

Vogelgemeinschaften in südecuatorianischen Bergregenwäldern unterschiedlicher Struktur

Dissertation zur Erlangung des Doktorgrades
an der Fakultät Biologie / Chemie / Geowissenschaften
der Universität Bayreuth

vorgelegt von
Detlev Paulsch
aus Karlsruhe

Bayreuth, Oktober 2007

Vollständiger Abdruck der von der Fakultät Biologie / Chemie / Geowissenschaften der Universität Bayreuth genehmigten Dissertation zur Erlangung des Grades eines Doktors der Naturwissenschaften (Dr. rer. nat.).

Die Arbeiten zur vorliegenden Dissertation wurden im Zeitraum April 2000 bis April 2003 in Südecuador bzw. am Lehrstuhl Biogeografie der Universität Bayreuth in der Arbeitsgruppe von Prof. Dr. Klaus Müller-Hohenstein durchgeführt und durch die Deutsche Forschungsgemeinschaft gefördert (Projekte Mu 364/1-4 und For 402/1-1 TP13).

Erstgutachter: Prof. Dr. K. Müller-Hohenstein
Zweitgutachter: Prof. Dr. I. Steffan-Dewenter

Prüfungsausschuss: Prof. Dr. C. Beierkuhnlein (Vorsitz)
Prof. Dr. K. Müller-Hohenstein
Prof. Dr. I. Steffan-Dewenter
Prof. Dr. E. Beck
Prof. Dr. D. von Holst

Tag der Einreichung: 24. Oktober 2007
Tag des wissenschaftlichen Kolloquiums: 29. April 2008

Amtierender Dekan: Prof. Dr. A. Müller

INHALTSVERZEICHNIS

Tabellenverzeichnis	VI
Abbildungsverzeichnis	VII
Zusammenfassung	X
Summary	XIII
Resumen	XVI
1 Einleitung	1
2 Material und Methoden	8
2.1 Untersuchungsgebiet	8
2.2 Untersuchungszeitraum	12
2.3 Klassifizierung von Waldstrukturtypen	13
2.3.1 Ziele, Methoden und Ergebnisse der Untersuchung von PAULSCH, A. (2002)	13
2.3.2 Auswahl von Waldstrukturtypen	16
2.4 Methoden zur Erfassung der Avifauna	26
2.4.1 Punkt-Stop-Methode	26
2.4.2 Netzfänge	30
2.4.3 Zufallsbeobachtungen	34
2.5 Statistische Auswertungen	34
2.5.1 Dominanzstruktur	34
2.5.2 Rarefaction und α -Diversität	35
2.5.2.1 Rarefaction-Methode	35
2.5.2.2 α -Diversität	36
2.5.3 Schätzung des potentiellen Artenreichtums	37
2.5.4 β -Diversität	39
3 Ergebnisse	40
3.1 Avifauna im gesamten Untersuchungsgebiet	40
3.1.1 Artenzahl und Dominanzstruktur	40
3.1.2 Nahrungsgilden	43
3.2 Avifauna der Waldstrukturtypen	44
3.2.1 Artenakkumulation	44
3.2.2 Artenreichtum	49
3.2.2.1 Nachgewiesener Artenreichtum	49
3.2.2.2 Potentieller Artenreichtum	50
3.2.3 Individuenreichtum	51
3.2.4 Rarefaction und α -Diversität	59
3.2.4.1 Rarefaction-Methode	59
3.2.4.2 α -Diversität	60

3.2.5	Aufenthaltspräferenzen	63
3.2.5.1	Aufenthaltspräferenzen aller Arten	63
3.2.5.2	Aufenthaltspräferenzen der Nahrungsgilden	65
3.2.5.2.1	Insectivore	67
3.2.5.2.2	Frugivore	68
3.2.5.2.3	Nectarivore	69
3.2.5.2.4	Granivore	71
3.2.5.3	Aufenthaltspräferenzen ausgewählter Familien	71
3.2.5.3.1	Ameisenpittas (Formicariidae) und Bürzelstelzer (Rhinocryptidae)	72
3.2.5.3.2	Kolibris (Trochilidae)	74
3.2.5.3.3	Tangaren (Thraupidae)	76
3.2.5.3.4	Tyrannen (Tyrannidae)	77
3.3	Funktionale Zusammenhänge zwischen dem Vorkommen von Vogelarten und der Vegetationsstruktur	78
3.3.1	<i>Thamnophilus unicolor grandior</i> (Thamnophilidae)	80
3.3.2	<i>Pseudocolaptes boissonneautii obholseri</i> (Furnariidae)	82
3.3.3	<i>Synallaxis unirufa unirufa</i> (Furnariidae)	85
3.3.4	<i>Basileuterus tristriatus tristriatus</i> (Parulidae)	87
3.3.5	<i>Pyrrhomyias cinnamomea pyrrhoptera</i> (Tyrannidae)	89
3.4	Vogelgemeinschaften ungestörter und gestörter Waldtypen	92
3.4.1	Artenreichtum	93
3.4.2	Aufenthaltspräferenzen	94
3.4.3	Nahrungsgilden	97
3.4.4	β -Diversität	98
4	Diskussion	99
4.1	Methoden zur Erfassung tropischer Vogelgemeinschaften	99
4.2	Diskussion der Ergebnisse	102
4.2.1	Artenreichtum und Diversität	102
4.2.2	Aufenthaltspräferenzen	107
4.2.2.1	Aufenthaltspräferenzen der Nahrungsgilden	112
4.2.2.2	Auswirkungen des azonalen Vorkommens von <i>Purdiaea nutans</i> auf die Aufenthaltspräferenzen verschiedener Vogelarten	116
4.2.3	Funktionale Zusammenhänge zwischen der Vegetationsstruktur und der Verbreitung von Vogelarten	118
4.2.4	Vogelgemeinschaften in verschieden stark gestörten Waldstrukturtypen	119
4.3	Fazit	123
5	Literaturverzeichnis	125

Anhang	140
I. Liste der im Untersuchungsgebiet nachgewiesenen Vogelarten und deren Häufigkeiten	140
II. Aufnahmeschlüssel zur Einordnung von Vegetationseinheiten in die Waldstrukturtypen nach PAULSCH, A. (2002)	150
III. Farbtafeln	152
Danksagung	154

TABELLENVERZEICHNIS

Tab. 1:	Angaben zu Lage, Meereshöhe, Exposition, mittlerer Hangneigung und Einordnung in die Waldstrukturtypen der 30 untersuchten Beobachtungspunkte	28
Tab. 2:	Angaben zu Lage, Meereshöhe, Zuordnung zu den Beobachtungspunkten und Einordnung in die Waldstrukturtypen aller aufgestellten Netze	30
Tab. 3:	Arten im Untersuchungsgebiet aus der ‚Roten Liste der Vögel Ecuadors‘	41
Tab. 4:	Im Untersuchungsgebiet beobachtete Arten, die nur in Ecuador und Peru vorkommen	42
Tab. 5:	Die 10 häufigsten Vogelarten im Untersuchungsgebiet nach Dominanzwerten	42
Tab. 6:	Potentielle und nachgewiesene Vogelartenzahlen der Waldstrukturtypen	51
Tab. 7:	χ^2 -Werte und Signifikanzniveaus für die Übereinstimmung der beobachteten Rang-Abundanz-Verteilung mit der log-serie	61
Tab. 8:	α -Diversität (Fisher's α) und Schätzwerte der Rarefaction-Analyse für die Vogelgemeinschaften der verschiedenen Waldstrukturtypen	62
Tab. 9:	Verbreitung der Gattungen <i>Grallaria</i> und <i>Grallaricula</i> (Formicariidae) im Untersuchungsgebiet	72
Tab. 10:	Verbreitung der Gattungen <i>Scytalopus</i> und <i>Myornis</i> (Rhinocryptidae) im Untersuchungsgebiet	73
Tab. 11:	Kennarten verschiedener Waldstrukturtypen	78
Tab. 12:	Kurzbeschreibung einiger Waldstrukturtypen	81
Tab. 13:	Individuenmaxima typischer Waldarten in den verschiedenen Waldstrukturtypen	95
Tab. 14:	Individuenmaxima typischer Waldrandarten in den verschiedenen Waldstrukturtypen	96
Tab. 15:	β -Diversität als Morisita-Horn-Index	98
Tab. 16:	Vogelarten des Untersuchungsgebietes, die in der näheren Umgebung noch nicht nachgewiesen wurden	102
Tab. 17:	Arten mit abweichenden Habitatpräferenzen im Vergleich Literatur - ECSF	108
Tab. 18:	Arten mit abweichenden Höhenamplituden im Vergleich Literatur - ECSF	110
Tab. 19:	Artenzahl der Tangaren (Thraupidae) in den verschiedenen Waldstrukturtypen	116
Tab. 20:	Typische Vogelarten dichter Bambusbestände, die im Gebiet der ECSF überwiegend im dichten Unterwuchs des ‚Primären Gratwaldes höherer Lagen‘ vorkommen	117

ABBILDUNGSVERZEICHNIS

Abb. 1: Lage des Untersuchungsgebietes	8
Abb. 2: Floristische Strukturelemente, die in den Profilzeichnungen wiederholt auftreten	16
Abb. 3: Profil des primären Schluchtwaldes tieferer Lagen (VI c)	17
Abb. 4: Profil des primären Schluchtwaldes höherer Lagen (VI d)	18
Abb. 5: Profil des mikrophyllen Gratwaldes (VII a)	19
Abb. 6: Profil des mesophyllen Gratwaldes (VII b)	20
Abb. 7: Profil des makrophyllen Gratwaldes (VII c)	21
Abb. 8: Profil des megaphyllen Gratwaldes (VII d)	22
Abb. 9: Profil des sekundären Schluchtwaldes (VI a)	23
Abb. 10: Profil des Schluchtwaldes mit Anzeichen menschlicher Einflussnahme (VI b)	24
Abb. 11: Lage der Beobachtungspunkte im Gelände	27
Abb. 12: Anzahl der im Untersuchungsgebiet beobachteten Arten pro Familie	40
Abb. 13: <i>Pyrrhura albipectus</i> (Psittacidae)	41
Abb. 14: Aufteilung der im Untersuchungsgebiet nachgewiesenen 227 Arten auf die Nahrungsgilden	44
Abb. 15: Artenakkumulationskurve für das gesamte Untersuchungsgebiet	45
Abb. 16: Artenakkumulationskurve für den Strukturtyp ‚Waldrand tieferer Lagen‘	46
Abb. 17: Artenakkumulationskurve für den Strukturtyp ‚Anthropogen beeinflusster Schluchtwald tieferer Lagen‘	46
Abb. 18: Artenakkumulationskurve für den Strukturtyp ‚Primärer Schluchtwald tieferer Lagen‘	47
Abb. 19: Artenakkumulationskurve für den Strukturtyp ‚Reste von Schluchtwald tieferer Lagen‘	47
Abb. 20: Artenakkumulationskurve für den Strukturtyp ‚Primärer Gratwald tieferer Lagen‘	48
Abb. 21: Artenakkumulationskurve für den Strukturtyp ‚Primärer Gratwald höherer Lagen‘	48
Abb. 22: Artenreichtum der untersuchten Waldstrukturtypen	49
Abb. 23: Potentielle Vogelartenzahlen der Waldstrukturtypen (Schätzverfahren: ACE und Chao1)	50
Abb. 24: Maximale Individuenzahlen (>1) im Waldstrukturtyp ‚Primärer Gratwald tieferer Lagen‘	53
Abb. 25: Maximale Individuenzahlen (>1) im Waldstrukturtyp ‚Primärer Gratwald höherer Lagen‘	54
Abb. 26: Maximale Individuenzahlen (>1) im Waldstrukturtyp ‚Primärer Schluchtwald tieferer Lagen‘	54
Abb. 27: Maximale Individuenzahlen (>1) im Waldstrukturtyp ‚Primärer Schluchtwald höherer Lagen‘	55

Abb. 28: Maximale Individuenzahlen (>1) im Waldstrukturtyp ‚Anthropogen beeinflusster Schluchtwald tieferer Lagen‘	56
Abb. 29: Maximale Individuenzahlen (>1) im Waldstrukturtyp ‚Waldrand tieferer Lagen‘	57
Abb. 30: Maximale Individuenzahlen (>1) im Waldstrukturtyp ‚Reste von Schluchtwald tieferer Lagen‘	58
Abb. 31: Rarefaction-Kurven nach Hurlbert (1971) für die Vogelmenschen verschiedener Waldstrukturtypen	60
Abb. 32: α -Diversität (Fisher's α) der Vogelmenschen der verschiedenen Waldstrukturtypen	62
Abb. 33: Habitatpräferenzen der Vogelarten in den verschiedenen Waldstrukturtypen	63
Abb. 34: Verbreitung der Vogelarten entlang des Höhengradienten	64
Abb. 35: Habitatpräferenzen der Arten nach Nahrungsgilden	66
Abb. 36: Verbreitung der Nahrungsgilden entlang des Höhengradienten	66
Abb. 37: Habitatpräferenzen insectivorer Arten nach Familien geordnet	68
Abb. 38: Habitatpräferenzen frugivorer Arten nach Familien geordnet	69
Abb. 39: Habitatpräferenzen nectarivorer Arten nach Familien geordnet	70
Abb. 40: Habitatpräferenzen granivorer Arten nach Familien geordnet	71
Abb. 41: Verbreitung der Kolibriarten (Trochilidae) entlang des Höhengradienten	75
Abb. 42: Verbreitung der Tangarenarten (Thraupidae) entlang des Höhengradienten	76
Abb. 43: Verbreitung der Tyrannenarten (Tyrannidae) entlang des Höhengradienten	77
Abb. 44: Verbreitung der beobachteten Individuen der Kennarten	79
Abb. 45: Beobachtete Aufenthaltshöhen über dem Boden von <i>Thamnophilus unicolor</i> (Thamnophilidae)	81
Abb. 46: Gesamtindividuenzahlen und Individuenmaxima von <i>Pseudocolaptes boissonneautii</i> (Furnariidae)	83
Abb. 47: Beobachtete Aufenthaltshöhen über dem Boden von <i>Pseudocolaptes boissonneautii</i> (Furnariidae)	84
Abb. 48: Gesamtindividuenzahlen und Individuenmaxima von <i>Synallaxis unirufa</i> (Furnariidae)	86
Abb. 49: Gesamtindividuenzahlen (>1%) und Individuenmaxima von <i>Basileuterus tristriatus</i> (Parulidae)	88
Abb. 50: Beobachtete Aufenthaltshöhen über dem Boden von <i>Basileuterus tristriatus</i> (Parulidae)	89
Abb. 51: Gesamtindividuenzahlen (>1%) und Individuenmaxima von <i>Pyrrhomyias cinnamomea</i> (Tyrannidae)	91
Abb. 52: Beobachtete Aufenthaltshöhen über dem Boden von <i>Pyrrhomyias cinnamomea</i> (Tyrannidae)	92
Abb. 53: Artenreichtum der Schluchtwälder tieferer Lagen entlang des Gradienten anthropogenen Einflusses	93

Abb. 54: Habitatpräferenzen der Vogelarten in den Schluchtwäldern tieferer Lagen entlang des Gradienten anthropogenen Einflusses	94
Abb. 55: Nahrungsgilden in den Schluchtwäldern tieferer Lagen entlang des Gradienten anthropogenen Einflusses	97
Abb. 56: Beobachtete Habitatpräferenzen der Vogelarten in den verschiedenen Waldstrukturtypen	108
Abb. 57: Artenzahlen in den Nahrungsgilden entlang des Gradienten anthropogenen Einflusses	121
Abb. 58: Waldrest (Punkt 37)	152
Abb. 59: Waldrest (Punkt 38)	152
Abb. 60: Waldrest (Punkt 40)	152
Abb. 61: Sukzessionsfläche (Punkt 39)	152
Abb. 62: <i>Thamnophilus unicolor</i> (Thamnophilidae)	153
Abb. 63: <i>Pseudocolaptes boissonneautii</i> (Furnariidae).....	153
Abb. 64: <i>Synallaxis unirufa</i> (Furnariidae)	153
Abb. 65: <i>Basileuterus tristriatus</i> (Parulidae)	153
Abb. 66: <i>Pyrrhomyias cinnamomea</i> (Tyrannidae)	153

ZUSAMMENFASSUNG

Im Rahmen der DFG-Forschergruppe 402 (Funktionalität in einem tropischen Bergregenwald Südecuadors: Diversität, dynamische Prozesse und Nutzungspotentiale unter ökosystemaren Gesichtspunkten) wurden die Vogelmenschaften verschiedener Strukturtypen des Bergregenwaldes auf dem Gebiet der Estación Científica San Francisco (ECSF) im Süden Ecuadors untersucht. Die Klassifizierung der Waldstrukturtypen von PAULSCH, A. (2002) in diesem Gebiet diente hierbei als Grundlage. Durch Punkt-Stop-Beobachtungen an 30 Beobachtungspunkten, Netzfänge an 15 Fangstellen sowie Zufallsbeobachtungen wurden in einem Höhenbereich zwischen 1800m und 3150m N.N. zunächst die vorkommenden Vogelarten inventarisiert und der Artenreichtum sowie die Diversität der Vogelmenschaften der verschiedenen Waldstrukturtypen untersucht. Anschließend wurden mögliche funktionale Zusammenhänge zwischen dem Vorkommen ausgewählter Vogelarten und strukturellen Parametern der Vegetation näher betrachtet. Zudem wurden die Zusammensetzung und die Diversität der Vogelmenschaften ungestörter und anthropogen beeinflusster Waldstrukturtypen vergleichend untersucht.

Insgesamt konnten im Gebiet der ECSF und in den untersuchten Waldresten nördlich des Río San Francisco 227 Vogelarten nachgewiesen werden. 10 dieser Arten sind in der ‚Roten Liste der Vögel Ecuadors‘ aufgeführt, wobei der Weißhalssittich (*Pyrrhura albipectus* - Psittacidae) im Süden Ecuadors endemisch ist. Die drei wichtigsten Nahrungsgilden innerhalb der Vögel wurden im Untersuchungsgebiet durch die Insectivoren (100 Arten), die Frugivoren (57 Arten) und die Nectarivoren (35 Arten) gebildet, wobei mit 29 Arten eine gegenüber anderen Untersuchungen deutlich höhere Zahl an Kolibris (Trochilidae) anzutreffen war. Durch das azonale Vorkommen eines durch *Purdiaea nutans* (Cyrillaceae) geprägten Waldtyps ist in der Höhenstufe zwischen 2150m und 2650m N.N. im Untersuchungsgebiet eine andere Vogelmenschaften anzutreffen als in vergleichbaren Gebieten, wie z.B. dem Nebelwald in Cajanuma.

Bei einem Vergleich der Vogelmenschaften der unterschiedlichen Waldstrukturtypen zeigten sich die höchsten Mittelwerte des Artenreichtums in den Strukturtypen ‚Anthropogen beeinflusster Schluchtwald tieferer Lagen‘ und ‚Waldrand tieferer Lagen‘, während in den primären Waldtypen und in den Waldresten niedrigere Artenzahlen ermittelt wurden. Mehr als ein Drittel der durch Punkt-Stop-Beobachtungen und Netzfänge nachgewiesenen Vogelarten

kamen in einer Meereshöhe zwischen 1900m und 2000m N.N. vor. In diesem Bereich sind im Untersuchungsgebiet anthropogen beeinflusste Waldtypen sowie halboffene und offene Sukzessionsstadien anzutreffen, welche auch die beiden oben genannten Strukturtypen charakterisieren. Wie die Ermittlung der Aufenthaltspräferenzen der Vogelarten zeigte, ist der hohe Artenreichtum in diesem Höhenbereich vor allem auf typische Waldrandarten und auf die Überlappung der Habitate von Waldarten mit denen der Arten offenerer Bereiche zurückzuführen. Für den anthropogen beeinflussten Schluchtwald und die Waldränder wurden mit 41,5 und 34 auch die höchsten Werte der α -Diversität (Fisher's α) berechnet, welche insgesamt auf einem sehr hohen Niveau liegen. Die Abschätzung des potentiellen Artenreichtums (Chao1, ACE) ergab, dass in fast allen untersuchten Waldstrukturtypen über 80% der Vogelarten nachgewiesen werden konnten. Lediglich im ‚Primären Schluchtwald höherer Lagen‘ wurden nur 38% der potentiellen Artenzahl nachgewiesen, was auf die seltene Frequentierung dieses Strukturtyps aufgrund seiner schwer zugänglichen Lage im Gelände zurückzuführen ist. Auch in den Ergebnissen der hier vorliegenden avifaunistischen Untersuchung bestätigt sich somit die immense Artenvielfalt im Gebiet der ECSF, wie sie auch schon für andere Gruppen aus Fauna (Kolibris, Fledermäuse, Nachtfalter) und Flora (vaskuläre Epiphyten, Orchideen) beschrieben wurde. Hinsichtlich der Habitatpräferenzen bzw. Höhenamplituden konnten für verschiedene Vogelarten Abweichungen gegenüber den Angaben in der Literatur gefunden werden. Dies ist auf den noch immer recht geringen Kenntnisstand über die Avifauna der ecuadorianischen Bergregenwälder zurückzuführen.

Für die Vogelarten verschiedener Familien (Formicariidae, Rhinocryptidae, Trochilidae, Thraupidae, Tyrannidae) konnten im Laufe der Untersuchung bestimmte Aufenthaltspräferenzen bezüglich Meereshöhe und Habitat gefunden werden, welche sich allerdings nicht mit strukturellen Vegetationsparametern begründen ließen. Es wurden aber auch 12 Vogelarten nachgewiesen, die als Kennarten für einen bestimmten Waldstrukturtyp gelten können. Für fünf dieser Arten (*Thamnophilus unicolor* - Thamnophilidae, *Pseudocolaptes boissonneautii* - Furnariidae, *Synallaxis unirufa* - Furnariidae, *Basileuterus tristriatus* - Parulidae, *Pyrrhomyias cinnamomea* - Tyrannidae) konnten zudem funktionale Zusammenhänge zwischen ihrem Vorkommen im Untersuchungsgebiet und strukturellen Parametern der Vegetation im jeweiligen Waldstrukturtyp gefunden werden, welche vor allem hinsichtlich der Habitatansprüche dieser Arten für Brut und Nahrungssuche entscheidend sind.

Eine vergleichende Untersuchung der Vogelgemeinschaften entlang eines Gradienten menschlicher Einflussnahme vom ‚Primären Schluchtwald tieferer Lagen‘ über den ‚Anthropogen beeinflussten Schluchtwald tieferer Lagen‘ bis hin zu den ‚Resten von Schluchtwald tieferer Lagen‘ zeigte den höchsten Artenreichtum und die größte α -Diversität im anthropogen beeinflussten Schluchtwald. Die Anzahl typischer Waldarten nahm entlang des Gradienten ab, wogegen diejenige der typischen Waldrandarten bzw. Arten der halboffenen Habitate anstieg. Innerhalb der Nahrungsgilden zeigte sich eine Abnahme der Artenzahl entlang des Gradienten vor allem für die Insectivoren des Unterwuchses, die großen Frugivoren und die Omnivoren, während die Zahl der Granivoren zunahm. Die größte Zahl der Nectarivoren war im anthropogen beeinflussten Schluchtwald anzutreffen, was vermutlich in der großen Anzahl an Nahrungspflanzen am Waldrand begründet liegt.

Vor allem der Rückgang typischer Waldarten unter zunehmendem anthropogenem Einfluss belegt die Wichtigkeit von Schutzmaßnahmen für große Flächen ungestörten Regenwaldes. Dies gilt insbesondere vor dem Hintergrund der extrem hohen Entwaldungsrate in den Bergregenwäldern Ecuadors und der gleichzeitig enorm hohen Biodiversität in diesen Gebieten, wie sie auch in dieser Untersuchung gezeigt werden konnte.

SUMMARY

Within the framework of the Research Unit 402 of the DFG (Functionality in a Tropical Mountain Rainforest: Diversity, Dynamic Processes and Utilization Potentials under Ecosystem Perspectives) bird communities of different structural types of mountain rainforest were investigated in the area of Estación Científica San Francisco (ECSF) in southern Ecuador. The classification of structural forest types in this area by PAULSCH, A. (2002) served as basis for this work. All bird species occurring in an altitude between 1800 m and 3200 m a.s.l. were recorded by point-counts at 30 investigation sites, mist-netting at 15 sites and observations 'by chance'. Species richness and diversity of the bird communities of the different structural forest types were studied. Possible functional relationships between bird species distribution and structural vegetation parameters were examined subsequently. Furthermore the composition and diversity of bird communities of primary and anthropogenic influenced structural forest types were compared.

A total number of 227 bird species was recorded in the ECSF area and in the forest remnants north of the Río San Francisco. Ten of these species are mentioned in the 'Red List of the Birds of Ecuador' including the White-Breasted Parakeet (*Pyrrhura albipectus* - Psittacidae) as endemic species in southern Ecuador. The three most important avian feeding guilds in the investigation area are insectivores (100 species), frugivores (57 species) and nectarivores (35 species). With 29 species a considerable higher number of hummingbirds (Trochilidae) was recorded compared to other investigations. Due to the azonal occurrence of a forest type characterised by *Purdiaea nutans* (Cyrillaceae) the bird community in the investigation area between 2150 m and 2650 m a.s.l. differs from those in comparable areas like the cloud forest in Cajanuma.

A comparison of the bird communities of the different structural forest types showed highest mean values of species richness in the structural types 'Ravine forest under human influence' and 'Forest edge of lower altitude', whereas the primary forest types and the forest remnants showed lower species numbers. More than one third of the species recorded by point-counts and mist-netting occurred in an altitude between 1900 m and 2000 m a.s.l. Forest types under human influence, semi-open and open successional stages are found at this elevation in the investigation area, characterising as well the two structural forest types mentioned above. The high species richness at this altitude is based on the occurrence of forest edge species and the overlapping habitats of forest

species and those of the more open areas, as the evaluation of habitat-preferences of the different bird species showed. Overall α -diversity lies on a high level with highest values in the anthropogenic influenced ravine forest and the forest edge with 41.5 and 34. Estimation of potential species richness (Chao1, ACE) showed that in nearly all structural forest types more than 80% of the expected bird species were recorded. In the 'Primary ravine forest at higher altitude' only 38% of the extrapolated species number was recorded, as this structural forest type was only rarely frequented due to its inaccessibility. The immense species diversity in the ECSF area, already described for different groups out of fauna (hummingbirds, bats, moths) and flora (vascular epiphytes, orchids), can also be shown in the present avifaunistic study. Differences from literature information concerning habitat preferences and altitudinal amplitudes were found for different bird species, a fact which can be ascribed to the still quite sparse knowledge about the avifauna of the Ecuadorian mountain rainforests.

During this study preferences concerning altitude and habitat were worked out for the bird species of different families (Formicariidae, Rhinocryptidae, Trochilidae, Thraupidae, Tyrannidae) which, however, could not be linked with structural parameters of the vegetation. On the other hand 12 bird species were recorded as index species for a certain structural forest type. For five of these species (*Thamnophilus unicolor* - Thamnophilidae, *Pseudocolaptes boissonneautii* - Furnariidae, *Synallaxis unirufa* - Furnariidae, *Basileuterus tristriatus* - Parulidae, *Pyrrhomyias cinnamomea* - Tyrannidae) functional relationships between their distribution in the investigation area and structural vegetation parameters were found. These parameters are especially important regarding the habitat requirements of these species for breeding and foraging.

A comparison of the bird communities along a gradient of human influence from 'Primary ravine forest of lower altitude' to 'Ravine forest under human influence' and 'Remnants of ravine forest at lower altitude' showed highest species richness and α -diversity in the anthropogenic influenced ravine forest. The number of typical forest species decreased along the gradient, whereas the number of typical forest edge species and species of semi-open habitats increased. Referring to feeding guilds, mainly the number of understory insectivores, large frugivores and omnivores decreased along the gradient, whereas the number of granivores increased. The highest number of nectarivores was recorded in the ravine forest under human influence, probably due to the high number of food resources at the forest edge.

Mainly the decreasing number of typical forest species under increasing human influence proves the significance of protecting large areas of undisturbed rainforest. This is especially important as the mountain rainforests of Ecuador show an extremely high deforestation rate and harbour an enormous biodiversity at the same time, as shown in the present study.

RESUMEN

Dentro del marco del proyecto 'Funcionalidad de un bosque tropical lluvioso montañoso del sur de Ecuador: el ecosistema con su biodiversidad, sus procesos dinámicos y el uso potencial del mismo', del grupo de investigadores 402 de la DFG (Fundación Alemana de Investigación), se realizó un estudio de la avifauna en diferentes unidades del bosque tropical lluvioso montañoso en el área de la Estación Científica San Francisco (ECSF), en el sur de Ecuador. Como fundamento para el estudio sirvió el sistema de clasificación de la vegetación perturbada y no perturbada de bosques tropicales montañosos, con base en características estructurales de vegetación de PAULSCH, A. (2002). Se hizo un inventario de las especies de aves y un estudio de la biodiversidad de las especies de la avifauna en diferentes unidades de bosque. Los métodos que se emplearon fueron: observación punto-stop en 30 sitios, capturas por redes en 15 sitios y observaciones de causalidad en un trayecto altitudinal de entre 1800m a 3150m s.n.m. Después se investigó la relación ecosistemática entre algunas especies de aves seleccionadas y parámetros estructurales de la vegetación. Asimismo se analizaron comparativamente la composición de especies y la diversidad de la avifauna en unidades de bosques perturbados y no perturbados. En el área de la Estación Científica San Francisco y en los bosques residuales en el norte del Río San Francisco se encontraron 227 especies de aves. 10 especies de dichas aves aparecen en 'la lista roja de las aves del Ecuador', entre ellas el perico pechiblanco (*Pyrrhura albipectus* - Psittacidae), que es una especie endémica del sur de Ecuador. De las 227 especies de aves, 100 pertenecen al grupo de insectívoros, 57 al grupo de frugívoros y 35 al grupo de nectarívoros, cuando en comparación con otras investigaciones el número de especies de colibríes (con 29) era muy alto. En una altitud entre 2150m y 2650m s.n.m. se encontró una unidad de bosque marcado por *Purdiaea nutans* (Cyrillaceae), atípico para esa altura, razón por la cual en esa área la avifauna es diferente a otras áreas del bosque tropical lluvioso montañoso, como por ejemplo al de Cajanuma. Al hacer una comparación de la avifauna entre las unidades del bosque, el valor medio más alto de la diversidad de aves se mostró en las unidades 'bosque de quebrada con indicios de influencia humana' y en la unidad 'bordes de bosques naturales'. En las unidades de los bosques primarios y en los bosques residuales se encontró el valor medio más bajo de diversidad de aves. Más de un tercio de las especies de aves, determinado con observación punto-stop y capturas con

redes, aparecieron en una altura entre 1900m y 2000m s.n.m. En esa altitud se encuentran en el área de investigación muchas unidades de bosques perturbados y claros en diferentes estados de transición. La alta diversidad de especies de aves en la altura entre 1900m a 2000 m s.n.m. se basa en la existencia de especies de aves típicas para el bosque y a un solapamiento de hábitats de aves típicas para el borde del bosque y especies típicas para claros. Los valores de α -Diversidad (Fisher's α) más altos del estudio se calcularon para la unidad 'bosque de quebrada con indicios de influencia humana' y la unidad 'borde del bosque' - 41,5 y 34 respectivamente. El resultado de la diversidad de especies de aves en potencia (Chao1, ACE) muestra la posibilidad de determinar 80% de las aves de cada unidad de bosque. La frecuencia de estudio se redujo en esa área debido al difícil acceso a la unidad de 'bosque de quebrada primario en altitudes mayores', por lo que sólo se pudo determinar un 38% de la diversidad de especies de aves en potencia. Los resultados de la investigación de la avifauna reafirman los datos de otros estudios sobre fauna (colibríes, murciélagos, mariposas nocturnas) y flora (epífitas, orquídeas) sobre una la inmensa diversidad de especies existente en el área de la ECSF. El estudio encontró algunas discordancias con datos en la literatura acerca de la preferencia de especies de aves por hábitats y altura. Dichas discordancias se deben a la escasa información que se tiene sobre la avifauna de los bosques tropicales montañoso del Ecuador. Durante el estudio se determinaron las preferencias de hábitats y alturas para especies de aves de diferentes familias (Formicariidae, Rhinocryptidae, Trochilidae, Thraupidae, Tyrannidae), pero no fue posible explicar esas preferencias a través de parámetros estructurales de vegetación. En el estudio se determinaron 12 especies de aves como especies características para un tipo de bosque específico. Para cinco especies de aves (*Thamnophilus unicolor* - Thamnophilidae, *Pseudocolaptes boissonneautii* - Furnariidae, *Synallaxis unirufa* - Furnariidae, *Basileuterus tristriatus* - Parulidae, *Pyrrhomyias cinnamomea* - Tyrannidae) se encontró una relación entre su existencia en el área de investigación y los parámetros estructurales de la vegetación en las unidades de bosque y que fueron determinantes para esas especies en cuanto a la cría y búsqueda de alimentación.

Un análisis comparativo de la avifauna a lo largo de un gradiente de influencia humana al terreno - de la unidad 'bosque de quebrada primario en altitudes bajas', sobre la unidad 'bosque de quebrada en altitudes bajas con indicios de influencia humana' hasta unidades de 'bosque residuales de altitudes baja' mostró la diversidad de especies de aves más alta en la unidad 'bosque de

quebrada con indicios de influencia humana'. A lo largo del gradiente descendió el número de especies de aves típicas para el interior del bosque, y por el contrario, aumentó el número de especies de aves típicas para el borde de bosques o para claros. Dentro de los diferentes grupos de alimentación se registró una reducción de especies de aves a lo largo del gradiente, sobre todo en los grupos de insectívoros del sotobosque, de los frugívoros y omnívoros, mientras en el grupo de granívoros el número de especies de aves subió. El mayor número de especies nectarívoras se encontró en la unidad 'bosque de quebrada con influencia humana', posiblemente resultante de la gran variedad en plantas de alimentación en el borde de bosque.

La reducción de especies típicas para el interior del bosque bajo influencia humana documenta la importancia de la conservación de áreas grandes de bosque primario. Esto es importante debido a la alta tasa de deforestación de los bosques tropicales montañosos del Ecuador y de la inmensa diversidad biológica de estos bosques. Al mismo tiempo crece la urgencia en la conservación de estos ecosistemas.

1 EINLEITUNG

Tropische Regenwälder gehören zu den artenreichsten Lebensräumen weltweit. Auch wenn die neotropischen Bergregenwälder nur einen kleinen Teil dieser tropischen Wälder darstellen, so zählen sie doch zu den ‚Hotspots‘ der globalen Biodiversität (BARTHLOTT et al. 1996, BROOKS et al. 2002, BRUMMITT & LUGHADHA 2003), wobei die nördlichen Anden als eine der diversesten Regionen der Tropen angesehen werden (HENDERSON et al. 1991). MYERS et al. (2000) zeigten anhand verschiedener Wirbeltiergruppen und Pflanzenarten, dass insbesondere die Osthänge der Anden hinsichtlich Artenzahl und Anzahl endemischer Arten besonders reich sind. Insgesamt nennen sie z.B. 1666 Vogelarten mit 677 Endemiten sowie ca. 45.000 Pflanzenarten mit 20.000 endemischen Formen, welche diese Region zu einem besonders schützenswerten Gebiet machen (MYERS et al. 2000). Dennoch unterliegen gerade die Bergregenwälder mit einer jährlichen Waldverlustrate von 1,1% einer noch stärkeren Entwaldung als die Tieflandregenwälder mit einer Verlustrate von 0,8% (DOUMENGE et al. 1995). 90% der Bergwälder der nördlichen Anden sind bereits zerstört und der Rest ist durch den wachsenden Bevölkerungsdruck stark bedroht (HAMILTON et al. 1995, ARMENTERAS et al. 2003). Um den tropischen Bergregenwald langfristig zu schützen, ist ein grundlegendes Verständnis der Vorgänge in diesem Ökosystem unabdingbar. Ein erster Schritt hierzu ist die Erfassung der Artendiversitäten verschiedenster Gruppen aus Flora und Fauna, welche dann die Grundlage für die Untersuchung von Beziehungen und Prozessen in diesem System bilden. Anschließend lassen sich unter Berücksichtigung der notwendigen Schutzmaßnahmen nachhaltige Nutzungsmöglichkeiten erarbeiten. Die Forschergruppe 402 (Funktionalität in einem tropischen Bergregenwald Südecuadors: Diversität, dynamische Prozesse und Nutzungspotentiale unter ökosystemaren Gesichtspunkten) der Deutschen Forschungsgemeinschaft (DFG) verfolgt daher die genannten drei Schritte und beinhaltet hierzu eine Vielzahl von Teilprojekten aus den verschiedensten Fachrichtungen (Übersicht bei BECK & MÜLLER-HOHENSTEIN 2001).

Die vorliegende Arbeit wurde im Rahmen dieser DFG-Forschergruppe erstellt und gibt einen Überblick über die Artenvielfalt der Vogelwelt dieses südecuadorianischen Bergregenwaldes. Außerdem wurde überprüft, ob zwischen strukturellen Parametern der Vegetation und anderen Organismengruppen funktionale Zusammenhänge bestehen. Hierzu wurde die Gruppe der Vögel (Aves) ausge-

wählt, da diese ohne große Störungen ihres Habitats beobachtet werden können und die Taxonomie sowie die Gesänge der meisten Arten so gut bekannt sind, dass eine Bestimmung der Individuen auf Artniveau relativ einfach durchgeführt werden kann. Zudem spielen Vögel eine sehr wichtige Rolle in diesem Ökosystem, da sie sowohl als Bestäuber einer Vielzahl ornithophiler Pflanzen auftreten (Kolibris - Trochilidae), als auch entscheidend zur Ausbreitung verschiedener Pflanzensamen beitragen (z.B. STILES 1985, MULLER-LANDAU & HARDESTY 2005).

Die Erforschung der Vogelwelt Ecuadors begann erst relativ spät. Die Ergebnisse mehrerer Expeditionen des ‚American Museum of Natural History‘ aus den Jahren 1913-1925 wurden von CHAPMAN (1926) veröffentlicht. Erst in den 90er Jahren des 20. Jh. wurden intensivere ornithologische Forschungen in Ecuador durchgeführt (z.B. BLOCH et al. 1991, BEST 1992, WILLIAMS & TOBIAS 1994, RIDGELY et al. 1998), die zu Artenlisten aus verschiedenen Gebieten (z.B. RASMUSSEN & RAHBEK 1994, ANDRADE 1996, JIMÉNEZ & LÓPEZ 1999), einem Atlas der Verbreitung andiner Vogelarten (KRABBE et al. 1998) und mehreren Bestimmungsbüchern (z.B. FJELDSÅ & KRABBE 1990, RIDGELY & TUDOR 1989 und 1994, RIDGELY & GREENFIELD 2001a, b) führten. Dennoch sind noch nicht alle Gebiete Ecuadors intensiv erforscht, da der Zugang gerade zu den Bergregenwäldern oftmals sehr schwierig ist (KRABBE et al. 1998). Neuere Untersuchungen geben für Ecuador trotz seiner relativ geringen Fläche eine Gesamtzahl von mehr als 1600 Vogelarten an (RIDGELY & GREENFIELD 2001b, GRANIZO et al. 2002), was etwas mehr als 16% der ca. 9800 weltweit bekannten Vogelarten entspricht (BIRDLIFE INTERNATIONAL & CONSERVATION INTERNATIONAL 2005). 132 dieser Arten sind vor allem durch die Zerstörung ihrer Habitate aufgrund menschlicher Aktivitäten bedroht und werden daher in einer der verschiedenen Kategorien der bedrohten Vogelarten der Welt aufgeführt (FREILE & SANTANDER 2005). Für das kontinentale Ecuador beschreiben WEGE & LONG (1995) 49 ‚Key Areas‘ für bedrohte Vogelarten der Neotropis. Eine davon ist der hochdiverse Podocarpus-Nationalpark, der nach STATTFIELD et al. (1998) zur ‚Endemic Bird Area‘ ‚East Andes Ecuador-Peru‘ zählt und von BIRDLIFE INTERNATIONAL & CONSERVATION INTERNATIONAL (2005) als eine der 96 ‚Important Bird Areas‘ Ecuadors beschrieben wird. Dieser Nationalpark liegt im Süden Ecuadors in den Provinzen Loja und Zamora-Chinchipe und weist eine Vielzahl unterschiedlicher Habitate auf, die von verschiedenen Höhenstufen des tropischen Regenwaldes ab 950m N.N. über den Elfenwald und den Páramo bis

auf maximal 3700m N.N. reichen (RAHBEK et al. 1995). Für diesen Nationalpark beschrieben BLOCH et al. (1991) sowie RASMUSSEN & RAHBEK (1994) 560 Vogelarten, wobei sich die Schätzungen dieser Autoren auf bis zu 800 Vogelarten belaufen. Seine Bedeutung für die ecuadorianische Vogelwelt zeigt auch die Entdeckung einer neuen Vogelart (*Grallaria ridgelyi*) aus der Familie der Ameisenpittas (Formicariidae) im Jahr 1997 im Süden dieses Nationalparks (KRABBE et al. 1999). Da das Untersuchungsgebiet der vorliegenden Arbeit auf 303ha mit dem Podocarpus-Nationalpark überlappt (FREILE & SANTANDER 2005) und direkt nördlich an diesen anschließt, konnte auch für diese Untersuchung mit einer hohen Vogelartenzahl gerechnet werden.

Dass Vogelarten ihr spezielles Habitat jeweils nur in bestimmten Vegetationstypen finden, ist schon seit längerer Zeit bekannt (Übersicht bei KARR & FREEMARK 1983). Die Vegetationsstruktur wurde dabei von einer Vielzahl von Autoren (z.B. MACARTHUR et al. 1962, COLLINS et al. 1982, SUTHERLAND & GREEN 2004) als wichtiger Parameter für die Habitatwahl genannt. Bei Vergleichen zwischen den Vogelmgemeinschaften aus Wäldern der gemäßigten Breiten und denen tropischer Wälder wurde ebenfalls die Struktur der Vegetation als wichtiger Faktor für die größere Vogelartenzahl in den Tropen angeführt (z.B. MACARTHUR & MACARTHUR 1961, TERBORGH 1977). Nach GENTRY (1990) bieten tropische Wälder bis zu sechs oder sieben vertikale Zonen zur Nahrungssuche für Vögel, während den Vögeln in den Wäldern gemäßigter Breiten nur zwei oder drei dieser Zonen zur Verfügung stehen. Diese höhere strukturelle Vielfalt der tropischen Vegetation bietet den Vögeln mehr Nischen (MACARTHUR et al. 1962), was wiederum eine stärkere Spezialisierung der Vogelarten z.B. hinsichtlich der Ernährung in den Tropen ermöglichte. Dies führte im Laufe der Zeit vermutlich zu einer größeren Artenzahl in den bereits existierenden Gilden oder sogar zur Herausbildung neuer Gilden (KARR & ROTH 1971, KARR 1990a, b). Die vielfältige Vegetationsstruktur der Habitate allein kann jedoch die immense Artenvielfalt in der tropischen Vogelwelt nicht ausreichend erklären: „The structure of the habitat *per se* is by no means the only determinant of avian diversity“ (TERBORGH 1977, S. 1012). So konnten sich auch durch die in den Tropen weniger stark ausgeprägte Saisonalität mehr Vogelarten auf ein bestimmtes Nahrungsangebot spezialisieren, was im Jahreszeitenklima der gemäßigten Breiten in dieser Form nicht möglich ist. Frugivore Arten finden z.B. in den Tropen das ganze Jahr über ein reiches Angebot an Früchten, die es ihnen ermöglichen, sich ausschließlich auf diese Nahrungsquelle zu verlassen

(BLONDEL 1990). Mehrere Autoren führen zusätzlich topografische, mikroklimatische und vor allem auch historische Faktoren für die Herausbildung der großen Artenvielfalt in den Tropen an (z.B. KARR & FREEMARK 1983, BLONDEL 1990). Aus historischer Sicht waren neben der Kontinentalverschiebung, der anschließenden Isolation des südamerikanischen Kontinents (vor 35 Mill. Jahren) und der späteren Brückenbildung zwischen Nord- und Südamerika (vor 3,5 Mill. Jahren) sowie der Gebirgsbildung der Anden vor allem die Klimawechsel im Tertiär und im Pleistozän entscheidend (CRACRAFT 1973, NEWTON 2003). So sollen sich nach HAFFER (1982, 1990) während der kühleren und trockeneren Perioden (Eiszeiten) die tropischen Wälder nur noch in bestimmten Refugien halten können und mit ihnen die Vogelarten, die auf diese Wälder angewiesen waren. In diesen räumlich von einander getrennten Zonen konnten sich die Bewohner der jeweiligen Refugien vermutlich unabhängig weiter entwickeln und neue Arten hervorbringen. Während der anschließenden wärmeren und feuchteren Interglaziale breiteten sich die Wälder dann wieder aus und die ehemals isolierten Vogelpopulationen kamen in sekundären Kontakt miteinander, was zu einer Abgrenzung der Vogelarten voneinander oder zur Hybridisierung führte (HAFFER 2000). Da diese Klimawechsel im Laufe des Tertiär und Quartär mehrmals auftraten, konnte sich auf diese Art und Weise eine Vielzahl von Arten herausbilden. Diese Refugien-Theorie wird von einer Vielzahl von Autoren unterstützt (z.B. CAMPBELL 1982, PEARSON 1982, KEAST 1985, BLONDEL 1990), von anderen Autoren aber auch kritisch betrachtet (z.B. ENDLER 1982, FJELDSÅ & RAHBEK 1998, NORES 1999). NORES (1999) geht davon aus, dass der Amazonas-Tieflandregenwald im Pliozän und frühen Pleistozän durch einen bis zu 100m höher liegenden Meeresspiegel in eine Vielzahl von Inseln fragmentiert war, was wiederum zu einer Isolierung der Vogelpopulationen in den höher gelegenen Regionen führte. Welche der Theorien nun auch am wahrscheinlichsten sein mag, es scheint in jedem Fall eindeutig zu sein, dass die klimatisch bedingten Vegetationsveränderungen in den letzten Millionen Jahren einen entscheidenden Einfluss auf die Herausbildung des amazonischen Vogelartenreichtums hatten (NEWTON 2003). FJELDSÅ & RAHBEK (1998) betrachten die tropischen Tieflandregenwälder aufgrund von DNA-Analysen allerdings eher als Schmelztiegel für Arten unterschiedlicher Herkunft aus potentiell diversen Ursprungsgebieten und nicht als Zentren pleistozäner Diversifizierung. Den höchsten Vogelartenreichtum fanden sie nicht in den Tieflandregenwäldern, sondern entlang der östlichen Andenabdachung in Äquatornähe (FJELDSÅ & RAHBEK 1998). Die Anden stellen ein wichtiges Endemismuszentrum dar (STOTZ et al. 1996,

NEWTON 2003). Zum einen wurden einst weit verbreitete Arten durch die Andenbildung auf kleine Lebensräume zurückgedrängt und blieben nur als endemische Relikte erhalten, zum anderen bildeten sich durch Isolation nach der Andenhebung auch neue Arten heraus, die heute ebenfalls als Endemiten in Erscheinung treten (NEWTON 2003). Eine wichtige Ausbreitungsbarriere Richtung Süden für die montanen Vogelarten Ecuadors bzw. Perus stellt seit der Gebirgsbildung der Anden das Tal des Río Marañón im Norden Perus dar (PARKER et al. 1985, STOTZ et al. 1996).

In zahlreichen Untersuchungen werden die Auswirkungen anthropogener Störungen in primären tropischen Regenwäldern auf die Vogelwelt beschrieben. Hierbei wurden verschiedene Stadien des Einflusses - von selektivem Holzeinschlag bis hin zur Fragmentierung in Waldreste - sowie Wiederaufforstungen mit sekundären Wäldern untersucht. FJELDSÅ et al. (1999) untersuchten einen bolivianischen Bergregenwald, in dem moderater Holzeinschlag zu einem Vegetationsmosaik führte, in welchem noch Gebiete mit ursprünglichem Primärwald erhalten blieben. Dies führte zu einem Anstieg der Vogelartenzahl gegenüber dem Naturwald, da alle typischen Waldarten in diesem Mosaik erhalten blieben und zusätzlich weit verbreitete anpassungsfähige Arten hinzukamen (FJELDSÅ et al. 1999). Stärkere Eingriffe, welche zu einer Fragmentierung und zur Bildung von Waldinseln führen, verursachen jedoch einen Rückgang der Artenvielfalt insbesondere bei den typischen Arten des geschlossenen Waldes. Sowohl Untersuchungen aus Bergregenwäldern in Kolumbien (KATTAN et al. 1994) als auch aus tropischen Tieflandregenwäldern in Französisch Guyana (THIOLLAY 1997), Indonesien (WALBERT et al. 2004) und Costa Rica (SIGEL et al. 2006) zeigen, dass vor allem die Gilden der Insectivoren des Unterwuchses und die großen Frugivoren der Kronenbereiche unter den anthropogenen Einflüssen leiden. TURNER (1996) gibt einen Überblick über verschiedene Untersuchungen zum Rückgang des Vogelartenreichtums durch die Fragmentierung tropischer Regenwälder. Der Verlust von Nahrungsgrundlagen, potentiellen Neststandorten oder anderer für die Arten ökologisch entscheidender Faktoren durch anthropogene Störungen betrifft vor allem große, nur wenig verbreitete oder besonders stark spezialisierte Vogelarten (Turner 1996). Eine aktuelle Analyse der jüngeren Literatur von GRAY et al. (2007) kommt zu dem Ergebnis, dass durch moderaten Holzeinschlag in tropischen Regenwäldern vor allem die Abundanz insectivorer und frugivorer Arten abnimmt, während die der Granivoren zunimmt und sich für die Nectarivoren kein klares Bild abzeichnet.

