

WINTER VOGELBESTAND UND SIEDLUNGSDICHTE DER SOMMERVÖGEL
IM KÖNIGSWIESENER PARK IN REGENSBURG

von

ARMIN VIDAL*

ZUSAMMENFASSUNG

In der folgenden Arbeit werden die Ergebnisse einer Bestandserhebung der Wintervögel (Sept. 1974 bis März 1975) und der Siedlungsdichteuntersuchung der Sommervögel (Brutperiode 1975) in einer Regensburger Parkanlage mitgeteilt. Die Bestandfluktuationen der rel. artenarmen (insges. 14 Arten) Wintervogelfauna werden dargestellt und diskutiert. Der Sommervogelbestand (65 BP. in 24 Arten, 14,8 BG./ha) wird einer ökologischen Analyse unterzogen und mit entsprechenden Beständen naturnaher Waldbiotope verglichen. Es kann gezeigt werden, daß trotz hoher Siedlungsdichte die Artenvielfalt im künstlichen Biotop „Park“ wegen anthropogener Einflüsse geringer ist als in naturnahen Wäldern.

ABSTRACT

The following paper contents the results of a census of winter-birds (sept. 1974–march 1975) and the population density of summer-birds (breeding period 1975) in a park of Regensburg. The fluctuations of the comparatively poor winter-bird stock (14 species in total) were demonstrated and discussed. The breeding stock (65 pairs in 24 species, 14,8 p./ha) is analyzed from the ecological point of view and compared with natural woodland-habitats. Result: in spite of high population density species diversity in the artificial habitat „park“ is – because of human influences – less than in natural woodlands.

1. EINLEITUNG

Parks mit altem Baumbestand, Gebüsch und Rasenflächen sind reich strukturierte Biotope mit einer individuenreichen Vogelbiozönose. Untersuchungen über die Vogelwelt von Parkanlagen nehmen im ornithologischen Schrifttum daher breiten Raum ein (z.B. SCHIERMANN 1939, STEINBACHER 1942, SCHUMANN 1950, WÜST 1973, DARMER 1974). Der Königswiesener Park im SW Regensburgs bietet sich für eine genauere Untersuchung der Vogelbiozönose im Winter- und Sommerhalbjahr an. Außerdem fehlten bislang aus dem Bereich der Stadt Regensburg quantitative ornithologische Arbeiten vollkommen und qualitative Aussagen zur Avifauna Regensburgs finden sich lediglich bei zwei Autoren: A.E. FÜRNRÖHR (1840) und S. KILLERMANN (1904 und 1926). Die vorliegende Arbeit soll also auch zu weiteren quantitativen Erhebungen anregen und will ein erster Schritt sein zur geplanten „Avifauna Ratisbonensis“.

Herrn Dr. J. REICHHOLF sei an dieser Stelle für die kritische Durchsicht des Manuskripts herzlich gedankt.

*) Armin Vidal, OStud.Rat, Klenzestr. 18, 8400 Regensburg

2. DAS UNTERSUCHUNGSGEBIET

2.1 Topographie und Größe

Parkanlage am SW-Rand von Regensburg; nach SW exponierter Hand des Königswiesener Berges in 360–375 m ü.NN; die 4,4 ha große Fläche grenzt im SW an offenes Feld, ansonsten an bebautes Gelände (Wohngebiet Königswiesen) und an eine Kleingartenanlage.

2.2 Geologie

Der Untergrund besteht aus Knollensandstein aus der Oberkreide, der an steileren Hangstücken und im Bereich einer ehemaligen Tongrube als Fels zutage tritt.

2.3 Vegetation

Der Park entspricht einem nahezu reinen, lichten Laubwald (Koniferen nur vereinzelt eingestreut) mit größeren Raseneinsprengungen.

Die Baumschicht deckt 38 % der Gesamtfläche und besteht zu rund einem Drittel aus Altbeständen (100–200-jährig) von Roßkastanie (*Aesculus hippocastani*), Stieleichen (*Quercus robur*) und Ahornen (*Acer platanoides*) mit Stammhöhen von max. 25 m und Brusthöhendurchmesser von max. 120 cm. Die restliche Baumschicht setzt sich zu ca. 50 % aus mittleren bis starkem Baumholz (40–80-jährig) zusammen; dominierende Laubholzart ist der Ahorn, gefolgt von Stieleiche, Roßkastanie, Rotbuche (*Fagus sylvatica*), Hainbuche (*Carpinus betulus*) u.a. Etwa 20 % des Baumbestandes sind Stangenholz und relativ junge, niedrige und dichte Bestände der Hainbuche. Über die zahlreichen Besonderheiten der Gehölzflora des Parkes wurde bereits von PONGRATZ (1966) ausführlich berichtet.

In der Strauchschicht, die einen Deckungsgrad von 29 % aufweist, dominieren neben jungen Hainbuchen und Ahornen Gemeiner Flieder (*Syringa vulgaris*), Schneeball (*Viburnum opulus*), Pfeifenstrauch (*Philadelphus coronarius*), Kornelkirsche (*Cornus mas*) und Hasel (*Corylus avellana*).

Die Krautschicht ist nur dürtig entwickelt und weist – abgesehen von den ein Drittel der Parkfläche einnehmenden Rasenflächen – eine Reihe von Arten auf, die typisch sind für Labkraut-Eichen-Hainbuchen-Wälder (*Galio-Carpinetum*), der für dieses Gebiet natürlichen potentiellen Vegetation. Die dominierende Saumgesellschaft ist ebenfalls bezeichnend für feuchte Carpinion-Wälder: Schöllkraut-Knoblauchsrauken-Saum (*Chenopodio-Alliarietum*). Der Übergang zu den Getreidefeldern am SW-Rand des Parkes wird durch eine lichtliebende Saum- und Ruderalgesellschaft markiert (zum Arction- bzw. Convolvulion-Verband rechnend).

