

Monitoring von Kulturlandvögeln im Nationalpark Neusiedler See – Seewinkel als Grundlage für Managementmaßnahmen

Eva Karner-Ranner, Alfred Grüll & Andreas Ranner

Karner-Ranner E., A. Grüll & A. Ranner (2008): Monitoring of bird species typical of cultivated land in the National Park Neusiedler See – Seewinkel as a basis for management. *Egretta*: 19–34.

From 2001–2005, selected bird species (Grey Partridge *Perdix perdix*, Turtle Dove *Streptopelia turtur*, Hoopoe *Upupa epops*, Syrian Woodpecker *Picoides syriacus*, Whinchat *Saxicola rubetra*, Stonechat *S. torquata*, Grasshopper Warbler *Locustella naevia*, Marsh Warbler *Acrocephalus palustris*, Barred Warbler *Sylvia nisoria*, Common Whitethroat *S. communis*, Red-backed Shrike *Lanius collurio*, Lesser Grey Shrike *L. minor* and Corn Bunting *Miliaria calandra*) typical of the open landscapes of the National Park Neusiedler See – Seewinkel were monitored by counting breeding territories along ten line transects, each one kilometre in length. Additionally, habitat types, bushes and trees along these transects were mapped. During the investigation period the area of vineyards decreased, while the proportion of fallow areas increased. Both the vegetation density in fallow areas and the number of bushes also increased during the period. Of the commoner species, the Turtle Dove was concentrated along transects rich in bushes and trees, reaching high densities of up to 12 territories per kilometre. Stonechats were distributed evenly across all transects; the number of their territories increased from 30–33 to 40–45. Barred Warbler territories were restricted to larger patches of shrubs mixed with trees. Red-backed Shrikes were found mainly along transects rich in bushes and meadows; the number of their territories dropped from 32–37 to 14–15. The decrease of Red-backed Shrikes and the increase of Stonechats are attributed at least partly to the increasing vegetation density on fallow plots. Corn Bunting territories were found mainly on pastures in the foreland of the lake as well as along the transect with the highest proportion of fallow land. None of the species considered is currently in need of specialized management in the National Park.

Keywords: birds of cultivated land, national park Neusiedler See, monitoring, Stonechat, Red-backed-Shrike

1. Einleitung

Die Kulturlandschaften Mitteleuropas waren in der zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts einem dramatischen Wandel unterworfen. Faktoren wie die Nutzungsintensivierung und -änderung, sowie Strukturverluste führten zu einem stetigen Verlust an Biodiversität, der in den Roten Listen und zahlreichen Einzelstudien dokumentiert ist. Die Umwälzungen in der Landwirtschaft stellen auch heute noch die Hauptgefährdungsursache für Österreichs Brutvögel dar (Frühauf 2005). Neben den Schilf-, Wasser- und Wiesenvogelvorkommen beherbergt das Neusiedler See – Gebiet auch Österreich weit bedeutende Bestände von mehreren Kleinvogelarten der offenen Kulturlandschaft wie Turteltaube (*Streptopelia turtur*), Wiedehopf (*Upupa epops*), Blutspecht (*Picoides syriacus*), Schwarzkehlchen (*Saxicola torquata*), Sperbergrasmücke (*Sylvia nisoria*) oder Grauwammer (*Miliaria calandra*), für deren Erhaltung der Nationalpark in seinen Bewahrungszonen eine zentrale Rolle übernimmt. Im Vergleich zu den meisten Feuchtgebietsarten, für die bereits aus dem vorigen Jahrhundert zahlreiche Bestandsangaben vorliegen und für die teilweise seit Jahrzehnten ein mehr oder weniger kontinuierliches Monitoring betrieben wird, befassten sich im Neusiedler See – Gebiet bisher nur wenige Autoren mit den Kulturlandvögeln (z.B. Berg & Dvorak 1988, Dvorak 1988, Gaitzenauer 1991, Dvorak & Nemeth 1992, Dvorak et. al. 1992, Karner et al. 1992, Schuster 1992). Um die Bestandssituation besser einschätzen zu können, wurde daher diese Artengruppe in ein Konzept zum Nationalpark-Monitoring von BirdLife Österreich aufgenommen. Die Zählungen in den ersten fünf Jahren dieses Langzeit-Projektes sollten in erster Linie Grundlagen für eine langfristige Bestandsüberwachung liefern. Ziel der Untersuchung war es aber auch, zu klären, wie diese Arten im Untersuchungsgebiet verteilt sind, und wie sich räumliche Unterschiede in der Landnutzung sowie Landschaftsveränderungen auf Artenreichtum und Siedlungsdichten auswirken. Die Ergebnisse sind die Grundlage für Empfehlungen an den Nationalpark für zukünftige Managementmaßnahmen. Im Sinne größtmöglicher Effizienz eines langfristigen Monitorings wurde bei der Methodenwahl auf einen geringen Zeitaufwand der Felderhebungen geachtet.

2. Material und Methode

2.1. Untersuchungsgebiet

Noch um die Mitte des 19. Jahrhunderts erstreckte sich östlich des Neusiedler Sees eine fast baumlose Landschaft, die hauptsächlich zur Viehzucht genutzt wurde. Zwischen den zahlreichen Salzlacken lagen Feuchtwiesen und trockenere Rücken, die in unterschiedlichem Ausmaß als Hutweide genutzt wurden. Am Seedamm, einem durch Wellenschlag, Eisstöße und Windverfrachtung entstandenen Sandwall am Ostufer des

Neusiedler Sees waren ausgedehnte Sandtrockenrasen zu finden. Die wenigen Bäume waren zumeist auf die Siedlungen beschränkt. Büsche dürften hingegen in größerer Zahl vorhanden gewesen sein, schreibt doch Jukovits (1864/65) über den Neuntöter: „an den Feldrainen immer vorhanden“. Erst gegen Ende des 19. Jahrhunderts wurden vermehrt Bäume an den Ortsrändern und Meierhöfen, sowie als kleine Aufforstungen in der offenen Landschaft gepflanzt. So entstanden das Illmitzer Wäldchen an der Seestraße etwa um 1880, das Illmitzer Gemeinewäldchen (zunächst als Schwarzkiefern-wäldchen angelegt) und das Wäldchen am Oberen Stinkersee ungefähr um 1900 (Zimmermann 1943). Schon Mitte des 20. Jahrhunderts war vor allem der Seedamm südlich von Podersdorf eine reich strukturierte Landschaft mit zahlreichen Baum- und Buschgruppen (Zimmermann 1943). Ab den 1950er Jahren wurden dann im gesamten Seewinkel und auf der Parndorfer Platte zusätzlich zahlreiche Windschutzstreifen angelegt. Heute dominieren in den Gehölzen Ölweiden (*Eleagnus angustifolia*), Pappeln (meist Hybridpappeln *Populus x canadensis*) und Robinien (*Robinia pseudacacia*), in geringeren Anteilen auch Edel-Eschen (*Fraxinus excelsior*) und Blumen-Eschen (*Fraxinus ornus*). Einzelbäume in den Weingärten sind überwiegend Nussbäume (*Juglans regia*), zum Teil auch Kirschen (*Prunus avium*) oder andere Obstbäume. Gebüsche bestehen zumeist aus Hunds-Rosen (*Rosa canina* agg.), jungen Ölweiden oder Schwarz-Holunder (*Sambucus nigra*), vereinzelt auch aus Schlehdorn (*Prunus spinosa*) oder Weißdorn (*Crataegus monogyna*). Weinbau gab es im Seewinkel zwar schon im 19. Jahrhundert, doch war er auf die nördlichen Teile (zwischen Neusiedl und Mönchhof) konzentriert. Erst zu Beginn des 20. Jahrhunderts, vor allem in den 20er und 30er Jahren und dann noch einmal ab 1950 wurde auch in den südlichen Seewinkelgemeinden der Weinbau stark forciert (Löffler 1982). Heute nehmen Weingärten auch im westlichen Seewinkel große Flächen ein und haben ebenso zur Zerstückelung des offenen, steppenartigen Landschaftsbildes beigetragen wie die zunehmende Bewaldung. Dazu kommt, dass aufgegebene Weingartenparzellen ohne weitere Pflege meist schnell verbuschen und dann von Ölweiden oder Rosen bewachsen werden. Das Gebiet des westlichen Seewinkels zwischen Podersdorf, Illmitz und Apetlon kann heute als reich gegliedertes Mosaik aus Weingartenflächen, Wiesen, Weiden, Lacken, Schilf und kleinen Gehölzen beschrieben werden, das nur mehr auf kleinen Teilflächen die einstige offene Landschaft erahnen lässt. Vor allem der Bereich des Seedammes zwischen Podersdorf und Sandeck ist reich an Gehölzen und Grünland mit kleineren Weingartenparzellen, während im östlich anschließenden Kulturland größere eintönigere Weingartenflächen mit wenigen Büschen und Bäumen zu finden sind.

Für das Monitoring der Kulturlandvögel wurden im südlichen und westlichen Seewinkel zwischen Apetlon und Podersdorf 20 annähernd gerade Strecken von je 1 km Länge festgelegt. Sie lagen aus praktischen Gründen alle an bestehenden

Wegen oder Güterwegen. Zehn davon wurden zur Bearbeitung zufällig ausgewählt (Lage der Probestrecken siehe Abb. 1).

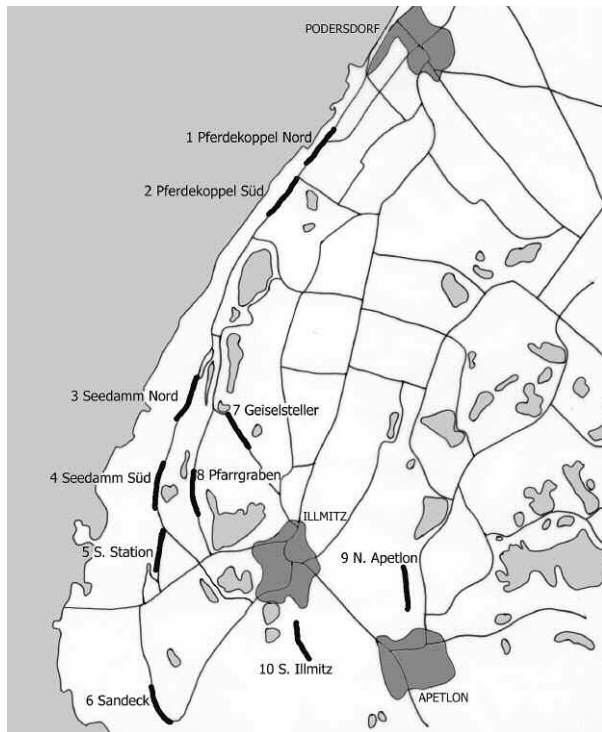


Abb. 1: Lage der 10 je 1 km langen Probestrecken.

Fig. 1: Location of the ten linear transects, each 1 km in length.

Pferdekoppel Nord (1): Bei der Podersdorfer Wollschweinekoppel beginnend verläuft die Strecke entlang des Radweges nach Norden. Westlich des Weges liegt der Nordteil der Podersdorfer Reitpferdekoppel, eine relativ stark beweidete Fläche, die auch offene Zickstellen aufweist und direkt an das Ufer des Neusiedler Sees angrenzt. Nordöstlich davon wurden zwei große Weingärten stillgelegt und bilden jetzt einheitliche Brachflächen. Auch östlich grenzen hauptsächlich Brachen an den Weg, dahinter liegen verschlufte und teilweise stark mit Ölweiden verbuschte Feuchtwiesen. Entlang des Weges verlaufen lange Gehölzreihen (Pappeln, Ölweiden, Robinien). Die Pferdekoppel war vor der Kartierungsperiode weitgehend entbuscht worden, im Untersuchungszeitraum wuchsen aber wieder Ölweidenbestände nach.

Pferdekoppel Süd (2): Die Strecke am Südteil der Podersdorfer Pferdekoppel ist einerseits von der großen Pferdeweide mit offenen Zickflächen geprägt, andererseits von sandigen Weingärten und Brachen auf der östlichen Seite des Weges. Am Nordende dominiert eine stark verbuschte und verschlufte Feuchtwiese das Bild. Zwei längere Pappelreihen am Nordende sowie eine Pappel- und Robiniengruppe am Südende bilden im Wesentlichen den Baumbestand der Strecke, während vor allem auf der Pferdeweide und auf den Feuchtwiesen zahlreiche Rosen und Ölweidenbüsche stocken.

