

Dorfentwicklung in den Alpen: Dimensionen, Direktionen & Auswirkungen auf Vögel – exemplarische Befunde einer Langzeitstudie aus Tirol

Armin LANDMANN & Andreas DANZL

Zwischen 1982 und 2000 haben wir in 8 Jahren die Brutvogelgemeinschaften zweier Montandörfer Tirols (Tulfes, ca. 20 ha; Rinn, ca. 30 ha) mittels Revierkartierung erfasst. Parallel dazu haben wir dort 1982, 1991 und 2000 die Gebäudebestände und Flächennutzungstypen (auf m² Genauigkeit) sowie die Anzahl und Verteilung von Baum- und Strauchbeständen exakt erhoben. Diese Daten erlauben es uns, die Dimension, Geschwindigkeit und Richtung der Dorfveränderungen auf ökologisch relevanten Skalen genau zu bilanzieren und Bezüge zur Bestandsentwicklung und Raumnutzung von Dorfvögeln herzustellen. In dieser Arbeit beschränken wir uns auf drei ubiquitäre Arten der Baum- und Strauchschicht, nämlich Buchfink, Amsel, und Mönchsgrasmücke. Im Betrachtungszeitraum haben in beiden Dörfern der Überbauungs- und Versiegelungsgrad sowie Rasenflächen stark zugenommen, die Flächenanteile landwirtschaftlicher Nutzflächen aber stark abgenommen. Auch die Anzahl bäuerlicher Wohn- und Nutzgebäude bzw. deren Flächenüberdeckung gingen deutlich zurück (Rinn: –22,2 % bzw. –31,4 %; Tulfes: –13,4 bzw. –17,6 %). Insgesamt haben sich in beiden Dörfern zwischen 1982 und 2000 etwa 40 % der Flächen grundlegend gewandelt. Am auffälligsten, und für die Komposition von Dorffaunen wohl von größter Relevanz, ist der dramatische Zuwachs von Einzelbäumen und Hecken bei gleichzeitigem Schwund größerer Obstwiesen. Schnitthecken nahmen von 25 auf 150 m/ha (Tulfes) bzw. von 50 auf 170 m/ha (Rinn) zu, die Dichte mittlerer bis größerer Bäume außerhalb der Obstwiesen erhöhte sich von 14 auf 38/ha (Rinn) bzw. von 9 auf 24/ha (Tulfes), während die Fläche der Obstwiesen um 27 % (Tulfes) bzw. 42 % (Rinn) abnahm. Diese Umwandlungen im Dorfcharakter lassen sich gut mit der Einwanderung der Mönchsgrasmücke in die Dörfer und ihrer explosiven Bestandszunahme sowie mit einer etwaigen Verdoppelung der Bestände von Amsel und Buchfink in Verbindung bringen. Auch Verschiebungen in der Raumverteilung und den Rauminhalten der Reviere dieser Arten zeigen deutliche Beziehungen zum Baum- und Heckenbestand.

LANDMANN A. & DANZL A., 2017: Landscape changes in mountain villages: dimensions, directions and consequences for birds.

From 1982 until 2000 we studied bird communities (territory mapping in eight breeding seasons) and dynamics of land use within two adjoining mountain villages (approx. 20 and 30 ha area) in the Tyrolean Alps near Innsbruck, Austria. Changes concerning the character and number of buildings and the surface and vegetation cover as well as abundance and distribution of trees and hedges were recorded on very small scales 1982, 1991, 2000 and analysed using GIS tools. Overall about 40 % of the village areas showed pronounced or complete changes in land use and in the kind of surface cover within a period of only 18 yrs. As a consequence the entire landscape character was altered from open rural to arboreal suburban, and conditions for birds changed rapidly. In particular, a nearly five-fold increase in tree densities and in hedgerow length was accompanied by a remarkable increase of some tree- and hedgerow-dwelling birds and in part by a shift in patterns of space use of such species within the village areas. For instance, a sudden intrusion and a marked increase of the black-cap and a duplication of densities of the blackbird and the chaffinch were recorded in both villages. Common urban birds therefore proved as good indicator organisms to demonstrate consequences of small-scale dynamics within rural settlements and offer insights into the way how dynamic processes in the cultural landscape are influencing free ranging organisms.

Keywords: mountain villages, suburbanization, landscape change, bird dynamics, *Turdus merula*, *Fringilla coelebs*, *Sylvia atricapilla*.

Einleitung

Im Alpenraum fanden in den letzten Jahrzehnten eine beschleunigter Landschaftswandel und Änderungen der Landnutzung statt (z. B. PETZ 2001, PFEFFERKORN et al. 2005, STÖCKLIN et al. 2007, BORS DORF 2012, BÄTZING 2015). Deren Folgen für Ökosysteme und Organismen der „freien Landschaft“ wurden vielfach diskutiert, beklagt und auch in Übersichtsarbeiten und Roten Listen bilanziert (z. B. ZULKA 2005, 2007, STÖCKLIN et al. 2007, LANDMANN 2009, BAFU 2017). Zumindest aus ökologischer Perspektive weniger beachtet ist aber, dass auch der ländliche Siedlungsraum in den Alpen in den letzten Jahrzehnten einer außerordentlichen Dynamik unterworfen war und ist. Besonders hervorzuheben sind dabei der Rückgang des Anteils der Bevölkerung, die in der Landwirtschaft tätig ist und damit der Schwund bäuerlicher Dorfstrukturen, die Zunahme landwirtschaftlicher Betriebsgrößen, des Tourismus sowie der Wohnbevölkerung im Weichbild von Ballungszentren und damit ein Wandel der Bau- und Wohnkultur. Wenngleich dazu allgemein aus dem Alpenraum (s. z. B. BORS DORF 2005, 2012) und auch aus Tirol (s. Diskussion) eine Reihe von Studien mit sozioökonomischen und siedlungsgeographischen Schwerpunkten existiert, so sind im Detail doch die Dimension, Geschwindigkeit und Art der Dorfumgestaltungen sowie vor allem die Auswirkungen dieser Veränderungen auf Dorforanismen unzureichend untersucht. Dies v. a. auch deshalb, weil exakte, kleinmaßstäbige und langfristige, aus ökologischem Blickwinkel erhobene Daten der Raumänderung kaum vorhanden sind. Studien, die auf einer ökologisch relevanten Feinskala über einen längeren Zeitraum hin den Strukturwandel im ländlichen Siedlungsraum erfassen und mit exakten Daten über die Entwicklung der Tierwelt in Bezug bringen, sind unseres Wissens bisher in Mitteleuropa nicht vorgelegt worden, obschon es eine Reihe von Arbeiten gibt, die sich mit der Problematik spezifisch auseinandersetzen (s. z. B. für Vögel: JEROMIN 1999, JEDICKE 2000, SCHWARZ & FLADE 2000, WEGGLER & WIDMER 2000, GLUTZ 2008, BEZZEL 2015).

In zwei strukturell und sozioökonomisch unterschiedlichen Dörfern im Tiroler Mittelgebirge südöstlich von Innsbruck haben wir ab 1982 ökologische Untersuchungen durchgeführt. Jeweils 1982, 1991 und 2000 wurden Flächennutzung, Flächenmerkmale und Veränderungen exakt festgehalten. Parallel dazu haben wir seit 1982 in 8 Jahren die Dorfvogelfaunen kartiert, weil Vögel sich als Indikatoren für Umweltänderungen besonders eignen. Die Studie soll in den nächsten Jahren fortgesetzt werden, seit 2000 war es aber aus personellen und budgetären Gründen nicht möglich, zusätzliche Daten zu sammeln. Da Ergebnisse unserer Langzeitstudie bisher nur fragmentarisch und nur für Einzelaspekte publiziert wurden (LANDMANN 1989, 1990, 1991, LANDMANN & KOLLINSKY 1995, LANDMANN & DANZL 2004), wollen wir mit der vorliegenden Arbeit:

- (1) Beispielhaft die Rasanz, Dimensionen und Richtungen des Wandels des Lebensraumes Alpendorf im Laufe von weniger als zwei Jahrzehnten dokumentieren und bilanzieren (kulturhistorisch-siedlungsgeographische Komponente).
- (2) An ausgewählten Vogelarten prüfen, ob bzw. wie und inwieweit sich Dorfveränderungen auf Dorflebewesen auswirken (ökologische Komponente). Wir beschränken uns hier auf nur drei ubiquistische Arten der Baum- und Strauchschicht: Buchfink *Fringilla coelebs*, Amsel *Turdus merula* und Mönchsgrasmücke *Sylvia atricapilla*. Genauere Analysen betreffend Gebäudebrüter und die gesamte Vogelgemeinschaft sind späteren Darstellungen vorbehalten (s. aber z. T. schon LANDMANN 1987, 1989, 1990, LANDMANN & KOLLINSKY 1995).

Material und Methoden

Untersuchungsflächen: Die Dörfer Rinn und Tulfes

Die benachbarten Dörfer Rinn (11°30'07"E, 47°14'47"N) und Tulfes (11°31'48"E, 47°15'26"N; 2,3 km Distanz der Dorfkern) liegen etwa 350 Höhemeter über dem Inn-
talboden auf einer Mittelgebirgsterrasse südöstlich von Innsbruck (575 m ü. A.). Die Luft-
liniendistanz zum Stadtrand der Tiroler Landeshauptstadt beträgt etwa 5 bzw. 7 km. Die
Mittelgebirgsterrasse ist den Berghängen des Glungezers (2677 m ü.A.) und des Patscher-
kofels (2246 m ü.A.) vorgelagert. Deren Nordhänge, die v. a. mit montan-subalpinen Fich-
tenwäldern bestockt sind, reichen zum Teil bis an die südlichen Dorfträger heran. Die
an die Siedlungskerne angrenzenden Freiflächen werden hauptsächlich als mehrschnittige
Mähwiesen bewirtschaftet. Daneben finden sich aber auch einige Maisäcker und verein-
zelt kleinflächige Kartoffeläcker.

Das Dorf Rinn (895–950 m, s. Abb. 1a) erstreckt sich von einem höher gelegenen, äl-
teren Dorfkern im Süden über einen zunächst relativ steilen, gegen Norden zu dann ver-
flachenden Hang zum Unterdorf, das schon seit 1982 hauptsächlich aus neueren Sied-
lungsteilen besteht. Der

zusammenhängende Sied-
lungskern von Rinn ist
recht kompakt. Unsere Un-
tersuchungsfläche umfasst
nur den geschlossenen Orts-
bereich und nahm am Be-
ginn der Untersuchungen
1982 eine Fläche von 26,82
ha, im Jahr 2000 in Folge
von Neubauaktivitäten an
den Rändern eine Fläche
von 29,04 ha ein. Das Dorf
ist also in 18 Jahren um 8 %
gewachsen (Abb. 2a), hatte
aber schon 1982 recht star-
ken Mischcharakter zwi-
schen einem Bauerndorf
und einer Pendler-/Arbei-
terwohnsiedlung.



Abb. 1: Dorfgebiete von Rinn (a; Blick nach Nordosten) und Tulfes (b; Blick nach Osten) im November 1993 (Quelle: Tiroler Landesmuseum Ferdinandeum; aus: Tiroler Atlas: <http://tirolatlas.uibk.ac.at>). – Fig. 1: Aerial views of the study sites Rinn (a) and Tulfes (b) – November 1993.

Das Dorf Tulfes (920–940 m, s. Abb. 1b) war noch Anfang der 1980er Jahre ganz überwiegend als Bauerndorf gekennzeichnet und wies einen großen Anteil an bäuerlichen Gehöften und ausgedehnte Obstwiesen auf, die ringförmig um den alten Ortskern angelegt waren. Auch bis ins 21. Jahrhundert hat Tulfes rein optisch diese Merkmale einer bäuerlichen Siedlung teilweise bewahrt. Der Ortskern von Tulfes liegt auf 920 m Meereshöhe in einer Verebnung, nur der südöstliche Teil des Ortes liegt etwas höher an einem nordexponierten Hang. Das Siedlungsareal der Gemeinde Tulfes ist stark zersiedelt, wir haben aber nur das eigentliche, mehr oder weniger geschlossene Dorf mit seinen Randbereichen untersucht. Die Untersuchungsfläche umfasste 1982 17,96 ha, im Jahr 2000 19,97 ha, die Siedlung war also in 18 Jahren durch Neubauten an den Rändern um 11 % gewachsen (Abb. 2b).

Weitere Unterschiede in der Grundkomposition beider Dörfer, d. h. in den Flächenanteilen der wichtigsten Dorfstrukturen am Beginn und (vorläufigen) Ende der Untersuchungsperiode, sind der Tabelle 1 zu entnehmen.