Aufgrund der enorm hohen Pflanzenartenzahl und der gleichzeitig geringen Dichte von Individuen einer Art sind floristische Systematisierungen in den hochdiversen ecuadorianischen Bergregenwäldern äußerst schwierig und zeitaufwändig (VARESCHI 1980). Ebenso wie die floristischen wurden auch die meisten strukturellen Ansätze zur Vegetationsklassifizierung für die gemäßigten Breiten entwickelt und sind daher nur bedingt in den Tropen anwendbar. PAULSCH, A. & CZIMCZIK (2001) geben einen Überblick über neuere Konzepte, die sowohl floristische als auch strukturelle Merkmale für die Vegetationsklassifizierung heranziehen. Während in einigen dieser Untersuchungen lediglich forstwirtschaftlich interessante Parameter wie Baumhöhe, Brusthöhendurchmesser (dbh) und Stammzahl berücksichtigt werden, beinhalten die Merkmalskataloge anderer Arbeiten weitere strukturelle Parameter, wobei oftmals die Bestimmung der Pflanzenarten grundlegend für die Auswertung bleibt (PAULSCH, A. & CZIMCZIK 2001). Nur wenige Autoren entwickelten ein von der Artbestimmung unabhängiges System zur Vegetationsklassifizierung, das anschließend mit floristischen Erhebungen verglichen werden kann. Diese Vergleiche zeigen, dass beide Vorgehensweisen zu ähnlichen Ergebnissen führen, wobei die auf strukturellen Merkmalen begründeten Untersuchungen deutlich effektiver sind, wenn der Zeitaufwand und die möglichen Verknüpfungen mit anschließenden Arbeiten zu Tier-Pflanze-Interaktionen berücksichtigt werden (PAULSCH, A. 2002). Da keines der Klassifikationssysteme, die auf strukturellen Parametern basieren, ohne weiteres auf tropische Bergregenwälder übertragen werden kann, wurde in der Arbeit von PAULSCH, A. (2002) ein eigenes System zur Klassifizierung der Bergwaldvegetation im Untersuchungsgebiet entwickelt. Diese Untersuchung war ebenfalls in den Rahmen der DFG-Forschergruppe 402 eingebunden und lieferte relativ rasch eine Gliederung der Waldtypen im Gebiet, welche für viele Forscherkollegen eine Grundlage für weitere Arbeiten darstellt. Insbesondere die Erforschung ökosystemarer Zusammenhänge, die z.B. das Vorkommen verschiedener Vogelarten und -gemeinschaften in den unterschiedlichen Waldtypen bedingen, ist auf eine Beschreibung der Vegetationsstruktur angewiesen. Die Arbeit von PAULSCH, A. (2002) stellt daher eine Basis für die hier vorgestellte Untersuchung über die Avizönosen im Bergregenwald Südecuadors dar.

Ein erstes Ziel der vorliegenden Arbeit bestand - entsprechend des Ansatzes der DFG-Forschergruppe 402 - darin, den Artenreichtum und die Diversität der Vogelmenschen sowie die Aufteilung der Arten auf unterschiedliche Nahrungsgilden in den verschiedenen Waldstrukturtypen im Untersuchungsgebiet zu ermitteln.

Anschließend sollten die Habitatpräferenzen der Vogelarten untersucht werden und eventuelle funktionale Zusammenhänge zwischen den strukturellen Parametern, welche nach PAULSCH, A. (2002) die Waldstrukturtypen charakterisieren, und dem Vorkommen von Vogelarten bzw. -gemeinschaften beschrieben werden.

Ein weiteres Ziel der Untersuchung war es, die Zusammensetzung der Vogelmenschen ungestörter und anthropogen beeinflusster Waldstrukturtypen vergleichend zu untersuchen und eventuelle Unterschiede aufzuzeigen und zu erklären.

2 MATERIAL UND METHODEN

2.1 UNTERSUCHUNGSGBIET

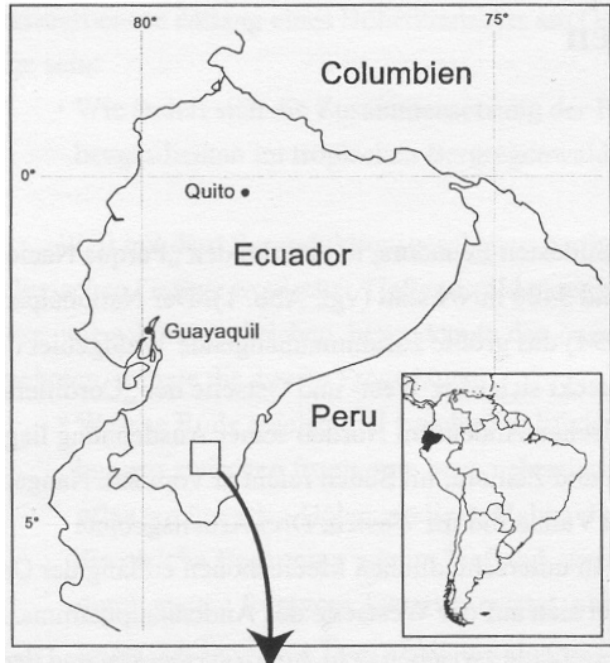


Abb. 1: Lage des Untersuchungsgebietes

einander verbunden (SAUER 1971, MORRISON & ROSS 1989).

Ecuador ist mit ca. 283.000km² zwar eines der kleinsten Länder Südamerikas, zählt aber dennoch zu den ‚megadiversen‘ Ländern dieser Erde (MITTERMEIER et al. 1997). Ecuador liegt direkt am Äquator und gliedert sich in vier Großlandschaften: die pazifische Küste einschließlich des westlichen Tieflandes (Costa), die Gebirgsketten der Anden mit Gipfeln bis über 6000m N.N. (Sierra), das östliche Tiefland (Oriente), welches den westlichen Teil des Amazonasbeckens darstellt, und den Galápagos-Archipel, der ca. 1000km westlich des Festlandes im Pazifik liegt (NEILL 1999). Die ca. 200km breite Sierra wird durch zwei Andenkette gebildet, die von Nord nach Süd verlaufen. Sie werden durch die innerandine Depression getrennt, in der die Mehrzahl der Städte des Hochlandes zu finden ist, darunter auch die Hauptstadt Quito. Die West- (Cordillera Occidental) sowie die Ostkordillere (Cordillera Real) sind durch mehrere Querriegel mit-

Die Feldstudien zu dieser Arbeit wurden im südlichen Ecuador an der Ostabdachung der Cordillera Real durchgeführt. Das Untersuchungsgebiet umfasst das an der Nordflanke der ‚Cordillera de Consuelo‘ gelegene, ca. 1120ha große Gelände der ‚Estación Científica San Francisco‘ (ECSF) sowie einige Waldreste auf der gegenüberliegenden Talseite des Río San Francisco. Das Gebiet der ECSF reicht von der Talsohle des Flusses (1800m N.N.) bis zum Kamm der Kordillere (3150m N.N.) und zählt zum Einzugsgebiet des Amazonas, in den der Río San Francisco über den Río Zamora und Río Marañon entwässert. Dieses Gelände liegt in der Provinz Zamora-Chinchipe zwischen den Provinzhauptstädten Loja und Zamora und grenzt direkt nördlich an den Podocarpus-Nationalpark (Abb. 1), der nach MADSEN & ØLLGAARD (1994) mit einer Fläche von über 146.000ha das größte zusammenhängende Waldgebiet Ecuadors in mittlerer Höhenlage umfasst. Das Stationsgebäude der ECSF (3°58' S, 79°05' W) befindet sich in einer Höhe von 1850m N.N. auf der Nordseite des Río San Francisco. Auf dieser Talseite, die überwiegend landwirtschaftlich genutzt wird, liegen auch die untersuchten Waldreste, die entweder in Privatbesitz sind oder sich auf dem Gelände ‚Cerro Chamusquin‘ der ‚Universidad Técnica Particular de Loja‘ (UTPL) befinden.

Ecuador zählt zu den tektonisch aktiven Gebieten Südamerikas. Immer wieder auftretende Vulkanausbrüche (wie ‚El Reventador‘ im Oktober 2002 und ‚Tungurahua‘ im August 2006) sowie Erdbeben unterschiedlicher Stärke zeugen von der Subduktion der Nazca-Platte unter die südamerikanische Platte und der daraus resultierenden Hebung der Andenkette. Nach LITHERLAND et al. (1994) wird die Ostkordillere von paläozoischen Gesteinen des sog. ‚Loja Terrane‘ gebildet. Im Untersuchungsgebiet sind daher vor allem Phyllite, schwach metamorphe Schiefer und Sandsteine mit Quarzadern anzutreffen (WILCKE et al. 2001).

Die steilen Hänge des San Francisco-Tales mit Hangneigungen bis zu über 60°, die Verwitterung des tonigen Untergrundmaterials und die hohen Niederschlagsmengen führen zusammen mit der tektonischen Aktivität zu häufigen Erdbeben im Untersuchungsgebiet (HAGEDORN 2001). Junge vegetationsfreie Rutschungsflächen, auf denen meist nur der Mineralboden oder das anstehende Gestein zurückbleiben, sowie verschiedene Sukzessionsstadien älterer Rutschungen sind daher ein typischer Anblick für die Region.

Nach SCHRUMPF (1999) entwickelten sich die Böden im Untersuchungsgebiet überwiegend auf Sandsteinen und Phylliten. In den tieferen Lagen werden die Böden laut Soil Taxonomy als Dystrudepts und in den höheren Lagen als Humaquepts und Petraquepts klassifiziert (SOIL SURVEY STAFF 1998). Der pH-Wert liegt bei allen Böden des Gebietes im sauren bis stark sauren Bereich und die N-Verfügbarkeit nimmt mit zunehmender Meereshöhe ab. Alle Böden weisen mächtige organische Auflagen auf und zeigen eine Beeinflussung durch Stau- und Grundwasser, die mit steigender Meereshöhe zunimmt (SCHRUMPF et al. 2001).

Das regionale Klimageschehen in Südecuador wird durch die Klimascheide der Ostkordillere, unterschiedliche Einstrahlungsverhältnisse im Jahresverlauf (Wanderung der ITC-Zone) und saisonal auftretende Schwankungen (El-Niño-Phänomen) beeinflusst. Für die Ostabdachung der Cordillera Real werden 12 humide Monate beschrieben. Das Niederschlagsmaximum in den Monaten Mai bis Juli wird durch südostpassatische Steigungsregen am Ostabhang der Kordillere verursacht, während die relative Trockenzeit der Monate September bis Februar von einer Unterdrückung der innertropischen Regenzeit während des Durchgangs der ITC-Zone durch regionale atmosphärische Zustände hervorgerufen wird (BENDIX & LAUER 1992). Die durchschnittliche jährliche Niederschlagssumme liegt im Untersuchungsgebiet nach EMCK (2007) bei 2079mm in den niedrigeren Lagen (1950m N.N.), bei 5045mm in höheren Lagen (2670m N.N.) und über 6000mm auf der Cordillera de Consuelo (2930m N.N.). Die jährliche Durchschnittstemperatur wird für die niedrigeren Lagen mit 15,5° C und für die höheren Lagen mit 10,8° C bzw. 9,3° C auf der Cordillera de Consuelo angegeben (EMCK 2007).

Nach der Vegetationsklassifizierung von SIERRA (1999) können für das Gebiet der ECSF zwei natürliche Waldtypen ausgewiesen werden: der Bergnebelwald (,bosque de neblina montano') zwischen 1800m und 2800m N.N. und der immergrüne Bergwald höherer Lagen (,bosque siempreverde montano alto') zwischen 2800m und 3100m N.N. Darüber schließt sich als Strauchform des Páramo der ,Páramo arbustivo' an. BUSSMANN (2001) gliedert den Bergwald des Untersuchungsgebietes in drei Einheiten: in der Höhenlage zwischen 1850m und 2100m N.N. (bzw. 2300m N.N. in windgeschützten, tief eingeschnittenen Bachtäälern) herrscht der ,montane broad-leaved forest' vor. Die Baumschicht gliedert sich in diesem Waldtyp in zwei Stockwerke und die Bäume erreichen Höhen

von 25m auf den Graten bzw. 35m in den Bachtälern. Zwischen 2100m und 2750m N.N. findet sich nach BUSSMANN (2001) der ‚upper montane forest‘, in dem die Baumschicht einstöckig und nicht höher als 10m ist. Bei 2750m N.N. beginnt der höchste Waldgürtel, den BUSSMANN (2001) als ‚subalpine-elfin forest‘ bezeichnet und der große Ähnlichkeiten mit der ‚Yalca‘ aus dem bolivianischen Hochland aufweist. Im Untersuchungsgebiet trifft man in dieser Höhenstufe eine nahezu undurchdringliche Strauchvegetation an, deren Wuchshöhe je nach Windexposition schwankt. Mit diesem Waldtyp ist eine Páramo-Grasvegetation verzahnt, die bis in den Kammbereich der ‚Cordillera de Consuelo‘ hinaufreicht (BUSSMANN 2001). PAULSCH, A. (2002) führte eine auf strukturellen Parametern basierende Klassifizierung des Bergwaldes des Untersuchungsgebietes durch, die zu einer feineren Untergliederung der oben genannten primären Waldtypen in insgesamt acht ‚Waldstrukturtypen‘ führte. Auf diese Einteilung wird in Kapitel 2.3 näher eingegangen.

Die Landnutzung auf den dem Bergwald der ECSF gegenüberliegenden Hängen reicht nicht länger zurück als 60 Jahre. Zu dieser Zeit wurde der bereits existierende Fußweg zwischen Loja und Zamora zu einem Fahrweg ausgebaut, was eine dauerhafte Ansiedlung begünstigte. Mit der Asphaltierung der Straße am Ende der 80er Jahre des 20. Jh. begann eine deutlich intensivere Kolonisierung des Tales. Die starken Hangneigungen und das damit einhergehende hohe Risiko für Hangrutsche sowie die ungünstigen Bodenbedingungen ließen allerdings nur die Bildung sog. ‚minifundios‘ zu, auf denen die Siedler in der Regel klein-bäuerliche Vieh- und Landwirtschaft zur Deckung des Eigenbedarfs betreiben (BEBBINGTON 1993). Die tief eingeschnittenen und daher relativ unzugänglichen und schwer zu bewirtschaftenden Täler sind meist noch mit Resten von Schluchtwäldern bestanden (PAULSCH, A. et al. 2001). Dies gilt auch für die Untersuchungsfläche ‚Cerro Chamusquin‘, die nördlich der Straße auf einer Höhe von 2000m bis über 2400m N.N. ein Mosaik aus ca. 15 Jahre alten Brandrodungsflächen mit Sekundärvegetation, Waldresten in den Talbereichen und einer Strauchvegetation in den höheren Lagen darstellt. In den 50er Jahren des 20. Jh. wurde im Tal des Río San Francisco ein Wasserkraftwerk errichtet. Die Konstruktion des zum Betrieb nötigen Wasserkanals beeinflusste den tiefer gelegenen Teil des Untersuchungsgebietes. Das nötige Holz zum Bau des Kanals wurde direkt aus dem Wald entnommen und ein Weg zur Instandhaltung des Kanals auf einer Meereshöhe von ca. 1900m N.N. angelegt (Kanalweg Abb. 11). Diese Bereiche des Untersuchungsgebietes können also als Sekundärwald mit

einem maximalen Alter von 50 Jahren betrachtet werden. Der primäre Bergregenwald auf der Südseite des San-Francisco-Tales, der heute im Besitz der ECSF ist, wurde vor allem durch seine Funktion als Schutz für das Wassereinzugsgebiet des Wasserkraftwerks sowie durch die Lage der Straße am Nordufer des Flusses vor einer anthropogenen Beeinflussung bewahrt. In der näheren Umgebung der ECSF findet man also ein Mosaik aus primärem Bergregenwald, sekundären Wäldern sowie landwirtschaftlich genutzten Bereichen, in denen noch inselartige Waldreste vorhanden sind.

2.2 UNTERSUCHUNGSZEITRAUM

Während vier Aufenthalten im Gebiet der ECSF in den Jahren 2000 bis 2002 wurden die Daten für die vorliegende Untersuchung erhoben. Diese Aufenthalte wurden zeitlich so gelegt, dass ein kompletter Jahresverlauf abgedeckt wurde, um Veränderungen in der Artenzusammensetzung der Vogelmenschen zu erfassen zu können. Hierzu zählt vor allem das Auftreten von Zugvögeln aus Nordamerika, die das Untersuchungsgebiet während der Monate September bis April zum Durchzug bzw. zur Überwinterung nutzen. Hinzu kommen kleinräumige Migrationen (z.B. Höhenwanderungen), die von einigen Vogelfamilien wie Kolibris (Trochilidae) und Papageien (Psittacidae) bekannt sind (RIDGELY & GREENFIELD 2001b). Auch Unterschiede in der jahreszeitlichen Gesangsaktivität verschiedener Vogelarten konnten auf diese Weise berücksichtigt werden. So ist z.B. bekannt, dass einige Drosselarten (Turdidae) wie *Turdus fusca*, *T. serranus* und *T. fulviventris* nur zur jeweiligen Brutzeit singen (FJELDSÅ & KRABBE 1990) und daher nicht über das ganze Jahr gleich gut erfasst werden können, zumal die beiden letzteren Arten in ihrem Waldhabitat oft nur schwer zu beobachten sind.

Nach einem Aufenthalt im Untersuchungsgebiet zwischen Mai und September 1999, der einen ersten Eindruck von der örtlichen Vogelwelt vermittelte und auch dazu diente, das Erkennen der verschiedenen Vogelstimmen zu erlernen, erfolgte die Datenaufnahme in den Monaten April bis Oktober 2000, März bis Mai 2001, November 2001 bis Januar 2002 und August bis November 2002. Während der ersten drei Aufenthalte standen die Vogelmenschen der primären Waldgesellschaften auf dem Gelände der ECSF im Vordergrund der Untersuchungen. Ziel des letzten Aufenthaltes war ein Vergleich der Artenzusammensetzung der Avizönosen des primären Bergwaldes mit denen der stärker

vom Menschen beeinflussten Waldtypen, wozu vor allem die nördlich der Straße gelegenen Waldreste genauer untersucht wurden.

2.3 KLASSIFIZIERUNG VON WALDSTRUKTURTYPEN

Klassifizierungen der Vegetation lassen sich nach BEARD (1973) in zwei Gruppen unterteilen. Die floristischen Ansätze beruhen auf der Bestimmung von Pflanzenarten und deren Zusammensetzung zu Pflanzengemeinschaften. Die strukturellen Ansätze dagegen gliedern die Vegetation nach Architektur, Aufbau und Lebensformenspektrum, um physiognomische Einheiten ausweisen zu können (BEARD 1973). Während selbst bei vielen Studien dieser zweiten Gruppe die Bestimmung der Pflanzenarten ein zentraler Punkt bleibt (Übersicht bei PAULSCH, A. & CZIMCZIK 2001), liegen nur wenige Untersuchungen vor, die von der Artbestimmung gänzlich unabhängig sind (z.B. WEBB et al. 1970, WERGER & SPRANGERS 1982, LUX et al. 1994, LE BROCQUE & BUCKNEY 1997). In manchen dieser Untersuchungen werden die Ergebnisse der strukturellen Klassifizierung einem floristischen Ansatz gegenüber gestellt, wobei beide Methoden vergleichbare Resultate liefern. Unter Berücksichtigung des Zeitaufwandes erweist sich die Untersuchung der Struktur aber als weitaus effektiver. Nach PAULSCH, A. (2002) lässt sich aus verschiedenen Gründen allerdings keines dieser strukturbasierten Klassifikationssysteme ohne weiteres auf die artenreichen tropischen Bergregenwälder im Untersuchungsgebiet anwenden, so dass ein eigenes Klassifikationssystem entwickelt wurde.

2.3.1 ZIELE, METHODEN UND ERGEBNISSE DER UNTERSUCHUNG VON PAULSCH, A. (2002)

Das Ziel der Untersuchungen von PAULSCH, A. (2002) war die Entwicklung und Anwendung eines auf strukturellen Parametern basierenden Klassifikationssystems für primäre und sekundäre tropische Bergwälder. Hierbei wurde nach BARKMAN (1979) unter ‚Struktur‘ die horizontale und vertikale Anordnung von Vegetation verstanden.

Auf der Grundlage von Luftbildern und topographischen Karten wurde zunächst eine Überblickskartierung im Maßstab 1:25.000 durchgeführt, um die Verteilung von Wäldern, Waldresten und genutzten Landschaftsbereichen im Gebiet be-

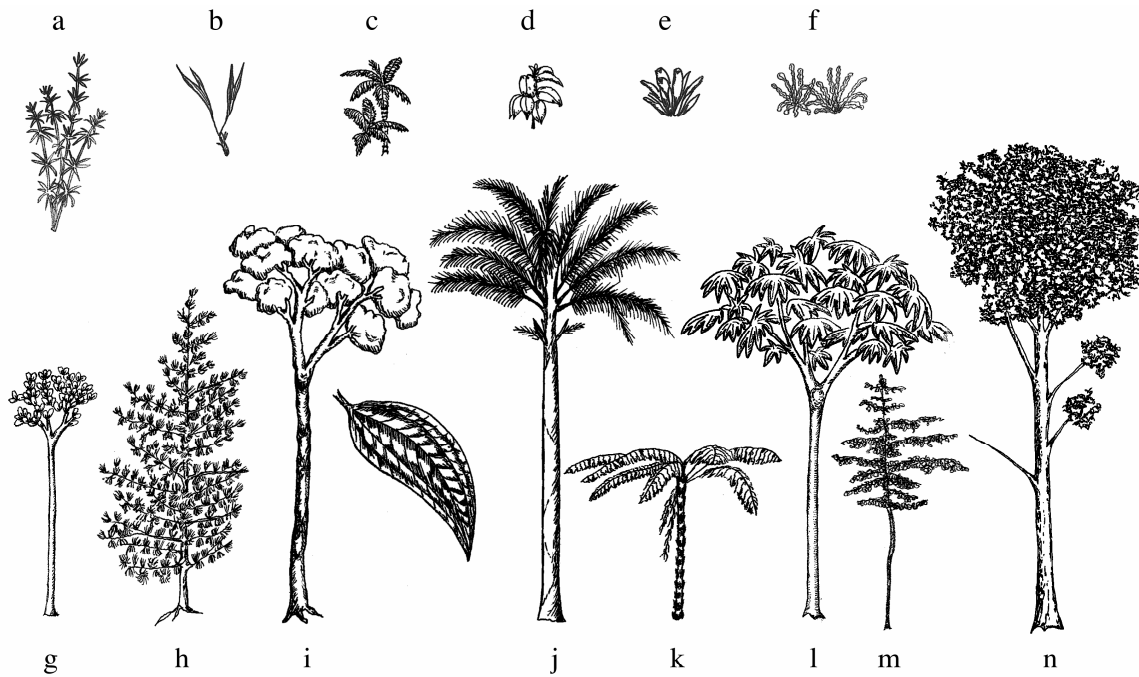
schreiben zu können. Durch eine parzellenscharfe Kartierung der zuvor ausgewiesenen landwirtschaftlich genutzten Bereiche wurden in der Arbeit von SCHNEIDER (2000) verschiedene Strukturmerkmale in zwölf Wirtschaftsbetrieben (*Fincas*) erhoben und die Parzellen anschließend per Clusteranalyse für jede Finca zu Struktureinheiten gruppiert. Als Grundlage für die vorliegende Untersuchung dient jedoch vor allem die plotscharfe Kartierung der in der Übersichtskartierung festgelegten Waldbereiche, die auf 119 Plots von 20m x 20m durchgeführt wurde. Nach einer vergleichenden Überprüfung der Anwendbarkeit bereits bestehender Klassifikationsansätze für den Bergregenwald Südecuadors (AXMACHER 1998) wurde darauf aufbauend von PAULSCH, A. (2002) ein eigenes Klassifikationssystem entwickelt.

Pro Baumschicht wurden für diese Arbeit acht Klassen metrischer Parameter aufgenommen, die den Bestand des Plots insgesamt beschreiben (z.B. mittlerer Stamm- und Kronenabstand, Höhe der Baumschicht). In einer vierstufigen Ordinalskala (von 0 = fehlend bis 3 = dominant) wurden 143 Strukturparameter aufgenommen, die zur Beschreibung von Kronenform, Blattform, -stellung und -größe, Beschaffenheit der Borke, Verholzungsgrad und Verzweigungsmuster dienen. Weitere Parameter erfassten den Epiphytenbesatz und die Verteilung vaskulärer Epiphyten sowie den Grad der Vernetzung benachbarter Baumindividuen durch Lianen oder Bambus. Die insgesamt 151 Strukturparameter wurden in allen 119 Plots, die entlang eines Höhengradienten verteilt waren, aufgenommen. Anschließend durchgeführte Clusteranalysen gliederten die Plots in verschiedene Gruppen. Der Merkmalskatalog konnte aufgrund von Korrelationsberechnungen zwischen den einzelnen Merkmalen auf 104 Parameter verkürzt werden. Schließlich wurde ein Aufnahmeschlüssel (Anhang II) entwickelt, der eine rasche Einordnung der vorgefundenen Vegetationseinheiten in die Waldstrukturtypen erlaubt (PAULSCH, A. 2002). Die Klassifizierung mit 151 Strukturparametern, die für jede Baumschicht aufgenommen wurden, gliederte die Untersuchungsflächen zunächst in wenige einschichtige und überwiegend zwei- und dreischichtige Aufnahmeplots. Die einschichtigen Plots wurden separat ausgewertet, die mittlere Schicht der dreischichtigen Plots wurde zunächst vernachlässigt, um diese besser mit den zweischichtigen Plots vergleichen zu können. Die Clusterung der verschiedenen Untersuchungsflächen ergab für das Gebiet der ECSF eine Gliederung in die folgenden zwölf Gruppen (PAULSCH, A. 2002):

- Sekundärvegetation an Straßenböschungen (I a)
- Sekundärvegetation auf Rutschungen oder Lichtungen (I b)
- Aufforstung mit *Pinus patula* (II)
- Natürliche Waldränder (V)
- Sekundärer Schluchtwald (VI a)
- Schluchtwald mit Anzeichen menschlicher Einflussnahme (VI b)
- Primärer Schluchtwald tieferer Lagen (VI c)
- Primärer Schluchtwald höherer Lagen (VI d)
- Mikrophyller Gratwald (VII a)
- Mesophyller Gratwald (VII b)
- Makrophyller Gratwald (VII c)
- Megaphyller Gratwald (VII d)

Die primären Waldstrukturtypen konnten in der Arbeit von PAULSCH, A. (2002) nur südlich des Río San Fransisco angetroffen werden, während auf der landwirtschaftlich genutzten Nordseite des Flusses lediglich Aufforstungen oder sekundäre Waldtypen entlang von Tiefenlinien gefunden wurden. Die Primärwälder wurden nach ihrer topographischen Lage in Schlucht- und Gratwälder eingeteilt. Während die Schluchtwälder von einem Typus der tieferen Lagen (VI c) in einen Typus der höheren Lagen (VI d) übergingen, kamen bei den Gratwäldern drei Typen (VII b, VII c, VII d) gemeinsam in den tieferen Lagen vor, während ein Typ (VII a) in den höheren Lagen bis zur Waldgrenze auftrat (PAULSCH, A. 2002).

Für die meisten Waldstrukturtypen wurden Profilzeichnungen angefertigt, die sich auf einen 20m langen und 1m breiten Streifen in einem der Untersuchungsplots beziehen. Aufgrund der großen Kronenhöhe der Bäume musste der Maßstab für die Höhe im Vergleich zu dem Maßstab der Länge halbiert werden (PAULSCH, A. 2002). Abb. 2 zeigt wichtige floristische Strukturelemente, die in den folgenden Profilzeichnungen immer wieder auftreten.



a. Bambusoideae, b. Cyclanthaceae, c. Cyatheales, d. *Solanum quitoense* LAM., e. Bromeliaceae, f. Phyllitis, g. Clusiaceae,
h. *Pinus patula* SCHIEDE & DEPPE, ex SCHLECHT, i. Melastomataceae, j. Arecaceae, k. Cyatheales, l. Cecropia, m. Podocarpaceae, n. *Alnus acuminata* HUNTH

Abb. 2: Floristische Strukturelemente, die in den Profilzeichnungen wiederholt auftreten
(Zeichnung: C. Dziedzioch)

2.3.2 AUSWAHL VON WALDSTRUKTURTYPEN

Für die vorliegende avifaunistische Untersuchung wurden aus den zwölf von PAULSCH, A. (2002) für das Untersuchungsgebiet beschriebenen Struktureinheiten acht verschiedene Typen ausgewählt. Neben den Vogelmgemeinschaften der primären und anthropogen beeinflussten Schluchtwälder in tieferen und höheren Lagen (VI a, VI b, VI c, VI d) sowie der Gratwälder in den entsprechenden Höhenlagen (VII a, VII b, VII c, VII d) wurden auch die Avizönosen der Waldränder und der Reste von Schluchtwäldern auf der gegenüberliegenden Talseite des Río San Francisco vergleichend untersucht.



Abb. 3: Profil des primären Schluchtwaldes tieferer Lagen (VI c) (Zeichnung: C. Dziedziuch)

Der primäre Schluchtwald tieferer Lagen (VI c) (Abb. 3) wurde von PAULSCH, A. (2002) in den Plots entlang kleiner Seitenbäche (Quebradas) in einer Höhenlage zwischen 1840m und 2030m N.N. gefunden. Es handelt sich um einen dreischichtigen Waldtyp, in dem die Kronenschicht mit 1-5 Bäumen von 25-30m Höhe und 60cm Stammdurchmesser von einzelnen Emergenten mit einer Höhe von 35-40m und einem Brusthöhendurchmesser von bis zu 130cm überragt werden. Diese stellen nach PAULSCH, A. (2002) die höchsten Bäume mit dem größten Stammdurchmesser dar, welche im Untersuchungsgebiet angetroffen werden konnten. Die meisten Bäume der Kronenschicht werden von vaskulären Epiphyten besiedelt und einige sind durch Lianen und Bambus vernetzt. Im Unterwuchs treten besonders viele Individuen der Baumfarne (Cyatheaceae) auf (PAULSCH, A. 2002). Das Vorhandensein wirtschaftlich wertvoller Emergenten (z.B. *Prumnopitys montana* - Podocarpaceae) führte zu der Annahme, dass es sich bei diesem Waldtyp um einen primären Wald handelt, der noch keinen bzw. nur sehr geringen menschlichen Einfluss zeigt.

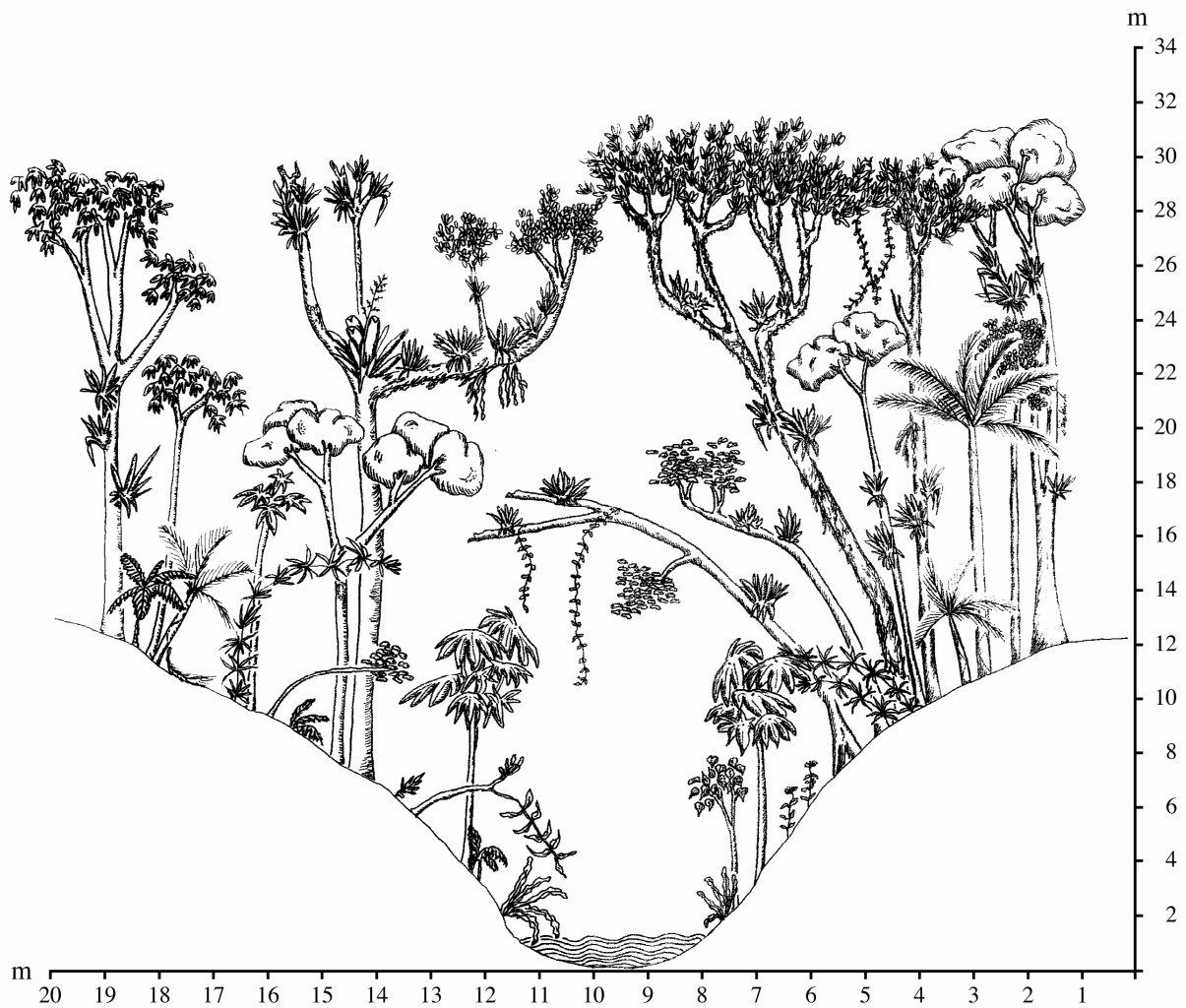


Abb. 4: Profil des primären Schluchtwaldes höherer Lagen (VI d) (Zeichnung: C. Dziedzioch)

Die Aufnahmeplots, in denen der primäre Schluchtwald höherer Lagen (VI d) (Abb. 4) von PAULSCH, A. (2002) im Untersuchungsgebiet angetroffen wurde, liegen entlang eines Seitenbaches des Río San Francisco in der ‚Quebrada El Milagro‘ in einer Höhe zwischen 2180m und 2280m N.N. Die dreischichtigen Bestände weisen eine Höhe von 20-25m auf und die 5-25 Bäume der Kronenschicht haben einen mittleren Stammdurchmesser von 40cm. Vaskuläre Epiphyten sind häufig anzutreffen, verknüpfende Elemente treten dagegen selten auf. Bei vielen Bäumen sind Stelzwurzeln zu beobachten. In der mittleren Baumschicht kommen besonders viele Palmen und Baumfarne vor. In dieser Schicht sind einige Bäume durch Lianen und Bambus verknüpft. Im Unterwuchs sind häufig Vertreter der Pfeffergewächse (Piperaceae) mit assimilierender Rinde anzutreffen (PAULSCH, A. 2002). Auch dieser Waldtyp wird als primär eingestuft, da keine Anzeichen von menschlicher Nutzung zu erkennen sind.

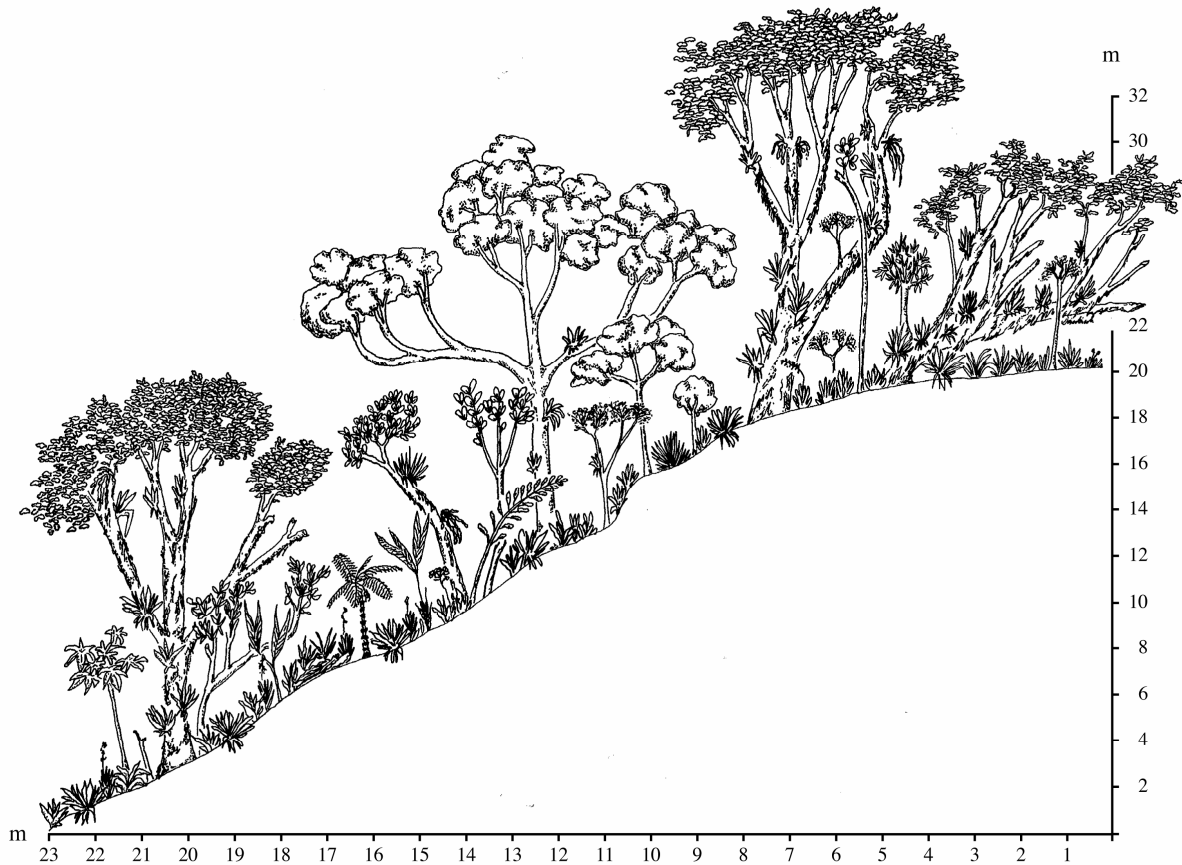


Abb. 5: Profil des mikrophyllen Gratwaldes (VII a) (Zeichnung: C. Dziedziuch)

Der mikrophyllle Gratwald (VII a) (Abb. 5) wurde von PAULSCH, A. (2002) für eine Höhenlage zwischen 2170m und 2650m N.N. beschrieben und umfasst damit die größte Höhendifferenz aller für das Untersuchungsgebiet ausgewiesenen Waldstrukturtypen. Es handelt sich um einen zweischichtigen Typ, bei dem die lockere Kronenschicht aus 2-25 Baumindividuen mit einer Höhe von 10-15m und einem Stammdurchmesser von 20-30cm gebildet wird. Die Blätter sind nano-mikrophyll bis mikrophyll und haben eine semi-sklerophylle Konsistenz. Dominant in dieser Schicht, in der fast alle Individuen mit Epiphyten besetzt sind, ist die Art *Purdiaea nutans* (Cyrillaceae). Eine Vernetzung der Bäume mit Lianen oder Bambus ist nicht anzutreffen. Im Unterwuchs treten besonders viele Individuen der Scheibenblumengewächse (Cyclanthaceae) und Bodenbromelien auf. Tote Stämme und Bäume mit toten Ästen sind hier häufig. Auch in dieser Schicht ist ein dichter Epiphytenbewuchs aus Orchideen, Bromelien und Flechten anzutreffen, da durch die lückige Kronenschicht genügend Licht bis in den Unterwuchs vordringen kann (PAULSCH, A. 2002). Dieser Waldtyp wird in der vorliegenden Arbeit als ‚Primärer Gratwald höherer Lagen‘ bezeichnet.



Abb. 6: Profil des mesophyllen Gratwaldes (VII b) (Zeichnung: C. Dziedziuch)

Der dreischichtige mesophylle Gratwald (VII b) (Abb. 6) wurde von PAULSCH, A. (2002) nur in drei Aufnahmeplots in einer Höhe zwischen 2050m und 2080m N.N. auf einem Grat im Untersuchungsgebiet angetroffen. Die 5-25 Bäume der Kronenschicht sind 15-20m hoch, haben einen mittleren Brusthöhendurchmesser von 50cm und zeigen mesophylle Blattgrößen. Die meisten Bäume werden von vaskulären Epiphyten besiedelt und sind durch Lianen und Bambus vernetzt. In der mittleren Baumschicht sind Palmen häufig. Im Unterwuchs fehlen die vaskulären Epiphyten fast völlig und Lianen und Bambus sind omnipräsent. Häufig sind auch Individuen der Cyatheaceae anzutreffen. Der hohe Anteil an diagonal ausgerichteten Stämmen und die Dominanz von Bambus, der sogar die Bäume des Kronendaches überwuchert, legen die Vermutung nahe, dass es sich bei diesem Waldtyp um ein spätes Sukzessionsstadium eines anderen Gratwaldtyps nach Kronenöffnung durch Umfallen einzelner Bäume handelt (PAULSCH, A. 2002).

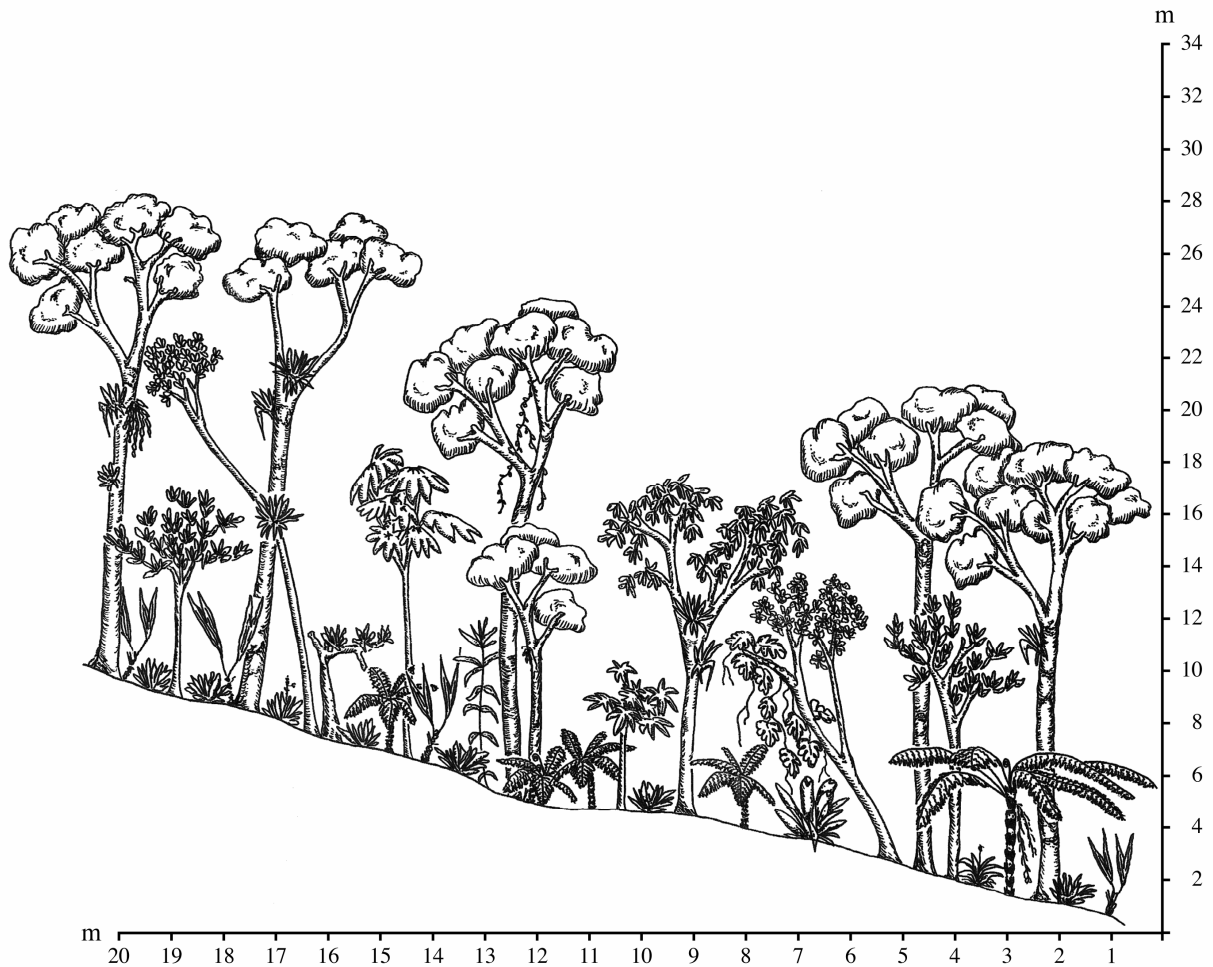


Abb. 7: Profil des makrophyllen Gratwaldes (VII c) (Zeichnung: C. Dziedziuch)

Der zweischichtige makrophyllle Gratwald (VII c) (Abb. 7) in einer Meereshöhe zwischen 2000m und 2190m N.N. wird vor allem durch das häufige Vorkommen von Bäumen der Gattungen *Miconia* und *Graffenrieda* (Melastomataceae) in der Kronenschicht gekennzeichnet. Diese weisen die namensgebende Merkmalskombination makrophyller, oft zweifarbiger Blätter von semisklerophyller Konsistenz auf. Die Bäume sind 10-15m hoch und haben einen Brusthöhendurchmesser von 20cm. Auf einigen Bäumen sind vaskuläre Epiphyten anzutreffen und nur einige Bäume sind durch Lianen vernetzt. Bambus und Kletterpflanzen sind dagegen häufiger zu beobachten. Im Unterwuchs finden sich kaum vaskuläre Epiphyten, zum Teil aber viele Bodenbromelien und überdurchschnittlich viele Lianen und Bambus. Baumfarne und verholzende Epiphyten der Gattung *Schefflera* (Araliaceae), welche diesen Typ von den anderen Gratwaldtypen abgrenzen, sind im Unterwuchs ebenfalls häufig anzutreffen (PAULSCH, A. 2002).