Seedamm Nord (3): Die Strecke beginnt am Süden des Illmitzer Gemeindewaldes, eines Pappel-Eschen-Robinienbestandes mit vorgelagerten Gebüschgruppen und verläuft entlang des Seedammweges nach Süden. Westlich des Weges liegt die Przwalskipferdekoppel des Nationalparks, die allerdings auf Grund des geringen Pferdebestandes nur eine sehr extensive Weide darstellt. Östlich des Weges wechseln auf dem Sandboden des Seedammes Weingärten mit Brachen ab. Letztere sind teilweise schon stark verbuscht, teilweise noch offen. Entlang des Sandweges stehen zudem einige Pappelreihen sowie Baum- und Buschgruppen, auf den Wiesen des Seevorgeländes zahlreiche Einzelbüsche.

Seedamm Süd (4): Die Strecke verläuft entlang des Sandweges am Seedamm nördlich der Biologischen Station Illmitz. Der Großteil der Fläche wird vom Sandtrockenrasen des Seedammes und den daran anschließenden, wechselfeuchten Wiesen des Seevorgeländes eingenommen. Die Weingärten wurden ab Anfang der 1990er Jahre großteils stillgelegt und die meisten Brachen sind inzwischen dem angrenzenden Sandtrockenrasen ähnlich. An Gehölzen befinden sich am Süden der Strecke ein kleines, an den Rändern stark aufgelockertes Robinienwäldchen und am Nordende eine kleine Pappel-Weidengruppe, an die eine lockere Gebüschgruppe anschließt. Dazwischen stehen nur sehr vereinzelt Bäume und Einzelbüsche.

Südlich Station (5): Die Strecke liegt in einem relativ einheitlichen Weingartengebiet südlich der Biologischen Station. Knapp 200 m westlich der Strecke grenzt eine nahezu geschlossene Robinienreihe mit Holunderunterwuchs die Weingärten von den Wiesen des anschließenden Seevorgeländes ab. In den Weingärten verstreut liegen einzelne, meist recht schmale Brachenstreifen, am Süden eine Reihe alter Pappeln und Weiden, an die größere Brachflächen angrenzen. Auf einigen Brachen kam im Untersuchungszeitraum Pappeljungwuchs auf. Etwa 10% der untersuchten Fläche werden von einer Pferdeweide eingenommen.

Sanddeck (6): Die Strecke beginnt beim Beobachtungsturm im Sandeck und verläuft am Seedamm nach Norden. Sie durchquert die große Eselweide des Nationalparks und das Sandeckwäldchen. Letzteres besteht vor allem aus Pappeln und Robinien, mit einzelnen vorgelagerten Robiniengruppen, aber ohne nennenswerten Strauchmantel. Auf der Eselkoppel stehen einzelne Rosen- und Holunderbüsche. Nördlich anschließend führt die Strecke durch eine mit Brachen durchsetzte Weingartenfläche. Einzelne Brachen sind stark verwachsen und mit Ölweiden verbuscht. Seeseitig schließt der Schilfgürtel an, zwischen Weingärten und Schilf liegt ein schmaler Wiesen- und Brachenstreifen mit Hollunderbüschen und Ölweiden. In den Weingärten stehen einzelne Nussbäume.

Geiselsteller (7): Die Strecke durchquert die Weingärten zwischen dem Südufer des Unteren Stinkersees und dem

„Geiselsteller“, einem Wiesengebiet am Nordufer des Zicksees. Sie weist von allen Strecken den höchsten Anteil an Brachen sowie eine relativ große Wiesenfläche auf, die zum Teil stark verschilft ist. In diese eingebettet liegen eine Schweinekoppel und ein kleiner Fischteich. Am Südrand reichen die Wiesen des Geiselstellers in die Untersuchungsfläche. An Gehölzen sind nur Einzelbäume und -büsche (v.a. Nussbäume, Ölweiden und Holunder) vorhanden, aber keine größeren Gehölzgruppen.

Pfarrgraben (8): Die Strecke verläuft entlang des Radweges westlich des Illmitzer Zicksees vom Pfarrgraben nach Norden. Sie wird von Weingärten und dazwischen liegenden, meist schmalen Brachflächen bestimmt. Kleinere, zum Teil verschilfte Wiesenparzellen finden sich am Pfarrgraben und zwischen den Weingärten. Der Gehölzanteil ist sehr gering und auf einzelne Nussbäume und Ölweidenbüsche beschränkt. Da der Weingartenstreifen zwischen Zicksee und Radweg stellenweise sehr schmal ist, werden fast 18% der untersuchten Fläche von Schilf eingenommen.

Nördlich Apetlon (9): Im Weingartengebiet zwischen Xixsee und Hollabern gelegen, waren entlang dieser Strecke kaum Wiesen zu finden, dafür 25% Brachen und 20% Äcker (vor allem Getreide und Mais). Eine zu Beginn der Untersuchungen noch bestehende, mit einigen Büschen bewachsene Schuttdeponie wurde geschlossen und zu einer einheitlichen Ruderalfläche eingeebnet. Gehölze sind nur in Form einiger Bäume in den Weingärten und einer schmalen Buschreihe entlang eines Entwässerungsgrabens vorhanden.

Südlich Illmitz (10): Am südlichen Ortsrand von Illmitz beginnend, liegt die Strecke zwischen Wiesen und einer Weingartenfläche, die von schmalen Brachenstreifen durchzogen ist. Im nördlichsten Teil befinden sich einige Gartenparzellen mit Gemüsebeeten und Obstgärten. Entlang des Weges stehen einige kleine Busch- und Baumgruppen, sonst nur wenige verstreute Einzelbäume und Büsche. Im Untersuchungszeitraum wurde am nördlichen Rand der Wiesenfläche ein Reitstall mit angrenzendem Reitplatz und einer Koppel errichtet.

2.2. Methoden

Die Erhebungen wurden von 2001 bis 2005 jährlich durchgeführt. Als Zielarten wählten wir die folgenden Kulturlandarten: Rebhuhn *Perdix perdix*, Turteltaube *Streptopelia turtur*, Wiedehopf *Upupa epops*, Blutspecht *Picoides syriacus*, Braunkehlchen *Saxicola rubetra*, Schwarzkehlchen *Saxicola torquata*, Feldschwirl *Locustella naevia*, Sumpfrohrsänger *Acrocephalus palustris*, Sperbergrasmücke *Sylvia nisoria*, Dorngrasmücke *Sylvia communis*, Neuntöter *Lanius collurio*, Schwarzstirnwürger *Lanius minor* und Grauammer *Miliaria calandra*. Jede Strecke wurde Anfang April, Anfang Mai und Anfang Juni begangen. Die Begehungen fanden jeweils von der Morgendämmerung bis

zum frühen Vormittag statt und dauerten je nach Anzahl der Registrierungen zwischen 0,5 und 1,5 Stunden. Alle Beobachtungen der Zielarten wurden auf Kartenvorlagen eingezeichnet und auf einer Liste eingetragen. Im ersten Untersuchungsjahr ermittelten wir zusätzlich mit einem Entfernungsmesser die genaue Entfernung jedes beobachteten Vogels im rechten Winkel zur Kartierungsstrecke. Auf der Grundlage dieser Daten sollten für die häufigeren Arten Siedlungsdichtewerte errechnet werden (Linientaxierung mit Distanzschätzung nach Burnham & Anderson 1980). Die Auswertung war allerdings nur beim Schwarzkehlchen möglich, die Beobachtungen aller anderen Arten waren zu ungleichmäßig über die Fläche verteilt. Daher verzichteten wir in den folgenden Jahren auf eine Entfernungsmessung und werteten die Beobachtungen nur mehr wie bei einer „rationalisierten“ Revierkartierung aus (Ergebnisse als Papierreviere entlang der Zählstrecken; Bibby et al. 1995). Da sich bei Schwarzkehlchen und Neuntöter nach Abschluss der Zählungen ein klarer Bestandstrend abzeichnete, analysierten wir bei diesen beiden Arten zusätzlich die Strukturzusammensetzung der Papierreviere für das erste und letzte Zähljahr 2001 bzw. 2005; dabei wurden innerhalb eines Kreises um das Zentrum der Reviere mit einem Radius von 50 m die Nutzungsformen und Strukturelemente halbquantitativ erfasst.

Tab. 1: Mittlere Temperaturen in den Monaten März bis Juni 2001–2005 an der Wetterstation Illmitz in °C (Daten der Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik).

Tab. 1: Mean temperatures in the months March to June 2001–2005 at the Weather Station Illmitz in °C (from the Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik).

	2001	2002	2003	2004	2005
März	7,7	7,4	6,2	4,5	3,5
April	10,8	10,8	10,7	12,2	12,0
Mai	18,5	18,8	19,0	14,6	16,9
Juni	18,2	21,4	24,4	18,7	19,6

Tab. 2: Niederschlagssummen der Wetterstation Illmitz in den Monaten März bis Juni 2001–2005 in mm (Daten der Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik).

Tab. 2: Total precipitation in mm at the Weather Station Illmitz in the months March to June 2001–2005 (from the Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik).

	2001	2002	2003	2004	2005
März	57,8	59,7	10,1	46,6	12,6
April	28,7	31,0	25,4	42,2	39,4
Mai	44,1	22,8	53,9	77	52,9
Juni	31,0	26,1	24,9	97,5	26,7
Gesamt	161,6	139,6	114,3	263,3	131,6

Nach Abschluss der Zählungen führten wir entlang der Strecken jährliche Habitataufnahmen durch. Dazu wurden auf Streifen von je 200 m Breite beidseitig der Kartierungsroute die Habitattypen und Nutzungsformen, sowie alle Gehölze auf Luftbildkarten eingezeichnet. Bei den Brachen unterschieden wir zusätzlich zwischen schütter, mittel und stark bewachsenen Flächen, sowie „Wiesenbrachen“ (wiesenähnliche Brachen, die hauptsächlich mit Gras bewachsen

waren). Beim Grünland differenzierten wir zwischen offenen Salzwiesen, Wiesen, verschilften Wiesen, Weiden und verschilften Wiesen, die erst seit kurzer Zeit beweidet waren. Gehölze wurden als Einzelbäume, Einzelbüsche, Buschgruppen und Baumgruppen kategorisiert. Im Feld erfolgte auch eine Aufnahme der Gehölzarten, bei der Auswertung beschränkten wir uns jedoch auf die vier genannten Kategorien.

2.3. Witterung

Die Jahre 2001–2003 sowie 2005 waren von überdurchschnittlich warmen und trockenen Frühlingsperioden geprägt. 2004 fiel hingegen durch höhere Niederschlagssummen sowie niedrigere Mai- und Juni-Temperaturen aus der Reihe, während der April wärmer als in den anderen Jahren war (Tab. 1 und 2).

3. Ergebnisse

3.1. Habitatstruktur und Veränderungen der Zählstrecken im Untersuchungszeitraum

Tabelle 3 zeigt die durchschnittlichen Flächenanteile der erfassten Habitattypen auf den einzelnen Probestrecken.

Die Strecken abseits des Seedamms (Südlich Station, Nördlich Apetlon, Pfarrgraben, Geiselsteller, Südlich Illmitz) wurden von Weingärten dominiert (Flächenanteile zwischen 40% und 70%). Auf den Strecken entlang des Seedammes (Pferdekoppel Nord und Süd, Seedamm Nord und Süd, Sandeck) gab es nur mehr wenige Weingärten, die einen Flächenanteil zwischen 2% und 20% einnahmen.

Im Untersuchungszeitraum konnten vor allem die folgenden Veränderungen festgestellt werden (Abb. 2): (1) Die Brachen nahmen flächenmäßig insgesamt zu, während die Weingartenfläche abnahm (v.a. Pferdekoppel Süd, Seedamm Nord, Geiselsteller und Sandeck). Auf den beiden Strecken Seedamm Süd und Pferdekoppel Nord waren bereits 2001 keine nennenswerten Weingartenflächen vorhanden. Nördlich Apetlon nahm der Anteil der Brachen auf Kosten der Ackerflächen zu. Nur auf der Strecke Südlich Illmitz wurden 2005 mehr Weingärten registriert als 2001. (2) Die Gesamtfläche an Grünland ging leicht zurück, was einerseits auf Verschilfung, andererseits auf andere Nutzungen (v.a. als Schilfdepot) zurückzuführen war. (3) Der Anteil offener Brachen mit schütterer Vegetation ging zurück, während geschlossene Brachen mit dichtem (z.T. grasigem) Bewuchs zunahm (Abb. 3). (4) Die Anzahl der Einzelbüsche nahm deutlich zu, während Einzelbäume geringfügig weniger wurden (Abb. 4). Die Fläche der Baum- und Buschgruppen blieb hingegen annä-

Tab. 3: Durchschnittliche Flächenanteile der wichtigsten Habitattypen auf den 10 Probestrecken in Prozent (%) sowie mittlere Anzahl der Einzelbäume und -büsche 2001–2005.

Tab. 3: Average proportions (%) of the most important types of habitat along all ten transects and mean number of individual trees and bushes from 2001–2005.