Untersuchungsmethoden

Die vorliegende Arbeit ist Teil eines langjährigen Forschungsprojektes des Erstautors: „Siedlungsentwicklung und Vogelwelt in Tirol“. Kartierungen der Dorfstrukturen wurden in den Jahren 1982 und 1991 vom Erstautor und zusätzlich im Jahr 2000 vom Zweitautor durchgeführt. Dieser übernahm im Zuge seiner Diplomarbeit auch die Digitalisierung und Verarbeitung der Struktur- und Vogeldaten mit Hilfe eines Geographischen Informationssystems (GIS) (DANZL 2003). Revierkartierungen der Vogelwelt beider Dörfer erfolgten primär durch den Erstautor und zwar durchgehend in den sechs Jahren von 1982 bis 1987 und 1991 sowie erneut 2000 durch den Zweitautor. Für Spezialaspekte haben wir Aufnahmen auch 1990 durchgeführt, die hier aber nicht behandelt werden (s. LANDMANN & KOLLINSKY 1995).

Erfassung von Dorfstrukturen – Habitatparameter

Wir haben 1982, 1990 und 2000 Dorfstrukturen nach einem einheitlichen Schema jeweils in der zentralen Vegetationsperiode (Juli, August) erfasst. Als Kartiergrundlage im Feld dienten kleinmaßstäbige Katasterpläne 1:1000, auf denen Gebäudeumrisse und Grundstücksgrenzen exakt eingezeichnet waren. Die vor Ort klar unterscheid- und abgrenzbaren Flächenstrukturen und Einzelelemente wurden lage- und flächengetreu eingetragen (so weit möglich in m² – Genauigkeit). Die zur Darstellung der Dorfdynamik und zur ökologischen Analyse herangezogenen Parameter können grob in punkt-, linien- und flächenartige Elemente unterteilt werden:

1. Flächenelemente – Flächennutzungstypen, Flächenüberdeckung.

Separat für jedes Grundstück haben wir insgesamt 18 verschiedene Flächenparameter erfasst. Diese umfassen Lebensraummerkmale, die für die Charakterisierung der Dorftypologie und des Strukturwandels im Laufe der Zeit wesentlich sind und zudem Strukturen, die besonders auch für Siedlungsvögel relevant sind (Tab. 1). Damit verfügen wir aus den drei Referenzjahren über exakte Flächenbilanzen (Flächenanteile) einzelner Gebäudetypen (5 Variable vom Bauernhaus bis zum Rohbau) und gehölzfreier Freiflächen (8 Variable, s. Tab. 1). Zudem haben wir exakte Daten betreffend Deckung und Art der Baum- und

Strauchvegetation (5 Variable von Koniferenhecken bis Obstwiesen–Abb. 3), auf die wir in der vorliegenden Arbeit fokussieren. Für Flächenkalkulationen im GIS haben wir jedem Polygon der Untersuchungsflächen nur einen Flächenparameter zugeordnet. Beispielsweise wurde also die Krautschicht unter Gehölzen oder Gebüschern nicht gesondert aufgenommen. Die Summe aller Flächenstrukturen ergibt somit 100 %.

2. Punktartige Strukturen – Baumbestand

Flächenhafte Gehölze und zusammenhängende Obstbaumbestände (v. a. bäuerliche Obstanger inklusive der überdeckten Wiesenflächen) wurden als Flächenpolygone digitalisiert. Einzelbäume haben wir aber auf den Feldkarten als Punkte eingezeichnet und in der GIS-Darstellung als Punktsymbole behandelt. Dabei haben wir zwischen Koniferen, Laubbäumen (ohne Obstbäume) und Obstbäumen und jeweils drei groben Größenklassen (klein, mittel, groß – s. unten) unterschieden. Da Einzelbäume separat als Punktsymbole erfasst wurden, ist die Berechnung der Gesamtdeckung der Baumschicht nur grob möglich. Wir haben dazu für jede Baumgrößenklasse und für jeden Baumtyp über Stichprobenmessungen eine mittlere Flächenüberdeckung ermittelt und diese für Kalkulationen verwendet. Koniferen und Laubbäume mit über 70 m² bzw. Obstbäume mit mehr als 45 m² Flächenüberdeckung wurden als „groß“, solche mit weniger als 10 m² bzw. weniger als 5 m² als „klein“ bezeichnet.

3. Linienartige Strukturen – Heckenbestand

Hecken (also in Höhe und Breite gleichmäßige Schnitthecken) haben wir in Feldkarten als Linien aufgenommen und als Linearsymbole digitalisiert. Wir unterscheiden grob zwischen Laub- und Koniferenhecken. Letztere bestanden hauptsächlich aus Thujen oder Fichten, Erstere waren botanisch vielseitiger, wenngleich höhere Laubschnitthecken häufig von Hainbuchen dominiert sind. Alle nicht linienhaften Gebüsch wurden als Flächenpolygone erfasst und digitalisiert. Um einen groben Vergleichswert für die Gesamtfläche (Überdeckung) der Strauchschicht in den Dörfern und Dorfteilen und deren Entwicklung im Laufe der Zeit zu bekommen (Tab. 1), haben wir die Breite der Hecken generell mit 1 m angesetzt und so annähernd ein Maß für die Gesamtfläche der Strauchschicht erhalten (= Breite x Länge der Hecken + sonstige Gebüschflächen). Einzelne niedere Ziergebüsch (< 0,5 m Höhe) wurden nicht aufgenommen, da sie für Vögel wenig bedeutend sind. Erwähnt sei aber, dass auch dieses typische Element von Vorstadtsiedlungen nach unserem Eindruck in beiden Dörfern zwischen 1982 und 2000 stark zugenommen hat.

Erfassung vogelkundlicher Daten

Die Bestände und Raumverteilung sämtlicher Vogelarten der beiden Dörfer wurden 1982 bis 1987 ganzjährig, in den Jahren 1991 und 2000 aber nur in der Brutsaison erfasst. Auf die Befunde einer quantitativen Punkt- und Rasterkartierung außerhalb der Brutzeit gehen wir hier aber nicht ein (s. LANDMANN 1990). Für die Erfassung der Brutvogelwelt kam in allen 8 Jahren (1982–1986, 1991, 2000) die aufwändige Methode der Vollrevierkartierung zur Anwendung (LANDMANN et al. 1990, BIBBY et al. 1992; Details der Kartierweise bei LANDMANN 1987). Antreffpunkte von Vogelindividuen, revieranzeigende Merkmale u. a. Verhaltensweisen, Neststandorte usw. wurden wie üblich in Feldkarten im Maßstab 1:1000 lokalisiert und festgehalten. Die Revierkartierung (Vollkontrollen) erfolgten in allen Jahren an (9) 10–11 Tagen, und zwar jeweils von Anfang April bis Ende Juni (3–4x

April, 4–5× Mai, 2–4× Juni). Lediglich 1985 fanden nur 6 Kartierdurchgänge statt, die Ergebnisse dieses Jahres sind daher nur eingeschränkt für Vergleiche verwertbar. Für eine bessere Erfassung v. a. der Amsel, die bereits in der frühen Morgendämmerung zu singen beginnt, haben wir vielfach vor den eigentlichen Vollkontrollen zusätzliche bis zu einstündige „Amselrunden“ in Teilbereichen durchgeführt. Über die Kartierung simultan singender Männchen kann man so eine bessere Übersicht über die Revierdichten erhalten. Die Vollkontrollen erfolgten ansonsten durchwegs von den frühen Morgenstunden bis in den Vormittag (v. a. zwischen etwa 4h 30 und ca. 11h MEZ). Der Kartieraufwand pro Vollkontrolle war zwischen 1982 bis 1991 etwas geringer (7–8 min/ha) als 2000 (10–11,5/ha), was aber als Ausgleich für die damals etwas geringere Kartieroutine und Geländevertrautheit des Zweitautors anzusehen ist und die Vergleichbarkeit der Daten kaum beeinträchtigen dürfte.

Auswertung und Darstellung der (vogelkundlichen) Daten

Alle Beobachtungen einer Art wurden pro Saison und Dorf auf einer „Artkarte“ zusammengefasst, um „Papierreviere“ auf der Basis räumlicher Clusterungen von Nachweisen zu bilden (s. LANDMANN et al. 1990). Als Revier gewertet haben wir solche Clusterungen nur dann, wenn (bei 9–11 Begehungen) mindestens dreimal Individuen einer Art (meist singende Männchen) in einem eng umgrenzten Gebiet mit revieranzeigendem Verhalten festgestellt wurden, oder aber, wenn eindeutige, räumlich klar zuordenbare Brutnachweise (z. B. Nestfunde) vorlagen. Vogelreviere im Randbereich der Dörfer wurden als zugehörig gewertet, wenn mehr als die Hälfte der Registrierungen oder wenn Brutnachweise innerhalb der Probefläche gelangen. In Zweifelsfällen wurden solche Randreviere in Statistiken nur halb (0,5 Reviere) gewertet oder als „fragliche Reviere“ ausgewiesen. Das Abgrenzen von Revieren auf Artkarten ist nicht frei von Subjektivismen. Aus Standardisierungsgründen wurde die Endauswertung der Reviere aller Jahre (auch 2000) daher vom Erstautor durchgeführt (vgl. dazu auch BIBBY et al. 1992). Die Übertragung der „Papierreviere“ in das GIS System sowie die nachfolgenden Auswertungen und Darstellungen (z. T. inklusive Verschneidungen mit Strukturparametern) übernahm der Zweitautor. Jeder Punkt stellte dabei ein zuvor festgelegtes etwaiges prospektives Revierzentrum dar (Bereich mit Massierung von Registrierungen, Orte mit Nachweisen zentraler Aktivitäten – z. B. Nester). Für Detailanalysen wurden mit der GIS-Programmfunktion „*Create Buffers*“ um die Reviermittelpunkte Kreise mit einem Radius von 30 m (Amsel) bzw. 50 m (Buchfink) erzeugt. Die so generierten „Standardreviere“ (Abb. 4, 6) entsprechen in ihren Flächen (0.28 ha bzw. 0.79 ha) etwa den für diese Arten aus der Literatur für Siedlungsräume genannten Werten (z. B. BERGMANN 1993, GLUTZ & BAUER 1988, LANDMANN 1991). Nach Verschneidung der Vogelreviere mit Strukturthemen war es im GIS dann leicht möglich, für jedes Revier die für die Art relevanten Strukturdaten (z. B. Baumbestand, Obstwiesen beim Buchfink, Heckencharakteristika für die Amsel) zu bilanzieren. Um zu klären, ob Veränderungen der Revierinhalte über die Jahre selektiv erfolgten oder lediglich die Dimension des allgemeinen Strukturwandels widerspiegeln, haben wir im GIS zu den kartierten Revieren von Buchfink und Amsel imaginäre „Zufallsflächen“ gleicher Größe und Zahl generiert (GIS script: „*random_p.ave*“) und dann die Flächeninhalte der Vogel- und Zufallsreviere verglichen. Die imaginären Mittelpunkte dieser „Zufallsreviere“ lagen mindestens 30 m (Amsel) und 50 m (Buchfink) von der Grenze der Probefläche und hatten voneinander einen Mindestabstand von 10 m (Amsel) bzw. 40 m (Buchfink), um „Revier-

teile“ außerhalb der Probefläche bzw. eine zu starke Klumpung der Reviere zu verhindern. Die Größe der dörflichen Untersuchungsflächen hat sich von 1982 bis 2000 durch Zuwachs (Neubauten) an den Rändern verändert (vgl. Abb. 2). Als Bezugsflächen für Dichteberechnungen usw. haben wir hier aber die Grenzen des Jahres 2000 verwendet. Da schon vor 2000 Strukturparameter und Randbrüter außerhalb der eigentlichen Probeflächen miterfasst wurden, konnten Dichtewerte für frühere Jahre auf Basis der Dorfflächen aus 2000 gut (rück)ermittelt werden.

