

Linientaxierungen von Sommervögeln im Auwald

Von **Josef Reichholf & Karlheinz Schaack**

1. Fluktuation von Kleinvogelbeständen

Die Bestände vieler Kleinvogelarten schwanken auch bei weitgehend stabilen Umweltbedingungen in mehr oder minder starkem Maße. Es ist daher nicht immer leicht, solche Fluktuationen von echten Trends zu unterscheiden, insbesondere wenn die verfügbaren Daten (zu) kurze Zeiträume umfassen oder die untersuchten Arten zu geringe Bestandsgrößen aufweisen. Die Forderung, bei Bestandsaufnahmen langfristig zu arbeiten, läßt sich allerdings nur selten erfüllen, wenn mit zeitaufwendigen Methoden der Revierkartierung oder ähnlichen flächenbezogenen Ansätzen gearbeitet wird. Weitaus vorteilhafter, weil ungleich weniger zeitintensiv, sind relative Methoden, die mit Häufigkeitsindices arbeiten, leicht wiederholbar sind und ein schnelles Arbeiten über größere Räume ermöglichen. Die bewährteste dieser relativen Methoden ist die Linientaxierung. Sie wird insbesondere im skandinavischen Raum in großem Umfang angewandt, um Verteilung und Häufigkeit der Vogelarten sowie ihre Bestandsdynamik zu erfassen.

Auwälder sind – wo sie noch einigermaßen naturnah wachsen können – nicht nur sehr reich an Vogelarten (VIDAL 1975), sondern auch relativ stabil, d. h. weniger anfällig für Schwankungen der Witterung hinsichtlich Nahrungsangebot und Lebensraumstruktur. Als hochgradig bedrohte Lebensräume verdienen sie besonders in Mitteleuropa intensiven Schutz, denn hier sind sie schon nahezu gänzlich vernichtet worden. Vom ursprünglichen Bestand dürften kaum mehr 5 % übrig sein, die sich an wenigen Flußabschnitten am Oberrhein, an der Donau, an der Isar und am Inn befinden.

Am unteren Inn konnten noch größere zusammenhängende Auwaldgebiete gerettet werden, nachdem in den 60er und 70er Jahren mehr als die Hälfte der Fläche zum Maisanbau gerodet worden war. Das Bayerische Landesentwicklungsprogramm schreibt ihre Erhaltung ausdrücklich fest, was jedoch bislang kaum den status quo von 1980 halten konnte. Formale hoheitliche Inschutznahmen sind noch nicht erfolgt.

Die Avifauna der Innauen wurde vor einem Jahrzehnt in Form einer Rasterkartierung untersucht (REICHHOLF 1978). 65 Brutvogelarten sind nachgewiesen. Doch über nur wenige dieser Arten liegen auch quantitative Erhebungen vor. Über Bestandstrends und über die Auswirkungen der starken Aufsplitterung des Auwaldes in mehr oder minder parkartige Bestände ließen sich daher bislang keine Aussagen machen, wenn man von zwei Arten absieht (Schlagschwirl, REICHHOLF 1971 & 1985, Heckenbraunelle, REICHHOLF 1984).

Die vorliegende Untersuchung möchte daher zeigen, daß die einfache Methode der Linientaxierung Aussagen über

- die Bestandsentwicklung häufiger Vogelarten im Auwald,
- optimale Erfassungszeiten für diese Vogelarten, und
- die Folgen (zu) starker Auwald-Flächenaufsplitterung, die noch nicht offensichtlich geworden sind,

ermöglicht. Die Befunde zeigen, daß zusammenhängende, nicht aufgesplitterte Auwaldflächen stabilere Vogelbestände aufweisen als gleichgroße Flächen mit hohem Randeffekt. Sie bestätigen andererseits aber auch die Wichtigkeit der Vernetzung von Lebensräumen.

2. Untersuchungsgebiet

Die Untersuchungen wurden in den Auwäldern am unteren Inn im Bereich der Gemeinde Bad Füssing, Landkreis Passau, durchgeführt. Es handelt sich um den Auwald, der sich im niederbayerischen Inntal außerhalb der beiden Stauräume Egglfing–Obernberg und Schärding–Neuhaus im Bereich der früheren Seitenarme des Inns von Aigen/Inn flußabwärts hinzieht. Dieser Auwald ist zwischen Aigen und Egglfing noch ziemlich geschlossen erhalten. Er nimmt eine durchschnittliche Breite von knapp 500 m bei einer Länge von 5 km ein. Durch diesen Auwald führte die eine der beiden Linientaxierungsstrecken über eine Gesamtlänge von 9,6 km. Sie begann in Egglfing und zog sich durch den Auwald bis zum Altwasser „Kalkofenlacke“. Von dort aus folgte sie dem Aurand bis nach Aigen zum Damm des Egglfingfing Stausees und diesem entlang zurück nach Egglfing. Diese Taxierungsstrecke ist mit E bezeichnet.

