schließlich auch jene Erhaltungsziele des Managementplans von Relevanz, die unter M8 „Schilfkanäle“ angeführt werden. Die Instandhaltung und Neuanlage von Schilfkanälen als Mittel zu einer besseren Durchströmung und Durchlüftung des Schilfgürtels wird seit Jahren diskutiert und zum Teil auch praktiziert. Als problematisch hat sich dabei die Deponierung des Aushubmaterials entlang der Kanalufer erwiesen, weil dadurch Hindernisse für die windinduzierte Durchströmung des Schilfgürtels auf der Leeseite der Dammanlagen entstehen. Vor diesem Hintergrund sind die beiden diesbezüglichen Erhaltungsziele zu verstehen: „Vermeidung der Neuschaffung von Durchströmungshindernissen, welche auch als Initiale für unerwünschte beschleunigte Sukzession dienen. Rückbau bestehender Hindernisse“ sowie „Erhaltung des bestehenden Kanalsystems zur Sicherstellung der Durchflutung insbesondere im Fall von Niederwasserständen, jedoch ohne Herstellung von Durchströmungshindernissen und Sukzessionsinitialen“. In Bezug auf diese Ziele sind aufgrund der Ergebnisse der Amphibienuntersuchungen Änderungen vorzunehmen (s. unten).

Die im Managementplan (Nemeth et al. 2014) formulierten Erhaltungsziele bieten insgesamt – mit vereinzelten Anpassungen und eventuell Ergänzungen – nach wie vor einen geeigneten Rahmen für die Sicherung und Verbesserung des Erhaltungszustands der Schutzgüter des Europaschutzgebiets Neusiedler See-Nordöstliches Leithagebirge. Im Folgenden wird zu spezifizieren sein, mit welcher Schwerpunktsetzung dies erfolgen soll und welche Maßnahmen vor dem Hintergrund der neugewonnenen Erkenntnisse ergriffen werden sollten.

An dieser Stelle ist allerdings auch daran zu erinnern, dass die Zielsetzungen der EU-Naturschutzrichtlinie zwar auf den gesamten See Anwendung finden, dass aber durch den besonderen Status der Naturzone des Nationalparks Eingriffe in diesem Bereich nicht möglich und zielführend sind. Der Nationalpark Neusiedler See-Seewinkel ist so wie alle anderen österreichischen Nationalparks zur Konformität mit den IUCN-Managementrichtlinien (Dudley 2008) für Schutzgebiete der Kategorie II verpflichtet (Nationalparkgesetz 1992, §1a, Punkt 3). Diese verlangen, dass Nationalparkkernzonen frei von Eingriffen und wirtschaftlicher Nutzung bleiben (Nationalparkgesetz 1992, §6 Absätze 2 und 3). Da in der Naturzone des Nationalparks Neusiedler See-Seewinkel somit das naturschutzfachliche Konzept des Prozessschutzes zur Anwendung kommt („non-intervention management“), können allfällige Managementeingriffe in den Schilfgürtel nur auf Flächen außerhalb dieser Zone stattfinden, das heißt in den NP-Bewahrungszone, bzw. in den außerhalb des Nationalparks gelegenen Gebietsteilen. Die Naturzone spielt demgegenüber eine wichtige Rolle als Referenzfläche und wurde auch im vorliegenden Projekt als solche genutzt.

4.3 Ökologische, landschafts- und nutzungsgeschichtliche Hintergründe der Veränderungen im Schilfgürtel

Ehe näher auf die möglichen Handlungsoptionen zur Sicherung, bzw. Wiederherstellung des günstigen Erhaltungszustands der Schutzgüter des Schilfgürtels eingegangen wird, ist ein Blick auf die ökologischen Hintergründe für die beobachteten Veränderungen erforderlich; ebenso muss in geraffter Form auf die landschafts- und nutzungsgeschichtlichen Entwicklungen des Sees und seines Schilfgürtels eingegangen werden. Der Grund dafür liegt einerseits im besonderen Charakter des Neusiedler Sees als Steppensee (Herzig & Dokulil 2001) und andererseits in der Bedeutung nutzungs- und eingriffsbedingter „human legacies“ (sensu Bürgi et al. 2017) für den Schilfgürtel.

4.3.1 Der Neusiedler See als Steppensee

Was den besonderen Charakter des Neusiedler Sees betrifft, so zeichnet sich dieses Gewässer bekanntlich durch eine Reihe von Merkmalen aus, die für Seen der Steppen- und Halbwüstenzone Eurasiens typisch sind: dazu gehören die ursprüngliche Abflusslosigkeit und der damit in Zusammenhang stehende Salzgehalt sowie die starke Abhängigkeit des Wasserstands von Niederschlag und Verdunstung, aus der sich im Verein mit der geomorphologisch vorgegebenen Beckenform die vergleichsweise geringe Wassertiefe und die ausgeprägten Wasserstands-Schwankungen ergeben. Die Extreme dieser Schwankungen liegen beim Neusiedler See zwischen völliger Austrocknung (im langfristigen Durchschnitt 1-2 Austrocknungsereignisse pro Jahrhundert) und tiefer Überflutung (vor der Errichtung des Einserkanals in Hochwasserjahren Wassertiefen bis zu 3 m, verbunden mit ausgedehnten Überschwemmungen im Umland) (Abb. 4.1).

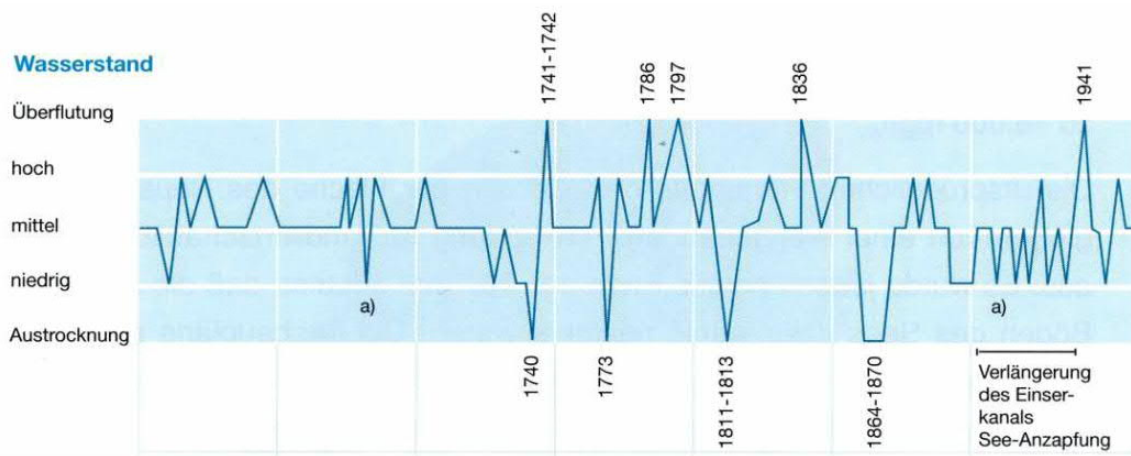


Abbildung 4.1: Schematische Darstellung der Wasserstände des Neusiedler Sees im Zeitraum 1600 bis 1960. Aus: Kubu et al. 2014a

Ein weiteres typisches Merkmal von Steppenseen ist (neben dem auch natürlicherweise hohen Trophiegrad) das Vorhandensein eines von Schilf dominierten Röhrichtgürtels (vgl. dazu die Übersicht in Baybagissov et al. 2020). Die Langzeit-Dynamik dieser Schilfbestände scheint allerdings wenig erforscht zu sein. Ob die Vegetationsdynamik an Steppenseen dem klassischen Lehrbuch-Verlauf einer Verlandungssukzession folgt, sich also als eine mehr oder weniger lineare Entwicklung darstellt, die vom offenen See über submerse Wasserpflanzengesellschaften, gefolgt von Röhricht zu Großseggen-Beständen führt, um schließlich in einem Strauchweiden- und Erlenbruchwald ihren Abschluss zu finden, ist fraglich. Es ist gut vorstellbar, dass bei Steppengewässern dieser Ablauf

immer wieder durch großflächige Störungsereignisse unterbrochen und auf frühere Stadien zurückgeworfen wird. Zu diesen natürlichen Störungen können länger dauernde Austrocknungsperioden ebenso gehören, wie plötzliche Hochwasserereignisse mit anhaltender tiefer Überflutung. Schon Rodewald-Rudescu (1974) hat darauf hingewiesen, dass der Fortbestand von Schilfbeständen einerseits von einer dauernden Durchnässung des Substrats abhängt, in dem die Rhizome wachsen, und dass andererseits Wassertiefen über 2 m über längere Zeiträume hinweg schlecht ertragen werden. Als weitere Faktoren kommen natürliche Brände und der Weidedruck von großen Herbivoren ins Spiel – beides sind wichtige landschaftsgestaltende ökologische Prozesse in natürlichen Steppen, die aus dem rein terrestrischen Bereich auch auf die Ufervegetation von Seen und Sümpfen in der Steppe übergreifen. Dies kann man auch heute noch am Neusiedler See beobachten – selbst wenn Feuer und Beweidung hier seit langem überwiegend anthropogenen Ursprungs sind, und sich in ihrer Häufigkeit und Intensität von den Verhältnissen in der Naturlandschaft unterscheiden. Ein weiterer Faktor, der am Neusiedler See die Verteilung der Schilfbestände bestimmt, sind Eisstoßereignisse, bei denen nach dem winterlichen Aufbrechen der Eisdecke mächtige Eisschollen von Stürmen an die windexponierten Ufer getrieben werden und hier die Schilfbestände abrasieren (Weisser 1977). Durch das Zusammenwirken all dieser den Schilfgürtel beeinflussenden Faktoren könnte die Trajektorie der Verlandungssukzession an Steppengewässern nicht einem linearen Verlauf folgen, wie in Abb. 4.2a, sondern einem anderen, mehr chaotischen Bild, wie in Abb 4.2b-d: Röhricht-Bestände an Steppengewässern wären dann kein permanent vorhandenes Landschaftselement. Sie würden sich mit fortschreitender Verlandung nicht von Rand zum Zentrum des allmählich seichter werdenden Gewässers verlagern (wie es bei einem herkömmlichen See der Fall ist): vielmehr würden sie in räumlicher

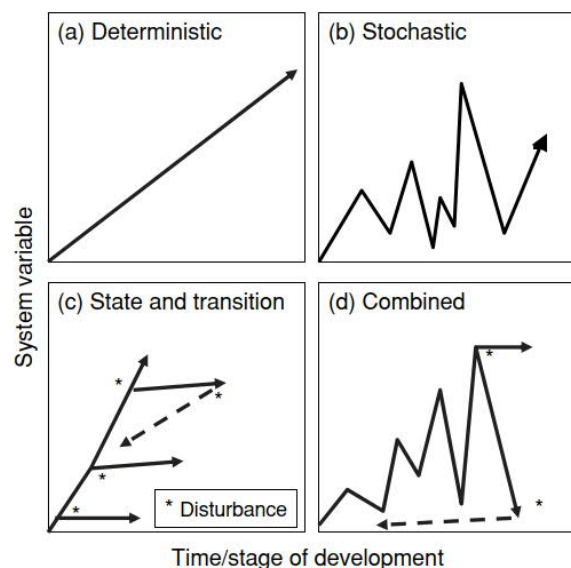


Abbildung 4.2: Mögliche Trajektorien der Ökosystemdynamik (aus Hobbs et al. 2006): a) deterministisch, b) stochastisch c) Wechsel zwischen verschiedenen Zuständen d) Kombination aus den b) und c). Der „Lehrbuch“-Ablauf einer „normalen“ Seenverlandung würde a) entsprechen, Verlandungsprozesse an Steppenseen könnte dem Verlauf von b), c) oder d) folgen.

und zeitlicher Hinsicht viel stärker fluktuieren, sich abwechselnd entwickeln und ausbreiten, um dann wieder zusammenzubrechen und zeitweise ganz zu verschwinden. Zwischen den Störungsereignissen, in den „ruhigeren“ Phasen dieses Zyklus würde der „normale“ Verlandungsprozess weiterlaufen, der durch fortschreitende Biomasse-Akkumulation

gekennzeichnet und getrieben ist, bis er neuerlich unterbrochen, oder gar abgebrochen und auf ein früheres Stadium zurückgeworfen wird. Über welche Zeiträume sich diese Entwicklungen vollziehen, ist schwer zu sagen: es dürfte sich zumindest um Jahrzehnte handeln, in Abhängigkeit von der Auftretens-Wahrscheinlichkeit, Intensität und Reichweite der genannten Störungsereignisse. Dass der Verlandung in langfristiger Perspektive mächtige Faktoren entgegen wirken müssen, lässt sich beim Neusiedler See allein aus dem Umstand ableiten, dass das extrem seichte Seebecken (das auch in der Vergangenheit niemals tiefer war, als heutzutage) seit 13.000 Jahren besteht – ein Zeitraum, der ausgereicht hat, um bei wesentlich tieferen Seen im Alpenvorland eine vollständige Verlandung zuzulassen.

4.3.2 Die Wasserstands-Schwankungen des Sees und der Schilfgürtel

Beim Neusiedler See reichen die genauen kartographischen Darstellungen des Schilfgürtels nicht weit genug zurück, um damit wiederholte Durchgänge der Entstehung, der Ausbreitung und des Zerfalls von Röhricht-Beständen belegen zu können. Dennoch bieten die für die letzten 240 Jahre vorliegenden Informationen einige Anhaltspunkte. Die ersten, einigermaßen verlässlichen Karten des Schilfgürtels liefert die Josefinische Landesaufnahme von 1782-85: weite Teile des heutigen Seebeckens scheinen damals schilffrei gewesen zu sein. Nur am Westufer gab es ab der Wulkamündung nach Süden zu einen schmalen, uferbegleitenden Röhrichtgürtel. Weiters bestand im Südosten des Sees zwischen dem Sandeck und Sarród ein großes zusammenhängendes Schilfgebiet, das den breiten Übergang zum Hanság-Niedermoor bildete (Csaplovics et al. 2014). Die Kartierung im späten 18. Jahrhundert fand in einer extremen Hochwasserphase statt, an deren Höhepunkt 1786 der See weit über seine Ufer getreten ist. Bis Anfang des 20. Jahrhunderts folgten zwei weitere Transgressions-Ereignisse (1797 und 1836), und zwei vollständige Austrocknungsphasen (1811-1813 und 1865-68), dazwischen fluktuierte der See – dessen Hydrologie abgesehen von ersten wasserbaulichen Eingriffen im Hanság damals noch relativ unbeeinflusst war – in charakteristischer Weise zwischen Hoch- und Tiefständen (Abb. 4.1).