Tab. 1: Veränderungen der Dorfstrukturen in Rinn (RI) und Tulfes (TU) von 1982 über 1991 bis 2000 (82, 91, 00). Flächenanteile (%) von Gebäuden und Freiflächentypen an den gesamten Dorf-
flächen. Bezugsflächen für Prozentwerte sind jeweils die Gesamtflächen in den Grenzen von 2000 (Rinn: 29,04 ha; Tulfes: 19,97 ha). RI bzw. TU 82-00 = Gesamtzu-/abnahme des jeweiligen Flächenanteils von 1982 bis 2000. Kürzel: GEB = Gebäudeflächen (alle Typen); MIS = Misthaufen; BVE = Böden – versiegelt; BRO = vegetationsfreie Rohböden; BBE = Zierbeete, Bodendecker, RAF = Rasenflächen; AMK = Ackerflächen (Mais, Kartoffel); WIF = Wiesenflächen (plus Kraut-
säume, ohne Obstwiesen); OBW = Obstwiesen, Obstanger (ohne einzelne Obstbäume); BAF = von Baumgehölzen, STF von Sträuchern überdeckte Flächen. – Tab. 1: Changes in the area covered by
single structures in the villages Rinn (RI) and Tulfes (TU) from 1982 to 1991 and 2000 (82, 91,
00). Figures are percentages of total village areas (= 29,04 ha RI, 19,97 ha TU). 82-00: dimension
of decrease / increase in cover between 1982 and 2000. The data reflect a process leading from tradi-
tional farming villages to suburbia like “residential settlements“. GEB = buildings; MIS = dung-
heaps; BVE = sealed surfaces; BRO = raw soil without vegetation cover; BBE = garden beds, RAF =
lawns; AMK = corn or potato fields; WIF = meadows; OBW = orchards; BAF = tree cover; STF =
cover of bushes & hedges

Flächentyp (Kürzel)	RI 82 %	RI 91 %	RI 00 %	RI 82–00 Zu-/Ab %	TU 82 %	TU 91 %	TU 00 %	TU 82–00 Zu-/Ab %
GEB	12,7	15,3	19,0	+ 49,5	12,5	15,1	18,0	+ 44,0
MIS	0,2	0,2	0,1	– 37,9	0,4	0,4	0,2	– 43,4
BVE	12,1	12,9	16,1	+ 33,7	13,9	14,1	16,4	+ 18,1
BRO	6,5	7,0	5,7	– 12,4	8,5	9,3	7,4	– 13,0
BBE	2,8	2,4	4,7	+ 72,2	2,3	1,9	4,2	+ 85,5
AMK	1,6	2,7	0,0	– 98,2	2,7	3,3	1,5	– 44,2
RAF	22,8	25,7	24,7	+ 8,3	15,0	16,8	21,7	+ 45,3
WIF	31,4	23,5	21,3	– 32,3	27,3	22,7	16,7	– 38,6
OBW	6,4	5,7	3,7	– 41,7	15,8	13,7	11,2	– 29,2
BAF	1,6	2,4	2,8	+ 68,7	0,9	1,5	1,4	+ 55,8
STF	2,0	2,1	1,7	– 8,6	0,9	1,2	1,1	+ 34,4
Gesamt	100,0	100,0	100,0		100,0	100,0	100,0	

Ergebnisse

Gesamtbilanz: Vom Mittelgebirgsdorf zur Vorstadtsiedlung

Beide Dörfer haben sich in den nur 18 Jahren von 1982 bis 2000 rasant verändert. Diese Änderungen betreffen in geringerem Maß die Gesamtausdehnung oder die Außengrenzen, auch wenn beide Dörfer einen nicht unerheblichen Flächenzuwachs durch Neubauten an den Rändern, der auf Kosten von Wiesen und Äckern ging, verzeichnet haben (z. B. Abb. 2). Der Randzuwachs, bezogen auf die Ausgangsfläche, betrug in Rinn 8,3 % und in Tulfes 11,2 %, und war in den 1990er Jahren deutlich größer als in den 1980er Jahren.

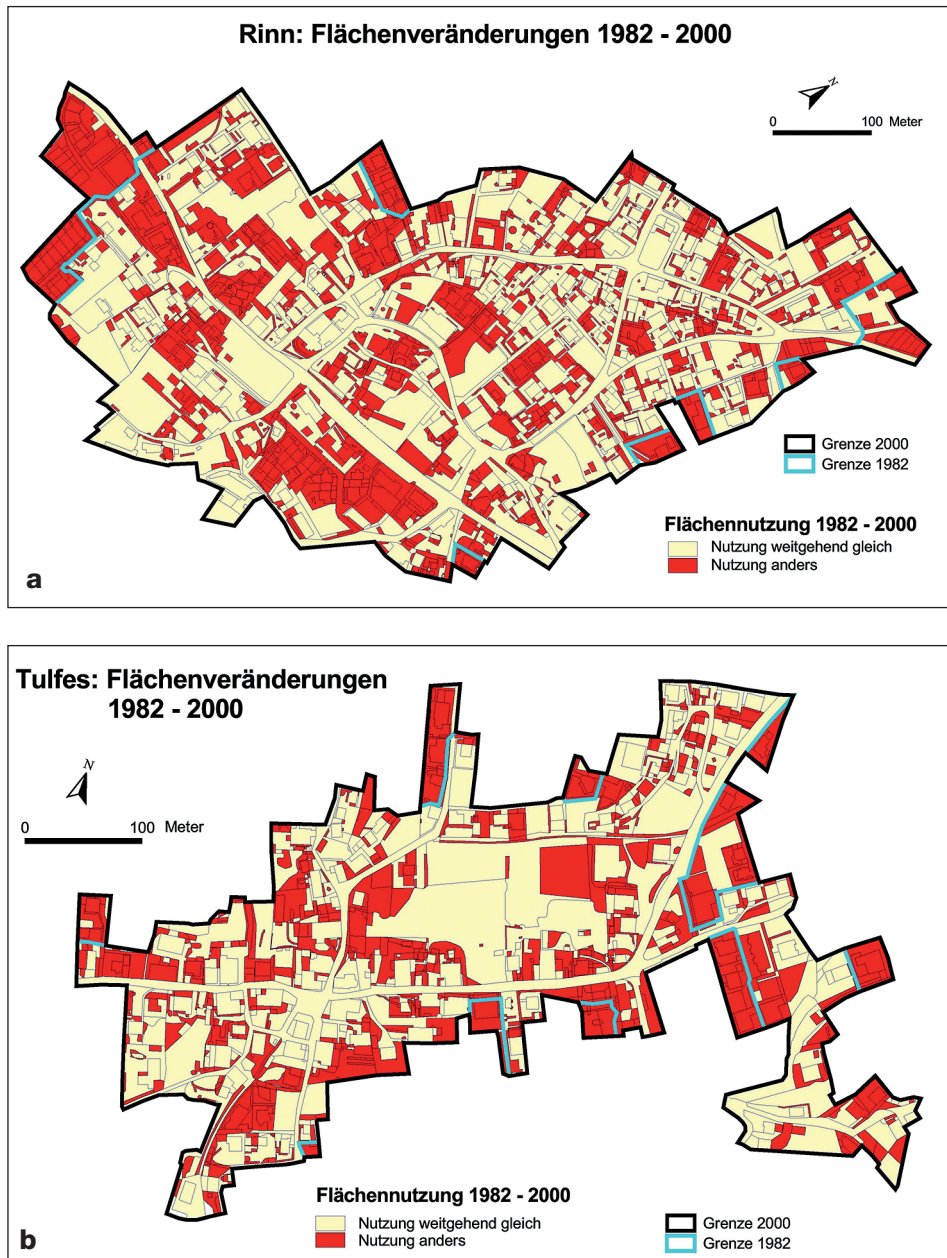


Abb. 2: Bilanz der Flächenveränderungen in Rinn (a) und Tulfes (b) von 1982 bis 2000. Flächen, deren Oberflächenstruktur und/oder Nutzung sich zwischen 1982 und 2000 völlig, großteils oder zumindest in ökologisch relevanten Dimensionen sichtbar geändert hat. – Fig. 2: Dynamic of land use in the two mountain villages Rinn (a) and Tulfes (b) between 1982 and 2000. Areas with distinct changes from 1982 to 2000 are shown in red, mostly unaltered areas in yellow. On average about 40% of the village areas underwent pronounced or complete changes in land use and surface cover within a short period of only 18 yrs.

Insgesamt wurden in Rinn bzw. Tulfes von 1982 bis 2000 2,2 ha bzw. 2,0 ha Dorfrandflächen neu erschlossen, davon aber nur 0,68 bzw. 0,75 ha zwischen 1982 und 1991. Entscheidender für den gesamten Dorfcharakter und insbesondere auch für Dorftiere, waren demgegenüber Veränderungen der Gebäudetypologie, der vorherrschenden Flächennutzungen und der Verteilung und Häufigkeiten von Vegetationsstrukturen im Dorfinneren. Die Tabelle 1 bilanziert diese Dynamik an Hand der Änderungen der Anteile flächiger Strukturparameter vom Jahr 1982 über das Jahr 1991 bis zum Jahr 2000. Wie ersichtlich, haben in beiden Dörfern der Überbauungs- und Versiegelungsgrad sowie – meist monotone – Siedlungsrasen stark zugenommen, landwirtschaftliche Nutzflächen (Wiesen, Äcker, Obstwiesen) im Siedlungsverbund aber stark abgenommen. Trotz einer deutlichen Zunahme der Gebäudeflächen (und -zahlen) ging in beiden Dörfern die Anzahl und Flächenüberdeckung landwirtschaftlicher Wohn- und Nutzgebäude erheblich zurück. In Rinn betrug dieser Schwund –22,2 % bzw. – 31,4 % (Fläche bzw. Gebäudezahl), in Tulfes –13,4 % bzw. –17,6 %. Weniger flächen- als zahlenmäßig relevant sind, z. B. als Ressourcen für Dorfvögel, neben den Änderungen im Gehölzbestand (s. 3.2, Abb. 4, 6) auch der Rückgang offener Misthaufen in den Dörfern und der Schwund kleiner Beete in Bauerngärten. Letzterer wurde durch die Anlage von Zierbeeten, Blumenrabatten u. ä. allerdings rein flächenmäßig überkompensiert (Tab. 1).

Die außerordentliche Geschwindigkeit und Dimension des Wandels in den beiden Dörfern lässt sich am eindrucksvollsten zeigen, wenn alle Flächen, deren Charakter bzw. Nutzung 2000 deutlich anders als am Beginn bzw. in der Mitte der Untersuchungsperiode (also 1982 oder 1991) war, hervorgehoben werden (Abb. 2). Alle Flächen, die zwischen 1981 und 2000 völlig, nachhaltig oder zumindest aus ökologischer Sicht relevant verändert wurden, sind in Abb. 2 summarisch dargestellt. Als „verändert“ ausgewiesen sind also sowohl neu überbaute, größere Offenflächen im Dorfinneren und an den Rändern als auch kleinflächige Nutzungsänderungen (z. B. Umwandlung eines Rasens in ein Beet oder eines Misthaufens in einen versiegelten Hinterhofteil). Rein rechnerisch haben sich in beiden Dörfern in Summe etwa 40 % der Flächen (39,1 % Rinn, 38,2 % Tulfes) in nur 18 Jahren grundlegend gewandelt. Die Geschwindigkeit der Änderungen, die jeweils über ein Viertel der Flächen betrafen, war in den je 9 Jahren von 1982–1991 und 1991–2000 in beiden Dörfern etwa gleich groß.

Dynamik des Gehölzbestandes: Vom Bauerndorf zum Dorfpark

Zumindest optisch (etwa aus der Luft–s. Abb. 1) am auffälligsten, und für die Komposition von Dorffaunen wohl von größter Relevanz, ist insgesamt wohl der dramatische Zuwachs von Einzelbäumen und Hecken in beiden Dörfern. Dieser wird vom gleichzeitigen Schwund größerer, zusammenhängender Obstwiesen und Obstgärten begleitet (Tab. 1, Abb. 3). Der Obstwiesenverlust erfolgte in Tulfes relativ gleichmäßig von 1982–2000 und war dort etwas weniger stark als in Rinn, wo er sich (von einem niedrigen Niveau ausgehend) vor allem in den 1990er Jahren nochmals beschleunigt hatte (Tab. 1, Abb. 3 u. 6). Auch wenn lokal, v. a. in Privatgärten, kleinere Obstbäume in größerer Zahl neu gepflanzt wurden (Abb. 3), konnte dies den Verlust größerer Obstwiesen und Obstgärten nicht ausgleichen, zumal die Neupflanzungen überwiegend strukturarmer Niederstämme umfassten. Parallel zu diesem Rückgang der ursprünglich meist auf größere Parzellen konzentrierten Obstwiesen, nahm in beiden Dörfern die „Durchgrünung“ mit anderen Gehölzen außerordentlich stark und konstant zu. Dies äußert sich v. a. in der Verteilung und Zahl von Einzelbäumen und Schnithecken, bzw. deren Länge. Diese Strukturelemente

bestimmen inzwischen in beiden Dörfern, die in weiten Teilen noch vor wenigen Jahrzehnten – abgesehen von Obstbäumen – fast frei von Laubbäumen und insbesondere von Koniferen waren, und die nur in Neubausiedlungen wenige Heckenzüge aufwiesen, die Ortsbilder (s. Abb. 3, 4 u. 6).