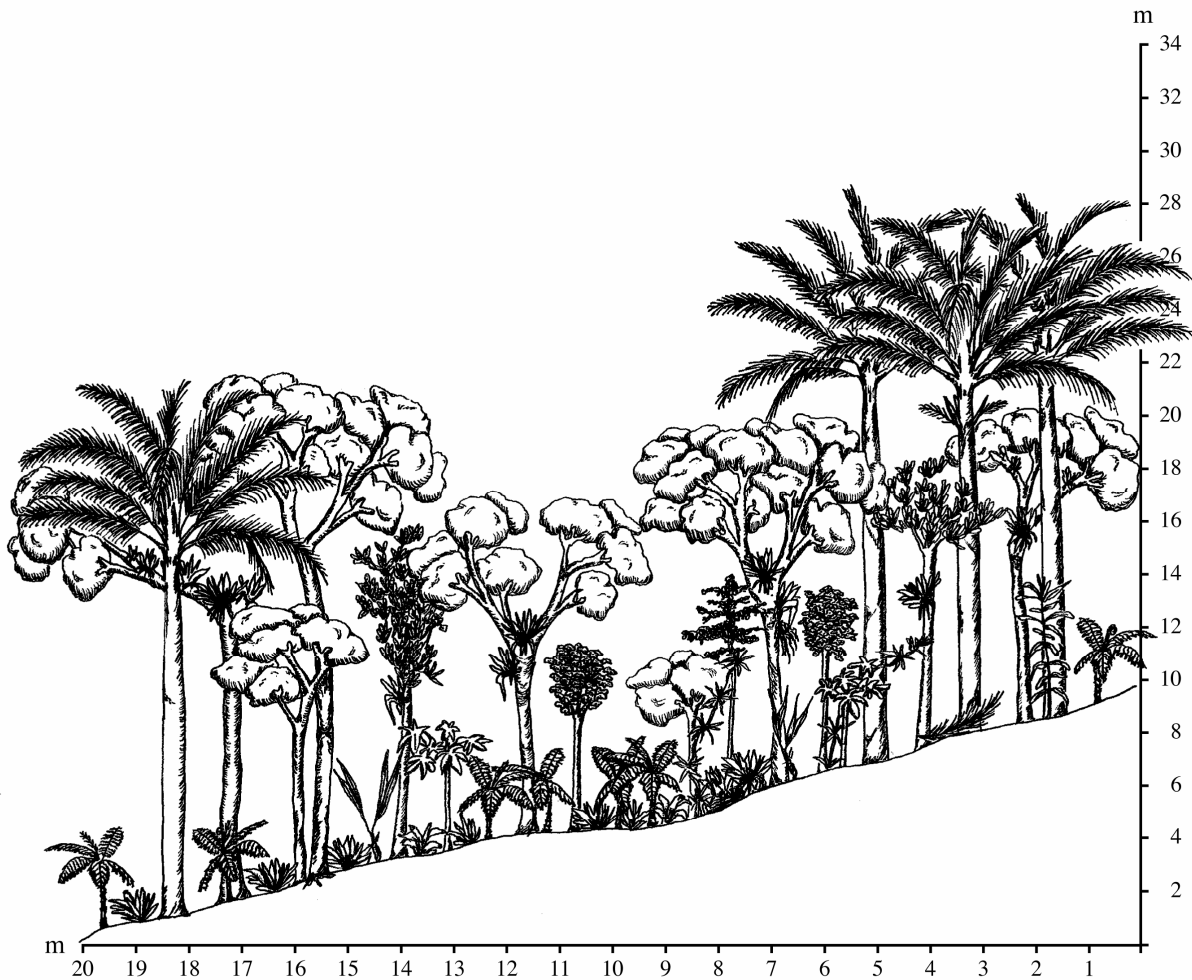


Abb. 8: Profil des megaphyllen Gratwaldes (VII d) (Zeichnung: C. Dziedziuch)

Der Typ des megaphyllen Gratwaldes (VII d) (Abb. 8) beinhaltet ebenfalls nur drei Plots in einer Meereshöhe zwischen 2050m und 2140m N.N. In der Kronenschicht sind über 25 Bäume mit einer Höhe von 15-20m und einem Stammdurchmesser von 40cm anzutreffen. Vaskuläre Epiphyten wachsen auf den meisten Bäumen und einige sind mit Lianen und Bambus verknüpft. Viele Palmen (cf. *Dictyocarium*, *Arecaceae*) überragen die anderen Bäume der Kronenschicht und bedingen die Häufung von megaphyllen Blattgrößen. Im Unterwuchs treten viele Individuen der *Cyatheaceae* und der *Cyclanthaceae* auf, vaskuläre Epiphyten fehlen und nur einige Bäume sind durch Lianen und Bambus vernetzt (PAULSCH, A. 2002).

Diese drei Gratwaldtypen wurden für die vorliegende Arbeit zum Strukturtyp ‚Primärer Gratwald tieferer Lagen‘ zusammengefasst, da die Typen VII b und VII d nur eine recht geringe räumliche Verbreitung aufweisen.

Während die bisher genannten Waldstrukturtypen als primäre oder zumindest nur sehr wenig durch den Menschen gestörte Wälder betrachtet werden können, zeigen die übrigen ausgewählten Strukturtypen deutlich Anzeichen menschlichen Einwirkens.

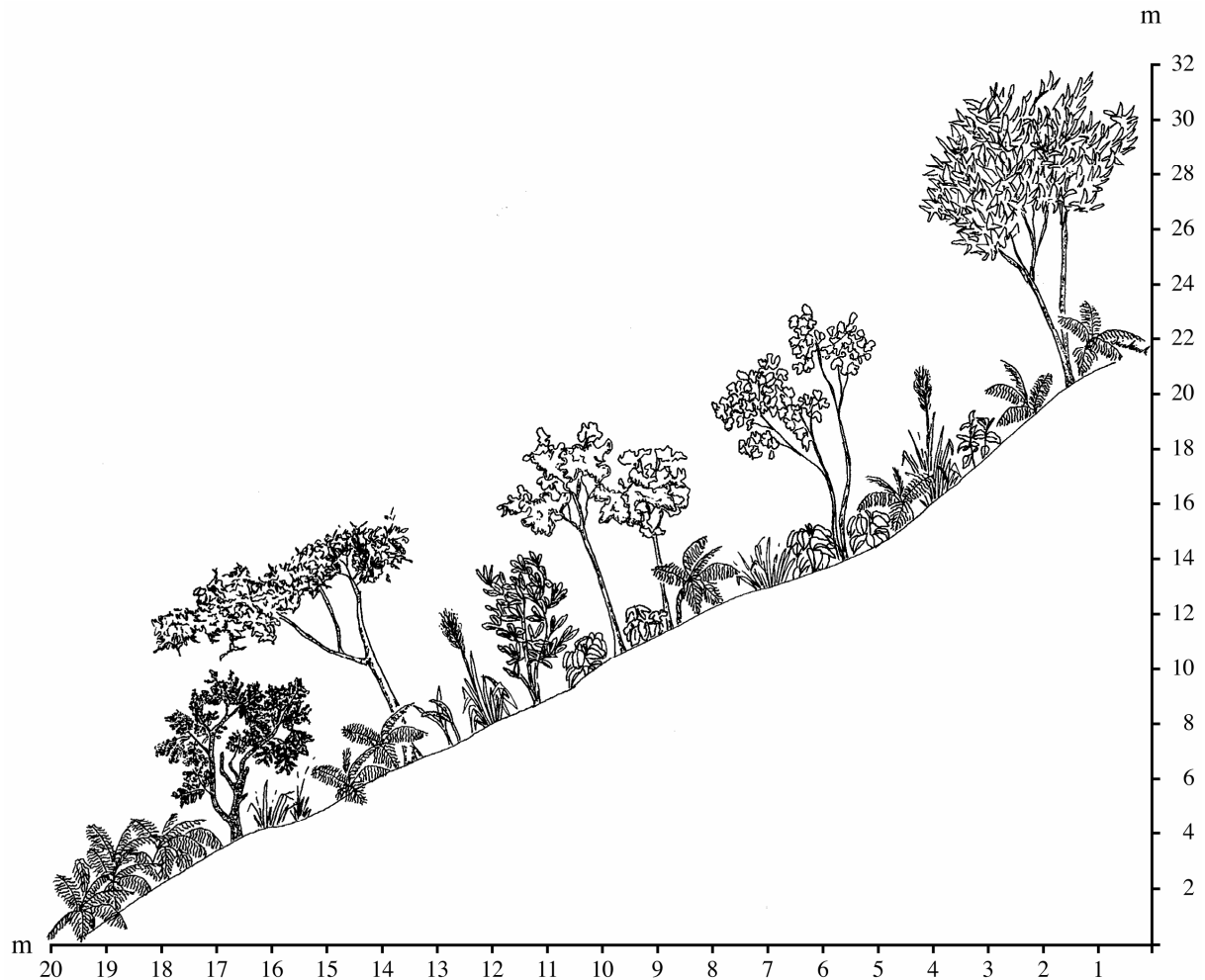


Abb. 9: Profil des sekundären Schluchtwaldes (VI a) (Zeichnung: C. Dziedziuch)

Der zweischichtige sekundäre Schluchtwald (VI a) (Abb. 9) wird von PAULSCH, A. (2002) nur für Meereshöhen zwischen 1820m und 1870m N.N. beschrieben. Alle Plots, in denen dieser Typ auftritt, liegen entweder nördlich der Straße entlang kleinerer Zuflüsse des Río San Fransisco oder entlang des sog. Kanalweges, der im Untersuchungsgebiet den Zugang zum bereits erwähnten Wasserkraftwerk erlaubt. Die 5-25 Bäume der Kronenschicht erreichen lediglich eine Höhe von 10-15m und einen Brusthöhendurchmesser von 20-30cm. Vaskuläre Epiphyten sowie epiphytische Farne und Moose treten nur selten auf und verbindende Elemente fehlen völlig. Lediglich im Unterwuchs sind hin und wieder Lianen und Bambus anzutreffen, vaskuläre Epiphyten dagegen fehlen in dieser Schicht. Die im Vergleich zum primären Schluchtwald tieferer Lagen fehlenden

größeren Bäume und die Lage der Untersuchungsplots führen zu der Annahme, dass es sich bei diesem Waldstrukturtyp um einen Sekundärwald handelt (PAULSCH, A. 2002).

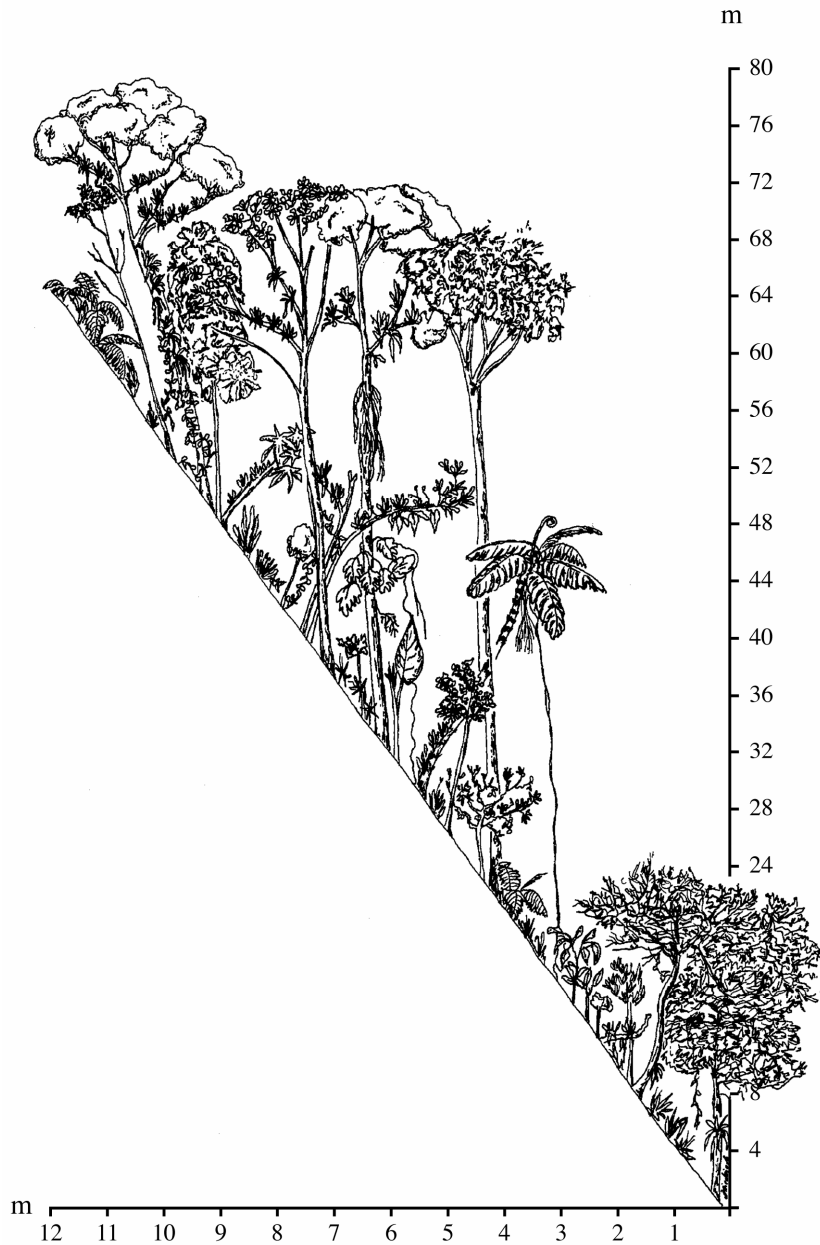


Abb. 10: Profil des Schluchtwaldes mit Anzeichen menschlicher Einflussnahme (VI b)
(Zeichnung: C. Dziedziuch)

Die Aufnahmeplots von PAULSCH, A. (2002), in denen der dreischichtige Schluchtwald mit Anzeichen menschlicher Einflussnahme (VI b) (Abb. 10) nachgewiesen wurde, liegen in einer Höhe zwischen 1820m und 1970m N.N. entlang des Kanalweges oder an dem am stärksten wasserführenden Seitenbach des Río San Fransisco (Q4). Die 1-5 Bäume der Kronenschicht mit einer Höhe von 20-25m und einem Stammdurchmesser von 50-60cm werden nur zum Teil

von vaskulären Epiphyten besiedelt und durch Lianen verbunden, während Bambus völlig fehlt. Dies gilt auch für die mittlere Baumschicht. Im Unterwuchs fehlen die vaskulären Epiphyten fast völlig, einige Bäume sind durch Lianen und Bambus vernetzt. In dieser Schicht sind auch einige Baumfarne anzutreffen. Die wenigen Bäume der Kronenschicht sind in diesem Waldtyp deutlich höher als im sekundären Schluchtwald. Emergenten, wie sie im primären Schluchtwald der tieferen Lagen vorkommen, fehlen jedoch. Abgesägte Baumstümpfe und Reste gefällter Bäume (vor allem große Exemplare der Podocarpaceae) weisen auf eine menschliche Nutzung zumindest durch Einzelstammnahme dieses sonst als primär zu bezeichnenden Waldstrukturtyps hin (PAULSCH, A. 2002). Dieser Waldtyp wird in der vorliegenden Arbeit als ‚Anthropogen beeinflusster Schluchtwald tieferer Lagen‘ bezeichnet.

Zusätzlich zu den von PAULSCH, A. (2002) ausgewiesenen Waldstrukturtypen wurden für die Untersuchungen der Vogelmenschen noch zwei weitere Typen hinzugenommen:

In den Typ ‚Waldrand tieferer Lagen‘ fallen drei Beobachtungspunkte in einer Meereshöhe zwischen 1880m und 1890m N.N., die direkt am Kanalweg liegen und nach PAULSCH, A. (2002) in den räumlich weit gefassten Waldstrukturtyp ‚Schluchtwald mit Anzeichen menschlicher Einflussnahme‘ fallen. Da hier aber eine typische Waldrandsituation vorliegt, bei der ein Übergang vom Wald zu halboffenen Flächen mit Strauchbewuchs (Rutschungen bzw. Stromschneise) anzutreffen ist, wurde ein neuer Typ eingeführt.

Weitere drei Beobachtungsflächen zur Untersuchung der Avifauna liegen nördlich der Straße in Waldresten in einer Meereshöhe zwischen 1920m und 2100m N.N. Die Einordnung dieser Waldreste in die Waldstrukturtypen von PAULSCH, A. (2002) erfolgte unter Verwendung des von PAULSCH, A. (2002) entwickelten Aufnahmeschlüssels (Anhang II), der eine rasche Zuordnung der Vegetationseinheiten erlaubt. Zwei dieser Waldreste liegen im Untersuchungsgebiet Cerro Chamusquin und sind Reste von ‚Schluchtwäldern mit Anzeichen menschlicher Einflussnahme‘ (Beobachtungspunkte 37 und 38). Während ersterer als isolierte Waldinsel bezeichnet werden kann (Abb. 58, Anhang III), stellt der letztere eher ein lineares Element dar (Abb. 59, Anhang III), das mit zunehmender Meereshöhe in einen Rest des ‚Primären Schluchtwaldes tieferer Lagen‘ übergeht und somit Anschluss an ein noch relativ intaktes Waldgebiet hat. Eine weitere Beobachtungsfläche liegt ebenfalls in einem inselhaften Rest des ‚Schluchtwaldes mit Anzeichen menschlicher Einflussnahme‘ (Punkt 40), der in Privatbesitz ist

(Abb. 60, Anhang III). Diese Waldreste wurden für die vorliegende Untersuchung zum Strukturtyp ‚Reste von Schluchtwald tieferer Lagen‘ zusammengefasst.

Zur Ergänzung der Beobachtungsdaten wurde im Untersuchungsgebiet Cerro Chamusquin ein höher gelegener Beobachtungspunkt (39) auf 2170m N.N. hinzugenommen. Dieser stellt eine Sukzessionsfläche nach einer Brandrodung vor ca. 15 Jahren dar und ist mit Sträuchern bis zu 3m Höhe und Adlerfarn (*Pteridium aquilinum*) bewachsen (Abb. 61, Anhang III).

2.4 METHODEN ZU ERFASSUNG DER AVIFAUNA

Die meisten Verfahren zur Erfassung von Vogelgemeinschaften, die in den gemäßigten Breiten angewendet werden, können in den komplexen Lebensräumen tropischer Regenwälder nur in abgewandelter Form eingesetzt werden. Entsprechend der Empfehlungen von KARR (1981b), TERBORGH et al. (1990) und POULSEN et al. (1997) zur Erfassung tropischer Vogelgemeinschaften wurden daher bei der vorliegenden Untersuchung mehrere Methoden kombiniert. Dies sind Beobachtungen nach der Punkt-Stop-Methode, Netzfänge und Zufallsbeobachtungen. Die Beobachtungen und Fänge wurden zeitlich so gelegt, dass sie einen kompletten Jahresverlauf abdeckten.

2.4.1 PUNKT-STOP-METHODE

Diese Methode eignet sich nach JEDICKE (1994), BIBBY et al. (1995) und GREGORY et al. (2004) vor allem für die Erfassung von Vogelgemeinschaften in kleinräumig strukturierten Gebieten und zur Ermittlung von Habitatpräferenzen verschiedener Arten. Die Beobachtungspunkte können hierbei gezielt in verschiedene Habitattypen gelegt werden, was in der vorliegenden Untersuchung von besonderem Vorteil war, um die unterschiedlichen Waldstrukturtypen nach PAULSCH, A. (2002) vergleichend bearbeiten zu können. Hierzu wurden insgesamt 30 Beobachtungspunkte untersucht, deren Lage im Gebiet Abb. 11 zu entnehmen ist. Bei der Auswahl der Beobachtungspunkte wurde darauf geachtet, dass sie mindestens 100m auseinander lagen und jeweils ein gewisser Rundumblick möglich war.

An allen Punkten wurden grundlegende Daten zur genauen geographischen Lage (GPS: Garmin GPS III Plus), Meereshöhe (Höhenmesser: Thommen Classic), Exposition und mittleren Hangneigung (beides mit Peilkompass von Recta) erhoben sowie eine Einordnung in die verschiedenen Waldstrukturtypen durchgeführt (Tab. 1).

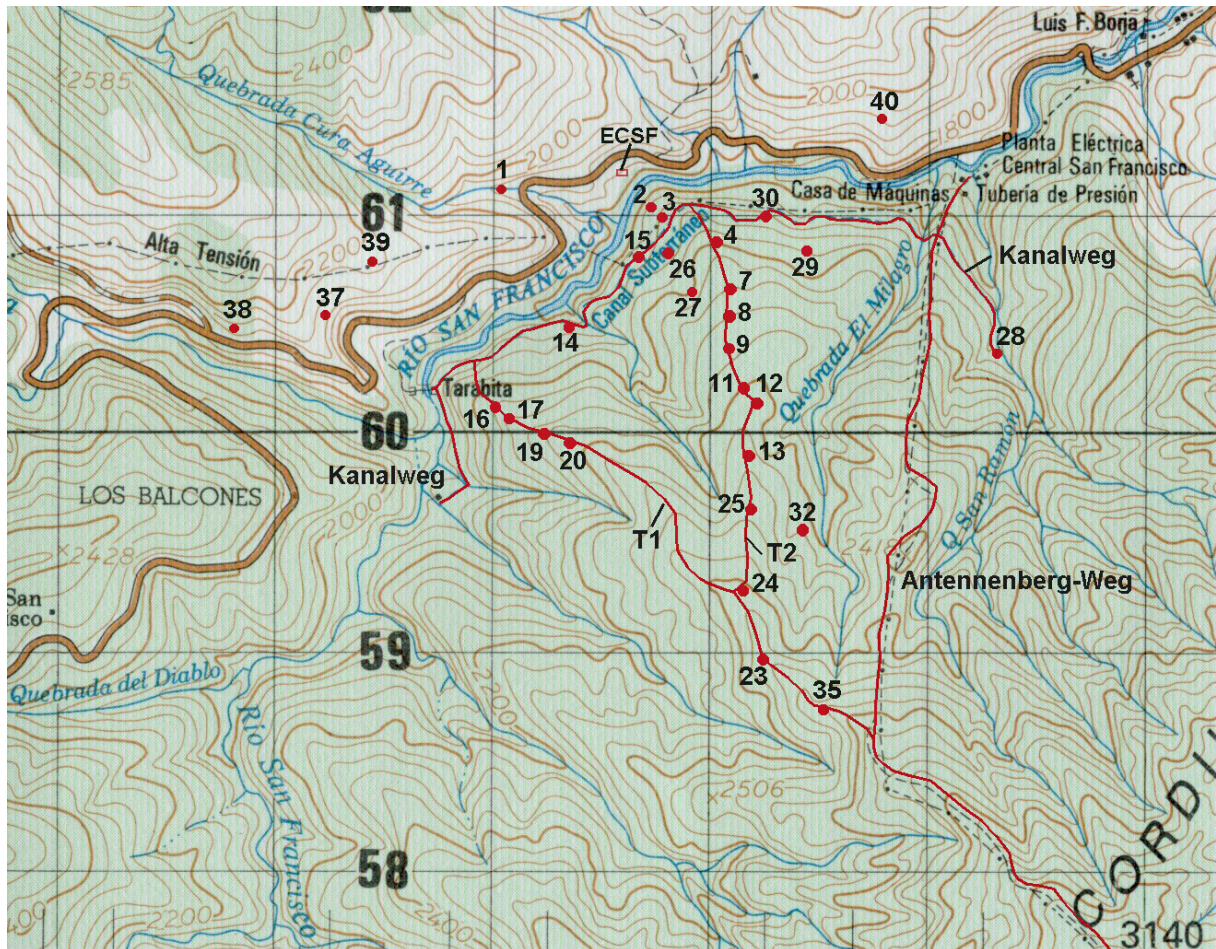


Abb. 11: Lage der Beobachtungspunkte im Gelände
(Kartengrundlage: topographische Karte Loja Norte 1:50.000)

Jeweils sieben Untersuchungspunkte in den Strukturtypen ‚Primärer Gratwald höherer Lagen‘ (12, 13, 20, 23, 24, 25, 35) und ‚Primärer Gratwald tieferer Lagen‘ (7, 8, 9, 11, 16, 17, 19), fünf Punkte im Schluchtwald tieferer Lagen (1, 2, 26, 28, 30), vier Punkte am ‚Waldrand tieferer Lagen‘ (3, 4, 14, 15) und ein Punkt in einem ‚Rest von Schluchtwald tieferer Lagen‘ (40) wurden insgesamt zwölfmal besucht. Bei drei Aufenthalten im Gebiet fanden an diesen Punkten zu verschiedenen Jahreszeiten jeweils zweimal morgens und zweimal abends Beobachtungen statt. Im Jahr 2002 kamen zur Ergänzung der bis dahin erhobenen Daten zwei weitere Punkte im Strukturtyp ‚Primärer Schluchtwald tieferer Lagen‘ (27, 29), ein Punkt im ‚Primären Schluchtwald höherer Lagen‘ (32), zwei

weitere Punkte in ‚Resten von Schluchtwald tieferer Lagen‘ (37, 38) und ein Punkt in einer höhergelegenen Sukzessionsfläche (39) auf der nördlichen Tal-seite zu den bereits bearbeiteten Punkten hinzu. Diese Punkte wurden während der Monate August bis November 2002 jeweils dreimal zum Sonnenaufgang und dreimal zum Sonnenuntergang besucht.

Tab. 1: Angaben zu Lage, Meereshöhe, Exposition, mittlerer Hangneigung und Einordnung in die Waldstrukturtypen der 30 untersuchten Beobachtungspunkte

Punkt	Lage	Höhe [m N.N.]	Exposition [°]	Hang- neigung [°]	Waldstrukturtyp
1	nördlich der Straße	1930	98	1	Anthropogen beeinflusster Schluchtwald tieferer Lagen
2	ECSF	1870	306	12	Anthropogen beeinflusster Schluchtwald tieferer Lagen
3	ECSF	1880	274	19	Waldrand tieferer Lagen
4	ECSF	1985	318	22	Waldrand tieferer Lagen
7	ECSF	2090	342	18	Primärer Gratwald tieferer Lagen
8	ECSF	2115	34	18	Primärer Gratwald tieferer Lagen
9	ECSF	2130	2	20	Primärer Gratwald tieferer Lagen
11	ECSF	2210	348	16	Primärer Gratwald tieferer Lagen
12	ECSF	2240	356	12	Primärer Gratwald höherer Lagen
13	ECSF	2260	23	16	Primärer Gratwald höherer Lagen
14	ECSF	1890	316	28	Waldrand tieferer Lagen
15	ECSF	1880	324	36	Waldrand tieferer Lagen
16	ECSF	2040	360	32	Primärer Gratwald tieferer Lagen
17	ECSF	2080	316	12	Primärer Gratwald tieferer Lagen
19	ECSF	2145	324	30	Primärer Gratwald tieferer Lagen
20	ECSF	2170	308	28	Primärer Gratwald höherer Lagen
23	ECSF	2470	60 bzw. 240*	20	Primärer Gratwald höherer Lagen
24	ECSF	2420	315	22	Primärer Gratwald höherer Lagen
25	ECSF	2300	348	14	Primärer Gratwald höherer Lagen
26	ECSF	1910	320	26	Primärer Schluchtwald tieferer Lagen
27	ECSF	2000	332	37	Primärer Schluchtwald tieferer Lagen
28	ECSF	1890	350	16	Primärer Schluchtwald tieferer Lagen
29	ECSF	1950	32	40	Primärer Schluchtwald tieferer Lagen
30	ECSF	1900	357	32	Anthropogen beeinflusster Schluchtwald tieferer Lagen
32	ECSF	2260	78	10	Primärer Schluchtwald höherer Lagen
35	ECSF	2550	62 bzw. 242*	30	Primärer Gratwald höherer Lagen

Tab. 1 (fortgesetzt): Angaben zu Lage, Meereshöhe, Exposition, mittlerer Hangneigung und Einordnung in die Waldstrukturtypen der 30 untersuchten Beobachtungspunkte

Punkt	Lage	Höhe [m N.N.]	Exposition [°]	Hangneigung [°]	Waldstrukturtyp
37	Cerro Chamusquin	2075	138	39	Reste von Schluchtwald tieferer Lagen
38	Cerro Chamusquin	2100	174	28	Reste von Schluchtwald tieferer Lagen
39	Cerro Chamusquin	2170	156	12	Sukzessionsfläche
40	nördlich der Straße	1920	222	35	Reste von Schluchtwald tieferer Lagen

* Beobachtungspunkt liegt auf einem Grat, so dass die Expositionen beider Hänge angegeben sind

An allen Untersuchungspunkten wurden jeweils zu den Hauptaktivitätszeiten der Vögel morgens ab Sonnenaufgang (ca. 6:00 Uhr) und am späten Nachmittag bis Sonnenuntergang (ca. 18:00 Uhr) innerhalb von 30 Minuten Beobachtungsdauer alle Vogelarten notiert, die in einem Radius von 50m gesehen (Fernglas: Leica 12 x 50) oder gehört werden konnten. Zusätzlich zur genauen Uhrzeit, der Art der Beobachtung (Sicht, Gesang, Ruf), Anzahl der Individuen, Geschlecht und Alter (falls möglich) wurden auch die geschätzte Entfernung des Vogels zum Beobachter (0-5m, >5-10m, >10-20m, >20-30m, >30-40m, >40-50m oder >50m) und seine geschätzte Höhe über dem Boden aufgenommen sowie sein Aufenthaltsort (z.B.: Boden, Strauchschicht, Baumschicht, Stamm) möglichst genau angegeben. Ergänzende Angaben zum Verhalten (z.B. Nahrungssuche, Auftreten in gemischten Trupps, usw.) vervollständigen das Bild der jeweiligen Beobachtung. Zusätzlich wurde der Grad der Bewölkung (von 0 = klar bis 8/8 = bedeckt) sowie die Windstärke (von 0 = windstill bis 5 = Sturm) während der Beobachtungsdauer notiert. Das Einsetzen starker Regenschauer führte zum Abbruch der Beobachtungen und zu einer Wiederholung zu einem späteren Zeitpunkt. Unbekannte Gesänge oder Rufe wurden während der Beobachtungsdauer mit einem Richtmikrofon (Sennheiser ME67, K6) aufgenommen (Sony MD-Walkman MZ-R37) und später mit den Vogelstimmenaufnahmen von KRABBE (2000), HARDY & COFFEY (1996), MOORE & LYSINGER (1997) und MOORE et al. (1999) verglichen und nachbestimmt. Ein Beobachtungsgang beinhaltete in der Regel das Aufsuchen von zwei oder maximal drei Beobachtungspunkten. Die Bearbeitungsabfolge dieser Punkte wurde beim nächsten Beobachtungsgang umgedreht, so dass die einzelnen Punkte jeweils zu unterschiedlichen Uhrzeiten besucht wurden.

2.4.2 NETZFÄNGE

Nach KARR (1981b) stellen Netzfänge die für die Tropen am besten geeignete Methode zur Erfassung von Vogelmgemeinschaften dar. Es ist allerdings zu berücksichtigen, dass beim Aufstellen der Netze am Boden überwiegend die Arten der unteren Waldstockwerke nachgewiesen werden, so dass mit Netzfängen allein nicht die gesamte Vogelmgemeinschaft eines tropischen Waldhabitates erfasst werden kann (KARR 1981a).

In dieser Untersuchung wurden die Netzfänge vor allem zur Ergänzung der durch die Punkt-Stop-Methode erhobenen Daten durchgeführt. Die Markierung der gefangenen Vögel erlaubte es außerdem, Aussagen über deren Aufenthaltspräferenzen und eventuelle Migrationen im Untersuchungsgebiet zu treffen. Die insgesamt 15 Fangstellen (in der Regel Standort für je drei Netze) lagen entweder direkt in der Fläche oder aber in direkter Nachbarschaft der Beobachtungspunkte, welche für die Punkt-Stop-Methode verwendet wurden. In Tab. 2 sind die Zuordnung der Netzstandorte zu den Beobachtungspunkten, die jeweilige Meereshöhe und die Einordnung in die Waldstrukturtypen aufgeführt.

Tab. 2: Angaben zu Lage, Meereshöhe, Zuordnung zu den Beobachtungspunkten und Einordnung in die Waldstrukturtypen aller aufgestellten Netze

Netznummer	Lage	Höhe [m N.N.]	Beobachtungspunkt	Waldstrukturtyp
1	ECSF	1850	2	Anthropogen beeinflusster Schluchtwald tieferer Lagen
2	ECSF	1875	2	Anthropogen beeinflusster Schluchtwald tieferer Lagen
3	ECSF	1880	3	Waldrand tieferer Lagen
4	ECSF	1970	Nähe 4	Waldrand tieferer Lagen
5	ECSF	1985	4	Waldrand tieferer Lagen
5a	ECSF	1985	4	Waldrand tieferer Lagen
6	ECSF	2100	7 / 8	Primärer Gratwald tieferer Lagen
7	ECSF	2140	9	Primärer Gratwald tieferer Lagen
8	ECSF	2240	12	Primärer Gratwald höherer Lagen
9	ECSF	2240	12	Primärer Gratwald höherer Lagen
9a	ECSF	2240	12	Primärer Gratwald höherer Lagen
10	ECSF	2260	12	Primärer Gratwald höherer Lagen
11	ECSF	1910	26	Primärer Schluchtwald tieferer Lagen
11a	ECSF	1915	26	Primärer Schluchtwald tieferer Lagen
12	ECSF	1905	26	Primärer Schluchtwald tieferer Lagen
13	ECSF	1900	30	Anthropogen beeinflusster Schluchtwald tieferer Lagen

Tab. 2 (fortgesetzt): Angaben zu Lage, Meereshöhe, Zuordnung zu den Beobachtungspunkten und Einordnung in die Waldstrukturtypen aller aufgestellten Netze

Netznummer	Lage	Höhe [m N.N.]	Beobachtungspunkt	Waldstrukturtyp
14	ECSF	1900	30	Anthropogen beeinflusster Schluchtwald tieferer Lagen
14a	ECSF	1900	30	Anthropogen beeinflusster Schluchtwald tieferer Lagen
15	ECSF	1880	15	Waldrand tieferer Lagen
16	ECSF	1880	15	Waldrand tieferer Lagen
17	ECSF	1880	zusätzlich	Anthropogen beeinflusster Schluchtwald tieferer Lagen
17a	ECSF	1880	zusätzlich	Anthropogen beeinflusster Schluchtwald tieferer Lagen
18	ECSF	2040	16	Primärer Gratwald tieferer Lagen
19	ECSF	2060	16 / 17	Primärer Gratwald tieferer Lagen
20	ECSF	2080	17	Primärer Gratwald tieferer Lagen
21	ECSF	1890	zusätzlich	Anthropogen beeinflusster Schluchtwald tieferer Lagen
22	ECSF	1890	zusätzlich	Anthropogen beeinflusster Schluchtwald tieferer Lagen
23	ECSF	1880	zusätzlich	Anthropogen beeinflusster Schluchtwald tieferer Lagen
24	nördlich der Straße	1900	40	Reste von Schluchtwald tieferer Lagen
25	nördlich der Straße	1910	40	Reste von Schluchtwald tieferer Lagen
26	nördlich der Straße	1930	40	Reste von Schluchtwald tieferer Lagen
27	nördlich der Straße	1945	1	Anthropogen beeinflusster Schluchtwald tieferer Lagen
28	nördlich der Straße	1960	1	Anthropogen beeinflusster Schluchtwald tieferer Lagen
29	nördlich der Straße	2050	zusätzlich	Primärer Schluchtwald tieferer Lagen
30	nördlich der Straße	2115	zusätzlich	Primärer Schluchtwald tieferer Lagen
31	nördlich der Straße	2115	zusätzlich	Primärer Schluchtwald tieferer Lagen
32	nördlich der Straße	2120	zusätzlich	Primärer Schluchtwald tieferer Lagen
33	ECSF	1890	zusätzlich	Anthropogen beeinflusster Schluchtwald tieferer Lagen
34	ECSF	1890	zusätzlich	Anthropogen beeinflusster Schluchtwald tieferer Lagen
35	ECSF	2115	8	Primärer Gratwald tieferer Lagen
36	ECSF	2420	24	Primärer Gratwald höherer Lagen
37	ECSF	2420	24	Primärer Gratwald höherer Lagen
38	ECSF	2465	Nähe 23	Primärer Gratwald höherer Lagen

Tab. 2 (fortgesetzt): Angaben zu Lage, Meereshöhe, Zuordnung zu den Beobachtungspunkten und Einordnung in die Waldstrukturtypen aller aufgestellten Netze

Netznummer	Lage	Höhe [m N.N.]	Beobachtungspunkt	Waldstrukturtyp
39	ECSF	2465	Nähe 23	Primärer Gratwald höherer Lagen
40	ECSF	2470	23	Primärer Gratwald höherer Lagen
41	ECSF	2470	23	Primärer Gratwald höherer Lagen
42	Cerro Chamusquin	2170	39	Sukzessionsfläche
43	Cerro Chamusquin	2170	39	Sukzessionsfläche
44	Cerro Chamusquin	2170	39	Sukzessionsfläche
45	Cerro Chamusquin	2050	37	Reste von Schluchtwald tieferer Lagen
46	Cerro Chamusquin	2055	37	Reste von Schluchtwald tieferer Lagen
47	Cerro Chamusquin	2075	37	Reste von Schluchtwald tieferer Lagen
48	Cerro Chamusquin	2100	38	Reste von Schluchtwald tieferer Lagen
49	Cerro Chamusquin	2100	38	Reste von Schluchtwald tieferer Lagen
50	Cerro Chamusquin	2120	38	Reste von Schluchtwald tieferer Lagen

An drei Fangstellen im Strukturtyp ‚Primärer Gratwald höherer Lagen‘ (Punkte 12, 23, 24), zwei Fangstellen im ‚Primären Gratwald tieferer Lagen‘ (Punkte 7/8, 16/17), vier Fangstellen im Schluchtwald tieferer Lagen (Punkte 1, 2, 26, 30), zwei Fangstellen am ‚Waldrand tieferer Lagen‘ (Punkte 4, 15) und einer Fangstelle in einem ‚Rest von Schluchtwald tieferer Lagen‘ (Punkt 40) wurden bei verschiedenen Aufenthalten im Gebiet je zwei Netzfänge von dreitägiger Dauer durchgeführt. Zur Ergänzung der Fangdaten dienten die Netzfänge im Jahr 2002 in den Flächen am Cerro Chamusquin. Dabei wurden zwei weitere Fangstellen in ‚Resten von Schluchtwald tieferer Lagen‘ (Punkte 37, 38) und eine Fangstelle in einer Sukzessionsfläche (Punkt 39) eingerichtet. Zusätzlich wurden während verschiedener Aufenthalte auch an mehreren Stellen Netzfänge durchgeführt, die nicht in unmittelbarer Nähe von Beobachtungspunkten liegen (‚zusätzlich‘ in Tab. 2). Mit diesen Fängen konnten weitere Daten für die Waldstrukturtypen ‚Primärer Schluchtwald tieferer Lagen‘ (Netze 29, 30, 31, 32) und ‚Anthropogen beeinflusster Schluchtwald tieferer Lagen‘ (Netze 17, 17a, 21, 22, 23, 33, 34) gewonnen werden. Mit den Netzen 17 und 23 wurden zweimal dreitägige Fangaktionen durchgeführt, während die Netze 17a (zur Verlängerung

des Netzes 17), 21, 22, 33 und 34 nur jeweils einmal für drei Tage aufgestellt wurden. Die Positionierung der Netze 21 und 22 im Jahr 2000 erwies sich als nicht besonders günstig, so dass sie im Jahr 2001 durch die Netzstandorte 33 und 34 ersetzt wurden. Die Standorte der Netze 29, 30, 31 und 32 konnten nur einmal aufgesucht werden, da sich das Gelände in Privatbesitz befindet.

An allen Fangstellen wurden die Netze für eine Dauer von drei Tagen aufgestellt, da sich nach dieser Zeit ein Gewöhnungseffekt bei den Vögeln einstellen kann (KARR 1981a). Aufgrund der Steilheit des Geländes und des oftmals dichten Unterwuchses konnte jeweils nur mit drei Netzen gefangen werden. Die Netze wurden in der Regel kurz vor Sonnenaufgang geöffnet und zum Sonnenuntergang wieder geschlossen. Über Nacht blieben die Netze eingewickelt, um das Fangen von Fledermäusen zu vermeiden. Es wurden schwarze Nylonnetze (Japan-Netze) der Fadenstärke 100/1 Denier mit einer Länge von 6m und einer Höhe von 3,30m verwendet, die in vier Fangtaschen untergliedert waren. Die gewählte Maschenweite der Netze von 16mm stellt einen Kompromiss zwischen der Maschenweite von 13mm, die für den Fang von Kolibris verwendet wird (DZIEDZIOCH 2001) und der Maschenweite von 19mm dar, die für Vögel bis zu Hähnergröße geeignet ist. Die stündlichen Netzkontrollen wurden bei leichtem Regen oder starker Sonneneinstrahlung auf eine halbe Stunde verkürzt, um die Vögel im Netz vor zu starker Auskühlung bzw. Erhitzung zu bewahren. Starker Regen führte zu einem vorübergehenden Schließen der Netze oder zum Abbruch des Fangtages. Die gefangenen Vögel wurden bei jedem Kontrollgang aus den Netzen entnommen, in einen verschließbaren Stoffbeutel gesteckt und zur Beringungsstelle gebracht, wo Uhrzeit, Netznummer, Netztasche und Einflugrichtung notiert wurden. Die Artzugehörigkeit sowie (wenn möglich) Geschlecht und Alter der gefangenen Vögel wurden nach RIDGELY & GREENFIELD (2001b), FJELDSÅ & KRABBE (1990) bzw. HILTY & BROWN (1986) bestimmt. Zur besseren Identifikation bei eventuellen Wiederfängen dienten die folgenden, bei fast allen Individuen erhobenen, morphometrischen Daten: Körpermasse (Federwaagen von Pesola), Flügellänge, Schnabellänge und -breite, Tarsuslänge, Schwanzlänge und Gesamtlänge (GOSLER 2004). Anschließend wurden die gefangenen Vögel individuell markiert, was bei Kolibris aufgrund der sehr kurzen und dünnen Beine durch das Kürzen von Schwanzfedern, bei allen anderen Arten dagegen durch das Anbringen von farbigen Fußringen aus Kunststoff realisiert wurde. Die Markierung mit Fußringen erwies sich als besonders günstig, da viele Individuen zu einem späteren Zeitpunkt mit dem Fernglas wieder beobachtet werden konnten und somit kein Wiederfang nötig war, um Aussagen über

die Aufenthaltspräferenzen dieser Vögel treffen zu können. Gefangenen Kolibris wurde eine ca. 20%ige Zuckerlösung angeboten, um das durch den Fang hervorgerufene Energiedefizit auszugleichen. Nach Vermessung und Markierung wurden die gefangenen Vögel in der Nähe der Fangstelle wieder in die Freiheit entlassen. Für die Einschätzung des Bedeckungsgrades und der Windstärke zur jeweiligen Fangzeit kamen dieselben Skalen zum Einsatz, wie sie auch bei den Punkt-Stop-Beobachtungen verwendet wurden.

2.4.3 ZUFALLSBEOBSACHTUNGEN

Während der Aufenthalte im Untersuchungsgebiet wurden alle optischen und akustischen Nachweise von Vögeln im Gebiet notiert. Bei diesen sog. ‚Zufallsbeobachtungen‘ wurden Vogelart, Art des Nachweises (Sicht, Gesang, Ruf), Angaben über Geschlecht und Alter (falls möglich), Individuenzahl, Uhrzeit und genauer Ort der Beobachtung sowie Angaben über das Verhalten des Vogels aufgenommen. Der Aufenthaltsort des Vogels wurde möglichst genau angegeben und die Entfernung des Tieres vom Beobachter sowie seine Höhe über dem Boden nach denselben Skalen abgeschätzt, wie sie bei der Punkt-Stop-Methode eingesetzt wurden. Zu diesen Zufallsbeobachtungen kamen auch Beobachtungen anderer Forscher der DFG-Forschergruppe 402 im Gebiet hinzu. Somit konnte ein umfangreicher Datensatz von Artnachweisen für das Untersuchungsgebiet gewonnen werden, wobei auch zusätzliche Daten an den Beobachtungspunkten der Punkt-Stop-Methode erhoben werden konnten.

2.5 STATISTISCHE AUSWERTUNGEN

2.5.1 DOMINANZSTRUKTUR

Die Dominanz D_i einer Vogelart wird berechnet als Anteil der Individuenzahl dieser Art an der Gesamtindividuenzahl:

$$D_i = \frac{n_i}{N} \quad \text{mit } n_i \text{ als Anzahl der Individuen der Art } i \text{ und } N = \sum n_i$$

2.5.2 RAREFACTION UND α -DIVERSITÄT

Die Ermittlung des Artenreichtums allein reicht nicht aus, um die Diversität einer Tiergruppe in einem bestimmten Habitat zu beschreiben, da hierbei häufige und seltene Arten gleich gewichtet werden (KREBS 1989). Zudem ist es in der Regel unmöglich, alle Arten, die im Gebiet vorkommen, vollständig zu erfassen. Bei den Diversitätsmaßen zur Berechnung der α -Diversität (within-habitat-diversity) werden zusätzliche Heterogenitäts-Dimensionen wie Artabundanz (wie viele Individuen einer Art wurden beobachtet?), Artfrequenz (an wie vielen Beobachtungspunkten wurde die Art nachgewiesen?) und die Gesamtzahl der beobachteten Individuen berücksichtigt. Ein Diversitätsmaß sollte außerdem unabhängig von der zugrunde liegenden Stichprobengröße sein. Die beiden in dieser Arbeit verfolgten Ansätze berücksichtigen diese Kriterien.

2.5.2.1 Rarefaction-Methode

Mit dem Rarefaction-Verfahren lassen sich Erwartungswerte für Artenzahlen aus Bestandsaufnahmen in Abhängigkeit vom Erfassungsaufwand darstellen (ACHTZIGER et al. 1992). Somit können Artenzahlen aus verschiedenen Erhebungen, die auf unterschiedlichen Gesamtindividuenzahlen (Methode nach HURLBERT 1971) oder Anzahlen von Erfassungseinheiten (Methode nach SHINOZAKI 1963) basieren, miteinander verglichen werden. Beide Methoden ergeben statistisch geglättete Artenakkumulationskurven, wenn die Erwartungswerte für eine ganze Reihe von Stichproben berechnet werden.

Bei der Methode nach HURLBERT (1971) werden ausgehend von den Artabundanzwerten die Artenzahlen berechnet, die bei einer bestimmten Anzahl erfasseter Individuen zu erwarten wären. Hierzu wird zunächst auf die größte gemeinsame Individuenzahl der Stichproben ‚herunter verdünnt‘, um dann die entsprechenden Artenzahlen zu vergleichen. Die Erwartungswerte bei dieser Methode stellen nach ACHTZIGER et al. (1992) Diversitätsindizes dar, da sowohl der Artenreichtum als auch die Artabundanzen in die Berechnung eingehen. Vor allem bei kleineren Stichproben mit weniger als 100 Individuen ist die Rarefaction-Methode besser für eine Beurteilung der Diversität geeignet als einzelne Indexwerte. Die Berechnungen zu dieser Methode wurden mit dem Programm ‚Bio-DiversityPro‘ (MCALEECE 1997) durchgeführt.

Die Artfrequenzwerte bilden die Grundlage der Berechnungen bei der Methode nach SHINOZAKI (1963). Es werden die Artenzahlen berechnet, die bei einer bestimmten Anzahl von Erfassungseinheiten (hier Punkt-Stop-Beobachtungen) zu erwarten wären. Die größte gemeinsame Anzahl von Beobachtungsaktionen der Stichproben dient hierbei als Vergleichsbasis.

In der vorliegenden Untersuchung wurde die Rarefaction-Methode nach HURLBERT (1971) verwendet, wobei als Grundlage der Berechnungen die Individuenmaxima der Vogelarten in den einzelnen Waldstrukturtypen herangezogen wurden. Berücksichtigt wurden alle Arten, die durch Punkt-Stop-Beobachtungen oder Netzfänge nachgewiesen werden konnten, wobei überfliegende Individuen und solche Arten, die ausschließlich in Wassernähe leben, ausgeschlossen wurden. Dem Verfahren liegt folgende Formel zugrunde:

$$S_{(n)} = \sum_{i=1}^S \left[1 - \frac{\binom{N - N_i}{n}}{\binom{N}{n}} \right]$$

$S_{(n)}$ = zu erwartende Artenzahl für eine Stichprobe mit n Individuen

S = empirisch ermittelte Gesamtartenzahl

n = standardisierte Probengröße (Individuenzahl), auf die verdünnt werden soll

N = empirisch ermittelte Gesamtindividuenzahl

N_i = Individuenzahl der Art i

2.5.2.2 α -Diversität

Der aus der log-serie abgeleitete Diversitätsindex Fisher's α bzw. William's α wurde in vielen Untersuchungen tropischer Tiergemeinschaften zur Beschreibung der Diversität verwendet (z.B. POULSEN et al. 1997, DZIEDZIOCH 2001, MATT 2001, BREHM 2002, SÜBENBACH 2003). Dieser Index ist besonders dann geeignet, wenn in der Artengemeinschaft wenige häufige und viele seltene Arten auftreten. Selbst wenn die beobachtete Abundanzverteilung nicht gut mit der logarithmischen Reihe übereinstimmt, stellt der Index noch ein geeignetes Diversitätsmaß dar (MAGURRAN 1988, SOUTHWOOD & HENDERSON 2000). Die Funktion der logarithmischen Reihe beruht auf folgender Formel:

$$S = \alpha \log_e \left(1 + \frac{N}{\alpha} \right)$$

S = Anzahl der beobachteten Arten

N = Anzahl der beobachteten Individuen

Die Konstante α drückt hierbei die Diversität der Artengemeinschaft aus und ergibt sich als:

$$\alpha = \frac{N(1-x)}{x}$$

Der Parameter x wird dabei aus folgendem Zusammenhang ermittelt:

$$\frac{S}{N} = \frac{1-x}{x} [-\log_e(1-x)]$$

Die Berechnung von Fisher's α und der Standardabweichungen von α erfolgte mit dem Programm ‚EstimateS 7.5‘ (COLWELL 2005). Ob die beobachtete Abundanzverteilung mit der log-serie, die Fisher's α zugrunde liegt, übereinstimmt, wurde mit dem χ^2 -Anpassungstests (SACHS 1999) überprüft. Die Berechnung der χ^2 -Werte und die hierzu notwendige Einteilung in Abundanzklassen erfolgte mit dem Programm ‚BioDiversityPro‘ (MCALLEECE 1997).