Für die Zeit der letzten Austrocknung 1865-68 liegt eine kurze Beschreibung des Zustandes des Schilfgürtels vor. Sie stammt von Wissenschaftlern der Höheren Landwirtschaftlichen Lehranstalt Ungarisch-Altenburg (Mosonmagyaróvár), die als königlich-ungarische Kommission die ackerbauliche Nutzbarkeit des ausgetrockneten Seebeckens zu beurteilen hatten und dazu im Jahr 1865 fünf ausgedehnte Exkursionen durchführten. Erwähnt wird im Bericht der Kommission, dass der Schilfgürtel vor der Austrocknung einen schmalen Streifen entlang der ehemaligen Ufer gebildet habe und nun verschwunden sei (vgl. dazu die Kartendarstellungen des Franziszäischen Katasters, die 1845 einen fast durchgehenden, maximal aber einige 100 Meter breiten Schilfgürtel entlang des Westufers von Purbach bis Fertőboz (Holling) zeigen, sowie das schon erwähnte große Schilfgebiet im Südosten des Sees, zwischen Sandeck und Sarród (Schrolln) (dargestellt auf der Karte in Sauerzopf 1959). Konkret heißt es im Bericht der Kommission: „.... der einst so einträgliche Rohrwuchs ist verschwunden und kümmerliches Grasland und ein problematischer Feldbau sind an seine Stelle getreten...“ (Moser 1866 und Masche et al. 1888, zitiert in Kopf 1966). Die zahlreichen Bodenproben, die von der Kommission genommen wurden, zeigten im Südosten und Südwesten des Sees, wo es die erwähnten Schilfbestände gegeben hatte, „torfige Schichten“, die als einzige innerhalb des Seebeckens unmittelbar kulturfähig erschienen, während der Rest der Fläche aus stark salzhaltigem Schlamm bestand. Der Schilfgürtel scheint also in der sich über Jahre hinweg anbahnenden Austrocknungsphase an seinen damaligen Standorten durch Wassermangel, aber auch unter dem Druck von Beweidung, Mahd und (allerdings nur sehr lokalen) Versuchen ackerbaulicher Nutzung zusammengebrochen zu sein. Unmittelbar auf die letzte Austrocknung folgte ab 1872 ein Wasserstands-Anstieg, der 1879/80 in einem neuerlichen Hochstand kulminierte, für den

maximale Wassertiefen von 2-3 m angegeben werden (Winkler 1923). Die Wassertiefe lag damals also wiederum in einem für das Schilfwachstum ungünstigen Bereich, diesmal aber am anderen Ende des Tiefenspektrums. Die weitere Entwicklung illustriert eine Serie von Vergleichskarten die Csaplovics et al. 2014 (Abb. 4.3) auf Grundlage früherer Zusammenstellungen publiziert haben. Sie decken den Zeitraum von 1872 bis 2008 ab.

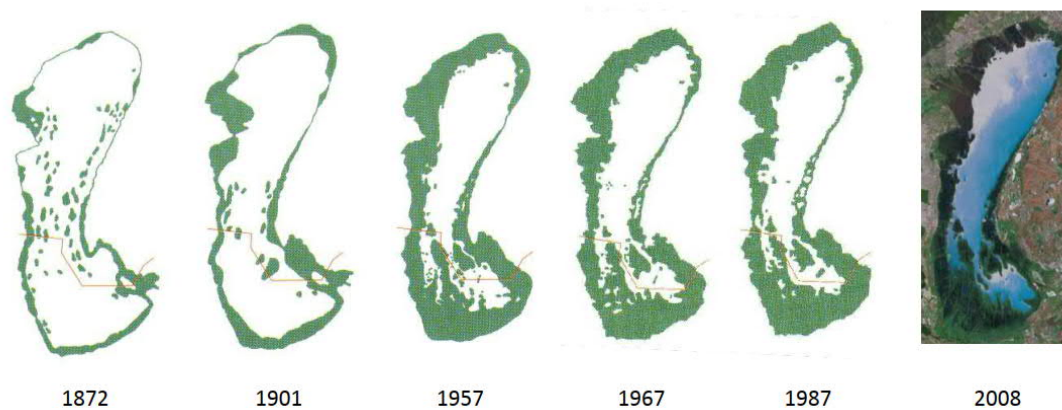


Abbildung 4.3: Ausbreitung des Schilfgürtels im Zeitraum 1872 bis 2008 (aus Csaplovics et al. 2014)

Die erste Karte in Abb. 4.3 zeigt den Schilfgürtel am Beginn des Hochstandes nach der letzten Austrocknung, die zweite während einer Phase mit niedrigen Wasserständen zu Beginn des 20. Jahrhunderts, aber noch vor der Errichtung des Einserkanals. Sehr auffällig ist in der Karte von 1872 die Kette von Schilfinseln, sowohl vor dem West- als auch vor dem Ostufer, die (sofern sie lagerichtig eingezeichnet sind) dem heutigen Ufer weit vorgelagert gewesen sein müssen. Es handelt sich hier offenbar um Schilfbestände, die bei Rückkehr des Wassers nach 1868 (möglicherweise aus Samenanflug) aufgewachsen sind, als die Uferlinie und damit die für das Schilfwachstum günstigen Flachwasser-Zonen noch weit zur Seemitte hin verschoben waren. Die Hochwasserphase bis 1880 scheint diesen Beständen nicht gut bekommen zu sein, denn auf der Karte von 1901 sind sie größtenteils verschwunden, nur einige wenige davon könnten mit dem zwischenzeitlich von der Landseite her vorgerückten Schilfsaum verschmolzen sein. In der letzten, von hydrologischen Eingriffen unbeeinflussten Niedrigwasserphase Ende des 19./Anfang des 20. Jahrhunderts scheint dann die Entwicklung des Schilfgürtels in den heutigen Vorkommens-Schwerpunkten begonnen zu haben. Wirklich in Schwung gekommen sein dürfte diese Entwicklung aber erst nach der Fertigstellung des Einserkanals im Jahr 1911.

Der Bau des Einserkanals war Teil eines großangelegten Plans zur vollständigen Trockenlegung des Sees. Der Bau wurde 1895 von der Donau her begonnen, 1910/1911 erfolgte der Durchstich zum See. Infolge des nunmehr freien Abflusses des Wassers zur Donau setzte am See eine lang anhaltende Niedrigwasserphase ein, die ab 1930 durch die beginnenden Pegelstands-Messungen gut dokumentiert ist (Abb. 4.4) Unterbrochen wurde diese Phase zwar weiterhin schwankender, aber insgesamt sehr geringer Pegelstände von einem starken Hochwasserereignis Anfang der 1940er Jahre und einer kurzen Hochwasser-Spitze Anfang der 1950er Jahre.

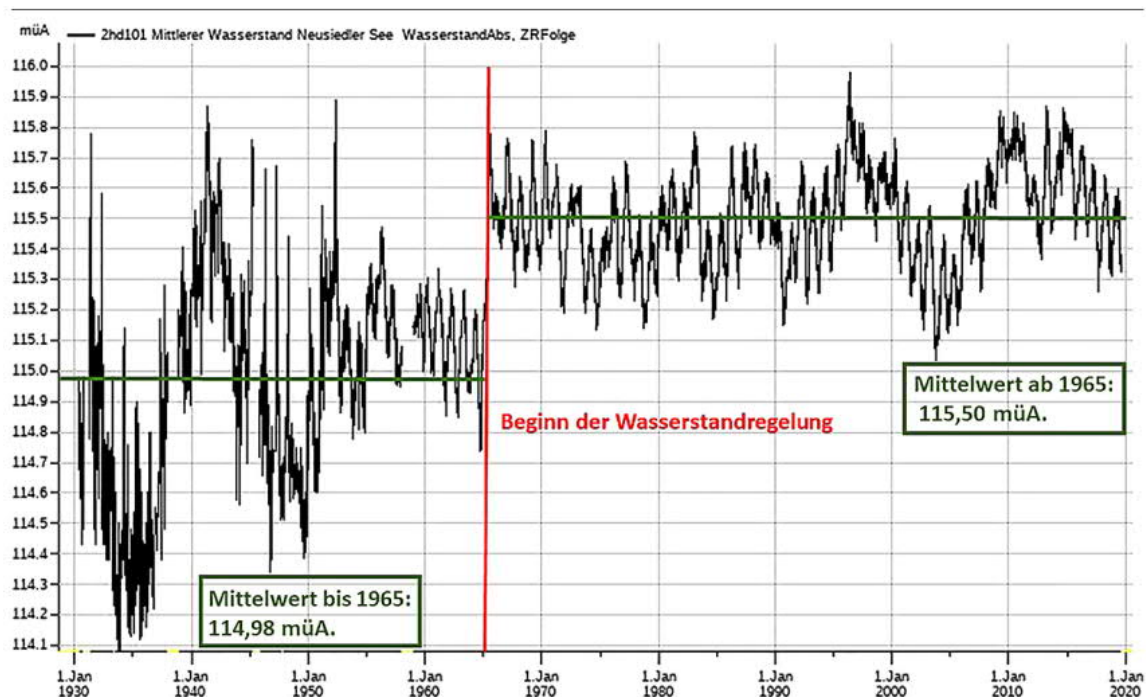


Abbildung 4.4: Ganglinie des Wasserstands im Neusiedler See, Zeitraum 1930 bis Mitte August 2019. Aus: Sailer & Maracek 2019

Die Niedrigwasserphase endete erst, als Anfang der 1960er Jahre die Pläne zur Trockenlegung des Neusiedler Sees zugunsten einer verstärkten touristischen Nutzung aufgegeben wurden. Auf Grundlage eines zwischenstaatlichen Abkommens zur Seespiegelregulierung wurde 1965 eine Wehranlage bei Mekszikópuszta in Betrieb genommen, die eine deutlichen Anhebung der durchschnittlichen Wasserstände im See ermöglichte. Die Abbildung 4.4 zeigt die Pegelganglinie des Sees von 1930-2019 und den Unterschied zwischen den Zeiträumen vor und nach Errichtung der Wehranlage. Demnach lag der durchschnittliche Wasserstand zwischen 1939 und 1964 – trotz des Jahrhunderthochwassers von 1940-42 – mit 114,98 m. ü. A. um 52 cm unter dem mittleren Wasserstand des Zeitraums 1966-2019 (115,5 m. ü. A.). Die lange Niedrigwasserphase in der ersten Hälfte des 20. Jahrhunderts – in der auch die meisten der saisonalen Hochstände unter dem Durchschnitt der Periode 1965-2019 geblieben sind – dürfte eine massive Ausbreitung des Schilfgürtels begünstigt haben (Csaplovics et al. 2014).

Schilf reagiert bei niedrigen Wasserständen und guter Durchlüftung des Substrats mit der Bildung von vorwiegend seitlichen Ausläufern, es breitet sich dadurch flächig aus und baut dichte, mehr oder weniger geschlossene Bestände auf. Bei relativ hohen Wasserständen und schlechter Bodendurchlüftung ist hingegen die Sauerstoffversorgung der Rhizome erschwert. Die apikalen Knospen auf den horizontalen Rhizomen, die das laterale Wachstum ermöglichen, sterben ab. Stattdessen werden die sekundären Knospen auf den vertikalen Rhizomen aktiviert, es kommt zum typischen geklumpten Wuchs des Schilfs (Armstrong et al. 1996, Zlinszky 2013). Mit der Zeit zerfallen die flächigen Schilfbestände dadurch in einzelne, dichte Horste und dazwischen liegende, offene Wasserflächen (Abb. 4.5); im ungünstigsten Fall können sie sich schließlich ganz auflösen (Weisner & Strand 1996, Zlinszky l.c.). Am Balaton-See konnte gezeigt werden, dass historische Phasen der Schilfausbreitung mit schwankenden und zeitweise niedrigen Wasserständen einhergingen, während höhere, durch hydrologische Eingriffe stabilisierte Wasserstände längerfristig zum Absterben und Zurückweichen der Bestände geführt haben (Zlinszky l.c., Tóth 2016).



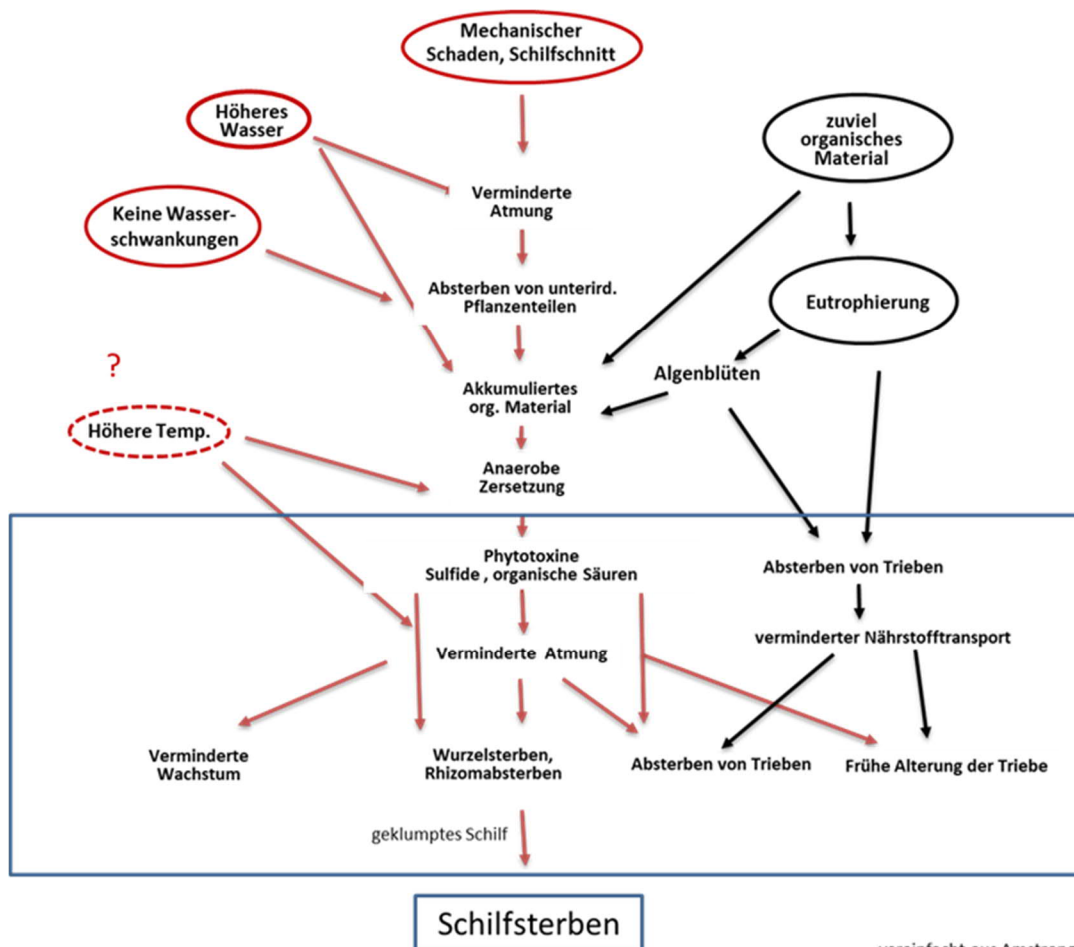
Abbildung 4.5: Schilfgürtel des Neusiedler Sees. Im Vordergrund: ausgedehnte Blänken-, Rohrlacken- und Horstbildung, im Hintergrund: mehr oder weniger geschlossene Schilfbestände. ©Nationalpark Neusiedler See-Seewinkel, 2009.