Insbesondere die Zahl einzelner oder in kleinen Gruppen gepflanzter Koniferen nahm in beiden Dörfern extrem zu: In Rinn von 1982 bis 2000 von 57 auf 300 (+ 426 %), in Tulfes von 13 auf 127 (+ 877 %). Auch der Zuwachs an Laubbäumen (ohne Obstbäume) war beträchtlich (Rinn: von 96 auf 319 = +232 %; Tulfes von 30 auf 180 = +500 %). In beiden Dörfern hat also in weniger als zwei Jahrzehnten eine starke „Verwaldung“ oder – wenn man so will – eine Umwandlung von baumarmen Bauerndorf zum Dorfpark stattgefunden.

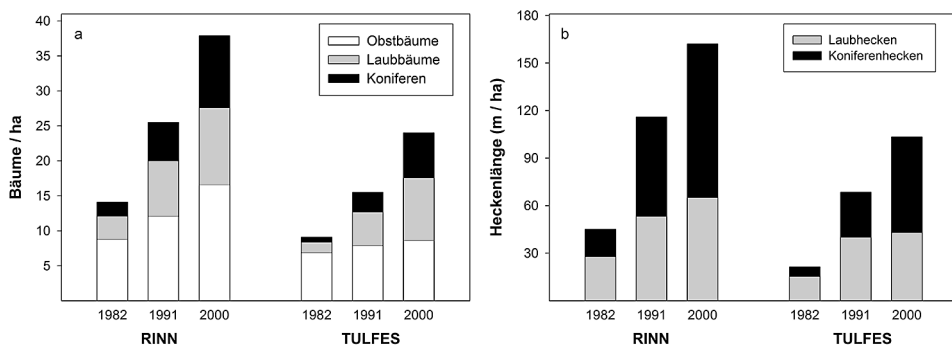


Abb. 3: Vom Bauerndorf zum Dorfpark: Entwicklung des Baumbestandes (mittlere und große Bäume pro ha) außerhalb der Obstwiesen (a) und des Heckenbestandes (m / ha, b) in Rinn und Tulfes von 1982 über 1991 bis 2000. – Fig. 3: Increase in tree densities (a: trees / ha) and in the length of trimmed hedges (b: m / ha) in Rinn and Tulfes from 1982 until 2000. Trees of 3 types (coniferous, deciduous and fruit trees) are distinguished and only trees of at least medium size are considered. Hedges are divided into evergreen and deciduous types.

Ähnlich auffällig war die Zunahme der inneren Randlinien bzw. der Kleinkammerung der Dorflandschaften durch Heckenzüge, wobei auch hier eine Tendenz zur „Koniferisierung“ bemerkenswert ist (Abb. 3). Der Heckenbestand war zwar in Rinn schon am Beginn der Untersuchungsperiode recht beträchtlich und deutlich grösser als im „bäuerlichen“ Tulfes, der Zuwachs in der Zahl, Dichte und Länge von Schnitthecken war aber auch dort erheblich. Die Gesamtlänge von damals 53 einzelnen Heckenzügen betrug in Rinn 1982 ca. 1,3 km (45 m/ha), im Jahr 2000 aber bereits 4,7 km (193 Heckenzüge; 163 m/ha). In ganz Tulfes gab es 1982 sogar nur 18 Heckenzüge mit zusammen nur etwa 0,43 km Länge (21 m/ha), 2000 aber bereits 82 Heckenzüge mit 2,1 km Gesamtlänge (103 m/ha). Zusammengefasst bedeutet dies, dass sich in nur 18 Jahren die Länge der Hecken um den Faktor 3,5 (Rinn) bzw. 4,5 (Tulfes) vergrößert hat. Die Länge der Koniferenhecken hat in Rinn um 464 % (in 20 vs. 112 Heckenzügen) und in Tulfes sogar um 885 % (in 4 vs. 52 Einzelhecken) zugenommen (Abb. 3, vgl. Tab. 3).

Die Auswirkungen dieser rasanten Änderungen auf Bestände und Verteilung von Tieren, die Busch- und Baumbestände als zentrale Ressourcen (Nistplätze, Nahrungssuche, Deckung) nutzen, zeigen wir nachstehend an drei Vogelarten exemplarisch auf.

Tab.2: Bestandsentwicklung häufiger Brutvögel der Strauchschicht (Amsel, Mönchsgrasmücke) und der Baumschicht (Buchfink, z. T. Amsel) in Rinn und Tulfes von 1982 bis 2000. Bestandszahlen aus den Jahren 1983, 1985, 1987 sind nicht dargestellt, aber vorhanden. Einzelne Randreviere mit mehr als der Hälfte der Registrierungen innerhalb der Probefläche sind nur halb (0,5 Reviere) gewertet, zusätzliche fragliche Reviere sind mit angegeben (+). Zu-/Abnahme zwischen 1982 und 1991 bzw. 1991 und 2000 in % (nur „sichere“ Reviere berücksichtigt). – Tab. 2: Population dynamics of Blackbird (*Turdus merula*), Blackcap (*Sylvia atricapilla*) and Chaffinch (*Fringilla coelebs*) in Rinn and Tulfes between 1982 and 2000. Number of territories (+ possible additional territories) in selected years and dimension of population increase/decrease between 1982 and 1991 and 1991 to 2000 respectively.

Art–Dorf	1982	1984	1986	1991	2000	82–91 %	91–00 %
Amsel – Rinn	25,5+4	38+4	43,5+4	46,5+5	48,5+ 6	+ 82,4	+ 4,3
Amsel – Tulfes	24 +2	27+3	27+1	38+1	43+6	+ 58,3	+ 13,2
Mönchsgrm. – Rinn	1	4+ 0,5	6+2	12+1	16,5+3	+ 1100,0	+ 37,5
Mönchsgrm. – Tulfes	0	8+0	4,5+1	6,5+2	6+1	+ 650,0	– 7,7
Buchfink – Rinn	14+1	23,5+1	18+3	31+1	27,5+2	+ 121,4	– 11,3
Buchfink – Tulfes	19+3	21,5+1	21+1	25+3	24,5+2	+ 31,6	– 2,0

Dynamik der Bestände und Raumnutzung von Strauch- und Baumfreibrütern

Die Tab. 2 zeigt die Bestandsentwicklungen der wichtigsten Siedlungsarten aus den Nestgilden „Strauchbrüter“ und „Baumfreibrüter“ in beiden Dörfern. Die Abb. 4–6 demonstrieren zudem exemplarisch, wie sich diese Prozesse auf die Dichten, Raumverteilungen und Raumnutzungen dieser ausgewählten Arten ausgewirkt haben und stellen einen optischen Bezug zur Entwicklung der Baum- bzw. Heckenbestände her.

Folgende Befunde sind hervorzuheben:

1. Strauch (Hecken)brüter: Amsel und Mönchsgrasmücke

Die Nestgilde der Strauchbrüter, aus der in den beiden Dörfern neben Amsel und Mönchsgrasmücke nur der Grünfink in größerer Zahl brütete, verzeichnete insgesamt im Untersuchungszeitraum (v. a. von 1982–1991) deutliche Dichtezuwächse (+60–65 %).

Quantitativ bestimmt wurde diese Entwicklung in beiden Dörfern besonders durch die außerordentlichen Bestandszunahmen der Amsel. Sie hat sowohl in Rinn als auch in Tulfes ihre Dichten in 18 Jahren (fast) verdoppelt (von 8 Revieren/10 ha auf mind. 16,7 Rev./10 ha in Rinn bzw. von 12 auf mind. 21,5 Rev./10 ha in Tulfes, Tab. 2). Wie die Abb. 4 beispielhaft zeigt, dürfte diese Entwicklung in engem Zusammenhang mit dem vermehrten Aufkommen von Hecken stehen. Die Heckendichte hat sich offenbar nicht nur generell erhöht, sondern scheint sich v. a. im Bereich der von Amseln präferierten Dorfteile überproportional entwickelt zu haben. Wir haben diesen Zusammenhang getestet, indem wir für 1982 und 2000 die Flächeninhalte einer Standardfläche ($r = 30$ m) für Amselreviere und für eine gleiche Zahl von Zufallsflächen verglichen haben (Tab. 3).

Der Anstieg in den Heckenlängen ist in beiden Dörfern und für beide Flächengruppen (Reviere, Zufallsareale) von 1982 bis 2000 signifikant (t-test: Rinn: Reviere: $t = 5,52$; $p < 0,001$; Zufallsareale: $t = -3,50$; $p = 0,001$; Tulfes: Reviere $t = -3,49$; $p = 0,001$; Zufallsareale: $t = -2,41$; $p = 0,019$). Schon 1982 wiesen Amselreviere etwas größere Heckenlängen auf als Zufallsflächen (Tab. 3), die Unterschiede waren aber nicht signifikant. Im Jahr 2000 beinhalteten Amselreviere aber in beiden Dörfern sehr deutlich, wenn auch knapp nicht

Tab. 3: Heckenlängen (m) und Rasenflächen (m²) in Vollrevieren der Amsel (Standardfläche: r = 30 m) und gleich großen Zufallsflächen in Rinn und Tulfes (1982, 2000). In beiden Dörfern sind für 1982 je 24 und für 2000 je 43 Reviere bzw. Zufallsflächen berücksichtigt. Mittelwerte und sd (gerundet). – Tab. 3: Mean ($\pm$ sd) hedgerow length (m) and mean surface covered by lawns (m²) in standardized blackbird territories (r = 30 m around proposed territory centers) and in random village areas of the same size in Rinn and Tulfes 1982 (24 areas of each type) and 2000 (43 areas of each type).

Parameter	Vollreviere 1982	Zufallsflächen 1982	Vollreviere 2000	Zufallsflächen 2000
Heckenlänge (m) – Rinn	18 $\pm$ 23	16 $\pm$ 21	57 $\pm$ 37	42 $\pm$ 42
Heckenlänge (m) – Tulfes	13 $\pm$ 30	8 $\pm$ 24	63 $\pm$ 85	34 $\pm$ 63
Rasenfläche (m ²) – Rinn	766 $\pm$ 445	629 $\pm$ 397	849 $\pm$ 379	666 $\pm$ 535
Rasenfläche (m ²) – Tulfes	584 $\pm$ 340	268 $\pm$ 335	649 $\pm$ 350	503 $\pm$ 357

signifikant, mehr Hecken als Zufallsflächen ($p = 0,068$ für Rinn, $p = 0,079$ für Tulfes). So wiesen in Rinn über die Hälfte der 43 Zufallsflächen relativ geringe Heckenlängen auf (< 25 m), nur 10 von 43 Amselrevieren waren aber ähnlich heckenarm. In Tulfes waren die Heckenlängen im Jahr 2000 in Amselrevieren im Mittel fast doppelt so hoch wie in den Zufallsflächen (Tab. 3, Abb. 4) und in 9 von 43 Revieren, aber nur in 3 von 43 Zufallsrevieren betrugen sie dort mehr als 100 m!

In Tabelle 3 haben wir zudem die Entwicklung der Rasenflächen in Amselrevieren im Vergleich zu Zufallsflächen bilanziert. Grundsätzlich haben von 1982 bis 2000 in beiden Siedlungen Rasenflächen leicht (Rinn) bis deutlich (Tulfes) zugenommen (Tab. 1 u. 3). In Rinn war aber diese Zunahme weder in Amselrevieren noch in Zufallsflächen signifikant und dort war zudem kein signifikanter Unterschied zwischen den beiden Flächentypen feststellbar. Allerdings wiesen Amselreviere auch in Rinn v.a. 2000 tendenziell deutlich mehr Rasenflächen als die Zufallsflächen auf ($p = 0,062$, s. Tab. 3). Die Präferenz für Dorfflächen mit erhöhtem Rasenangebot war hingegen im Bauerndorf Tulfes schon 1982 auffällig, denn Amselreviere hatten dort signifikant mehr Rasen als Zufallsflächen ($t = 3,24$, $p = 0,002$), eine Tendenz, die sich dort eindeutig auch 2000, wenn auch knapp nicht mehr signifikant, zeigte ($p = 0,058$). Während aber in Tulfes von 1982 bis 2000 Rasen in Zufallsflächen, der allgemeinen Umwandlung vom Bauerndorf zur Wohnsiedlung folgend, im Mittel signifikant zunahmen ($t = -2,68$, $p = 0,01$), vergrößerten sich die Rasenflächen in Amselrevieren gegenüber 1982 nur geringfügig und nicht signifikant ($p = 0,46$). Dies weist darauf hin, dass Amseln in diesem Dorf schon früher die (vormals wenigen) Flächen mit erhöhtem Angebot an Kurzrasen bevorzugten, in den Folgejahren aber u. a. vom vermehrten Angebot solcher, für die Nahrungssuche präferierten, Flächentypen auch in anderen Dorfteilen profitierten.