	Pferdekoppel Nord (1)	Pferdekoppel Süd (2)	Seedamm Nord (3)	Seedamm Süd (4)	Südlich Station (5)	Sandeck (6)	Geiselsteller (7)	Pfarrgraben (8)	Nördlich Apetlon (9)	Südlich Illmitz (10)
Weingärten (%)	2,4	22,3	20,8	2,8	67,4	19,4	40,1	45,2	50,1	39,9
Brachen (%)	27,1	3,7	13,7	6,2	14,1	28,1	28,6	20,7	24,2	7,9
Grünland (%)	56,5	58,3	54,6	75,1	12,4	27,3	19,9	13,5	5,0	46,1
Äcker (%)	0,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	3,5	0,0	19,9	1,1
Schilf (%)	1,7	8,9	1,7	3,9	0,4	22,2	5,4	17,9	0,0	0,8
Baumgruppen (%)	4,4	2,8	7,5	2,7	4,5	3,0	0,0	0,0	0,3	0,8
Buschgruppen (%)	2,2	1,3	0,5	0,9	0,5	0,0	0,0	0,0	0,1	0,5
Sonstiges (%)	5,5	2,9	1,1	8,5	0,7	0,0	2,4	2,7	0,4	3,0
Einzelbäume (Anzahl)	75	43	15	53	34	43	23	27	35	51
Einzelbüsche (Anzahl)	88	206	76	42	39	52	42	44	14	34

hernd gleich. Der Zuwachs an Büschen entfiel in erster Linie auf die Strecken entlang der Podersdorfer Pferdekoppel, die vor 2001 entbuscht worden war, ferner auf die Strecken Seedamm Nord und Südlich Station. Auf den anderen Transekten blieb der Gehölzanteil gleich oder nahm leicht ab.

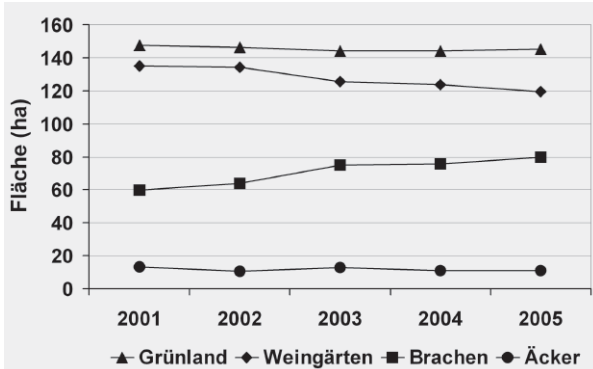


Abb. 2: Entwicklung der Gesamtflächen von Grünland, Weingärten, Brachen und Äckern entlang der Zählstrecken 2001–2005.

Fig. 2: Development of the overall areas of grassland, vineyards, fallow areas and fields along the transects from 2001–2005.

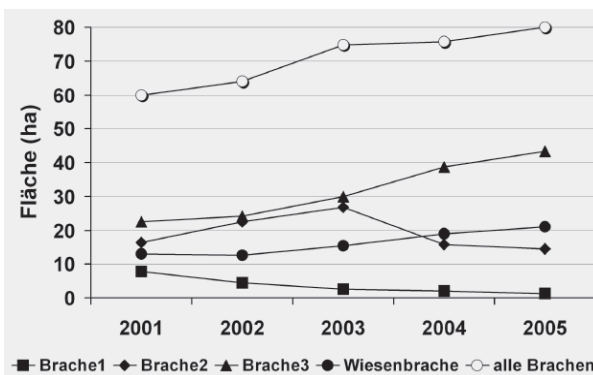


Abb. 3: Flächenentwicklung von Brachen unterschiedlicher Vegetationsstruktur auf den Zählstrecken 2001–2005 (1: schütter bewachsen, 2: mäßig bewachsen, 3: dicht bewachsen, Wiesenbrache: hauptsächlich grasbewachsen).

Fig. 3: Development of fallow areas of various vegetation structure along the transects from 2001–2005 (1: lightly overgrown; 2: moderately overgrown; 3: thickly overgrown; fallow fields: mainly overgrown with grass).

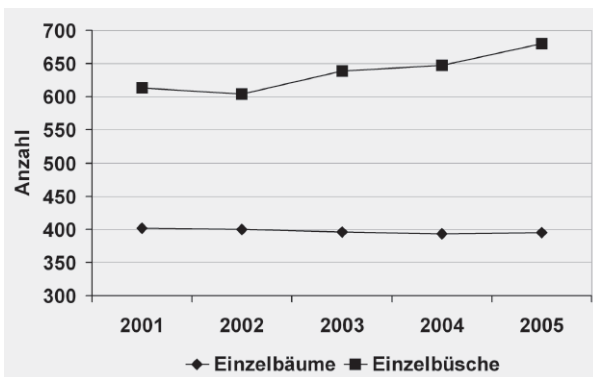


Abb. 4: Gesamtzahl der Einzelbäume und Einzelbüsche auf den Zählstrecken 2001–2005.

Fig. 4: Total number of single trees and bushes on the transects from 2001–2005.

3.2. Bestandsentwicklung, Verteilung und Habitatpräferenzen

Von den 13 Zielarten konnte der Schwarzstirnwürger im Rahmen dieser Untersuchung nicht nachgewiesen werden. Die vereinzelt Bruthinweise in den Untersuchungsjahren stammen aus dem Raum südlich von Apetlon abseits unserer Zählstrecken (Archiv BirdLife Österreich). Rebhuhn, Blutspecht, Braunkehlchen und Dorngrasmücke waren in allen fünf Jahren nur in geringen Zahlen auf einzelnen Strecken vertreten. Der Sumpfrohrsänger erreichte in zwei Jahren mit insgesamt acht bzw. neun Revieren etwas höhere Zahlen, war aber pro Strecke ebenfalls nur vereinzelt anzutreffen. Beim Feldschwirl folgte auf vier Jahre mit nur wenigen Registrierungen 2005 eine Saison, in der insgesamt 15 Reviere gezählt wurden. Feldschwirl sangen in diesem Jahr nicht nur auf Wiesen, sondern auch in dichteren Brachen. Die genannten sechs Arten zeigten insgesamt keinen erkennbaren Trend. Genauere Aussagen über die Bestandsentwicklung wären nur mit Hilfe von Spezialkartierungen möglich. Für den Wiedehopf begannen 2002 großflächige Kartierungen, da bei den Linientaxierungen 2001 nur 2–3 Reviere registriert wurden. 2002–2005 konnte für diese Art eine deutliche Zunahme belegt werden (Grüll et al. 2007), die sich auch auf die Ergebnisse der Transektzählungen auswirkte. Nur Turteltaube, Schwarzkehlchen, Sperbergrasmücke, Neuntöter und Graumammer erreichten auf den Zählstrecken in mindestens zwei Jahren einen Bestand von mehr als zehn Revieren (Tab. 4). Für diese Arten werden die historische Bestandsentwicklung, sowie die Populationsentwicklung und Verteilung im Untersuchungsgebiet auf der Grundlage des Monitorings 2001–2005 eingehender behandelt.

Zusätzlich zu den Zielarten sollen hier die Nachweise von drei typischen Kulturlandarten angeführt werden, die zumindest lokalfaunistisch von Bedeutung sind: Auf der Strecke Pferdekoppel Süd gelang 2005 ein Brutnachweis des Wendehalses (*Jynx torquilla*). Auf der Strecke Südlich Illmitz etablierte sich nach Errichtung eines Reiterhofes 2003 ein kleines Haubenlerchenvorkommen (*Galerida cristata*). Auch auf der Strecke Pferdekoppel Nord konnte im Bereich der Wollschweinekoppel ein Vogel dieser Art registriert werden. Als faunistisch besonders bemerkenswerter Nachweis muss die Beobachtung eines singenden Brachpiepers (*Anthus campestris*) auf Ackerbrachen der Strecke nördlich Apetlon gelten.

3.2.1. Turteltaube (*Streptopelia turtur*)

Historische Bestandsentwicklung: Die Turteltaube war bereits um die Mitte des 19. Jahrhunderts, als die Landschaft des Seewinkels noch weitgehend baumlos war und andere Baumbrüter wie Krähen, Elster oder Kohl- und Blaumeise nur als Wintergäste oder Durchzügler auftraten, „Sommer-Standvogel“ des Seewinkels (Jukovits 1864/1865). Über die

Tab. 4: Summen der kartierten Reviere der Zielarten auf allen Zählstrecken 2001–2005.

Tab. 4: Total number of recorded territories of all species monitored along all transects from 2001–2005.

	2001	2002	2003	2004	2005
Rebhuhn (<i>Perdix perdix</i>)	2-3	2	1-2	4	2-3
Turteltaube (<i>Streptopelia turtur</i>)	26,5-28,5	25-26	21,5-24,5	7-9	29-31
Wiedehopf (<i>Upupa epops</i>)	2-3	4	6	7	6
Blutspecht (<i>Picoides syriacus</i>)	0	1	0-1	2-3	2-3
Braunkehlchen (<i>Saxicola rubetra</i>)	0	0	0-1	1	1
Schwarzkehlchen (<i>Saxicola torquata</i>)	29,5-33	29-36	31-38	34,5-39,5	45-50
Feldschwirl (<i>Locustella naevia</i>)	2	2	1	4	15
Sumpfrohrsänger (<i>Acrocephalus palustris</i>)	8	3	9	1	1
Sperbergrasmücke (<i>Sylvia nisoria</i>)	8	12	10-12	6	14
Dorngrasmücke (<i>Sylvia communis</i>)	2	1	0	3	6
Neuntöter (<i>Lanius collurio</i>)	32-37	34-41	23-25	19-23	22
Graumammer (<i>Miliaria calandra</i>)	5,5	16	22,5	12,5-14,5	14-15

Häufigkeit der Art zu dieser Zeit erfahren wir nichts, sie muss aber auf die wenigen Baumbestände in den Siedlungen beschränkt gewesen sein. Bereits Zimmermann (1943) bezeichnet sie als einen der häufigsten Brutvögel des Neusiedler See – Gebietes, der auch schon am Ostufer des Sees brütete. 1941 zählte er auf einer etwa 1 km langen, mit Büschen und Baumgruppen bestandenen Strecke südlich von Podersdorf 2–4 Reviere, im Illmitzer Seewaldchen 1940/41 1–2 Reviere, im Pappelwäldchen am Oberen Stinkersee ein Revier und im Illmitzer Gemeinewäldchen (damals ein Schwarzkiefernbestand) mehrere Paare. Weitere historische Siedlungsdichteangaben liegen nicht vor. Erst Gaitzenauer (1990) führte zwischen 1987 und 1989 vor allem brutbiologische Untersuchungen im Seewinkel durch und ermittelte Dichtewerte von mindestens zwei Brutpaaren / ha auf den Gehölzflächen bzw. zwei Brutpaare / km² für das gesamte Untersuchungsgebiet.

2001–2005: Die Turteltaube zeigte auf den Zählstrecken keinen klaren Bestandstrend, sondern zwischen 2001 und 2003 einen Rückgang um etwa 15 %, auf den 2004 ein Zusammenbruch auf nur 7–9 Reviere folgte. Erst 2005 kam es wieder zu einem Anstieg auf einen Maximalwert von 29–31 Revieren (Tab.4).

Verteilung: 84% der Reviere wurden auf den 5 Strecken entlang des Seedammes kartiert (Abb. 5). Die Reviere lagen vor allem in den kleinen Wäldchen oder Busch- und Baumreihen (meist Ölweiden). Kleinere Baumgruppen oder Einzelbäume in den Weingärten beherbergten nur vereinzelte Paare. Zwischen dem Gehölzflächenanteil und der Anzahl der Reviere pro Zählstrecke bestand ein signifikanter, positiver Zusammenhang (Abb. 6). Bei den Nutzungsarten (Weingarten, Brachen, Grünland) konnte hingegen kein Zusammenhang mit der Anzahl der Turteltaubenreviere festgestellt werden.