3. WITTERUNGSSCHARAKTERISTIK FÜR DAS WINTERHALBJAHR 1974/75

Der Wintervogelbestand hängt entscheidend von den klimatischen Bedingungen ab. Es ist daher notwendig, das Wettergeschehen von Oktober bis März kurz zu skizzieren. An dieser Stelle möchte ich Herrn REUSCHEL von der Wetterstation Königswiesen für die freundliche Überlassung der Wetterdaten herzlich danken.

Oktober

Im Vergleich zum langjährigen Mittel viel zu kalt (Abweichung vom Monatsmittel – 3,1°C) und zu naß (101 mm Niederschlag statt 44 mm), außerdem wurden nur 37 % des Sonnenscheinsolls erreicht.

November

Relativ normal verlaufender Witterungsablauf, Niederschlagsmenge aber zu hoch (65 mm statt 39 mm).

Dezember

Der Monat war viel zu warm (Abweichung + 4,7°C) und zu feucht (87 mm statt 42 mm), wies aber einen deutlichen Überschuß (31 %) in der Sonnenscheindauer auf. Geschlossene Schneedecke vom 13.–17.

Januar

Wie der Vormonat zu warm (Abweichung + 4,6°C), zu feucht (54,5 mm statt 46 mm), aber mit einem Sonnenscheindefizit von 22 %.

Februar

Der normal kalte Monat fiel durch seine ungewöhnlich geringe Niederschlagshöhe (12,7 mm statt 41 mm) und seinen großen Sonnenscheinüberschuß (109 %!) auf. Geschlossene Schneedecke nur am 20.

März

Geringfügig zu warm (+ 0,8°C) und zu naß (52,7 mm statt 33 mm), Sonnenscheindefizit 27 %. Geschlossene Schneedecke am 30./31.

4. ZUR METHODIK DER BESTANDSAUFNAHMEN

4.1 Der Wintervogelbestand

Die Methode der Aufnahme der Wintervögel (Oktober–März) entsprach praktisch der von MERIKALLIO (1946) und speziell für Winterbestandsaufnahmen von WIEHE (1971) vorgeschlagenen Linientaxierung. Hierbei wurden alle Vögel links und rechts des Weges während eines Kontrollganges – wobei der ganze Park mindestens zwei Mal durchmessen wurde – notiert. Wegen der geringen Breite des Parkes und seiner relativ geringen Fläche konnte auf diese Weise (bei entsprechender Routenwahl) bei jedem Kontrollgang der gesamte Park erfaßt werden, so daß die Durchschnittswerte aller Kontrollen je Datum den tatsächlichen Vogelbestand gut repräsentieren dürften.

Insgesamt wurden 79 Exkursionen, d.h. durchschnittlich 13 je Monat zwischen dem 1.10.74 und dem 31.3.75 durchgeführt. Jede Exkursion dauerte durchschnittlich 90 Minuten, pro ha also 20 Minuten.

4.2 Der Sommervogelbestand

Die Aufnahme der Brutvögel erfolgte nach der von ERZ et al. (1968) empfohlenen Methode der Kartierung singender bzw. in anderer Weise ein Revier markierender Vogel Männchen.

In vielen Fällen konnte zusätzlich noch das Nest bzw. die Bruthöhle gefunden werden (bewußt keine systematische Nestersuche, nur Zufallsfunde!).

Insgesamt wurden 52 Exkursionen (13 je Monat) vom 1. April bis 20. Juli 75 durchgeführt, die Beobachtungsfrequenz ist demnach mit der im Winterhalbjahr identisch.

5. ERGEBNISSE

5.1 Der Wintervogelbestand

Betrachtet man nur die durchschnittlichen Individuenzahlen und die Zahl der Arten je Exkursion, so ergibt sich folgendes Bild:

	Durchschnittszahl der Individ. und Arten/Exk.	
Oktober	65	11
November	98	14
Dezember	153	14
Januar	141	14
Februar	153	15
März	128	17

Minima: 33 Individuen am 3.10.74; 9 Arten am 3.10.74; Maxima: 244 Individ. am 25.12.74; 21 Arten am 23.2.75.

Im gesamten Winterhalbjahr wurden im Park 33 Arten festgestellt (68 % aller 1974 und 1975 überhaupt im Park nachgewiesenen Arten).

Man kann aus obiger Tabelle einen kontinuierlichen Anstieg zu einem verhältnismäßig hohen Winterbestand und einen im März einsetzenden Rückgang der Individuenzahlen bei gleichzeitiger Erhöhung der Artenzahl ansehen. Es erscheint daher zulässig, die eigentlichen Wintermonate Dezember – Februar in einer gesonderten Tabelle darzustellen (wie auch bei WIEHE 1971).

Tabelle: Ergebnis der Bestandsaufnahme vom Dezember 1974 bis zum Februar 1975 (n = Monatsdurchschnitt, Ex/ha = Abundanz)

Dominanten (über 5 %)	Dezember		Januar		Februar		Dominanz %
	n	Ex/ha	n	Ex/ha	n	Ex/ha	
Grünling	51	11,6	45	10	32	7,2	28,8
Kohlmeise	31	7	25	5,7	18	4,1	18,3
Bergfink	13	2,9	20	4,5	25	5,7	12,7
Gimpel	14	3,2	10	2,3	22	5	10,2
Feldsperling	10	2,3	11	2,5	14	3,2	7,7
Amsel	8	1,8	9	2	10	2,3	6,0
Blaumeise	5	1,1	7	1,6	10	2,3	4,9

Alle übrigen Arten mit einer Dominanz von unter 2 %; geordnet nach Häufigkeit:

Buchfink, Haussperling, Kleiber, Kernbeißer, Gartenbaumläufer, Sumpfmeise, Stieglitz, Zeisig, Hänfling, Goldammer, Grünspecht, Buntspecht, Kleinspecht, Eichelhäher, Elster, Star, Seidenschwanz, Tannenmeise und Girlitz.