Noch auffälliger als die Zunahme von Amseln waren die Bestandszuwächse der Mönchsgrasmücke, die 1982 in Tulfes nur randlich außerhalb des Dorfes brütete und in Rinn nur mit einem Revier vertreten war. Ab Mitte der 1980er-Jahre hatte sich die Art aber als fester Bestandteil der Brutvogelgemeinschaften beider Dörfer etabliert und beachtliche Revierdichten erreicht (2000: Rinn 5,7 Rev./10 ha; Tulfes 3 Rev./10 ha). Besonders eindrucksvoll ist die explosive Eroberung weiter Dorfteile von Rinn, wo seit 1982 ein mehr oder weniger konstanter Bestandszuwachs und eine Eroberung weiter Teile des Dorfes zu beobachten war (Tab. 2, Abb. 5).

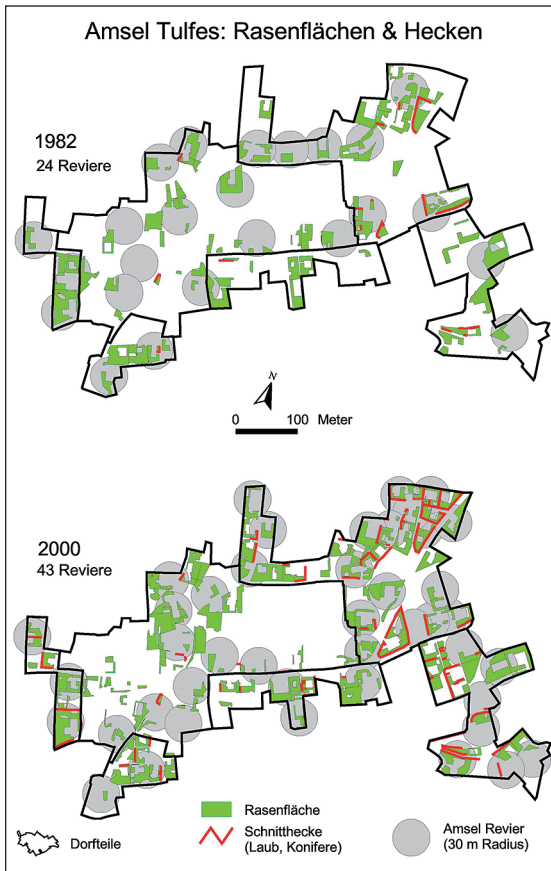


Abb. 4: Veränderung der Bestandsdichte und Raumverteilung der Amsel sowie der Hecken und Rasenflächen im Dorf Tulfes von 1982 bis 2000. – Fig. 4: Village Tulfes: Increase and territory shifts in blackbirds between 1982 and 2000 in relation to an increase in the number and surface cover of lawns (green) and hedges (red lines).

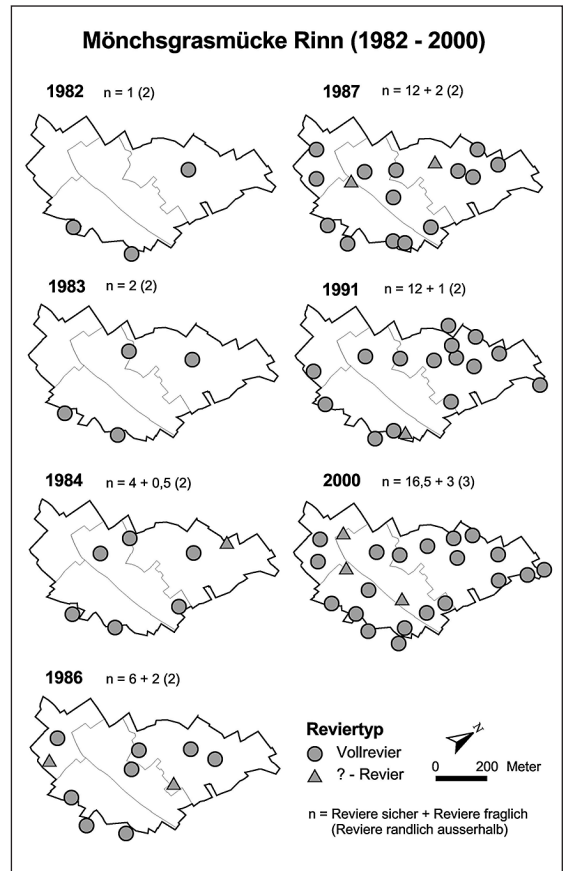


Abb. 5: Einwanderung und Zunahme der Mönchsgrasmücke im Dorf Rinn seit 1982 bis 2000. Fragliche- und Randreviere sind in den Bestandszahlen enthalten, weshalb es Abweichungen gegenüber den Zahlen in Tab. 2 gibt. – Fig. 5: Invasion of the village area and subsequent explosive increase of blackcaps in Rinn between 1982 until 2000. Full territories (circles), doubtful territories (triangles) and (in brackets) number of additional territories at the village edges.

2. Baumfreibrüter: Buchfink

Generell nahm die Gesamtdichte der Baumfreibrüter, zu denen neben dem Buchfink zumindest in einem der beiden Dörfer als etwas häufigere Arten noch Stieglitz, Wacholderdrossel, Elster und Rabenkrähe zählten, vor allem zwischen 1982 und 1991 stark zu, stagnierte danach aber bis 2000 oder nahm dann sogar leicht ab. Die Zunahme, für die v. a. der Buchfink verantwortlich war (Tab. 2), war dabei in Rinn mehr als dreimal so stark wie in Tulfes (+ 162 vs. + 46 %). Die Abundanz des Buchfinken erhöhte sich in Rinn von 4,8 Rev./10 ha (1982) auf 10,7 Rev./10 ha (1991) und auf 9,5 Rev./10ha (2000). In Tulfes

Tab. 4: Veränderungen von Baumdichten (n Bäume) und des Anteils von Obstwiesenflächen (m²) in Vollrevieren des Buchfinks (r = 50 m) und gleich großen Zufallsflächen in Rinn und Tulfes zwischen 1982 und 2000. Einzelbäume: = Anzahl frei stehender Koniferen & Laubbäume (ohne Obstbäume); Bäume gesamt = Gesamtzahl aller Bäume (mit Obstbäumen in und außerhalb von Obstwiesen). Mittelwerte und sd für pro Dorf je 12 (1982) bzw. je 25 Reviere (2000) und gleich viele Zusatzflächen. – Tab. 4: Mean (± sd) tree densities (Einzelbäume = trees excluding fruit trees) and overall tree densities (Bäume-gesamt = including fruit trees) and mean surface covered by orchards in standardized chaffinch territories (r = 50 m around proposed territory centers) and in random village areas of the same size in Rinn and Tulfes 1982 and 2000 (12 and 25 areas of each type in 1982 and 2000 respectively).

Parameter	Vollreviere 1982	Zufallsflächen 1982	Vollreviere 2000	Zufallsflächen 2000
Obstwiesen – Rinn (m ²)	1062 ± 867	445 ± 632	443 ± 633	206 ± 455
Obstwiesen – Tulfes (m ²)	1539 ± 1403	1125 ± 1349	1333 ± 1569	921 ± 1288
Einzelbäume – Rinn (n)	12,3 ± 6,9	11,8 ± 5,9	29,6 ± 13,4	33,1 ± 15,6
Einzelbäume – Tulfes (n)	5,7 ± 4,3	5,0 ± 4,2	14,33 ± 10,1	11,7 ± 9,1
Bäume-gesamt – Rinn (n)	26,6 ± 11,4	17,2 ± 7,8	37,2 ± 9,9	36,1 ± 13,1
Bäume-gesamt –Tulfes (n)	17,5 ± 10,7	15,2 ± 13,5	26,7 ± 12,1	25,4 ± 19,4

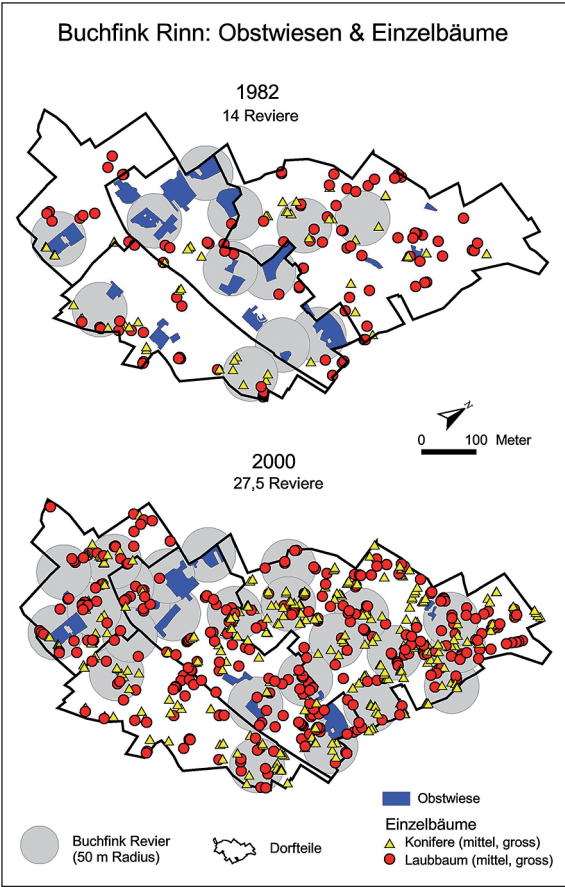


Abb. 6: Veränderung der Bestandsdichte und Raumverteilung des Buchfinken sowie des Baumbestandes und der Obstwiesen im Dorf Rinn von 1982 bis 2000. Die Revierzahlen entsprechen dem Gesamtbestand (s. Tab. 2), als Standardreviere umgrenzt sind aber lediglich 12 bzw. 25 Vollreviere deren Rauminhalte näher analysiert wurden. – Fig. 6: Village Rinn: Increase and territory shifts of chaffinches between 1982 and 2000 in relation to an increase in the number and surface cover of deciduous (red dots) and coniferous (yellow triangles) trees. Blue polygons: Orchards.

nahm die Art von einem hohen Ausgangsniveau 1982 (9,5 Rev./10 ha), für das v.a. die ausgedehnten Obstanger verantwortlich waren (s. Abb. 6), nochmals auf 12,5 bzw. 12,3 Rev./10 ha (1991 bzw. 2000) zu.

Diese Entwicklungen lassen sich gut mit Änderungen im Baumbestand in Bezug setzen, der, trotz des Schwunds von Obstwiesen, in beiden Dörfern rasant zugenommen hat (Tab. 1, Abb. 3 u. 6). Dementsprechend fanden sich in Buchfinkenrevieren in beiden Dörfern 2000 im Mittel deutlich mehr Bäume als noch 1982 (Tab. 4). Die Unterschiede sind sowohl mit als auch ohne Obstbäume signifikant (Rinn: Gesamtbaumzahl: $t = -2,79$; $p = 0,012$; Einzelbäume: $t = -6,0$; $p = < 0,001$; Tulfes: Gesamtbaumzahl: $t = -2,64$; $p = 0,012$, Einzelbäume: $t = -3,77$; $p = 0,001$). Dies, obschon die Flächenanteile von Obstwiesen in Buchfinkenrevieren sowohl in Rinn (dort signifikant: $t = 2,21$; $p = 0,041$) und etwas auch in Tulfes sanken. Die „Verbaumung“ und der Schwund von Obstwiesen spielten sich aber auch in zufällig ausgewählten Dorfflächen ähnlich ab (Tab. 4) und unterschieden sich dort in ihrer Dimension nicht wesentlich von den Revierflächen. Allerdings fanden sich schon 1982 in Rinn, das damals noch an Einzelbäumen und Buchfinken relativ arm war, in den Finkenrevieren signifikant mehr Bäume als in Zufallsflächen (höhere Gesamtbaumzahl: $t = 2,37$; $p = 0,028$). Das war dort auch auf die Bevorzugung von Obstwiesen zurückzuführen. Deren Flächenanteil war in Rinn in Buchfinkenrevieren sowohl 1982 als auch 2000 deutlich (wenn auch knapp nicht signifikant) höher als im Umfeld (Tab. 4). In Tulfes gab es zwar zwischen Vollrevieren des Buchfinks und den Zufallsflächen weder 1982 noch 2000 signifikante Unterschiede (hohe Streuwerte!) im Anteil der Obstflächen oder in den Einzel- oder Gesamtbaumdichten. Im Mittel hatten aber Buchfinkenreviere auch in Tulfes sowohl 1982 als auch 2000 deutlich mehr Obstwiesenflächen (+ 37 % bzw. +45 %) und höhere Einzelbaumdichten (+14 % bzw. + 22 %) aufzuweisen als die Zufallsareale (Tab. 4).