2.5.3 SCHÄTZUNG DES POTENTIELLEN ARTENREICHTUMS

Da es in der Regel nicht möglich ist, das gesamte Arteninventar eines hochdiversen Lebensraumes vollständig zu erfassen, lässt sich durch verschiedene mathematische Schätz- oder Extrapolationsverfahren die potentiell vorhandene Artenzahl eines solchen Lebensraumes abschätzen. Die in der Literatur unter den Kurzbezeichnungen Chao1 und 2, Jackknife1 und 2, Bootstrap, ACE und ICE bekannten Schätzverfahren berücksichtigen jeweils ganz bestimmte Parameter aus dem Gesamtdatensatz und berechnen daraus Schätzwerte der potentiellen Artenzahl. Eine Übersicht hierzu findet sich z.B. bei COLWELL & CODDINGTON (1994). Als Schätzwerte des potentiellen Artenreichtums, die auf den Artenabundanz beruhen, haben sich Chao1 und ACE bewährt (z.B. BREHM 2002, KAESLIN 2002).

Die Schätzmethode **Chao1** (CHAO 1984) berücksichtigt ausschließlich die Anzahl derjenigen Arten, die mit ein oder zwei Individuen nachgewiesen wurden. Das Arteninventar gilt als vollständig erfasst, wenn alle Arten mindestens mit zwei Individuen nachgewiesen wurden. Die Berechnung erfolgt nach folgender Formel:

$$S_{Chao1} = S_{obs} + \frac{F_1^2}{2F_2}$$

S_{obs} = Anzahl nachgewiesener Arten

F_1 = Anzahl der Arten, von denen nur ein Individuum nachgewiesen wurde (singletons)

F_2 = Anzahl der Arten, von denen nur zwei Individuen nachgewiesen wurden (doubletons)

Die Schätzmethode **ACE** (abundance based coverage estimator) geht auf CHAO & LEE (1992) zurück. ACE basiert auf den Abundanzwerten der Arten, die mit zehn oder weniger Individuen nachgewiesen wurden. Der Schätzwert S_{ACE} beruht auf folgender Tatsache:

$$S_{obs} = S_{rare} + S_{abund}$$

S_{obs} = Anzahl nachgewiesener Arten

S_{rare} = Anzahl seltener Arten mit 10 oder weniger Individuen

S_{abund} = Anzahl häufiger Arten mit 10 oder mehr Individuen

$$S_{ACE} = S_{abund} + \frac{S_{rare}}{C_{ACE}} + \frac{F_1}{C_{ACE}} \gamma_{ACE}^2 \quad \text{mit} \quad C_{ACE} = 1 - \frac{F_1}{N_{rare}} \quad \text{und} \quad N_{rare} = \sum_{i=1}^{10} iF_i$$

F_1 = Anzahl der Arten, von denen nur ein Individuum nachgewiesen wurde (singletons)

$$\text{sowie } \gamma_{ACE}^2 = \max \left[\left(\frac{S_{rare}}{C_{ACE}} \frac{\sum_{i=1}^{10} i(i-1)F_i}{N_{rare}(N_{rare}-1)} \right) - 1, 0 \right]$$

2.5.4 β -DIVERSITÄT

Durch die β -Diversität (between-habitat-diversity) wird die Ähnlichkeit der Artenspektren verschiedener Habitats beschrieben. Zur Berechnung dieser Diversität gibt es verschiedene Indizes, von denen der Morisita-Horn-Index nach WOLDA (1981) und MAGURRAN (1988) als einziger Index gilt, der weitgehend unabhängig von Artenreichtum und Stichprobenumfang ist. Der Index vergleicht die nachgewiesenen Artenspektren, berücksichtigt aber auch die Abundanzstruktur der Zönosen. Bei völliger Unterschiedlichkeit nimmt der Index den Wert 0 an, bei völliger Übereinstimmung den Wert 1. Die Berechnung wurde mit dem Programm ‚EstimateS 7.5‘ (COLWELL 2005) durchgeführt. Dem Morisita-Horn-Index (C_{mH}) liegt folgende Formel zugrunde:

$$C_{mH} = \frac{2\sum(an_i bn_i)}{(da + db)aNbN} \quad \text{mit} \quad da = \frac{\sum an_i^2}{aN^2} \quad \text{bzw.} \quad db = \frac{\sum bn_i^2}{bN^2}$$

aN bzw. bN = Zahl der Individuen aus Untersuchungsgebiet A bzw. B

an_i bzw. bn_i = Anzahl der Individuen der Art i in Untersuchungsgebiet A bzw. B

3 ERGEBNISSE

3.1 AVIFAUNA IM GESAMTEN UNTERSUCHUNGSGEBIET

3.1.1 ARTENZAHL UND DOMINANZSTRUKTUR

Im Laufe der vorliegenden Untersuchung konnten im Gebiet der ECSF und den untersuchten Flächen auf der nördlichen Talseite des Río San Francisco insgesamt 213 Vogelarten nachgewiesen werden (Gesamtliste Anhang I). Die Punkt-Stop-Beobachtungen ergaben eine Gesamtzahl von 2646 Individuen aus 148 Arten. 328 Individuen aus 68 Arten wurden innerhalb von 2706 Netzstunden gefangen. 32 dieser Individuen wurden wiedergefangen und 27 mit Farbringen markierte Vögel konnten mit dem Fernglas wieder beobachtet werden. Die übrigen Arten wurden durch ‚Zufallsbeobachtungen‘ nachgewiesen. 14 weitere Vogelarten wurden während bzw. kurz vor dem Zeitraum dieser Untersuchung von anderen Forschern der DFG-Forschergruppe 402 im Untersuchungsgebiet beobachtet (BRAUN & MATT pers. Mitt., SCHMID pers. Mitt., DZIEDZIOCH 2001). Diese Arten sind im Anhang I entsprechend gekennzeichnet. Die somit insgesamt 227 nachgewiesenen Vogelarten stammen aus 38 Familien, wobei die Tangaren (Thraupidae) mit 39, die Tyrannen (Tyrannidae) mit 37 und die Kolibris (Trochilidae) mit 29 Arten die artenreichsten Familien im Gebiet darstellen (Abb. 12).

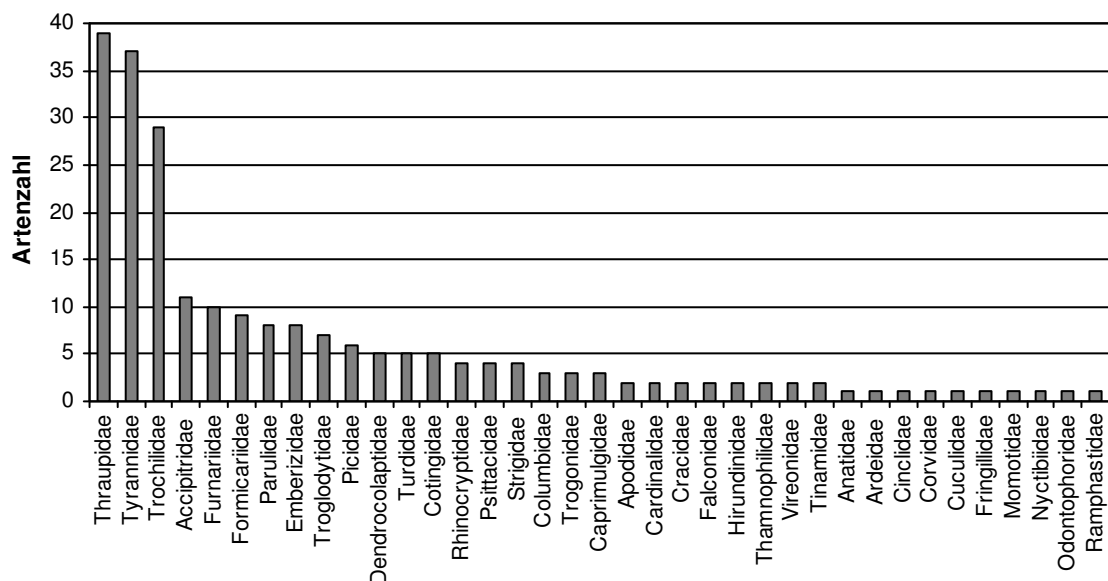


Abb. 12: Anzahl der im Untersuchungsgebiet beobachteten Arten pro Familie

Acht der im Untersuchungsgebiet beobachteten Arten sind in der ‚Roten Liste der Vögel Ecuadors‘ (GRANIZO et al. 2002) aufgeführt. Diese Arten sind in Tab. 3 mit dem Grad ihrer Gefährdung aufgelistet.

Tab. 3: Arten im Untersuchungsgebiet aus der ‚Roten Liste der Vögel Ecuadors‘ (GRANIZO et al. 2002)

Artname	deutscher Name	Familie	Gefährdung
<i>Penelope barbata</i>	Bartguan	Cracidae	stark gefährdet
<i>Pyrrhura albipectus</i>	Weißhalssittich	Psittacidae	gefährdet
<i>Harpyhaliaetus solitarius</i>	Einsiedleradler	Accipitridae	gefährdet
<i>Leucopternis princeps</i>	Prinzenbussard	Accipitridae	gefährdet
<i>Oroaetus isidori</i>	Isidoradler	Accipitridae	Gefährdung anzunehmen
<i>Odontophorus speciosus</i>	Rotbrustwachtel	Odontophoridae	Gefährdung anzunehmen
<i>Myiophobus lintoni</i>	Orangebandtyrann	Tyrannidae	Gefährdung anzunehmen
<i>Saltator cinctus</i>	Maskensaltator	Cardinalidae	Gefährdung anzunehmen

Von BRAUN & MATT (pers. Mitt.) bzw. SCHMID (pers. Mitt.) wurden zwei weitere gefährdete Arten im Untersuchungsgebiet beobachtet. Dies sind die nur in Ecuador und Kolumbien vorkommende, stark gefährdete Kastanienbauch-Kotinga (*Doliornis remseni* - Cotingidae) und die ebenfalls stark gefährdete Wetmore-Tangare (*Buthraupis wetmorei* - Thraupidae), deren Verbreitungsgebiet von Kolumbien über Ecuador bis nach Peru reicht.

Der Weißhalssittich (*Pyrrhura albipectus* - Psittacidae) (Abb. 13) ist die einzige in Ecuador endemische Vogelart, die im Untersuchungsgebiet beobachtet werden konnte. Aufgrund ihrer geringen Verbreitung mit wenigen Tausend Individuen (TOYNE et al. 1992) in lediglich drei Gebieten im Süden Ecuadors (Podocarpus-Nationalpark, Cordillera de Cutucú und Cordillera del Cóndor) gilt diese Vogelart als gefährdet (BIRDLIFE INTERNATIONAL 2005).



Abb. 13: *Pyrrhura albipectus* (Psittacidae)
aus: GRANIZO et al. (2002)

Einige weitere Arten, die im Untersuchungsgebiet nachgewiesen werden konnten, sind lediglich in Ecuador und dem südlich angrenzenden Nachbarland Peru beheimat. Diese Arten sind in Tab. 4 aufgeführt.

Tab. 4: Im Untersuchungsgebiet beobachtete Arten, die nur in Ecuador und Peru vorkommen

Artname	deutscher Name	Familie	Verbreitung
<i>Penelope barbata</i>	Bartguan	Cracidae	Süd-Ecuador, Nord-Peru
<i>Otus petersoni</i>	Zimtkreisheule	Strigidae	Süd-Ecuador, Nord-Peru
<i>Myrtis fanny</i>	Bandelfe	Trochilidae	Ecuador, Peru
<i>Schizoeaca griseomurina</i>	Graudistelschwanzschlüpfer	Furnariidae	Süd-Ecuador, Nord-Peru
<i>Scytalopus parkeri</i>	Bambustapaculo	Rhinocryptidae	Süd-Ecuador, Nord-Peru
<i>Mecocerculus calopterus</i>	Rotschwingentachuri	Tyrannidae	Ecuador, Peru
<i>Myiophobus cryptoxanthus</i>	Olivhaubentyrann	Tyrannidae	Ecuador, Peru
<i>Myiophobus lintoni</i>	Orangebandtyrann	Tyrannidae	Süd-Ecuador, Nord-Peru
<i>Tangara viridicollis</i>	Silbertangare	Thraupidae	Ecuador, Peru
<i>Iridosornis analis</i>	Gelbkehltangare	Thraupidae	Ecuador, Peru

Insgesamt wurden 31 Vogelarten im Untersuchungsgebiet als häufig eingestuft, jeweils 51 Arten waren regelmäßig bzw. gelegentlich anzutreffen, 63 Arten wurden nur selten beobachtet und von 31 Arten liegt nur ein einziger Nachweis im Untersuchungsgebiet vor (vgl. Anhang I). Nahezu alle nachgewiesenen Arten sind nach RIDGELY & GREENFIELD (2001a) ecuadorianische Brutvögel. Lediglich sechs Arten gelten als Zugvögel, die den nordamerikanischen Winter auf der Südhalbkugel verbringen und zu dieser Zeit auch in Ecuador angetroffen werden können. Diese Arten sind in Anhang I entsprechend gekennzeichnet.

Tab. 5: Die 10 häufigsten Vogelarten im Untersuchungsgebiet nach Dominanzwerten

Artname	deutscher Name	Familie	Dominanzwert D_i
<i>Synallaxis azarae</i>	Azaraschlüpfers	Furnariidae	6.42
<i>Cyanocorax yncas</i>	Grünhäher	Corvidae	4.63
<i>Colibri thalassinus</i>	Zwergveilchenohr	Trochilidae	4.08
<i>Henicorhina leucophrys</i>	Einsiedlerzaunkönig	Troglodytidae	3.71
<i>Basileuterus coronatus</i>	Goldscheitel-Waldsänger	Parulidae	3.31
<i>Myadestes ralloides</i>	Andenklarino	Turdidae	3.28
<i>Turdus fuscater</i>	Riesendrossel	Turdidae	3.17
<i>Zonotrichia capensis</i>	Morgenammer	Emberizidae	2.74
<i>Columba fasciata</i>	Bandtaube	Columbidae	2.42
<i>Myioborus miniatus</i>	Larvenwaldsänger	Parulidae	2.37

Betrachtet man die Dominanzwerte (Tab. 5) der verschiedenen Vogelarten, so zeigt sich, dass der Azaraschlüpfers (*Synallaxis azarae*) im Untersuchungsgebiet am häufigsten nachgewiesen wurde, gefolgt vom Grünhäher (*Cyanocorax yncas*) und dem Zwergveilchenohr (*Colibri thalassinus*). Bei den Arten *S. azarae*, *C. thalassinus*, *Henicorhina leucophrys*, *Basileuterus coronatus* und *Mya-*

destes ralloides handelt es sich um sehr ruf- und gesangsfreudige Vogelarten, die nahezu bei jedem Beobachtungsgang nachgewiesen werden konnten, was deren hohe Dominanzwerte erklärt. Dass es sich bei den einzelnen Nachweisen jeweils um verschiedene Individuen handelte, ist recht unwahrscheinlich, da die meisten dieser Arten reviertreu sind, so dass die Rufe oder Gesänge desselben Individuums vermutlich immer wieder zu hören waren. Dieses Problem wird in Kapitel 3.2.3 (Individuenreichtum) aufgegriffen.

3.1.2 NAHRUNGSGILDEN

Die 227 im Untersuchungsgebiet nachgewiesenen Vogelarten lassen sich nach ihrer bevorzugten Nahrung in Gilden unterteilen, wie in Abb. 14 dargestellt. Die wichtigsten Gruppen im Untersuchungsgebiet werden von den insectivoren, frugivoren und nectarivoren Arten gebildet. Diese Gruppen spielen eine wichtige Rolle im Ökosystem des Bergregenwaldes, da Kolibris (Trochilidae) viele ornithophile Pflanzenarten bestäuben und die frugivoren Vogelarten für die Ausbreitung von Früchten und Samen über große Distanzen sorgen. Die meisten Vogelarten ernähren sich aber nicht ausschließlich von ihrer Hauptnahrung. So fressen z.B. viele frugivore Arten der Tangaren (Thraupidae) auch Insekten und viele insectivore Arten der Tyrannen (Tyrannidae) fressen gelegentlich Früchte. Von Kolibris ist bekannt, dass sie nicht nur Blütennektar aufnehmen, der ihre Hauptnahrungsquelle darstellt, sondern auch Insekten und Spinnen zur Nahrungsergänzung fangen (SCHUCHMANN 1999). Im Untersuchungsgebiet überwiegen die Insectivoren deutlich mit 100 Arten (Abb. 14), danach folgen die Frugivoren mit 57 und die Nectarivoren (Trochilidae sowie die Gattungen *Diglossa* und *Diglossopsis* der Thraupidae) mit 35 Arten. 18 Vogelarten zählen zu den Carnivoren und 11 Arten zu den Granivoren. Sechs Vogelarten können als omnivor angesehen werden. Da diese Arten auch Früchte fressen, spielen sie aber durchaus eine wichtige Rolle bei der Ausbreitung von Samen.

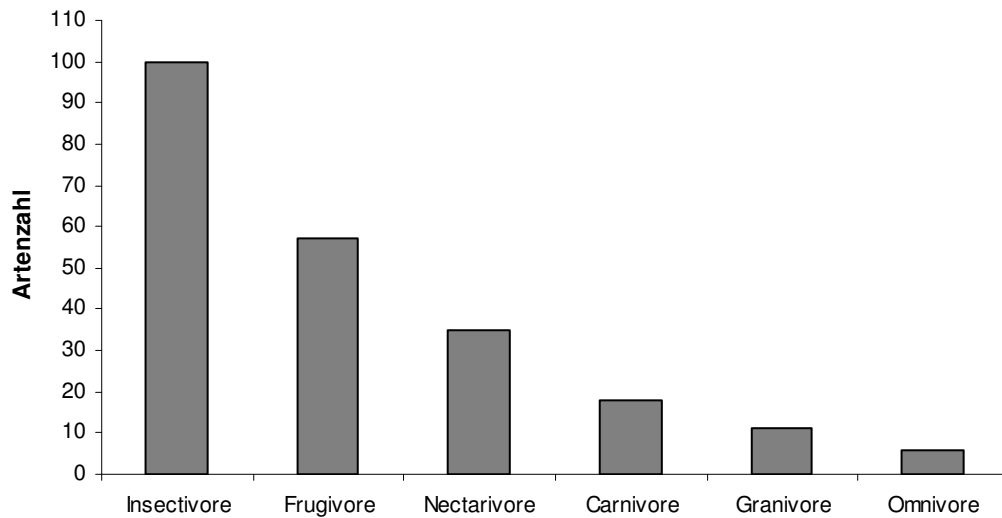


Abb. 14: Aufteilung der im Untersuchungsgebiet nachgewiesenen 227 Arten auf die Nahrungsgilden

3.2 AVIFAUNA DER WALDSTRUKTURTYPEN

3.2.1 ARTENAKKUMULATION

Die Darstellung der Artenakkumulation in einem Untersuchungsgebiet liefert Informationen darüber, ob durch die Anwendung der verwendeten Methoden im Untersuchungszeitraum hinsichtlich der Gesamtartenzahl bereits eine Sättigung erreicht wurde oder ob weitere Beobachtungen nötig wären, um die Gesamtzahl der Arten zu erfassen. In Abb. 15 ist eine Artenakkumulationskurve für das gesamte Untersuchungsgebiet und den gesamten Untersuchungszeitraum (422 Beobachtungstage) dargestellt. Hierbei wurden alle Nachweise (Punkt-Stop-Beobachtungen, Netzfänge, Zufallsbeobachtungen) berücksichtigt. Die Kurve zeigt, dass durch weitere Beobachtungen oder Netzfänge vermutlich nur noch wenige neue Arten zur Gesamtzahl hinzugekommen wären und somit der Bestand an Vogelarten im Untersuchungsgebiet im Laufe dieser Untersuchung recht gut erfasst wurde.

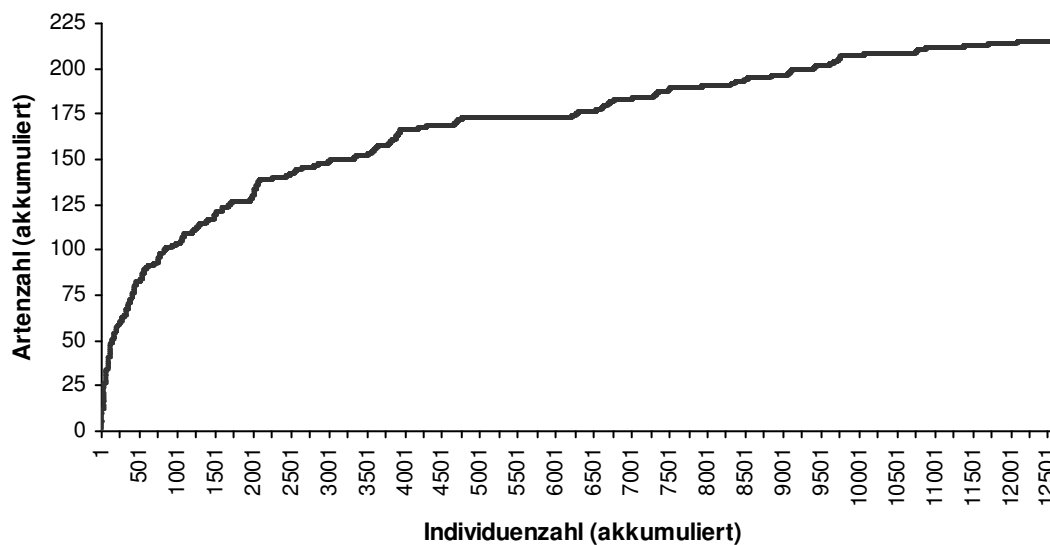


Abb. 15: Artenakkumulationskurve für das gesamte Untersuchungsgebiet (12673 Individuen)

In den folgenden Abb. (16-21) sind die Artenakkumulationskurven für die verschiedenen untersuchten Waldstrukturtypen dargestellt. Auch hierbei wurden alle Nachweise von Vogelarten berücksichtigt. Die Abbildungen wurden mit Ausnahme der Akkumulationskurve für den Strukturtyp ‚Waldrand tieferer Lagen‘ auf einen einheitlichen Maßstab gebracht, indem eine maximale Individuenzahl von 2242, wie sie im ‚Anthropogen beeinflussten Schluchtwald tieferer Lagen‘ vorkommt, zu Grunde gelegt wurde. Die unterschiedlich hohen Individuenzahlen und Beobachtungszeiträume erklären sich durch die Lage der Waldstrukturtypen im Gelände. Da auch Zufallsbeobachtungen in die Abbildungen mit eingingen, wurden die tiefer gelegenen Waldbereiche, durch welche die Wege im Gelände führen (‚Anthropogen beeinflusster Schluchtwald tieferer Lagen‘, ‚Waldrand tieferer Lagen‘ und ‚Primärer Gratwald tieferer Lagen‘), stärker frequentiert als die weniger gut zu erreichenden Waldstrukturtypen (‚Primärer Schluchtwald tieferer Lagen‘, ‚Primärer Gratwald höherer Lagen‘ und ‚Reste von Schluchtwald tieferer Lagen‘). Für den Strukturtyp ‚Primärer Schluchtwald höherer Lagen‘ wurde keine Artenakkumulationskurve erstellt, da er im Laufe dieser Untersuchung aufgrund seiner Unzugänglichkeit nur achtmal aufgesucht werden konnte.

Die Artenakkumulationskurve für den Strukturtyp ‚Waldrand tieferer Lagen‘ (Abb. 16) zeigt trotz der höheren Individuenzahl noch keine deutliche Sättigung, so dass durch weitere Beobachtungen eventuell noch einige Arten hinzugekom-

men wären. Beim ‚Anthropogen beeinflussten Schluchtwald tieferer Lagen‘ ist ebenfalls noch keine Sättigung erreicht (Abb. 17).

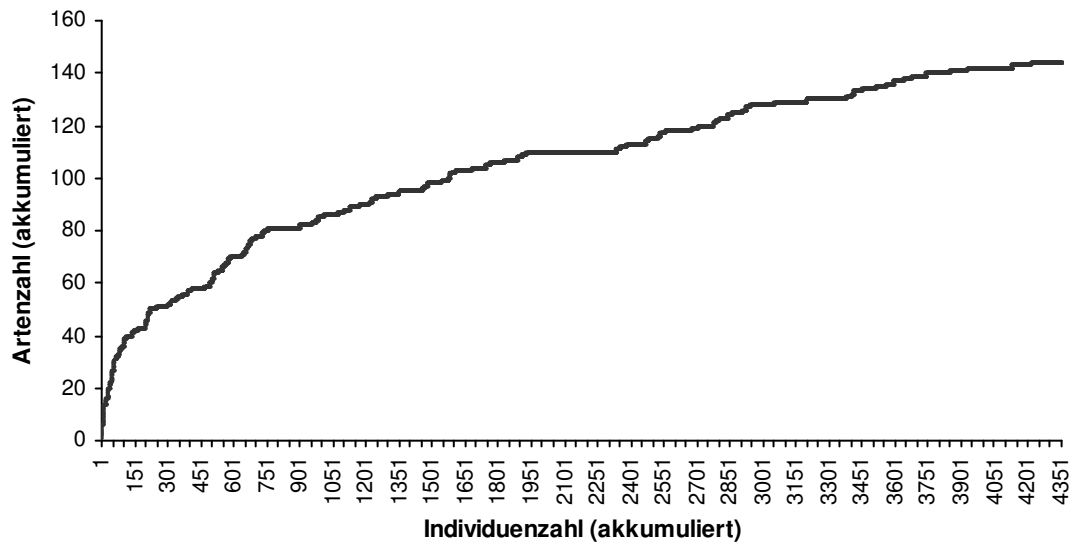


Abb. 16: Artenakkumulationskurve für den Strukturtyp ‚Waldrand tieferer Lagen‘ (340 Beobachtungstage)

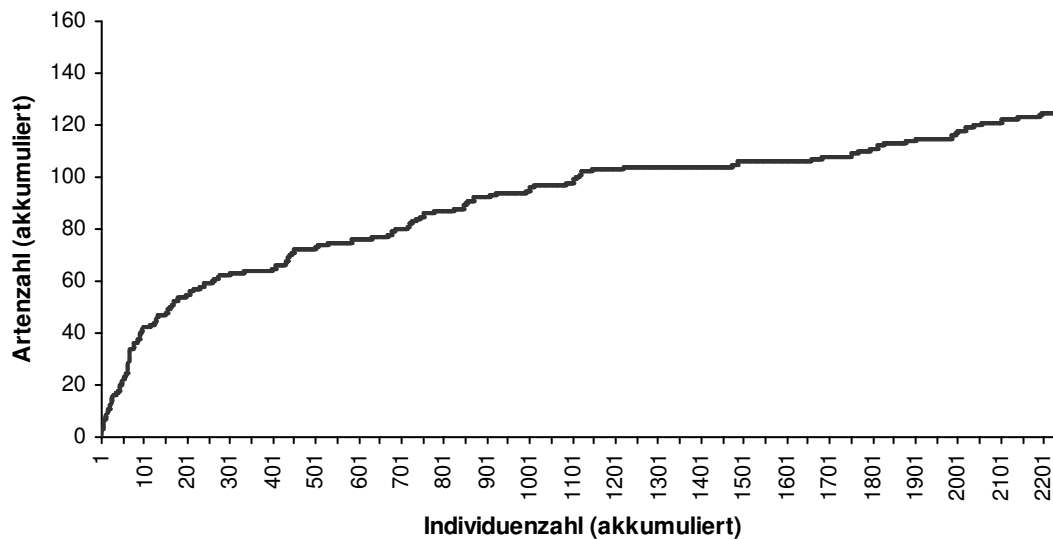


Abb. 17: Artenakkumulationskurve für den Strukturtyp ‚Anthropogen beeinflusster Schluchtwald tieferer Lagen‘ (264 Beobachtungstage)

Die beiden Artenakkumulationskurven für die Strukturtypen ‚Primärer Schluchtwald tieferer Lagen‘ (Abb. 18) und ‚Reste von Schluchtwald tieferer Lagen‘ (Abb. 19) zeigen bei 76 Arten eine Stagnation des Anstiegs. Auch bei einem insgesamt deutlich kürzeren Beobachtungszeitraum als in den beiden oben auf-

geführten Waldstrukturtypen, kann angenommen werden, dass die Gesamtartenzahl bei längerer Beobachtung nicht mehr erheblich angestiegen wäre. Dies gilt insbesondere für die ‚Reste von Schluchtwald tieferer Lagen‘, in welchen aufgrund ihrer isolierten Lage und ihres geringen Strukturreichtums weniger Vogelarten vorkommen dürften als in den größeren Waldgebieten auf der anderen Talseite des Río San Francisco.

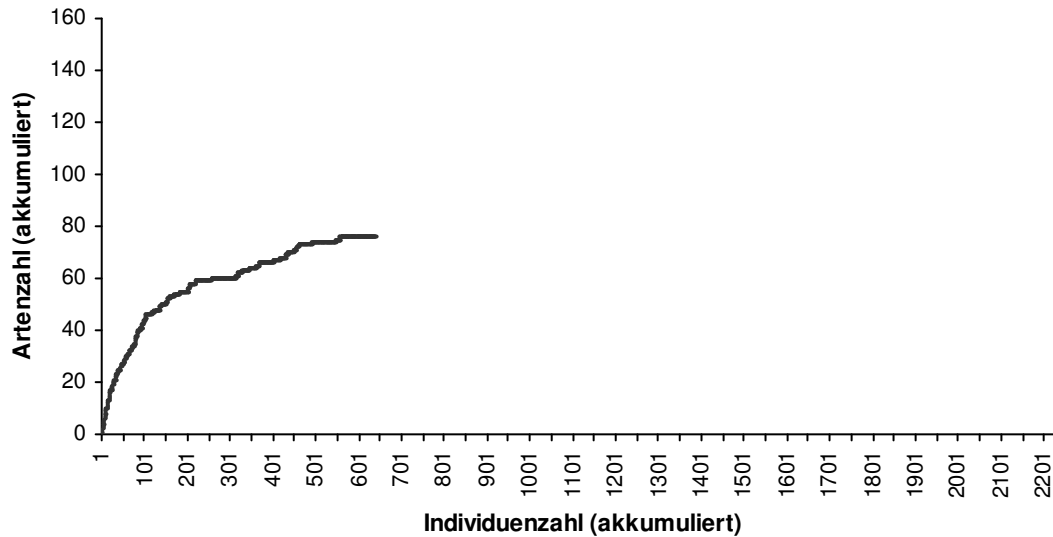


Abb. 18: Artenakkumulationskurve für den Strukturtyp ‚Primärer Schluchtwald tieferer Lagen‘ (63 Beobachtungstage)

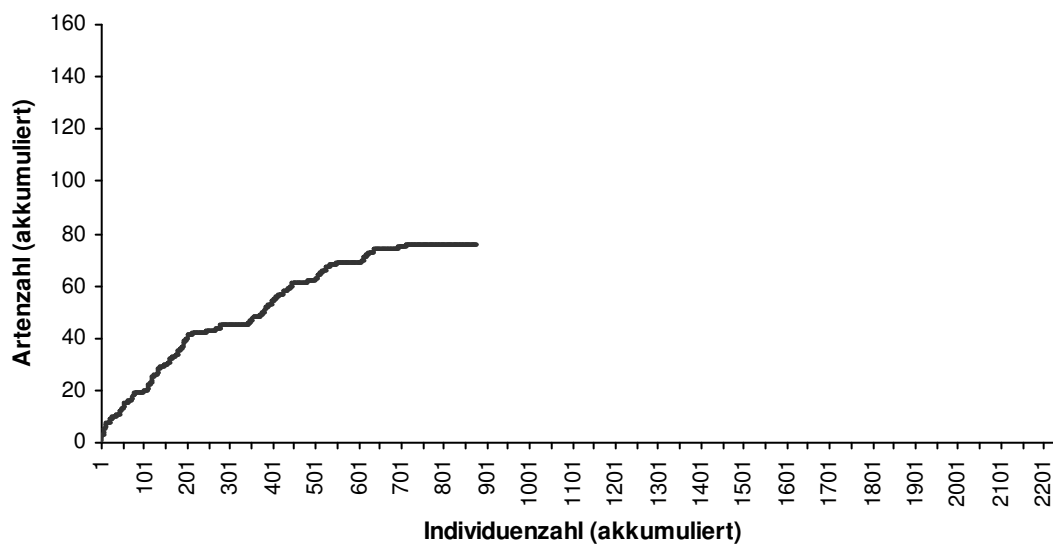


Abb. 19: Artenakkumulationskurve für den Strukturtyp ‚Reste von Schluchtwald tieferer Lagen‘ (49 Beobachtungstage)

Die Artenakkumulationskurven der beiden Gratwaldtypen zeigen noch keine deutliche Sättigung der Artenzahlen. Während die Kurve des Strukturtyps ‚Primärer Gratwald tieferer Lagen‘ bereits etwas flacher wird (Abb. 20), scheint die Kurve für den ‚Primären Gratwald höherer Lagen‘ noch anzusteigen (Abb. 21). In diesen beiden Fällen wären durch weitere Beobachtungen vermutlich noch weitere Arten zur Gesamtzahl hinzugekommen.

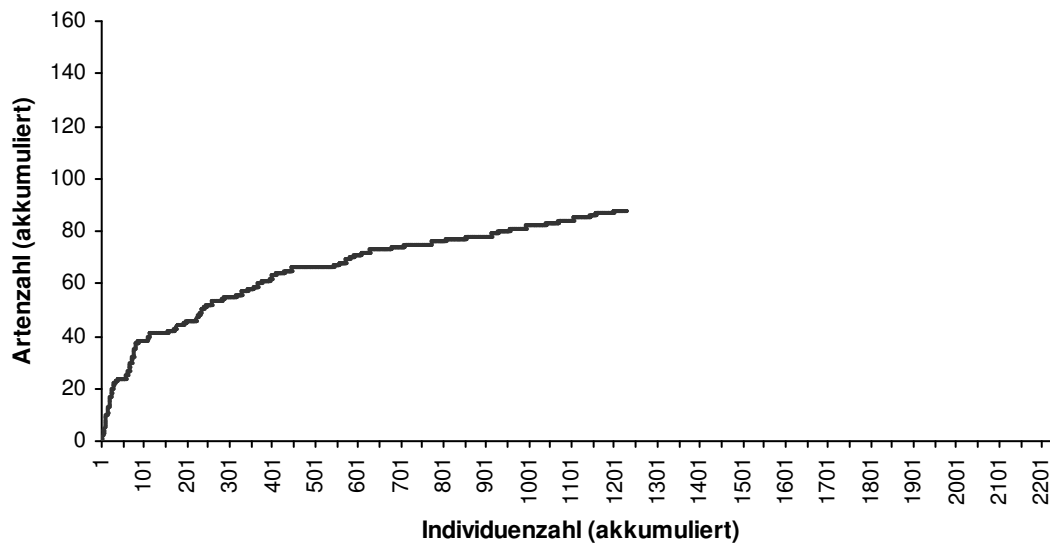


Abb. 20: Artenakkumulationskurve für den Strukturtyp ‚Primärer Gratwald tieferer Lagen‘ (166 Beobachtungstage)

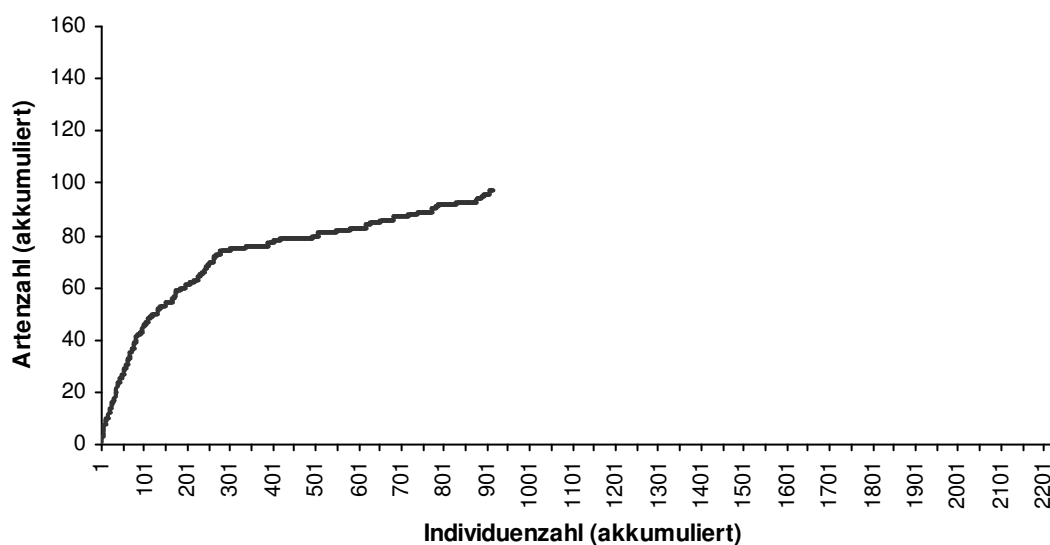


Abb. 21: Artenakkumulationskurve für den Strukturtyp ‚Primärer Gratwald höherer Lagen‘ (80 Beobachtungstage)

3.2.2 ARTENREICHTUM

3.2.2.1 Nachgewiesener Artenreichtum

In Abb. 22 ist der Artenreichtum aller untersuchten Waldstrukturtypen dargestellt. Es handelt sich hier um die Gesamtartenzahlen der Strukturtypen, die durch Punkt-Stop-Beobachtungen und Netzfänge an den jeweiligen Beobachtungspunkten nachgewiesen werden konnten, bzw. um die Mittelwerte aus den Daten dieser Beobachtungspunkte. Es zeigt sich, dass die höchsten Gesamtartenzahlen (mit Werten zwischen 57 und 68) in den primären Schlucht- und Gratwaldtypen sowie in den Strukturtypen ‚Waldrand tieferer Lagen‘ und ‚Anthropogen beeinflusster Schluchtwald tieferer Lagen‘ zu finden sind. Deutlich geringere Artenzahlen finden sich dagegen in den Waldresten und im Strukturtyp ‚Primärer Schluchtwald höherer Lagen‘. Letzterer konnte im Laufe der Untersuchung aufgrund seiner Unzugänglichkeit nicht so häufig aufgesucht werden wie die anderen Strukturtypen, was die geringere Zahl nachgewiesener Arten erklärt. In den Waldresten kommen vermutlich wegen ihres geringeren Strukturreichtums sowie ihrer Entfernung zu den intakten primären Waldgebieten weniger Arten vor als in diesen.

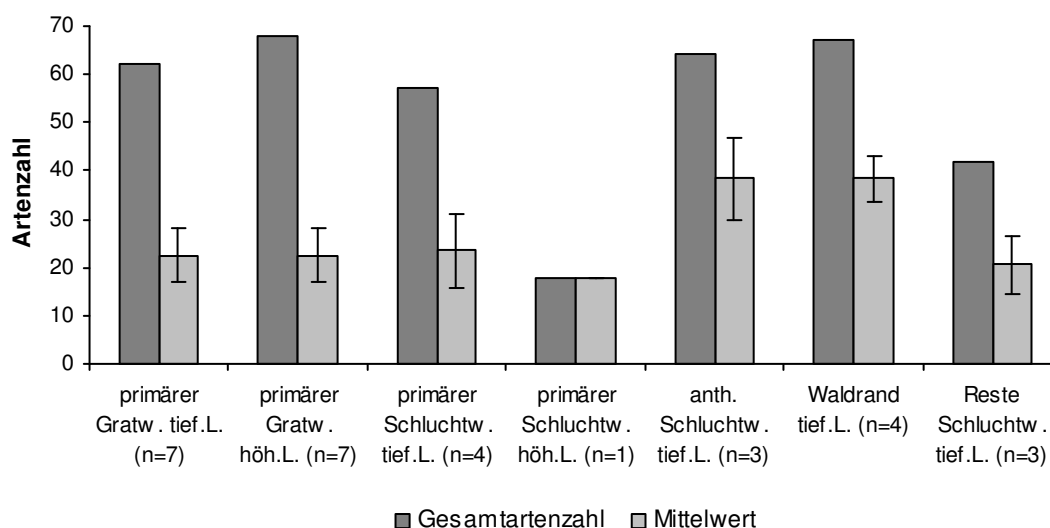


Abb. 22: Artenreichtum der untersuchten Waldstrukturtypen

Betrachtet man die Mittelwerte des Artenreichtums der verschiedenen Strukturtypen, ändert sich das Bild ein wenig. Die höchsten Mittelwerte des Artenreichtums finden sich in den Strukturtypen ‚Anthropogen beeinflusster Schluchtwald tieferer Lagen‘ und ‚Waldrand tieferer Lagen‘.

tieferer Lagen' und ‚Waldrand tieferer Lagen' mit jeweils 38 Arten. Aufgrund ihres Waldrandcharakters zeigen diese beiden Strukturtypen die höchsten Artenzahlen, während die primären Waldstrukturtypen und die Waldreste niedrigere mittlere Artenzahlen zwischen 21 und 24 aufweisen. Aus oben genannten Gründen zeigt auch bei den Mittelwerten der ‚Primäre Schluchtwald höherer Lagen' den geringsten Artenreichtum.

3.2.2.2 Potentieller Artenreichtum

Durch verschiedene nichtparametrische Schätzverfahren lassen sich potentielle Artenzahlen ermitteln, die auf unterschiedlichen Parametern aus dem gesamten Datensatz beruhen. In dieser Untersuchung wurden die auf den Artenabundanz basierenden Schätzverfahren Chao1 und ACE verwendet. Die potentiellen Artenzahlen sind zusammen mit der Zahl tatsächlich nachgewiesener Arten in Abb. 23 für die verschiedenen Waldstrukturtypen dargestellt, wobei der Strukturtyp ‚Primärer Schluchtwald höherer Lagen' hier nicht mit berücksichtigt wurde.

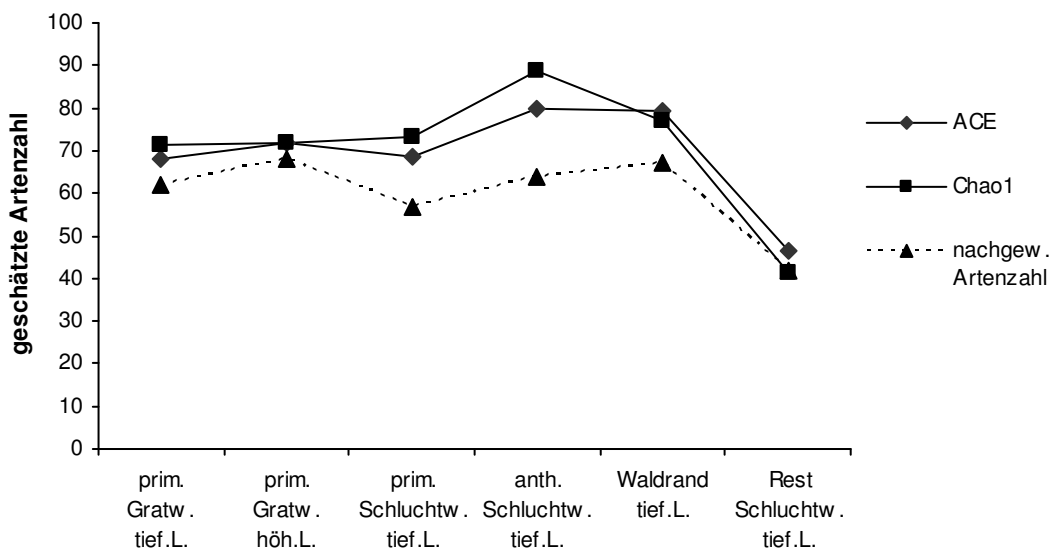


Abb. 23: Potentielle Vogelartenzahlen der Waldstrukturtypen (Schätzverfahren: ACE und Chao1)

Die auf der Artenfrequenz basierenden Schätzmethoden Chao2 und ICE ergeben für alle Strukturtypen unrealistisch hohe potentielle Artenzahlen, während die ebenfalls auf den Artenfrequenzen beruhenden Verfahren Bootstrap und Jack-

knife1 bzw. 2 die Artenzahlen durchgängig unterschätzen. Die potentiellen Artenzahlen dieser Schätzmethoden wurden aus Gründen der Übersichtlichkeit nicht in Abb. 23 dargestellt. In Tab. 6 sind die Schätzwerte von ACE und Chao1 den tatsächlich nachgewiesenen Artenzahlen gegenübergestellt und deren prozentualer Anteil an der potentiellen Artenzahl aufgeführt. Dieser prozentuale Anteil zeigt, dass in nahezu allen Waldstrukturtypen die überwiegende Zahl der Arten nachgewiesen werden konnte. Erwartungsgemäß liegt der Anteil im Strukturtyp ‚Primärer Schluchtwald höherer Lagen‘ bei nur 38% bzw. 27% der potentiellen Artenzahl, was durch die seltene Frequentierung dieses Strukturtyps bedingt ist.

Vergleicht man diese Ergebnisse mit den Artenakkumulationskurven aus Kapitel 3.2.1, so zeigt sich, dass die dort getroffenen Annahmen für die verschiedenen Waldstrukturtypen weitestgehend zutreffen. Der Anteil der nachgewiesenen Arten der beiden primären Gratwaldtypen liegt allerdings nach den Werten in Tab. 6 mit ca. 90% bzw. 94% der potentiellen Artenzahlen sehr hoch, wogegen die Artenakkumulationskurven dafür sprechen, dass durch weitere Beobachtungen und Netzfänge noch weitere Arten zur Gesamtzahl hinzugekommen wären.

Tab. 6: Potentielle und nachgewiesene Vogelartenzahlen der Waldstrukturtypen

Waldstrukturtyp / Schätzmethode	ACE	Chao1	Nachgewiesene Artenzahl (% der geschätzten Artenzahl)
Primärer Gratwald tieferer Lagen	68	71	62 (91 bzw. 87%)
Primärer Gratwald höherer Lagen	72	72	68 (jeweils 94%)
Primärer Schluchtwald tieferer Lagen	68	73	57 (84 bzw. 78%)
Primärer Schluchtwald höherer Lagen	48	67	18 (38 bzw. 27%)
Anthropogen beeinflusster Schluchtwald tieferer Lagen	80	89	64 (80 bzw. 72%)
Waldrand tieferer Lagen	79	77	67 (85 bzw. 87%)
Reste von Schluchtwald tieferer Lagen	46	41	42 (91 bzw. 102%)

3.2.3 INDIVIDUENREICHTUM

Da die verschiedenen Beobachtungspunkte der Punkt-Stop-Methode im Laufe der Untersuchung jeweils bis zu 12 mal besucht wurden, ist es sehr wahrscheinlich, dass an einem Untersuchungspunkt die selben Individuen einer Vogelart bei mehreren Aufenthalten notiert wurden, vor allem dann, wenn es sich um reuertreue Arten handelt. Daher können keine Gesamtindividuenzahlen der verschiedenen Arten für die untersuchten Strukturtypen angegeben werden. Es

können jedoch die maximalen Individuenzahlen der Arten während aller Beobachtungen bzw. Netzfänge an den jeweiligen Beobachtungspunkten ermittelt werden. Diese Individuenmaxima lassen sich dann wiederum für alle untersuchten Waldstrukturtypen vergleichen.

Einige Vogelarten können in mehreren Waldstrukturtypen sehr individuenreich auftreten und sind daher in den folgenden Abbildungen gepunktet dargestellt und ihr Name in Klammern genannt. Dies sind insbesondere die Arten *Aulacorhynchus prasinus* (Ramphastidae), *Columba fasciata* (Columbidae), *Cyanocorax yncas* (Corvidae), *Pionus seniloides* und *P. sordidus* (Psittacidae), welche fast immer in Gruppen auftreten, sowie die Arten *Basileuterus coronatus* (Parulidae), *Henicorhina leucophrys* (Troglodytidae) und *Myadestes ralloides* (Turdidae), die in mehreren Waldstrukturtypen vorkommen und aufgrund ihrer ausgeprägten Gesangsaktivität sehr häufig nachgewiesen werden konnten. Arten, für die als Individuenmaximum lediglich der Wert 1 errechnet wurde, sind in den folgenden Abbildungen nicht dargestellt. Nur diejenigen Arten, die hohe Individuenmaxima (>3) aufweisen, oder typisch für einen bestimmten Strukturtyp sind, wurden in den folgenden Abbildungen namentlich dargestellt, wobei letztere durch Herausrücken besonders hervorgehoben wurden. Die übrigen Signaturen kennzeichnen die jeweiligen Waldstrukturtypen (vgl. Legende in Abb. 33, S. 63).

In Abb. 24 sind die maximalen Individuenzahlen, die durch Punkt-Stop-Beobachtungen oder Netzfänge an den sieben Beobachtungspunkten im Waldstrukturtyp ‚Primärer Gratwald tieferer Lagen‘ ermittelt wurden, dargestellt. Neben den individuenreichen Arten, die in mehreren Strukturtypen vorkamen, zeigt Abb. 24 hohe Individuenmaxima für die Tangaren (Thraupidae) *Iridosornis analis* und *Anisognathus somptuosus*, welche oft in Trupps auf Nahrungssuche gehen, sowie für *Odontophorus speciosus* (Odontophoridae) und *Cinnycerthia olivascens* (Troglodytidae), die sich meistens im Familienverband bewegen. Diese Arten waren aber nicht nur in diesem Waldstrukturtyp anzutreffen. Die hervorgehobene Art *Thamnophilus unicolor* (Thamnophilidae) ist dagegen als typische Art des ‚Primären Gratwaldes tieferer Lagen‘ zu betrachten und trat deshalb mit höheren Werten der Individuenmaxima in Erscheinung. *Pseudocolaptes boissonneautii* (Furnariidae) kam in den beiden primären Gratwaldtypen vor, war jedoch im ‚Primären Gratwald tieferer Lagen‘ häufiger und zeigte hier eine maximale Individuenzahl von vier. *Synallaxis unirufa* (Furnariidae) war überwiegend im ‚Primären Gratwald höherer Lagen‘ anzutreffen, wurde jedoch

am Beobachtungspunkt 11, der im Übergangsbereich der beiden Gratwaldtypen liegt, mit einem Individuenmaximum von zwei nachgewiesen. Auf die Verbreitung derjenigen Arten, die typisch für einen bestimmten Strukturtyp sind, wird in Kapitel 3.3 genauer eingegangen.