Abb 1 und 2

Bestandsfluktuationen (dargestellt ist das Dekadenmittel) einiger Vogelarten im Königswiesener Park im Winter 1974/75. In Abb. 2 unten ist auch der Temperaturgang dargestellt.

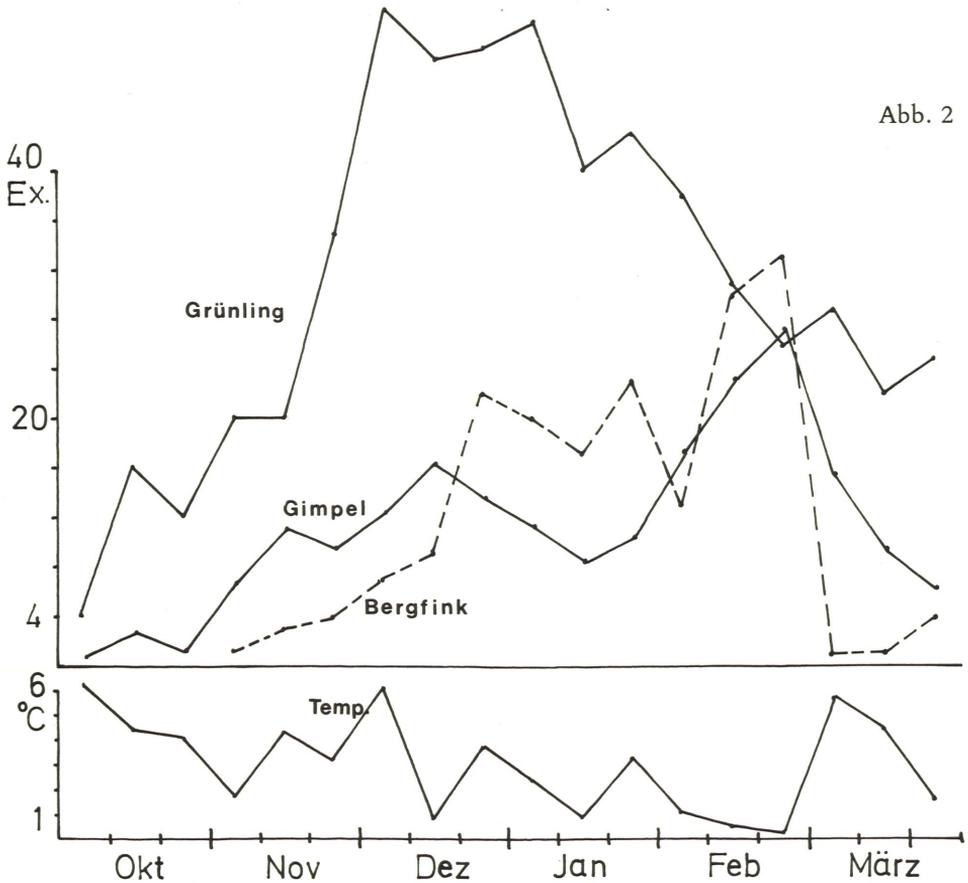
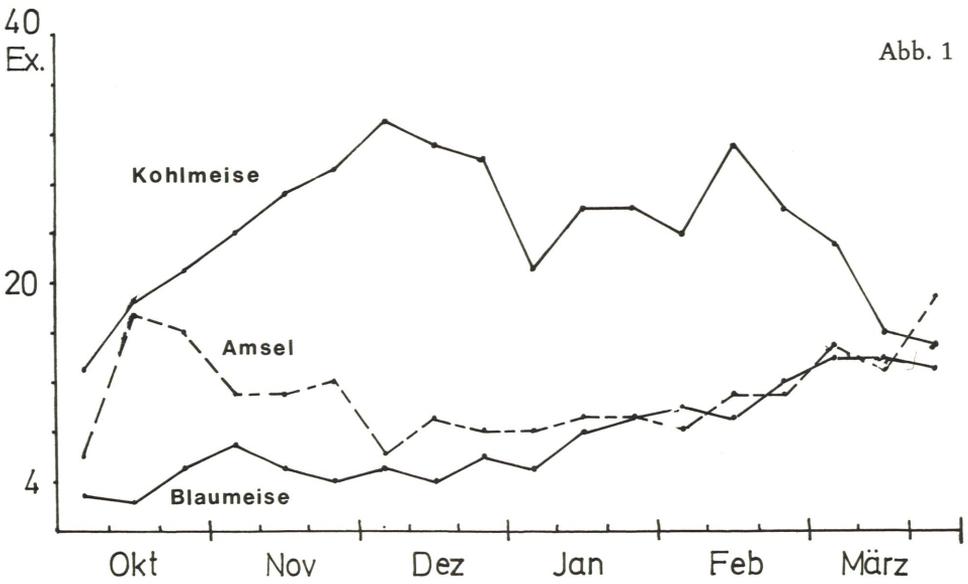


Tabelle: Ergebnis der Bestandsaufnahme von Oktober und November 1974 und März 1975 (n = Monatsdurchschnitt, Ex/ha = Abundanz)