Die zweite Taxierungsstrecke verlief wiederum von der Ortschaft Egglfing aus durch die parkartig aufgelichtete und mit Feldern durchsetzte Aue flußabwärts in Richtung Würding, schwenkte dort zum Inndamm hinaus und folgte diesem bis zum Flußkilometer 29 unten in der Aue. Der Rückweg wurde am Damm bis Egglfing genommen. Insbesondere im Abschnitt zwischen Egglfing und Würding ist die Aue bereits sehr stark aufgelichtet, in Streifen und Waldinseln zerlegt, die zwar noch aneinander grenzen, aber keine größeren, zusammenhängenderen Flächen mehr bilden. Diese 11,2 km lange Taxierungsstrecke wird mit W bezeichnet.

Bei den Auen am unteren Inn handelt es sich um erlenreiche Niederwälder (rund 50 % *Alnetum incanae*) mit Pappeln, Weiden und zahlreichen Straucharten. Die

früheren Inn-Seitenarme durchziehen als Altwasserketten den Auwald. Die Altwässer sind zumeist in fortgeschrittenen Stadien der Verlandung begriffen und sehr nährstoffreich; stellenweise auch stark verockert.

3. Material und Methode

Die Bestandsaufnahmen machte K.-H. SCHAACK mittels Linientaxierungen auf den festgelegten, oben beschriebenen Routen durch den Auwald oder entlang seiner Ränder vom Fahrrad aus. Je nach Bedarf wurden Beobachtungspausen eingelegt. Mit einer Streckenlänge von 11,2 bzw. 9,6 km sind die beiden Taxierungslinien einander gut vergleichbar. Da die Strecken jeweils zu rund einem Drittel dem Auwaldrand folgten, konnten Randeffekte für beide zu vergleichenden Gebiete praktisch gleich gestaltet werden. Unterschiede zwischen den beiden Gebieten lassen sich daher nicht auf unterschiedlich lange Teilstrecken, die unmittelbar dem Waldrand folgen, zurückführen.

Der größte Teil der Feststellungen wurde akustisch gemacht. Dabei unterstützte Frau E. SCHAACK zeitweise K.-H. SCHAACK bei den Bestandsaufnahmen. Sie verteilen sich folgendermaßen über die Jahre (alle Daten beziehen sich auf die Felduntersuchungen von K.-H. SCHAACK): 19. Mai – 5. Juni 1981, 3.–21. Mai 1982, 1.–23. Mai 1983, 29. April–16. Mai 1984, 27. April–20. Mai 1985 und 5.–15. Mai 1986. Für diese Untersuchungszeiträume liegen insgesamt 64 Linientaxierungen der kompletten Strecken vor. 35 entfallen auf die Strecke Egglfing–Würding (W) und 29 auf Egglfing–Aigen (E).

Für die Auswertung wurden die nachfolgend genannten Vogelarten (Sommervögel) herangezogen: Kuckuck *Cuculus canorus*, Pirol *Oriolus oriolus*, Mönchsgasmücke *Sylvia atricapilla*, Gartengrasmücke *Sylvia borin*, Dorngrasmücke *Sylvia communis*, Zilpzalp *Phylloscopus collybita*, Fitis *Phylloscopus trochilus*, Buchfink *Fringilla coelebs* (der nur in geringem Umfang im Gebiet überwintert), Teichrohrsänger *Acrocephalus scirpaceus*, Drosselrohrsänger *Acrocephalus arundinaceus* und Schlagschwirl *Locustella fluviatilis*. Für diese Arten liegen komplette Serien von den Linientaxierungen vor.

Die Resultate werden gebietsbezogen dargestellt, auf Kilometer Taxierstrecke normiert und auf den Trend über die 6 Untersuchungsjahre überprüft (lineare Regression). Die Mittelwerte (\bar{x}) sind mit der üblichen Standardabweichung (s) angegeben. Der Variationskoeffizient (V) wurde nach der Formel $V = (s \cdot 100) : \bar{x}$ berechnet (NIEMEYER 1980).

Statistische Signifikanz wurde mit dem 5 %-Niveau angenommen. Zur Abgrenzung günstigster Untersuchungszeiten wurden die Daten nach Pentaden untergliedert. Für jede Pentade wurden die Mittel errechnet, wenn sie mit wenigstens 3 Einzelwerten besetzt war. Lagen für eine bestimmte Pentade nur 1–2 Werte vor, wurde das Resultat in Klammern gesetzt.