Diskussion

Siedlungsentwicklung im Alpenraum

Nach Daten des österreichischen statistischen Zentralamtes oder des Umweltbundesamtes (z. B. PETZ 2001) nahmen am Beginn des 21. Jahrhunderts in Österreich Siedlungsflächen (inklusive versiegelter Verkehrsflächen) etwa 12 % der Dauersiedlungsfläche (= 38,1 % der Landesfläche) ein, was ziemlich exakt dem Wert der Bundesrepublik Deutschland entsprach (JEDICKE 2000). In Gebirgsregionen, in denen nur geringe Flächen für Dauersiedlungen geeignet sind, bedecken Siedlungsflächen deutlich höhere Anteile der Gunstlagen. Der Zustand und die Entwicklungsdynamik des ländlichen Siedlungsraums sind dort deshalb auch für Organismen mit entsprechenden Anpassungen und Ansprüchen überproportional bedeutend. Beispielsweise nahmen im Kanton Zürich (Schweiz) Siedlungsräume schon vor 20 Jahren einen Anteil von 20 % ein (WEGGLER & WIDMER 2000) und selbst im weniger dicht besiedelten Tirol, dessen potentieller Siedlungsraum nur 12,3 % der Landesfläche von 12.647 km² beträgt, nahmen Bau- & Verkehrsflächen schon um die Jahrhundertwende 16,9 % des Dauersiedlungsraumes ein und deren Anteil ist seitdem weiter gestiegen. Gleichzeitig betrug die Zunahme der Bauflächen zwischen 1971 und 1991 in Österreich ca. 30,6 %, in Tirol sogar 52,7 % (PETZ 2001). Parallel dazu ist der Anteil der in der Land- und Forstwirtschaft beschäftigten Berufstätigen in Tirol von noch 11,4 %

1971 auf 3,9 % (2001) gesunken (SCHIESSLING & PAINER 2014). In Rinn und Tulfes z. B. betrug er 1961 noch 31 % bzw. 48 % und schon 1981 nur mehr 11 % bzw. 16,5 % (LANDMANN 1987).

Dieser teilweise dramatische Wandel in der Demographie und Sozioökonomie ist für den ländlichen Siedlungsraum sowohl im Alpenraum als auch im Alpenvorland für die letzten Jahrzehnte des 20. Jahrhunderts vielfach allgemein diskutiert und mehrfach in v. a. siedlungsgeografischen Fallstudien belegt worden (auch z. B. in Tirol und Südtirol: DEVICH 1980, EINKEMMER 1990, ZERLAUTH 1991, PIRCHER-INNERHOFER 1997, OBERLEITNER 2001). Was allerdings den begleitenden Wandel an ökologisch relevanten Dorfstrukturen betrifft, so fehlen konkrete Daten oder beschränken sich in fast allen Studien auf wenige Angaben, z. B. betreffend Gebäudebestand oder Versiegelungsgrad. Dieser Mangel an konkreten flächenscharfen Bilanzen wohnt selbst den meisten Studien inne, die sich mit der längerfristigen Entwicklung von Artenvielfalt oder Beständen von Siedlungsvogelarten beschäftigen und die vielfach auf urbane Räume fokussieren. Die Zunahme des Vegetationsvolumens, die wachsende Durchgrünung mit Bäumen und Sträuchern bis in die Innenstädte sowie die Umwandlung traditioneller Dorfstrukturen auf Kosten vor- und kleinstädtischer Siedlungsstrukturen werden zwar allgemein mit Veränderungen im Vogelbestand oder der Zunahme von Vogelarten der Gehölzbestände in Verbindung gebracht (z. B. VEITENGRUBER 1995, GATTER 2000, SCHWARZ & FLADE 2000, WEGGLER & WIDMER 2000, KILZER & WILLI 2011, BEZZEL 2015). Detaillierte Bilanzen der Dynamik von Dorfflächen oder relevanter Einzelstrukturen in den Siedlungen fehlen aber so gut wie immer (s. aber grobe Flächenbilanzen in JEROMIN 1999). Am ehesten finden sich noch aus Landwirtschaftsstatistiken verfügbare Bilanzen über Veränderungen der Obstwiesenflächen oder Zahlen von Hochstammobstbäumen. Solche Statistiken liegen allerdings meist nur auf Gemeindeebene und nicht direkt bezogen auf Dorfflächen vor (z. B. GLUTZ 2008).

Unsere Studie bestätigt allgemein bekannte Trends der Umwandlung und Entwicklung von ländlichen Siedlungen in Mitteleuropa und dem Alpenraum, deren Monotonisierung etwa im Zusammenhang mit Dorfentwicklungskonzepten und Naturgartenphilosophien auch in der Regionalplanung und im Naturschutz oft bedauert und beachtet wird. Wir zeigen hier aber u. W. erstmals an zwei konkreten Fallbeispielen im Detail und in tierökologisch relevanter Feinskalierung, die Dimensionen und Geschwindigkeiten des Strukturwandels innerhalb von Dörfern im Alpenraum auf und setzen diese mit der Dynamik der Bestände und Raumnutzung von Dorftieren in Verbindung. Die Umwandlung von Bauerndörfern in gartenstadtähnliche Wohn- bzw. Stadtrand-siedlungen im Gefolge von Änderungen etwa der Erwerbsstruktur der Bewohner, dürfte sich nach sozioökonomischen Daten in Tirol in den letzten Jahrzehnten auch anderswo in ähnlicher rasanter Weise vollzogen haben wie in Rinn und Tulfes. Zumindest gilt dies im Umfeld von Ballungszentren wie Innsbruck. Auf Gemeindeebene (also inklusive von Streusiedlungen außerhalb der geschlossenen Ortschaften) haben z. B. die Einwohnerzahlen in den Nachbargemeinden Aldrans und Sistrans von 1981 bis 2001 zwischen 32 % (Aldrans) bis 71 % (Sistrans) zugenommen (Tulfes +35 %, Rinn +53 %) und haben sich die Gebäudezahlen, so wie in Tulfes und Rinn (dort +55 %, +61 %), um 39 %, ja 88 % stark erhöht (STATISTIK AUSTRIA 2002: www.statistik.gv.at, LANDESSTATISTIK Tirol 2002: www.tirol.gv.at/raumordnung/ra_fa-statistik.html; abgerufen Nov. 2002). Tiroler Dörfer, die ursprünglich stark bäuerlich geprägt waren, haben sich also in den letzten Jahrzehnten generell sehr stark gewandelt, in stadtnäheren Dörfern hat dieser Prozess sogar noch wesentlich früher eingesetzt

(z. B. Igls – ZERLAUTH 1991). Rinn z. B. hat seit Anfang der 1980er Jahre seinen bäuerlichen Charakter fast gänzlich verloren und sich vor allem zu einer Wohnsiedlung entwickelt. Tulfes kann man zwar immer noch als „Bauerndorf“ bezeichnen, die Abnahme an bäuerlichen Gebäuden und die Zunahme an Wohngebäuden (besonders an den Dorfrändern), verdeutlicht aber eine ähnliche – wenn auch etwas verzögerte – Entwicklung wie in Rinn (vgl. auch EINKEMMER 1990). Optisch und aus ökologischer Sicht äußert sich in Rinn und Tulfes dieser Wandel nicht nur im erhöhten Überbauungs- und Versiegelungsgrad und der Abnahme landwirtschaftlicher Nutzflächen (Wiesen, Äcker, Obstwiesen). Stärker noch manifestiert er sich in der Kleinkammerung durch Hecken und in der Zunahme meist monotoner gepflegter Rasenflächen und des Bestandes an einzeln stehenden Bäumen. Wie wir zeigen konnten (Abb. 2), haben sich in beiden Dörfern in nur 18 Jahren insgesamt fast 40 % der Flächen in ihrer Oberflächenstruktur sowie in der Art und Intensität ihrer Nutzung merklich verändert, in manchen Dorfteilen überschreitet diese Dynamik sogar die 50 % Marke. Rechnet man diese Werte auf die Zukunft hoch, so kann man davon ausgehen, dass bei Anhalten der Veränderungsrate sich der Charakter eines Dorfes im ländlichen Siedlungsraum in nur etwa zwei Generationen zu praktisch 100 % ändert (s. schon LANDMANN 1987). Dieser Prozess kann allerdings wegen seines schleichenden Charakters und der Skalierung der Änderungen auch dem aufmerksamen Dorfbewohner unmöglich bewusst werden. In den hier von uns vorgelegten Bilanzen noch gar nicht berücksichtigt sind aber Änderungen in Struktur und Charakter punktueller Strukturen, wie z. B. Art und Wuchshöhe von Bäumen und linearen Elementen wie Hecken, oder Umbauten an Gebäudefassaden! Dabei können solche Veränderungen zumindest für Kleintiere oder Vögel u.U. mindesten ebenso relevant sein wie Neubauten oder großflächigere, auffällige Flächenumwandlungen. Wegen der Fülle des Materials haben wir uns in dieser Arbeit aber nur auf Beziehungen zwischen einigen häufigen Siedlungsvögeln und v. a. Parametern der Gehölzentwicklung beschränkt.

Dorfentwicklung und Vogeldynamik

Die drei von uns hier exemplarisch analysierten Dorfvögel zählen in Mitteleuropa nicht nur zu den häufigsten Siedlungsvögeln, sondern generell zu den am weitesten verbreiteten Arten der Wälder und der halboffenen Kulturlandschaft. Nach rezenten Modellierungen nehmen z. B. in der Bundesrepublik Buchfink, Amsel und Mönchgrasmücke mit jeweils mehreren Millionen Brutpaaren unter allen Brutvögeln die Häufigkeitsränge 1, 2 und 5 ein (GEDEON et al. 2014) und die Häufigkeitsverhältnisse im Alpenraum sind ganz ähnlich. Mit anderen Worten untersuchen wir hier Vogelarten, die nicht nur in unterschiedlichsten baum- und buschbestandenen Lebensräumen weit verbreitet und häufig sind. Vielmehr sollte deren schon dadurch indizierte, generelle ökologische Plastizität und Anpassungsfähigkeit sowie gute Bestandssituation sie auch befähigen, rasch auf für sie günstige Lebensraumveränderungen mit Expansion und Bestandszunahmen zu reagieren, wie sie ja auch tatsächlich vorliegen. Die Analyse lokaler Bestandsschwankungen von Vogelarten und ihrer Ursachen ist allerdings komplex und kann nicht einfach linear nur mit lokalen Prozessen erklärt werden. Denn lokale Bestände von Vogelarten können u.U. von Jahr zu Jahr durch stochastische Ereignisse erheblich schwanken und sind zudem von überregionalen Entwicklungen beeinträchtigt. Wie schon MORRISON (1986) in einer grundlegenden Übersicht ausgeführt hat, besteht das grundsätzliche Problem der Verwendung von Vogelpopulationen als Indikator für Habitatveränderungen darin, die Vielzahl externer und interner Faktoren, die Änderungen und Fluktuationen in Vogelpopulationen bewirken

können, auseinander zu halten (vgl. auch FURNESS & GREENWOOD 1993). Eine differenzierte artspezifische Betrachtung ist also wichtig, eine umfängliche Diskussion möglicher externer Einflussfaktoren würde aber den Rahmen dieser Arbeit sprengen.