Dominanten (über 5 %)	Oktober		November		März		Dominanz %
	n	Ex/ha	n	Ex/ha	n	Ex/ha	
Grünling	16	3,6	25	5,7	25	5,7	23
Kohlmeise	18	4,1	26	5,9	18	4,1	22,7
Amsel	12	2,7	11	2,5	16	3,6	13,8
Feldsperling	2	0,4	7	1,6	20	4,5	8,7
Blaumeise	4	0,9	6	1,4	14	3,2	7,6
Gimpel	1	0,2	8	1,8	10	2,3	6,0
Subdominanten (2–5 %)							
Kleiber	2	0,4	3	0,7	2	0,4	2,6
Buchfink	1	0,2	1	0,2	6	1,4	2,3

Alle übrigen Arten mit einer Dominanz von unter 2 %; geordnet nach Häufigkeit: Bergfink, Kernbeißer, Haussperling, Gartenbaumläufer, Sumpfmehse, Stieglitz, Goldammer, Zeisig, Eichelhäher, Tannenmehse, Schwanzmehse, Hänfling, Buntspecht, Grünspecht, Rotkehlchen, Zilpzalp, Star, Wintergoldhähnchen, Kleinspecht, Ringeltaube und Türkentaube.

Die Bestandsschwankungen einiger Dominanten sind in Abb. 1 und 2 dargestellt.

Diskussion:

Zunächst kann festgestellt werden, daß nur 7 Arten echte Dominanten sind und in wenigstens 4 Monaten einen Anteil von über 5 % am Vogelbestand erreichen. Diese 7 bzw. 6 Arten (der Bergfink tritt erst ab November auf) stellen in allen Monaten zwischen 80 und 90 % des gesamten Vogelbestandes (März 80,3 %, Februar 90,3 %). Nur bei diesen Arten lassen sich Bestandsfluktuationen deutlich erkennen und interpretieren. Die Grafiken der Abb. 1 und 2 zeigen bei allen Finkenartigen und der Kohlmeise einen deutlichen Anstieg der Individuenzahlen, zunächst bei konstant sinkenden Temperaturen (s. Temp.-Kurve in Abb. 2 unten!) zu den Wintermonaten Dezember, Januar und Februar hin. Der Individuenzuwachs erklärt sich aus Zuwanderung von Vögeln aus den umliegenden Waldgebieten und aus dem Norden (Bergfinken, nord. Gimpel). Als wesentlich begünstigender Faktor des Parks ist in diesem Zusammenhang die Winterfütterung zu nennen, die vom 6.11.74 bis zum 13.3.75 an bis zu 6 Futterstellen – allerdings nicht regelmäßig – erfolgte; außerdem wurde in den angrenzenden Wohngebieten ab November ebenfalls gefüttert.

Auffallend sind die Kurvengipfel bei Gimpel, Bergfink und Kohlmeise im letzten Februardrittel; die Temperaturkurve (nach Angaben der Wetterstation Königswiesen) zeigt, daß in diesem Zeitraum die tiefsten Temperaturen dieses Winters (minimal $-6,9^{\circ}\text{C}$, 2 m über Boden, Thermometer trocken) erreicht wurden und offensichtlich nochmals ein kräftiger Schub von Kälteflüchtern in den Park gelangte.

Zwei Vogelarten fallen in den Grafiken durch eine grundsätzlich andere Bestandscharakteristik auf: Amsel und Blaumeise. Der Amselbestand zeigt die für einen relativ frostempfindlichen Weichfresser (der von der auf Körnerfresser zugeschnittenen Winterfütterung nicht profitiert) typische Fluktuation: im Oktober noch ein

Maximum, bedingt durch Durchzügler, dann mit sinkender Temperatur kontinuierliche Abnahme des Bestandes bis Ende Dezember/Anfang Januar und dann wieder Bestandszunahme gegen das Frühjahr mit steigenden Temperaturen, bedingt durch Zuwanderung potentieller Brutvögel.

Bei der Blaumeise (und übrigens auch beim nicht grafisch dargestellten Feldsperling) zeigt sich dagegen ein stetiger Anstieg durch alle Monate hindurch, der sich dann im März auf den Brutbestand einzupendeln beginnt.

Wie aus der Tabelle hervorgeht und Vergleiche mit dem Winterbestand natürlicher Waldgebiete (z.B. WIEHE (1971) und eigene Feststellungen) zeigen, ist die Individuendichte im Königswiesener Park im Winter sehr hoch. Allerdings – wie oben bereits erwähnt – geht diese fast ausschließlich auf das Konto von wenigen Arten. Gerade diese aber – Feldsperling, Meisen und Finken – ernähren sich im Winter überwiegend von Sämereien und profitieren daher in besonderem Maße von der Winterfütterung. Ein weiterer möglicher Gunstfaktor ist die nach SW exponierte Hanglage des Parks, die ihn vor den im Winter häufigen kalten Ost- und Nordostwinden abschirmt.

Speziell beim Gimpel kann noch ein zusätzlicher Grund angeführt werden: das sehr große Angebot an Ahornsamen im Park (Gimpel bevorzugen gerade diese Samen in auffälliger Weise; BERNDT & MEISE 1959 und eigene Beobachtungen).