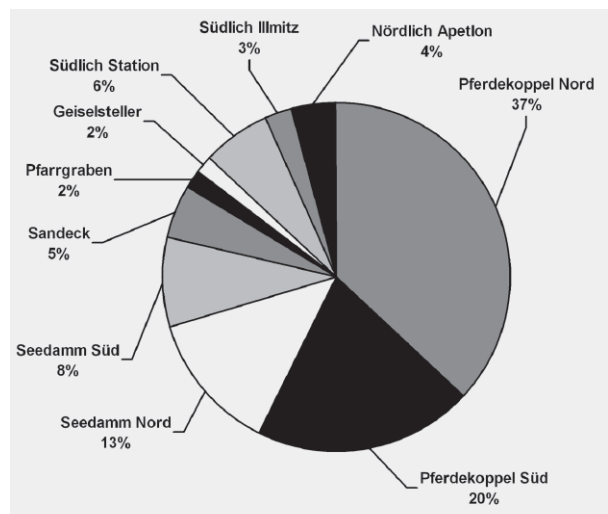
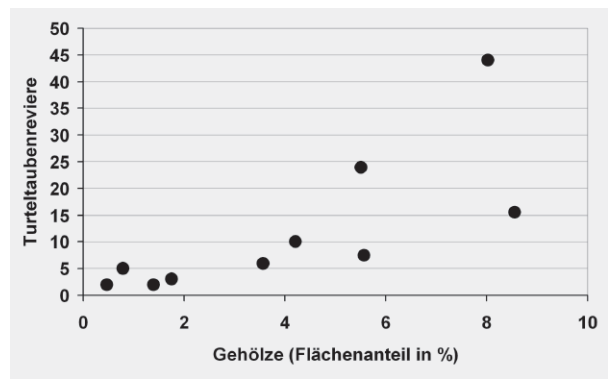


Abb. 5: Verteilung der Turteltaubenreviere auf die Zählstrecken (Summe aller Reviere 2001–2005).

Fig. 5: Distribution of Turtle Dove territories along the transects (sum of all territories 2001–2005).

Abb. 6: Zusammenhang zwischen der Anzahl der Turteltaubenreviere und dem Flächenanteil der Gehölze entlang der Zählstrecken (Spearman Rangkorrelation, $r_s = 0,87$, $p < 0,05$).Fig. 6: Correlation between the number of Turtle Dove territories and the proportion of groves along the transects (Spearman correlation, $r_s = 0,87$, $p < 0,05$).

3.2.2. Schwarzkehlchen (*Saxicola torquata*)

Historische Bestandsentwicklung: Das Schwarzkehlchen dürfte erst gegen Mitte des 20. Jahrhunderts in den Seewinkel eingewandert sein, und ist hier in den 1970er oder 1980er Jahren zu einem der häufigsten Kulturlandvögel geworden. Jukovits (1865/1866) erwähnte das Schwarzkehlchen als Brutvogel des Seewinkels nicht. Fászl (1883 zit. in Zimmermann 1943) beschrieb es nur als typischen Bewohner der Weingärten an den Hügeln westlich des Sees. Auch Schenk (1917) konnte es am Ostufer des Sees nicht beobachten. Zimmermann (1943) traf es ebenfalls nur am Schilfrand des Westufers als Brutvogel an, im Seewinkel hingegen nicht. König (1939) fand es am Nordufer des Sees zwischen Parndorf und Neusiedl als nicht seltenen Brutvogel, und bezeichnete es später als häufigen Brutvogel des gesamten Neusiedler See – Gebietes, der allerdings östlich des Sees seltener war (König 1961). Auch Bauer et al. (1955) erfassten bei Kartierungen am West- und Nordufer relativ dichte Schwarzkehlchenbestände, im Seewinkel hingegen nur spärliche Einzelvorkommen. In den Exkursionsprotokollen von F. & O. Samwald (briefl.) wird das Schwarzkehlchen ab den 1970er Jahren regelmäßig für den Seewinkel erwähnt, vorher aber nur für das West- und Nordufer des Sees. Auch die Meldungen im Archiv von BirdLife Österreich (E. Duda, A. Billek) weisen darauf hin, dass das Schwarzkehlchen im Seewinkel 1969/1970 bereits verbreitet vorkam (z.B. 4 Ex. am 26.4.1970 bei den Stinkerseen; E. Duda). Spätestens ab diesem Zeitpunkt dürfte es im Seewinkel zu einer starken Zunahme gekommen sein, denn in den 1980er Jahren schätzte Dvorak (1988) den Bestand im gesamten Seewinkel bereits auf 110–120 Brutpaare und fand die größten Dichten zwischen Illmitz und Podersdorf. 1992 stellten Dvorak et al. (1992) auf zwei etwa 60 ha großen, einheitlichen und brachenarmen Weingartenflächen abseits des Seedammes 0,5 bzw. 1,5 Reviere fest, was einer Siedlungsdichte von etwa 1,66 BP/km² entspricht.

2001–2005: 2001 ermittelten wir mit der Distance Sampling-Methode für alle Zählstrecken eine durchschnittliche Siedlungsdichte von neun Brutpaaren pro km². Wenn man von etwa 20 km² vergleichbar strukturierter Kulturlandfläche im westlichen Seewinkel zwischen Podersdorf, Sandeck und Apetlon ausgeht, dann beträgt der Bestand allein in diesem Gebiet 180 Brutpaare. Mit zusätzlich mindestens 40 Brutpaaren, die Dvorak (1988) für den zentralen Seewinkel annimmt, kann der Gesamtbestand im Seewinkel derzeit auf mindestens 220 Brutpaare geschätzt werden. Im Untersuchungszeitraum war eine kontinuierliche Zunahme um 45% feststellbar, wobei der Bestand 2004–2005 um 10 Reviere sprunghaft anstieg (Tab.4).

Verteilung: Das Schwarzkehlchen zeigte von allen Arten die gleichmäßigste Verteilung über das Untersuchungsgebiet: Entlang von acht Strecken lagen jeweils 8–13% aller Reviere (Abb. 7). Nur 3% wurden auf der Strecke nördlich Apetlon kartiert, während die Strecke Seedamm Nord mit 17% mehr Schwarzkehlchen beherbergte als alle anderen Transekte. Die Siedlungsdichte zeigte mit den Flächenanteilen der Weingärten, Brachen, Wiesen und Gehölze keine Korrelation, mit dem Flächenanteil von Schilf hingegen einen signifikant positiven Zusammenhang ($r_s = 0,66$, $p < 0,05$). Die Reviere können recht unterschiedlich strukturiert sein: neben reinen Grünlandrevieren kann schon ein kleiner, aber dicht bewachsener Brachestreifen innerhalb einer Weingartenfläche für eine Ansiedlung ausreichen. Oft liegen die Singplätze im Übergangsbereich zwischen Grünland- und Weingartenflächen, oder in Weingärten, die an kleine Schilfbestände angrenzen. Dementsprechend ergab die Strukturanalyse der Papierreviere eine fast gleichmäßige Aufteilung auf die drei wichtigsten Nutzungstypen (Tab. 5).

Tab. 5: Verteilung der Schwarzkehlchenreviere (2001 und 2005) auf die drei wichtigsten Reviertypen (Grünlanddominiert = mind. 90% Grünlandanteil; Mischtyp = Grünland, Weingarten und/oder Brache; Brache/Weingarten = Brache oder Weingarten ohne Grünlandanteil) als Anzahl der Reviere und Prozentanteil aller Reviere.

Tab. 5: Breakdown of Stonechat territories (2001 and 2005) by the three most important habitat types (mainly grassland = at least 90% grassland; mixed = grassland, vineyard and/or fallow areas; fallow areas/vineyard = fallow areas or vineyard without grassland) given by number of territories and percentage of total number.

Reviertypen	2001		2005		Gesamt (2001 & 2005)	
	Reviere	%	Reviere	%	Reviere	%
Grünlanddominiert	9,5	29	16	32	25,5	31
Mischtyp	13	39	18	36	31	37
Brache/Weingarten	10,5	32	16	32	26,5	32,9
Gesamt	33		50		83	

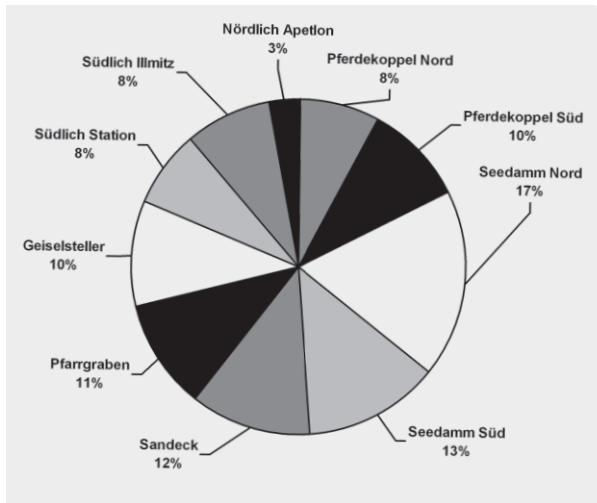


Abb. 7: Verteilung der Schwarzkehlchenreviere auf die Zählstrecken (Summe aller Reviere 2001–2005).
 Fig. 7: Distribution of Stonechat territories along the transects (sum of all territories 2001–2005).

plexe befinden, die auch von Bäumen überwachsen sind und so den Habitatansprüchen entsprechen. Auf den anderen Zählstrecken wurden nur vereinzelt singende Männchen registriert.

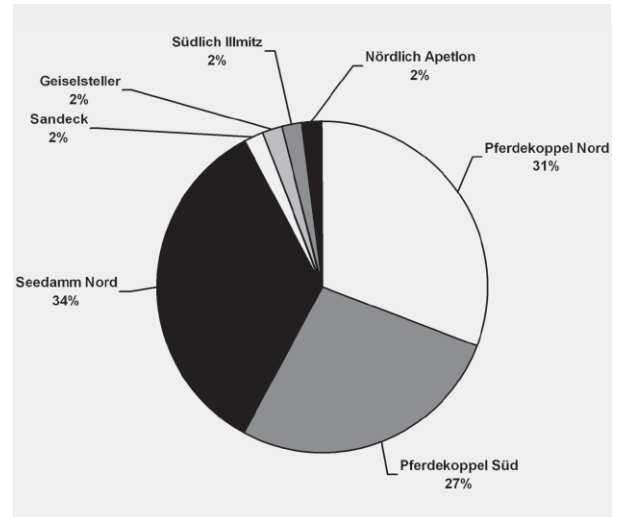


Abb. 8: Verteilung der Sperbergrasmückenreviere auf die Zählstrecken (Summe aller Reviere 2001–2005).
 Fig. 8: Distribution of Barred Warbler territories along the transects (sum of all territories 2001–2005).

3.2.3. Sperbergrasmücke (*Sylvia nisoria*)

Historische Bestandsentwicklung: Diese Art dürfte erst mit den Gehölzpflanzungen um die Wende vom 19. zum 20. Jahrhundert in den Seewinkel eingewandert sein. Sie wurde von Jukovits (1864/65) noch nicht erwähnt und erst von Zimmermann (1943) bei Weiden, Podersdorf, Illmitz und Apetlon angetroffen. Auf einer 1 km langen Strecke am Seedamm südlich von Podersdorf konnte er 1–2 Brutpaare feststellen und vermutete eine noch im Gange befindliche Einwanderung der Art, die möglicherweise die vorher häufigere Dorngrasmücke ablöste. König (1961) bezeichnete die Sperbergrasmücke als regelmäßigen Brutvogel in geeignetem Buschgelände des Neusiedler See – Gebietes, ging aber auf die Situation im Seewinkel nicht ein. Zumindest in den 1980er Jahren war die Sperbergrasmücke mit 80–100 Brutpaaren im südlichen Seewinkel und Hanság bereits ein häufiger Brutvogel, der alle Windschutzstreifen und größeren Ölweidenhecken bewohnte (Dvorak 1988). Der Autor hielt sie sogar für häufiger als das Schwarzkehlchen. Der Schwerpunkt der Verbreitung lag im zentralen und südlichen Seewinkel.

2001–2005: Mit insgesamt 6–14 Revieren war die Sperbergrasmücke deutlich seltener als Schwarzkehlchen und Neuntöter. Die Zahl der registrierten Reviere war zwar 2005 um 75% höher als 2001, die Bestandsentwicklung lässt jedoch keinen Trend erkennen (Tab.4).

Verteilung: Die Sperbergrasmücke trat nur auf drei Strecken regelmäßig auf. Diese liegen an der Podersdorfer Pferdekoppel sowie am Seedamm südlich des Illmitzer Gemeindewaldchens (Abb. 8), wo sich größere zusammenhängende Gebüschkom-

3.2.4. Neuntöter (*Lanius collurio*)

Historische Bestandsentwicklung: Im Gegensatz zum Schwarzkehlchen scheint der Neuntöter schon im 19. Jahrhundert ein häufiger Brutvogel des Seewinkels gewesen zu sein. Laut Jukovits (1864/65) war er damals „an den Feldrainen immer vertreten“. Auch Zimmermann (1943) bezeichnete ihn als einen der häufigsten Landvögel des Neusiedler See – Gebietes. Er fand z.B. entlang einer 1 km langen Strecke am Seedamm südlich von Podersdorf 2–4 Brutpaare und am Illmitzer Seewaldchen 3–4 Brutpaare. Er beschrieb den Neuntöter außerdem als typischen Brutvogel der Weingärten, der auch in Weinreben sein Nest baut. König (1961) nannte die Art ebenfalls einen häufigen Brutvogel, der schon in den ersten Dornhecken am Schilfrand anzutreffen ist. Dvorak et.al. (1992) stellten auf sechs Weingartenprobeflächen im Neusiedler See – Gebiet mit insgesamt 390 ha 9–9,5 Brutpaare fest, wobei auf einer ca. 60 ha großen Weingartenfläche südlich der Biologischen Station Illmitz zwei Brutpaare registriert wurden.