3. Ergebnisse

3.1 Bestandsentwicklung

Tab. 1 und 2 enthalten die Resultate zur Bestandsentwicklung der 11 ausgewählten Vogelarten für beide Untersuchungsgebiete. Gewertet wurde jeweils die maximale Zahl der in der Untersuchungsperiode in den einzelnen Jahren ermittelten singenden oder rufenden ♂, um saisonale Ef-

Tab. 1: Bestandsentwicklung singender ♂ im Auwaldgebiet Würding-Eggfing (W) von 1981 bis 1986. Länge des Linientransekts 11,2 km. – *Fluctuations of singing males in the riverine woodland along the lower Inn river, part W, in Southeastern Bavaria. Length of line transect 11,2 kms.*

Art/species	1981	82	83	84	85	86	Ø
<i>Cuculus canorus</i>	6	7	5	8	5	4	6 ± 1
<i>Oriolus oriolus</i>	19	19	19	15	20	17	18 ± 2
<i>Sylvia atricapilla</i>	43	53	65	94	91	121	78 ± 29
<i>Sylvia borin</i>	15	14	31	18	43	22	24 ± 11
<i>Sylvia communis</i>	7	3	2	1	4	4	3,5 ± 2
<i>Phylloscopus collybita</i>	12	20	45	72	92	115	59 ± 41
<i>Phylloscopus trochilus</i>	(3)	13	39	48	62	71	47 ± 22
<i>Fringilla coelebs</i>	25	30	44	65	93	131	65 ± 41
<i>Acrocephalus scirpaceus</i>	9	23	25	12	27	22	20 ± 7
<i>Acrocephalus arundinaceus</i>	1	–	2	–	1	1	1 ± 1
<i>Locustella fluviatilis</i>	2	1	9	3	4	5	4 ± 3

Tab. 2: Bestandsentwicklung singender ♂ im Auwaldgebiet Eggfing-West (E) von 1981 bis 1986. Länge des Linientransekts 9,6 km. – *Fluctuations of singing males in the western forest area (E) from 1981 to 1986. Length of line transect 9,6 kms.*

Art/species	1981	82	83	84	85	86	Ø
<i>Cuculus canorus</i>	5	4	6	3	5	3	4 ± 1
<i>Oriolus oriolus</i>	15	15	15	15	16	14	15 ± 0,6
<i>Sylvia atricapilla</i>	40	44	55	70	89	93	65 ± 23
<i>Sylvia borin</i>	16	26	29	29	43	42	31 ± 10
<i>Sylvia communis</i>	4	2	2	2	2	3	3 ± 0,8
<i>Phylloscopus collybita</i>	(9)	20	55	84	96	99	71 ± 33
<i>Phylloscopus trochilus</i>	(5)	22	48	45	54	55	45 ± 13
<i>Fringilla coelebs</i>	25	37	43	68	97	92	60 ± 30
<i>Acrocephalus scirpaceus</i>	15	15	11	10	16	12	13 ± 2
<i>Acrocephalus arundinaceus</i>	4	1	1	1	1	1	1,5 ± 1
<i>Locustella fluviatilis</i>	2	–	3	4	1	2	2 ± 1

Tab. 3: Bestandsaufbau singender ♂ im Auwald Eggfing-Würding, unterer Inn. – *Development of singing male „populations“ in the riverine forest along the lower Inn river, Bavaria: 1981–1986.*

Art/species	April		Mai					
	26.–30.	1.–4.	6.–10.	11.–15.	16.–20.	21.–25.	26.–30.	31. 5.–4. 6.
<i>Cuculus canorus</i>	5	3	4	5	4	4	5	5
<i>Oriolus oriolus</i>	–	2	6,5	15	17	12	12	(19)
<i>Acrocephalus scirpaceus</i>	–	4	9	16	18	15	7	7
<i>Locustella fluviatilis</i>	–	–	4	5	4	9	–	–
<i>Sylvia borin</i>	–	5	6	18	29	13	11	(15)
<i>Sylvia atricapilla</i>	39	33	47	64	56	25	(40)	(43)
<i>Sylvia communis</i>	–	1	1	2	2,5	4	3	(7)
<i>Phylloscopus trochilus</i>	30	24	22	25	26	11	2	3
<i>Phylloscopus collybita</i>	38	30	65	63	61	15	3	–
<i>Fringilla coelebs</i>	31	25	35	58	49	22	14	(21)