5.2 Der Sommervogelbestand

Art	Zahl der Brutpaare	Abundanz (Bp/ha)	Dominanz (%)
Dominanten (über 5 %)			
Star	11	2,5	16,9
Kohlmeise	6	1,4	9,2
Amsel	5	1,1	7,7
Feldsperling	5	1,1	7,7
Grünling	4	0,9	6,1
Blaumeise	4	0,9	6,1
Subdominanten (2–5 %)			
Gartenrotschwanz	3	0,7	4,6
Buchfink	3	0,7	4,6
Zilpzalp	3	0,7	4,6
Mönchsgrasmücke	2	0,4	3,1
Rotkehlchen	2	0,4	3,1
Grauschnäpper	2	0,4	3,1
Gelbspötter	2	0,4	3,1
Stieglitz	2	0,4	3,1
Hausperling	2	0,4	3,1
Influenten (1–2 %)			
Pirol	1	0,2	1,5
Kernbeißer	1	0,2	1,5
Goldammer	1	0,2	1,5
Kleiber	1	0,2	1,5
Gartenbaumläufer	1	0,2	1,5
Heckenbraunelle	1	0,2	1,5
Girlitz	1	0,2	1,5
Sumpfmehle	1	0,2	1,5
Ringeltaube	1	0,2	1,5
24 Arten	65 Brutpaare	14,8 Bp/ha	100 %

Diskussion:

Der Sommervogelbestand zeigt einen auffallend hohen Anteil an Höhlenbrütern: 55,4 %. Dies ist vor allem auf den alten, an Naturhöhlen reichen Baumbestand und auf 60 künstliche Nisthöhlen (Holzkästen) zurückzuführen, die hauptsächlich von

Feldsperlingen, Meisen, Gartenrotschwanz und Star besetzt wurden (allerdings waren ca. 2/3 der Nistkästen wegen ihres schlechten Zustandes nicht besetzt).

Betrachtet man nun die Gruppe der Dominanten, so findet man hier nur ausgesprochene Kulturfolger, die z.T. vom Menschen massiv durch Anbringen künstlicher Nistgelegenheiten oder Winterfütterung unterstützt werden. Dies trifft teilweise auch für die weniger häufigen Arten zu. Die gesamte Vogelbiozönose des Parks scheint also doch sehr stark vom Menschen geprägt zu sein.

Die Siedlungsdichte ist mit 14,8 Bp./ha sehr hoch, entspricht aber durchaus den in Parkanlagen zu erwartenden Werten. Diese hohe Individuendichte wird aber von nur 6 Arten (von 24 = 25%) getragen: diese stellen 53,8 % aller Brutvögel!

Um nun den ökologischen Stellenwert dieser Vogelbiozönose bzw. dieses Biotops objektiver taxieren zu können, empfiehlt sich eine quantifizierende Bewertungsmethode, die Artenzahl und Artenhäufigkeit miteinander verknüpft. Als solche bietet sich die Berechnung der Diversität der Arten (Artenvielfalt, „species diversity“) nach der Formel von SHANNON & WIENER (SHANNON & WEAVER 1949) an:

$$D = - \sum p_i \ln p_i$$

(p_i = relative Häufigkeit der Arten).

Eine ausführliche Diskussion dieser Methode findet sich bei HÖSER (1973) und vor allem bei BEZZEL & REICHHOLF (1974); erstmals wandten in der BRD m.W. HAMPEL & HEITKAMP (1968) die Berechnung der Diversität bei einer Siedlungsdichteuntersuchung von Sommervögeln (Avifauna Göttingens) an.

Ein wichtiges zusätzliches Kriterium zur Beurteilung der Biozönose ist die Gleichmäßigkeit der Verteilung der Individuen über das Artenspektrum; maximale Artendiversität besteht dann, wenn alle Arten in gleicher Häufigkeit vorkommen:

$$D_{\max} = \ln n$$

D_{\max} wird in natürlichen Ökosystemen aber nicht erreicht, so daß sich also immer nur ein gewisser Prozentsatz von D_{\max} ermitteln läßt, eben der oben zitierte Grad der Gleichmäßigkeit der Verteilung (Ausbildungsgrad, „species eveness“) der Individuen über das Artenspektrum:

$$J' = \frac{D}{D_{\max}} \times 100$$

(J' = Ausbildungsgrad (% von D_{\max})).

Für die Berechnung von p_i wurde anstelle der rein zahlenmäßigen Artenhäufigkeit die Biomasse eingesetzt, da diese ein besseres Maß für die ökologische Bedeutung einer Art ist: das ökologische „Gewicht“ eines Grünspechts ist zweifellos größer als das eines Wintergoldhähnchens! Ausführlich wurde diese Problematik bereits bei BEZZEL (1974) diskutiert.

Die Biomasse-Werte wurden aus den bei WÜST (1970) angegebenen Vogelgewichten ermittelt.

Auf diese Weise errechnete sich eine Artendiversität von $D = 2,36$ und ein Ausbildungsgrad von $J' = 74,2\%$.

Für sich betrachtet erscheinen beide Werte zunächst sehr günstig. Der relativ hohe Ausbildungsgrad läßt auf eine stabile Vogelbiozönose schließen. In etwas anderem Licht erscheinen diese Werte aber im Vergleich mit anderen, ökologisch verwandten, Biotopen. Das Ergebnis ist nach dem gleichen grafischen Schema wie bei BEZZEL (1974) dargestellt worden (Abb. 3). In dieser Grafik stehen den beiden naturnahen Biotopen zwei vom Menschen stark geprägte bzw. genutzte gegenüber. Wie bei BEZZEL (1974) zeigt sich auch hier, daß, trotz der höchsten Siedlungsdichte aller Biotope, der Park eine geringere Diversität und einen niedrigeren Ausbildungsgrad (und somit geringere Stabilität) aufweist als die beiden naturnahen Waldbiotope. Die ge-