2001–2005: Insgesamt konnten entlang der zehn Probestrecken durchschnittlich 2–4 Reviere pro Kilometer ermittelt werden, was genau der Angabe von Zimmermann für den Seedamm Mitte des 20. Jahrhunderts entspricht. Im Untersuchungszeitraum nahmen die Bestandszahlen um etwa 40% von 32–37 auf 22 Reviere ab (Tab. 4).

Verteilung: Der Neuntöter war ähnlich wie die Sperbergrasmücke stark auf den Seedamm konzentriert, vor allem auf die drei reich strukturierten Strecken an der Podersdorfer Pferdekoppel sowie südlich des Illmitzer Gemeindegewaldchens (Seedamm Nord). Auch die Strecke am Sandeck beherbergte 12% aller Neuntöterreviere. Auf der Strecke Seedamm Süd konnten hingegen nur 7% registriert werden, und in den Weingartengebieten abseits des Seedammes ist der Neuntöter zwar regelmäßig, aber in weit geringeren Zahlen anzutreffen (Abb. 9). Zwischen der Revierzahl und der Gehölzfläche pro Zählstrecke besteht ein signifikanter, positiver Zusammenhang (Abb. 10). Die Analyse der Papierreviere ergab, dass sich fast die Hälfte der Neuntöter im Übergangsbereich zwischen Grünland (Weide oder Wiese) und den Weingärten bzw. Brachen ansiedelte. Weitere 28% der Reviere waren von Grünland dominiert, und etwa 26% lagen in der Weingartenlandschaft ohne Grünlandanteil (Tab. 6). Einzelbüsche waren in 64% und Baumgruppen in 25% aller Reviere vorhanden, während Hecken und größere Buschgruppen nur bei 20% eine Rolle spielten. 44% der Reviere lagen an Wegen, die mit ihren niedrig und schütter bewachsenen Rändern wichtige Nahungshabitate darstellen.

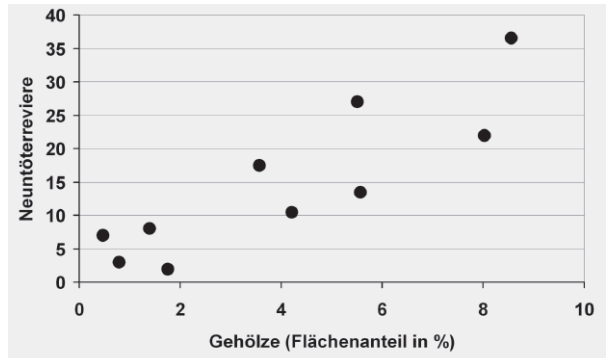


Abb. 10: Zusammenhang zwischen der Anzahl der Neuntöterreviere und dem Gehölzanteil entlang der Zählstrecken (Spearman's Rangkorrelation, $r_s = 0,83$, $p < 0,05$).

Fig. 10: Correlation between the number of Red-backed shrike territories and the proportion of groves along the transects (Spearman correlation, $r_s = 0.83$, $p < 0.05$).

Neuntöterreviere gingen im Untersuchungszeitraum vor allem an den Strecken Seedamm Nord, Pferdekoppel Süd und Südlich Station verloren. Auf diesen drei Strecken konnte gleichzeitig ein deutlicher Zuwachs an Einzelbüschen festgestellt werden (fast ausschließlich Ölweiden- und Pappeljungwuchs, der zwischen höherer krautiger Vegetation aufkam; Tab. 7).

Tab. 7: Zunahmen und Verluste von Einzelbüschen und Neuntöterrevieren zwischen 2001 und 2005 auf den einzelnen Zählstrecken.

Tab. 7: Gains and losses of single bushes and Red-backed Shrike territories between 2001 and 2005 on the individual transects.

	Einzelbüsche	Reviere
Pferdekoppel Nord (1)	42	-1
Pferdekoppel Süd (2)	11	-5
Seedamm Nord (3)	13	-4,5
Seedamm Süd (4)	-3	0,5
Südlich Station (5)	11	-3,5
Sanddeck (6)	0	-0,5
Geiselsteller (7)	0	-1
Pfarrgraben (8)	0	1
Nördlich Apetlon (9)	-3	0
Südlich Illmitz (10)	-4	-2

Tab. 6: Breakdown of Red-backed Shrike territories (2001 and 2005) by the three most important habitat types (mainly grassland = at least 90% grassland; mixed = grassland, vineyard and/or fallow areas; fallow areas/vineyard = fallow areas or vineyard without grassland) given by number of territories and percentage of total number.

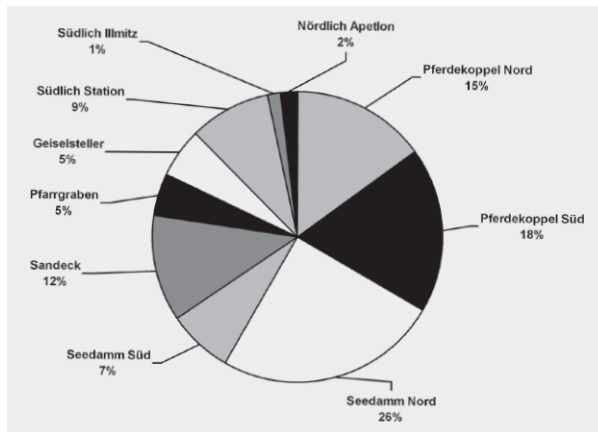


Abb. 9: Verteilung der Neuntöterreviere auf die Zählstrecken (Summe aller Reviere 2001–2005).

Fig. 9: Distribution of Red-backed Shrike territories along the transects (sum of all territories 2001–2005).

Tab. 6: Verteilung der Neuntöterreviere (2001 und 2005) auf die drei wichtigsten Reviertypen (Grünlanddominiert = mind. 90% Grünlandanteil; Mischtyp = Grünland, Weingarten und/oder Brache; Brache/Weingarten = Brache oder Weingarten ohne Grünlandanteil) als Anzahl der Reviere und Prozentanteil aller Revier.

Reviertypen	2001		2005		Gesamt (2001 & 2005)	
	Reviere	%	Reviere	%	Reviere	%
Grünlanddominiert	9,5	26	7	33	16,5	28
Mischtyp	15,5	42	11	52	26,5	46
Brache/Weingarten	12	32	3	14	15	26
Gesamt	37		21		58	

3.2.5. Grauammer (*Miliaria calandra*)

Historische Bestandsentwicklung: Im 19. Jahrhundert war die Grauammer offensichtlich ein häufiger Brutvogel der offenen Weidelandschaften des Seewinkels (Jukovits 1864/65, Faszl 1883). Dasselbe gilt für die Mitte des 20. Jahrhunderts, allerdings beschreibt Zimmermann (1943) auch starke Bestandsschwankungen, die er auf strenge Winter zurückführte. Er notierte auf einer ca. 1 km langen Strecke am Seedamm südlich von Podersdorf 1–2 Brutpaare. In den 1980er Jahren bezeichnete Dvorak (1988) nach offenbar starken Rückgängen in weiten Teilen Ostösterreichs die Art als eher seltenen Brutvogel des Seewinkels mit insgesamt nur etwa 20 Brutpaaren, die vor allem an den Rändern der großen Wiesengebiete zu finden waren.

2001–2005: Die vorliegenden Zählwerte von 5,5 bis 22,5 Revieren pro Jahr belegen starke Bestandsschwankungen, aber auch die seit den 1980er Jahren in Ostösterreich feststellbare positive Entwicklung. 2003 übertraf die Revieranzahl entlang der zehn Probestrecken bereits den von Dvorak (1988) für die 80er Jahre geschätzten Bestand des gesamten Seewinkels (Tab. 4).

Verteilung: Die Grauammer zeigt eine auf den ersten Blick überraschende Verteilung auf die Zählstrecken: neben der Pferdekoppel waren nur nördlich von Apetlon mehr als drei Reviere anzutreffen (Abb. 11). Diese Strecke war durch den höchsten Anteil an Ackerflächen (v.a. Getreide) und Ackerbrachen gekennzeichnet. Auf den von Weingärten geprägten Strecken lagen die wenigen Grauammerreviere meist auf großflächigen Brachen oder Grünland.

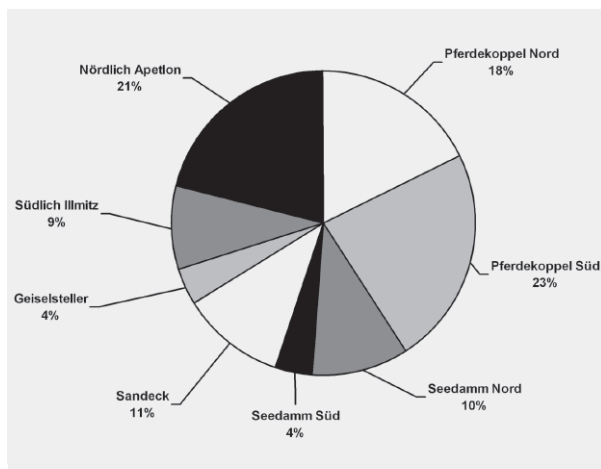


Abb. 11: Verteilung der Grauammerreviere auf die Zählstrecken (Summe aller Reviere 2001–2005).

Fig. 11: Distribution of Corn Bunting territories along the transects (sum of all territories 2001–2005).

4. Diskussion

4.1. Bestandsentwicklung und Habitatwahl

4.1.1. Turteltaube

Bei der Anzahl der erhobenen Turteltaubenreviere zeigte sich 2004 ein auffälliger Einbruch, der im österreichweiten Monitoring nicht feststellbar war (Brutvogelmonitoring BirdLife Österreich, unpubl. Daten). Dabei ist zu berücksichtigen, dass bei dieser klimaempfindlichen Art witterungsbedingte Verschiebungen der Balzperiode auftreten und sie daher mit monatlichen Zählungen nicht immer zuverlässig zu erfassen ist (für das Neusiedler See – Gebiet siehe v.a. Gaitzenauer 1991). Der Mai 2004 war im Mittel um 2–4°C kälter als in den anderen Untersuchungsjahren (Tab. 1), sodass der Einbruch auch auf eine unvollständige Erfassung und nicht auf einen Populationsrückgang zurückzuführen sein könnte.

Die Revieranzahl pro Transekt korrelierte mit der Gehölzfläche, aber nicht mit der landwirtschaftlichen Nutzung. Dieser Zusammenhang ist durch die Habitatansprüche und das Aktionssystem der Art gut erklärbar (vergl. auch Browne et al. 2004 für englische Untersuchungen). Turteltauben sind bei der Nestanlage auf ein hohes Maß an Deckung angewiesen und verteidigen ein Nestrevier, das ein ausreichendes Angebot geeigneter Nistplätze sichert, die den limitierenden Faktor darstellen. Die maximale Siedlungsdichte wird auf Flächen mit undurchdringlichen, dornigen Gebüsch ab einer Breite von etwa 3 m erreicht, die zusätzlich mit Bäumen bestanden sind (Gaitzenauer 1991, Browne & Aebischer 2004, Browne et al. 2004). Im Seewinkel zeigt sich dabei eine klare Bevorzugung von Ölweide und Heckenrose, wo die Territorien auf gehölzreichen Flächen mitunter nur 0,5 ha groß sind (Gaitzenauer 1991). In besonders günstigen Gebüschinseln können daher die Paare auf wenige Meter zusammenrücken und geklumpt brüten (Glutz von Blotzheim & Bauer 1980). Der Nahrungserwerb erfolgt hingegen bis 10 km vom Nest entfernt, sodass die Turteltaube im Brutrevier von Nahrungshabitaten mit bestimmter landwirtschaftlicher Nutzung weitgehend unabhängig ist (Glutz von Blotzheim & Bauer 1980, Browne & Aebischer 2003).