Die Beobachtungen vom Balaton sind für das Verständnis der Entwicklung des Neusiedler See-Schilfgürtels in den letzten 120 Jahren höchst relevant. Während die Niedrigwasserphase in der ersten Hälfte des 20. Jahrhunderts am Neusiedler See die Ausbreitung und Verdichtung des Schilfgürtels gefördert hat, scheint es nach 1965 zu einer Stagnation des Schilfwachstums gekommen zu sein, die mit den nach wie vor schwankenden, aber deutlich höheren Wasserständen des regulierten Seespiegels und dem Ausbleiben langer Trockenphasen zu erklären sein dürfte. Eine Ausbreitung des Schilfgürtels erfolgte in diesem Zeitraum nur mehr zur Landseite hin (Csaplovics et al. 2014), was nicht nur mit der Wasserstands-Anhebung ab 1965 und der dadurch häufigeren Überflutung von Seerandwiesen, sondern auch mit der Einstellung des landseitigen Futterrohrschritts und der der Aufgabe der Beweidung im Seevorgelände zu tun hat. Nach der Gründung des Nationalparks Neusiedler See-Seewinkel im Jahr 1993 gab es Bestrebungen, den Regelwasserstand des Neusiedler Sees weiter anzuheben, um wieder höhere Wasserstände im See zuzulassen und – in Annäherung an die unbeeinflussten Verhältnisse – eine breitere Amplitude von Wasserstands-Schwankungen zu ermöglichen. Vollständig realisiert wurde diese Anhebung erst im Jahr 2001. Nach den Erfahrungen des Trockenjahrs 2003 und den Diskussionen um eine künstliche Dotierung des Sees erfolgte ab 2011 auf Grundlage umfangreicher Untersuchungen und Modellrechnungen eine weitere Anhebung des Regelwasserstandes (Kubu et al. 2014a). Dies hat in den Folgejahren zu deutlich höheren Wasserständen im See geführt, die erst ab 2020 durch ein neuerliches, klimatisch bedingtes Fallen des Wasserspiegels beendet wurden. In jüngster Zeit werden erstmals seit Jahrzehnten wieder Tiefstände erreicht, die zwar noch immer über den Durchschnittswasserständen der Jahre 1930-1964 liegen, aber deutlich tiefer als der seit 1965 gemessene Mittelwert.

Insgesamt ist davon auszugehen, dass die seit 1965 mit kurzen Unterbrechungen herrschenden, tendenziell relativ hohen und vergleichsweise wenig schwankenden Wasserstände das Schilfwachstum in weiten Teilen des Neusiedler See-Schilfgürtels zumindest nicht begünstigt haben.

4.3.3 Die Akkumulation von Biomasse und die Vitalität der Schilfbestände

Allerdings ist der Wasserstand nicht der einzige Faktor, der die Entwicklung, die Vitalität und die Verjüngung des Schilfs beeinflusst. Entscheidend ist auch die schon erwähnte fortschreitende Akkumulation von Biomasse, zu der es speziell in dauernd überfluteten, nicht beernteten oder regelmäßig abgebrannten Röhrichten kommt. Durch den jährlichen Laubfall, die allmählich ins Wasser sinkenden toten Stängel sowie durch das Absterben von unterirdischen Rhizomteilen häuft sich organisches Material an, bei dessen mikrobieller Zersetzung es zu Sauerstoffzehrungs-Vorgängen im Substrat und sogar im Wasserkörper über dem Substrat kommt; letztlich kommt die Zersetzung ganz zum Stillstand (Asaeda et al. 2002). Bei starkem Anfall von organischem Material kann die Sauerstoffzehrung auch nicht mehr durch das sehr effiziente innere Belüftungssystem des Schilfs und die Abgabe von Sauerstoff über die Wurzeln kompensiert werden, die ja eigentlich dem Schilf wachstumsgünstige Standortverhältnisse auch im sauerstoffarmen Milieu sichern soll (Fiedler & Sommer 2004, Dušek, et al. 2008, Tóth 2016). Schilfpflanzen an solchen Standorten sind dann doppelt gestresst, einerseits durch Sauerstoffarmut und andererseits durch Phytotoxine (Pflanzengifte) die bei der anaeroben Zersetzung von Sediment, das reich an organischer Substanz ist, in Form von Sulfiden, Ammoniak oder organischen Säuren anfallen (Kubín & Melzer 1996, van der Putten 1997, Armstrong & Armstrong 2001)(Abb. 4.6). Da der interne Sauerstofftransport aus physikalischen Gründen im tieferen Wasser schwieriger wird, sind tiefer und länger überflutete Röhrichte besonders betroffen, vor allem in Bereichen mit stagnierendem Wasser.



vereinfacht aus Armstrong et al 1996

Abb. 4.6: Ursachen des Schilfsterbens verändert nach Armstrong et. al. (1996), rot umringt Ursachen, die am Neusiedler See wahrscheinlich besonders wichtig sind.

Dies erklärt die offensichtlichen Vitalitätsunterschiede in verschiedenen Teilen des Schilfgürtels, wie sie die Karte des „Normalisierten differenzierten Vegetationsindex“ (NDVI, Abb. 4.7, aus Nemeth et al. 2014) zeigt¹: an der seeseitigen Front treten im Bereich des Seewalls – d.h. im Bereich der bandförmigen Ablagerung von Schlamm und Sand gleich hinter dem äußeren Schilfrand – niedrigere Wasserstände auf; zugleich ist hier die Durchlüftung von Substrat und Wasserkörper wegen der windinduzierten Zufuhr von sauerstoffreichem Wasser ungewöhnlich gut, sodass sich extrem hochwüchsige, starkhalmige und dichte Bestände ausbilden und halten können. In etwas abgeschwächter Form ist dies auch entlang von größeren Kanälen im Schilfgürtel zu beobachten, die relativ sauerstoffreiches Wasser führen; ebenso im Mündungsbereich von Fließgewässern, wie der Wulka. Am schlechtesten ist das Schilfwachstum hingegen in den inneren, zugleich land- und seefernen Teilen des Schilfgürtels, die durch relativ tiefes und stagnierendes Wasser sowie eine verhältnismäßig lange anhaltende Wasserführung gekennzeichnet sind. Zur Landseite hin nimmt die Vitalität wegen geringerer Wassertiefen und stärkeren Wasserstands-Schwankungen wieder etwas zu, hier wirken sich aber längere Trockenphasen dämpfend auf die Wüchsigkeit der Bestände aus.

¹ Der „Normalisierte differenzierte Vegetationsindex“ (NDVI) ist ein Index, der anhand von Fernerkundungsdaten berechnet wird. Bei den Daten handelt es sich um Messungen des durch die Vegetation reflektierten Lichtes im roten und im nah-infraroten Bereich des Spektrums. Üppige und vitale Vegetation reflektiert relativ wenig rotes und viel nah-infrarotes Licht, je vitaler und produktiver die Vegetation ist, desto höher fällt der aus den Messwerten gebildete Index aus.

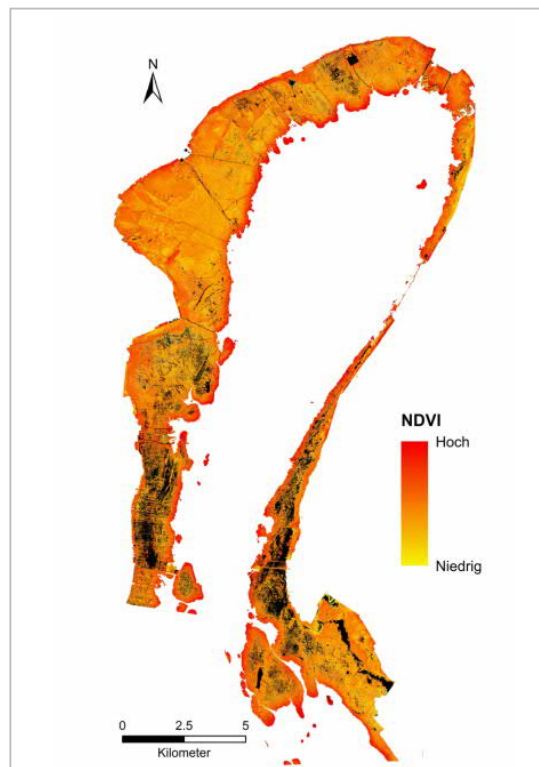


Abbildung 4.7: Darstellung der Vitalität des Schilfgürtels mittels des „normalisierten differenzierten Vegetationsindex“ (NDVI) der aus der Nah-Infrarot-Luftbildern vom 8. August 2008 gewonnen wurde. Hohe, rötliche Werte zeigen starkwüchsige Gebiete mit hohem Chlorophyllanteil. Offene Wasserflächen sind schwarz dargestellt (aus Nemeth et al. 2014).

In den Bereichen mit regelmäßig auftretender, starker Sauerstoffzehrung kommt zunächst einer veränderten Bestandsstruktur und –textur, dann zu einer zunehmend verringerten Vitalität der Schilfbestände und zuletzt zum Zusammenbruch und zur Auflösung des geschlossenen Röhrichts. Das Resultat sind mehr oder weniger ausgedehnte, schilffreie Blänken und Rohrlacken, also offene Wasserflächen innerhalb des Schilfgürtels. Bei anhaltender Wasserbedeckung und der offenbar langfristigen Persistenz sowohl des abgestorbenen Rhizom-Geflechts im Substrat, als auch der freigesetzten, wachstumshemmenden Toxine schließen sich die offenen Stellen nicht so bald wieder. Eine Verjüngung des Schilfs kann hier möglicherweise nur nach längeren Austrocknungsphasen erfolgen, in denen sich das angesammelte organische Material an der Luft zersetzen konnte. Nach einer Austrocknungsphase bestehen bei Rückkehr des Wassers unter Umständen sogar kurzzeitig günstige Verhältnisse für die sehr seltene generative Vermehrung von Schilf, das heißt das Heranwachsen von jungen Schilfpflanzen aus angeflogenen Samen. Die Keimung von Schilfsamen ist an vollen Lichtgenuss, hohe Temperaturen und das Vorhandensein von unbewachsenem, nassem Schlamm gebunden, das Überleben der Keimlinge von sehr geringen Wassertiefen von nur einigen wenigen Zentimetern abhängig (Rodewald-Rudescu 1974, Engloner 2009). Die bei weitem vorherrschende Vermehrungsweise von Schilf ist die vegetative Vermehrung, die über oberirdische Ausläufer, oder unterirdisches Wachstum der Rhizom sympodien erfolgt. Unter welchen Umständen es einem vitalen Schilfbestand gelingt, durch vegetative Ausbreitung eine benachbarte abgestorbene Schilffläche wieder zu besiedeln, ist scheinbar nicht untersucht. Bekannt ist, wie schon erwähnt, dass niedrige Wasserstände die flächige Ausbreitung von Schilf fördern. Wie lange allerdings eine Trockenphase dauern muss, um die offenbar im Substrat vorhanden

Hindernisse für eine Wiederbesiedlung abgestorbener Flächen zu beseitigen, scheint nicht klar zu sein.

4.3.4 Biomasse-Entnahme durch Schilfnutzung

Das Thema Biomasse-Akkumulation bringt ein weiteres wichtiges Element der Entwicklung des Schilfgürtels am Neusiedler See in Spiel: die anthropogene Nutzung des Schilfgürtels und die damit verbundene Entnahme von Biomasse, sei es durch Ernte, oder durch das mit der Schilfnutzung eng verknüpfte Abbrennen von Schilfflächen (vgl. die umfassende Darstellung in Führer 2010). Obwohl Schilf am Neusiedler See wahrscheinlich schon seit Jahrhunderten als Baumaterial und Werkstoff sowie als Viehfutter verwendet wurde, gelangte die Schilfnutzung erst im 20. Jahrhundert zu überregionaler Bedeutung, als der nunmehr großflächig vorhandene Schilfgürtel in industriellem Ausmaß beerntet werden konnte. Ihren Höhepunkt erreichte die jährlich eingebrachte Schilfmenge in den 1950er und 1960er Jahren, da wegen der damals noch praktizierten händischen Ernte mit einfachen Geräten, den niedrigen Personalkosten und der guten Erreichbarkeit aller Teile des Schilfgürtels mittels Booten und zu Fuß eine fast flächendeckende Nutzung möglich war (Führer 2010). Die ab den 1960er Jahren aufkommende Verwendung von Erntemaschinen führte zu einer Reduktion der nutzbaren Fläche, da in Abhängigkeit von der Dauer und Tragfähigkeit der winterlichen Eisdecke nicht alle Flächen mit den schweren Geräten zu erreichen waren. Parallel dazu ging spätestens ab den 1970er Jahren das Interesse am Schilf als Baumaterial und damit auch die Erntemenge zurück. Das Wiederaufleben dieses Interesse in den 1990er Jahren hat allerdings nicht dazu geführt, dass die Schilfnutzung ihr früheres Ausmaß wieder erreicht hätte. Insgesamt ist seit den 1960er Jahren ein starker Rückgang der genutzten Schilffläche zu beobachten (Führer 2010), nur in den Jahren mit niedrigem Wasserstand (2003 -2006) stieg die Erntefläche vorübergehend an, während sie in den letzten 10 Jahren weiter gesunken ist.