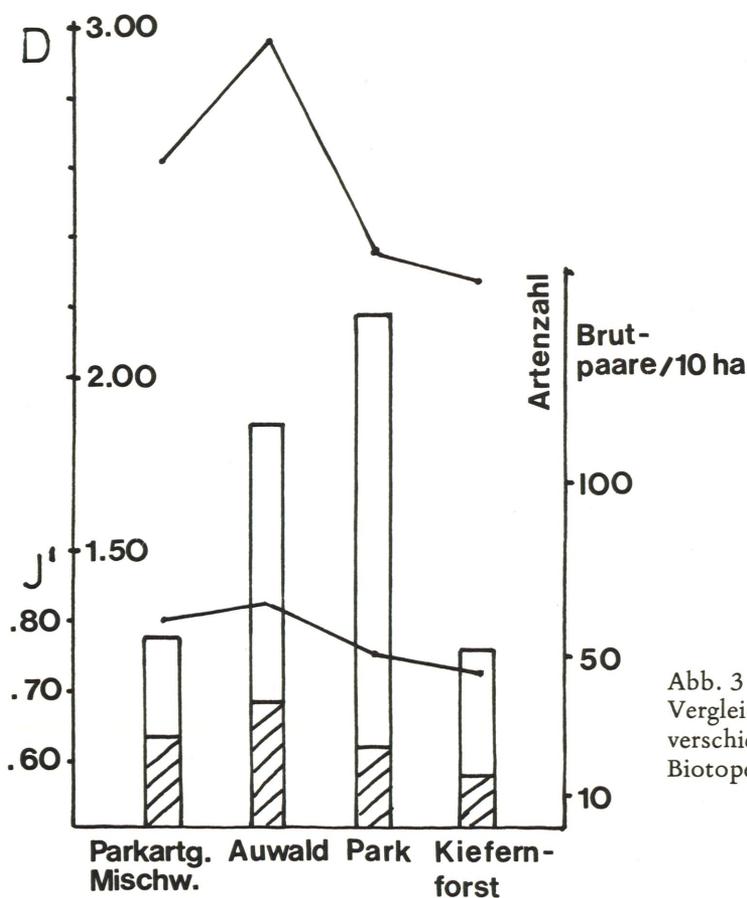


Abb. 3
Vergleich der Vogelbiozösen
verschiedener waldartiger
Biotope der Oberpfalz

ringe Diversität und der niedrige Ausbildungsgrad des einförmigen Kiefernforstes entsprechen den Erwartungen. Die Grafik zeigt auch (Kurve von J'), daß naturnahe Ökosysteme der Idealdiversität näher kommen, also ein höheres Maß an Stabilität aufweisen als stark vom Menschen beeinflusste und bzw. oder veränderte. Diese Befunde wurden zwar nur an einem sehr geringen Material gewonnen, decken sich aber im Prinzip mit den an weit umfangreichem Material gewonnenen Resultaten von BEZZEL (1974) und vor allem REICHHOLF (1974).

Die vergleichsweise niedrigen D- und J'-Werte für den Königswiesener Park könnten also eine Folge der

- a) einseitigen Förderung bestimmter Vogelgruppen (Höhlenbrüter, Körnerfresser) durch den Menschen,
- b) ständigen Beunruhigung durch den Menschen (der Park erfüllt in erster Linie eine Erholungsfunktion),
- c) brutzeitlichen Störungen der in Gebüsch bzw. Bodennähe nistenden Vögel durch streunende Hunde und Katzen,
- d) Störung einer natürlichen Vegetationsentwicklung (entscheidend für Freibrüter) durch ständige gärtnerische Bearbeitung, bewußt niedrig gehaltener Bedeckungsgrad (29 %) der Strauchschicht.

Alle diese Fakten zusammen haben eine gewisse Selektionswirkung in Richtung weniger störungsempfindliche und ökologisch anspruchslose Kulturfolger.

Eine andere Erklärungsmöglichkeit für die relativ niedrigen D- und J'-Werte könnte auch eine Analyse der strukturellen Reichhaltigkeit des Biotops „Park“ im Vergleich zu den anderen Biotopen darstellen. Man kann hier wieder die SHANNON–WIENER-Formel heranziehen und mit ihr die Strukturdiversität berechnen. Im Gegensatz zur Artendiversität ist jedoch die Strukturdiversität nicht eindeutig definiert. Die verschiedenen Autoren setzen jeweils verschiedene Strukturelemente zur Berechnung von p_i ein (z.B. Höhenschichtung des Blattwerks = „foliage height“ bei MacARTHUR & MacARTHUR 1961, prozentuale Flächenanteile aller für Vögel wichtigen Strukturen einer Kontrollfläche bei BEZZEL 1974 und prozentuale Anteile der verschiedenen Stockwerke und Altersklassen in Waldgebieten bei VIDAL 1975), so daß die Werte keine generelle Vergleichbarkeit besitzen. Eine Berechnung der Strukturdiversität ist also nur sinnvoll, wenn mehrere strukturell verwandte Biotope (z.B. Wälder, Parks, Grünland etc.) oder Biotopkomplexe miteinander verglichen werden sollen. Selbstverständlich müssen dann zur Berechnung von p_i immer die gleichen Strukturelemente, also z.B. die „foliage height“ bei Wäldern, herangezogen werden. All diese Voraussetzungen sind aber bei dieser Arbeit, die sich nur der avifaunistisch-ökologischen Charakterisierung einer bestimmten Parkanlage widmet, nicht gegeben.

An dieser Stelle sei mit Nachdruck darauf hingewiesen, daß die im Königswiesener Park gewonnenen Ergebnisse wegen des relativ geringen Materialumfangs keinesfalls verallgemeinert werden dürfen.