4.1.2. Schwarzkehlchen

Gegenläufig zum Neuntöter hat das Schwarzkehlchen im Untersuchungszeitraum kontinuierlich zugenommen. Dieser Trend korreliert mit einem Flächenzuwachs an Weingartenbrachen, aber auch mit einer Zunahme der Vegetationsdichte auf den ungenutzten Wiesen und Brachen. Der positive Zusammenhang ist durch den vielseitigen Nahrungserwerb des Schwarzkehlchens zu erklären, das neben offenen oder kurzrasigen Flächen die gesamte Vegetationsoberfläche der Kraut- und Strauchschicht sowie den Luftraum nutzt, und

daher auch von üppiger Vegetation profitieren kann (Frankevoort & Hubatsch 1966, Johnson 1971, Flinks & Pfeifer 1987, Glutz von Blotzheim & Bauer 1988, Schuster 1992). Ein zweiter möglicher Faktor für die Bestandsentwicklung ist eine Populationszunahme als Folge hoher Bruterfolge in den trockenwarmen Jahren 2000–2003 (vergl. z.B. Lardelli 1986), wie sie im selben Zeitraum wahrscheinlich beim Wiedehopf ausschlaggebend war (Grüll et al. 2007). Für diese Erklärung spricht vor allem der kontinuierliche Zahlenanstieg im gesamtösterreichischen Monitoring von 2001 bis 2004 (Brutvogelmonitoring BirdLife Österreich, unpubl. Daten). Da keine Daten zum Bruterfolg vorliegen, kann der überregionale Einfluss nicht abgeschätzt werden.

Die ermittelte Siedlungsdichte von 0,9 BP/10 ha entspricht den Werten aus anderen mitteleuropäischen Agrarlandschaften (Lardelli 1986, Glutz von Blotzheim & Bauer 1988, Dvorak et al. 1993, Hölzinger 1999). Die höchsten Dichten entfallen auf die nur schwach beweidete Przewalski-Koppel im Seevorge-lände mit einem heterogenen Mosaik aus unterschiedlichen Vegetationsstrukturen (offene Salz- und Sandstellen, Verbiss abgestufter Intensität, lockere Verbuschung); zusätzlich dürften sich auf diesen Zählstrecken die Reliefunterschiede entlang des Seedammes sowie der anschließende Schilfgürtel als lineare Deckungselemente günstig auswirken, wie möglicherweise auch der positive Zusammenhang der Siedlungsdichte mit dem Schilfflächenanteil zeigt (für ähnlich strukturierte Optimalhabitate auf extensiven Weiden und Wiesenbrachen vergl. Frankevoort & Hubatsch 1966, Johnson 1971, Lardelli 1986, Flinks & Pfeifer 1987, 1993, Glutz von Blotzheim & Bauer 1988). Im Unterschied zum Neuntöter korreliert die Siedlungsdichte jedoch nicht mit dem Gehölzbewuchs, da Büsche aufgrund ihrer Funktionen für das Schwarzkehlchen von anderen Strukturen (v.a. Hochstauden, Weingartenstecken) leichter ersetzt werden können bzw. auf die Reviergröße einen geringeren Einfluss haben (Frankevoort & Hubatsch 1966, Seitz 1981, Schuster 1992, Flinks & Pfeifer 1993). Auch der fehlende Zusammenhang mit den Bracheanteilen in den Weingarten-Transekten bestätigt, dass intensiv genutzte Agrarflächen in relativ hoher Dichte besiedelt werden können, sobald zumindest schmale Ruderalstreifen oder angrenzendes Grünland verfügbar sind (z.B. Seitz 1981, Lardelli 1986, Glutz von Blotzheim & Bauer 1988). Die geringe Abhängigkeit von der Flächengröße bestimmter Vegetationsstrukturen zeigt die hohe Flexibilität in der Habitatnutzung und ermöglicht die relativ gleichmäßige Verteilung der Reviere im Seewinkel auf die einzelnen Probestrecken.

4.1.3. Sperbergrasmücke

Die Sperbergrasmücke trat ohne erkennbaren Bestandstrend nur in den drei nördlichen Transekten des Seedammes mit höherem Gebüschanteil in nennenswerten Revierzahlen auf. Als einzige der hier behandelten Arten ist sie sowohl bei der

Nistplatzwahl als auch beim Nahrungserwerb an größere, mehrschichtige und von Bäumen bestandene Gebüschkomplexe gebunden, wo sich die erforderliche Siedlungsfläche bei geschlossenem Bewuchs bis auf etwa 0,15 ha pro Revier reduzieren kann (Schmidt 1981, Neuschulz 1981, Glutz von Blotzheim & Bauer 1991). Mit ihrer Vorliebe für dichte, dornige Sträucher wie Heckenrose und Ölweide (Schmidt 1981, Neuschulz 1981, 1983, K. Mazzucco in Glutz von Blotzheim & Bauer 1991) teilt sie ihre Habitate im Untersuchungsgebiet oft mit Turteltaube und Neuntöter (zur Vergesellschaftung mit dem Neuntöter siehe v.a. Neuschulz 1988).

4.1.4. Neuntöter

Die Anzahl der Reviere hat im Untersuchungszeitraum um 40% abgenommen. Bei der Suche nach möglichen Ursachen ist zunächst zu berücksichtigen, dass mehr als bei den anderen behandelten Arten mit methodischen Unschärfen bei den Kartierungen zu rechnen ist. So konnten in polnischen Untersuchungen selbst bei Revierkartierungen mit 4 Begehungen im Mai und Juni nur 74% der Neuntötermännchen entdeckt werden (Tryjanowski et al. 2003). Die Gründe sind einerseits die geringe Gesangsaktivität und Unauffälligkeit von der Vorbrutphase bis zur Fütterung der Jungen, andererseits die hohe, witterungsbedingte Variabilität des Brutgeschehens (Erstankunft im südlichen Mitteleuropa zwischen 15. April und 15. Mai, Beginn der Eiablage in SW-Deutschland zwischen 6. und 27. Mai; Glutz von Blotzheim & Bauer 1993; H. Jakober & W. Stauber in Glutz von Blotzheim & Bauer 1993). Da die günstigste Erfassungsperiode zur Zeit der Revierbesetzungen sehr kurz ist (Schuster 1992, Tryjanowski et al. 2003), können phänologische Verschiebungen von Jahr zu Jahr zu unterschiedlichen Erfassungsgenauigkeiten führen. Mit den drei Begehungsterminen jeweils Anfang April, Mai und Juni wurde außerdem ein Kompromiss zwischen den Zielarten gewählt, während für den Neuntöter drei Kartierungen zwischen 10. Mai und 10. Juni günstiger gewesen wären (vergl. Südbeck et al. 2005). Da (1) Temperatur und Niederschlag in der ersten Maidekade keinen Zusammenhang mit der jeweiligen Anzahl der erfassten Reviere zeigen (vergl. 2.3. Witterung), und (2) die Bestände in den beiden Perioden 2001–2002 und 2003–2005 mit 32–41 bzw. 19–25 Revieren auf sehr unterschiedlichem Niveau relativ stabil waren, nehmen wir trotzdem einen negativen Trend an.

Da die Ergebnisse des gesamtösterreichischen Brutvogelmonitorings für den kritischen Zeitraum keine Hinweise auf überregionale Populationsrückgänge geben (Brutvogelmonitoring BirdLife Österreich, unpubl. Daten), sind die ökologischen Ursachen in erster Linie bei den lokalen Habitatveränderungen zu suchen. Die Siedlungsdichte zeigte einen positiven Zusammenhang mit der Gehölzfläche. Umgekehrt war gerade auf jenen drei Transekten, in denen im Kartierungszeitraum die meisten Reviere aufgegeben wurden, eine deutliche Zunahme an Pappel- und Ölweidenjungwuchs

feststellbar. Eine Abhängigkeit der Siedlungsdichte vom Verbuschungsgrad (v.a. mit dornigen Sträuchern wie Heckenrose) ist für viele Gebiete belegt. Dabei können günstige Nahrungshabitate schon beim Vorhandensein isolierter Einzelbüsche besetzt werden, und die Siedlungsdichte steigt bis zu einem Deckungsgrad der Buschflächen von etwa 5–15% oder 10–20 Sträuchern / 100 m in linearen Biotopen. Nach Überschreiten einer kritischen Grenze von maximal 50% Gehölzbewuchs, v.a. mit dicht geschlossenen, überalterten Beständen nehmen die Neuntötierzahlen hingegen rasch wieder ab (Jakober & Stauber 1981, 1987, Leutenegger & Pfaendler 1987, Schuster 1992, Glutz von Blotzheim & Bauer 1993, Straka 1995, Söderström 2001, Vanhinsbergh & Evans 2002). Die Literaturbefunde erklären zwar den festgestellten Zusammenhang der Dichte mit der Gehölzfläche, zeigen aber auch, dass der Zuwachs von Einzelbüschen auf den Strecken Seedamm Nord, Pferdekoppel Süd und S Station (Tab. 7) für die Aufgabe von Revieren nicht entscheidend gewesen sein kann. In keinem Fall wurde die kritische Grenze auch nur annähernd erreicht.

Wahrscheinlicher ist die Erklärung, dass der Verlust von Nahrungsflächen durch Strukturveränderungen in der Krautschicht ausschlaggebend war. Für den Neuntöter als Boden- und Flugjäger mit Nahrungsschwerpunkt auf große Käfer, Heuschrecken und Hautflügler (v.a. Hummeln) ist ein Mosaik aus kurzrasigen oder offenen Flächen und höher bewachsenen, blütenreichen Krautfluren optimal, wie es vor allem auf extensiven Weideflächen realisiert ist (Jakober & Stauber 1981, 1987, Brandl et al. 1986, Schuster 1992, Glutz von Blotzheim & Bauer 1993, Zollinger & Zollinger 1999, Vanhinsbergh & Evans 2002). Im Seewinkel finden sich diese Kombinationen neben den bevorzugten Rinder- und Pferdekoppeln des Seevorgeländes auch in Weingartenrevieren mit einem gewissen Grünland- oder Brachenanteil (Tab. 6). In allen diesen Kulturlandhabitaten wirkt sich bei zu geringer Nutzungsintensität das Fortschreiten der Sukzession in Richtung Bewaldung für den Neuntöter ungünstig aus (Bosch 1984, Jakober & Stauber 1987, Glutz von Blotzheim & Bauer 1993). Wir vermuten daher, dass die Aufgabe von Revieren auf den verbuschenden Brachen und Weiden, und somit der festgestellte Bestandsrückgang im Nationalpark letztlich auf die Zunahme von Höhe und Dichte der krautigen Vegetation zurückzuführen sind, die mit dem Zuwachs an Gehölzen korreliert. Diese Annahme wird zusätzlich durch die Befunde gestützt, dass (1) 60% der erfassten Reviere Brachen enthalten und daher in ihrer Qualität von deren Entwicklung mit beeinflusst werden, und (2) auf den Brachen entlang der Zählstrecken die Vegetationsdichte und der Verbuschungsgrad im Untersuchungszeitraum zugenommen haben.

4.1.5. Grauummer

Kurzfristige Bestandsschwankungen, wie sie auch in der vorliegenden Untersuchung nachweisbar waren, sind für viele

Gebiete belegt, ihre Ursachen aber weitgehend ungeklärt (Zusammenfassungen bei Glutz von Blotzheim & Bauer 1997, Hölzinger 1997). Die Verteilung im Seewinkel zeigte zwei deutliche Schwerpunkte: (1) die stärker beweideten Pferdekoppeln im Seevorgelände, und (2) die Zählstrecke mit dem höchsten Anteil an Ackerbrachen. In den Weingärten waren hingegen nur die größeren Stilllegungsflächen und Grünlandstreifen besetzt. Der beobachtete Trend bei der Besiedelung der Probestrecken ist auf der Basis von Literaturdaten gut erklärbar. (1) Seevorgelände: Beweidung schafft optimale Voraussetzungen, solange die Intensität ein Mosaik aus kurzrasigen und höher bewachsenen Stellen (Hochstauden) zulässt, während zu intensiv beweidetes oder unbewirtschaftetes Feuchtgrünland kaum besiedelt wird (Busche 1989, Kühn 1995, Hartley et al. 1995, Tennhardt 1995, Glutz von Blotzheim & Bauer 1997, Jansen 2001). Während die Vegetation auf den beiden südlichen Koppeln wegen der geringen Pferdedichte offenbar noch zu wenig offen ist, dürfte das Strukturangebot auf der intensiver bestoßenen Reitpferdekoppel bei Podersdorf in Verbindung mit dem ruderalisierten und verbuschten Seedamm gut entsprechen. Der kurzrasige Aspekt könnte dabei vor allem für die Erreichbarkeit von Heuschrecken als wichtige Aufzuchtahrung von Vorteil sein (zur Orthopterenfauna dieser Teilfläche s. Karner & Ranner 1992; vergl. auch Glutz von Blotzheim & Bauer 1997, Fischer 1999, Brickle & Harper 1999). (2) Ackerbrachen: der enge Zusammenhang zwischen dem Anteil mehrjähriger Ackerbrachen in Getreideanbaugebieten mit der Siedlungsdichte der Grauummer ist vielfach belegt (z.B. Kühn 1995, Fischer & Schneider 1996, Fischer 1999, Jansen 2001). Neben der hohen Arthropodendichte auf den Brachen bietet Getreide (v.a. Gerste und Weizen) die wichtigste Ausweich- und Zusatznahrung für die Nestlinge (Hartley et al. 1995, Fischer & Schneider 1996, Glutz von Blotzheim & Bauer 1997, Brickle & Harper 2000). (3) Weingärten: von den behandelten Arten ist die Grauummer die am stärksten ausgeprägte Offenlandart. Die Rebflächen selbst sind daher für sie nur randlich nutzbar. Weingartenbrachen sind generell kleiner als Ackerparzellen, und nur wo mehrere zusammenhängende Stilllegungsflächen und Grünlandparzellen vorhanden sind, können Reviere besetzt werden (vergl. auch Glutz von Blotzheim & Bauer 1997).