Alle drei Arten haben im Betrachtungszeitraum von 1982 bis 2000 in beiden Dörfern ihre lokalen Brutbestände um ein Vielfaches erhöht (Mönchsgrasmücke), fast bzw. mehr als verdoppelt (Amsel, Buchfink – Rinn) oder zumindest um ein Drittel bis über die Hälfte vergrößert. Die Zunahmen waren aber nur bei der Amsel in beiden Dörfern und in Rinn zudem bei der Mönchsgrasmücke, einigermaßen konstant, ansonsten in allen Dörfern in den 1980er Jahren deutlich stärker als zwischen 1991 und 2000. Beim Buchfink waren sogar ab 1991 wieder leichte Rückgänge oder Stagnationen zu beobachten. Grundsätzlich lassen sich die Zunahmen aller drei Arten gut mit dem dokumentierten, allerdings zwischen 1982 und 1991 bzw. 1991 und 2000 relativ gleichmäßigen (s. Abb. 3) Zuwachs an Bäumen (v. a. Buchfink) und von Hecken (v. a. bei Amsel und Mönchsgrasmücke) in Einklang bringen. Da die Siedlungsdichten bereits 1991 auch im überregionalen Vergleich mit anderen Dorflandschaften (s. unten) schon überdurchschnittlich hoch waren, könnte man spekulieren, dass z. T. bereits damals eine gewisse „carrying capacity“ erreicht war und auch durch eine weitere Verdichtung der Baum- und Heckenbestände keine erhebliche Bestandssteigerung mehr möglich war. Zu den 3 Arten ist festzuhalten:

Amsel: Nach einer Vielzahl von Quellen hat die Amsel in weiten Teilen Mitteleuropas zwar ab Mitte des 20. Jahrhunderts bis in die 1980er Jahre stark zugenommen, seitdem scheinen die Bestände aber großflächig eher zu stagnieren oder nur leicht zuzunehmen (z. B. GLUTZ & BAUER 1988, SCHMIDT et al 2001, BEZZEL et al. 2005, GIDEON et al. 2014, TEUFELBAUER & SEAMAN 2017). Von der Ausbreitung und Umwandlung der Siedlungsgebiete (Suburbanisierung) hat die Amsel zwar sicher überproportional stark profitiert, die Prozesse sind aber nicht überall gleichsinnig verlaufen. So hatten z. B. in Deutschland die Amselbestände v. a. im Zeitraum 1992–1996 im Siedlungsbereich stark zugenommen, blieben aber außerhalb davon in etwa konstant (SCHWARZ & FLADE 2000), während die Amsel z. B. im Kanton Zürich trotz Verstädterung der Siedlungsräume dort zwischen 1986–88 und 1999 nicht zunahm (WEGGLER & WIDMER 2000). Auch am stark zersiedelten bayrischen Nordalpenrand nahm die Amsel seit Anfang der 1980er Jahre höchstens mäßig zu (BEZZEL 2015). Sowohl in Rinn als auch in Tulfes aber hat die Amsel von 1982 bis 2000 konstant und stark zugenommen und ihre Dichten fast verdoppelt (Tab. 2). Dabei erfolgte der Zuwachs besonders stark schon in den 1980er Jahren, trotz einiger harter Winter, die erfahrungsgemäß einen negativen Einfluss auf Amselbestände haben (s. SCHMIDT et al. 2001, GIDEON et al. 2014). Die in Rinn und Tulfes bis 2000 erreichten Dichten von 17–18 bzw. 21–24 Rev./10 ha sind zwar für Vorstadtsiedlungen, Gartenstadtbereiche und urbane Parks nicht ungewöhnlich, für ländliche Siedlungen aber sehr hoch (vgl. Daten in GLUTZ & BAUER 1988, LANDMANN 1991, DVORAK et al. 2014). Wir gehen daher davon aus, dass die lokale Entwicklung wenig mit überregionalen Prozessen zu tun hat, sondern vor allem auf die Dynamik der dörflichen Lebensraumveränderungen und die plastische Reaktion der Amsel darauf zurückzuführen ist. Da Amseln in der Brutzeit ausgesprochen territorial und gegenüber Artgenossen aggressiv sind, bei entsprechender Nahrungsbasis Reviere aber in Siedlungen z. T. nur 0,1 ha groß sein können (GLUTZ & BAUER 1988), profitieren Amseln besonders stark von einer Kleinkammerung des Geländes und einer Erhöhung der inneren Randlinien, die eine Revierabgrenzung erleichtern. Die außergewöhnlich starke Zunahme der Strauchdichte bzw. der Gesamtlänge der Hecken (Rinn: +260 %; Tulfes:

+ 382 %), die auch dem Deckungsbedürfnis von Amseln entgegenkommen (z. B. KARLSON & KÄLLANDER 1977), dürfte daher der wichtigste Faktor für die Bestandsexplosion in beiden Dörfern gewesen sein. Die Zunahme von Rasenflächen, die für die Nahrungssuche in Siedlungsräumen besonders wichtig sind (z. B. LANDMANN 1993 für Grünanlagen in Innsbruck) und der Zuwachs an Bäumen, als für den Waldvogel Amsel vielfältig attraktive Ressource, dürften zusätzlich bedeutsam gewesen sein. Dafür spricht auch, dass sich, wie schon früher auch an Hand des Materials aus Nachbardörfern gezeigt wurde (LANDMANN 1991), die Verteilung der Amselreviere über einzelne Dorfzonen trotz hoher Dichten auch am Ende der Beobachtungsperiode signifikant von einer Gleichverteilung unterschied. So waren im Jahr 2000 im ehemaligen Bauerndorf Tulfes, das damals sogar schon höhere Amseldichten aufwies als das bereits 1982 stärker gartenbetonte Nachbardorf Rinn, die Amselvorkommen besonders auf die heckenreichen und kleingekammerten Wohnzonen im Norden und Osten konzentriert. Das eigentliche Bauerndorf war dagegen weit dünner und zentrale Obstanger, trotz sicher guter Nahrungsbasis und ausreichender Nistplatzangebote, waren kaum besiedelt (Abb. 4; vgl. auch LANDMANN 1991).

Mönchsgrasmücke: Die Mönchsgrasmücke war 1982 im Dorf Rinn nur mit einem Revier vertreten, 2000 waren es 17–20 Reviere (5,8–6,9 BP/10 ha). Auch der Bestandszuwachs in Tulfes war markant, erfolgte aber bereits Anfang der 1980er Jahre (1982–1984: 0, 2 und 8 Reviere), danach pendelte sich der Bestand dort bei etwa 6–7 Revieren ein. Nach Angaben in BERTHOLD & SCHLENKER (1991) wurden im südlichen Mitteleuropa früher kleinräumig maximale Dichten von 5–10 (16) BP/10ha erreicht, in ländlichen Siedlungsräumen waren sie aber meist deutlich geringer. In drei anderen Dörfern der südlichen Innsbrucker Mittelgebirges lagen die Dichten 1982–1983 z. B. noch zwischen 1–3 (max. 4) Rev./10 ha (LANDMANN 1987). Die Mönchsgrasmücke hat allerdings in weiten Teilen Mitteleuropas mindestens seit 20 Jahren generell stark zugenommen (GEDEON et al. 2014, TEUFLBAUER & SEAMAN 2017), was u. a. auch mit Änderungen der Zug- und Überwinterungsstrategien zu tun haben mag (z. B. SCHÄFER & SEGELBACHER 2010). Auch in Siedlungen, etwa des Kanton Zürich oder Deutschlands, nahm die Art am Ende des 20. Jahrhundert auffällig zu (WEGGLER & WIDMER 2000, SCHWARZ & FLADE 2000). Zunahmen sind seit den 1980er Jahren auch für den Nordalpenraum dokumentiert (BEZZEL 2015), in der Schweiz gab es allerdings zwischen 1985 und 1999 keinen signifikanten Zunahmetrend (SCHMIDT et al. 2001). Trotz dieser überregionalen Entwicklungen führen wir die explosive Einwanderung und Bestandszunahme der Mönchsgrasmücke in unseren Tiroler Dörfern aber überwiegend auf lokale Lebensraumveränderungen, insbesondere auf das vermehrte Angebot von Hecken zurück. Dafür spricht auch der Umstand, dass in den Waldflächen randlich außerhalb von Rinn und Tulfes bereits am Anfang der 1980er Jahre regelmäßig Reviere der Art vorhanden waren, deren Zahl sich bis 2000 nicht wesentlich verändert hat. Zudem ist auffällig, dass die Mönchsgrasmücke die eigentlichen, ehemals bäuerlichen und straucharmen Dorfkerne (v. a. in Rinn – Abb. 5) erst nach und nach „besiedelt“ hat. Dies ist u. E. ebenfalls ein starker Hinweis darauf, dass Strukturveränderungen im Dorf selbst hauptverantwortlich für diese Entwicklung waren. Signifikante Beziehungen zwischen der Abundanz der Mönchsgrasmücke und der Strauchschichtgrenzlinie hat einer von uns schon in früheren Studien für Mittelgebirgsdörfer und zwei Stadtteile von Innsbruck bzw. für städtische Grünanlagen Innsbrucks gezeigt (LANDMANN 1987, 1993). In 26 Innsbrucker Grünanlagen waren z. B. Dichten der Mönchsgrasmücke v. a. mit der Deckung der Vegetation in der höheren Kraut- und Strauchschicht (0.25–3 m) und allgemein mit der Strattendiversität korreliert (LANDMANN 1993). Dass Strukturveränderungen in der Kraut- und

Strauchschicht trotz überregionaler Zunahmetrends lokal auch deutliche Abnahmen der Art bedingen können, zeigen weitere eigene Vergleichsdaten aus einem von Saumhecken und Obstwiesen dominierten Flurbereinigungsareal (ca. 50 ha) im Tiroler Oberinntal. Dort nahm von 1989 auf 2001 der Bestand der Mönchsgrasmücke von 16–17 auf 6 Reviere ab, blieb gleichzeitig aber in angrenzenden Waldsäumen mindestens konstant (9 vs. 12 Reviere; LANDMANN 2001).

Buchfink: Mit etwa 10 (Rinn) bzw. 12–13 Revieren (Tulfes) pro 10 ha erreichte der Buchfink bereits 1991 in beiden Dörfern hohe Abundanzen, die bis 2000 in etwa gleich blieben. Dichten um und über 10 BP/10 ha sind zwar in Wäldern und Parkanlagen nicht ungewöhnlich, solche Dichten können für ländliche Siedlungen aber als sehr überdurchschnittlich bezeichnet werden, denn dort werden meist nur Werte von 4–6 BP/10 ha, z. T. sogar weniger als 2 Rev./10ha erreicht (Zusammenstellungen s. z. B. LANDMANN 1987, GLUTZ & BAUER 1997, BEZZEL et al. 2005, DVORAK et al. 2014). Buchfinken legen in der Kulturlandschaft ihre Nester meist frei in Astgabeln und in relativ geringer Höhe (meist < 10 m, im Mittel um 3–4 m hoch) an und Bäume spielen für die Nahrungssuche und als Singwarten eine wichtige Rolle. Das Strukturelement „Baum“ ist als Ressource in einem Buchfinkenrevier also ein entscheidender Faktor. (BERGMANN 1993, GLUTZ & BAUER 1997). Wir führen die Verdoppelung des Brutbestandes in Rinn und die deutliche Zunahme in Tulfes (dort trotz hoher Ausgangsdichten 1982 von 9,5 Rev./10 ha), die trotz des beträchtlichen Schwundes von für die Art sehr attraktiven Obstwiesen eintrat, vor allem auf die „Verbaumung“ der Probeflächen zurück (s. ähnliche Befunde für ein norddeutsches Dorf bei JEROMIN 1999). Neben Obstbäumen sind beim Buchfink auch in der Kulturlandschaft Koniferen (Fichten) als Neststandort beliebt, so dass die Art auch von der „Koniferisierung“ und der Zunahme von kleineren Obstbäumen in Privatgärten profitiert haben dürfte. Diese Interpretation wird einerseits durch den Umstand gestützt, dass im Betrachtungszeitraum offenbar keine auffälligen überregionalen Bestandszunahmen zu verzeichnen waren (WEGGLER & WIDMER 2000, SCHMID et al. 2001, BEZZEL et al. 2005, BEZZEL 2015, GEDEON et al. 2014). In einem Streuobstwiesengebiet im Tiroler Oberinntal nahm die Art im Zusammenhang mit Flurbereinigungsmaßnahmen zwischen 1989 und 2001 sogar ab (LANDMANN 2001). Zum zweiten indizieren auch die Muster der Raumnutzung und Revierinhalte innerhalb der Dorflandschaften und Verschiebungen von Revierdichtezentren in Bezug zur Verteilung der Baumbestände (z. B. Abb. 6), dass die erhebliche Zunahme des Buchfinken v. a. damit zusammenhängt. In den Anfangsjahren der Kartierungen fanden sich in Rinn und Tulfes die meisten Buchfinkenreviere noch in oder im Randbereich von Obstwiesen. Zumindest in Rinn, das schon damals nur wenige Obstanger aufwies, war die Gesamtbaumzahl in den Buchfinkenrevieren zudem signifikant höher als in den Zufallsflächen, was als Hinweis auf selektive Bevorzugung stärker baumbestandener Flächen gewertet werden kann. Die Baumdichten in Rinn waren aber 1982 offenbar außerhalb der Obstwiesen noch zu gering, um höhere Dichten des Buchfinken zu erlauben. In Tulfes wiesen Revieren und Zufallsflächen anfänglich zwar nur geringe Unterschiede in der Baumdichte bzw. der Obstwiesenfläche auf. Letztere hatten dort aber einen viel höheren Flächenanteil als in Rinn und prägten fast alle Dorfteile, was sich auch in der schon 1982 hohen Dichte und gleichmäßigen Verteilung der Art über das Ortsgebiet niederschlug. Signifikante Unterschiede zwischen der Baumdichte in den Buchfinkenrevieren und den Zufallsflächen gab es im Jahr 2000 kaum mehr, allerdings war die Obstangerfläche in den Finkenrevieren im Mittel auch 2000 noch doppelt (Rinn) oder deutlich (Tulfes) höher als in Zufallsflächen. Wie die Abb. 6 zeigt, erlaubte in Rinn die bis 2000 in weiten Dorfteilen

hohe Baumdichte eine mehr oder weniger flächige Besiedlung des Dorfs und führte zu einer Verdoppelung der lokalen Dichten (vgl. Tab. 2). Der weitere Anstieg der Finkendichte in Tulfes war v. a. auf eine Neubesiedlung des nördlichen Dorfteils (5,4 ha Wohnsiedlung) zurückzuführen, der 1982 nur zwei Reviere und wenig Einzelbäume (18/ha), im Jahr 2000 aber bereits 7 Buchfinkenreviere und hohe Baumdichten (32 Bäume/ha) aufwies.