Durch den Rückgang der Schilfernte dürfte es zu einer verstärkten Anhäufung von toter Biomasse im Schilf gekommen sein, mit den oben beschriebenen Folgen für die Vitalität der Bestände. Verschärft wurde dieses Phänomen auch noch durch die Einstellung der Brandbewirtschaftung des Schilfs. Um einen gleichmäßigen dichten Nachwuchs von gut verwertbarem Jungschilf zu erzielen und schwer zu schneidende, wirtschaftlich weitgehend unbrauchbare Altschilfflächen zu beseitigen, wurden früher große Teile des Schilfgürtels regelmäßig abgebrannt. Wegen der schwierigen Eingrenzbarkeit der Brände erfasste die mit dem Feuersinsatz verbundene, drastische Reduktion des Biomasseanfalls wesentlich größere Teile des Schilfgürtels, als die durch die Ernte verursachte Biomasseentnahme. Das Legen von winterlichen Bränden zur Vorbereitung künftiger Ernteflächen wurde in den 1990er Jahren aus Gründen der Luftreinhaltung und zur Vermeidung von klimaschädlichen CO₂-Emissionen untersagt. Seither treten Brände nur mehr als Folge von außer Kontrolle geratenen Feuern im Umkreis des Schilfgürtels (etwa im Zuge des ebenfalls verbotenen, aber vereinzelt immer noch praktizierten Verbrennens von Reben im zeitigen Frühjahr) oder von gezielter Brandstiftung auf. Jedenfalls sind großflächige Brandereignisse im Schilfgürtel in den letzten zwei Jahrzehnten seltener geworden. Dies dürfte zur weiteren Anreicherung von sauerstoffzehrendem organischem Material in den dauernd wasserführenden Teilen des Röhricht-Bestandes geführt haben. Es ist zu betonen, dass weder Schilfernte noch Brand imstande sein dürften, die Biomasseanreicherung und ihre Folgeprozesse langfristig zu unterbinden – sie dürften aber zu einer beträchtlichen Verzögerung der Sukzessionsvorgänge, bzw. der Alterungsprozesse in Schilfbeständen beitragen. In der Vergangenheit scheinen sie jedenfalls über längere Zeiträume hinweg für eine Aufrechterhaltung der Vitalität des Schilfgürtels gesorgt zu haben. Nach ihrem sukzessiven Rückgang bzw. Wegfall wirken sie als „menschliche Erblast“ („human legacy“) im Ökosystem fort, obwohl sie aktuell nur mehr auf einem Bruchteil der einstigen Fläche stattfinden –

und sei es nur dadurch, dass die großflächige Gleichzeitigkeit des Schilfzusammenbruchs ein Spiegelbild der früheren, großflächigen und gleichmäßigen Nutzung des Schilfgürtels darstellt.

4.3.5 Die Eutrophierung des Sees und der Schilfgürtel

In Hinblick auf anthropogene Einflüsse auf den Schilfgürtel darf die Nährstoffsituation im See nicht unerwähnt bleiben. Der Neusiedler See gilt seit jeher als eutrophes Gewässer, hat aber in der zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts durch die massive Zufuhr von ungeklärten Siedlungsabwässern und durch diffusen Nährstoffeintrag aus umliegenden Intensiv-Landwirtschaftsflächen einen starken Eutrophierungsschub durchgemacht, dessen weitreichende ökologische Folgen nunmehr nach erfolgreichen Gegenmaßnahmen am Abklingen sind, oder bereits abgeklungen sind (Herzig & Dokulil 2001, Wolfram et al. 2014). Der Rolle des Schilfgürtels im internen Nährstoffhaushalt des Neusiedler Sees wird seit langem großes wissenschaftliches Interesse entgegengebracht (Übersicht in Wolfram et al. 2014), welche Wirkungen die Veränderungen der Nährstoffbelastung auf das Schilf selbst haben, wurde aber – wohl wegen des von Haus aus eutrophen Zustands des Sees – bislang kaum thematisiert. In weiten Teilen Europas wird der Nährstoffbelastung beim Schilfrückgang eine Schlüsselrolle zugesprochen (van der Putten 1997). In ihrer Übersicht stufen Dinka & Ágoston-Szabó (2012) die Rolle der Eutrophierung für das Schilfsterben im ungarischen Seeteil explizit als gering ein, stattdessen betonen sie den Einfluss hydrologischer Veränderungen und die Folgen nicht-nachhaltiger Bewirtschaftungspraktiken.

4.4 Handlungsoptionen im Schilfmanagement

Hinter den beobachteten Veränderungen im Schilfgürtel stehen also sowohl natürliche Prozesse, wie die Wasserstands-Schwankungen und die Anreicherung von Biomasse in alternden Schilfbeständen, als auch menschliche Eingriffe, wie die anthropogene Beeinflussung des Wasserhaushalts und die Schilfnutzung am See. In Hinblick auf Managementmaßnahmen zur Erhaltung der Natura 2000-Schutzgüter ist es wichtig, die sich überlagernden und auf verschiedenen Zeitskalen wirkenden Prozesse und Einflüsse auseinanderzuhalten, und kurzfristige von langfristigen Handlungsoptionen und Maßnahmen zu unterscheiden.

4.4.1 Kurz- und mittelfristig: Schilfernte und Schilfschnitt als Pflege-Instrument?

Angesichts der Rolle, die die fortschreitende Biomasse-Akkumulation bei der aktuellen Veränderung der Schilfbestände spielt, ist der Gedanke naheliegend, ihr mittels Schilfernte bzw. Schilfschnitt entgegenzuwirken. Wenn es gelänge, die Schilfernte wieder auf größere Teile des Schilfgürtels auszudehnen, dann könnte damit kurz- bis mittelfristig das Fortschreiten der Anreicherung von organischem Material gebremst und die „Überalterungserscheinungen“ rückgängig gemacht, oder zumindest gesteuert werden.

Auch in der Vergangenheit haben sich immer wieder große Hoffnungen auf die Schilfbewirtschaftung gerichtet, von der beträchtliche Synergiewirkungen in Hinblick auf Pflege und Erhaltung des Schilfgürtels erwartet wurden (z.B. Waitzbauer 1993) – diese Erwartungen standen allerdings stets in starkem Gegensatz zum anhaltenden Rückgang der Schilfnutzung am Neusiedler See (vgl. Führer 2010). Der Austausch mit den noch aktiven Schilferntebetrieben, der im Rahmen des vorliegenden Projekts stattfand, hat gezeigt, dass die diesbezügliche Situation in jüngster Zeit nicht besser, sondern eher schlechter geworden ist: die Zahl der Betriebe nimmt weiter

ab, ihre Flexibilität und Leistungsfähigkeit in Bezug auf Aufgaben der Landschaftspflege scheint gering zu sein. Eine Reihe von Umständen bewirkt, dass die kommerzielle Schilfnutzung sich aktuell wenig für den Einsatz als großflächiges Schilfmanagement-Instrument eignen dürfte: es sind dies die schwierigen wirtschaftlichen Rahmenbedingungen, die veränderte Rechtslage in Bezug auf den Einsatz von Feuer sowie die Folgen des Klimawandels.

- Zu den wirtschaftlichen Rahmenbedingungen: in ökonomischer Hinsicht tut sich die Schilfwirtschaft schon länger schwer wegen ihres Nischendaseins, ihrer Kleinstrukturiertheit, des hohen Personalbedarfs bei Ernte und Aufbereitung des Ernteguts sowie aufgrund fehlender Innovationen in der Erntemaschinen-Technologie. Problematisch sind auch die Abwesenheit von lokalen Weiterverarbeitungs-Betrieben, Schwierigkeiten bei der Vermarktung und vor allem die Konkurrenz mit Schilfproduzenten in Billiglohnländern (vgl. dazu ausführliche Darstellung der Schilfwirtschaft am Neusiedler See in Führer 2010). All dies führt offenbar dazu, dass die Betriebe sich darauf konzentrieren müssen, qualitativ hochwertiges, gut verkaufbares/verwertbares Schilf zu ernten, wobei zeitliche Engpässe und hohe Personalkosten den Betrieben nur wenig Handlungsspielraum lassen.
- Zu den rechtlichen Rahmenbedingungen: das aus Luftreinhaltungs- und Klimaschutzgründen in den 1990er Jahren erlassene Verbot des Abbrennens von Schilfflächen stellt die Schilfbewirtschafter vor große Probleme. Wie schon erwähnt, war der winterliche Feuereinsatz früher ein wichtiges Instrument zur Schaffung gleichmäßiger, dichter und altschilfarmer Bestände, die für die Gewinnung von kommerziell hochwertigem Schilf nötig sind. Speziell für das Erschließen von Flächen, die über mehrere Jahre hindurch unbeerntet geblieben sind, und in denen sich das für die Ernte hinderliche Altschilf angereichert hat, stellte der Feuereinsatz eine einfache und flächenschonende Lösung dar. Er bildete damit eine wichtige Voraussetzung für die flexible Verlagerung von Ernteflächen. Das Verbot des Brennens zwingt die Betriebe heutzutage dazu, immer wieder dieselben Flächen zu mähen (wozu es aber auch aus anderen Gründen kommt, s. unten) oder zum Rückgriff auf alternative Methoden der Altschilfbeseitigung, namentlich das Niederwalzen, bzw. „Plätten“ von prospektiven Ernteflächen im Jahr vor dem Schnitt. Dabei werden aufzubereitende Altschilfflächen mit den – auch zur Ernte eingesetzten – Raupenfahrzeugen befahren und niedergewalzt, die umgebrochenen Schilfhalme bleiben auf dem Boden oder im Flachwasser liegen und bilden dort einen mehr oder weniger dichten Teppich (Abb. 4.8).



Abbildung 4.8: Mit Raupenfahrzeugen niedergewalztes Schilf bei Jois, April 2021, © B. Kohler

Durch diese zu Boden gedrückte Altschilfschicht dringt im Frühjahr ein schütterer Bestand von Schilfhalmen, der im folgenden Winter beerntet werden kann – freilich mit deutlich geringerem Ertrag als bei einem alljährlich gemähten, dichten Jungschilfbestand, der sich nicht gegen eine künstlich erzeugte Streuschicht durchsetzen muss. Laut Auskunft der Schilferntebetriebe verdichtet sich ein gewalzter Schilfbestand erst in den Folgejahren allmählich wieder, wenn die Streuschicht beginnt, sich zu zersetzen. Es muss betont werden, dass die Schilferntebetriebe das Niederwalzen von Schilf selbst nicht als optimal ansehen – vor allem, weil der wirtschaftliche Ertrag im ersten und z.T. auch noch in den folgenden Jahren darunter leidet; es ist für sie nichts anderes als eine Verlegenheitslösung, weil ihnen derzeit kein anderes Mittel zur Erschließung neuer Ernteflächen bleibt. Sowohl im herpetologischen, als auch im ornithologischen Teil des vorliegenden Projekts wurde gezeigt, dass die niedergewalzten Flächen unbesiedelt bleiben und deshalb aus Naturschutzsicht als negativ zu bewerten sind. Für die Vitalität der Bestände könnte sich diese Praxis überhaupt als höchst kontraproduktiv erweisen, weil sie ja die Ansammlung von Schilfstreu und die daraus resultierenden anaeroben Prozesse fördert. Auch erfordert das Niederwalzen zusätzliches Befahren von Flächen, wodurch die Gefahr der Bodenverdichtung und einer Schädigung der empfindlichen Schilfrhizome steigt.

- Zu den Folgen des Klimawandels: Die zunehmend wärmeren Winter haben zu einer Verkürzung der winterlichen Eisbedeckung des Neusiedler Sees geführt (Soja et al. 2014) und die Tragfähigkeit der Eisdecke verringert. Dies ist insofern von Bedeutung, als eine lang anhaltende, stabile Eisdecke in der Vergangenheit ein schonendes Befahren der Schilfernteflächen mit schweren Maschinen ermöglicht hat. Heutzutage sehen sich Schilfbewirtschafter immer häufiger dazu gezwungen, das relativ enge Zeitfenster für ihre Erntetätigkeiten auch dann zu nutzen, wenn sich keine, oder keine ausreichend tragfähige Eisdecke bildet. Das bedeutet, dass Ernteflächen in feuchtem, nassen oder überschwemmten Zustand befahren werden, wodurch es geschehen kann, dass die empfindlichen Schilfrhizome zerdrückt werden. Dies führt zum Eindringen von Wasser in das innere Belüftungssystem (Aerenchym) der Schilfpflanzen, zum Absterben der

betroffenen Klone und in weiterer Folge zu Gärungs- und Fäulnisprozessen im Substrat, bei denen toxische Substanzen freigesetzt werden, die eine Regeneration des Schilfbestands behindern, wenn nicht sogar gänzlich unterbinden (vgl. die zusammenfassende Darstellung in Dinka & Ágoston-Szabó 2012). Da die Maschinen in tiefem Wasser nur schwer fahren können und hier die zerstörerische Wirkung besonders groß sein kann, konzentriert sich die Schilfnutzung aktuell immer mehr auf die landseitigen, häufiger trocken liegenden oder nur flach überschwemmten Teile des Schilfgürtels. Einen weiteren Grund für die Verlagerung der Schilfernte in die landseitigen Bereiche bildet der Umstand, dass hier die Bringungswege (d.h. die Strecken zwischen den Ernteflächen und den Schilflagerplätzen) kürzer sind. Weil die Erntemaschinen eine recht begrenzte Ladekapazität haben, wird die Beerntung abgelegener Flächen aufgrund des Zeit- und Treibstoffaufwandes rasch unwirtschaftlich.