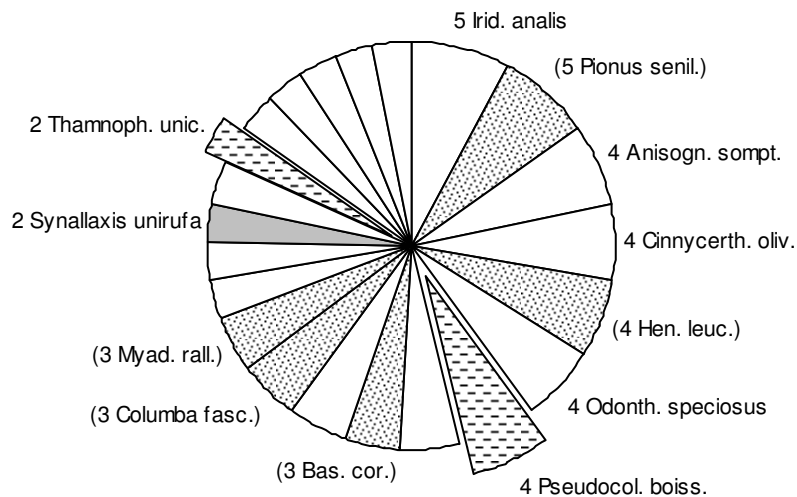


Abb. 24: Maximale Individuenzahlen (>1) im Waldstrukturtyp ‚Primärer Gratwald tieferer Lagen‘ (n = 7)

Abb. 25 zeigt die maximalen Individuenzahlen, die an den sieben Beobachtungspunkten für den Strukturtyp ‚Primärer Gratwald höherer Lagen‘ ermittelt wurden. Auch in diesem Waldstrukturtyp waren die höchsten Individuenzahlen bei denjenigen Arten zu finden, die in mehreren Strukturtypen in Gruppen auftraten. Die Arten *Sericossypha albocristata* (Thraupidae) und *Cinnycerthia unirufa* (Troglodytidae) sind in der Regel in Familiengruppen anzutreffen, was die hohen Individuenzahlen erklärt. Die beiden Tangaren (Thraupidae) *Chlorospingus ophthalmicus* und *Chlorornis riefferii* sowie *Synallaxis unirufa* sind typische Arten des ‚Primären Gratwaldes höherer Lagen‘ und traten daher mit relativ hohen Individuenmaxima auf. *Pseudocolaptes boissonneautii* zeigte in beiden primären Gratwaldtypen hohe maximale Individuenzahlen, da es sich um eine typische Art dieser beiden Strukturtypen handelt. *Hemitriccus granadensis* (Tyrannidae) wurde zwar häufiger im ‚Primären Gratwald tieferer Lagen‘ beobachtet, trat aber im ‚Primären Gratwald höherer Lagen‘ mit einer höheren maximalen Individuenzahl auf.

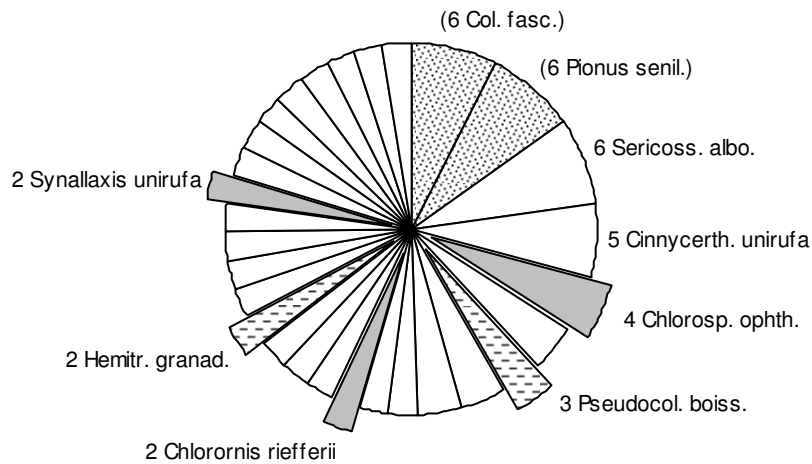


Abb. 25: Maximale Individuenzahlen (>1) im Waldstrukturtyp ‚Primärer Gratwald höherer Lagen‘ (n = 7)

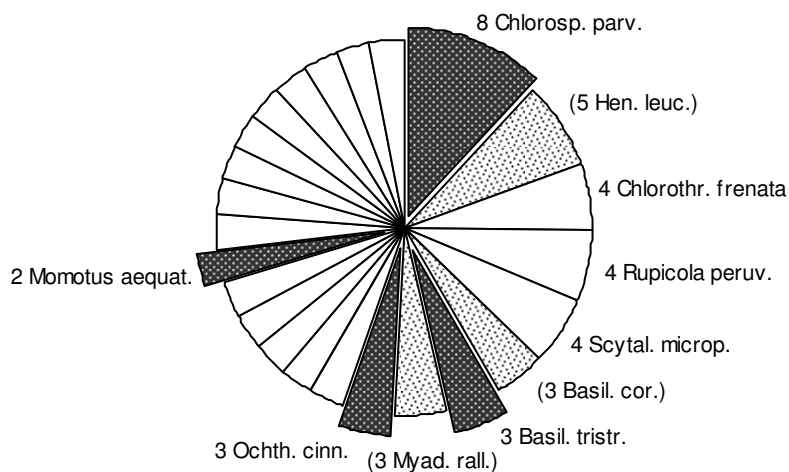


Abb. 26: Maximale Individuenzahlen (>1) im Waldstrukturtyp ‚Primärer Schluchtwald tieferer Lagen‘ (n = 4)

Abb. 26 zeigt die maximalen Individuenzahlen, die an den vier Beobachtungspunkten im Waldstrukturtyp ‚Primärer Schluchtwald tieferer Lagen‘ ermittelt wurden. In diesem Strukturtyp trat *Chlorospingus parvirostris* (Thraupidae) mit maximal acht Individuen als individuenreichste Art hervor. Diese Art kam im Untersuchungsgebiet nur in den verschieden stark vom Menschen beeinflussten Schluchtwäldern tieferer Lagen vor und war in der Regel in Gruppen, oft auch

zusammen mit anderen Arten, anzutreffen. Neben den oben erwähnten Arten, die in mehreren Strukturtypen individuenreich auftraten, kamen in diesem Waldstrukturtyp die Arten *Chlorothraupis frenata* (Thraupidae), *Rupicola peruviana* (Cotingidae) und *Scytalopus micropterus* (Rhinocryptidae) mit hohen Individuenmaxima vor. Während *C. frenata*, ähnlich wie andere Tangarenarten, meist in Gruppen auftrat, handelte es sich bei den vier Individuen von *R. peruviana*, welche durch ihre Rufe nachgewiesen wurden, vermutlich um Männchen, die an einem gemeinsamen Balzplatz (sog. Lek) zusammen gekommen waren, um dort um Weibchen zu werben. Die vier singenden Individuen von *S. micropterus* waren dagegen räumlich relativ weit voneinander entfernt, so dass es sich offenbar um vier einzelne Männchen handelte, die ihre Reviere gesanglich gegeneinander abgrenzten. Mit relativ hohen Individuenmaxima traten hier auch die für die Schluchtwälder tieferer Lagen typischen Arten *Basileuterus tristriatus* (Parulidae), *Ochthoeca cinnamomeiventris* (Tyrannidae) und *Momotus aequatorialis* (Momotidae) auf.

Im Waldstrukturtyp ‚Primärer Schluchtwald höherer Lagen‘ konnte aufgrund seiner Unzugänglichkeit nur ein Beobachtungspunkt eingerichtet werden, an welchem auch keine Netzfänge stattfanden. Der Vollständigkeit halber sollen hier aber auch die Individuenmaxima dieses Strukturtyps dargestellt werden (Abb. 27).

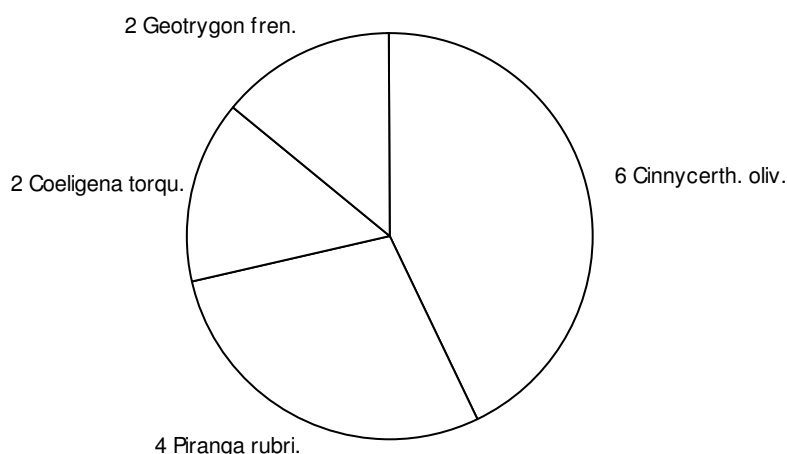


Abb. 27: Maximale Individuenzahlen (>1) im Waldstrukturtyp ‚Primärer Schluchtwald höherer Lagen‘ (n = 1)

Es zeigt sich, dass in diesem Strukturtyp nur vier Arten mit maximalen Individuenzahlen >1 nachgewiesen werden konnten. Hierbei traten *Cinnycerthia olivascens* (Troglodytidae) und *Piranga rubriceps* (Thraupidae) häufig in Familiengruppen auf, was die hohen Individuenmaxima dieser beiden Arten erklärt. *Coeligena torquata* (Trochilidae) und *Geotrygon frenata* (Columbidae) kamen in diesem Strukturtyp dagegen nur mit maximal zwei Individuen vor.

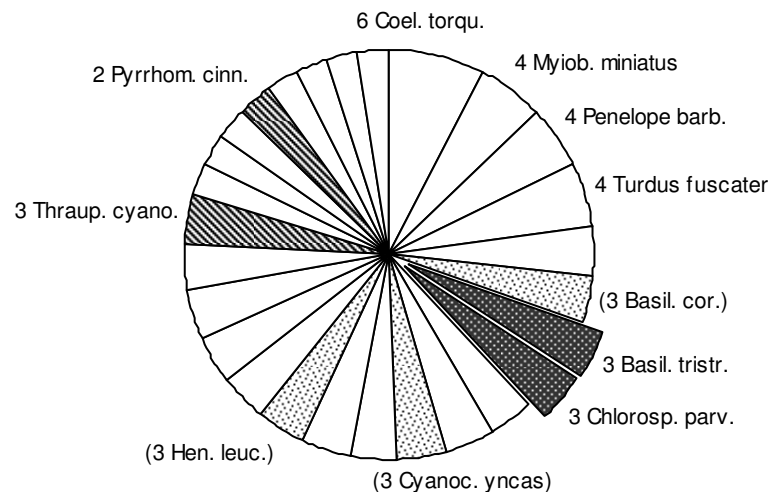


Abb. 28: Maximale Individuenzahlen (>1) im Waldstrukturtyp ‚Anthropogen beeinflusster Schluchtwald tieferer Lagen‘ (n = 3)

In Abb. 28 sind die maximalen Individuenzahlen der drei Beobachtungspunkte im Strukturtyp ‚Anthropogen beeinflusster Schluchtwald tieferer Lagen‘ dargestellt. Auch in diesem Strukturtyp traten mehrere der oben erwähnten Arten mit hohen Individuenmaxima auf. Den höchsten Wert der Individuenmaxima erreichte hier die Kolibriart *Coeligena torquata* (Trochilidae). Die verschiedenen Individuen wurden in einem Netz gefangen, das in unmittelbarer Nähe einer blühenden Fuchsie (*Fuchsia lehmannii* - Onagraceae) stand, welche die Kolibris besonders gern zur Nektarsuche anfliegen. Neben den Arten *Basileuterus tristriatus* und *Chlorospingus parvirostris*, die typisch für die Schluchtwälder tieferer Lagen sind, kamen auch die für den Waldrand typischen Arten *Thraupis cyanocephala* (Thraupidae) und *Pyrrhomyias cinnamomea* (Tyrannidae) mit relativ hohen Individuenmaxima vor, was auf den waldrandähnlichen Charakter dieses Strukturtyps zurückzuführen ist. Die Art *Penelope barbata* (Cracidae) kommt meist in Familienverbänden mit hohen Individuenzahlen vor. Bei den vier Individuen von *Myioborus miniatus* (Parulidae) handelte es sich vermutlich um zwei

Paare die unabhängig voneinander auf Nahrungssuche waren, bei den vier Individuen von *Turdus fuscater* (Turdidae) wurden ein Paar und zwei weitere Individuen getrennt voneinander nachgewiesen. Der Nachweis dieses hohen Individuenmaximums von *T. fuscater* erfolgte am Beobachtungspunkt 1, der einen halboffenen sekundären Schluchtwald tieferer Lagen repräsentiert und somit als Habitat für diese Art besonders geeignet ist.

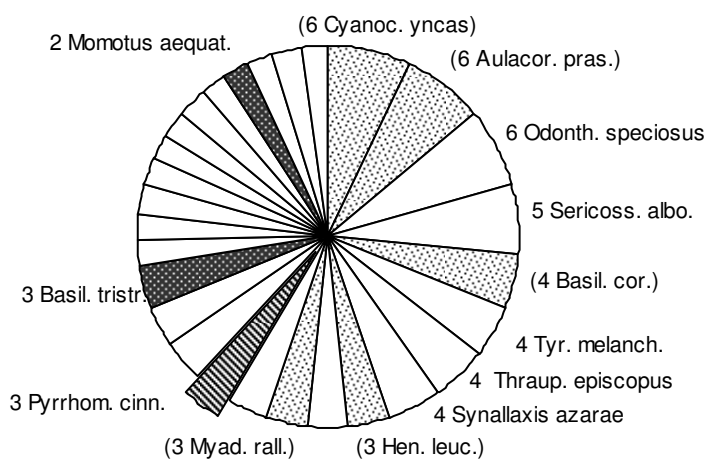


Abb. 29: Maximale Individuenzahlen (>1) im Waldstrukturtyp ‚Waldrand tieferer Lagen‘ (n = 4)

Abb. 29 zeigt die maximalen Individuenzahlen an den vier Beobachtungspunkten des Strukturtyps ‚Waldrand tieferer Lagen‘. Besonders individuenreich traten hier die Arten *Aulacorhynchus prasinus* und *Cyanocorax yncas* auf, die meist in Gruppen vorkommen und auch in anderen Strukturtypen sehr individuenreich nachgewiesen wurden. Auch in diesem Strukturtyp wurde ein Familienverband von *Odontophorus speciosus* mit sechs Individuen beobachtet. Die Tangarenarten *Sericossypha albocristata* und *Thraupis episcopus* wurden mit recht hohen Individuenzahlen in Gruppen nachgewiesen, die nur aus einer Art bestanden. Die vier Individuen von *Tyrannus melancholicus* (Tyrannidae) nutzten die Stromleitung bei Beobachtungspunkt 3 als Anstich für ihre Jagdflüge, die vier rufenden Individuen von *Synallaxis azarae* (Furnariidae) hielten sich dagegen im dichten sekundären Unterwuchs dieser Stromschneise auf. Die für diesen Strukturtyp typische Art *Pyrrhomyias cinnamomea* kam mit maximal drei Individuen vor, die ebenfalls typische Art *Thraupis cyanocephala* wurde dagegen

nur mit maximal einem Individuum nachgewiesen. Beide Arten treten in der Regel allein oder in Paaren auf, was die relativ geringen Individuenmaxima erklärt. Die drei Individuen von *Basileuterus tristriatus*, die in diesem Strukturtyp nachgewiesen wurden, belegen, dass diese Art sich nicht ausschließlich im Schluchtwald tieferer Lagen aufhält, sondern sich auch am Waldrand zeigt. Das gleiche gilt für *Momotus aequatorialis*, der hier mit maximal zwei Individuen nachgewiesen wurde.

Abb. 30 zeigt die maximalen Individuenzahlen der drei Beobachtungspunkte, die auf der anderen Talseite des Río San Francisco in ‚Resten von Schluchtwäldern tieferer Lagen‘ liegen. Hohe Individuenmaxima wurden auch in den Waldresten für diejenigen Arten gefunden, die individuenreich in mehreren Strukturtypen vorkommen können. Zwei der vier Individuen von *Myioborus miniatus* (Parulidae) wurden über ihren Gesang nachgewiesen, zwei weitere Individuen waren als Paar auf Nahrungssuche. Als typische Arten aus anderen Strukturtypen traten hier *Thraupis cyanocephala* und *Pyrrhomyias cinnamomea* mit relativ hohen Individuenzahlen als Waldrandarten auf.

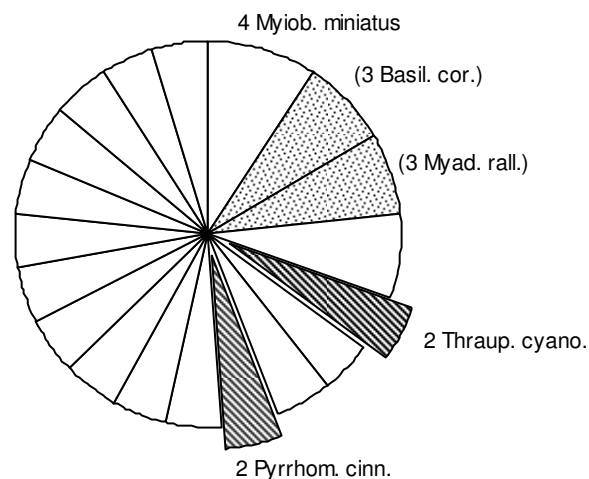


Abb. 30: Maximale Individuenzahlen (>1) im Waldstrukturtyp ‚Reste von Schluchtwald tieferer Lagen‘ (n = 3)

Bei der Betrachtung der Individuenmaxima zeigt sich, dass die Arten, welche als typisch für bestimmte Strukturtypen angesehen werden können, nicht unbedingt diejenigen sind, die mit den meisten Individuen an den Beobachtungspunkten vorkommen. Lediglich *Chlorospingus parvirostris* (Thraupidae) war im Struk-

turtyp ‚Primärer Schluchtwald tieferer Lagen‘ mit acht Individuen vertreten, was darauf zurückzuführen ist, dass diese Art, ebenso wie andere Tangarenarten, oft in Gruppen auftritt.

Die hier ermittelten Individuenmaxima bilden die Grundlage für die folgenden statistischen Berechnungen zu potentielltem Artenreichtum, Rarefaction, α - und β -Diversität.

3.2.4 RAREFACTION UND α -DIVERSITÄT

Mit Hilfe der Rarefaction-Methode nach HURLBERT (1971) und der Berechnung des Diversitätsindex Fisher's α (= William's α) nach FISHER et al. (1943) ist es möglich, den Artenreichtum der Vogelmenschen der verschiedenen Waldstrukturtypen unter Berücksichtigung der Artabundanzen und der Gesamtzahl der beobachteten Individuen zu vergleichen.

3.2.4.1 Rarefaction-Methode

Um den möglichen Einfluss unterschiedlicher Stichprobensituationen auf den Artenreichtum in den verschiedenen Waldstrukturtypen auszuschließen, wurde die Rarefaction-Methode nach HURLBERT (1971) angewendet. Als Basis für die Berechnungen dienten die maximalen Individuenzahlen der 143 Arten, die in den verschiedenen Strukturtypen durch Punkt-Stop-Beobachtungen und Netzfänge nachgewiesen wurden. Für steigende Individuenzahlen (n) wurde berechnet, wie viele Arten $S_{(n)}$ jeweils zu erwarten wären. Als Ergebnis entstanden statistisch geglättete Artenakkumulationskurven, die in Abb. 31 dargestellt sind. Diese Kurven enden jeweils bei der Anzahl tatsächlich nachgewiesener Individuen und der Anzahl aller tatsächlich nachgewiesenen Arten im jeweiligen Waldstrukturtyp. Die höchste Individuenzahl ist im Strukturtyp ‚Waldrand tieferer Lagen‘ mit 126 Individuen bei 67 Arten zu finden, die höchste Artenzahl ist im Strukturtyp ‚Primärer Gratwald höherer Lagen‘ mit 68 Arten bei 118 Individuen anzutreffen. Die größte gemeinsame Individuenzahl (unter Ausschluss des nur selten aufgesuchten Strukturtyps ‚Primärer Schluchtwald höherer Lagen‘) liegt bei 66 Individuen. An diesem Punkt liegen die zu erwartenden Artenzahlen der verschiedenen Strukturtypen zwischen 42 und 47 und damit sehr eng beiein-

ander (Tab. 8). Da die Erwartungswerte dieser Methode nach ACHTZIGER et al. (1992) Diversitätsindizes darstellen, wird im Strukturtyp ‚Primärer Gratwald höherer Lagen‘ die höchste Diversität erreicht, während im Strukturtyp ‚Reste von Schluchtwald tieferer Lagen‘ der niedrigste Diversitätswert zu beobachten ist.

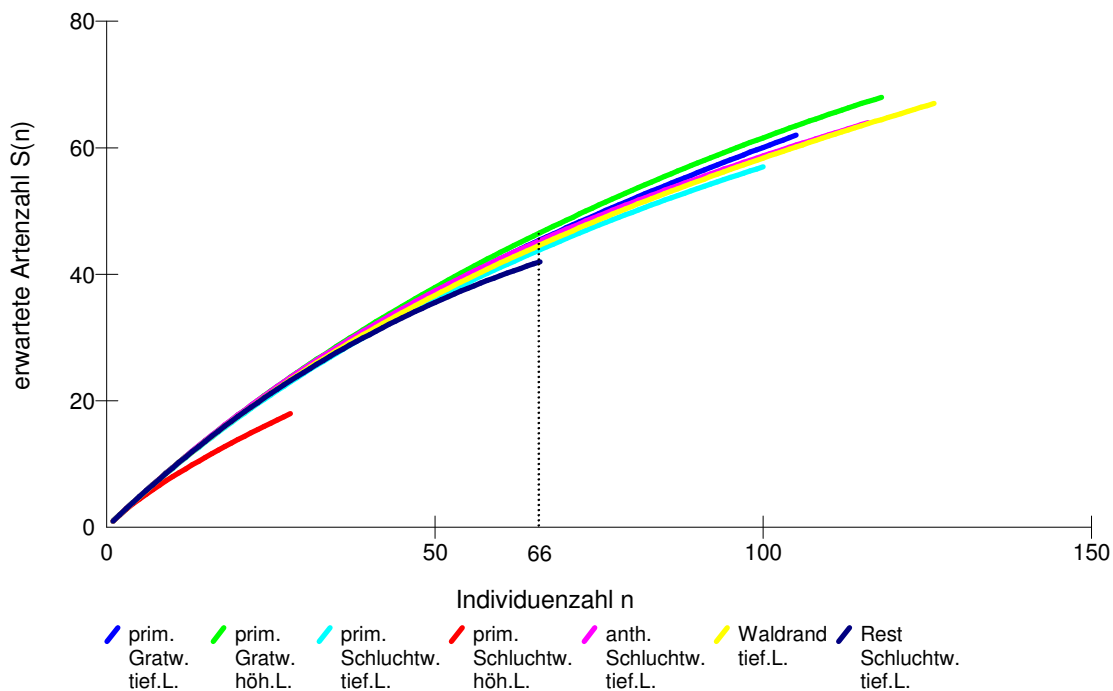


Abb. 31: Rarefaction-Kurven nach Hurlbert (1971) für die Vogelgemeinschaften verschiedener Waldstrukturtypen (die gestrichelte Linie bei 66 Individuen kennzeichnet die zu erwartenden Artenzahlen bei der größten gemeinsamen Individuenzahl)

3.2.4.2 α -Diversität (Fisher's α)

Der Diversitätsindex Fisher's α (= William's α) beruht auf der Verteilung der ‚log-series‘. Daher muss zunächst überprüft werden, welcher Verteilung die beobachtete Rang-Abundanz-Kurve der hier untersuchten Daten entspricht. Hierzu wird über den χ^2 -Anpassungstests (SACHS 1999) die Ähnlichkeit der Verteilungskurven untersucht. Die Nullhypothese dieses Tests besagt, dass die vorliegende Rang-Abundanz-Verteilung nicht der log-serie entspricht. Bei kleinen Werten für χ^2 ergeben sich hohe Wahrscheinlichkeiten für die Ablehnung der

Nullhypothese, so dass in diesem Fall davon ausgegangen werden kann, dass sich die beiden Verteilungen signifikant ähneln. Die ermittelten Werte für χ^2 bei 2 bzw. 1 Freiheitsgraden (entspricht der Anzahl der Klassen -1) sind zusammen mit den Signifikanzniveaus für die Ablehnung der Nullhypothese in Tab. 7 aufgeführt. Die berechneten Werte zeigen, dass die beobachtete Rang-Abundanz-Verteilung weitestgehend der log-serie entspricht. Ausnahmen bilden lediglich der Strukturtyp ‚Anthropogen beeinflusster Schluchtwald tieferer Lagen‘ mit nur 10%iger Wahrscheinlichkeit und der ‚Primäre Gratwald höherer Lagen‘ mit 30%iger Wahrscheinlichkeit der Übereinstimmung. Da sich der Diversitätsindex Fisher's α aber nicht nur für die Fälle eignet, in denen die Abundanzverteilung der log-serie folgt, sondern auch tolerant gegenüber einzelnen Abweichungen ist, konnte die α -Diversität mit diesem Index für alle untersuchten Waldstrukturtypen bestimmt werden. In Abb. 32 sind die ermittelten Diversitätswerte für die Vogelmenschen der verschiedenen Waldstrukturtypen dargestellt.

Tab. 7: χ^2 -Werte und Signifikanzniveaus (FG = Anzahl der Freiheitsgrade) für die Übereinstimmung der beobachteten Rang-Abundanz-Verteilung mit der log-serie

Waldstrukturtyp	χ^2	Signifikanzniveaus nach SACHS (1999)
Primärer Gratwald tieferer Lagen	0.86	p > 70% (2 FG)
Primärer Gratwald höherer Lagen	3.07	p > 30% (2 FG)
Primärer Schluchtwald tieferer Lagen	0.21	p > 90% (2 FG)
Primärer Schluchtwald höherer Lagen	0.02	p > 90% (1 FG)
Anthropogen beeinflusster Schluchtwald tieferer Lagen	4.80	p > 10% (2 FG)
Waldrand tieferer Lagen	1.60	p > 50% (2 FG)
Reste von Schluchtwald tieferer Lagen	0.14	p > 80% (1 FG)

Es ergeben sich Diversitätswerte auf hohem Niveau, die relativ einheitlich sind. Am auffälligsten ist der niedrigste Wert im Strukturtyp ‚Primärer Schluchtwald höherer Lagen‘, in dem ja aber nur ein Beobachtungspunkt aufgesucht und keine Netzfänge durchgeführt werden konnten. Der höchste Wert der α -Diversität wird im ‚Anthropogen beeinflussten Schluchtwald tieferer Lagen‘ erreicht.

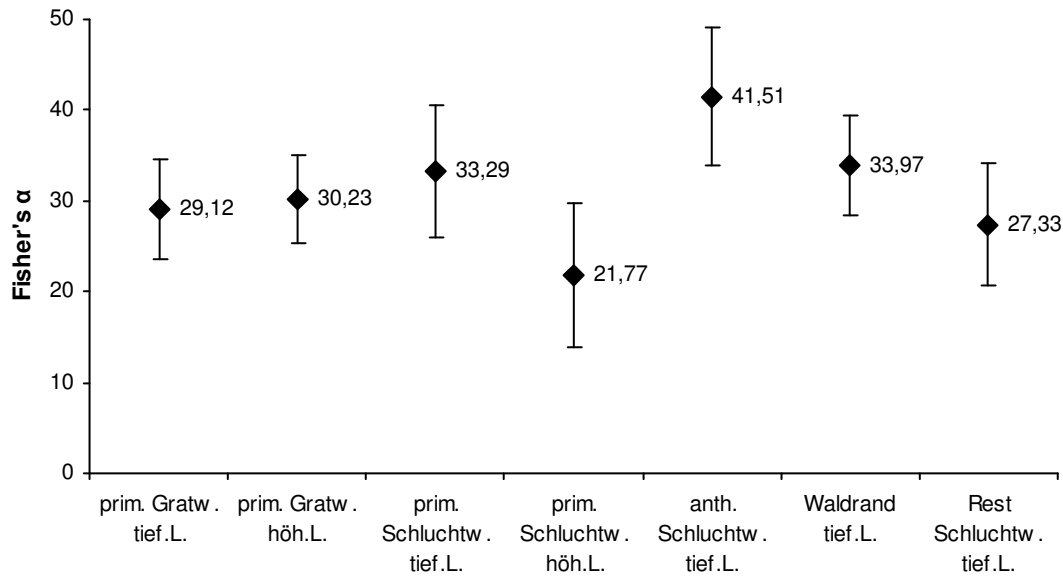


Abb. 32: α -Diversität (Fisher's α) der Vogelgemeinschaften der verschiedenen Waldstrukturtypen

Vergleicht man diese Ergebnisse mit den Schätzwerten der Rarefaction-Analyse, so zeigt sich, dass die Werte nur zum Teil übereinstimmen (Tab. 8). Bei der Rarefaction-Methode wurde der niedrigste Diversitätswert in den ‚Resten von Schluchtwald tieferer Lagen‘ ermittelt. Dies stimmt mit den Werten von Fisher's α überein, wenn der Strukturtyp ‚Primärer Schluchtwald höherer Lagen‘ ausgeschlossen wird. Der höchste Wert der Rarefaction-Analyse liegt im Strukturtyp ‚Primärer Gratwald höherer Lagen‘, welcher bei der Analyse von Fisher's α dagegen nur den vierthöchsten Wert erreicht.

Tab. 8: α -Diversität (Fisher's α) und Schätzwerte der Rarefaction-Analyse für die Vogelgemeinschaften der verschiedenen Waldstrukturtypen

Waldstrukturtyp	Fisher's α	$S_{(n)}$ bei 66 Individuen (Rarefaction)
Primärer Gratwald tieferer Lagen	29,12	45
Primärer Gratwald höherer Lagen	30,23	47
Primärer Schluchtwald tieferer Lagen	33,29	44
Primärer Schluchtwald höherer Lagen	21,77	-
Anthropogen beeinflusster Schluchtwald tieferer Lagen	41,51	45
Waldrand tieferer Lagen	33,97	45
Reste von Schluchtwald tieferer Lagen	27,33	42

3.2.5 AUFENTHALTSPRÄFERENZEN

3.2.5.1 Aufenthaltspräferenzen aller Arten

Um herauszufinden, wie die Vogelmenschen zusammengesetzt sind, die den jeweiligen Artenreichtum der verschiedenen Waldstrukturtypen bedingen, kann man die Habitatpräferenzen der einzelnen Vogelarten untersuchen. Nach Angaben in der Literatur (HILTY & BROWN 1986, RIDGELY & TUDOR 1989, FJELDSÅ & KRABBE 1990, RIDGELY & TUDOR 1994, RIDGELY & GREENFIELD 2001a, b) lassen sich die im Untersuchungsgebiet vorkommenden Vogelarten in Waldarten, Waldrandarten und solche Arten, die sowohl im Wald als auch am Waldrand vorkommen, aufteilen. In Abb. 33 sind diese Habitatpräferenzen der Arten als Mittelwerte dargestellt, wobei nur diejenigen Individuen berücksichtigt wurden, die bei den Punkt-Stop-Beobachtungen oder durch Netzfänge nachgewiesen wurden. In allen untersuchten Waldstrukturtypen überwiegen mit ca. 60-70% diejenigen Vogelarten, die sowohl im Wald als auch am Waldrand vorkommen. Die typischen Waldarten sind vor allem in den primären Waldstrukturtypen anzutreffen und ihre Anzahl nimmt unter menschlichem Einfluss am Waldrand und in den Resten der Schluchtwälder deutlich ab. Dagegen nimmt die Anzahl typischer Waldrandarten vom ‚Primären Schluchtwald tieferer Lagen‘ über die primären Gratwaldtypen zum Waldrand und insbesondere zu den ‚Resten von Schluchtwald tieferer Lagen‘ hin deutlich zu.

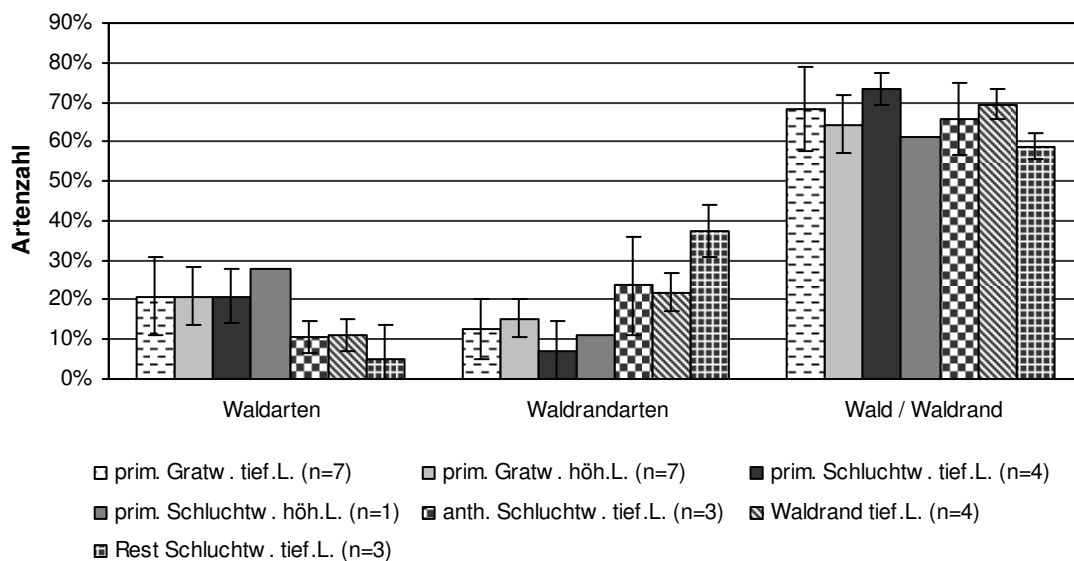


Abb. 33: Habitatpräferenzen der Vogelarten in den verschiedenen Waldstrukturtypen

Der hohe Artenreichtum in den Strukturtypen ‚Anthropogen beeinflusster Schluchtwald tieferer Lagen‘ und ‚Waldrand tieferer Lagen‘ (Abb. 22, S. 49) ist also auf typische Waldrandarten zurückzuführen, die meistens auch in offeneren Bereichen anzutreffen sind und überwiegend störungstolerante Arten darstellen. Die verschiedenen Vogelarten lassen sich auch nach den Höhenstufen gruppieren, in welchen sie überwiegend vorkommen. Der Höhengradient im Untersuchungsgebiet reicht vom Tal des Río San Francisco (1800m N.N.) bis zum Gipfel des Antennenbergs (3150m N.N.). Die Punkt-Stop-Beobachtungen und Netzfänge dieser Untersuchung wurden jedoch nur in einem Bereich zwischen 1870m N.N. (Punkt 1) und 2550m (Punkt 35) durchgeführt. Um für jede Vogelart diejenige Höhenstufe anzugeben, in der sie am häufigsten angetroffen werden konnte, wurde ein gewichteter Mittelwert der Höhenverbreitung berechnet. Hierzu wurden alle Höhen, in denen die Individuen einer Art durch Punkt-Stop-Beobachtungen oder Netzfänge nachgewiesen wurden, aufsummiert und anschließend ein Mittelwert berechnet. Der Datensatz wurde dann in Höhenstufen von 100m gruppiert, um eine differenzierte Darstellung zu ermöglichen. In Abb. 34 sind die so ermittelten Höhenzentren dieser Arten dargestellt, wobei solche Vogelarten, die ausschließlich in Wassernähe leben, und überfliegende Individuen ausgeschlossen wurden. In Abb. 34 wurden auch diejenigen Arten berücksichtigt, die nur in der Sukzessionsfläche am Beobachtungspunkt 39 nachgewiesen wurden, so dass die Artenzahl hier bei 150 liegt.

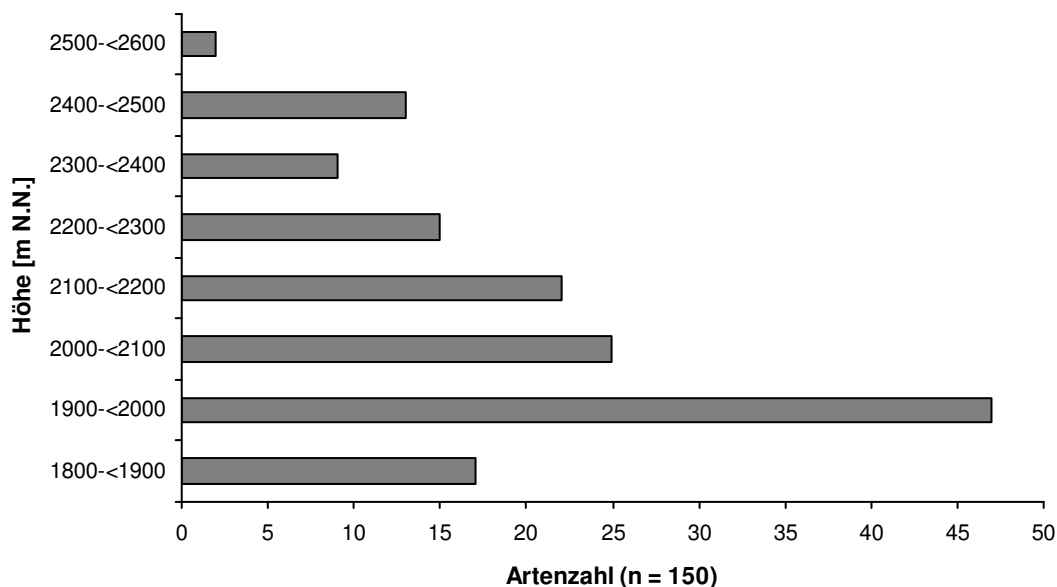


Abb. 34: Verbreitung der Vogelarten entlang des Höhengradienten

Mit 64 Vogelarten kommen mehr als 42% aller Arten in einer Höhe zwischen 1800m und 2000m N.N. vor, wobei der Schwerpunkt mit 47 Arten in der Höhenstufe zwischen 1900m und 2000m N.N. liegt (Abb. 34). Im Untersuchungsgebiet sind in dieser Meereshöhe anthropogen beeinflusste Waldtypen sowie halboffene und offene Sukzessionsstadien anzutreffen. Aufgrund ihrer Lage am Waldrand sind diese Vegetationstypen außerordentlich reich an Vogelarten, da sich hier die Habitate der Waldarten mit denen der Waldrandarten und der Arten der offeneren Bereiche überschneiden. Mit zunehmender Meereshöhe nimmt die Zahl der Vogelarten ab. Im Höhenbereich zwischen 2000m und 2200m N.N. kommen 47 Arten in den verschiedenen Typen primärer Grat- und Schluchtwälder vor. In größeren Höhen schließt sich der ‚Primäre Gratwald höherer Lagen‘ an, der durch die Baumart *Purdiaea nutans* (Cyrillaceae) dominiert wird und seine Waldgrenze in einer Höhe von 2650m N.N. erreicht (HOMEIER 2004). In diesem Waldtyp hatten 39 Vogelarten das Höhenzentrum ihrer Verbreitung.

3.2.5.2 Aufenthaltspräferenzen der Nahrungsgilden

In Abb. 35 sind, wie in Kapitel 3.1.2 beschrieben, diejenigen Vogelarten, die durch Punkt-Stop-Beobachtungen oder Netzfänge nachgewiesen wurden, den jeweiligen Nahrungsgilden zugeordnet und deren Habitatpräferenzen dargestellt. Carnivore Arten sowie solche Arten, die sich überwiegend am oder im Wasser aufhalten, sind hier nicht berücksichtigt. Arten die im Laufe der Untersuchung nur einmal nachgewiesen werden konnten, sind ebenfalls nicht dargestellt. Die omnivoren Arten wurden hier den Frugivoren zugerechnet, da sie bei der Ausbreitung von Früchten und Samen ebenfalls eine wichtige Rolle spielen.

Die überwiegende Zahl der Vogelarten (54% der insectivoren, 74% der frugivoren und 75% der nectarivoren Arten) zählt zu denjenigen, die sowohl im Wald als auch am Waldrand vorkommen können. Bei den Insectivoren sind 18 Arten typische Waldbewohner und 14 Arten kommen am Waldrand vor. Bei den Frugivoren sind dies sieben Arten im Wald und vier Arten am Waldrand. Bei den Nectarivoren ist nur eine typische Waldart anzutreffen und sechs Arten kommen am Waldrand vor. Bei den Granivoren sind es jeweils zwei Arten, die im Wald, am Waldrand bzw. in beiden Habitaten vorkommen.

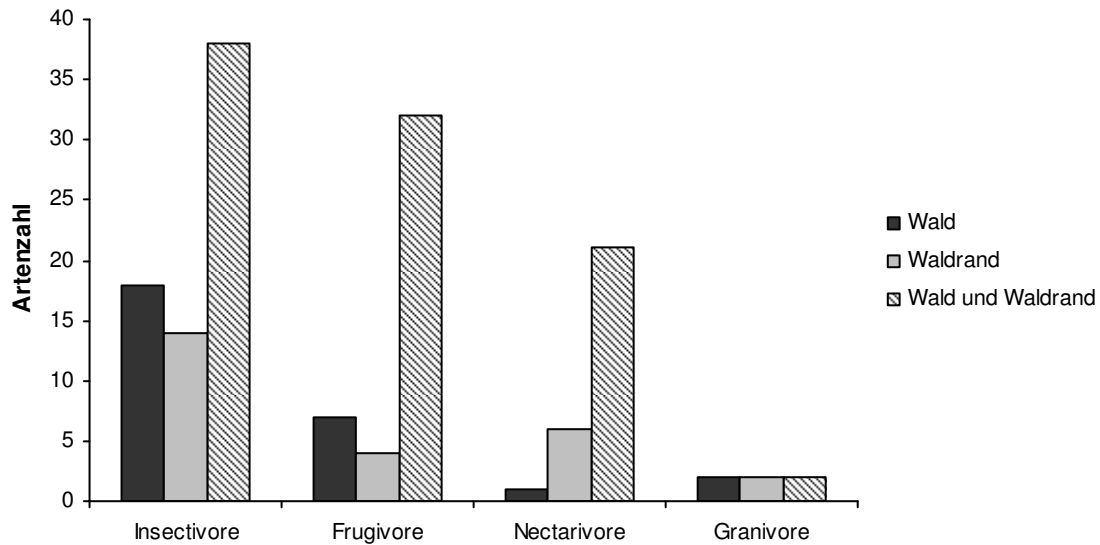


Abb. 35: Habitatpräferenzen der Arten nach Nahrungsgilden

Werden die Arten der verschiedenen Nahrungsgilden, wie bei Abb. 34 beschrieben, nach Höhenstufen gruppiert, erhält man Abb. 36. Auch hier sind nur solche Arten dargestellt, die durch Punkt-Stop-Beobachtungen oder Netzfänge nachgewiesen werden konnten.

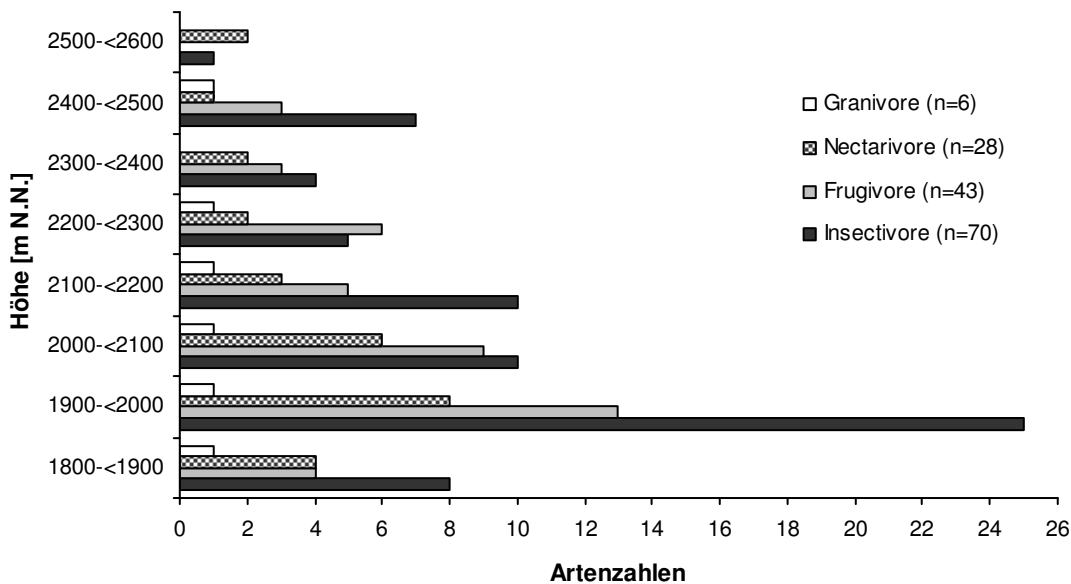


Abb. 36: Verbreitung der Nahrungsgilden entlang des Höhengradienten

Die Verbreitung der Nahrungsgilden entlang des Höhengradienten entspricht im Wesentlichen der Darstellung der Verbreitung aller Vogelarten in Abb. 34. Mit zunehmender Höhe sinken die Artenzahlen, wobei jeweils ca. ein Drittel der

Arten (mit Ausnahme der relativ artenarmen Granivoren) im Bereich zwischen 1900m und 2000m N.N. anzutreffen ist. Die höchsten Artenzahlen zeigen sich in einer Höhe zwischen 1800m und 2000m N.N., einem Bereich, der durch Waldtypen unter anthropogenem Einfluss, Waldränder und offenere Vegetationstypen charakterisiert wird. 33 insectivore, 17 frugivore, 12 nectarivore und zwei granivore Arten wurden überwiegend in diesem Bereich nachgewiesen. In dem Höhenbereich zwischen 2000m und 2200m N.N. sind verschiedene primäre Waldtypen der Grat- und Schluchtwälder anzutreffen, die von PAULSCH, A. (2002) beschrieben werden. In diesen Wäldern kommen 20 insectivore, 14 frugivore, neun nectarivore und zwei granivore Vogelarten vor. Zwischen 2200m und 2600m N.N. ist der durch *Purdiaea nutans* geprägte Gratwaldtyp anzutreffen, in welchem 17 insectivore, 12 frugivore, sieben nectarivore und zwei granivore Arten mit dem Höhenzentrum ihrer Verbreitung nachgewiesen wurden.

Im Folgenden soll die Verbreitung der Arten innerhalb der einzelnen Nahrungsgilden noch genauer dargestellt werden.

3.2.5.2.1 Insectivore

Die Vogelarten, die sich überwiegend von Insekten ernähren, stellen im Untersuchungsgebiet mit 100 Vertretern die größte Nahrungsgilde dar. Sie stammen aus 12 Familien, von denen die Tyrannen (Tyrannidae) mit 37 Arten die artenreichste Familie bilden. In Abb. 37 sind die Habitatpräferenzen der 70 insectivoren Arten, die durch Punkt-Stop-Beobachtungen oder Netzfänge nachgewiesen wurden, nach Familien geordnet dargestellt, wobei nur solche Arten berücksichtigt wurden, die nicht ständig in Wassernähe leben.

Bei allen insectivoren Familien, die mit mehr als einer Art im Untersuchungsgebiet nachgewiesen wurden, überwiegen diejenigen Arten, die im Wald und am Waldrand vorkommen können. Innerhalb der Tyrannen (Tyrannidae) sind dies 12 Arten. Neun weitere Arten dieser Familie sind typisch für den Waldrand und fünf Arten gelten als typische Waldbewohner. Viele Tyrannen sind Ansitzjäger, die vor allem am Waldrand ausreichend hervorstehende Zweige oder Äste finden, von denen aus sie ihre Beute in der Luft jagen können. In dieser Familie finden sich aber auch viele Arten, die sich nicht ausschließlich von Insekten ernähren, sondern auch immer wieder Früchte zu sich nehmen. Sieht man von den Arten ab, die in beiden Habitaten vorkommen können, so finden sich unter den

Insectivoren auch Familien, deren Arten überwiegend im Wald anzutreffen sind. Dies gilt für die Baumsteiger (Dendrocolaptidae) ebenso wie für die Töpfervögel (Furnariidae) und die Bürzelstelzer (Rhinocryptidae). Bei den Familien der Ameisenpittas (Formicariidae), Waldsänger (Parulidae) und Zaunkönige (Troglodytidae) sind die Arten mehr oder weniger gleichmäßig auf den Wald und den Waldrand verteilt.