Anmerkung: Zahlen in () beruhen auf nur 1–2 Zählungen; die übrigen Werte sind aus 3–9 Zählungen gemittelt. – *Values in brackets are given when only 1 or 2 counts were available, the others are the averages of 3 to 9 counts per 5-days-period.*

fekte auszuschließen. Die Einzelwerte sind noch nicht direkt für die beiden Gebiete vergleichbar, weil die Taxierungsstrecken unterschiedliche Länge aufweisen. Wie stark die jahreszeitliche Entwicklung des Bestandes dabei mit hereinspielt, geht aus Tab. 3 hervor. Die verschiedenen Arten erreichen zu verschiedenen Zeiten ihr Maximum, so daß die Verwendung des jeweiligen Jahresmaximums zur Analyse der Bestandsentwicklung geboten erscheint. Die relativ besten Resultate liefert offensichtlich die Pentade vom 16.–20. Mai. Dennoch dürfte sie allein nicht genügen, um Bestandstrends sichtbar zu machen.

Die nähere Betrachtung der Tab. 1 und 2 deutet bereits eine Zunahme der Zahl der singenden ♂ zur Mitte der 80er Jahre hin an. Die genauere Überprüfung der Befunde bestätigt diesen Eindruck für eine Reihe von Arten. Signifikante Zunahmen, zum Teil ganz erheblichen Ausmaßes, ergaben sich für die Mönchsgrasmücke, die Gartengrasmücke, den Fitis und den Zilpzalp, aber auch für den Buchfink; also für die Hälfte der untersuchten Arten. Die Häufigkeit stieg bei beiden Grasmückenarten um gut das Doppelte, wenn man die Werte der beiden letzten Jahre mit denen der beiden ersten vergleicht. Erheblich stärker war der Anstieg beim Zilpzalp

Tab. 4: Ausmaß der Bestandsschwankungen (Fluktuationen) in der 6jährigen Untersuchungsperiode in den beiden Auwaldgebieten W und E, gemessen am Variationskoeffizienten. – *Amount of fluctuation during the six-years-study-period in the two different riverine woodlands as indicated by the coefficient of variation.*

Art/species	W	E
<i>Oriolus oriolus</i>	11	4
<i>Sylvia atricapilla</i>	37	35
<i>Sylvia borin</i>	49	32
<i>Sylvia communis</i>	57	26
<i>Phylloscopus collybita</i>	69	46
<i>Phylloscopus trochilus</i>	47	29
<i>Fringilla coelebs</i>	63	50
<i>Acrocephalus scirpaceus</i>	35	15
<i>Locustella fluviatilis</i>	75	50
∅	49	32

Tab. 5: Gesamtbestandsentwicklung aller 11 Arten für beide Gebiete. – *Gross development of numbers of all 11 species for both study areas together.*

Jahr/year	1981	1982	1983	1984	1985	1986
Anzahl/number	282	369	554	667	862	929

(Steigerungsfaktor 6.6) und beim Fitis (Steigerungsfaktor 5.6). Mit einer Zunahme auf das 3,5fache liegt der Buchfink in der Mitte zwischen den beiden Grasmücken und Laubsängern.

Die anderen Arten ergaben hingegen keinerlei signifikante Veränderungstendenzen. Sie blieben sogar überraschend bestandsstabil. Besonders gering ist die Streuung beim Pirol, dessen Häufigkeit nahezu keine Fluktuation erkennen läßt. Der Variationskoeffizient liegt sehr niedrig (Tab. 4). Den Zunahmen bei 5 Arten stehen also keine Abnahmen entgegen, so daß die Gesamtbilanz eindeutig steigend ausfällt (Tab. 5); und zwar in einem nicht vermuteten Ausmaß, entspricht sie doch mehr als einer Verdreifachung! Die Variation in der Untersuchungszeitspanne ist viel zu gering, um dieses Ausmaß an Zunahme als Fehler in der Erfassungsmethodik abtun zu können. Wenn überhaupt, so spielt sie nur eine ganz untergeordnete Rolle.

Da die Zunahme nicht alle Arten gleichmäßig betrifft, sondern hauptsächlich jene Arten, deren Überwinterungsgebiete im Mittelmeerraum liegen, mag die Ursache für diese Verschiebung dort zu suchen sein. Die in den Tropen überwinternden Arten weisen eine viel geringere oder überhaupt keine Bestandszunahme auf.