4.2. Schlussfolgerungen für Managementmaßnahmen

Bei der Bewertung der untersuchten Flächen als Habitate für Kulturlandvögel im Nationalpark ist grundsätzlich zwischen den unterschiedlich intensiv beweideten bzw. verbrachten Salzwiesen und Sandtrockenrasen entlang des Seeufers (Teilgebiete 03 / Karmazik und 06 / Albersee gemäß Managementplan für den Nationalpark Neusiedler See – Seewinkel), sowie den anschließenden Wein- und Ackerbauflächen mit variablen Bracheanteilen zu unterscheiden (Teilgebiete 06–09 / Albersee, Illmitzer Zicksee, Illmitzer Wäldchen, Kirchsee und 11/San-

deck). Im Seevorgelände folgt die Besiedelung durch die einzelnen Arten einem Gradienten von offenen Rinder- und Pferdeweiden zu geschlossenen Gehölzen: (1) bei stärkerer Beweidung mit einem hohen Anteil kurzrasiger oder offener Flächen und einem geringem Verbuschungsgrad erreichen Neuntöter und Grauummer ihr Optimum; (2) mit der Zunahme höherer Krautbestände und Gehölze bei geringerer Beweidungsintensität verschiebt sich das Artenspektrum zugunsten des Schwarzkehlchens, während die Neuntötendichte abnimmt und die Grauummer nur noch vereinzelt Reviere besetzt; (3) erst wenn die Büsche (v.a. Rose und Ölweide) größere, zusammenhängende Komplexe mit eingestreuten Bäumen bilden, entstehen Optimalhabitate für Turteltaube und Sperbergrasmücke. Eine analoge Besiedlungsfolge ist für das Agrarland erkennbar: Neuntöter und Grauummer bevorzugen schütter bewachsene Brachen in den frühen Sukzessionsstadien; die Grauummer als ausgeprägte Offenlandart besiedelt dabei nur größere Stilllegungsflächen und zeigt eine Vorliebe für Getreidebau. Sobald die krautige Vegetation auf den Ruderalflächen üppiger wird, nimmt das Schwarzkehlchen zu, während Neuntöter und Grauummer Ansiedlungsmöglichkeiten verlieren. Die gleichzeitig aufkommenden Gehölze (am raschesten Ölweide) sind vorläufig nur für die Turteltaube ausreichend, während die Sperbergrasmücke landwirtschaftliche Stilllegungsflächen noch kaum besiedelt.

Für die ausgewählten Arten ist kein spezielles Managementprogramm erforderlich. Die vorliegende Untersuchung hat gezeigt, dass sowohl auf naturnahen Flächen als auch im Agrarland ein breites Habitatspektrum verfügbar ist, das für die Erhaltung der Populationen derzeit ausreicht. Verschiedene Nutzungen bzw. Pflegemaßnahmen wirken sich allerdings auf die einzelnen Arten sehr unterschiedlich aus. Durch eine ausgewogene Planung von Managementmaßnahmen für die übergeordneten Zielarten wie Wiesenlimikolen oder Wiedehopf können dabei auch die weniger stark gefährdeten Kulturlandvögel ausreichend berücksichtigt werden. Auf der Grundlage unserer Ergebnisse wollen wir dazu die folgenden Vorschläge bzw. Richtlinien einbringen.

Für **Neuntöter und Grauummer** bilden die stärker beweideten Abschnitte des Seevorgeländes in den Teilgebieten Karmazik und Albersee die wichtigsten Habitate (60% bzw. 40% der Reviere). Voraussetzung ist eine Mindestausstattung mit dornigen Büschen (Neuntöter) und höheren Staudenfluren (Grauummer). Noch intensiver beweidete Flächen ohne entsprechende Strukturen, die z.B. für Limikolen optimal sind, können hingegen nicht mehr besiedelt werden. In Abstimmung mit anderen Entwicklungszielen (v.a. für Wiesenbrüter, Seeregenpfeifer, Wiedehopf) sollten daher bei den Beweidungsprojekten langfristig auch Teilflächen erhalten bleiben, auf denen die Pflegeintensität eine gewisse Sukzession mit Gehölzaufkommen zulässt. Für den Neuntöter reichen dabei für Ansiedlungsmöglichkeiten schon weit zerstreute Einzelbüsche, und bei einem Gehölzanteil von wenigen % der Fläche sind bereits optimale Verhältnisse gegeben. Bei ent-

sprechender Pflege (v.a. durch Beweidung) können zusätzlich auch Weingartenbrachen eine wichtige Rolle spielen.

Das **Schwarzkehlchen** erreicht im Vergleich zum Neuntöter in weiter fortgeschrittenen Stadien der Verbrachung mit höherer und dichter Vegetation sein Optimum, und kommt mit relativ kleinen Ruderalflächen aus. Es erweist sich daher gegenüber den sukzessiven Veränderungen auf ungenutzten Flächen als weniger empfindlich und kann auf Wiesenbrachen und Weingartenfluren ein breiteres Habitatspektrum besiedeln. Diese Flexibilität kommt in der gleichmäßigen Verteilung auf die Probestrecken zum Ausdruck. Für allfällige Schutzmaßnahmen bieten sich daher im Vergleich zu den anderen Arten die vielfältigsten Möglichkeiten. Dabei können Stilllegungsflächen in den Weingärten, die für das Schwarzkehlchen auch ohne Pflege über längere Zeiträume attraktiv bleiben, in hohem Maß miteinbezogen werden. Für Managementmaßnahmen folgt daraus, dass (1) im Grünland der Schwerpunkt stärker auf kurzrasige, offene Habitate für Arten mit höherer Schutzpriorität gelegt werden kann, und (2) eine allfällige Pflege von Weingartenbrachen auch ältere Sukzessionsstadien zulassen sollte.

Bei der Habitatsicherung für Turteltaube und Sperbergrasmücke wird der Zielkonflikt mit der Wiederherstellung möglichst großflächiger Hutweiden noch deutlicher: der Schutz der beiden Arten ist am effektivsten über die Erhaltung größerer (> 1 ha), dicht geschlossener Gebüschkomplexe zu realisieren, die mit den Zielsetzungen für die stärker gefährdeten Offenlandarten nur mit erheblichen Flächen- und Qualitätsverlusten vereinbar sind (z.B. verstärkter Räuberdruck durch die Ansiedlungen von Corviden). Andererseits ist zu berücksichtigen, dass beide Arten von ihrer historischen Entwicklung und ihren Habitatsprüchen her nicht als typische Brutvogelarten der offenen Seewinkellandschaft gelten können (relativ rezente Einwanderer oder ursprünglich nur auf wenige Sonderstandorte beschränkt). Für ein Nationalpark-Management, das die Wiederherstellung einer offenen Hutweidelandschaft zum Ziel hat, werden sie als Zielarten nur von untergeordneter Bedeutung sein. Schutzmaßnahmen können daher auf Randflächen und einzelne Sonderstandorte beschränkt bleiben. Die Entwicklung und Erhaltung optimaler Buschhabitate ist dabei innerhalb des Nationalparks vor allem in den folgenden Biotopkategorien möglich: (1) Randzonen und Säume bestehender Gehölze wie Wäldchen, Feldhecken, Windschutzgürtel oder Baumreihen entlang von Wegen, die bei entsprechender Strukturierung und Pflege wertvolle Gebüschzonen darstellen. Zur Erhaltung der erforderlichen Deckung ist dabei die Freistellung der Gehölzränder durch periodische Entnahme von Bäumen die wichtigste Maßnahme. (2) Alte Weingartenbrachen, auf denen bei ungelinkter Entwicklung in den meisten Fällen und durchdringliche und in ihrer Struktur sehr stabile Ölweiden- und Rosengebüsche entstehen, sofern sie auf Grund ihrer Lage nicht in ein anderes Management wie Mahd oder Beweidung zu integrieren sind. (3) Einen Sonderfall stellen verlandete Lacken dar, auf denen sich in den letzten Stadien ebenfalls oft dicht geschlossene

„Ölweidenschungel“ bilden. Sofern auf diesen Flächen eine Sanierung nicht mehr möglich ist, können sie nach sorgfältiger Abwägung der lokalen Auswirkungen auf andere Zielarten (z.B. verstärkter Räuberdruck) als Alternative ohne jeden Pflegeaufwand den Gehölzbrütern überlassen werden. Sukzessionsflächen mit besonderer Eignung und geringen Chancen auf Wiederherstellung der ursprünglichen hydrologischen Verhältnisse, auf denen die Sperbergrasmücke bereits in hohen Dichten brütet, befinden sich zum Beispiel im Teilgebiet 03 im Nordteil der ehemaligen Karmazicklacke.

Zusammenfassung

Von 2001 bis 2005 wurden im Nationalpark Neusiedler See – Seewinkel (Burgenland, Österreich) auf 10 je 1 km langen Transekten die Brutreviere ausgewählter Vogelarten des Kulturlandes (Rebhuhn *Perdix perdix*, Turteltaube *Streptopelia turtur*, Wiedehopf *Upupa epops*, Blutspecht *Picoides syriacus*, Braunkehlchen *Saxicola rubetra*, Schwarzkehlchen *Saxicola torquata*, Feldschwirl *Locustella naevia*, Sumpfrohrsänger *Acrocephalus palustris*, Sperbergrasmücke *Sylvia nisoria*, Dorngrasmücke *Sylvia communis*, Neuntöter *Lanius collurio*, Schwarzstirnwürger *Lanius minor*, Grauammer *Miliaria calandra*) kartiert. Zusätzlich erfolgte eine Aufnahme der Habitattypen und Gehölzbestände. Während des Untersuchungszeitraumes nahm die Weingartenfläche zugunsten von Brachen ab; gleichzeitig wurde die Vegetation auf den Brachen dichter und die Anzahl der Büsche nahm zu. Von den häufigeren Arten war die Turteltaube auf gehölzreiche Strecken konzentriert und erreichte mit bis zu 12 Revieren pro km hohe Siedlungsdichten. Schwarzkehlchen waren am gleichmäßigsten über die Strecken verteilt, und nahmen 2001–2005 von 30–33 auf 45–50 Reviere zu. Sperbergrasmückenreviere waren auf größere, mit Bäumen durchsetzte Gebüschkomplexe beschränkt. Neuntöter konzentrierten sich ebenfalls auf die gebüsch- und grünlandreichen Strecken, ihr Bestand nahm jedoch von 32–37 auf 14–15 Reviere ab. Der Rückgang des Neuntöters sowie die Zunahme des Schwarzkehlchens werden zumindest teilweise auf die fortschreitende Verbrachung ungenutzter Flächen zurückgeführt. Grauammerreviere verteilten sich schwerpunktmäßig auf die Weiden im Seevorge-lände sowie auf die Strecke mit dem größten Anteil an Ackerbrachen. Für die behandelten Arten ist im Nationalpark derzeit kein spezielles Managementprogramm erforderlich.

Danksagung

Wir danken Gabor Wichmann für die statistischen Berechnungen, der Biologischen Station Neusiedler See (Alois Herzig) für die Unterkunft, Agnes Gruber und Elke McCullough für die Unterstützung bei den Habitataufnahmen, Edith und Richard Ranner für die Kinderbetreuung während der Kartierungen, sowie Michael Dvorak und Robert Lindner für wertvolle Anregungen zur Straffung des Manuskriptes.