Nachdem die Luftbildanalysen, die im Zuge der Managementplanerstellung 2014 durchgeführt worden sind, gezeigt haben, dass es an verschiedenen Stellen im Schilfgürtel zu einem plötzlichen, flächigen Absterben des Schilfbestands nach der Ernte gekommen ist, schien es dringend notwendig zu klären, ob dahinter diese veränderte Bewirtschaftungspraxis stehen könnte. Alternativ kann das Absterben von Ernteflächen auch von einem altbekannten Phänomen verursacht werden, das auch in Zeiten ausreichender Eisbedeckung jederzeit eintreten konnte: einem plötzlichen, markanten Wasserstands-Anstieg nach erfolgtem Schnitt, der die frischen Schilfstoppeln überflutet. Auch dabei dringt Wasser ins Aerenchym der Schilfrhizome und -wurzeln ein und führt zu einem flächenhaften Absterben des Schilfbestandes. Umsichtige Schilfbewirtschafter versuchen dieser Gefahr durch eine ausreichende Schnitthöhe, durch die Wahl des Schnitzeitpunkts und durch die Berücksichtigung der Wahrscheinlichkeit eines plötzlichen Wasserstands-Anstiegs zu entgehen. Dennoch kam es in der Vergangenheit immer wieder zu solchen Ereignissen. Die Gefahr dafür ist in niederschlagsreichen und niederschlagsarmen Jahren unterschiedlich groß und hängt zudem vom Ausgangswasserstand und von der Lage der Ernteflächen (see- oder landseitig) ab. Seeseitige Schnittflächen sind nicht nur durch mögliche saisonale Wasserstands-Schwankungen gefährdet, sondern auch durch tageszeitliche, wind- und luftdruckbedingte Schwankungen – sogenannte Seiches, die beim Neusiedler See besonders ausgeprägt sind – ein weiterer Grund für die Schilfbewirtschafter, landseitige Erntegebiete zu bevorzugen. Auf welche der beiden Ursachen die in der Luftbildanalysen des Managementplans konstatierten Absterbe-Ereignisse zurück gehen – Ernteschäden durch Befahren oder durch Wasserstands-Anstieg nach dem Schnitt – war zum Zeitpunkt der Erstellung des Plans nicht immer klar. Die im Rahmen des vorliegenden Projekts mit den Schilfbewirtschaftern Projekts geführten Gespräche haben jedenfalls gezeigt, dass sich die Betriebe der Gefahr einer Schädigung der Schilfbestände sehr bewusst sind und dass sie allein schon aus Gründen der wirtschaftlichen Nachhaltigkeit bestrebt sind, derartige Schäden nach Möglichkeit zu vermeiden. Die befragten Betriebe konnten glaubhaft machen, dass die beobachteten Schnittschäden der jüngsten Zeit nicht auf leichtfertiges Befahren gefährdeter Flächen zurückzuführen sind, sondern auf plötzliche Anstiege des Wasserstandes nach erfolgtem Schnitt. Eine der Annahmen, die dem vorliegenden Projekt zugrunde lagen, hat sich somit nicht im erwarteten Umfang bestätigt. Abgesehen von den Versicherungen der Schilfbewirtschafter spricht auch die bereits erwähnte, auffällige Konzentration der Ernteflächen auf die landseitigen Teile des Schilfgürtels dafür, dass risikoreiche Flächen in tieferem Wasser bewusst gemieden werden.

Was die Wirkung der Raupenfahrzeuge betrifft, so konnten Teile des Projektteams einen der Betriebe bei der Ernte begleiten und bekamen dabei demonstriert, dass die Gefahr einer Schädigung von Rhizomen maßgeblich durch das Verhalten des Fahrers des Erntegeräts bestimmt wird. Heikel sind sowohl scharfe Wendemanöver, bei denen die Raupenfahrzeuge scherende Kräfte auf den Untergrund ausüben, als auch Schalt- und Beschleunigungsvorgänge beim Durchqueren von Senken und Mulden im Schilfgürtel. Wird hier unsensibel agiert, dann fressen sich die Ketten des Raupenfahrzeugs in den Untergrund und schädigen nicht nur das Rhizomgeflecht, sondern vertiefen auch die Senken, was das Befahren in den nachfolgenden Erntesaisonen erschwert. Durch seltenes Wenden (d.h. durch lange, gerade Mähstrecken) und weit ausholenden Wendemanöver versucht man, die Schädigung an den Wendepunkten zu minimieren. Als sehr wichtig wird generell das sparsame Befahren der Flächen betrachtet. Durch Einhaltung immer derselben Zufahrts- und Abtransportwege sind die Bewirtschafter bestrebt, die Ernteflächen zu schonen, die sie nach Möglichkeit nur einmal für den Schnitt befahren (eben dieses sparsame Befahren wird durch den Zwang zum Plätten von Altschilfflächen unterlaufen). Der Schonung der Flächen dient auch das Umladen des geernteten Schilfs auf ein eigenes Transportfahrzeug, das am landseitigen Rand der Erntefläche positioniert und nach Bedarf verlagert wird, um ein zu häufiges Kreuz- und Querfahren der Raupenfahrzeuge zu verhindern. Die Schonung der Ernteflächen bringt allerdings eine starke Belastung der Zu- und Abfahrtswege mit sich, auf denen der Schilfbestand praktisch vernichtet wird. Stark belastet sind auch die Seggen-Bestände und Feuchtwiesen der landseitigen Randzone des Schilfgürtels, über die der Abtransport zu den Schilflagerplätzen erfolgt und die gegenwärtig – da sie vielerorts ungenutzt sind – weitgehend regellos und großflächig befahren werden.

Wie müsste nun eine systematische Pflege großer Schilfflächen im Dienste des Naturschutzes aussehen? Um die breit gefächerten Ansprüche der Schutzgüter an Schilfstruktur und Schilffalter zu befriedigen, müsste die Ernte in einem Rotations-Schema erfolgen, in dem Flächen außerhalb der kommerziell genutzten Gebiete nach einem Zeitraum von 10-15 Jahren – oder länger, je nachdem ab wann sich der Zusammenbruch der konkreten Bestände abzeichnet – aufbereitet, d.h. von Altschilf befreit und ins Mähprogramm aufgenommen werden. Sie könnten dann entweder einmal oder eine Zeit lang alljährlich genutzt zu werden. Im ersteren Fall würden die gemähten Flächen nach einmaliger Nutzung gleich wieder stillgelegt und sich selbst überlassen, im anderen Fall müsste dies zum Ausgleich und in entsprechendem Umfang mit bislang gemähten Flächen geschehen. Jedenfalls wäre darauf zu achten, dass für die Vogelwelt immer ausreichend mehrjährige bzw. altschilffreie Flächen zur Verfügung stehen. Es muss hier daran erinnert werden, dass alljährlich geschnittene Flächen für Vögel weitgehend uninteressant sind und dass sich aus der Schilfnutzung deshalb nicht unmittelbar Synergien für den Naturschutz ergeben, sondern erst zeitverzögert, sobald die geschnittenen Flächen unberührt bleiben. Für die meisten Schilfvögel gewinnen Schilfbestände mit dem Alter an Wert – nur die ältesten zusammenbrechenden Stadien verlieren ihre Bedeutung. Auch für die Amphibien sind ganz junge Bestände nicht attraktiv, erst mehrjährige Bestände gewinnen für diese Organismengruppe an Wert, wobei altschilffreie Bereiche sich vor allem dann eignen, wenn sie offene Stellen und Tümpel bieten, die z.B. aus Wildschweinsuhlen entstehen. Amphibien profitieren jedenfalls von einem Mosaik unterschiedlicher Schilfbestände.

Die Umsetzung eines entsprechenden Rotationsschemas stößt allerdings auf drei Hindernisse:

- Erstens können die Flächen aktuell nicht nach dem naturschutzfachlichen Bedarf frei ausgewählt werden, weil die fehlende Eisdecke in vielen Jahren ein schonendes Mähen in tieferem Wasser verunmöglicht, dadurch bleiben weite Teile des Schilfgürtels – zumindest

bei durchschnittlichen Wasserständen – von einer Nutzung ausgeschlossen. Es ergäbe sich damit zwangsläufig eine Konzentration der mähbaren Flächen auf die landseitigen Teile des Schilfgürtels und eine Konkurrenzsituation mit der dort schwerpunktmäßig stattfindenden kommerziellen Schilfernte.

- Zweitens sind für die wirtschaftliche Nutzung nur junge und ertragreiche Schilfbestände von Interesse. Die Ernte bzw. das Mähen von Altschilfbeständen würde aus Sicht der Betriebe nur wirtschaftlich unverwertbaren Abfall produzieren (ganz abgesehen davon, dass stark verfilzte Altschilfbestände mit den gängigen Mähwerken kaum zu bewältigen sind). Bei der Mahd von großen Flächen ergibt sich jedenfalls ein Entsorgungsproblem. Im Rahmen einer Bewirtschaftung die unter finanziellen, zeitlichen und personellen Engpässen leidet, ist nicht zu erwarten, dass Schilferntebetriebe ohne Entgelt schwierige Landschaftspflege-Aufgaben übernehmen, die ihnen nur Kosten verursachen.
- Drittens fehlt durch das Verbot des winterlichen Abbrennens eine Möglichkeit zur schonenden Aufbereitung von Flächen und zur einfachen Beseitigung des für die kommerzielle Ernte hinderlichen Altschilfs. Könnten die Schilferntebetriebe hingegen neu zu erschließende Flächen kontrolliert abbrennen, so könnte die schädliche Praxis des Niederwalzens aufgegeben und die mit Feuer vorbereiteten Flächen könnten regulär beerntet werden. Zumindest auf der Landseite des Schilfgürtels (und in längeren Trockenperioden wohl auch mehr seeseitig) könnte so ein auch den Naturschutzzielen zuarbeitendes Rotationssystem etabliert werden.

Auch wenn die Mahd von überalterten Schilfbeständen nicht von den Schilferntebetrieben durchgeführt würde, sondern beispielsweise von einer nicht auf kommerziellen Gewinn ausgerichteten Einrichtung des Landes, bleiben zwei der grundsätzlichen Probleme bestehen: wie sollen tiefer überschwemmte Bereiche schonend gemäht werden und was soll mit dem geernteten Altschilf geschehen? Sofern nicht Maschinen entwickelt oder angeschafft werden können, die ein schadensfreies Befahren der landfernen Teile des Schilfgürtels ermöglichen, entfällt das Mähen als flächendeckende Pflegemaßnahme. Und in jedem Fall bleibt die Frage der Entsorgung des Altschilfs. Es nur Niedermähen und vor Ort liegen zu lassen, ist wegen der Biomasse-Akkumulation und der verdämmenden Wirkung auf die Verjüngung keine Option. Das Schilf unter großen Aufwand zu ernten und an Land zu deponieren, scheitert vermutlich an der Ausdehnung der benötigten Lagerfläche und an der langsamen Zersetzung des Schilfs in trockenem Zustand. Ob Kompostierungsverfahren angewandt werden können, müsste erst untersucht werden. In jedem Fall dürften aber die anfallenden Mengen ein Problem darstellen. Das geerntete Schilf an Land zu verbrennen wäre eine Möglichkeit, gerät aber mit den bestehenden Luftreinhaltungsgesetzen in Konflikt; auch wäre es dann wohl einfacher, ökonomischer und für die Schilfbestände schonender, sie in situ und ohne den Aufwand einer vorherigen Ernte abzubrennen. Wie man es also dreht und wendet: Schilfschnitt ist unter den gegenwärtigen Umständen kein gangbarer Weg für eine naturschutzorientierte Pflege großer Teile des Schilfgürtels.

Schließlich ist auch noch darauf hinzuweisen, dass die bereits gänzlich umgebrochenen Altschilfbestände durch Mahd nicht saniert werden können. Der Umgang mit solchen Flächen wird besonders herausfordernd werden.

4.4.2 Kurz- und mittelfristig: Feuer als Managementinstrument?

Eine mögliche Alternative zur großflächigen Schilfmahd könnte der kontrollierte Einsatz von Feuer sein. Das winterliche Abbrennen von Schilfflächen war am Neusiedler See durch Jahrzehnte hindurch üblich. Dabei ist nichts über offensichtliche Schäden an den in diesem Projekt behandelten Schutzgütern bekannt geworden - sehr im Gegensatz zu dem noch früher praktizierten Abbrennen von Schilf während der Vegetationsperiode. Laut Führer (2010) erfolgte bis nach dem Zweiten Weltkrieg das Abbrennen von Schilfflächen im Frühjahr, nach Abschluss der Schilfernte und damit zur Brutzeit, wodurch immer wieder Reiher- und Löffler-Kolonien vernichtet wurden und auch die anderen, flächig verteilten Schilfbrüter schwer in Mitleidenschaft gezogen wurden. Die Praxis des Abbrennens im Spätwinter/Frühjahr wurde allerdings 1962 endgültig verboten. Das gesetzlich bis in die 1990er Jahre erlaubte winterliche Abbrennen Schilfbeständen scheint den Schilfbeständen, der Vogelwelt und den Amphibien (die damals großteils nicht im Schilfgürtel überwintert haben) hingegen nicht geschadet zu haben. Nicht so sicher ist dies in Hinblick auf Insekten und Spinnen, wobei vor allem jene Arten betroffen gewesen sein dürften, die in dem einen oder anderen Entwicklungsstadium in abgestorbenen Schilfhalmern oder der Schilfstreu überwintern. Es liegen dazu allerdings keine Untersuchungen vor. Waitzbauer (1993), der in seine Managementempfehlungen auch die Evertebraten des Schilfgürtels einbezogen hat, rät vom Brandmanagement ab, allerdings mehr aus Gründen der Nährstoffbelastung, die sich durch die anfallende Asche kurzfristig ergibt. Nach den Interviews, die Führer (2010) mit den Schilfbewirtschaftern geführt hat, scheinen früher bis zu 30% des Schilfgürtels abgebrannt worden zu sein. Zumindest vermehrungs- und dispersionsfreudige Insekten- und Spinnenarten dürften in der Lage gewesen sein, die damit verbundenen Verluste zu kompensieren (zumal sich ja auch durch den Schnitt und den Abtransport des Ernteguts beträchtliche Verluste ergeben). Auf jeden Fall gehört die Wirkung winterlicher Brände auf schilfbewohnende Arthropoden auf die Liste jener Fragen, die vor einer Wiedereinführung des Brandmanagements zu klären wären.