3.2 Vergleich der beiden Auen

Die beiden untersuchten Auwaldgebiete unterscheiden sich nicht hinsichtlich ihrer Baumarten-Zusammensetzung oder in ihrem Alter bzw. der Nutzungsform (Niederwald), wohl aber hinsichtlich ihrer strukturellen

Tab. 6: Vergleich der für beide Auegebiete (E & W) ermittelten Bestandstrends (Lineare Korrelationskoeffizienten). – *Comparison of population trends from both riverine forest areas (values of correlation coefficients, linear regression).*

Art/species	Auwald/forest	
	W	E
<i>Cuculus canorus</i>	-0,47	-0,44
<i>Oriolus oriolus</i>	-0,32	-0,16
<i>Sylvia atricapilla</i>	+0,97***	+0,98***
<i>Sylvia borin</i>	+0,52	+0,95**
<i>Sylvia communis</i>	-0,33	-0,32
<i>Phylloscopus collybita</i>	+0,99***	+0,94**
<i>Phylloscopus trochilus</i>	+0,97***	+0,85*
<i>Fringilla coelebs</i>	+0,96**	+0,96**
<i>Acrocephalus scirpaceus</i>	+0,46	-0,28
<i>Acrocephalus arundinaceus</i>	+0,07	-0,65
<i>Locustella fluviatilis</i>	+0,34	+0,15

Geschlossenheit. Auwald E ist flächig erhalten und nur von kleinen Rodungen angetastet, die für die Streckenführung ohne Belang sind. Auwald W dagegen ist stark aufgesplittert und besonders im westlichen Teil in mehr oder weniger schmale Streifen zerlegt. Es stellte sich daher die Frage, inwieweit sich diese strukturellen Veränderungen auf die Vogelbestände im Auwald auswirken und ob der Grad der Vernetzung noch ausreicht, um die Arten in vergleichbaren Siedlungsdichten zu erhalten.

Tab. 6 belegt zunächst die prinzipielle Vergleichbarkeit beider Transektstrecken. Aus ihr geht zweifelsfrei hervor, daß die Artenbestände in beiden Gebieten den gleichen überregionalen Trends unterworfen waren. Die Übereinstimmung der Korrelationskoeffizienten ist außerordentlich gut, wenn man die Abweichungen bei den beiden Rohrsänger-Arten wegen unterschiedlichen Lebensraumangebotes ausklammert. Aber selbst für diese beiden unterschiedlich reagierenden Arten lassen sich die scheinbar abweichenden Tendenzen statistisch nicht sichern. Die übrigen stimmen sehr genau überein.

Tab. 7: Maximale Anzahl singender ♂ pro Kilometer Transektstrecke in beiden Auwaldgebieten. – *Maximal number of singing males per kilometre of line transect in both study areas in the riverine forest.*

Art/species	W	E	♂/km
<i>Cuculus canorus</i>	0,52	0,42	
<i>Oriolus oriolus</i>	1,62	1,56	
<i>Sylvia atricapilla</i>	6,95	6,77	
<i>Sylvia borin</i>	2,13	3,23	
<i>Sylvia communis</i>	0,31	0,26	
<i>Phylloscopus collybita</i>	5,29	7,39	
<i>Phylloscopus trochilus</i>	4,16	4,68	
<i>Fringilla coelebs</i>	5,77	6,25	
<i>Acrocephalus scirpaceus</i>	1,75	1,35	
<i>Locustella fluviatilis</i>	0,36	0,21	

Noch besser wird die Übereinstimmung, wenn man die Befunde auf Normkilometer umrechnet (Tab. 7). Die Abweichungen sind nun so gering, daß sich im Chi²-Test eine außerordentlich hohe Übereinstimmung (p kleiner als 0,001 für einen Unterschied) ergibt.

Es besteht also weder hinsichtlich der relativen Häufigkeit pro Kilometer Transektstrecke noch bezüglich der Bestandstrends Grund für die Annahme eines Unterschiedes zwischen beiden Auegebieten.

Also hat die teilweise Rodung der Aue zwischen Eggfling und Würding für die Vögel keine negativen Auswirkungen gezeitigt? Auf der Basis dieser Befunde mag der Schluß gerechtfertigt erscheinen. Aber er ist in zweifacher Hinsicht zu relativieren:

- Erstens bedeutete die Flächenverminderung auf jeden Fall einen Verlust an Auwaldsubstanz und damit eine Verminderung der Auwald-Vogelbestände; aber Tab. 4 beweist, daß dennoch auch auf die verbliebenen Bestände Einflüsse ausgegangen sind, die sich
- zweitens in einer sehr starken Erhöhung des Variationskoeffizienten äußern. Im teilweise gerodeten Auegebiet liegt er durchschnittlich bei fast 50 %; im zusammenhängenden hingegen nur bei gut 30 %.