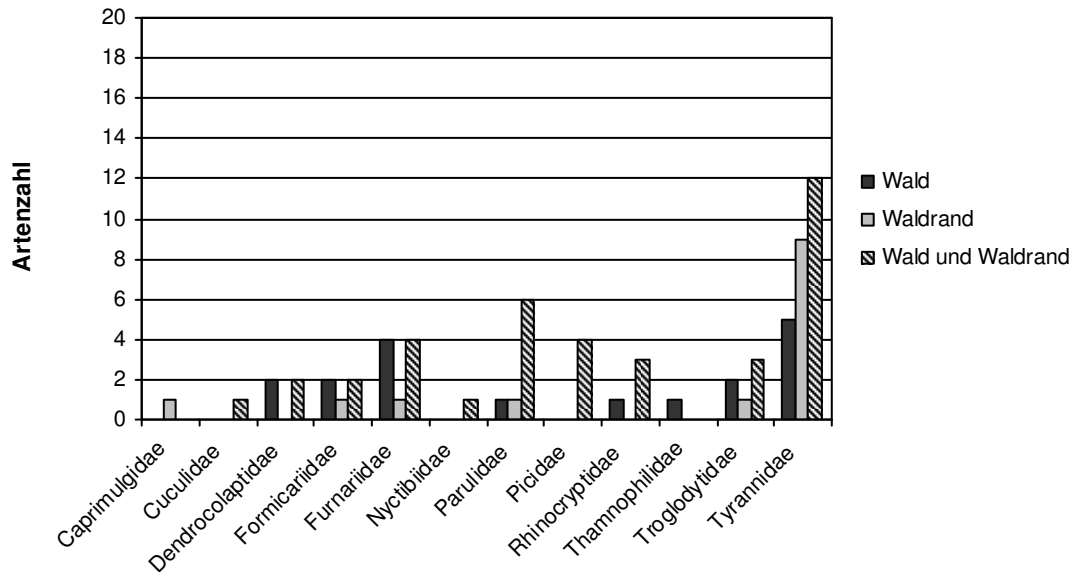


Abb. 37: Habitatpräferenzen insectivorer Arten nach Familien geordnet

3.2.5.2.2 Frugivore

Die 57 Vogelarten im Untersuchungsgebiet, welche sich überwiegend von Früchten ernähren und damit entscheidend zur Samenausbreitung beitragen, stammen aus acht Familien, wobei die Tangaren (Thraupidae) mit 33 Arten die artenreichste Familie in dieser Gilde darstellen. Die sechs omnivoren Arten *Cyanocorax yncas* (Corvidae), *Momotus aequatorialis* (Momotidae), *Aulacorhynchus prasinus* (Ramphastidae), *Nothocercus julius* und *N. bonapartei* (Tinamidae) sowie *Odontophorus speciosus* (Odontophoridae) wurden hier mit zu den Frugivoren gezählt, da sie bei der Ausbreitung von Samen ebenfalls eine wichtige Rolle spielen. Abb. 38 zeigt die Habitatpräferenzen der 43 frugivoren bzw. omnivoren Arten, die durch Punkt-Stop-Beobachtungen und Netzfänge nachgewiesen wurden, nach Familien geordnet.

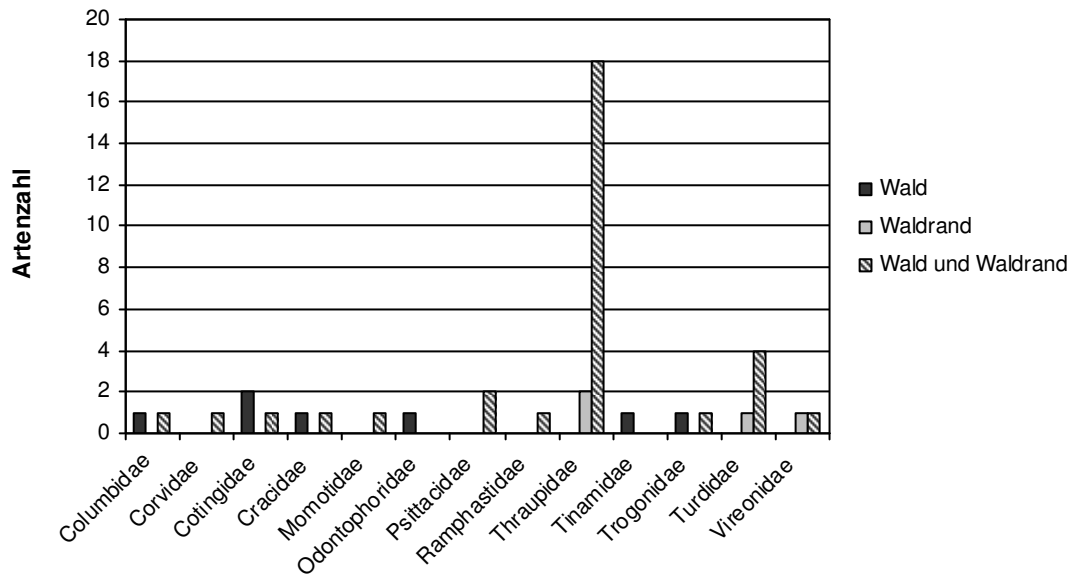


Abb. 38: Habitatpräferenzen frugivorer Arten nach Familien geordnet

Auch bei den frugivoren Familien überwiegen meist diejenigen Arten, die sowohl im Wald als auch am Waldrand vorkommen können. Innerhalb der Tangaren (Thraupidae) sind dies 18 Arten, lediglich zwei weitere Arten sind typisch für den Waldrand. Die meisten der hier nachgewiesenen Arten der Tangaren ernähren sich aber nicht ausschließlich von Früchten, sondern nehmen auch Insekten als Nahrung zu sich. In den Familien der Zahnwachteln (Odontophoridae) und der Steißhühner (Tinamidae) sind im Untersuchungsgebiet nur typische Waldbewohner anzutreffen. Sieht man von den Arten ab, die in beiden Habitaten vorkommen können, überwiegen bei den Drosseln (Turdidae) und den Vireos (Vireonidae) die typischen Arten des Waldrandes, bei den Tauben (Columbidae), Schmuckvögeln (Cotingidae), Hokkohühnern (Cracidae) und Trogonen (Trogonidae) dagegen die Arten des Waldes.

3.2.5.2.3 Nectarivore

Die 35 Vogelarten im Untersuchungsgebiet, die sich überwiegend von Blütennektar ernähren, entstammen lediglich zwei Familien. Dies sind die Kolibris (Trochilidae) und sechs Arten von Hakenschnäbeln (Gattungen *Diglossa* und *Diglossopsis*) aus der Familie der Tangaren (Thraupidae). Letztere gelten als sog. Nektarräuber, da sie die Blütenböden anstecken und so an den Nektar gelangen,

ohne die Blüte zu bestäuben. Sie ernähren sich aber auch von Früchten und Insekten. Im Untersuchungsgebiet konnten 29 Kolibriarten nachgewiesen werden, welche die Blüten einer Vielzahl ornithophiler Pflanzen im Wald, am Waldrand und in den offeneren Bereichen bestäuben. Nach DZIEDZIOCH (2001) gehören die meisten kolibribesuchten Pflanzen zu Epiphyten und Phanerophyten der Familien Bromeliaceae, Orchidaceae und Ericaceae. Viele Arten der Kolibris sind auch dafür bekannt, ihre Nektarnahrung durch den Fang von Insekten und Spinnen zu ergänzen. In Abb. 39 sind die Habitatpräferenzen der 28 nectarivoren Arten, die durch Punkt-Stop-Beobachtungen und Netzfänge nachgewiesen wurden, nach Familien geordnet dargestellt.

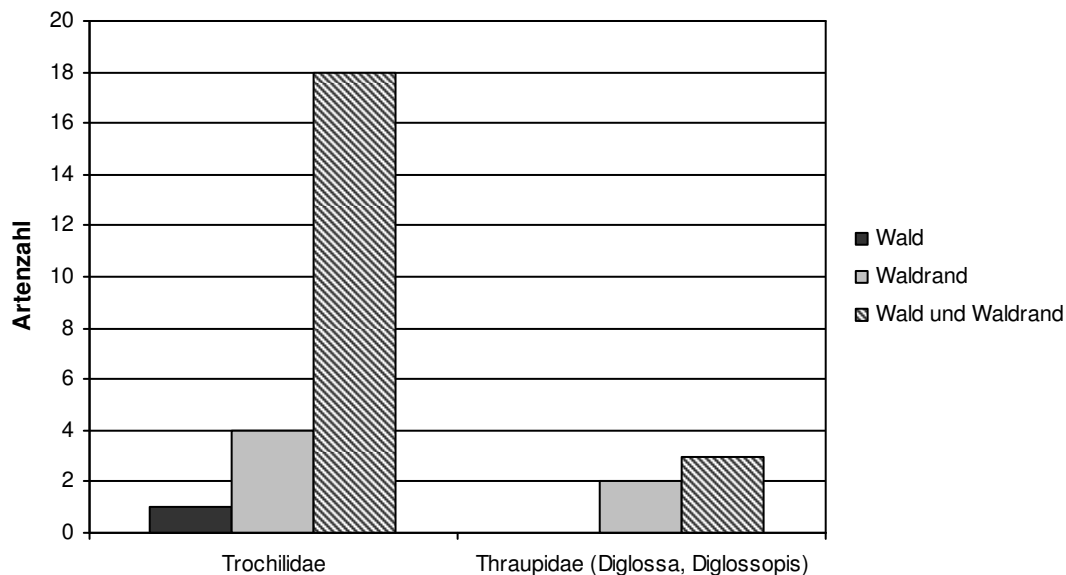


Abb. 39: Habitatpräferenzen nectarivorer Arten nach Familien geordnet

Mit 18 Arten überwiegen auch bei den Kolibris diejenigen Arten, die sowohl am Waldrand als auch im Wald vorkommen können. Nur eine Art (*Phaethornis syrmatorphorus*) ist als typischer Waldbewohner zu bezeichnen, vier Arten sind typische Waldrandarten. Bei den Hakenschnäbeln der Gattungen *Diglossa* und *Diglossopsis* sind ebenfalls zwei typische Waldrandarten anzutreffen, die übrigen drei Arten können in beiden Habitaten vorkommen. Insgesamt sind die Nectarivoren somit häufiger am Waldrand anzutreffen (vgl. Abb. 33), was sicherlich auf ein höheres Blütenangebot ornithophiler Pflanzenarten und damit ein höheres Nahrungsangebot zurückzuführen ist.

3.2.5.2.4 Granivore

Die 11 Vogelarten im Untersuchungsgebiet, die sich überwiegend von Körnern und Samen ernähren, stammen aus drei Familien. Die Familie der Ammern (Emberizidae) stellt hierbei mit sieben Arten den größten Anteil. In Abb. 40 sind die Habitatpräferenzen der sechs granivoren Arten, die durch Punkt-Stop-Beobachtungen und Netzfänge nachgewiesen wurden, nach Familien geordnet dargestellt.

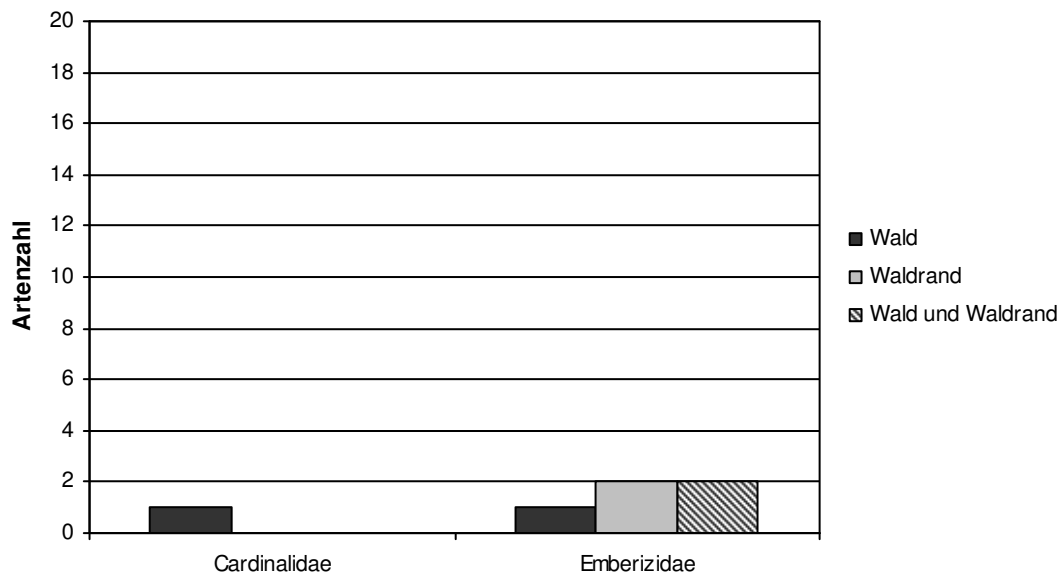


Abb. 40: Habitatpräferenzen granivorer Arten nach Familien geordnet

Die beiden Arten *Saltator cinctus* (Cardinalidae) und *Buarremon brunneinucha* (Emberizidae) sind typische Waldarten. Beide Arten wurden jedoch nur ein einziges Mal im Untersuchungsgebiet nachgewiesen. Zwei Arten können sowohl im Wald als auch am Waldrand vorkommen und zwei weitere Arten sind typische Waldrandarten, wobei *Zonotrichia capensis* (Emberizidae) sogar als Art des halboffenen bis offenen Geländes gilt und auch in menschlichen Siedlungen anzutreffen ist.

3.2.5.3 Aufenthaltspräferenzen ausgewählter Familien

Die verschiedenen Vogelarten stellen sehr unterschiedliche Ansprüche an ihre Habitate. Diese sind bisher jedoch noch nicht für alle Arten der neotropischen

Vogelwelt genauer untersucht und beschrieben worden. Im Untersuchungsgebiet lassen sich die Aufenthaltspräferenzen der Arten grob beschreiben, wie dies in den vorangegangenen Kapiteln geschehen ist. Die Vogelarten bestimmter Familien können nach ihren bevorzugten Aufenthaltsbereichen gruppiert werden. Dies ist z.B. für die überwiegend bodenlebenden und insectivoren Familien der Ameisenpittas (Formicariidae) und der Bürzelstelzer (Rhinocryptidae) sowie für die artenreichen nectarivoren Kolibris (Trochilidae), die frugivoren Tangaren (Thraupidae) und die insectivoren Tyrannen (Tyrannidae) möglich. Auf diese Familien wird im Folgenden näher eingegangen.

3.2.5.3.1 Ameisenpittas (Formicariidae) und Bürzelstelzer (Rhinocryptidae)

In Tab. 9 sind die Arten der Gattungen *Grallaria* und *Grallaricula* der Formicariidae mit ihrer im Untersuchungsgebiet beobachteten Verbreitung und den Angaben zu Meereshöhe (in Klammern) und Habitat aus RIDGELY & GREENFIELD (2001a, b) dargestellt.

Tab. 9: Verbreitung der Gattungen *Grallaria* und *Grallaricula* (Formicariidae) im Untersuchungsgebiet (Höhenangaben aus Literatur in Klammern)

Artnamen	deutscher Name	Verbreitung [m N.N.] (Lit.)	Habitat (Lit.)
<i>Grallaria guatemalensis</i>	Schuppenkopf-Ameisenpitta	1820 (bis 2000)	Wald, Sekundärvegetation
<i>Grallaria rufula</i>	Einfarb-Ameisenpitta	1950 (2200-3300)	Wald, Waldrand, Bambus, Bachnähe
<i>Grallaria hypoleuca</i>	Rotrücken-Ameisenpitta	1890-2310 (1400-2200)	Waldrand, störungstolerant
<i>Grallaria ruficapilla</i>	Rostkappen-Ameisenpitta	2070-2100 (1900-3100)	Wald, Waldrand, störungstolerant
<i>Grallaria nuchalis</i>	Rotkopf-Ameisenpitta	2310-2550 (2000-3000)	Wald, Bambus
<i>Grallaricula nana</i>	Grauscheitel-Stelzling	2260-2550 (2000-2900)	Wald, Bambus
<i>Grallaria quitensis</i>	Berg-Ameisenpitta	2720 (3000-4500)	Páramo, Waldrand

Das Verbreitungsgebiet von *Grallaria guatemalensis* liegt mit einer maximalen Meereshöhe von 2000m N.N. tiefer als das der anderen hier beschriebenen Arten. Diese Art wurde im Untersuchungsgebiet nur einmal in der Nähe des Río San Francisco in einer Höhe von 1820m N.N. nachgewiesen. Die beiden Arten *G. hypoleuca* und *G. ruficapilla* gelten als störungstolerant und kommen über-

wiegend am Waldrand vor. Nach Literaturangaben ist *G. hypoleuca* eher in den tiefer gelegenen Bereichen bis 2200m N.N. anzutreffen, während sich *G. ruficapilla* auch in Höhenlagen bis über 3000m N.N. aufhalten kann (RIDGELY & GREENFIELD 2001b). Die Nachweise dieser beiden Arten im Untersuchungsgebiet überlappen hinsichtlich der Meereshöhe, aber beide Arten wurden ausschließlich in Waldrandbereichen angetroffen. *G. rufula*, *G. nuchalis* und *Grallaricula nana* bevorzugen nach RIDGELY & GREENFIELD (2001a) Bambus oder dichten Unterwuchs im Bergregenwald. Im Untersuchungsgebiet wurde *G. rufula* nur einmal in Bachnähe am Beobachtungspunkt 29 in einer Höhe von 1950m N.N. nachgewiesen, die beiden anderen Arten kamen dagegen beide in einer Höhe zwischen ca. 2300m und 2550m N.N. vor. In dieser Höhenstufe trifft man nach PAULSCH, A. (2002) den Waldstrukturtyp ‚Primärer Gratwald höherer Lagen‘ an, der im Unterwuchs allerdings keinen Bambus aufweist. Dagegen überwiegen hier Gräser, Scheibenblumengewächse (Cyclanthaceae) und bodenlebende Bromelien, die für eine Bodendeckung von 70% und somit einen sehr dichten Unterwuchs sorgen (PAULSCH, A. 2002). Dieses Habitat scheinen *G. nuchalis* und *Grallaricula nana* zu besiedeln, obwohl hier keine dichten Bambusdickichte anzutreffen sind. In den höchsten Lagen des Untersuchungsgebietes wurde schließlich die Art *G. quitensis* nachgewiesen, welche die Waldgrenze und den anschließenden Páramo besiedelt.

Tab. 10 zeigt die Arten der Gattungen *Scytalopus* und *Myornis* der Rhinocryptidae (Systematik nach KRABBE & SCHULENBERG 2003) mit ihrer im Untersuchungsgebiet beobachteten Verbreitung und den Angaben zu Meereshöhe (in Klammern) und Habitat aus RIDGELY & GREENFIELD (2001a, b).

Tab. 10: Verbreitung der Gattungen *Scytalopus* und *Myornis* (Rhinocryptidae) im Untersuchungsgebiet (Höhenangaben aus Literatur in Klammern)

Artnamen	deutscher Name	Verbreitung [m N.N.] (Lit.)	Habitat (Lit.)
<i>Scytalopus micropterus</i>	Rotbauchtapaculo	1870-2550 (1250-2300)	Wald, Waldrand, dichter Unterwuchs, Bachnähe
<i>Scytalopus latrans</i>	Kleiner Einfarbtapaculo	1950-2550 (1900-2450)	Wald, Waldrand, Bambus, dichter Unterwuchs
<i>Scytalopus parkeri</i>	Bambustapaculo	2260 (2250-3150)	Wald, Bambus, dichter Unterwuchs
<i>Myornis senilis</i>	Grautapaculo	2260-2550 (2300-3500)	Wald, Bambus, dichter Unterwuchs

Die beiden Arten *Scytalopus micropterus* und *S. latrans* kommen nach RIDGELY & GREENFIELD (2001b) in tiefer gelegenen Meereshöhen vor als die beiden anderen Arten. Diese beiden Arten leben im dichten Unterwuchs im Wald oder am Waldrand. Nach KRABBE & SCHULENBERG (2003) bevorzugt *S. micropterus* die feuchteren Bereiche mit sehr dichtem Unterwuchs in Bachnähe, während sich *S. latrans* eher in etwas offeneren und nicht zu feuchten Bereichen aufhält. Dies entspricht den Beobachtungen im Untersuchungsgebiet, bei denen *S. micropterus* überwiegend in der Nähe von Bachläufen nachgewiesen wurde. *S. parkeri* und *Myornis senilis* ersetzen die beiden erstgenannten Arten in größeren Meereshöhen. Auch diese beiden Arten bevorzugen den dichten Unterwuchs im Wald oder Bambusdickichte. Während *S. parkeri* nur am Beobachtungspunkt 32 nachgewiesen werden konnte, scheint sich *M. senilis* ebenso wie die beiden oben genannten Arten der Ameisenvögel überwiegend im dichten Unterwuchs des ‚Primären Gratwaldes höherer Lagen‘ aufzuhalten.

Die Aufteilung dieser Arten auf verschiedene Höhenbereiche und Habitate lässt sich allerdings nicht ohne weiteres mit den von PAULSCH, A. (2002) erhobenen Strukturparametern erklären. Dies liegt unter anderem daran, dass sowohl die Ameisenpittas als auch die Bürzelstelzer sehr schlecht zu beobachten sind und in der Regel nur über ihre Gesänge und Rufe nachgewiesen werden können. Insofern ist über ihre Lebensgewohnheiten und Habitatansprüche noch recht wenig bekannt. Bei FJELDSÅ & KRABBE (1990, S. 422 f.) wird dies treffend für die Bürzelstelzer (Rhinocryptidae) beschrieben: „Alone or in pairs they forage in the darkest, dampest and densest parts of the undergrowth, often on the ground, only reluctantly take to the wing and are extremely difficult to observe.“ In dieser Familie ist die Beschreibung der Arten noch immer nicht endgültig abgeschlossen, zumal sich zwischen manchen Arten offenbar auch Hybriden bilden. Aber auch in der Gattung *Grallaria* der größeren Ameisenpittas (Formicariidae) wurde erst im Jahr 1997 im Süden des Podocarpus-Nationalparks eine neue Art (*Grallaria ridgelyi*) entdeckt und beschrieben (KRABBE et al. 1999), was auf die versteckte Lebensweise dieser Vögel hinweist.

3.2.5.3.2 Kolibris (Trochilidae)

In dieser Untersuchung konnten 27 Kolibriarten im Untersuchungsgebiet nachgewiesen werden. Die beiden Arten *Chalcostigma herrani* und *Ensifera ensifera* wurden von BRAUN & MATT (pers. Mitt.) bzw. DZIEDZIOCH (2001) zusätzlich

für das Gebiet der ECSF beschrieben. Aus diesen Beobachtungen lassen sich für die 29 Kolibriarten gewichtete Mittelwerte ihrer Höhenverbreitung bestimmen, wie dies bei Abb. 34 beschrieben wurde. Ordnet man diese Mittelwerte der Verbreitung entlang eines Höhengradienten an, ergibt sich Abb. 41.

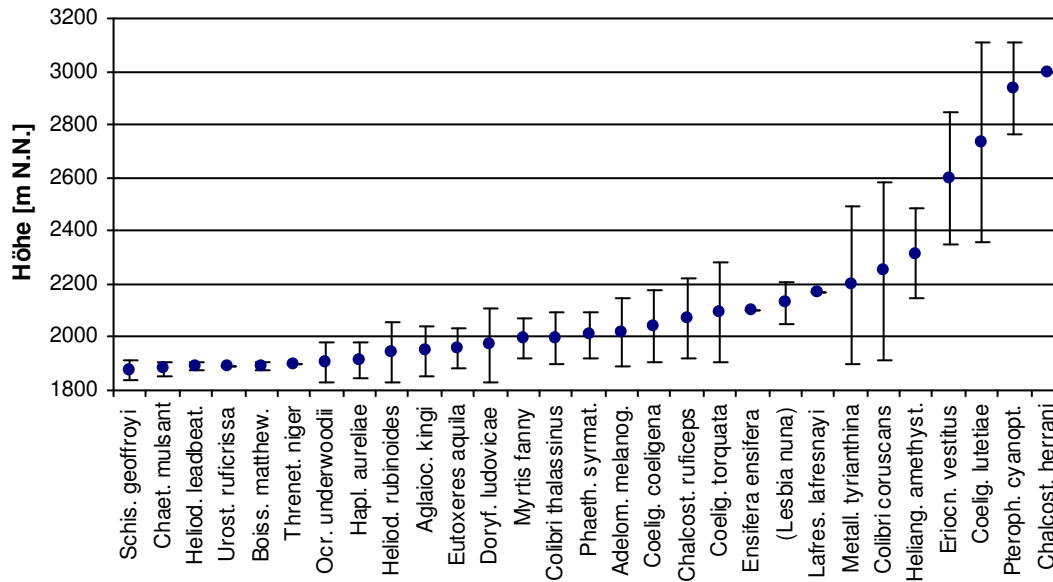


Abb. 41: Verbreitung der Kolibriarten (Trochilidae) entlang des Höhengradienten

Es zeigt sich, dass mit 14 Arten die überwiegende Zahl der Kolibris (48%) ihr Verbreitungszentrum in einer Höhe zwischen 1800m und 2000m N.N. hat. Neun Arten (31%) sind überwiegend in den von primären Grat- und Schluchtwäldern geprägten Höhenstufen zwischen 2000m und 2200m N.N. anzutreffen. In dem darüber anschließenden Gratwald höherer Lagen kommen in einer Höhe zwischen 2200m und 2600m N.N. lediglich drei Arten mit dem Zentrum ihrer Höhenverbreitung vor. Die Art *Helianthus amethysticollis* ist dabei derjenige Kolibri, den man in diesem Waldstrukturtyp am häufigsten beobachten kann. *Lesbia nuna* ist hier in Klammern dargestellt, da diese Art überwiegend am Beobachtungspunkt 39 nachgewiesen wurde, der eine Sukzessionsfläche auf der dem Gratwald gegenüberliegenden Talseite des Río San Francisco darstellt. In der grasartigen Páramo-Vegetation, die sich oberhalb des Gratwaldes anschließt, sind drei weitere Arten überwiegend anzutreffen.

3.2.5.3.3 Tangaren (Thraupidae)

In dieser Untersuchung wurden 34 Tangarenarten im Untersuchungsgebiet nachgewiesen. Weitere Nachweise von BRAUN & MATT (pers. Mitt.) sowie von SCHMID (pers. Mitt.) erhöhen deren Gesamtzahl auf 39 Arten. Abb. 42 zeigt die gewichteten Mittelwerte der Verbreitung entlang des Höhengradienten derjenigen 25 Arten, die durch Punkt-Stop-Beobachtungen oder Netzfänge nachgewiesen werden konnten.

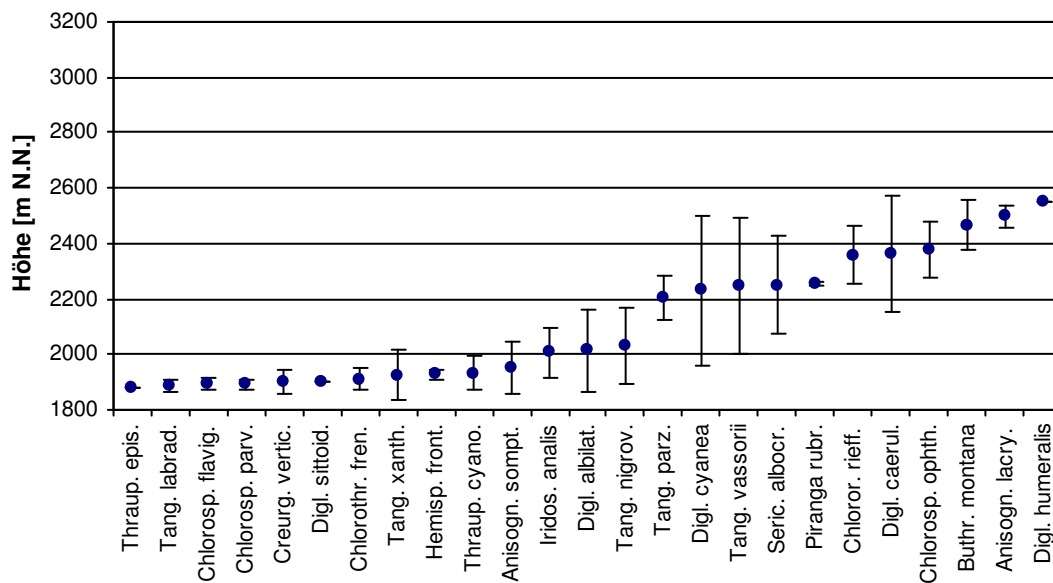


Abb. 42: Verbreitung der Tangarenarten (Thraupidae) entlang des Höhengradienten

11 Tangarenarten (44%) haben ihr Verbreitungszentrum in den anthropogen beeinflussten Schluchtwäldern und den Waldrändern im Höhenbereich zwischen 1800m und 2000m N.N. Zwischen 2000m und 2200m N.N. wurden lediglich drei Arten mit dem Zentrum ihrer Verbreitung in den primären Schlucht- und Gratwäldern nachgewiesen. Weitere 11 Arten kamen überwiegend im Höhenbereich zwischen 2200m und 2600m N.N. vor, also im ‚Primären Gratwald höherer Lagen‘. In diesem Bereich zeigt sich bei einigen Arten eine recht große Amplitude der Meereshöhen, in welchen sie beobachtet wurden.

3.2.5.3.4 Tyrannen (Tyrannidae)

Die insectivoren Tyrannen konnten im Untersuchungsgebiet mit 37 Arten nachgewiesen werden. Die Verbreitung entlang des Höhengradienten der 26 Arten, die durch Punkt-Stop-Beobachtungen oder Netzfänge nachgewiesen werden konnten, zeigt Abb. 43.

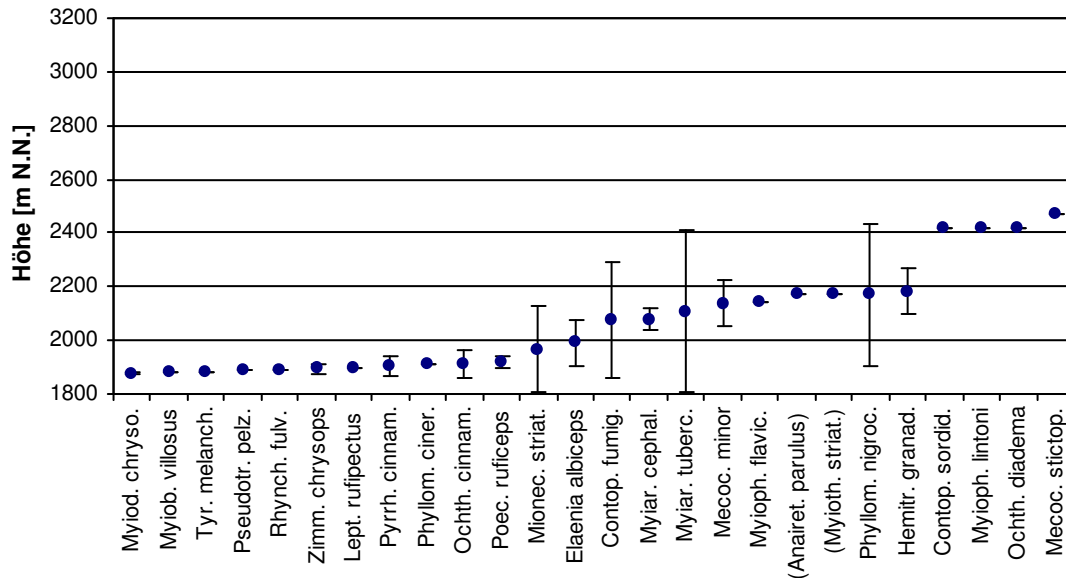


Abb. 43: Verbreitung der Tyrannenarten (Tyrannidae) entlang des Höhengradienten

Mit 13 Arten hat die Hälfte der Tyrannen das Zentrum ihrer Verbreitung in einer Höhe zwischen 1800m und 2000m N.N. Im anschließenden Höhenbereich zwischen 2000m und 2200m N.N. kommen neun Arten mit dem Zentrum ihrer Verbreitung vor, wobei einige dieser Arten recht hohe Amplituden der Meereshöhe zeigen. Im Gratwald höherer Lagen, also zwischen 2200m und 2600m N.N., haben nur vier Arten ihr Verbreitungszentrum, wobei zwischen 2200m und 2400m N.N. eine auffällige Lücke zu bemerken ist (Abb. 43). Die beiden Arten *Anairetes parulus* und *Myiotheretes striaticollis* sind hier in Klammern dargestellt, da sie lediglich am oben bereits erwähnten Beobachtungspunkt 39 nachgewiesen wurden.

Bei den hier vorgestellten Familien lässt sich das Vorkommen der Arten kaum mit den von PAULSCH, A. (2002) erhobenen Strukturparametern der Vegetation in Verbindung bringen. Diejenigen Arten, bei denen dies gelingt, sollen im folgenden Kapitel näher beschrieben werden.

3.3 FUNKTIONALE ZUSAMMENHÄNGE ZWISCHEN DEM VORKOMMEN VON VOGELARTEN UND DER VEGETATIONSSTRUKTUR

Im Laufe der Untersuchung konnten 12 Vogelarten aus sechs Familien nachgewiesen werden, die als Kennarten für einen bestimmten Waldstrukturtyp bezeichnet werden können, da sie überwiegend in diesem vorkommen. In Tab. 11 sind diese Arten mit dem jeweils dazugehörigen Strukturtyp aufgeführt.

Tab. 11: Kennarten verschiedener Waldstrukturtypen

Artname	deutscher Name	Familie	Waldstrukturtyp
<i>Thamnophilus unicolor</i>	Einfarb-Wollrücken	Thamnophilidae	Primärer Gratwald tieferer Lagen
<i>Pseudocolaptes boissonneautii</i>	Andenschopfohr	Furnariidae	Primärer Gratwald (überwiegend) tieferer Lagen
<i>Hemitriccus granadensis</i>	Schwarzkehl-Spateltyrann	Tyrannidae	Primärer Gratwald (überwiegend) tieferer Lagen
<i>Synallaxis unirufa</i>	Rostschlüpfer	Furnariidae	Primärer Gratwald höherer Lagen
<i>Chlorospingus ophthalmicus</i>	Finken-Buschtangare	Thraupidae	Primärer Gratwald höherer Lagen
<i>Chlorornis riefferii</i>	Papageitangare	Thraupidae	Primärer Gratwald höherer Lagen
<i>Basileuterus tristriatus</i>	Dreistreifen-Waldsänger	Parulidae	Schluchtwald tieferer Lagen
<i>Chlorospingus parvirostris</i>	Kurzschnabel-Buschtangare	Thraupidae	Schluchtwald tieferer Lagen
<i>Ochthoeca cinnamomeiventris</i>	Graumanteltyrann	Tyrannidae	Schluchtwald tieferer Lagen
<i>Momotus aequatorialis</i>	Hochland-Motmot	Momotidae	Schluchtwald tieferer Lagen
<i>Pyrrhomyias cinnamomea</i>	Zimttyrann	Tyrannidae	Waldrand (überwiegend) tieferer Lagen
<i>Thraupis cyanocephala</i>	Gelbschenkeltangare	Thraupidae	Waldrand tieferer Lagen

Die folgende Abb. 44 zeigt, wie sich die beobachteten Individuen der jeweiligen Vogelarten auf die verschiedenen Strukturtypen verteilen. Berücksichtigt wurden hierbei alle Artnachweise (Punkt-Stop-Beobachtungen, Netzfänge, Zufallsbeobachtungen), um einen Überblick über die möglichen Aufenthaltsbereiche der Arten zu bekommen. Während *Thamnophilus unicolor* lediglich im ‚Primären Gratwald tieferer Lagen‘ vorkommt, wurden *Pseudocolaptes boissonneautii* und *Hemitriccus granadensis* mit 29% bzw. 20% der Beobachtungen auch im ‚Primären Gratwald höherer Lagen‘ nachgewiesen. *Synallaxis unirufa* wurde überwiegend im ‚Primären Gratwald höherer Lagen‘ beobachtet, wobei die vier Nachweise (7%) im ‚Primären Gratwald tieferer Lagen‘ aus dem Übergangsbereich der beiden Gratwaldtypen stammen. *Chlorospingus ophthalmicus* wurde ausschließlich im ‚Primären Gratwald höherer Lagen‘ nachgewiesen, bei *Chlo-*

rornis riefferii stammen vier Nachweise (9%) aus dem ‚Primären Schluchtwald höherer Lagen‘. *Basileuterus tristriatus*, *Chlorospingus parvirostris*, *Ochthoeca cinnamomeiventris* und *Momotus aequatorialis* sind dagegen typische Arten des Schluchtwaldes tieferer Lagen und wurden in den primären und den anthropogen beeinflussten Typen des Schluchtwaldes angetroffen. *Pyrrhomyias cinnamomea* und *Thraupis cyanocephala* wurden überwiegend an Waldrändern der Schluchtwälder und deren Resten nachgewiesen. Beide Arten wurden aber auch mit 13,3% bzw. 34,3% der Beobachtungen in halboffenen Sukzessionsflächen angetroffen.

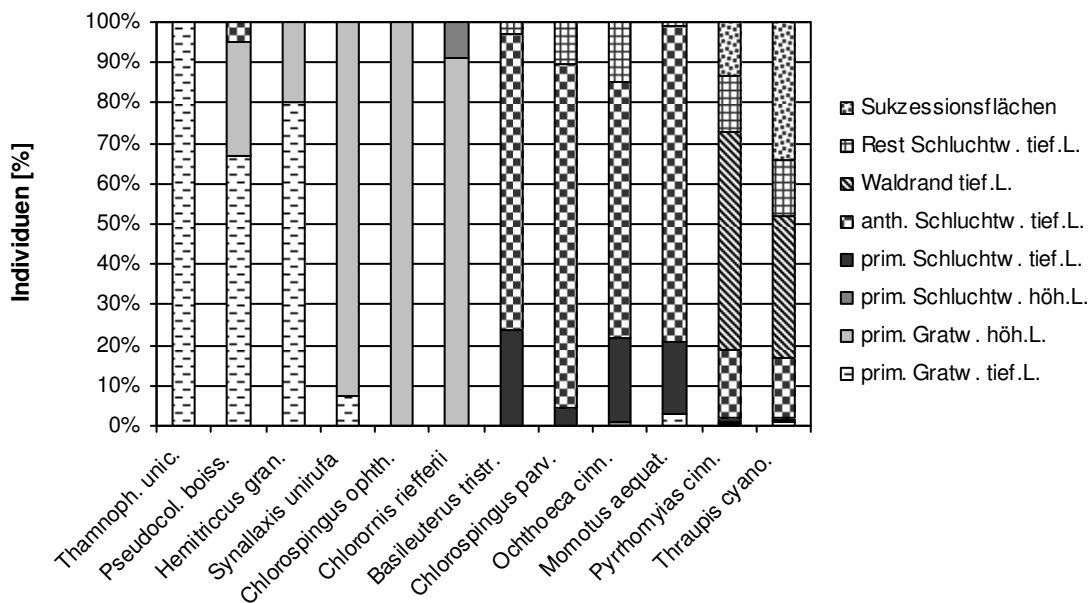


Abb. 44: Verbreitung der beobachteten Individuen der Kennarten

Für fünf der oben genannten Vogelarten lassen sich aufgrund der Beschreibungen in der Literatur (HILTY & BROWN 1986, RIDGELY & TUDOR 1989, FJELDSÅ & KRABBE 1990, RIDGELY & TUDOR 1994, RIDGELY & GREENFIELD 2001 a, b, REMSEN 2003, ZIMMER & ISLER 2003, FITZPATRICK 2004) Zusammenhänge zwischen der Vegetationsstruktur und dem Vorkommen dieser Arten im Untersuchungsgebiet finden. Diese Vogelarten wurden in Tab. 11 besonders hervorgehoben. Angaben über die Häufigkeit dieser Arten finden sich bei RASMUSSEN & RAHBEK (1994) sowie bei JIMÉNEZ & LÓPEZ (1999).

Im Folgenden sollen diese fünf Arten hinsichtlich Habitat, Ernährung, Aufenthaltspräferenzen und Brutgewohnheiten näher beschrieben und auf den Zusammenhang zwischen ihrer Verbreitung und den strukturellen Parametern der Vegetation eingegangen werden. Die Angaben der Individuenzahlen beziehen sich

jeweils auf den gesamten Zeitraum dieser Untersuchung. Da hierbei auch Doppelzählungen der jeweiligen Individuen vorkommen können, werden auch die Individuenmaxima der Arten (vgl. Kapitel 3.2.3) angegeben.

3.3.1 *THAMNOPHILUS UNICOLOR GRANDIOR* (THAMNOPHILIDAE)

Der Einfarb-Wollrücken (Einfarbameisenwürger nach ZIMMER & ISLER 2003) (Abb. 62, Anhang III) wird in der Literatur als typische Waldart beschrieben, die in Ecuador in einer Meereshöhe zwischen 1000m und 2000m N.N. vorkommt (RIDGELY & GREENFIELD 2001b). Die Vögel halten sich überwiegend im dichten, feuchten Unterwuchs des Bergregenwaldes in einer Höhe von 1-3m (manchmal bis 8m) über dem Boden auf und sind nur gelegentlich auch am Waldrand anzutreffen (RIDGELY & GREENFIELD 2001a, ZIMMER & ISLER 2003). Der Einfarb-Wollrücken ernährt sich hauptsächlich von Insekten sowie anderen Arthropoden und begibt sich oft paarweise auf Nahrungssuche (RIDGELY & GREENFIELD 2001a). Das schüsselförmige, oben offene Nest wird im dichten Unterwuchs des Waldes in einer Höhe gebaut, die derjenigen der Nahrungssuche entspricht. Von außen wird das Nest mit Moos getarnt (ZIMMER & ISLER 2003). Nach FJELDSÅ & KRABBE (1990) verlässt sich das brütende Weibchen ebenso wie die Weibchen anderer Arten der Gattung *Thamnophilus* sehr stark auf seine Tarnfarbe. Die Häufigkeit dieser Art in der Nähe des Untersuchungsgebietes wird bei RASMUSSEN & RAHBEK (1994) mit ‚ziemlich häufig‘ und bei JIMÉNEZ & LÓPEZ (1999) mit ‚wenig häufig‘ angegeben.

Im Untersuchungsgebiet wurde der Einfarb-Wollrücken ‚regelmäßig‘ beobachtet. Im Laufe dieser Untersuchung konnte die Art insgesamt 25 mal nachgewiesen werden. Darunter waren der Netzfang eines Männchens, neun Nachweise über Rufe und 15 Sichtungen. Dabei konnten insgesamt 35 Individuen beobachtet werden, die alle im Strukturtyp ‚Primärer Gratwald tieferer Lagen‘ in den Transekten T1 und T2 vorkamen. (vgl. Abb. 44). Die maximale Individuenzahl, die an einem Beobachtungsort zu einem bestimmten Zeitpunkt nachgewiesen werden konnte liegt bei drei.

Die Höhen über dem Boden, in denen sich die Individuen aufhielten, zeigt Abb. 45. Diese beobachteten Höhen entsprechen den Werten in der Literatur, die bei 1-3m Höhe über dem Boden liegen, und auch die eine Beobachtung in 7m Höhe wird durch die Literaturangaben bestätigt (ZIMMER & ISLER 2003).

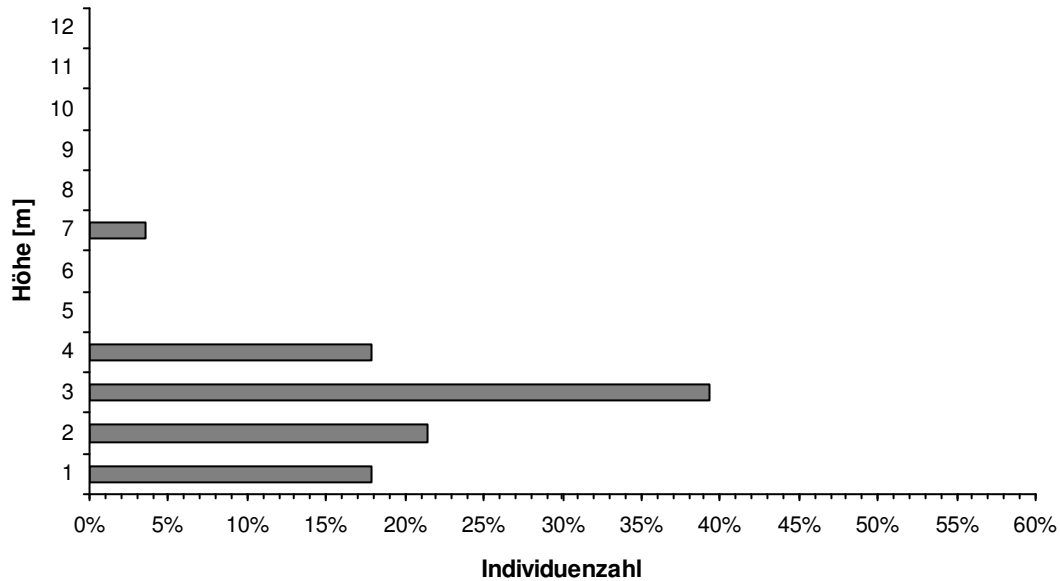


Abb. 45: Beobachtete Aufenthaltshöhen über dem Boden von *Thamnophilus unicolor* (Thamnophilidae)

Tab. 12: Kurzbeschreibung einiger Waldstrukturtypen (nach PAULSCH, A. 2002)

Waldstrukturtyp	Primärer Gratwald tieferer Lagen		Primärer Gratwald höherer Lagen		Schluchtwald tieferer Lagen		Primärer Schluchtwald höherer Lagen	
	hoch	tief	hoch	tief	hoch	tief	hoch	tief
Stratum	hoch	tief	hoch	tief	hoch	tief	hoch	tief
Bodendeckung [%]	50-70	60-70	30-40	70	40-50	50	50-60	50-60
BHD [cm]	20-50	<10	20-30	<10	60 (130)	<10	40	<10
Höhe [m]	5-20	1-5	10-15	1-5	25-30	1-5	20-25	1-5
tote Stämme	-	+	-	+	-	-	+	-
tote Äste	+	+	-	+	-	-	-	-
horizontale Äste	-	(+)	-	-	-	+	-	-
epiphytische Flechten	+	+	+	+	-	-	-	-
epiphytische Moose	-	+	-	-	-	-	-	-
vaskuläre Epiphyten	einige - viele	einige - viele	viele	einige	einige	einige	einige	keine
vernetzende Elemente: Lianen	einige - viele	einige - viele	keine	einige	einige	einige	einige	keine
vernetzende Elemente: Bambus	einiger - viel	einiger - viel	keiner	keiner	einiger	keiner	einiger	einiger

Der Zusammenhang zwischen der von PAULSCH, A. (2002) untersuchten Vegetationsstruktur und der Verbreitung des Einfarb-Wollrückens zeigt sich in der Vorliebe dieser Art für den dichten feuchten Unterwuchs des Bergregenwaldes, in welchem sowohl die Nahrungssuche als auch die Brut stattfinden. Wie Tab.

12 zeigt, sind im Unterwuchs des Strukturtyps ‚Primärer Gratwald tieferer Lagen‘ (vor allem in den Typen ‚Mesophyll‘ bzw. ‚Macrophyll Ridge Forest‘) besonders viele Lianen und Bambus anzutreffen, die als vernetzende Elemente dafür sorgen, dass der Unterwuchs in diesem Strukturtyp besonders dicht ist (PAULSCH, A. 2002).

3.3.2 *PSEUDOCOLAPTES BOISSONNEAUTII OBHOLSERI* (FURNARIIDAE)

Das Andenschopfohr (Weißwangen-Astspäher nach REMSEN 2003) (Abb. 63, Anhang III) ist eine typische Art des Bergregenwaldes sowie des Elfenwaldes und kommt in einer Meereshöhe zwischen 1700m und 3200m N.N. vor (HILTY & BROWN 1986, REMSEN 2003). Die Vögel dieser Art halten sich überwiegend in den höheren Stockwerken des Waldes bis hin zur Krone auf (RIDGELY & GREENFIELD 2001a). Als Nahrung werden für das Andenschopfohr überwiegend Insekten und deren Larven angegeben, aber auch kleine Frösche stellen einen Teil des Nahrungsspektrums dar (REMSSEN 2003). Die Nahrungssuche findet allein oder paarweise und oft zusammen mit gemischten Vogeltrupps in den höheren Bereichen der Bäume auf horizontalen oder gebogenen Ästen (nur gelegentlich an vertikalen Ästen oder Stämmen) statt (REMSSEN 2003). Diese Vogelart gilt als ausgesprochener Epiphyten-Spezialist. Die Nahrung wird in Bromelien, Moosen, Flechten und anderen Epiphyten gesucht, wodurch sich auch der Anteil von kleinen Fröschen am Nahrungsspektrum erklärt, da einige Froscharten ihr Habitat in den Wasseransammlungen der epiphytischen Trichterbromelien haben (FJELDSÅ & KRABBE 1990, REMSEN 2003). Das Andenschopfohr ist ein Höhlenbrüter, der sein Nest vor allem in alten verlassenen Spechthöhlen baut, welche zumeist in den Stämmen toter Bäume angelegt werden (REMSSEN 2003). RASMUSSEN & RAHBEK (1994) geben die Häufigkeit dieser Art mit ‚häufig‘ an, während JIMÉNEZ & LÓPEZ (1999) die Art für die tieferen Waldbereiche (1500-2500m N.N.) als ‚wenig häufig‘ bezeichnen und sie nur in den höher gelegenen Waldbereichen (2500-2900m N.N.) mit ‚häufig‘ angeben.