Literatur

- Bauer K., H. Freundl und R. Lugitsch (1955):** Weitere Beiträge zur Kenntnis der Vogelwelt des Neusiedlersee-Gebietes. Wiss. Arb. Burgenland. 7: 1–123.
- Berg H.-M. & M. Dvorak (1988):** Ornithologische Bestandsaufnahmen im Neusiedler See – Gebiet (Brutzeit 1988). Unpubl. Bericht, 103 pp.
- Bibby C.J., N.D. Burgess & D.A. Hill (1995):** Methoden der Feldornithologie. Bestandserfassung in der Praxis. – Übersetzt und fachlich bearbeitet von H.-G. Bauer. Neumann Verlag, Radebeul. 270 pp.
- Bosch J. (1984):** Bestandsaufnahme einer Population des Neuntöters *Lanius collurio* in Unterfranken. Anz. Orn. Ges. Bayern 23: 215–224.
- Brandl R., W. Lübcke & W. Mann (1986):** Habitatwahl beim Neuntöter *Lanius collurio*. J. Orn. 127: 69–78.
- Brickle N.W. & D.G.C. Harper (1999):** Diet of nestling Corn Buntings *Miliaria calandra* in southern England examined by compositional analysis of faeces. Bird Study 46: 319–329.
- Brickle N.W. & D.G.C. Harper (2000):** Habitat use by Corn Buntings *Miliaria calandra* in winter and summer. In: N.J. Aebischer, A.D. Evans, P.V. Grice & J.A. Vickery: Ecology and conservation of lowland farmland birds. Brit. Orn. Union, Tring, p. 156–164.
- Browne S.J. & N.J. Aebisher (2003):** Habitat use, foraging ecology and diet of Turtle Doves *Streptopelia turtur* in Britain. Ibis 145: 572–582.
- Browne S.J. & N.J. Aebisher (2004):** Temporal changes in the breeding ecology of European Turtle Doves *Streptopelia turtur* in Britain, and implications for conservation. Ibis 146: 125–137.
- Browne S.J., N.J. Aebisher, G. Yfantis & J.H. Marchant (2004):** Habitat availability and use by Turtle Doves *Streptopelia turtur* between 1965 and 1995: an analysis of Common Birds Census data. Bird Study 51: 1–11.
- Burnham K.P. and D.R. Anderson (1980):** Estimation of density of form line transect sampling of biological populations. Wildlife Monographs 72, 1–200.
- Busche G. (1989):** Niedergang des Bestandes der Grauammer (*Eberiza calandra*) in Schleswig-Holstein. Vogelwarte 35: 11–20.
- Dvorak M. (1988):** Zur Verbreitung einiger gefährdeter Singvogelarten im Neusiedlersee-Gebiet. Biol. Forschungsinst. Burgenland, Bericht 66: 39–55.
- Dvorak M. & E. Nemeth (1992):** Die Brutvögel der Zitzmannsdorfer Wiesen. Biol. Forschungsinst. Burgenland, Ber. 78: 47–64.
- Dvorak M., E. Karner & A. Ranner (1992):** Untersuchungen zum Brutvogelbestand von Weigärten im Neusiedler See-Gebiet/Burgenland. Biol. Forschungsinst. Burgenland, Ber. 78: 65–73.
- Dvorak M., A. Ranner & H.-M. Berg (1993):** Atlas der Brutvögel Österreichs. Umweltbundesamt Wien, 522 pp.
- Fászl J. (1883):** Sopron madarai. A pannonhalmi szit Bendek-Rend soproni kath. Fögym. Ertesioje az 1882/1883. Iskolaévröl. Sopron (Ödenburg), 1883.
- Fischer S. (1999):** Abhängigkeit der Siedlungsdichte und des Bruterfolgs der Grauammer (*Miliaria calandra*) von der agrarischen Landnutzung: Ist das Nahrungsangebot ein Schlüsselfaktor? NNA-Ber. 12/3, Schneverdingen: 24–30.
- Fischer S. & R. Schneider (1996):** Die Grauammer *Emberiza calandra* als Leitart der Agrarlandschaft. Vogelwelt 117: 225–234.
- Flinks H. & F. Pfeifer (1987):** Nahrung adulter und nestjunger Schwarzkehlchen (*Saxicola torquata rubicola*) einer westfälischen Brutpopulation. Vogelwelt 108: 41–57.
- Flinks H. & F. Pfeifer (1993):** Vergleich der Habitatstrukturen ehemaliger und aktueller Schwarzkehlchen- (*Saxicola torquata*)-Brutplätze in einer agrarisch genutzten Landschaft. Ökol. Vögel 15: 85–97.
- Frankevoort W. & H. Hubatsch (1966):** Unsere Wiesenschmätzer. Neue Brehm-Bücherei 370, Ziemsens, Wittenberg Lutherstadt, 96 pp.

- Frühauf J. (2005):** Rote Liste der Brutvögel (Aves) Österreichs. In: Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (Ed.): Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs, Teil 1. Grüne Reihe des Lebensministeriums 14/1, Böhlau, Wien, pp. 63–165.
- Gaitzenauer K. (1990):** Die Bedeutung des Brutbiotops der Turteltaube (*Streptopelia turtur*) im Seewinkel im Hinblick auf den Artenschutz. BFB-Bericht 74, 117–127.
- Gaitzenauer K. (1991):** Die Bedeutung des Bruthabitates für Siedlungsdichte und Bruterfolg der Turteltaube (*Streptopelia turtur*). Diss. Formal- und Naturwiss. Fakultät Univ. Wien, 142 pp.
- Glutz von Blotzheim U.N. & K.M. Bauer (1980):** Handbuch der Vögel Mitteleuropas 9. Akadem. Verlagsges., Wiesbaden.
- Glutz von Blotzheim U.N. & K.M. Bauer (1988):** Handbuch der Vögel Mitteleuropas 11/I. Aula-Verlag, Wiesbaden.
- Glutz von Blotzheim U.N. & K.M. Bauer (1991):** Handbuch der Vögel Mitteleuropas 12/II. Aula-Verlag, Wiesbaden.
- Glutz von Blotzheim U.N. & K.M. Bauer (1993):** Handbuch der Vögel Mitteleuropas 13/II. Aula-Verlag, Wiesbaden.
- Glutz von Blotzheim U.N. & K.M. Bauer (1997):** Handbuch der Vögel Mitteleuropas 14/III. Aula-Verlag, Wiesbaden.
- Grüll A., J. Gross & J. Steiner (2007):** Verbreitung, Bestand und Bruterfolg des Wiedehopfes (*Upupa epops*) im Nationalpark Neusiedler See – Seewinkel. Egretta 49: 6–18.
- Hartley I.R., M. Shepherd & D.B.A. Thompson (1995):** Habitat selection and polygyny in breeding Corn Buntings *Miliaria calandra*. Ibis 137: 508–514.
- Hölzinger J. (1997):** Die Vögel Baden-Württembergs 3.2: Singvögel 2. Ulmer, Stuttgart.
- Hölzinger J. (1999):** Die Vögel Baden-Württembergs 3.1: Singvögel 1. Ulmer, Stuttgart.
- Jakober H. & W. Stauber (1981):** Habitatansprüche des Neuntötters *Lanius collurio*. Ökol. Vögel 3: 223–247.
- Jakober H. & W. Stauber (1987):** Habitatansprüche des Neuntötters (*Lanius collurio*) und Maßnahmen für seinen Schutz. Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspfl. Bad.-Württ. 48: 25–53.
- Jansen S. (2001):** Verbreitung und Habitatwahl der Grauummer (*Miliaria calandra*) in Thüringen. Landschaftspfl. Naturschutz Thür. 38: 17–23.
- Johnson E.D.H. (1971):** Observations on a resident population of Stonechats in Jersey. Brit. Birds 64: 201–279.
- Jukovits A. (1864/65):** Verzeichnis der am Neusiedlersee vorkommenden Vögel. Verh. Ver. f. Naturk. Preßburg 8 (1864/1865), 49–54.
- Karner E. & A. Ranner (1992):** Die Heuschrecken des Illmitzer Seesdammes. Unpubl. Bericht, 22 pp.
- Karner E., A. Ranner & M. Dvorak (1992):** Quantitative Erfassung der Vogelwelt des Gebiets um Hackelsberg und Jungerberg. Biol. Forschungsinst. Burgenland, Ber. 78: 17–30.
- König O. (1939):** Wunderland der wilden Vögel. Verlag Gottschammel und Hammer, Wien. 99 pp.
- König O. (1961):** Das Buch vom Neusiedlersee. Morawa und Co, Wien, 285 pp.
- Kühn I. (1995):** Verbreitung, Populationsentwicklung und Gefährdung der Grauummer (*Miliaria calandra*) in Thüringen. Landschaftspfl. Naturschutz Thür. 32: 37–47.
- Lardelli, R. (1986):** Verbreitung, Biotop und Populationsökologie des Schwarzkehlchens *Saxicola torquata* im Mendrisiotto, Südtessin. Orn. Beob. 83: 81–93.
- Leutenegger G. & U. Pfaendler (1987):** Hecken im Kanton Thurgau. Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspfl. Bad.-Württ. 48: 133–146.
- Löffler H. (1982):** Der Seewinkel. Die fast verlorene Landschaft. Verlag Niederösterreichisches Pressehaus, St. Pölten. 160 pp.
- Neuschulz F. (1981):** Brutbiologie einer Population der Sperbergrasmücke (*Sylvia nisoria*) in Norddeutschland. J. Orn. 122: 231–257.
- Neuschulz F. (1983):** Bruthabitat und Bestandsdichte der Sperbergrasmücke (*Sylvia nisoria*) im Landkreis Lüchow-Dannenberg (Aves, Passeriformes, Sylviidae). Abh. Naturwiss. Ver. Hamburg (NF) 25: 255–279.
- Neuschulz F. (1988):** Zur Synökie von Sperbergrasmücke (*Sylvia nisoria*) und Neuntöter (*Lanius collurio*). Lüchow-Dannengerber orn. Jber. 11, 234 pp.
- Schenk J. (1917):** Ornithologische Fragmente vom Fertö-See. Aquila 24: 66–106.
- Schmidt E. (1981):** Die Sperbergrasmücke. Neue Brehm-Bücherei 542. Ziemsen, Wittenberg Lutherstadt, 80 pp.
- Schuster A. (1992):** Vergleich der Brut- und nachbrutzeitlichen Habitatwahl von Neuntöter (*Lanius collurio*), Schwarzkehlchen (*Saxicola torquata*) und Braunkehlchen (*Saxicola rubetra*) im Kulturland des Hanság (Burgenland). Diplomarbeit Formal- und Naturwiss. Fakultät Univ. Wien, 140 pp.
- Seitz B.-J. (1981):** Untersuchungen zur Koinzidenz von Vogel-Habitaten und Vegetationsmosaiken sowie der Zusammensetzung von Vogelgemeinschaften in verschiedenen strukturierten Flächen des Kaiserstühler Rebgeländes. Diplomarbeit Inst. Geobotanik Univ. Freiburg, 132 pp.
- Söderström B. (2001):** Seasonal change in Red-backed Shrike *Lanius collurio* territory quality – the role of nest predation. Ibis 143: 561–571.
- Straka U. (1995):** Zu Bestandsentwicklung und Habitatwahl des Neuntötters (*Lanius collurio*) in einem Ackerbaugesbiet im südlichen Weinviertel (Niederösterreich) in den Jahren 1985 bis 1993. Egretta 38: 34–45.
- Südbeck P., H. Andretzke, S. Fischer, K. Gedeon, T. Schikore, K. Schröder & C. Sudfeldt (Hrsg. 2005):** Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands. Radolfzell, 777 pp.
- Tennhardt T. (1995):** Siedlungsdichte und Bestandsentwicklung der Grauummer *Miliaria calandra* auf der Insel Poel, Mecklenburg-Vorpommern. Vogelwelt 116: 133–140.
- Tryjanowski P., M. Hromada, M. Antczak, J. Grzybek, S. Kuzniak & G. Lorek (2003):** Which method is most suitable for censusing breeding populations of Red-backed (*Lanius collurio*) and Great Grey (*L. excubitor*) Shrikes? Ornithologica 12–13: 223–228.
- Vanhinsbergh D. & A. Evans (2002):** Habitat associations of the Red-backed Shrike (*Lanius collurio*) in Carinthia, Austria. J. Orn. 143: 405–415.
- Zimmermann R. (1943):** Beiträge zur Kenntnis der Vogelwelt des Neusiedler Seegebiets. Ann. d. Naturhist. Museums in Wien 54: 1–272.
- Zollinger, J.-L. & C. Zollinger (1999):** Distribution et habitat de la Pie-grièche écorcheur *Lanius collurio* en plaine: l'exemple du Moyenn-Pays occidental (Vaud). Nos Oiseaux 46: 11–34.

Anschriften der VerfasserInnen:

Mag. Eva Karner-Ranner

Kimmerlgasse 19/4/5, 1110 Wien, Österreich

E-Mail: office@birdlife.at

Dr. Alfred Grüll

Biologische Station Neusiedler See,

7142 Illmitz, Österreich

Dr. Andreas Ranner

Kimmerlgasse 19/4/5, 1110 Wien, Österreich