5.3 VERGLEICH VON WINTER- UND SOMMERVOGELBESTAND

Tabelle:

	Winter (Okt-März)	Sommer Brutbest.	Unterschied Winter/Sommer
Artendiversität D	2,09	2,36	+ 11,4 %
Ausbildungsgrad J'	64,2%	74,2%	+ 10,0 %
Artenzahl	14	24	+ 41,6 %
Individuenzahl	123	130	+ 5,4 %

Wie nicht anders zu erwarten, ist die Artenvielfalt im Winter deutlich geringer als im Sommer, das gleiche gilt für den Ausbildungsgrad und damit die ökologische Stabilität der Vogelbiozönose. Die Einseitigkeit der Winterbiozönose kommt auch im Vergleich der Durchschnittszahlen einiger häufiger Jahresvogelarten zum Ausdruck:

Art	Winter	Sommer
Grünling	32	8
Kohlmeise	23	12
Amsel	11:	10
Feldsperling	11	10

Auf eine weitergehende Interpretation muß wegen des zu geringen Zahlenmaterials vorerst verzichtet werden.

6. ARTENLISTE (MIT DEN WISSENSCHAFTLICHEN VOGELNAMEN)

Diese vorläufige Artenliste des Königswiesener Parkes beruht auf Beobachtungen zwischen dem 1.7.74 und dem 20.7.75.

- G = Gast zu allen Jahreszeiten
- WG= Wintergast (mit Zeitangabe)
- r = regelmäßig
- u = unregelmäßig
- B = Brutvogel im Sommer 1975
- DZ = Durchzügler

1. Turmfalk (*Falco tinnunculus*) uG
2. Ringeltaube (*Columba palumbus*) B
3. Türkentaube (*Streptopelia decaocto*) uB
4. Grünspecht (*Picus viridis*) rG
5. Grauspecht (*Picus canus*) uG
6. Buntspecht (*Dendrocopos major*) rG
7. Kleinspecht (*Dendrocopos minor*) uG
8. Wendehals (*Jynx torquilla*) Dz
9. Neuntöter (*Lanius collurio*) Dz
10. Seidenschwanz (*Bombycilla garrulus*) WG (5.2.75–7.2.75)
11. Heckenbraunelle (*Prunella modularis*) B
12. Gelbspötter (*Hippolais icterina*) B
13. Gartengrasmücke (*Sylvia borin*) Dz
14. Mönchsgrasmücke (*Sylvia atricapilla*) B
15. Klappergrasmücke (*Sylvia curruca*) Dz
16. Zilpzalp (*Phylloscopus collybita*) B

17.	Fitis (<i>Phylloscopus trochilus</i>)	Dz
18.	Wintergoldhähnchen (<i>Regulus regulus</i>)	uG
19.	Grauschnäpper (<i>Muscicapa striata</i>)	B
20.	Trauerschnäpper (<i>Muscicapa hypoleucos</i>)	Dz
21.	Rotkehlchen (<i>Erithacus rubecula</i>)	B
22.	Gartenrotschwanz (<i>Phoenicurus phoenicurus</i>)	B
23.	Hausrotschwanz (<i>Phoenicurus ochruros</i>)	rG
24.	Singdrossel (<i>Turdus philomelos</i>)	Dz
25.	Amsel (<i>Turdus merula</i>)	B
26.	Schwanzmeise (<i>Aegithalus caudatus</i>)	uG
27.	Sumpfmeise (<i>Parus atricapillus</i>)	B
28.	Blaumeise (<i>Parus caeruleus</i>)	B
29.	Kohlmeise (<i>Parus major</i>)	B
30.	Tannenmeise (<i>Parus ater</i>)	uG
31.	Kleiber (<i>Sitta europaea</i>)	B
32.	Gartenbaumläufer (<i>Carthia brachydactyla</i>)	B
33.	Goldammer (<i>Emberiza citrinella</i>)	B
34.	Buchfink (<i>Fringilla coelebs</i>)	B
35.	Bergfink (<i>Fringilla montifringilla</i>)	WG (6.11.74–13.4.75)
36.	Girlitz (<i>Serinus canarius serinus</i>)	B
37.	Grünling (<i>Carduelis chloris</i>)	B
38.	Stieglitz (<i>Carduelis carduelis</i>)	B
39.	Zeisig (<i>Carduelis spinus</i>)	uWG
40.	Hänfling (<i>Carduelis cannabina</i>)	uG
41.	Kernbeißer (<i>Coccothraustes coccothraustes</i>)	B, WG ab 15.10.74
42.	Gimpel (<i>Pyrrhula pyrrhula</i>)	WG (3.10.74–17.4.75)
43.	Haussperling (<i>Passer domesticus</i>)	B
44.	Feldsperling (<i>Passer montanus</i>)	B
45.	Star (<i>Sturnus vulgaris</i>)	B
46.	Pirol (<i>Oriolus oriolus</i>)	B
47.	Eichelhäher (<i>Garrulus glandarius</i>)	WG (10.10.74–28.3.75)
48.	Elster (<i>Pica pica</i>)	uG

7. ZUSAMMENFASSUNG

Im 4.4 ha großen Königswiesener Park im SW Regensburgs wurde von Oktober 1974 bis März 1975 eine Bestandsaufnahme der Wintervögel und im Sommer 1975 eine Ermittlung der Siedlungsdichte der Sommervögel durchgeführt. Im Durchschnitt der 6 Monate des Winterhalbjahres errechneten sich 123 Individuen in 14 Arten; davon rechnen 7 zu den Dominanten (über 5 % Anteil), alle übrigen haben maximal einen Anteil von 2,6 %. Diese relativ arme Vogelbiozönose wird beherrscht von Körnerfressern wie Feldsperling, Meisen und Finken, die alle von der Winterfütterung profitieren (6 Futterstellen). Die Bestandfluktuationen einiger wichtiger Arten werden dargestellt; eventuelle Zusammenhänge mit dem winterlichen Temperaturgang werden erörtert. Am augenfälligsten ist das Zusammenfallen von Temperaturminimum und Bestandsmaximum von Gimpel, Bergfink und Kohlmeise im letzten Februardrittel. Allgemein gilt, daß die Individuendichte im eigentlichen Winter (Dez., Jan., Febr.) höher ist als in den Übergangsmontaten (umgekehrt bei der Amsel). Die hohe Winterdichte im Park wird durch das gute Nahrungsangebot (Winterfütterung, massenhaft Ahornsamen) und die geschützte Lage (SW-Exposition) erklärt.