Zuvor muss allerdings noch dargestellt werden, wie ein kontrolliertes Abbrennen von Schilfflächen aussehen könnte. Dabei ist zwischen zwei Zielsetzungen zu unterscheiden:

- **Feuereinsatz im Dienste der Schilfbewirtschaftung:** Wie schon oben erläutert, sind die Schilfbetriebe daran interessiert, homogenes ein- bis zweijähriges Schilf zu ernten, das weitgehend frei von Altschilf ist. Müssen, bzw. können Schilfernteflächen neu erschlossen werden (was z.B. aufgrund von Wasserstands-Schwankungen, einer veränderten Dauer der Eisbedeckung, Veränderung der Pachtverhältnisse, kurzfristig gesteigerter Nachfrage, etc. der Fall sein kann), dann würde das gezielte Abbrennen von altschilfreichen Flächen im Zeitraum zwischen Anfang Dezember und Ende Februar eine einfache und – nach jetzigem Wissensstand – schonende Möglichkeit bieten, diese Flächen für die Ernte in der nächsten Saison vorzubereiten, und dabei ganz auf die schädliche Praxis des Niederwalzens verzichten zu können. Die abzubrennenden Flächen müssten durch ausreichend breite, zuvor geschnittene Brandschneisen von benachbarten Flächen abgegrenzt werden (selbstverständlich muss auch vorhandene Infrastruktur durch Schneisen geschützt werden). Wie breit diese Schneisen sein sollten und was mit dem dort geschnittenen Schilf geschehen soll, wäre noch zu klären. Die Häufigkeit und Lage der bewirtschaftungsbedingten Brände würde sich primär an den Erfordernissen der Schilfwirtschaft orientieren – d. h. es ist zu erwarten, dass solche Flächen in Abständen von einigen wenigen Jahren und eher in den landseitigen Teilen des Schilfgürtels abgebrannt würden. Hier wäre besonders darauf zu achten, dass die Übergangszone zum terrestrischen Bereich (also die landseitige Großseggen-Zone des Schilfgürtels, die angrenzenden Feuchtwiesen, Alkalisteppe und Trockenrasen, sowie die nur sehr lokal ausgebildeten Grauweidenbüsche und

Erlenbruchwald-Bestände) nicht geschädigt werden. Zum Schutz dieser Lebensraumtypen wären mit den Schilfbewirtschaftern entsprechende Zonierungsmaßnahmen, bzw. – wo sinnvoll – die Anlage von Brandschneisen zu vereinbaren. Auch sollten in den Erntegebieten Naturschutz-Maßnahmen wie das Stehenlassen von ungemähten/nicht-abgebrannten Schilfstreifen als Rückzugsorte bzw. Ausbreitungskorridore für Amphibien vereinbart werden. Unter der Voraussetzung, dass der Gesamtumfang der beernteten Teile des Schilfgürtels weiterhin bei 10-15% der verfügbaren Schilffläche bleibt, müssten für die Erntegebiete (abgesehen vom Festhalten an der pfleglichen Bewirtschaftung) keine weiteren Auflagen gemacht werden. Damit könnte eine aufwendige Abstimmung zwischen den Schilfernte-Betrieben und dem Naturschutz vermeiden werden. Die Durchführung des Brandmanagements wäre allerdings nicht den einzelnen Betrieben zu überlassen, sondern eigens dazu ausgebildeten und befugten Personen anzuvertrauen, die einen möglichst professionellen, ökologisch schonenden und sicheren Feuereinsatz gewährleisten können. Solche Personen könnten Teil der aktuell angedachten, behördlich verankerten Managementgesellschaft für den Neusiedler See sein. Sie würden bei Bedarf von den Schilferntebetrieben angefordert und für die Abwicklung des Feuereinsatzes sorgen, der nach einem noch zu entwickelnden Regelwerk erfolgen soll (s. unten).

- Feuereinsatz im Dienste des Naturschutzes: Für die außerhalb der Nationalpark-Naturzone gelegenen und aktuell nicht bewirtschafteten Teile des Schilfgürtels (also 85-90% der Fläche außerhalb des Nationalparks) könnte ein primär an Naturschutzerfordernissen ausgerichtetes Brandmanagement etabliert werden. Dazu müsste ausgehend vom aktuellen Schilfzustand und vom bestehenden Handlungsbedarf in Bezug auf einen drohenden Zusammenbruch von Schilfbeständen ein Rotationschema für die Pflege und Verjüngung der Flächen entwickelt werden. Dieses sollte dafür sorgen, dass in allen Teilen des Schilfgürtels außerhalb der Nationalparkkernzone in etwa 10-15-jährigen Abständen (standortsabhängig eventuell auch länger) ein Verjüngungsprozess durch Abbrennen initiiert wird, wobei darauf zu achten wäre, dass immer ein ausreichendes Angebot an reich strukturierten Schilfbeständen, insbesondere Altschilfbeständen vorhanden ist. Wie groß die abzubrennenden Managementeinheiten sein sollten, wie sie sich räumlich auf den Schilfgürtel verteilen, wie lange genau die Umtriebszeiten ausfallen sollten und wie mit Spezialsituationen (z.B. Koloniestandorten von Reiher, Löfflern und Kormoranen, aber auch mit der Sicherung von Seebädern, Segelhäfen und Pfahlbauhöhlen etc.) umzugehen ist, müsste in einem vorbereitenden Projekt geklärt werden, das auch viele andere technische Details zu untersuchen hätte. Wie im Fall des bewirtschaftungsbezogenen Feuereinsatzes sollte das naturschutzorientierte Brandmanagement nur von eigens dazu ausgebildeten Spezialisten organisiert, durchgeführt und überwacht werden. Bei niedrigen Wasserständen und längerem Trockenliegen des Schilfgürtels könnten mit dem Feuereinsatz u. U. auch die gänzlich umgebrochenen Teile saniert werden, wobei zu beachten wäre, dass ein schonendes Brennen über trockenem Grund andere Voraussetzungen hat, als das übliche Schilfabbrennen über einer Wasserfläche. Ein großer Vorteil des Brandmanagements wäre die Unabhängigkeit von der Wassertiefe, wodurch größere Teile des Schilfgürtels für eine Pflege zugänglich würden. Zu klären wären wie beim bewirtschaftungsbezogenen Feuereinsatz etliche Fragen zu den Brandschutzschneisen (Mindest-Breite, Entsorgung des Schnittmaterials, aber auch die Folgen des Befahrens tiefer überschwemmter Bereiche, das in diesem Fall relevant würde). Da vom naturschutzorientierten Brennen größere Flächen betroffen sind, gibt es hier potenziell auch ein umfangreicheres Problem mit den auf den Schneisen anfallenden Schnittmengen.

Der kontrollierte Feuereinsatz darf allerdings nicht mit einer simplen Rückkehr zum seinerzeitigen, nur wenig reglementierten und an Pannen und Unglücksfällen reichen Brandmanagement der traditionellen Schilfnutzung verwechselt werden.

Bevor überhaupt an die Einführung von Feuer als Pflegeinstrument gedacht werden kann, sind folgende grundsätzliche Fragen zu klären:

- Welche CO₂- und Feinstaubmengen werden bei einem winterlichen Brandmanagement (in der skizzierten Häufigkeit und räumlichen Verteilung) tatsächlich freigesetzt? Wäre dies wirklich ein Klimaschutz- und Luftreinhaltungsproblem, und in welchem Umfang? Und wie verhält sich die Freisetzung von CO₂ durch Brand zur Freisetzung von Methan, zu der es beim Abbau des angesammelten organischen Material im nicht gemanagten Schilfgürtel kommt? Methan ist bekanntlich ein wesentlich wirksameres Treibhausgas als CO₂. Es könnte sein, dass ein Abbrennen des Schilfs in größeren Abständen die wesentlich klimafreundlichere Lösung ist, als das Unterlassen von Eingriffen.
- Wie stünde die Häufigkeit der Managementfeuer mit dem aktuellen Häufigkeitsmuster unabsichtlich oder absichtlich entfachter Schilfbrände in Beziehung? Es ist trotz des Brandverbots auch in den vergangenen Jahrzehnten immer wieder zu illegal gelegten Bränden im Schilf gekommen. Noch häufiger als Brandstiftung dürften allerdings Feuer gewesen sein, die in Schilfnähe zu anderen Zwecken entzündet wurden, dabei außer Kontrolle geraten sind und großflächig auf den Schilfgürtel übergegriffen haben. Da abgebrannte Flächen in den Folgejahren meist nicht genügend brennbares Material ansammeln, um gleich wieder zu brennen, verringern gezielte Brände bis zu einem gewissen Grad die Wahrscheinlichkeit ungeplanter Feuer. Dies müsste bei der Bewertung der Luftreinhaltungs-Probleme mitberücksichtigt werden. Verzicht auf gezielten Feuereinsatz ist nicht gleichbedeutend mit dem gänzlichen Unterbleiben von Bränden.
- Welche Folgen hat das Abbrennen von größerer Schilfbestände für den Nährstoffhaushalt und die Wasserqualität im Schilfgürtels und im See?
- Ist ein kontrolliertes Brandmanagement tatsächlich für alle Teile der Biozönose unschädlich oder zumindest verkraftbar? Hier müsste sich spezielles Augenmerk auf die im Altschilf überwinternden Arthropoden richten, aber auch die aquatische Kleintierwelt miteinbezogen werden. Das Brandmanagement müsste bezüglich dieser Aspekte nicht nur mit ungebrannten, sondern auch mit gemähten Flächen verglichen werden.
- Welche Folgen hat ein Brandmanagement für Amphibien und Fischbestände im Schilfgürtel?

Wenn sich nach Beantwortung dieser Fragen herausstellen sollte, dass ein Brandmanagement grundsätzlich möglich und zielführend ist, müssten die Details für den Feuereinsatz als Pflegeinstrument ausgearbeitet werden, dazu gehören folgende Fragen:

- Wie müsste ein naturschutzorientiertes Brandmanagement für den Neusiedler See-Schilfgürtel designt, geregelt, organisiert und durchgeführt werden? Zum Einsatz von Feuer als Pflegeinstrument gibt es eine umfangreiche nordamerikanische Literatur – auch in Bezug auf Feuchtgebiete und z.T. sogar mit spezieller Referenz zum Schilf (europäische Varietäten des Schilfs verhalten sich in den USA und Kanada als invasive Neophyten und sind wegen ihrer großen Brandanfälligkeit Gegenstand von umfangreichen

Managementbemühungen, auch unter Zuhilfenahme von Feuer). Ein wohlüberlegtes Brandmanagement findet unter genau definierten Wind-, Luftfeuchte und Bodenfrostdingungen statt, unterscheidet zwischen „kalten“ und „heißen“ Feuern und arbeitet gezielt mit unterschiedlichen Feuertypen und Brandintensitäten. Es gibt eine reiche Literatur zu Brandtechniken im Dienste des Habitatmanagements, zu Gerätschaften, logistischen und organisatorischen Fragen sowie zu rechtlichen Aspekten und Haftungsfragen. Es wäre lohnend, eine Auswertung und Zusammenstellung des diesbezüglich in Nordamerika vorhandenen, reichen Wissens in Auftrag zu geben und daraus ein maßgeschneidertes Konzept für den Neusiedler See-Schilfgürtel abzuleiten.

- Wie verhält sich das Brandmanagement zu den Managementzielen des Europaschutzgebiets? Was ist die anzustrebende Umtriebszeit für Schilfbestände, um die gewünschte Förderung der Schutzgüter zu erreichen? Wie groß sollten die zu pflegenden Blöcke sein? Sind verschiedene Zonen des Schilfgürtels unterschiedlich zu behandeln? Wie brandempfindlich sind Großseggen-Bestände, Salzstandorte und Trockenrasen? Wie grenzt man abzubrennende Flächen wirksam ab, wie schützt man Infrastruktur und andere sensible Bereiche? Welche ökologischen Folgen ergeben sich möglicherweise aus unterschiedlichen Brandhäufigkeiten in Wirtschafts- und Naturschutzflächen? Wie brennt man bei unterschiedlichen Wasserständen, welche Möglichkeiten bzw. Gefahren ergeben sich bei einem Brandmanagement in trocken liegenden Teilen des Schilfgürtels? Können bereits umgebrochene Schilfflächen in trocken gefallen Teilen des Schilfgürtels mittels Feuer verjüngt werden?
- Wie ist mit Flächen umzugehen, auf die sich das Brandmanagement nicht erstrecken sollte, allen voran die Naturzone des Nationalparks? Da die Naturzone Prozessschutzgebiet ist, sollten hier natürlich entstandene (d.h. durch Blitzschlag verursachte) Feuer zwar brennen dürfen, zu Managementzwecken gelegte oder aus anderen Gründen vom Menschen verursachte Feuer sind aber nicht zulässig. Diese scheinbar einfache Regel ist in der Praxis durchaus nicht einfach umzusetzen, wie Erfahrungen in amerikanischen Nationalparks und Wildnisgebieten zeigen. Dort gibt es umfangreiche Regelwerke zum Umgang mit natürlichen und anthropogen bedingten Feuern. Diese Richtlinien bestimmen, unter welchen Umständen und in welchen Bereichen natürliche Feuer zugelassen werden können – extrem große Feuer, die auf das Umland übergreifen könnten, sowie Brände, die im Schutzgebiet selbst Menschenleben und Infrastruktur gefährden, werden in den USA auf jeden Fall gelöscht, auch wenn es sich um natürliche Feuer handelt. Weiters wird geregelt, wie anthropogene Feuer bekämpft werden, die auf eine Kernzone übergreifen haben (Einsatz möglichst gelinder Mittel, vorab festgelegte und regelmäßig geübte Brandeinsatzpläne zur Schadensminimierung). Der große Brand in der Naturzone des Nationalparks Neusiedler See-Seewinkel im Winter 2020/21 hat gezeigt, dass es solche Regelwerke auch hier bräuchte, um ernste Kollateralschäden der Brandbekämpfung zu vermeiden, wie sie z.B. im konkreten Fall durch den Einsatz von Löschhubschraubern an der wichtigsten Reiherkolonie verursacht worden sind. Es geht also in Bezug auf die Naturzone nicht nur um das passive Fernhalten von anthropogenen Bränden, sondern auch um klare Regeln und Pläne für deren Bekämpfung im Falle eines Übergreifens von Feuer. Solche Regeln und Pläne werden an Bedeutung gewinnen, wenn Feuer außerhalb der Nationalparkkernzone systematisch als Pflegeinstrument eingesetzt wird.

- Wie soll das Feuermanagement institutionell und personell verankert werden? Wie schon oben erklärt, sollte das Brandmanagement exklusiv von geschulten Personen vorbereitet, organisiert, durchgeführt und begleitet werden, wobei es natürlich einer engen Zusammenarbeit und Abstimmung mit den lokalen Feuerwehren und anderen Einrichtungen bedarf.
- Nicht zuletzt sind rund um ein Brandmanagement auch viele rechtliche Fragen, sowie Haftungsfragen zu klären.