Die Erhöhung des Variationskoeffizienten bedeutet, daß die dortigen Vogelbestände anfälliger für Fluktuationen und Trends geworden sind, als die im flächig erhalten gebliebenen Auwald. Selbst allgemein verbreitete und häufige Vogelarten haben also auf die Rodungen in den verbliebenen Restbeständen reagiert, obwohl sie ihre Siedlungsdichte halten und die allgemeinen, überregionalen Bestandsveränderungen mitmachen.

So wäre es also nicht richtig, den Schluß zu ziehen, daß die Auflichtung des Auwaldes nur rein quantitative Flächenverluste gebracht hätte, aber zu keinerlei qualitativen Änderungen führte. Die Befunde an den hier ausgewerteten Arten sprechen eindeutig dagegen, wenn man die Stabilität der Vogelbestände als Maß für die Lebensraum-Qualität nimmt.

Die vielen, von BEZZEL (1982) zusammengestellten und ausgewerteten Untersuchungen zur Fluktuation von Vogelbeständen ergaben, daß bei stabilen Vogelpopulationen Variationskoeffizienten von 30–40 % noch zur Norm zählen dürften. Doch was darüber hinausgeht, läßt sich mit normalen Schwankungen nicht mehr so ohne weiteres erklären. Es wird daher darauf zu achten sein, wie die Bestände im aufgelichteten Auwald auf schlechte Jahre reagieren. Möglicherweise kommt es dann zu überproportional starken Rückgängen, die bei zu klein gewordenen Restflächen und zu geringem Vernetzungsgrad zum lokalen Erlöschen der Bestände führen. Denn vieles spricht dafür, daß es der hohe Vernetzungsgrad im Auwald flußabwärts von Eggfling ist, der noch ein ziemlich hohes Maß an Stabilität aufrechterhält. Die Auwaldstreifen grenzen entweder unmittelbar aneinander oder sie sind nur durch geringe Distanzen von stets weniger als einem halben Kilometer voneinander getrennt.

Es wäre sicher eine sehr wichtige Aufgabe für die Feldornithologie, Ausmaß und Grenzen der Vernetzung von Lebensräumen näher zu untersuchen. Dem Naturschutz fehlen Vorgaben und Befunde in diese Richtung praktisch völlig.

4. Diskussion

Die Ergebnisse dieser Linientaxierungen werfen verschiedene Fragen auf. Zunächst ist zu klären, inwieweit – oder ob überhaupt – die Resultate eine echte Bestandszunahme repräsentieren. Denn nach den grundlegen-

den Untersuchungen von STEIOF (1986) bestünde auch die Möglichkeit, daß die Zunahme durch eine Überlagerung des Brutbestandes mit (spät) ziehenden und nicht ortsfesten ♂ verursacht bzw. vorgetäuscht worden ist. Die Arten mit Zunahmetendenz fallen in die von STEIOF l. c. genannten Gruppen, bei denen es zu derartigen Überlagerungen im Mai kommen kann.

Das Datenmaterial der Linientaxierung erlaubt es, diese Frage zu prüfen, denn es liegen für jedes Jahr zwischen 8 und 13 Taxierungen vor. Nimmt man nun den Maximalwert heraus (da dieser zur Trendberechnung benutzt worden war) und bildet aus den übrigen Werten die Mittel, dann sollten sich diese Mittel bei unverändertem, stabilem Grundbestand an revierbesitzenden ♂ nicht wesentlich verändern, während die Maxima unter dem Einfluß günstiger oder ungünstiger Zuglagen entsprechend stark schwanken dürften. In Tab. 8 sind die Maxima den Mittelwerten gegenübergestellt. Die statistische Analyse ergibt aber eine hochsignifikante Abhängigkeit. Das bedeutet, daß die Maxima tatsächlich in gleicher Weise die Entwicklung repräsentieren, wie die Mittelwerte unter Ausschluß des Maximums.

Durchzugsbedingte Überlagerungen können also nicht die Ursache für die Zunahmen sein; bei jenen Arten mit weitgehend konstanten Beständen kommt dieser Aspekt ohnehin nicht zum Tragen.

Der Zunahmetrend scheint daher bei den Arten, für die er statistisch nachgewiesen werden konnte, der Realität zu entsprechen.