In der vorliegenden Untersuchung wurde das Andenschopfohr 33 mal nachgewiesen und trat im Untersuchungsgebiet somit ‚regelmäßig‘ auf. Durch vier Netzfänge, zehn akustische Nachweise und 19 Sichtbeobachtungen konnten insgesamt 42 Individuen dieser Art nachgewiesen werden. Neun mal wurde diese Art zusammen mit einem gemischten Vogeltrupp beobachtet. Die Nahrungssuche einzelner Individuen in epiphytischen Bromelien hoch in den Bäumen

konnte dabei desöfteren beobachtet werden. Ebenso wurde eine Bruthöhle dieser Art am Beobachtungspunkt 12 im Stamm eines toten Baumes gefunden, die im September 2000 zur Brut genutzt wurde. Abb. 46 zeigt, in welchen Strukturtypen die Individuen des Andenschopfohrs nachgewiesen wurden. 28 Individuen wurden im Strukturtyp ‚Primärer Gratwald tieferer Lagen‘ und 12 Individuen im ‚Primären Gratwald höherer Lagen‘ beobachtet. Außerdem wurden zwei Individuen im ‚Anthropogen beeinflussten Schluchtwald tieferer Lagen‘ nachgewiesen.

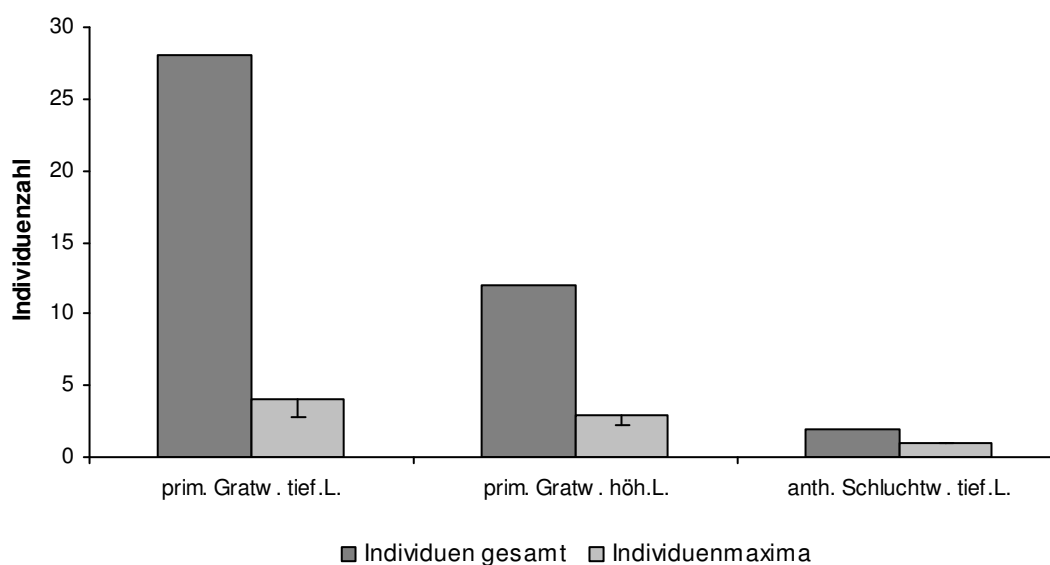


Abb. 46: Gesamtindividuenzahlen und Individuenmaxima von *Pseudocolaptes boissonneautii* (Furnariidae)

Betrachtet man die maximalen Individuenzahlen, die an einem Beobachtungsort zu einem bestimmten Zeitpunkt nachgewiesen werden konnten (Abb. 46), so erhält man für den Strukturtyp ‚Primärer Gratwald tieferer Lagen‘ maximal vier Individuen, für den ‚Primären Gratwald höherer Lagen‘ maximal drei Individuen und für den ‚Anthropogen beeinflussten Schluchtwald tieferer Lagen‘ maximal ein Individuum.

Die Höhen über dem Boden, in denen die Individuen des Andenschopfohrs in dieser Untersuchung überwiegend angetroffen wurden, zeigt Abb. 47. Die Individuenzahlen der beiden Gratwaldtypen werden hier getrennt dargestellt, da diese sich hinsichtlich ihrer Baumhöhen stark unterscheiden. Nach PAULSCH, A. (2002) sind die Individuen der oberen Baumschicht im Strukturtyp ‚Primärer Gratwald tieferer Lagen‘ 15-20m hoch, diejenigen der mittleren Baumschicht 5-10m. Im ‚Primären Gratwald höherer Lagen‘ dagegen erreicht die obere Baum-

schicht nur eine Höhe von 5-10m (max. 10-15m), die mittlere Baumschicht fehlt und die Individuen des Unterwuchses werden 1-5m hoch. Im ‚Primären Gratwald tieferer Lagen‘ hielten sich die Individuen des Andenschopfohres überwiegend in einer Höhe zwischen 4m und 10m auf (Abb. 47). Dies deutet darauf hin, dass sich die Vögel vor allem im Bereich der 5-10m hohen mittleren Baumschicht bewegten, in welcher sich die Hauptverästelung der Bäume nach PAULSCH, A. (2002) ebenfalls in einer Höhe von 5-10m befindet. In dieser Baumschicht sind auf den Bäumen ‚einige-viele‘ Epiphyten anzutreffen, wobei sich die Bromelien sowohl am Stamm als auch an den schrägen und gelegentlich horizontalen Ästen angesiedelt haben (PAULSCH, A. 2002). Im ‚Primären Gratwald höherer Lagen‘ wurden die Vögel in einer Höhe zwischen 2m und 4m beobachtet. Die obere Baumschicht in diesem Strukturtyp weist bei den meisten von PAULSCH, A. (2002) untersuchten Plots eine Höhe von 5-10m auf, nur ungefähr ein Drittel der Plots zeigt eine Baumhöhe von 10-15m. Die beobachteten Individuen des Andenschopfohres hielten sich auch in diesem Strukturtyp nicht in der Krone der oberen Baumschicht, sondern eher in den Bäumen des Unterwuchses auf. Diese erreichen nach PAULSCH, A. (2002) eine Höhe von 1-5m und die überwiegend schrägen Äste weisen ‚einige‘ (in manchen Plots ‚viele‘) Bromelien auf. Die Netzfänge des Andenschopfohres, die ausschließlich in diesem Strukturtyp erfolgten, lagen in einer Höhe von 2m und 3m über dem Boden, was der bevorzugten Aufenthaltshöhe dieser Art im ‚Primären Gratwald höherer Lagen‘ entspricht.

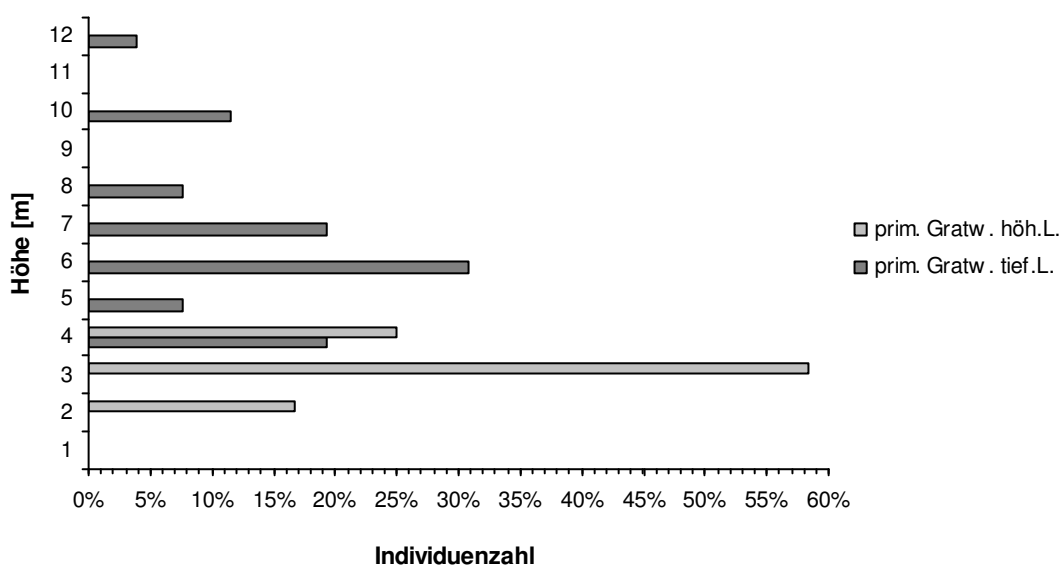


Abb. 47: Beobachtete Aufenthaltshöhen über dem Boden von *Pseudocolaptes boissonneautii* (Furnariidae)

Beim Andenschopfohr zeigt sich der Zusammenhang zwischen dem Vorkommen im Untersuchungsgebiet und den strukturellen Parametern der Vegetation besonders deutlich. In den Gratwaldtypen ist nach PAULSCH, A. (2002) deutlich mehr Totholz anzutreffen als in den Schluchtwaldtypen (Tab. 12). Somit wird das Anlegen von Bruthöhlen durch Spechte erleichtert, welche dann später auch vom Andenschopfohr zur Brut genutzt werden können. In den Gratwäldern sind im höheren Stratum des Waldes außerdem wesentlich mehr epiphytische Farne und vaskuläre Epiphyten wie Bromelien zu finden, in welchen das Andenschopfohr seine Nahrung sucht, als in den Schluchtwäldern. Somit werden in den Waldstrukturtypen ‚Primärer Gratwald tieferer Lagen‘ und ‚Primärer Gratwald höherer Lagen‘ die grundlegenden Ansprüche dieser Vogelart für Brut und Nahrungssuche erfüllt, was das Vorkommen des Andenschopfohres in diesen Waldbereichen erklärt.

3.3.3 *SYNALLAXIS UNIRUFA UNIRUFA* (FURNARIIDAE)

Wie der Name dieser Art schon andeutet, hält sich der Rostschlüpfer (Rötlichbrauner Dickichtschlüpfer nach REMSEN 2003) (Abb. 64, Anhang III), ebenso wie die anderen Arten der Gattung *Synallaxis*, überwiegend im dichten Unterwuchs auf, in welchem er nur sehr schwer beobachtet werden kann. In der Literatur wird der Rostschlüpfer als Art beschrieben, die im dichten Unterwuchs des Bergregenwaldes und Elfenwaldes, aber auch im Unterwuchs und am Rand des feuchten Wolkenwaldes vorkommt (REMSSEN 2003). Nach FJELDSÅ & KRABBE (1990), RIDGELY & TUDOR (1994), REMSEN (2003) und RIDGELY & GREENFIELD (2001a) kommt diese Art häufig in dichten Bambusdickichten der Gattung *Chusquea* oder in anderem dichten Unterwuchs in einer Höhe von 1-2m (max. 4m) über dem Boden vor. In Ecuador liegt das Verbreitungsgebiet des Rostschlüpfers in einer Meereshöhe von 2200-3200m N.N. (RIDGELY & GREENFIELD 2001b). Es handelt sich um eine insectivore Art, die ihre Nahrung meist paarweise im dichten Unterwuchs von kleinen Zweigen und vom Laub absammelt. Gelegentlich ist der Rostschlüpfer bei der Nahrungssuche auch in gemischten Vogeltrupps anzutreffen (REMSSEN 2003). Die Arten der Gattung *Synallaxis* bauen kugelförmige Nester aus Gras, die einen seitlichen Eingang aufweisen und im Unterwuchs an einem niedrigen Zweig befestigt werden (RIDGELY & TUDOR 1994, RIDGELY & GREENFIELD 2001a). Angaben über die Häufigkeit die-

ser Art liegen weder bei RASMUSSEN & RAHBEK (1994) noch bei JIMÉNEZ & LÓPEZ (1999) vor.

Im Untersuchungsgebiet wurde der Rostschlüpfer 49 mal und damit ‚regelmäßig‘ angetroffen. Da diese Art sehr versteckt im dichten Unterwuchs lebt, liegen zu 82% akustische Nachweise vor. Lediglich neunmal konnten die Individuen gesehen werden. Insgesamt wurden 55 Individuen nachgewiesen. Fast alle Individuen (93%) dieser Art wurden im Strukturtyp ‚Primärer Gratwald höherer Lagen‘ beobachtet (Abb. 48). Lediglich vier Individuen wurden im ‚Primären Gratwald tieferer Lagen‘ nachgewiesen, wobei diese Beobachtungen aus den höhergelegenen Bereichen dieses Waldstrukturtyps stammen, an die sich nach oben der ‚Primäre Gratwald höherer Lagen‘ anschließt. Die maximalen Individuenzahlen liegen für beide Gratwaldtypen bei zwei und sind hier nur der Vollständigkeit halber abgebildet.

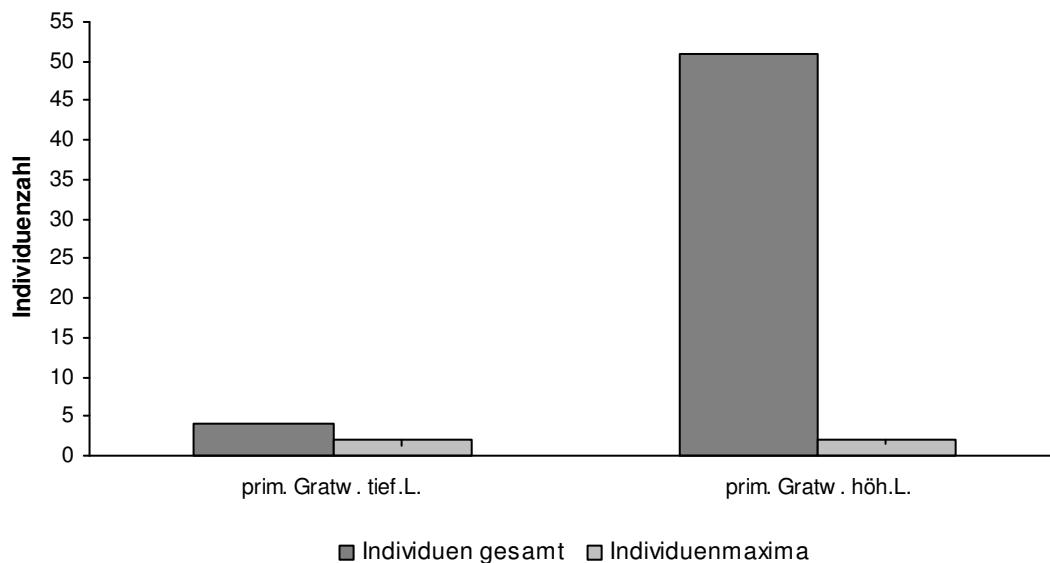


Abb. 48: Gesamtindividuenzahlen und Individuenmaxima von *Synallaxis unirufa* (Furnariidae)

Die Höhen über dem Boden, in welchen diese Art beobachtet wurde, lagen zu 74,4% bei 1m und zu 25,6% bei 2m Höhe und entsprechen damit den Angaben in der Literatur (REMSEN 2003). Der Zusammenhang zwischen der Verbreitung des Rostschlüpfers und der Vegetationsstruktur ergibt sich aus dem besonders dichten Unterwuchs im ‚Primären Gratwald höherer Lagen‘. Nach PAULSCH, A. (2002) weist die Bodendeckung im Unterwuchs dieses Strukturtyps mit 70% den höchsten Wert aller untersuchten Strukturtypen auf (Tab. 12), da vor allem Gräser, Scheibenblumengewächse (Cyclanthaceae) und bodenlebende Bromelien

den Raum zwischen den verholzenden Pflanzen auffüllen. Da im Untersuchungsgebiet in dieser Meereshöhe keine Bambusdickichte vorkommen, welche der Rostschlüpfer laut Literatur bevorzugt, hält sich diese Art überwiegend im dichten Unterwuchs des ‚Primären Gratwaldes höherer Lagen‘ auf. In der Páramo-Vegetation, die sich in einer Meereshöhe von >2650m N.N. an diesen Gratwald anschließt, konnte der Rostschlüpfer nicht beobachtet werden.

3.3.4 *BASILEUTERUS TRISTRIATUS TRISTRIATUS* (PARULIDAE)

Der Dreistreifen-Waldsänger (Abb. 65, Anhang III) wird als Art beschrieben, die sowohl im Unterwuchs des Bergregenwaldes als auch in sekundären Wäldern vorkommt (RIDGELY & GREENFIELD 2001a). Nach RIDGELY & TUDOR (1989) sowie FJELDSÅ & KRABBE (1990) hält sich diese Vogelart gelegentlich aber auch an Waldrändern auf. In Ecuador kommt der Dreistreifen-Waldsänger in einer Meereshöhe von 1000-2000m N.N. vor (RIDGELY & GREENFIELD 2001b). Diese insectivore Vogelart sucht ihre Nahrung meist paarweise oder in kleinen Gruppen im dichten Unterwuchs. Dabei bewegen sich die Vögel vorwiegend auf relativ dicken horizontalen Ästen in 1-3m Höhe über dem Boden (FJELDSÅ & KRABBE 1990). Oft schließen sich die Vögel zur Nahrungssuche gemischten Vogeltrupps an, die durch den Unterwuchs ziehen (HILTY & BROWN 1986, RIDGELY & GREENFIELD 2001b). Wie alle Arten der Gattung *Basileuterus* baut auch der Dreistreifen-Waldsänger in Bodennähe ein kuppelförmiges Nest mit Seiteneingang (RIDGELY & TUDOR 1989). RASMUSSEN & RAHBEK (1994) bezeichnen diese Art als ‚ziemlich häufig‘ und JIMÉNEZ & LÓPEZ (1999) als ‚häufig‘ in ihren jeweiligen Untersuchungsgebieten.

In der vorliegenden Untersuchung wurde der Dreistreifen-Waldsänger insgesamt 243 mal nachgewiesen, so dass die Art als ‚häufig‘ eingestuft wurde. Durch acht Netzfänge (darunter ein Wiederfang), 106 Sichtbeobachtungen und 129 akustische Nachweise konnten insgesamt 288 Individuen beobachtet werden. In Abb. 49 ist die prozentuale Verteilung (>1%) der Individuen auf die verschiedenen Strukturtypen dargestellt. Nahezu alle Nachweise dieser Art stammen aus den verschieden stark vom Menschen beeinflussten Bereichen des Schluchtwaldes tieferer Lagen. Lediglich zwei Individuen wurden am ‚Waldrand tieferer Lagen‘ beobachtet. 22,6% der Individuen wurden im ‚Primären Schluchtwald tieferer Lagen‘ nachgewiesen und 74,3% im ‚Anthropogen beeinflussten Schluchtwald

tieferer Lagen'. Lediglich 2,4% der beobachteten Individuen hielten sich in einem ‚Rest von Schluchtwald tieferer Lagen‘ auf.

Betrachtet man die maximalen Individuenzahlen, die an einem Beobachtungsort zu einem bestimmten Zeitpunkt nachgewiesen werden konnten (Abb. 49), so zeigt sich, dass im ‚Primären Schluchtwald tieferer Lagen‘ und im ‚Anthropogen beeinflussten Schluchtwald tieferer Lagen‘ jeweils maximal vier Individuen (9,3%) beobachtet werden konnten. Mit maximal zwei Individuen (4,7%) liegt der entsprechende Wert im Strukturtyp ‚Reste von Schluchtwald tieferer Lagen‘ etwas tiefer.

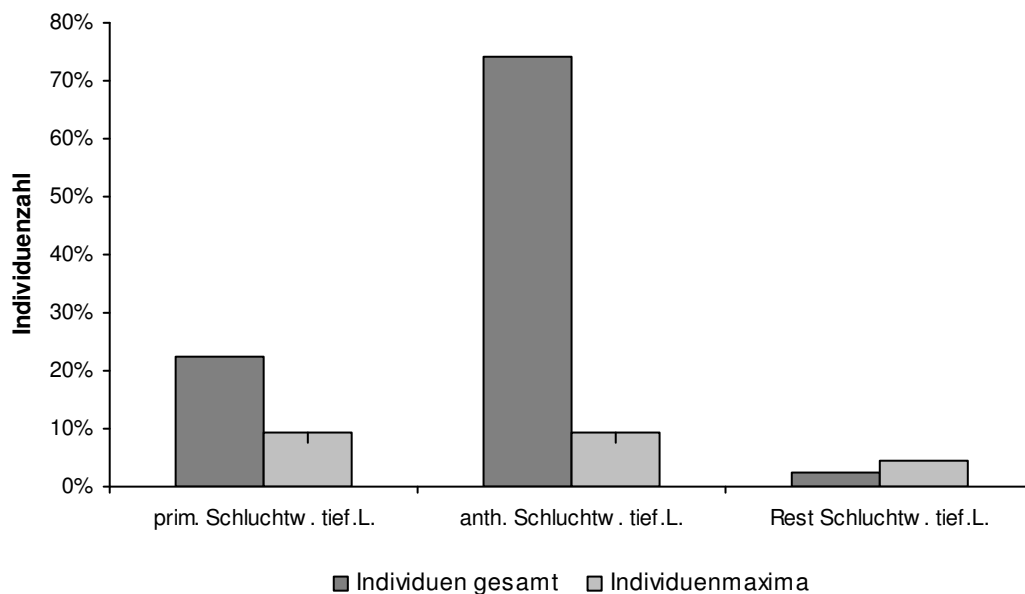


Abb. 49: Gesamtindividuenzahlen (>1%) und Individuenmaxima von *Basileuterus tristriatus* (Parulidae)

Die Höhen über dem Boden, in denen der Dreistreifen-Waldsänger in dieser Untersuchung nachgewiesen wurde, zeigt Abb. 50. 43% der Individuen wurden in einer Höhe von 3m über dem Boden beobachtet oder gefangen. Insgesamt hielten sich 94,2% der nachgewiesenen Individuen dieser Art in einer Höhe zwischen 1m und 5m über dem Boden auf. Damit liegen die beobachteten Aufenthaltshöhen in dieser Untersuchung etwas über den angegebenen Werten von 1-3m aus der Literatur (FJELDSÅ & KRABBE 1990).

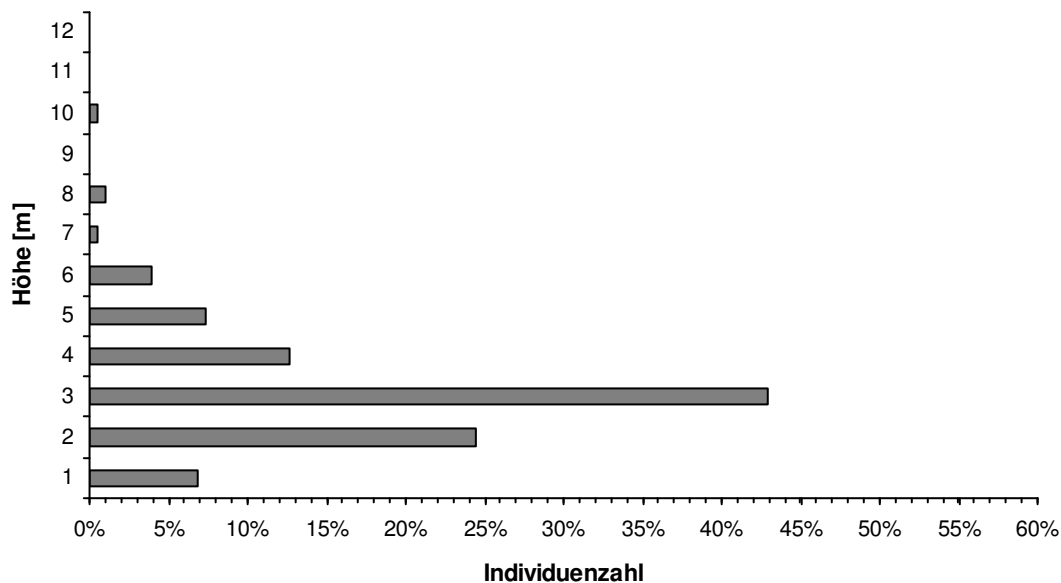


Abb. 50: Beobachtete Aufenthaltshöhen über dem Boden von *Basileuterus tristriatus* (Parulidae)

Bei dieser Vogelart ist der funktionale Zusammenhang zwischen ihrem Vorkommen und der Vegetationsstruktur etwas schwieriger herzustellen. Lediglich die Angabe von FJELDSÅ & KRABBE (1990), dass sich der Dreistreifen-Waldsänger bei der Nahrungssuche bevorzugt auf horizontalen Ästen im Unterwuchs fortbewegt, lässt sich mit den strukturellen Kennzeichnungen der Waldtypen von PAULSCH, A. (2002) in Einklang bringen. Horizontal ausgerichtete Äste und Zweige im Unterwuchs sind im Strukturtyp Schluchtwald tieferer Lagen deutlich überrepräsentiert (Tab. 12), was lediglich in einem Untertyp des ‚Primären Gratwaldes tieferer Lagen‘ (VII d) ebenfalls auftritt. Bei letzterem Strukturtyp wurden in der Arbeit von PAULSCH, A. (2002) jedoch nur drei Plots untersucht, von denen zwei im Ursprungsgebiet eines Bachlaufes liegen und daher bereits einen Übergang zum Strukturtyp ‚Primärer Schluchtwald tieferer Lagen‘ darstellen könnten. Das genannte Merkmal tritt dagegen bei den meisten der 19 untersuchten Plots des ‚Primären Schluchtwaldes tieferer Lagen‘ im Unterwuchs auf (PAULSCH, A. 2002).

3.3.5 *PYRRHOMYIAS CINNAMOMEA PYRRHOPTERA* (TYRANNIDAE)

Der Zimttyrann (Abb. 66, Anhang III) ist eine typische Art des strauchreichen Waldrandes und der Lichtungen sowohl im Bergregenwald als auch in sekundären Wäldern. Oft ist diese Art in der Nähe von Wegen oder kleinen Straßen am

Waldrand anzutreffen (RIDGELY & TUDOR 1994, FITZPATRICK 2004). In Ecuador kommt der Zimttyrann nach RIDGELY & GREENFIELD (2001b) in einer Meereshöhe von 1200-3000m N.N. vor. Wie der Name ‚Flycatcher‘ schon andeutet, ernährt sich der Zimttyrann überwiegend von Insekten, nimmt aber gelegentlich auch Beeren als Nahrung auf (FJELDSÅ & KRABBE 1990). Häufig sind Paare dieser Art anzutreffen, die am Waldrand auf exponierten horizontalen Ansitzen nach Insekten Ausschau halten und diese dann in einem kurzen Fangflug in der Luft fangen. Diese Ansitze liegen in einer Höhe von 1-15m über dem Boden (FITZPATRICK 2004). Manchmal ist der Zimttyrann auch in einem gemischten Vogeltrupp anzutreffen, dem er aber nicht folgt, wenn dieser weiterzieht (HILTY & BROWN 1986, FITZPATRICK 2004). Das schüsselförmige und oben offene Nest dieser Vogelart wird aus Moosen und Flechten gebaut und in einer Höhe von 1-5m über dem Boden in einer Spalte, Felsnische oder hinter der Baumrinde angelegt (FJELDSÅ & KRABBE 1990, FITZPATRICK 2004). Sowohl bei RASMUSSEN & RAHBEK (1994) als auch bei JIMÉNEZ & LÓPEZ (1999) wird diese Art als ‚häufig‘ für die jeweiligen Untersuchungsgebiete eingestuft.

In dieser Untersuchung wurde der Zimttyrann insgesamt 333 mal nachgewiesen und für das Untersuchungsgebiet als ‚häufig‘ eingestuft. Darunter waren ein Netzfang, 161 Sichtbeobachtungen und 171 rein akustische Nachweise. Insgesamt konnten dadurch 390 Individuen dieser Art nachgewiesen werden. In Abb. 51 ist die prozentuale Verteilung (>1%) der Individuen auf die verschiedenen Strukturtypen dargestellt. Mit 54,1% wurden mehr als die Hälfte aller Individuen am ‚Waldrand tieferer Lagen‘ beobachtet. 17,2% der Individuen wurden im Strukturtyp ‚Anthropogen beeinflusster Schluchtwald tieferer Lagen‘ nachgewiesen und jeweils 13,3% der Individuen wurden am Rand der ‚Reste von Schluchtwald tieferer Lagen‘ und in sekundären Sukzessionsflächen entlang der Straße und in der Nachbarschaft der Forschungsstation (ECSF) beobachtet.

Die maximalen Individuenzahlen, die an einem Beobachtungsort zu einem bestimmten Zeitpunkt nachgewiesen werden konnten, sind mit jeweils drei Individuen (7,3%) am ‚Waldrand tieferer Lagen‘ und im ‚Anthropogen beeinflussten Schluchtwald tieferer Lagen‘ am höchsten. Mit jeweils maximal zwei Individuen (4,9%) liegen die Werte an den Rändern der ‚Reste von Schluchtwald tieferer Lagen‘ und in den Sukzessionsflächen etwas darunter.

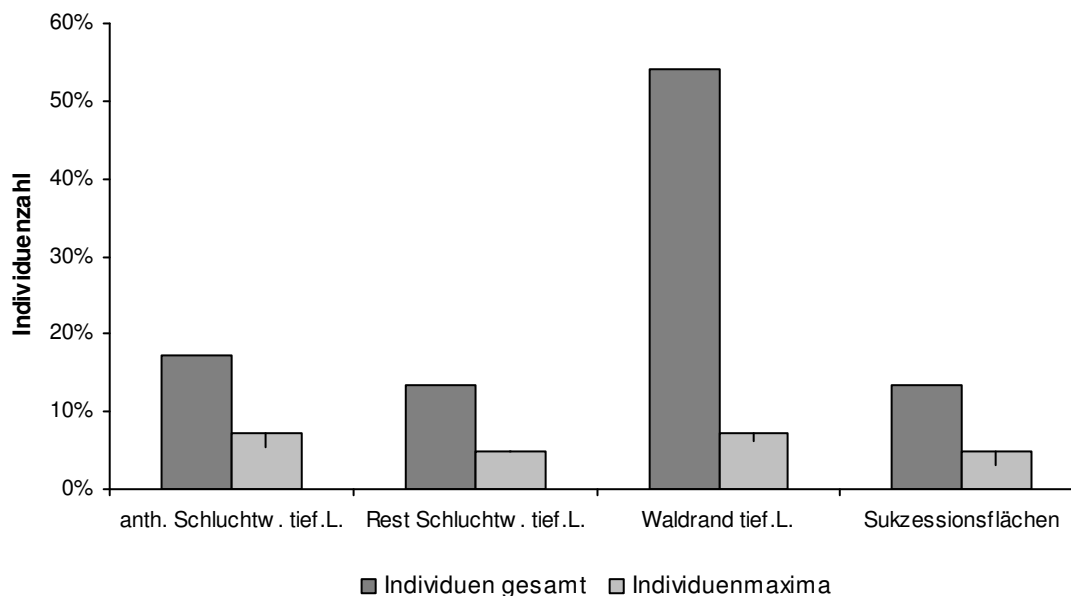


Abb. 51: Gesamtindividuenzahlen (>1%) und Individuenmaxima von *Pyrrhomyias cinnamomea* (Tyrannidae)

Die Aufenthaltshöhen, in denen der Zimttyrann in dieser Untersuchung beobachtet wurde, zeigt Abb. 52. 52,5% der beobachteten Individuen hielten sich in einer Höhe von 3m über dem Boden auf. Weitere 35,5% der Vögel waren in 2m bzw. 4m Höhe anzutreffen. Die beobachteten Werte entsprechen somit den Angaben bei FJELDSÅ & KRABBE (1990), welche die Aufenthaltshöhe mit 1-6m über dem Boden angeben. Andererseits werden auch die höheren beobachteten Werte von bis zu 9m Höhe durch die Literatur gestützt, da bei FITZPATRICK (2004) eine Aufenthaltshöhe von 1-15m angegeben wird.

Der Zusammenhang zwischen der Vegetationsstruktur und dem Vorkommen des Zimttyranns im Untersuchungsgebiet lässt sich über die Art der Nahrungssuche herstellen. Als typischer Ansitzjäger benötigt diese Vogelart exponierte horizontale Zweige als Ansitz, von denen sie nach fliegenden Insekten Ausschau halten kann, um diese dann in einem kurzen Fangflug in der Luft zu fangen und anschließend wieder auf den Ansitz zurückzukehren (FITZPATRICK 2004). Diese Situation findet sich am ehesten an Waldrändern und den Rändern von Lichtungen, an denen ein ausreichender Überblick über die Umgebung gegeben ist. Da bei PAULSCH, A. (2002) der Strukturtyp ‚Waldrand tieferer Lagen‘ nicht ausgewiesen wurde, ist hier allerdings kein direkter Vergleich mit den Strukturmerkmalen dieses Typs möglich.

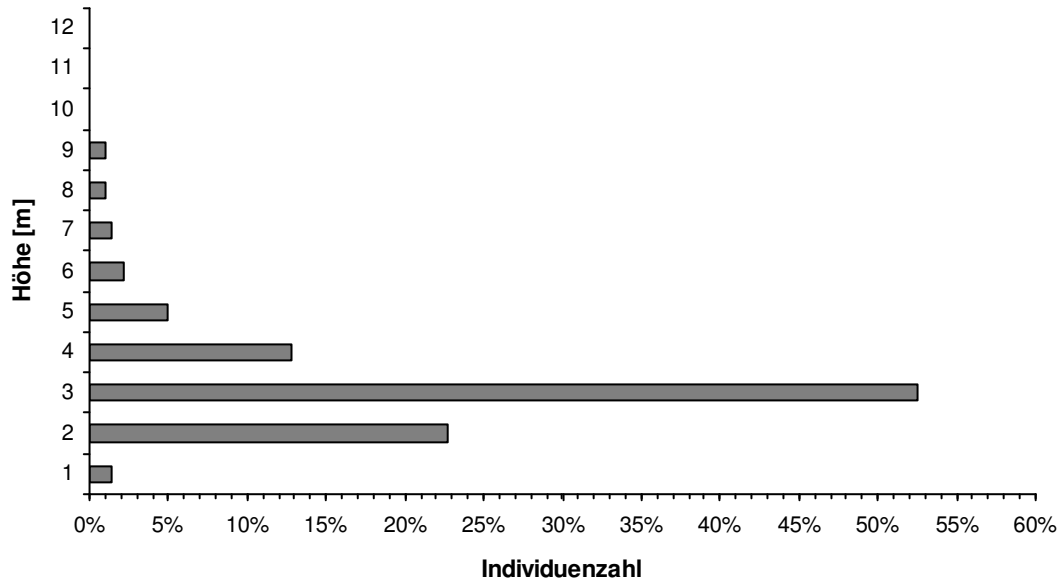


Abb. 52: Beobachtete Aufenthaltshöhen über dem Boden von *Pyrrhomyias cinnamomea* (Tyrannidae)

3.4 VOGELGEMEINSCHAFTEN UNGESTÖRTER UND GESTÖRTER WALDTYPEN

Ein Ziel dieser Untersuchung war es, die Zusammensetzung der Vogelgemeinschaften der primären Grat- und Schluchtwälder im Gebiet der ECSF mit denen anthropogen beeinflusster Waldstrukturtypen zu vergleichen. Alle Waldinseln, die auf der nördlichen Talseite des Río San Francisco gefunden werden konnten, lagen in relativ schwer zugänglichen kleinen Schluchten, während die umliegenden Bereiche und die Grate unter landwirtschaftlicher Nutzung oder Beweidung standen. Daher war lediglich ein Vergleich der Vogelgemeinschaften der ‚Primären Schluchtwälder tieferer Lagen‘ mit denen der ‚Anthropogen beeinflussten Schluchtwälder tieferer Lagen‘ und der ‚Reste von Schluchtwald tieferer Lagen‘ möglich. Die Lage der drei durch Punkt-Stop-Beobachtungen und Netzfänge untersuchten Waldreste bzw. der Beobachtungspunkte 37, 38 und 40 sind Abb. 11 zu entnehmen. Die Aufnahmen in Abb. 58, 59 und 60 (Anhang III) vermitteln einen optischen Eindruck von diesen Gebieten. Mit Hilfe des Aufnahmeschlüssels von PAULSCH, A. (2002) (Anhang II) wurden die Wälder um die genannten Beobachtungspunkte als Reste des ‚Anthropogen beeinflussten Schluchtwaldes tieferer Lagen‘ eingestuft. Die beiden Waldreste bei den Punkten 37 und 40 liegen inselhaft in landwirtschaftlich genutzten Bereichen, wogegen der Wald um Punkt 38 eher ein linienhaftes Element darstellt, das in größte-

rer Meereshöhe in einen Rest des ‚Primären Schluchtwaldes tieferer Lagen‘ übergeht.

3.4.1 ARTENREICHTUM

Einen Vergleich des Vogelartenreichtums entlang des Gradienten anthropogenen Einflusses auf Grundlage der Punkt-Stop-Beobachtungen und Netzfänge an den jeweiligen Beobachtungspunkten zeigt Abb. 53.

Die Gesamtartenzahlen liegen im primären Schluchtwald bei 57 Arten, im anthropogen beeinflussten Schluchtwald bei 64 und in den Waldresten bei 42 Arten. Die Artenzahl ist im zweiten Strukturtyp am höchsten, da hier die Habitate von Waldarten und der Arten des Waldrandes überlappen. Betrachtet man die Mittelwerte, so ergeben sich Artenzahlen von 23,5 für den primären Schluchtwald, 38,3 für den Schluchtwald unter menschlichem Einfluss und 20,7 für die Waldreste. Auch hierbei ist der Wert für den zweiten Strukturtyp am höchsten, während der Unterschied zwischen dem primären Schluchtwald und den Waldresten deutlich geringer ausfällt, als es bei der Gesamtartenzahl der Fall ist.

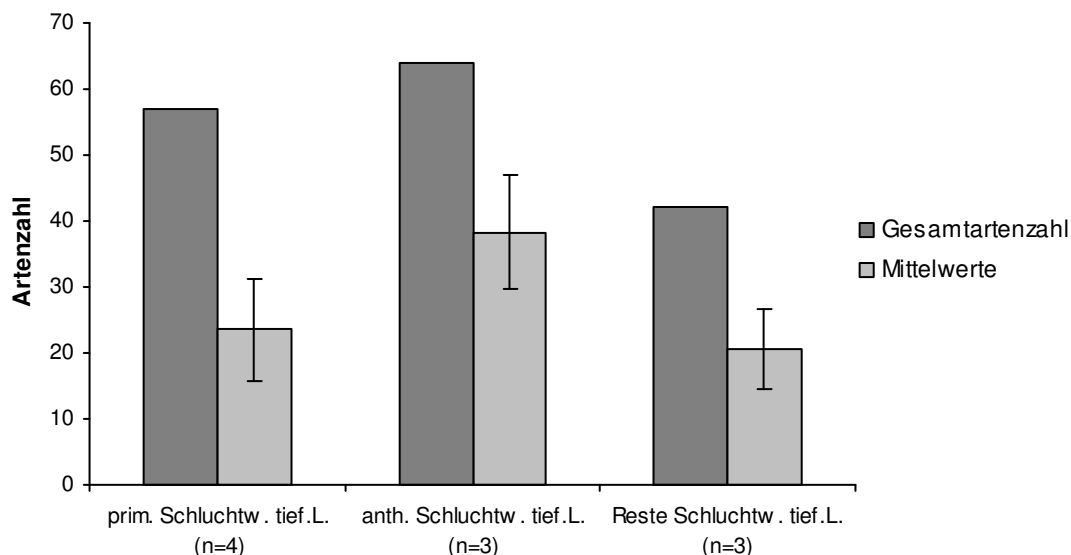


Abb. 53: Artenreichtum der Schluchtwälder tieferer Lagen entlang des Gradienten anthropogenen Einflusses

3.4.2 AUFENTHALTSPRÄFERENZEN

Um zu untersuchen, welche Arten in den jeweiligen Strukturtypen anzutreffen sind, können die Habitatpräferenzen der Arten aus der Literatur (vgl. Abb. 33, S. 63) herangezogen werden. In Abb. 54 sind diese als Gesamtartenzahlen für die drei oben genannten Waldstrukturtypen dargestellt.

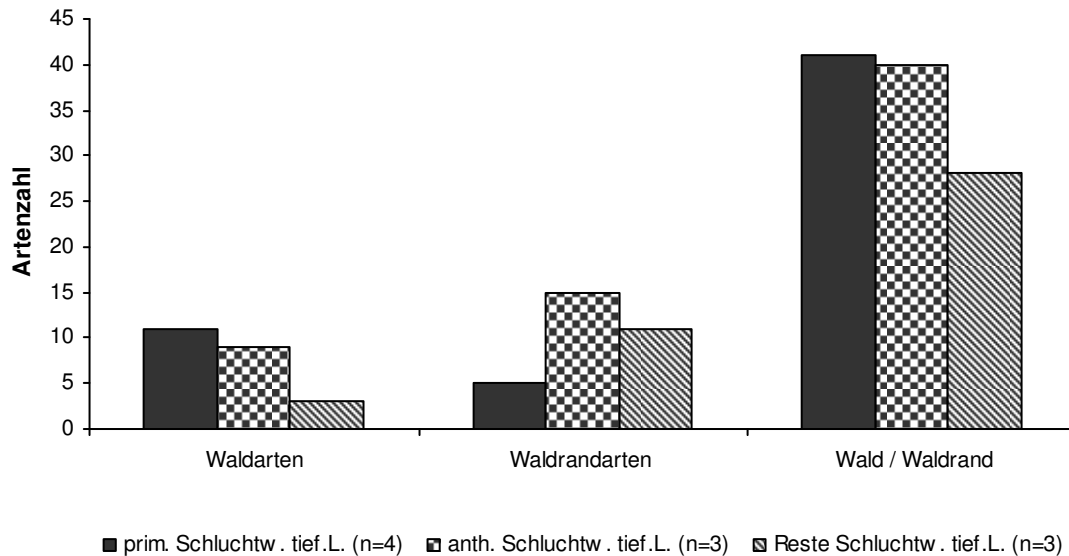


Abb. 54: Habitatpräferenzen der Vogelarten in den Schluchtwäldern tieferer Lagen entlang des Gradienten anthropogenen Einflusses

Die Zahl derjenigen Arten, die sowohl im Wald als auch am Waldrand vorkommen können, liegt bei allen drei untersuchten Waldstrukturtypen am höchsten. Die Anzahl der typischen Waldarten ist im ‚Primären Schluchtwald tieferer Lagen‘ mit 11 Arten am höchsten, nimmt zum ‚Anthropogen beeinflussten Schluchtwald tieferer Lagen‘ mit neun Arten hin ab und liegt in den Waldresten bei lediglich drei Arten. Die Zahl der typischen Waldrandarten ist im zweiten Strukturtyp mit 15 Arten am höchsten, in den Waldresten finden sich 11 typische Waldrandarten und auch im primären Schluchtwald wurden fünf dieser Arten nachgewiesen.

In Tab. 13 sind die typischen Waldarten, die in den verschiedenen Strukturtypen nachgewiesen wurden, mit ihrer maximal beobachteten Individuenzahl (vgl. Kapitel 3.2.3) aufgelistet. Wie die Tabelle zeigt, kommen bereits im ‚Anthropogen beeinflussten Schluchtwald tieferer Lagen‘ nur noch sechs der 11 typischen Waldarten vor, die im primären Schluchtwald anzutreffen sind. Dafür kommen

drei Tyrannenarten des Waldes hinzu, die jedoch alle nur einmal beobachtet werden konnten. Interessant ist, dass die drei Waldarten, die in den Waldresten noch nachgewiesen werden konnten, alle am Beobachtungspunkt 37 vorkamen, jedoch nicht an den Punkten 38 und 40. Hier sind vor allem die Nachweise des Bartguans (*Penelope barbata*) zu nennen, da diese Art sich meist in Bäumen fortbewegt und nur gelegentlich fliegend zu beobachten ist. In dieser Untersuchung konnte der Bartguan mehrfach beim Überfliegen der Straße beobachtet werden, allerdings nur dann, wenn auf beiden Seiten Waldreste bis nahe an die Straße heranreichten. Dies ist auch bei Punkt 37 der Fall, bei dem sich unterhalb der Straße ein lockerer Sekundärwald anschließt, der mit fallender Meereshöhe zum Ufer des Río San Francisco hin in einen unzugänglichen ‚Primären Schluchtwald tieferer Lagen‘ übergeht, in welchem z.B. auch desöfteren die typische Waldart *Rupicola peruviana* zu hören war. Gleichzeitig zeigt dieser Beobachtungspunkt die wenigsten Nachweise von typischen Waldrandarten innerhalb der ‚Reste von Schluchtwald tieferer Lagen‘. Dies deutet darauf hin, dass die Anbindung dieses Waldrestes zum intakten Wald am Flussufer und auf der anderen Talseite des Río San Francisco noch eher gegeben ist als bei den beiden anderen untersuchten Waldresten.

Tab. 13: Individuenmaxima typischer Waldarten in den verschiedenen Waldstrukturtypen

Artname (Familie)	Primärer Schluchtwald tieferer Lagen	Anth. Schluchtwald tieferer Lagen	Reste Schluchtwald tieferer Lagen
<i>Basileuterus tristriatus</i> (Parulidae)	3	3	1
<i>Penelope barbata</i> (Cracidae)	1	4	2
<i>Syndactyla subalaris</i> (Furnariidae)	2	1	2
<i>Geotrygon frenata</i> (Columbidae)	1	1	
<i>Phaethornis syrmatophorus</i> (Trochilidae)	1	1	
<i>Premnoplex brunnescens</i> (Furnariidae)	1	1	
<i>Margarornis squamiger</i> (Furnariidae)	1		
<i>Nothocercus bonapartei</i> (Tinamidae)	1		
<i>Rhynchocyclus fulvipectus</i> (Tyrannidae)	2		
<i>Rupicola peruviana</i> (Cotingidae)	4		
<i>Xiphocolaptes promeropirhynchus</i> (Dendrocolaptidae)	1		
<i>Myiobius villosus</i> (Tyrannidae)		1	
<i>Leptopogon rufipectus</i> (Tyrannidae)		1	
<i>Pseudotriccus pelzelni</i> (Tyrannidae)		1	

Tab. 14 zeigt die beobachteten Individuenmaxima der typischen Waldrandarten, die in den hier verglichenen Strukturtypen vorkamen. Es scheint erstaunlich, dass im 'Primären Schluchtwald tieferer Lagen' fünf typische Arten des Waldrandes vorkommen. Betrachtet man aber deren Häufigkeit und die Lage der Beobachtungspunkte, an welchen diese nachgewiesen wurden, so zeigt sich, dass die Arten *Pyrrhomyias cinnamomea* und *Synallaxis azarae* jeweils nur einmal und *Colibri thalassinus* nur zweimal an den Beobachtungspunkten nachgewiesen wurden. Der Gesang der störungstoleranten Art *Grallaria hypoleuca* wurde am Punkt 27 mehrfach gehört und stammt vermutlich von einem Paar, das eine natürliche Lichtung nach einem Baumsturz an diesem Beobachtungspunkt als Revier nutzte. *Turdus fuscater* wurde am Punkt 28 mehrfach akustisch nachgewiesen, was in der Nähe dieses Beobachtungspunktes zum Waldrand begründet liegt. Zu diesen Arten kommen im 'Anthropogen beeinflussten Schluchtwald tieferer Lagen' 11 weitere Waldrandarten hinzu, was auf den Waldrandcharakter dieses Strukturtyps hinweist. In den Waldresten sind nicht mehr ganz so viele dieser Arten anzutreffen, dafür kommt *Lesbia nuna* als typische Waldrandart hinzu.