Bei der Erhebung des Sommervogelbestandes wurden 24 Arten in 65 Brutpaaren (14,8 Bp/ha) ermittelt. Die hohe Siedlungsdichte wird von nur 6 Arten, die 53,8 % aller Brutvögel stellen, getragen. Der Anteil der Höhlenbrüter liegt bei 55 % (60 Holznistkästen, viele Naturhöhlen wegen alten Baumbestands). Eine Berechnung der Artendiversität nach der Formel von SHANNON & WIENER ergab $D = 2,36$; der Ausbildungsgrad $J' = 74,2$ %. Ein grafischer Vergleich mit ökologisch verwandten Biotopen zeigt, daß der Park trotz seiner hohen Siedlungsdichte eine geringere Diversität und einen niedrigeren Ausbildungsgrad aufweist als naturnahe Waldbiotope; hierfür werden vor allem anthropogene Ursachen diskutiert, die eine Selektion in Richtung einiger weniger, anspruchsloser Kulturfolger zur Folge haben. Das Problem der Strukturdiversität wird erörtert.

Ein Vergleich der Winter- und Sommervogelbestände läßt einen deutlichen Diversitäts- und Stabilitätsverlust im Winter erkennen.

Eine vorläufige Artenliste mit den wissenschaftlichen Vogelnamen (48 Arten) schließt die Arbeit ab.

8. LITERATUR

- BERNDT, R. & W. MEISE (1959) Naturgeschichte der Vögel, Bd. 1, Stuttgart, 250
- BEZZEL, E. (1974) Untersuchungen zur Siedlungsdichte von Sommervögeln in Talböden der Bayerischen Alpen und Versuch ihrer Interpretation. Anz. Orn. Ges. Bayern 13, 259–280.
- BEZZEL, E. & J. REICHHOLF (1974) Die Diversität als Kriterium zur Bewertung von Wasservogel-Lebensräumen. J. Orn. 115, 50–62.
- DARMER, G. (1974) Feldornithologische Siedlungsdichte-Untersuchungen. Landschaft + Stadt 6, 17–27.
- ERZ, W., H. MESTER, R. MULSOW, H. OELKE & K. PUCHSTEIN (1968) Empfehlungen für Untersuchungen der Siedlungsdichte von Sommervogelbeständen. Vogelwelt 89, 69–78.
- FÜRNROHR, A.E. (1840) Naturhistorische Topographie von Regensburg. Bd. 3, Regensburg
- HAMPEL, F. & U. HEITKAMP (1968) Quantitative Bestandsaufnahme der Brutvögel Göttingens 1965 im Vergleich mit früheren Jahren. Beihefte d. Vogelwelt 2, 27–39.
- HÖSER, N. (1973) Bestimmung und Interpretation der Artendichte (species diversity) von Vogelbeständen aus Zählergebnissen unterschiedlichen mathematischen und biologischen Charakters. Beitr. Vogelkde. 19, 313–328.
- KILLERMANN, S. (1904) Drosseln um Regensburg. Verh. orn. Ges. Bayern 4, 93–95.
- KILLERMANN, S. (1926) Vogelbeobachtungen um Regensburg (in den Jahren 1900–1925). Mit Nachtrag. Verh. orn. Ges. Bayern 17, 85–93.

- KREBS, Ch.J. (1972) Ecology. New York, Evanston, San Francisco, London, 500–539.
- MACARTHUR, R.H. & J.W. MACARTHUR (1961) On Bird Species Diversity. Ecology 42, 594–598.
- MERIKALLIO, E. (1946) Über regionale Verbreitung und Anzahl der Landvögel in Süd- und Mittelfinnland, besonders in deren östlichen Teilen im Lichte von quantitativen Untersuchungen (Teil I und II). Ann. Zool. Soc. Zool. Bot. Fenn. Vanamo 12, No. 1 u. 2.
- PONGRATZ, L. (1966) Die Parkanlagen und Botanischen Gärten von Regensburg. Acta Albertina Ratisbon. 27, 26-31.
- REICHHOLF, J. (1974) Artenreichtum, Häufigkeit und Diversität der Greifvögel in einigen Gebieten von Südamerika. J. Orn. 115, 381–398.
- SCHIERMANN, G. (1939) Über Siedlungsdichte auf Berliner Friedhöfen. J. Orn. 87, 181.
- SCHUMANN, H. (1950) Die Vögel der Eilenreide in Hannover und ihre Beziehungen zu den Pflanzengesellschaften dieses Waldes. 99.–101. Jahresber. Naturhist. Ges. Hannover, 147–182.
- SHANNON, C.E. & W. WEAVER (1949) The mathematical theory of communication. Univ. Illinois Press, Urbana.
- STEINBACHER, G. (1942) Die Siedlungsdichte in der Parklandschaft. J. Orn. 90, 342–359.
- VIDAL, A. (1975) Ökologisch-faunistische Untersuchungen der Vogelwelt einiger Waldflächen im Raum Regensburg. Anz. orn. Ges. Bayern 14, 181–196.
- WIEHE, H. (1971) Linientaxierung zur Ermittlung des Wintervogelbestandes eines Bruchwaldes bei Braunschweig (Winter 1969/70). Vogelwelt 92, 1–8.
- WÜST, W. (1970) Die Brutvögel Mitteleuropas, München
- WÜST, W. (1973) Die Vogelwelt des Nymphenburger Parks München. Tier und Umwelt, Nf H. 9/10.