Dank

Die Digitalisierung und Auswertung der Daten wurde durch finanzielle Beiträge des Landes Tirol (Kulturabteilung & Abt Umweltschutz) gefördert. Den Gemeinden Rinn und Tulfes gebührt Dank für die Bereitstellung der Katasterpläne, den Bewohnern der Dörfer zudem dafür, dass sie ihre Grundstücke zugänglich gemacht und uns bei den Feldarbeiten freundlich unterstützt haben. Bei GIS- Fragen halfen u. a. H. EBNER, J. RÜDISSEER und R. SCHMIDT. Das Institut für Geographie der Univ. Innsbruck (A. HELLER) hat für die GIS-Bearbeitung die nötige Hard- und Software zur Verfügung gestellt.

Literatur

- BAFU (Hg.), 2017: Biodiversität in der Schweiz: Zustand und Entwicklung. Ergebnisse des Überwachungssystems im Bereich Biodiversität, Stand 2016. Bundesamt für Umwelt, Bern. Umwelt-Zustand Nr. 1630, 60 pp.
- BÄTZING W., 2015: Die Alpen – Geschichte und Zukunft einer europäischen Kulturlandschaft. C.H.Beck, München, 4. Auflage, 484 pp.
- BERGMANN H.-H., 1993: Der Buchfink. Aula; Wiesbaden, 142 pp.
- BERTHOLD P. & SCHLENKER R., 1991: Mönchgrasmücke *Sylvia atricapilla* in: GLUTZ v. BLOTZHEIM U.N. & BAUER K. (Hg.): Handbuch der Vögel Mitteleuropas, Band 12/II Passeriformes (3. Teil), 949–1020. Aula Wiesbaden.
- BEZZEL E., 2015: BILANZ. Vögel in einer Urlaubs- und Gesundheitsregion am Nordrand der Alpen. Ornithologischer Anzeiger 53, 121–180.
- BEZZEL E., GEIERSBERGER I., LOSSOW G. & PFEIFER R., 2005: Brutvögel in Bayern. Verbreitung 1996 bis 1999. Eugen Ulmer, Stuttgart: 550 pp.
- BIBBY C.J., BURGESS N.D. & HILL D.A., 1992: Bird Census Techniques. Academic Press; London. 257 pp.
- BORSODORF A. (Ed.), 2005: Das neue Bild Österreichs. Strukturen und Entwicklungen im Alpenraum und in den Vorländern. Wien: Verlag der Österreichischen Akademie der Wissenschaften, 160 pp.
- BORSODORF A., 2012: Die Alpen in Bewegung. Räumliche, strukturelle und sozioökonomische Veränderungen im Alpenraum. In: FASSMANN H. & GLADE T. (Hg.), Geographie für eine Welt im Wandel. 57. Deutscher Geographentag 2009 in Wien. Göttingen: Vienna University Press bei V&R unipress, 19–188.
- DANZL A., 2003: Dorfentwicklung und Vogelwelt in Tiroler Mittelgebirgsdörfern. Diplomarbeit Univ. Innsbruck, 200 pp.
- DEVICH H., 1980: Fritzens. Vom Bauerndorf zur Arbeiterwohnsiedlung. Hausarbeit. Institut für Geographie; Universität Innsbruck, 106 pp.
- DVORAK M., BODOR A., CIMADOM A., FAZEKAS K., FILEK N., GRABENHOFER H., HAFNER G., LAUBER E., LEOPOLDSBERGER D., MÉSZÁROS O., PETŐ Z., REITER D., SIPOS S. & TATAI S., 2014: Die Vogelwelt der Dörfer im österreichischen und ungarischen Teil des Neusiedler-See Gebietes. Vogelkundl. Nachr. Ostösterreich 25, 42–54.

- EINKEMMER J., 1990: Tulfes – Wandlungen einer Agrargemeinde im städtischen Umland. Diplomarbeit. Institut für Geographie; Universität Innsbruck, 174 pp.
- FURNESS R.W. & GREENWOOD J.J.D., (Eds.) 1993: Birds as monitors of environmental change. Chapman & Hall, London, 356 pp.
- GATTER, W. (2000): Vogelzug und Vogelbestände in Mitteleuropa. Aula, Wiesbaden, 603 pp.
- GEDEON K., GRÜNEBERG C., MITSCHKE A. & SUDFELDT C., 2014: Atlas Deutscher Brutvogelarten. – Stiftung Vogelmonitoring Deutschland und Dachverband Deutscher Avifaunisten, Münster, 800 pp.
- GLUTZ V. & BLOTZHEIM U.N., 2008: Gartenvogel des Schwyzer Talkessels. Schwyzer Hefte 92, 1–151.
- GLUTZ V. & BLOTZHEIM U.N. & BAUER K., 1988: Handbuch der Vögel Mitteleuropas 11/II Passeriformes (2.Teil). Aula Wiesbaden, 1226 pp.
- GLUTZ V. & BLOTZHEIM U.N. & BAUER K., 1997: Handbuch der Vögel Mitteleuropas 14/II Passeriformes (5.Teil). Aula Wiesbaden, 1242 pp.
- JEDICKE E., 2000: Stadt- und Dorfökosysteme: Umweltfaktoren, Siedlungsbindung von Vogelarten, Avizönosen, Verstädterungsprozesse und Naturschutz – ein Überblick. Vogelwelt 121, 67–86.
- JEROMIN K., 1999: Die Brutvögel des Dorfes Labenz 1931 und 1995 – Wandel von Dorfstruktur und Vogelwelt. Corax 18, 88–103.
- KARLSON J. & KÄLLANDER H., 1977: Fluctuations and density of suburban populations of the Blackbird *Turdus merula*. Ornis Scand. 8, 139–144.
- KILZER R. & WILLI G., 2011: Avifaunistische Literatur und Landschaftswandel, Beispiel Vorarlberg. Haupt, Bern, 312 pp.
- LANDMANN A., 1987: Ökologie synanthroper Vogelgemeinschaften: Struktur, Raumnutzung und Jahresdynamik der Avizönosen; Biologie und Ökologie ausgewählter Arten (Untersuchungen in der Umgebung Innsbrucks, Tirol). Dissertation. Universität Innsbruck, 307 pp.
- LANDMANN A., 1989: Vogelgesellschaften in Montandörfern: Struktur und Raumnutzung im Vergleich zur Variabilität des Lebensraumes. J. Orn. 130, 183–196.
- LANDMANN A., 1990: Space utilization and habitat preferences of synanthropic birds in the post breeding season: results of a combined version of mapping and point counting. In: STASTNÝ K. & BEJCEK V. (eds.), Bird census and Atlas Studies –Proc. XI. Int. Conf. Bird Census and Atlas Work, Prague, 35–43.
- LANDMANN A., 1991: Habitatpräferenzen, Dynamik der Raumnutzung und Bestandsstruktur bei Dorfsamseln (*Turdus merula*). J. Orn. 132, 303–318.
- LANDMANN A., 1993: Die Vogelwelt der Innsbrucker Grünanlagen. Stadt Innsbruck, 136 pp.
- LANDMANN A., 2001: Die Vogelwelt der Stanzer Obstwiesen und Waalandschaft: Aktuelle Situation und Entwicklung seit der Flurbereinigung. Gutachten. Amt der Tiroler Landesreg. Abt. Umweltschutz, 33 pp.
- LANDMANN A., 2009: Die Höhenverbreitung als Indikator der Gefährdung von Insekten im Alpenraum. – Contributions to Natural History 12, 829–856.
- LANDMANN A., GRÜLL A., SACKL P. & RANNER A., 1990: Bedeutung und Einsatz von Bestandserfassungen in der Feldornithologie: Ziele, Chancen, Probleme und Stand der Anwendung in Österreich. Egretta 33, 11–50.
- LANDMANN A. & KOLLINSKY C., 1995: Age and plumage related territory differences in male black redstarts: the (non)-adaptive significance of delayed plumage maturation. Ethol. Ecol. Evol. 7, 147–167.
- LANDMANN A. & DANZL A., 2004: Small scale dynamics in human settlements: dimensions, patterns and consequences for birds and people. Verh. Ges. Ökologie 34, 88.

- MORRISON M.L., 1986: Bird populations as indicators of environmental change. *Current ornithology* 3, 429–451.
- OBERLEITNER K., 2001: Der soziale und ökonomische Strukturwandel von einem Bauerndorf zu einer Tourismusgemeinde am Beispiel von Meransen. Diplomarbeit. Institut für Geographie; Universität Innsbruck, 133 pp.
- PETZ K.C., 2001: Vergleichende Abschätzung des Flächenverbrauchs in Österreich. Versiegelt Österreich? Der Flächenverbrauch und seine Eignung als Indikator für Umweltbeeinträchtigungen, Umweltbundesamt, Wien, 10–17.
- PFEFFERKORN W., EGLI, H.-R., MASSARUTTO A. (Hg.), 2005: Regional Development and Cultural Landscape Change in the Alps. The Challenge of Polarisation. *Geographia Bernensia*, Bern, 212 pp.
- PIRCHER-INNERHOFER E., 1997: Vom Bauerndorf zur Tourismushochburg: der sozioökonomische Strukturwandel der Gemeinde Schenna nach 1945. Diplomarbeit. Institut für Geographie; Universität Innsbruck, 194 pp.
- SCHIESSLING B. & PAINER R., 2014: Tirols Land- und Forstwirtschaft in Zahlen. Landwirtschaftskammer Tirol (Hg.), Innsbruck, 36 pp.
- SCHMIDT H., BURCKHARDT M., KELLER V., KNAUS P., VOLET B. & ZBINDEN N., 2001: Die Entwicklung der Vogelwelt in der Schweiz. *Avifauna Report* Sempach, 1 Annex, 444 pp.
- SCHWARZ J. & FLADE M., 2000: Ergebnisse des DDA-Monitoringprogramms. Teil I: Bestandsänderungen von Vogelarten der Siedlungen seit 1989. *Vogelwelt* 121, 87–106.
- STÖCKLIN J., BOSSHARD A., KLAUS G., RUDMANN-MAURER K. & FISCHER M., 2007: Landnutzung und biologische Vielfalt in den Alpen – Fakten, Perspektiven, Empfehlungen. vdf Hochschulverlag AG, ETH Zürich, 191 pp.
- TEUFELBAUER N. & SEAMAN B., 2017: Monitoring der Brutvögel Österreichs – Bericht über die Saison 2016. *BirdLife Österreich*, Wien, 12 pp.
- VEITENGRUBER A., 1995: Verbreitung und Bestandsentwicklung der Vögel im Stadtgebiet von Nürnberg. *Ornithol. Anzeiger* 34, 39–42.
- WEGGLER M. & WIDMER M., 2000: Vergleich der Brutvogelbestände im Kanton Zürich 1986–1988 und 1999. II. Verstädterung der Siedlungsräume und ihre Folgen für die Brutvogelwelt. *Ornithol. Beob.* 97, 223–232.
- ZERLAUTH P., 1991: Igls. Vom Bauerndorf zum Stadtteil von Innsbruck. Diplomarbeit. Institut für Geographie; Universität Innsbruck, 203 pp.
- ZULKA K.P., 2005, 2007 (Red.): Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Grüne Reihe Band 14/1 u. 14/2. Böhlau Verlag, Wien, 406 u. 515 pp.

Eingelangt: 2017 09 21

Anschriften:

Univ.-Doz. Mag. Dr. Armin LANDMANN (korrespond. Autor), Inst. f. Naturkunde & Ökologie, Karl-Kapferer-Str. 3, A-6020 Innsbruck. E-Mail: armin.landmann@uibk.ac.at

Dr. Andreas DANZL, General-Feurstein-Straße 5, Top 25, A-6020 Innsbruck.
E-Mail: Andreas.Danzl@gmx.at

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Verhandlungen der Zoologisch-Botanischen Gesellschaft in Wien. Frueher: Verh.des Zoologisch-Botanischen Vereins in Wien. seit 2014 "Acta ZooBot Austria"](#)

Jahr/Year: 2017

Band/Volume: [154](#)

Autor(en)/Author(s): Landmann Armin, Danzl Andreas

Artikel/Article: [Dorfentwicklung in den Alpen: Dimensionen, Direktionen & Auswirkungen auf Vögel – exemplarische Befunde einer Langzeitstudie aus Tirol 107-129](#)