Was können die Ursachen hierfür sein? Zwei Möglichkeiten gibt es grundsätzlich: Entweder waren lokale, gebietsbezogene Entwicklungen oder überregionale Einflüsse als Steuergrößen der Bestandsentwicklung wirksam. Für letztere sprechen die Befunde zur Verteilung der Zunahmetendenz über die Vogelgruppen. Gegen lokale Entwicklungen spricht die Tatsache, daß sich während der Untersuchungszeit keine entsprechenden Veränderungen im flächenmäßigen Bestand und in der Struktur der beiden untersuchten Auwaldgebiete ergeben haben. Sukzessionsprozesse sind zwar nicht vollkommen auszuschließen, aber doch als Hauptverursacher recht unwahrscheinlich, weil sie bei diesen mehr als 25 Jahre alten Niederwald-Auen einfach nicht das Ausmaß an Veränderungen erreichen können, das sich in der Bestandsdynamik der Arten zeigt.

Damit bleiben überregionale Bestandstendenzen übrig. Wenn sie die Ursache sind, dann müßten sie auch anderswo beobachtbar sein. Eine Überprüfung ermöglicht das Ismaninger Teichgebiet bei München, in dem nach ähnlicher Methodik die Maximalzahlen singender ♂ ermittelt worden sind (VON KROSIGK 1980, 1983 und 1985). Tab. 9 enthält die Befunde für Teich- und Drosselrohrsänger, Mönchs- und Gartengrasmücke, Zilpzalp und Fitis sowie für den Buchfink. Die Übereinstimmung der Trends von

Tab. 8: Korrelation des für die Trendberechnung benutzten Maximums (x_{\max}) mit dem Durchschnitt (\bar{x}) der Zahl der singenden ♂ (berechnet unter Ausschluß des Maximums). r = Korrelationskoeffizient. – *Correlation of maximum (x_{\max}) of singing males, used for trend calculations, with the average (\bar{x}) for each period, calculated with exclusion of the maximal value.*
 r = coefficient of correlation.

Art/species	1981		1982		1983		1984		1985		1986		r
	x_{\max}	\bar{x}	x_{\max}	\bar{x}	x_{\max}	\bar{x}	x_{\max}	\bar{x}	x_{\max}	\bar{x}	x_{\max}	\bar{x}	
<i>Sylvia atricapilla</i>	43	32	53	28	65	35	94	57	91	41	121	85	0,91
<i>Sylvia borin</i>	16	12	26	10	31	23	29	18	43	30	42	27	0,90
<i>Phylloscopus collybita</i>	12	5	20	20	55	31	48	29	96	62	115	94	0,97
<i>Phylloscopus trochilus</i>	5	3	22	11	48	36	84	67	62	35	71	57	0,97
<i>Fringilla coelebs</i>	25	17	37	21	44	37	68	53	97	73	131	80	0,97

Tab. 9: Maximalzahlen singender ♂ im Ismaninger Teichgebiet (v. KROSIGK 1980, 1983 und 1985). – *Maximal numbers of singing males in the Ismaning area near Munich.* r = Korrelationskoeffizient.

Art/species	1977	1978	1979	1980	1981	1982	1983	1984	r
<i>Acrocephalus scirpaceus</i>	22	21	34	25	31	44	35	48	0,85**
<i>Acrocephalus arundinaceus</i>	7	5	10	8	13	10	13	11	0,75*
<i>Sylvia atricapilla</i>	24	20	27	39	48	55	50	57	0,94***
<i>Sylvia borin</i>	14	23	24	24	31	31	39	27	0,79**
<i>Phylloscopus collybita</i>	16	14	24	25	15	23	24	35	0,71*
<i>Phylloscopus trochilus</i>	49	41	50	68	55	68	90	50	0,54
<i>Fringilla coelebs</i>	41	46	50	58	79	98	100	104	0,97***

Anmerkung: Für die Zeitspanne 1981–1984 ergibt sich für *P. collybita* mit $r = 0,96$ eine praktisch gleich starke Zunahmetendenz wie am unteren Inn. Auch für *P. trochilus* würde sich ohne das Jahr 1984 eine signifikante Bestandszunahme errechnen.

Ismaning mit denen der Innauen ist außerordentlich gut, obwohl die Datenserie nur bis 1984 reicht. Dafür eröffnet sie aber die Vergleichsmöglichkeit mit den Jahren 1977–80; also jener Periode, die als ungünstige Brutjahre für Singvögel aufgrund der Frühsommerwitterung gelten muß. Ganz offensichtlich bewegen sich die Bestände seit dieser „Talsole“ Ende der 70er Jahre generell wieder nach oben. Der Schluß scheint daher gerechtfertigt, daß die Zunahmetendenz bei einigen Kleinvogelarten in den Auen am unteren Inn eine überregionale Bestandserholung widerspiegelt, oder – anders ausgedrückt – daß es mit den Singvogelbeständen seit Beginn der 80er Jahre wieder aufwärts geht.