Die obige Liste der zu klärenden Fragen dürfte längst nicht vollständig sein, da sich weitere Punkte erst aus der näheren Befassung mit dem Feueinsatz als Managementinstrument ergeben werden. Es wird deshalb vorgeschlagen, die vielfältigen Aspekte des Brandmanagements in einem eigenen Projekt aufzuarbeiten und zu klären. Aus der Sicht des vorliegenden Projekts erscheint der Feueinsatz aber trotz der vielen offenen Fragen als ein kurz- bis mittelfristig gangbarer Weg zur Sicherung des Erhaltungszustands der Schutzgüter des Schilfgürtels.

4.4.3 Kurz- und mittelfristig: Kanäle zu besseren Durchströmung und Durchlüftung des Schilfgürtels?

Zuletzt muss noch auf eine weitere, in der Vergangenheit und auch aktuell immer wieder ins Spiel gebrachte Maßnahme zur Verbesserung der Vitalität des Schilfgürtels eingegangen werden: das Anlegen, Offenhalten und Ertüchtigen von Stichkanälen, die von der freien Seefläche bis weit in den Schilfgürtel hineinreichen und eine bessere Durchströmung und Durchlüftung des Schilfgürtels sicherstellen sollen. Diese Maßnahme wird zum Teil schon länger praktiziert und soll vor allem aus der Sicht der Wasserqualität und des Nährstoffhaushalts eine Verbesserung bringen, indem sie die Ausdehnung von sauerstoffarmen Zonen im Schilfgürtel reduziert. Sie wurde im Managementplan 2014 auch aus ornithologischer Sicht befürwortet und gefordert, wenn auch mit der Einschränkung, dass durch die Deponierung von Aushubmaterial entlang der Kanalufer keine zusätzlichen Durchströmungs-Hindernisse geschaffen werden dürfen - es ist seit langem bekannt, dass Schilf im Windschatten von Kanälen, die von einem Damm begleitet sind, meist deutlich weniger vital ist, als auf der windzugewandten bzw. dammfreien Seite des Kanals. Die Ergebnisse der Amphibiengruppe des vorliegenden Projekts mahnen nun zu größerer Vorsicht bei der Umsetzung dieser Maßnahme: Kanäle und Dämme haben sich als sehr ungünstig für die meisten Amphibien herausgestellt, weil sie das Vordringen räuberischer Fische und Evertebraten begünstigen, die maßgeblich die Verteilung und Fortpflanzungschancen von Fröschen, Kröten und Molchen beeinflussen. Die Erhaltung von kanalfreien Bereichen speziell in Teilen des Schilfgürtels, welche für Amphibien wesentlich sind, sollte in den Managementzielen verankert und auch in der Praxis berücksichtigt werden.

Darüber hinaus erscheint ohnedies eine kritische Evaluierung der Erfolge „Belüftungs-Programms“ angezeigt. Dies gilt besonders vor dem Hintergrund der Erfahrungen im ungarischen Teil des Sees. Dort besteht ein in kommunistischer Zeit angelegtes, überaus dichtes Netzwerk von Kanälen, die dem Abtransport des massenhaft geernteten Schilfes mit Lastkähnen gedient haben und die zumeist beiderseits von Dämmen begleitet sind. Dieses dichte Netzwerk an de facto Durchströmungshindernissen hat dazu geführt, dass der Schilfgürtel auf ungarischer Seite schon wesentlich früher in einen schlechten Zustand geraten ist, als auf österreichischem Gebiet (Csaplovics et al. 2014). In den letzten Jahren wurde systematisch versucht, die Situation dadurch zu verbessern, dass die Dämme an vielen Stellen durchbrochen wurden, um den Wasseraustausch zu erleichtern. Nach uns vorliegenden, allerdings noch unpublizierten Informationen (Tóth mdl.) ist der Erfolg dieser Maßnahme deutlich geringer, als erwartet. Dies sollte neben den Bedenken, die in

Hinblick auf die Amphibien bestehen, zu größerer Zurückhaltung bei der Neuschaffung von Kanalstrukturen Anlass geben und jedenfalls eine bessere Dokumentation der erzielten Effekte anregen.

4.4.4 Langfristig: die Rolle der Wasserstands-Schwankungen und des Salzgehalts

Es wurde bereits gesagt, dass durch Mahd oder kontrolliertes Brennen die im Schilfgürtel ablaufenden Veränderungsprozesse vermutlich nur gebremst, nicht aber vollständig verhindert werden können. Die langfristige Dynamik der Schilfbestände am Neusiedler See wird – wie oben ausgeführt – wahrscheinlich stark durch die Wasserstands-Schwankungen bestimmt. Länger anhaltende Austrocknungs-Episoden des Schilfgürtels bzw. des gesamten Sees spielen möglicherweise eine Schlüsselrolle für die Zersetzung des angesammelten organischen Materials, können aber im Extremfall auch zu einem völligen Zusammenbruch und zum vorübergehenden Verschwinden des Schilfgürtels führen. Zugleich dürften sie mit anschließenden Niedrigwasserphasen die Voraussetzung für eine flächenhafte Verjüngung des Schilfs und für die Entstehung dichter, vitaler Schilfbestände bilden. Umgekehrt schränken Hochwassersituationen die Ausbreitungsmöglichkeiten des Schilfs ein, und führen zeitweise ebenfalls zu einer regressiven Entwicklung. Was aber in jedem Fall ungünstig zu sein scheint, ist eine über längere Zeit gleichmäßige Wasserführung, wie wir sie (in langfristiger Perspektive) seit der Wasserstands-Regulierung durch den Einserkanal und den Betrieb des Wehrs in Mekszikópuszta seit 1965 erlebt haben. Eine künstliche, gleichmäßige Wasserbedeckung führt bei Unterbleiben weiterer Eingriffe offensichtlich zum ungehinderten Ablauf von Sukzessionsvorgängen, und mündet letztlich – und längerfristig wohl auch trotz Pflegemaßnahmen – in einen Zusammenbruch und eine Auflösung des Schilfgürtels. Vor diesem Hintergrund ist es wesentlich, die für den Steppensee Neusiedler See systemtypischen, ausgeprägten Wasserstands-Schwankungen wiederherzustellen: das heißt partielle oder völlige Austrocknungsereignisse zuzulassen und zeitweise Hochstände – soweit es die Rahmenbedingungen erlauben – zu ermöglichen. Dieser Weg wurde im Prinzip seit der Nationalparkgründung beschritten, indem einerseits die Regelwasserstände (also die Wasserstände, bei denen das Wehr am Einserkanal geöffnet und Wasser abgeleitet wird) schrittweise angehoben wurden und andererseits auf eine Verhinderung von Tiefständen verzichtet wurde. Mit der Wehrbetriebsordnung 2010 wurde in Bezug auf die Hochstände das unter den aktuellen Rahmenbedingungen wasserwirtschaftlich vertretbare Maximum erreicht (Kubu et al. 2014). Allerdings gäbe es wahrscheinlich noch Spielraum nach oben, wenn auf die Anbindung von abgedämmten Überschwemmungsräumen im Südosten des Sees und die Ertüchtigung der Infrastruktur („Anhebung“ der Seebäder und Seezufahrten) gesetzt würde.

Aus der Sicht des Schilfgürtels ist die Anhebung des Regelwasserstandes nicht so sehr wegen der episodischen Hochstände wichtig, sondern vor allem wegen der dadurch erzielten Verminderung der Salzausschwemmung über den Einserkanal. Mit jeder Öffnung der Wehranlage gehen dem See unwiederbringlich enorme Mengen an Salz verloren (Donabaum & Wolfram 2004) und damit verschlechtert sich die Lebensgrundlage aller Organismen, die an einen erhöhten Salzgehalt angepasst sind. Dazu gehören auch alkaliphile Bakterien, die laut Eiler et al. (2003) und Borsodi et al. (2005) bei der Zersetzung von organischem Material (inklusive Schilfstreu) besonders effizient sind, und die damit entscheidend zu den Stoffkreisläufen in Sodaseen und zur Verhinderung der Verlandung beitragen. Wirksam werden diese spezialisierten Destruenten besonders in den Niedrigwasserphasen des Sees, in denen der Salzgehalt durch die Verdunstung und die Abnahme des Wasservolumens erhöht ist. Für den Schilfgürtel dürfte das Zulassen von Niedrigwasserphasen – bis hin zur zeitweisen Austrocknung – also ganz essenziell sein, um die Zersetzung von

angesammeltem organischen Material zu fördern, Verjüngungsprozesse anzuregen und eine flächige Ausbreitung von Schilfbeständen zu ermöglichen. Ungeklärt ist freilich, wie lange solche Trockenphasen anhalten müssen, um die genannten Effekte zu erzielen. So nimmt etwa die Vitalität gesunder Schilfbestände erst ab, wenn die Wassersättigung des Substrats im Bereich der Rhizome unter 60% fällt (Sieghardt 1973). Das bedeutet, dass ein völliger Zusammenbruch von Schilfbeständen wahrscheinlich erst bei langjähriger Trockenheit und einem tiefgründigen Durchtrocknen des Untergrunds erfolgt, während die Zersetzung von oberflächlich angesammeltem organischem Material bereits in kürzeren Trockenphasen wirksam werden dürfte – der unterschiedliche Zeitbedarf der einzelnen Prozesse wäre allerdings noch untersuchen.

Vor dem Hintergrund der Bedeutung, die Niedrigwasserphasen und Austrocknungsepisoden für die Langzeitdynamik von Schilfbeständen an Steppensee haben, erscheint das gegenwärtig wieder intensiv diskutierte Vorhaben einer künstlichen Dotierung des Sees mit Donauwasser besonders problematisch. Die Niedrigwasserstände, die in den Jahren 2020, 2021 und 2022 über längere Zeiträume hinweg aufgetreten sind (Abb. 4.8), liegen erstmals seit Jahrzehnten wieder in einem Bereich, in dem zu Beginn des 20. Jahrhunderts eine massive, flächige Ausbreitung des Schilfgürtels stattgefunden hat.



Abbildung 4.8: Großflächig trockengefallene Teile des Schilfgürtels bei Illmitz, Juli 2021 (© Johannes Laber)

Es ist noch zu früh um zu sagen, ob durch die jüngsten Tiefstände bereits die oben beschriebenen Zersetzungsprozesse in Gang gekommen sind, und ob sich nun wirklich wieder bessere Voraussetzungen für die Verjüngung abgestorbener Schilfbestände einstellen. Was allerdings schon gesagt werden kann, ist, dass die dauerhafte Wasserbedeckung des Schilfgürtels (die ja letztlich das Ergebnis einer Seedotierung wäre) für das Röhricht sehr wahrscheinlich kontraproduktiv wäre, weil sie die weitere Anreicherung von organischem Material und mittelfristig den Zusammenbruch der Schilfbestände begünstigen würde. Der Schilfgürtel in seiner aktuellen Ausdehnung und Gestalt liegt ab einem See-Pegel von 115,0 m. ü. A. trocken (Donabaum & Wolfram 2004). In Hinblick auf die oben skizzierte, dem Schilfgürtel eigene Ökosystemdynamik wäre das episodische Zulassen derart niedriger Wasserstände eine naturschutzfachliche Mindestanforderung, wenngleich aus gesamtökologischer Sicht auch ein gelegentliches, gänztliches Trockenfallen des Sees zu befürworten wäre (zwecks langfristiger Erhaltung der Seewanne durch Zersetzung der organischen Anteile der Seeschlammablagerung an der Luft sowie Auswehung der mineralischen Anteile durch den Wind). Natürlich braucht es auch die gesamte übrige Spanne der Wasserstände zwischen den Extremen der Austrocknung und der tiefen Überflutung, denn das Schilf soll sich zwischen

Zusammenbruch, Verjüngung und Alterungsprozessen auch gut entfalten und ausbreiten können. Auf die Extremsituation wird hier deshalb hingewiesen, weil immer wieder übersehen wird, wie sehr es durch die bisherigen, regulierenden Eingriffe in den Wasserstand des Sees zu einer Verringerung der Amplitude der natürlichen und für das Gewässer prägenden Wasserstands-Schwankungen gekommen ist. Diese verringerte Amplitude wird aus kurzfristiger Perspektive als Normalzustand empfunden, sie stellt aber in Wirklichkeit eine Ausnahmesituation dar und hat für den Schilfgürtel offensichtlich keine positiven Folgen. Die Wiederherstellung und das Zulassen einer möglichst großen Bandbreite von Wasserstands-Schwankungen, bei gleichzeitiger Aufrechterhaltung des Steppenseecharakters (Salzgehalt, möglichst weitgehende Abflusslosigkeit) ist auch aus der Perspektive des Schilfmanagements eine zentrale Forderung an den künftigen Umgang mit dem See.

Es darf natürlich nicht verschwiegen werden, dass Bestrebungen zur Wiederherstellung eines möglichst naturnahen Wasserhaushalts im See mit den relativ starren Erhaltungsverpflichtungen für die Schutzgüter der EU-Vogelschutz- und der EU-Fauna-Flora-Habitatrichtlinie kollidieren können. Sollte es in langfristiger Perspektive trockenheitsbedingt (oder hochwasserbedingt!) zu einem zeitweisen Rückgang der Schilfbestände kommen, wird vorübergehend (?) auch der günstige Erhaltungszustand der Schutzgüter leiden, die auf das Vorhandensein von Schilf angewiesen sind. Die Frage ist allerdings, was die Alternative wäre? Kurz- und mittelfristig kann versucht werden – und dies wird hier ja auch vorgeschlagen – die natürlichen Verlandungsprozesse im Schilfgürtel durch Pflegeeingriffe (Feuereinsatz und/oder Mahd) zu bremsen und zu verzögern. Langfristig wird dies aber wahrscheinlich nicht ausreichen, da es trotz der Biomasse-Entnahme zu einer allmählichen Ansammlung von organischem Material kommt. Bei dauernder Wasserbedeckung wird es dadurch – wie derzeit zu beobachten – ebenfalls zum Absterben des Schilfes kommen. Der Unterschied zu einem trockenheitsbedingten Zusammenbruch des Schilfs dürfte in den Aussichten auf eine nachfolgende Verjüngung liegen: unter Wasser scheinen sich die ungünstigen Bedingungen für eine Erneuerung des Schilfbestandes offenbar über Jahrzehnte halten, wie die Beobachtungen an Beständen zeigen, die vor mehr als 40 Jahren infolge von Schnittschäden abgestorben sind. Früher oder später wird man also auf die natürliche Ökosystemdynamik vertrauen müssen, um eine langfristige (wenn auch zeitweilig unterbrochene) Persistenz des Schilfgürtels und der dran gebundenen Schutzgüter zu ermöglichen.

Dies wirft natürlich inhaltliche, ebenso wie rechtliche Fragen auf. Die rechtlichen Fragen beziehen sich u.a. auf die korrekte Interpretation dessen, was einen günstigen Erhaltungszustand in einem von Natur aus dynamischen und veränderlichen System ausmacht. Unter den inhaltlichen Fragen ist zum Beispiel offen, ob die Schilfvogelpopulationen im engeren und weiteren europäischen Umfeld heutzutage noch groß und produktiv genug sind, um nach einem allfälligen Zusammenbruch der bedeutenden Neusiedler See-Bestände und nach einem anschließenden Wiederaufleben des Schilfgürtels das Gebiet erneut zu besiedeln. Das ist bei mobilen, an die Bedingungen von Steppengewässern angepassten Wasser- und Sumpfvogelarten durchaus denkbar, schwieriger wird es aber sicherlich bei großräumig weniger mobilen Arten, wie z.B. Kleinsäugern und Amphibien. Sie haben zwar prinzipiell bessere Chancen an lokalen Sonderstandorten zu überdauern – die Frage ist hier allerdings, ob solche Sonderstandorte im Gebiet noch in ausreichendem Umfang existieren. Die Unsicherheiten, die sich aus diesen offenen Fragen ergeben, sollten nicht dazu verleiten, durch scheinbar einfache Maßnahmen wie eine Donauwasserzuleitung quasi stabile, aber dem Steppengewässer Neusiedler See fremde und in vielerlei Hinsicht abträgliche Verhältnisse schaffen zu wollen. Es dürfte klüger sein, zunächst nach einem besseren Verständnis der natürlichen Ökosystemdynamik zu streben, bevor tiefgreifende und potenziell schädliche Eingriffe in das System gesetzt werden, die sich womöglich nicht mehr rückgängig machen lassen. Prinzipiell sollte man sich

im Ökosystemmanagement und im Design von Pflegemaßnahmen um eine Annäherung an die „ursprünglichen“, das heißt in der langfristigen Gebietshistorie bewährten Verhältnisse bemühen. Dabei geht es nicht um eine 1:1 Wiederherstellung früherer Zustände (die wegen veränderter Rahmenbedingungen und einmaliger historischer Konstellationen oft gar nicht mehr möglich ist) sondern um eine Orientierung der Managementmaßnahmen an natürlichen Abläufen und systemtypischen Prozessen, die zur Entstehung und Erhaltung des jeweiligen Ökosystems geführt haben. Der Neusiedler See und sein Schilfgürtel könnten durch die besonderen Herausforderungen des Klimawandels und die lange Eingriffsgeschichte zu einem der ersten großen österreichischen Testfälle für einen solchen verantwortungsvollen Umgang mit komplexen Ökosystemen werden.

4.5 Zusammenfassung

- 4.5.1 Unsere Untersuchungen zeigen, dass der Schilfgürtel des Neusiedler Sees sich in einem prekären Zustand befindet. Aufgrund des derzeit flächig auftretenden Schilfsterbens besteht aus naturschutzfachlicher Sicht dringender Handlungsbedarf.
- 4.5.2 Schilfbewirtschaftung/Schilfmahd alleine ist keine hinreichende Maßnahme um das Absterben des Schilfes zu verhindern, da Schnitt auf den vom Schilfsterben betroffenen Flächen logistisch und technisch nicht durchführbar ist.
- 4.5.3 Ein möglicher kurz- bis mittelfristiger Ausweg ist eine kontrollierte Brandbewirtschaftung, die es ermöglicht, einen Teil der angehäuften Biomasse zu entfernen.
- 4.5.4 Längerfristig ist es notwendig, ein möglichst natürliches, dem Steppensee adäquates Wasserregime zu ermöglichen. Dazu gehört das Zulassen von sowohl höheren als auch niedrigeren Wasserständen.
- 4.5.5 Es ist absehbar, dass der Klimawandel auch den Neusiedler See betreffen wird. Aus ökologischer Sicht ist die Rückhaltung von möglichst viel Wasser und Salz im Gebiet die adäquate Antwort auf die zu erwartende Veränderungen, und nicht die Zuleitung von Fremdwasser.
- 4.5.6 Die vorgeschlagenen Management-Maßnahmen sollten unbedingt hinreichend wissenschaftlich begleitet werden, um möglichst früh Anpassungen vorzunehmen.

4.6 Literatur Diskussionsteil

Armstrong, J., Armstrong, W. & W.H. Van der Putten (1996): Phragmites die-back: Bud and root death, blockages within the aeration and vascular systems and the possible role of phytotoxins. *New Phytologist* 133, 399-414.

Armstrong, J. & W. Armstrong (2001): An overview of the effects of phytotoxins on *Phragmites australis* in relation to die-back. *Aquat. Bot.* 69, pp. 251-268.

Asaeda T., Nam L.H., Hietz P., Tanaka N. & S. Karunaratne (2002): Seasonal fluctuations in live and dead biomass of *Phragmites australis* as described by a growth and decomposition model: Implications of duration of aerobic conditions for litter mineralization and sedimentation; *Aquatic Botany* 73 (3): 223-239.

Baibagysoy, A., Thevs, N., Nurtazin, S., Waldhardt, R., Beckmann, V. & R. Salmurzauly (2020): Biomass Resources of *Phragmites australis* in Kazakhstan: Historical Developments, Utilization and Prospects. *Resources* 9, 74, pp. 1-25.

Borsodi A. K., Micsinai A., Ruzsnyák A., Vladár P., Kovács G., Tóth E. M. & K. Márialigeti (2005): Diversity of alkaliphilic and alkalitolerant bacteria cultivated from decomposing reed rhizomes in a Hungarian soda lake; *Microbial Ecology* 50 (1): 9-18.

Bürgi, M., Östlund, L., & Mladenoff, D. (2017): Legacy Effects of Human Land Use: Ecosystems as time-lagged systems. *Ecosystems* 20, pp. 94-103.

Csaplovics, E, Király, G. & I. Márkus (2014): Entwicklung des Schilfgürtels. In: Wolfram, G., Déri, L. & S. Zech [Red.]: Strategiestudie Neusiedler See – Phase 1. Studie im Auftrag der Österreichisch-Ungarischen Gewässerkommission. Wien – Szombathely, pp. 34-39.

Dinka, M. & E. Ágoston-Szabó (2012): Die Ökologie des Schilfgürtels. In: Kárpáti, L. & J. Fally (Hrsg.): Nationalpark Neusiedler See-Seewinkel/Fertő-Hanság Nemzeti Park. Monographische Studien über das Gebiet Neusiedler See und Hanság. Nationalparkverwaltung Fertő-Hanság. Szaktudás Kiadó Ház AG, Budapest. pp. 85-96

Donabaum, K. & G. Wolfram (ed.)(2004): Ökologische Machbarkeitsstudie Dotation Neusiedler See. Gutachten im Auftrag des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft und des Amtes der Burgenländischen Landesregierung, Abt. 9 Wasser- und Abfallwirtschaft, 253 pp.

Dudley, N. (2008): Guidelines for Applying Protected Area Management Categories. IUCN Gland, Switzerland, 86pp.

Dušek, J., Pícek, T., & H. Čížková (2008): Redox potential dynamics in a horizontal subsurface flow constructed wetland for wastewater treatment: Diel, seasonal and spatial fluctuations. *Ecological Engineering* 34, pp. 223–232

Eiler A., Farnleitner A.H., Zechmeister T.C., Herzig A., Hurban C., Wesner W., Krachler R., Velimirov B., & A.K.T. Kirschner (2003): Factors controlling extremely productive bacterial communities in shallow soda pools; *Microbial Ecology* 46: 43-54.

Engloner, A. I. (2009): Structure, growth dynamics and biomass of reed (*Phragmites australis*) – A review. *Flora* 204, pp. 331-346

- Fiedler, S. & M. Sommer (2004): Water and Redox Conditions in Wetland Soils—Their Influence on Pedogenic Oxides and Morphology. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 68, pp. 326–335
- Führer, E. (2010): Schnittpunkte der Schilfwirtschaft und des Naturschutzes am Neusiedler See. *Dipl. Arb. Univ. Bodenkultur, Wien.* 228 pp.
- Herzig, A. & M. Dokulil (2001) : Neusiedler See— ein Steppensee in Europa. In :Dokulil, M., Hamm, A. & J.-G. Kohl (Hrsg.): Ökologie und Schutz von Seen. UTB Facultas Universitätsverlag, pp. 401-415.
- Hobbs, R. J., Jentsch, A. & V. M. Temperton (2007): Restoration as a Process of Assembly and Succession Mediated by Disturbance. In: Walker, L. R., Walker, J. & R. J. Hobbs (eds.): *Linking Restoration and Succession*. Springer, New York , pp. 150-167.
- Kopf, F. (1966): Der Neusiedlersee vor hundert Jahren. *Bgld. Heimatblätter* 28, pp. 65-70.
- Krachler, R. (2008): Neusiedler See-Ökodynamische Rehabilitierung: Wasserchemische Aspekte. Unpubl. Bericht an das Amt der Burgenländischen Landesregierung, Landeswasserbaubezirksamt Schützen am Gebirge, Klosterneuburg, 48 pp.
- Kubín, P. & A. Melzer (1996): Does ammonium affect accumulation of starch in rhizomes of *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud.? *Folia Geobot* 31, pp. 99–109
- Kubu, G., Krámer, T. & J. Szilágyi (2014a): Hydrologie und Wasserwirtschaft. In: Wolfram, G., Déri, L. & S. Zech [Red.]: *Strategiestudie Neusiedler See – Phase 1. Studie im Auftrag der Österreichisch-Ungarischen Gewässerkommission*. Wien – Szombathely, pp. 10-24
- Kubu, G., Sütő, L., Bórk. F. & E. Janák (2014b): Geographie und Hydrogeologie. In: Wolfram, G., Déri, L. & S. Zech [Red.]: *Strategiestudie Neusiedler See – Phase 1. Studie im Auftrag der Österreichisch-Ungarischen Gewässerkommission*. Wien – Szombathely, pp. 6-22.
- Nemeth, E., Dvorak, M., Knoll, Th., Kohler, B., Mühlbacher, S. & F. Werba (2014): Managementplan für den Neusiedler See als Teil des Europaschutzgebiets Neusiedler See-Nordöstliches Leithagebirge. Studie im Auftrag des Vereins BERTA, BirdLife Österreich, Wien, 245 pp.
- Rodewald-Rudescu, L. (1974): Das Schilfrohr *Phragmites communis* Trinius. Die Binnengewässer – Einzeldarstellungen aus der Limnologie und ihren Nachbargebieten Band 27, Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart, 302 pp. + 11 Tafeln.
- Sailer, Ch., L. & K. Maracek (2019): Der Neusiedler See – ein Überblick. *Österr. Wasser- und Abfallwirtschaft* 71, pp. 483–493
- Sauerzopf, F. (1959): Die Wasserstandsschwankungen des Sees. In: Franz Sauerzopf (ed.): *Landschaft Neusiedler See. Wissenschaftliche Arbeiten aus dem Burgenland* 23, pp 92-101.
- Sieghardt, H. (1973): Strahlungsnutzung von *Phragmites communis*. In: Ellenberg, H. (ed.): *Ökosystemforschung*, Springer Verlag Berlin, pp. 79-85.
- Soja, A. M., Kutics K., Maracek, K., Molnár, G. & G. Soja (2014): Changes in ice phenology characteristics of two Central European steppe lakes from 1926 to 2012 – influences of local weather and large scale oscillation patterns. *Climatic Change* 126(1-2), p. 119-133.
- Tóth, V. R. (2016): Reed stands during different water level periods: physico-chemical properties of the sediment and growth of *Phragmites australis* of Lake Balaton. *Hydrobiologia* 778, pp. 193-207.

Van der Putten, W. H. (1997): Die-back of *Phragmites australis* in European wetlands: an overview of the European Research Programme on Reed Die-Back and Progression (1993-1994). *Aquat. Bot.* 59, pp. 263-275.

Waitzbauer, W. (1993): Neusiedler See: Befund über den ökologischen Zustand des Schilfgürtels. Unpubl. Bericht Projektgruppe Schilfgürtel. Download from: https://www.parc.at/nps/pdf_public/2021/41261_20210108_140948_UntersuchungenzurPopulationso776kologiederEverterbratenundVogelfaunaimSchilfgu776rteldesNesiedlerSees.pdf (accessed 28.03.22)

Weisner, S. E. B. & J. A. Strand (1996): Rhizome Architecture in *Phragmites australis* in Relation to Water Depth: Implications for Within-Plant Oxygen Transport Distances. *Folia Geobotanica* 31, pp. 91-97.

Weisser, P. (1977): Die Verschilfungsdynamik (*Phragmites communis* Trin.) des Neusiedlersees. *Wiss. Arb. Burgenland* 58, pp. 101-114.

Winkler, A. E. (1923): Die Zisterzienser am Neusiedlersee und Geschichte dieses Gewässers. Missionsdruckerei St. Gabriel, Mödling bei Wien, 248 pp.

Wolfram G. , Donabaum, K. Dokulil, M. , Herzig, A., Horváth, H., Istvánovics, V. , Kutrucz, G. Présing, M., Riedler, P. & L. Vörös (2014): Physikalisch-chemische Parameter, In: Wolfram, G., Déri, L. & S. Zech [Red.], 2014. Strategiestudie Neusiedler See – Phase 1. Studie im Auftrag der Österreichisch-Ungarischen Gewässerkommission. Wien – Szombathely, pp. 42-56.

Wolfram, G., Déri, L. & S. Zech [Red.] (2014): Strategiestudie Neusiedler See – Phase 1. Studie im Auftrag der Österreichisch-Ungarischen Gewässerkommission. Wien – Szombathely, 246 pp.

Zlinszky, A. (2013): Mapping and conservation of the reed wetlands on Lake Balaton. PhD Thesis, Eötvös Loránd University Biology, Budapest, 127 pp.

MIT UNTERSTÜTZUNG VON LAND UND EUROPÄISCHER UNION



Europäischer
Landwirtschaftsfonds für
die Entwicklung des
ländlichen Raums:
Hier investiert Europa in
die ländlichen Gebiete