Linientaxierungen sind eine geeignete Methode, solche Trends sichtbar zu machen, ohne daß ein unverhältnismäßig hoher Arbeitsaufwand dabei entsteht. Ein Netzwerk solcher Taxierungsgebiete sollte es ermöglichen, für Bayern die Bestandsentwicklung auch bei den häufigen Arten kontinuierlich mit zu verfolgen.

Zusammenfassung

In zwei unterschiedlich strukturierten Auwaldgebieten am unteren Inn, Niederbayern, wurden von 1981 bis 1986 Linientaxierungen an 11 Vogelarten über Strecken von 11,2 bzw. 9,6 km Länge durchgeführt. Es ergaben sich starke und anhaltende Bestandszunahmen bei Mönchsgrasmücke, Gartengrasmücke, Zilpzalp, Fitis und Buchfink, während die übrigen Arten bestandsstabil blieben oder nur geringe Fluktuationen aufwiesen. Das Ausmaß der Fluktuationen, gemessen am Variationskoeffizienten, war jedoch im aufgelichteten, teilweise gerodeten Auwald erheblich größer als im geschlossenen. Ein hoher Vernetzungsgrad sorgt dafür, daß es zu keinen größeren Verlusten durch Isolationseffekte bislang gekommen ist. Auf die Bedeutung der Vernetzung für den Naturschutz wird besonders hingewiesen.

Summary

Line Transect Counts of Summer Birds in a Riverine Forest

Line transect counts were made for 11 summer bird species in two differently structured riverine forest areas on the lower Inn river, Lower Bavaria, from 1981 to 1986. Transect length was 11,2 and 9,6 kms respectively. Substantial increases could be stated for Blackcap, Garden Warbler, Chiffchaff, Willow Warbler and Chaffinch. The other species showed less fluctuations (well below levels of significance) or surprisingly stable populations. But the amount of fluctuation, measured by the coefficient of variation, was much lower in the closed forest than in the substantially fragmented one. For the latter a still high degree of interconnection of the forest fragments ensures that bird populations are not isolated too much. This aspect of habitat connection deserves much interest in nature conservation.

Literatur

- BEZZEL, E. (1982): Vögel in der Kulturlandschaft. Ulmer, Stuttgart.
- KROSIGK, E. v. (1980): Europa-Reservat Ismaninger Teichgebiet. 33. Bericht: 1977–1979. Anz. orn. Ges. Bayern 19: 75–106.
- — (1983): Europa-Reservat Ismaninger Teichgebiet. 34. Bericht: 1980–1982. Anz. orn. Ges. Bayern 22: 1–36.
- — (1985): Europa-Reservat Ismaninger Teichgebiet. 35. Bericht: 1983–1984. Anz. orn. Ges. Bayern 24: 1–38.
- NIEMEYER, H. (1980): Auswerten von Beobachtungs- und Literaturdaten. In: BERTHOLD, P., E. BEZZEL & G. THIELCKE (Herausg.): Praktische Vogelkunde. 2. Aufl. Kilda Verl. Greven.
- REICHHOLF, J. (1971): Der Schlagschwirl (*Locustella fluviatilis*) am unteren Inn. Anz. orn. Ges. Bayern 10: 162–169.
- — (1978): Rasterkartierung der Brutvögel im südostbayerischen Inntal. Garm. vogelkundl. Ber. 4: 1–56.
- — (1984): Kleinräumige Arealveränderungen bei der Heckenbraunelle *Prunella modularis*. Anz. orn. Ges. Bayern 23: 89–98.
- — (1985): Starker Bestandsrückgang des Schlagschwirls *Locustella fluviatilis* am unteren Inn. Anz. orn. Ges. Bayern 24: 82–84.
- STEIF, K. (1986): Brutvogel-Bestandserfassung und Durchzug von Kleinvögeln. Vogelwelt 107: 41–52.
- VIDAL, A. (1975): Ökologisch-faunistische Untersuchungen der Vogelwelt einiger Waldflächen im Raum Regensburg. Anz. orn. Ges. Bayern 14: 181–195.

Anschriften der Verfasser:

Prof. Dr. Josef Reichholf, Zoologische Staatssammlung,
Münchhausenstr. 21, 8000 München 60
Karlheinz Schaack, Groß-Hasenbach-Str. 6, 6050 Offenbach/M.

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Ornithologischer Anzeiger](#)

Jahr/Year: 1986

Band/Volume: [25_2-3](#)

Autor(en)/Author(s): Reichholf Josef, Schaack Karlheinz

Artikel/Article: [Linientaxierungen von Sommervögeln im Auwald 175-187](#)