Tab. 14: Individuenmaxima typischer Waldrandarten in den verschiedenen Waldstrukturtypen

Artname (Familie)	Primärer Schluchtwald tieferer Lagen	Anth. Schluchtwald tieferer Lagen	Reste Schluchtwald tieferer Lagen
<i>Colibri thalassinus</i> (Trochilidae)	2	3	2
<i>Pyrrhomyias cinnamomea</i> (Tyrannidae)	1	2	2
<i>Turdus fuscater</i> (Turdidae)	2	4	2
<i>Synallaxis azarae</i> (Furnariidae)	1	3	2
<i>Grallaria hypoleuca</i> (Formicariidae)	2		2
<i>Atlapetes latinuchus</i> (Emberizidae)		2	2
<i>Chalcostigma ruficeps</i> (Trochilidae)		1	
<i>Colibri coruscans</i> (Trochilidae)		1	
<i>Cyclarhis gujanensis</i> (Vireonidae)		1	
<i>Diglossa sittoides</i> (Thraupidae)		1	
<i>Elaenia albiceps</i> (Tyrannidae)		2	1
<i>Phyllomyias nigrocapillus</i> (Tyrannidae)		1	
<i>Myiodynastes chrysocephalus</i> (Tyrannidae)		1	
<i>Thraupis cyanocephala</i> (Thraupidae)		3	2
<i>Wilsonia canadensis</i> (Parulidae)		1	
<i>Zonotrichia capensis</i> (Emberizidae)		1	1
<i>Lesbia nuna</i> (Trochilidae)			1

3.4.3 NAHRUNGSGILDEN

Untersucht man die Zugehörigkeit der in den verschiedenen Waldstrukturtypen nachgewiesenen Arten zu den Nahrungsgilden, so ergibt sich Abb. 55. Es zeigt sich, dass in den drei Waldstrukturtypen die Insectivoren mit 21 bis 24 Arten die artenreichste Nahrungsgilde bilden. In den Waldresten stellen sie sogar 50% der nachgewiesenen Arten. Die Zahl der frugivoren Arten nimmt vom primären Schluchtwald über den anthropogen beeinflussten Schluchtwald zu den Waldresten hin deutlich ab. Mit 19 Arten sind die Nectarivoren vor allem im anthropogen beeinflussten Schluchtwald anzutreffen, da sich hier die Habitate der verschiedenen Arten überschneiden. Während im primären Schluchtwald keine granivoren Arten anzutreffen sind, nimmt deren Anzahl zu den Waldresten hin zu. Die Zahl der omnivoren Arten nimmt dagegen vom primären Waldstrukturtyp zu den Waldresten hin ab, in welchen keine omnivore Art nachgewiesen werden konnte.

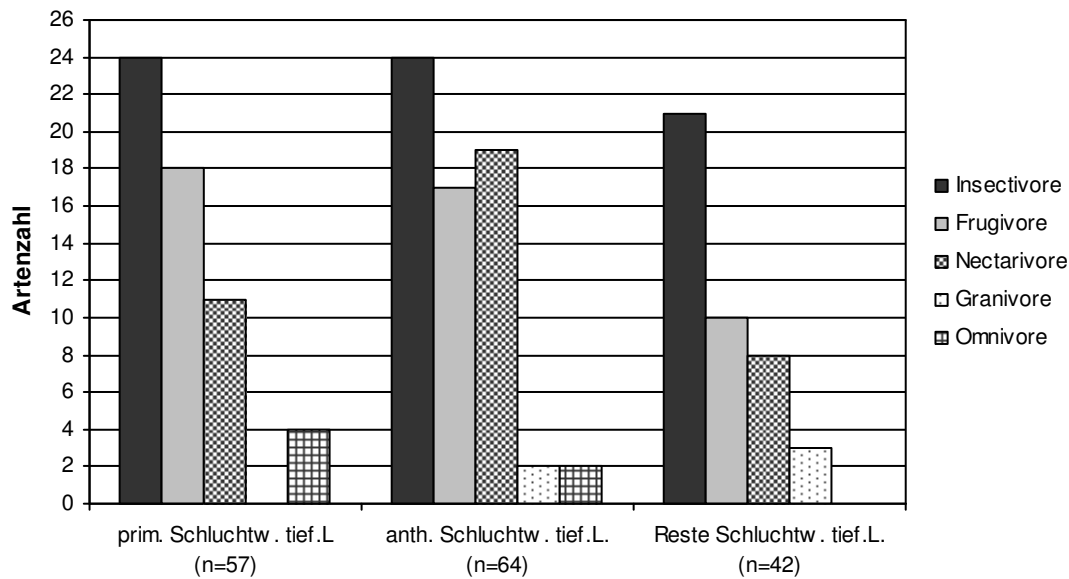


Abb. 55: Nahrungsgilden in den Schluchtwäldern tieferer Lagen entlang des Gradienten anthropogenen Einflusses

3.4.4 β -DIVERSITÄT

Die Ähnlichkeit der Artenspektren der verschieden stark vom Menschen beeinflussten Schluchtwaldtypen lässt sich mit der β -Diversität beschreiben. Die Ergebnisse des Morisita-Horn-Index (Tab. 15) zeigen, dass sich die Vogelmenschen der Typen ‚Primärer Schluchtwald tieferer Lagen‘ und ‚Anthropogen beeinflusster Schluchtwald tieferer Lagen‘ sowie letzterer Typ und die ‚Reste von Schluchtwald tieferer Lagen‘ jeweils am ähnlichsten sind (Werte von 0,61 bzw. 0,6). Die wenigsten Gemeinsamkeiten zeigen dagegen die Strukturtypen ‚Primärer Schluchtwald tieferer Lagen‘ und ‚Reste von Schluchtwald tieferer Lagen‘ mit einem Wert von 0,48. Diese Ergebnisse stimmen auch mit den Erkenntnissen aus der Auswertung der Habitatpräferenzen und der Anzahl der Wald- bzw. Waldrandarten in den verschiedenen Waldstrukturtypen überein.

Tab. 15: β -Diversität als Morisita-Horn-Index (0=keine Ähnlichkeit, 1=Übereinstimmung)

Waldstrukturtyp	anth. Schluchtw. tief.L.	Rest Schluchtw. tief.L.
prim. Schluchtw. tief.L.	0,61	0,48
anth. Schluchtw. tief.L.	-	0,60

Insgesamt betrachtet spiegelt sich die Mittelstellung des Strukturtyps ‚Anthropogen beeinflusster Schluchtwald tieferer Lagen‘ hinsichtlich des Grades menschlicher Einflussnahme auch in der Zusammensetzung der anzutreffenden Vogelmenschen wider. Entlang dieses Gradienten menschlichen Einflusses vom primären Waldstrukturtyp hin zu den inselhaften Waldresten nehmen die typischen Waldarten in ihrer Zahl ab und werden von typischen Waldrandarten bzw. Arten halboffener Habitate ersetzt, welche in der Regel anpassungsfähiger an Habitatveränderungen sind als die typischen Waldarten.

4 DISKUSSION

4.1 METHODEN ZUR ERFASSUNG TROPISCHER VOGELGEMEINSCHAFTEN

Viele der in Mitteleuropa und Nordamerika etablierten Verfahren zur Erfassung von Vogelgemeinschaften lassen sich in den überaus artenreichen und oftmals sehr komplexen und heterogenen Lebensräumen der Tropen nicht oder nur in abgewandelter Form einsetzen (TERBORGH et al. 1990).

Die in den gemäßigten Breiten häufig angewendete Methode der **Revierkartierung** beruht z.B. auf der Annahme, dass die meisten Vogelarten monogame Paare bilden, ein festes Revier zur Brutzeit durch Gesang anzeigen und dieses gegen Reviernachbarn verteidigen (BIBBY et al. 1995). In den tropischen Lebensräumen treten aber auch andere Brutsysteme auf. Manche Vogelarten besetzen kein festes Revier, sondern ziehen in ‚gemischten Trupps‘ in großen Gebieten umher (FJELDSÅ & KRABBE 1990). Möglich ist auch das ganzjährige Besetzen von Brutrevieren, was dann oftmals zu einer reduzierten Gesangsaktivität bei den jeweiligen Arten führt (KARR 1981b). Ein weiteres Problem besteht darin, dass manche Arten nur einmal im Jahr brüten, andere Arten dagegen mehrmals im Jahr Bruten durchführen, was gleichfalls zu einer ungleichen Gesangsaktivität der verschiedenen Arten führt (KARR 1981b).

Im Untersuchungsgebiet treten durch die Steilheit der Hänge, die Unzugänglichkeit des Bergregenwaldes bzw. die Lage des vorhandenen Wegenetzes weitere Probleme auf. Die häufig auch in den Tropen angewendete Methode der **Transektkartierung** (z.B. STREWE 2003) wird vor allem für offene, einförmige und artenarme Habitate empfohlen (BIBBY et al. 1995, GREGORY et al. 2004). Im kleinräumig strukturierten Bergregenwald der ECSF mit seinem zum Teil sehr dichten Unterwuchs schien diese Methode jedoch nicht geeignet, zumal sich die Transekte an den bereits vorhandenen Wegen hätten orientieren müssen. Die Steilheit dieser Wege bzw. deren Lage in oder an Bachläufen hätten jedoch sowohl eine optische als auch eine akustische Erfassung der Vogelwelt während der Begehung sehr schwierig gemacht. Aus eben diesen Gründen wird von DAWSON (1981) für schwieriges Gelände die Punkt-Stop-Methode empfohlen.

Die für die vorliegende Untersuchung ausgewählte Methode der **Punkt-Stop-Beobachtung** eignet sich nach JEDICKE (1994) und BIBBY et al. (1995) vor allem für die Erfassung von Vogelgemeinschaften kleinräumig strukturierter Gebiete und zur Ermittlung der Habitatpräferenzen verschiedener Arten. GREGORY

et al. (2004) geben weiterhin an, dass diese Methode für Gebiete mit dichtem Unterwuchs und für schwer zugängliche Gebiete besonders gut geeignet ist. Als ein Nachteil der Punkt-Stop-Methode wird der Zeitverlust beim Wechseln der Beobachtungspunkte genannt, welcher z.B. bei der Transekt-Methode nicht auftritt (GREGORY et al. 2004). Ein weiterer Nachteil sind mögliche Doppelzählungen, die vor allem bei längerer Beobachtungsdauer auftreten können. Je länger die Beobachtung andauert, umso größer ist die Möglichkeit für mobile Arten, ihren Standort zu wechseln (SCOTT & RAMSEY 1981, GREGORY et al. 2004). Für Erhebungen in den gemäßigten Breiten werden daher optimale Beobachtungsdauern von 10 Minuten (FULLER & LANGSLOW 1984) bzw. 15 Minuten (JEDICKE 1994) angegeben. Nach KARR (1981b) sollte die Beobachtungsdauer für Untersuchungen in den Tropen jedoch entsprechend angepasst werden. THIOLLAY (1997) beobachtete in einem neotropischen Tieflandregenwald in Französisch-Guayana jeweils 20 Minuten lang, KAESLIN (2002) in einem ecuadorianischen Tieflandregenwald für eine Dauer von 25 Minuten. Eigene Erfahrungen während der vorliegenden Untersuchung zeigen, dass die gewählte Beobachtungsdauer von 30 Minuten für das Untersuchungsgebiet günstig war. Während der Beobachtungszeit wurden die räumliche Lage aller Vogelindividuen zum Beobachter notiert und mögliche Bewegungen der Individuen im Beobachtungsgebiet berücksichtigt, so dass die Gefahr von Doppelzählungen minimiert wurde. Trotz der langen Beobachtungszeit konnten an manchen Beobachtungspunkten gelegentlich nur ein oder zwei Vogelindividuen nachgewiesen werden.

Von vielen Autoren (z.B. KARR 1981b, TERBORGH et al. 1990, POULSEN 1994, REMSEN 1994) wird aufgrund der oben aufgeführten Schwierigkeiten zur Erfassung tropischer Vogelmenschen eine Kombination verschiedener Methoden empfohlen. In der vorliegenden Untersuchung wurden die Daten der Punkt-Stop-Beobachtungen durch **Netzfänge** ergänzt, um auch versteckt lebende und wenig ruffreudige Arten im unteren Stockwerk der verschiedenen Waldstrukturtypen zu erfassen. CHAVEZ (2001) verwendete die gleiche Methodenkombination zur Erfassung der Vogelmenschen zweier Bergregenwälder im Chocó im Nordwesten Ecuadors und KAESLIN (2002) arbeitete ebenfalls erfolgreich mit dieser Kombination in einem ecuadorianischen Tieflandregenwald. Auch in der hier vorliegenden Untersuchung erwies sich diese Kombination als günstig, da acht Vogelarten ausschließlich durch Netzfänge nachgewiesen werden konnten. Es handelt sich hierbei um Arten, die optisch unauffällig und akustisch eher leise sind: vier Kolibri- (Trochilidae), zwei Tyrannen- (Tyrannidae) sowie je eine Specht- (Picidae) und Eulenart (Strigidae). Auch in der Un-

tersuchung von KAESLIN (2002) sind diejenigen Vogelarten, die ausschließlich durch Netzfänge nachgewiesen wurden, überwiegend als unauffällig zu bezeichnen. Die für die Netzfänge in dieser Untersuchung gewählte Maschenweite von 16mm erwies sich ebenfalls als günstig, da mit den Netzen Vogelindividuen mit einer Länge von nur 8,5cm und einem Gewicht von 2,5g (*Adelomyia melanogenys* - Trochilidae) bis hin zu Individuen mit einer Länge von 35cm und 157g Gewicht (*Aulacorhynchus prasinus* - Ramphastidae) gefangen werden konnten. Die Kennzeichnung der gefangenen Individuen mit Farbringen bzw. durch das Kürzen von Schwanzfedern bei Kolibris, ermöglichte einen Wiederaufstieg von 32 Individuen und eine Wiedersichtung von 27 Individuen mit dem Fernglas.

In Anbetracht der hohen Entwaldungsraten in den tropischen Anden (z.B. HAMILTON et al. 1995, DOUMENGE et al. 1995) ist es häufig nötig, möglichst innerhalb kurzer Zeiträume einen Überblick über die Flora und Fauna bestimmter Gebiete zu bekommen. Die Erkenntnisse über die gerade in den neotropischen Bergwäldern häufig sehr hohe Diversität können dann eventuell zur raschen Ausweisung von Schutzgebieten genutzt werden. Um die Vogelgemeinschaften tropischer Bergwälder möglichst rasch zu erfassen („rapid assessment“), wurde von POULSEN et al. (1997) die von MACKINNON & PHILLIPS (1993) vorgeschlagene „20-species-list“-Methode verwendet. Hierbei werden beim Durchwandern des zu untersuchenden Gebietes 20 nacheinander nachgewiesene Vogelarten in einer Liste notiert und dann die nächste Liste für 20 Arten begonnen. Aus der Addition der in jeder Liste neu hinzu kommenden Arten lässt sich dann eine Akkumulationskurve erstellen. Eine kritische Bewertung dieser Methode sowie einen Überblick über mögliche statistische Auswertungsverfahren geben HERZOG et al. (2002). Nach den Erkenntnissen dieser Autoren scheint diese Methode eine viel versprechende Technik für relativ rasch durchzuführende Naturschutzstudien und ökologische Untersuchungen über die Diversitätsmuster tropischer Vögel zu sein.

4.2 DISKUSSION DER ERGEBNISSE

4.2.1 ARTENREICHTUM UND DIVERSITÄT

Die im Rahmen dieser Arbeit für das Untersuchungsgebiet erhobenen Daten bezüglich Artenreichtum und α -Diversität der Vogelmensschaften lassen sich mit ähnlichen Studien aus der näheren Umgebung des Untersuchungsgebietes und anderen Untersuchungen zu tropischen Avizönosen vergleichen, wobei die zum Teil unterschiedlichen Erfassungsmethoden zu beachten sind.

BLOCH et al. (1991) untersuchten die Vogelmensschaften des Podocarpus-Nationalparks und beschrieben hierbei 560 Arten, wobei sich ihre Schätzung auf bis zu 800 Arten für die verschiedenen Habitate dieses hochdiversen Nationalparks beläuft. Von RASMUSSEN & RAHBEK (1994) wurde eine Liste der Vogelarten des Podocarpus-Nationalparks herausgegeben. Das Untersuchungsgebiet ‚Loja-Zamora-Road‘ mit den Höhenstufen ‚subtropical zone‘ (1500-2500m N.N.) und ‚temperate zone‘ (2500-3700m N.N.) kann als Referenz für das Untersuchungsgebiet der hier vorliegenden Arbeit herangezogen werden. JIMÉNEZ & LÓPEZ (1999) haben eine Artenliste für das Gebiet ‚San Francisco‘ veröffentlicht, welches sich in unmittelbarer Nachbarschaft des Geländes der ECSF ebenfalls in den oben genannten Höhenstufen befindet und somit mit dem Untersuchungsgebiet dieser Arbeit verglichen werden kann. 34 Vogelarten konnten im Gebiet der ECSF nachgewiesen werden, die weder bei RASMUSSEN & RAHBEK (1994) noch bei JIMÉNEZ & LÓPEZ (1999) für die angegebenen Gebiete aufgeführt werden. Hinzu kommen fünf weitere Arten, die von BRAUN & MATT (pers. Mitt.) bzw. SCHMID (pers. Mitt.) beobachtet wurden und ebenfalls neu für die nähere Umgebung des Untersuchungsgebietes sind. Diese Arten sind in Tab. 16 aufgelistet.

Tab. 16: Vogelarten des Untersuchungsgebietes, die in der näheren Umgebung noch nicht nachgewiesen wurden

Artname	deutscher Name	Familie	Nachweis
<i>Nothocercus bonapartei</i>	Bergtinamu	Tinamidae	eigene Beobachtung
<i>Nothocercus julius</i>	Gelbbrusttinamu	Tinamidae	BRAUN & MATT (pers. Mitt.)
<i>Bubulcus ibis</i>	Kuhreiher	Ardeidae	eigene Beobachtung
<i>Leucopternis princeps</i>	Prinzenbussard	Accipitridae	eigene Beobachtung
<i>Buteo nitidus</i>	Zweibindenbussard	Accipitridae	eigene Beobachtung
<i>Falco peregrinus</i>	Wanderfalke	Falconidae	eigene Beobachtung
<i>Otus petersoni</i>	Zimtkreischeule	Strigidae	eigene Beobachtung

Tab. 16 (fortgesetzt): Vogelarten des Untersuchungsgebietes, die in der näheren Umgebung noch nicht nachgewiesen wurden

Artname	deutscher Name	Familie	Nachweis
<i>Otus albobularis</i>	Weißkehleule	Strigidae	eigene Beobachtung
<i>Nyctibius griseus</i>	Urutau-Tagschläfer	Nyctibiidae	eigene Beobachtung
<i>Caprimulgus longirostris</i>	Spiegel-Nachtschwalbe	Caprimulgidae	eigene Beobachtung
<i>Uropsalis segmentata</i>	Schwalbenschwanz-Nachtschwalbe	Caprimulgidae	BRAUN & MATT (pers. Mitt.)
<i>Eutoxeres aquila</i>	Adlerschnabel	Trochilidae	eigene Beobachtung
<i>Heliodoxa rubinoides</i>	Braunbauch-Brillant	Trochilidae	eigene Beobachtung
<i>Pterophanes cyanopterus</i>	Blauflügelkolibri	Trochilidae	eigene Beobachtung
<i>Myrtis fanny</i>	Bandelfe	Trochilidae	eigene Beobachtung
<i>Pharomachrus antisianus</i>	Kammtrogon	Trogonidae	eigene Beobachtung
<i>Campephilus pollens</i>	Zimtbindenspecht	Picidae	eigene Beobachtung
<i>Campephilus haematogaster</i>	Blutbauchspecht	Picidae	eigene Beobachtung
<i>Synallaxis unirufa</i>	Rostschlüpfer	Furnariidae	eigene Beobachtung
<i>Thamnophilus aethiops</i>	Trauerwollrücken	Thamnophilidae	eigene Beobachtung
<i>Chamaeza mollissima</i>	Binden-Ameisendrossel	Formicariidae	eigene Beobachtung
<i>Grallaria guatemalensis</i>	Schuppenkopf-Ameisenpitta	Formicariidae	BRAUN & MATT (pers. Mitt.)
<i>Scytalopus latrans</i>	Kleiner Einfarbtapaculo	Rhinocryptidae	eigene Beobachtung
<i>Scytalopus parkeri</i>	Bambustapaculo	Rhinocryptidae	eigene Beobachtung
<i>Pseudotriccus pelzelni</i>	Bronzetyrann	Tyrannidae	eigene Beobachtung
<i>Rhynchocyclus fulvipectus</i>	Ockerbrust-Kreisschnabel	Tyrannidae	eigene Beobachtung
<i>Myiobius villosus</i>	Borstentyrann	Tyrannidae	eigene Beobachtung
<i>Myiophobus flavicans</i>	Gilbtyrann	Tyrannidae	eigene Beobachtung
<i>Ochthoeca fumicolor</i>	Rauchtyrann	Tyrannidae	eigene Beobachtung
<i>Ochthoeca diadema</i>	Diademtyrann	Tyrannidae	eigene Beobachtung
<i>Myiarchus cephalotes</i>	Taczanowskityrann	Tyrannidae	eigene Beobachtung
<i>Pachyramphus versicolor</i>	Wellenbekarde	Tyrannidae	eigene Beobachtung
<i>Doliornis remseni</i>	Kastanienbauch-Kotinga	Cotingidae	BRAUN & MATT (pers. Mitt.)
<i>Chlorophonia pyrrhophrys</i>	Schwarzbrauenorganist	Thraupidae	eigene Beobachtung
<i>Euphonia cyanocephala</i>	Goldbürzelorganist	Thraupidae	eigene Beobachtung
<i>Tangara viridicollis</i>	Silbertangare	Thraupidae	eigene Beobachtung
<i>Buthraupis wetmorei</i>	Wetmore-Tangare	Thraupidae	SCHMID (pers. Mitt.)
<i>Chlorothraupis frenata</i>	(Olive Tanager)	Thraupidae	eigene Beobachtung
<i>Saltator cinctus</i>	Maskensaltator	Cardinalidae	eigene Beobachtung

Die Gesamtzahl von 227 Arten, die im Untersuchungsgebiet in einer Höhe zwischen 1800m und 3150m N.N. nachgewiesen wurden, passt gut zu den Ergebnissen anderer Untersuchungen. Entlang der gesamten ‚Loja-Zamora-Road‘ wurden in einer Höhe zwischen 1000m und 2800m N.N. 362 Vogelarten nach-

gewiesen (RAHBEEK et al. 1995). JIMÉNEZ & LÓPEZ (1999) beschreiben für das Gebiet ‚San Francisco‘ in einer Höhe zwischen 1500m und 2900m N.N. 310 Vogelarten. Für das Untersuchungsgebiet Cajanuma, das an der Westgrenze des Podocarpus-Nationalparks liegt, wurden von ANDRADE (1996) 212 Vogelarten nachgewiesen. Diese Zahl lässt sich aber nur schlecht mit der im Untersuchungsgebiet beschriebenen Artenzahl vergleichen, da die charakteristische Vegetation in Cajanuma zwischen 2750m und 3000m N.N. durch Nebelwald gebildet wird, während im Gebiet der ECSF in den höheren Lagen der azonale *Purdiaea-nutans*-Wald (vgl. Kapitel 4.2.2.2) und eine páramo-ähnliche Vegetationsform angetroffen werden. Dementsprechend ist auch die Artenzusammensetzung der Vogelmenschen dieser beiden Gebiete recht unterschiedlich. Ähnliches gilt für die Untersuchung von POULSEN & KRABBE (1998) in fünf verschiedenen Nebelwäldern Ecuadors an der Westabdachung der Anden, in der für eine Meereshöhe zwischen 3000m und 3350m N.N. Artenzahlen zwischen 65 und 80 nachgewiesen wurden.

CHAVEZ (2001) konnte durch Punkt-Stop-Beobachtungen und Netzfänge 137 bzw. 120 Vogelarten in den beiden Untersuchungsgebieten ‚Guajalito‘ und ‚Otonga‘ nachweisen, die in den Nebelwäldern der nordwestecuadorianischen Anden in einer Meereshöhe zwischen 1800m und 2200m N.N. liegen. Diese Artenzahlen stimmen nach CHAVEZ (2001) gut mit früheren Untersuchungen aus Costa Rica, Kolumbien und Brasilien überein. Im Gebiet der ECSF konnten 125 Vogelarten für diesen Höhenbereich nachgewiesen werden, wobei 112 Arten das Zentrum ihrer Höhenverbreitung in diesem Bereich haben (vgl. Kapitel 3.2.5.1). Diese Artenzahlen stimmen sehr gut mit den von CHAVEZ (2001) erhobenen Daten überein.

Untersuchungen aus Regenwäldern Boliviens (HERZOG et al. 2005) ergeben für einen Transekt aus dem Tiefland bis zu einer Höhe von 3400m N.N. eine Gesamtzahl von 449 Vogelarten. Eine Unterteilung dieser Daten in Höhenabschnitte von 250m ergibt vergleichbare Werte mit den vorliegenden Ergebnissen aus dem Gebiet der ECSF. In den Bereichen 1800-1999m und 2000-2249m liegen die Artenzahlen in Ecuador mit 100 bzw. 105 deutlich höher als diejenigen in Bolivien mit 63 und 76 Arten (HERZOG et al. 2005). Im Höhenbereich 2250-2499m nähern sich die Werte an (68 Arten in Ecuador und 58 in Bolivien), oberhalb 2500m N.N. liegen die bolivianischen Artenzahlen höher, da im ecuadorianischen Untersuchungsgebiet oberhalb von ca. 2650m N.N. eine páramo-ähnliche Vegetation beginnt, die bis zum Gipfel des sog. ‚Antennenberges‘ auf 3150m N.N. hinaufreicht. In der Untersuchung aus Bolivien sind dagegen bis in

eine Höhe von 3400m N.N. Wälder anzutreffen, in denen entsprechend mehr Vogelarten vorkommen (HERZOG et al. 2005).

RENNER (2003) untersuchte einen Nebelwald in Guatemala in einer Höhe zwischen 1980m und 2550m N.N. In diesem Gebiet konnten durch Transektbegehungen und Netzfänge 99 Brutvogelarten nachgewiesen werden. Für diesen Höhenbereich liegt die Zahl der Vogelarten in der hier vorliegenden Untersuchung bei 120 und ist damit deutlich höher als die in Guatemala ermittelte Artenzahl.

Untersuchungen aus Tieflandregenwäldern lassen sich aufgrund der sehr unterschiedlichen Höhenlage nur schlecht mit den in dieser Arbeit erhobenen Daten vergleichen. Dies gilt sowohl für die Erhebungen von KASELIN (2002) über die Vogelmenschen eines Tieflandregenwaldes am Río Napo in Ecuador, wo durch Netzfänge und Punkt-Stop-Beobachtungen insgesamt 251 Vogelarten nachgewiesen wurden, als auch für die Vielzahl ornithologischer Untersuchungen im Gebiet der Forschungsstation ‚La Selva‘ in Costa Rica. Dort konnte nach LEVEY & STILES (1994) eine Gesamtartenzahl von 411 Vogelarten ermittelt werden, wobei durch die Lage des Gebietes sehr viele Zugvögel (86 Arten) und Höhenmigranten (35 Arten) nachgewiesen werden konnten. Als Brutvogelarten werden für ‚La Selva‘ 256 Arten angegeben, was wiederum gut mit den von KASELIN (2002) ermittelten Artenzahlen aus Ecuador übereinstimmt. Auf demselben Niveau bewegen sich auch die 256 Arten, die von THIOLLAY (1997) in einem Tieflandregenwald in Französisch-Guayana durch Punkt-Stop-Beobachtungen nachgewiesen werden konnten.

Der höchste Artenreichtum in Südamerika findet sich nach FJELDSÅ & RAHBEK (1998) nicht im tropischen Tiefland, sondern entlang der östlichen Andenabdachung der Tropen, wobei der höchste Vogelartenreichtum in den äquatorialen Anden anzutreffen ist. So fand TERBORGH (1971) entlang eines Höhengradienten in den östlichen Anden Perus, der aus dem Tieflandregenwald über Bergregenwald, Nebelwald und Elfenwald bis zum darüber anschließenden Páramo-Grasland auf maximal 3500m N.N. führte, durch Netzfänge eine Gesamtzahl von 410 Vogelarten. Das Maximum der Artenzahlen lag dabei im Bergregenwald zwischen 1200m und 1600m N.N. (TERBORGH 1977). Betrachtet man für die Umgebung des Untersuchungsgebietes der ECSF auch die Artenzahlen aus anderen ornithologischen Studien vor allem tieferer Lagen, so zeigt sich auch hier eine deutlich höhere Gesamtartenzahl als sie für den Höhenbereich zwischen 1800m und 3150m N.N. ermittelt werden konnte. So wurden von RASMUSSEN & RAHBEK (1994) 362 Vogelarten entlang der ‚Loja-Zamora-Road‘ (1000-2800m N.N.) und 292 Arten im tiefer gelegenen Untersuchungsgebiet

‚Río Bombuscaro‘ (950-1300m N.N.) nachgewiesen. Die höchsten Artenzahlen wurden dabei mit 317 Arten für eine mittlere Höhenzone zwischen 1500m und 2500m N.N. angegeben (RAHBK et al. 1995).

Betrachtet man die potentiellen Artenzahlen der verschiedenen im Gebiet der ECSF untersuchten Waldstrukturtypen (vgl. Kapitel 3.2.2.2), zeigt sich, dass vor allem im Strukturtyp ‚Primärer Schluchtwald höherer Lagen‘ noch eine weitaus höhere Artenzahl erwartet werden kann, da hier nur 38% (ACE) bzw. 27% (Chao1) des potentiellen Artenreichtums nachgewiesen werden konnten. In den anderen Strukturtypen liegen die nachgewiesenen Artenzahlen zwar bei über 80% der potentiellen Artenzahlen, aber auch in diesen Bereichen sind dementsprechend noch weitere Vogelarten zu erwarten, welche die Gesamtartenzahl für das Gebiet der ECSF noch weiter erhöhen würden.

Nur in wenigen der genannten Untersuchungen werden neben dem Artenreichtum auch die α -Diversitäten angegeben. Lediglich in zwei der oben aufgeführten Arbeiten wurden Werte für Fisher’s α berechnet. Bei POULSEN & KRABBE (1998) werden für die verschiedenen Nebelwälder im Westen Ecuadors in einer Höhe zwischen 3000m und 3350m N.N. Werte zwischen 15,2 und 20,7 für Fisher’s α angegeben. In der Untersuchung von KAESLIN (2002) in einem ecuadorianischen Tieflandregenwald wurden α -Werte von maximal 27 für die Netzfänge und 19 für die Punkt-Stop-Beobachtungen berechnet. In der hier vorliegenden Untersuchung liegen die α -Diversitäten für die verschiedenen Waldstrukturtypen zwischen 21,8 und 41,5 und somit deutlich höher als in den beiden genannten Untersuchungen. Der Vergleich der ermittelten Zahlen aus dem Gebiet der ECSF mit denen aus dem Tieflandregenwald zeigt also bei der α -Diversität deutlich höhere Werte, was wiederum den Angaben bei FJELDSÅ & RAHBK (1998) entspricht.

Nach BARTHLOTT et al. (1996) gehören die Bergregenwälder Südecuadors zu einem ‚hot spot‘ der globalen Diversität. KRABBE et al. (1998) fanden in diesen Wäldern die höchsten Zahlen montaner Vogelarten Ecuadors und BLOCH et al. (1991) vermuten in den Wäldern des Podocarpus-Nationalparks bis zu 800 Vogelarten. Insofern ist der hohe Artenreichtum der Vögel im Untersuchungsgebiet der ECSF nicht verwunderlich, zumal sich das Gebiet nach FREILE & SANTANDER (2005) auf 303ha Fläche mit dem hochdiversen Podocarpus-Nationalpark überschneidet. Auch die Ergebnisse anderer Untersuchungen aus dem Forschungsgebiet der ECSF stimmen mit diesem hohen Artenreichtum in der Vogelwelt überein. DZIEDZIOCH (2001) fand eine deutlich höhere Zahl an Kolibri-

arten (Trochilidae) als sie für Untersuchungsgebiete in Kolumbien, Costa Rica und dem Amazonastiefland angegeben wurden. Als mögliche Ursache für den Reichtum an Kolibriarten führt sie die mittlere Höhenlage des ECSF-Gebietes, die ebenfalls sehr hohe Gesamtartenzahl kolibribesuchter Pflanzen als Nahrungsgrundlage der Kolibris und die sehr heterogene Struktur der Wälder mit natürlichen und anthropogen verursachten Störungen an (DZIEDZIOCH 2001). Eine hohe Artenvielfalt wurde von MATT (2001) auch für die Fledermäuse im Gebiet der ECSF nachgewiesen, welche deutlich über den Artenzahlen anderer Untersuchungen aus Ecuador liegt. Besonders die Gruppe der Nachtfalter zeigte sich als außerordentlich artenreich und hochdivers im Gebiet der ECSF. Die Untersuchungen von BREHM (2002) über die Geometridae und von SÜBENBACH (2003) über die Pyraloidea und Arctiidae ergaben α -Diversitäten, die zu den höchsten je gemessenen Werten weltweit zählen. Sehr hohe Artenzahlen zeigten sich auch bei den vaskulären Epiphyten, für die WERNER et al. (2005) bis zu 98 Arten auf einzelnen Bäumen fanden, sowie für die Familie der Orchideen (Orchidaceae), für welche im Gebiet der ECSF ca. 280 Arten beschrieben wurden und eine noch höhere Gesamtartenzahl erwartet wird (HOMEIER & WERNER 2008). Die Artenzahlen dieser beiden Untersuchungen sind die höchsten, die für neotropische Wälder bisher beschrieben wurden.

4.2.2 AUFENTHALTSPRÄFERENZEN

In Kapitel 3.2.5.1 wurden die Habitatpräferenzen der Vogelarten nach Literaturangaben (HILTY & BROWN 1986, RIDGELY & TUDOR 1989, FJELDSÅ & KRABBE 1990, RIDGELY & TUDOR 1994, RIDGELY & GREENFIELD 2001a, b) dargestellt (Abb. 33, S. 63). Betrachtet man die in dieser Untersuchung beobachteten Aufenthaltspräferenzen derjenigen Arten, die durch Punkt-Stop-Beobachtungen und Netzfänge nachgewiesen wurden, so ergibt sich Abb. 56. Die Arten wurden den Habitaten Wald bzw. Waldrand zugeordnet, wenn mindestens 75% der Individuen in diesem Habitat nachgewiesen wurden. Die übrigen Arten kommen sowohl am Waldrand als auch im Wald vor. Vergleicht man die Anteile an Wald- bzw. Waldrandarten dieser Abbildung mit den Werten aus Abb. 33, so erkennt man, dass sich in den primären Waldtypen (Ausnahme: ‚Primärer Schluchtwald tieferer Lagen‘) höhere Anteile an typischen Waldarten finden, während am ‚Waldrand tieferer Lagen‘ weniger und in den ‚Resten von Schluchtwald tieferer Lagen‘ gar keine typischen Waldarten nachgewiesen wurden. Dementsprechend

sind die Anteile der typischen Waldrandarten in den anthropogen beeinflussten Waldstrukturtypen in Abb. 56 deutlich höher als in Abb. 33. In den ‚Resten von Schluchtwald tieferer Lagen‘ liegt der Anteil nun sogar bei 50%.

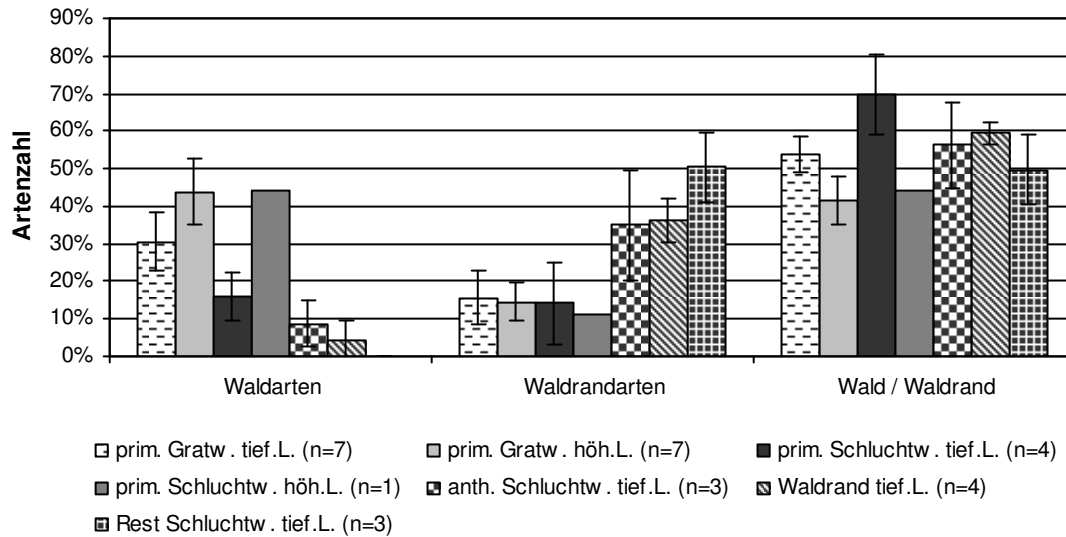


Abb. 56: Beobachtete Habitatpräferenzen der Vogelarten in den verschiedenen Waldstrukturtypen

Bei einigen Vogelarten wurden abweichende Habitatpräferenzen gegenüber den Angaben in der Literatur festgestellt. Diese Arten sind in Tab. 17 aufgeführt.

Tab. 17: Arten mit abweichenden Habitatpräferenzen im Vergleich Literatur - ECSF

Artname	deutscher Name	Familie	Habitat Literatur	beobachtetes Habitat ECSF
<i>Hemitriccus granadensis</i>	Schwarzkehl-Spateltyrann	Tyrannidae	Wald / Waldrand	Wald (100%)
<i>Lipaugus fuscocinereus</i>	Langschwanzpiha	Cotingidae	Wald / Waldrand	Wald (100%)
<i>Synallaxis unirufa</i>	Rostschlüpfer	Furnariidae	Wald / Waldrand	Wald (100%)
<i>Siptornis striaticollis</i>	Streifenhalsschlüpfers	Furnariidae	Wald / Waldrand	Waldrand (100%)
<i>Penelope barbata</i>	Bartguan	Cracidae	Wald	Wald (24%) / Waldrand (76%)
<i>Phaethornis syrmatorphorus</i>	Braunbauch-Eremit	Trochilidae	Wald	Wald (44%) / Waldrand (56%)
<i>Rupicola peruviana</i>	Felsenhahn	Cotingidae	Wald	Wald (74%) / Waldrand (26%)
<i>Phyllomyias nigrocapillus</i>	Mönchsfiegenstecher	Tyrannidae	Waldrand	Wald (40%) / Waldrand (60%)

Die vier ersten Arten konnten im Untersuchungsgebiet entweder nur im Wald oder nur am Waldrand nachgewiesen werden, während sie laut Literaturangaben auch im jeweils anderen Habitat vorkommen können. Besonders interessant ist jedoch, dass z.B. der Bartguan (*Penelope barbata*) nach den Angaben in der Literatur (FJELDSÅ & KRABBE 1990, RIDGELY & GREENFIELD 2001b) als Waldart anzusehen ist, wogegen er in dieser Untersuchung zu 76% am Waldrand nachgewiesen wurde. Ebenso wurden die Arten *Phaethornis syrmatophorus* und *Rupicola peruviana*, die als Waldarten beschrieben werden, zu 56% bzw. 26% am Waldrand nachgewiesen. Im umgekehrten Fall stammen 40% der Nachweise der Waldrandart *Phyllomyias nigrocapillus* aus dem Wald.

Die Annahme, dass im Allgemeinen mit zunehmender Meereshöhe der Artenreichtum in monotoner Art und Weise abnimmt (z.B. TERBORGH 1977, ROHDE 1992, STEVENS 1992), wurde in der jüngeren Literatur durch die Einsicht abgelöst, dass in mittlerer Meereshöhe (um 1000m N.N.) ein Maximum der Artenzahlen auftritt (z.B. RAHBEK 1995 und 1997, STOTZ et al. 1996, HERZOG et al. 2005) und der Artenreichtum dann mit weiter zunehmender Meereshöhe wieder abnimmt. Im Untersuchungsgebiet der ECSF lässt sich die Art und Weise der Abnahme des Artenreichtums mit der Höhe nur schlecht nachvollziehen, da es sich in einer Meereshöhe oberhalb 1800m N.N. befindet. Wie in Kapitel 3.2.5.1 beschrieben, kommen in diesem Gebiet die meisten Vogelarten in einer Höhe zwischen 1900m und 2000m N.N. vor, während die Artenzahl in den verschiedenen primären Waldstrukturtypen mit zunehmender Meereshöhe kontinuierlich abnimmt.

Vergleicht man die im Untersuchungsgebiet nachgewiesenen Amplituden der Meereshöhen, in welchen die Vogelarten vorkommen, mit den in der Literatur angegebenen Höhenbereichen, ergeben sich für einige Arten Abweichungen. In Tab. 18 sind diese Arten aufgelistet, auch wenn sich nur gegenüber den Angaben bei RIDGELY & GREENFIELD (2001b) Abweichungen zeigen, bei denen die Meereshöhen für die Vögel Ecuadors angegeben sind.

Tab. 18: Arten mit abweichenden Höhenamplituden im Vergleich Literatur - ECSF
 RG: Ridgely & Greenfield (2001b), HB: Hilty & Brown (1986), FK: Fjeldså & Krabbe (1990)

Artnamen	deutscher Name	Familie	Höhenamplitude (RG) [m N.N.]	max. Höhenamplitude Literatur [m N.N.]	nachgew. Höhenamplitude ECSF [m N.N.]
<i>Odontophorus speciosus</i>	Rotbrustwachtel	Odontophoridae	800-1800	800-1800	1870-2080
<i>Aratinga leucophthalmus</i>	Pavuasittich	Psittacidae	meist unter 1100	unter 1100	1910
<i>Pyrrhura albipectus</i>	Weißhalssittich	Psittacidae	meist 900-1700	meist 900-1700	1850-2080
<i>Glaucidium jardinii</i>	Andenkauz	Strigidae	meist 2000-3500	2000-3500	1880-1985
<i>Nyctibius griseus</i>	Urutau-Tagschläfer	Nyctibiidae	meist unter 1700	unter 1900	2000-2170
<i>Threnetes niger</i>	Hellschwanz-Eremit	Trochilidae	meist unter 1100	meist unter 1100	1900
<i>Eutoxeres aquila</i>	Adlerschnabel	Trochilidae	meist 400-1600	400-2100 (HB)	1880-2050
<i>Lafresnaya lafresnayi</i>	Fadenschwingenkolibri	Trochilidae	meist 2400-3500	(FK) 1900-3500	2170
<i>Pterophanes cyanopterus</i>	Blauflügelkolibri	Trochilidae	meist 3000-3600	(HB, FK) 2600-3700	2780-2800
<i>Coeligena coeligena</i>	Himmels-Musketier	Trochilidae	meist 1400-2300	1400-2600 (HB, FK)	1850-2470
<i>Coeligena torquata</i>	Krawatten-Musketier	Trochilidae	meist 2100-3000	(HB, FK) 1500-3000	1810-2550
<i>Coeligena lutetiae</i>	Braunschwingen-Musketier	Trochilidae	meist 2700-3500	2600-3600	2470
<i>Eriocnemis vestitus</i>	Bronzeschneehörschen	Trochilidae	meist 2500-3500	(HB, FK) 2250-3850	2240-2880
<i>Metallura tyrianthina</i>	Smaragdkehl-Glanzschwänzchen	Trochilidae	meist 2300-3400	(HB, FK) 1700-3800	1860-2470
<i>Thamnophilus aethiops</i>	Trauer-Wollrücken	Thamnophilidae	meist unter 1000	meist unter 1000	1870
<i>Thamnophilus unicolor</i>	Einfarb-Wollrücken	Thamnophilidae	meist 1000-2000	900-2700 (FK)	2090-2210
<i>Grallaria hypoleuca</i>	Rotrücken-Ameisenpitta	Formicariidae	1400-2200	1400-2350 (FK)	1900-2310
<i>Grallaria rufula</i>	Einfarb-Ameisenpitta	Formicariidae	meist 2200-3300	2200-3650	1950
<i>Grallaria quitensis</i>	Berg-Ameisenpitta	Formicariidae	meist 3000-4500	(FK) 2200-4000	2720 (Braun)
<i>Scytalopus latrans</i>	Kleiner Einfarbtapaculo	Rhinocryptidae	1900-2450	1500-3700 (FK)	1930-2550
<i>Phyllomyias nigrocapillus</i>	Mönchsfiegenstecher	Tyrannidae	2300-3300	(HB, FK) 1600-3400	1900-2550
<i>Mecocerculus stictopterus</i>	Weißbinden-Tachuri	Tyrannidae	meist 2400-3500	(HB, FK) 1800-3700	1900-2470

Tab. 18 (fortges.): Arten mit abweichenden Höhenamplituden im Vergleich Literatur - ECSF
 RG: Ridgely & Greenfield (2001b), HB: Hilty & Brown (1986), FK: Fjeldså & Krabbe (1990)

Artnamen	deutscher Name	Familie	Höhenamplitude (RG) [m N.N.]	max. Höhenamplitude Literatur [m N.N.]	nachgew. Höhenamplitude ECSF [m N.N.]
<i>Myiophobus cryptoxanthus</i>	Olivhauben-Tyrann	Tyrannidae	meist 400-1400	300-1600	1850
<i>Contopus sordidulus</i>	Westlicher Waldtyrann	Tyrannidae	bis 1700	bis 2600 (HB, FK)	2420-2440
<i>Ochthoeca fumicolor</i>	Rauchtyrann	Tyrannidae	2800-4200	(FK) 2400-4400	2500
<i>Myiotheretes striaticollis</i>	Strauchtyrann	Tyrannidae	meist 2400-3200	(HB) 1500-3700	1820-2170
<i>Ampelion rubrocristatus</i>	Rotschopf-Kotinga	Cotingidae	meist 2500-3500	2200-3700	1910
<i>Cyclarhis gujanensis</i>	Rostbrauen-Vireo	Vireonidae	900-1900	900-3050 (FK)	1810-2550
<i>Turdus fuscater</i>	Riesendrossel	Turdidae	meist 2500-4000	(HB) 1400-4250	1810-2550
<i>Notiochelidon murina</i>	Mausschwalbe	Hirundinidae	meist 2500-4000	(FK) 2100-4300	1850-3150
<i>Thryothorus euophrys</i>	Fraser-Zaunkönig	Troglodytidae	meist 2200- 3200	(FK) 1850-3500	1880-2300
<i>Parula pitaiayumi</i>	Elfen-Waldsänger	Parulidae	meist 900-1800	bis 2600 (HB, FK)	1890-2075
<i>Myioborus melanocephalus</i>	Brillen-Waldsänger	Parulidae	meist 2200-4000	2000-3950	1900-2550
<i>Basileuterus luteoviridis</i>	Bonaparte-Waldsänger	Parulidae	meist 2500-3200	2300-3400	1900-2550
<i>Diglossopsis cyanea</i>	Masken-Hakenschnabel	Thraupidae	meist 2400-3500	(HB) 1800-3700	1880-2565
<i>Euphonia laniirostris</i>	Dickschnabelorganist	Thraupidae	meist unter 1500	bis 1800	1870-1890
<i>Tangara vassorii</i>	Vassoritangare	Thraupidae	meist 2000-3300	2000-3400	1850-2465
<i>Anisoganthus lacrymosus</i>	Tränenbergtangare	Thraupidae	meist 2300-3200	2300-3800	1820-2550
<i>Chlorothraupis frenata</i>	(Olive Tanager)	Thraupidae	600-1100	400-1600	1880-2000

Von diesen 39 Vogelarten, die in Tab. 18 aufgeführt sind, weichen 18 Arten in ihrer Höhenamplitude von allen in der Literatur angegebenen Höhenbereichen ab, die übrigen 21 Arten zeigen Unterschiede gegenüber den Höhenangaben bei RIDGELY & GREENFIELD (2001b), werden jedoch von anderen Autoren (HILTY & BROWN 1986 bzw. FJELDSÅ & KRABBE 1990) im entsprechenden Höhenbereich angegeben. Hierbei ist allerdings zu bedenken, dass bei HILTY & BROWN (1986) die Vogelwelt Kolumbiens und bei FJELDSÅ & KRABBE (1990) die Vögel der

gesamten Andenkette beschrieben werden, während RIDGELY & GREENFIELD (2001a, b) die Vogelwelt Ecuadors darstellen und daher als eigentliches Referenzwerk gelten. Maximale Unterschiede der Höhenangaben finden sich für die Art *Chlorothraupis frenata* (Thraupidae), die 900m höher nachgewiesen werden konnte als bei RIDGELY & GREENFIELD (2001b) beschrieben, sowie für den Trauerwollrücken (*Thamnophilus aethiops* - Thamnophilidae), den Pavuasittich (*Aratinga leucophthalmus* - Psittacidae) und den Hellschwanz-Eremit (*Threnetes niger* - Trochilidae), welche ebenfalls über 800m höher beobachtet werden konnten, als in der Literatur angegeben. Im umgekehrten Fall wurde die Maus-schwalbe (*Notiochelidon murina* - Hirundinidae) 650m tiefer nachgewiesen als in der Literatur für Ecuador angegeben und auch der Bonaparte-Waldsänger (*Basileuterus luteoviridis* - Parulidae) und die Rotschopf-Kotinga (*Ampelion rubrocristatus* - Cotingidae) wurden ca. 600m tiefer beobachtet, als es die Höhenangaben bei RIDGELY & GREENFIELD (2001b) besagen.

Diese Abweichungen gegenüber der Literaturangaben bezüglich Habitatpräferenzen und Höhenamplituden zeigen, dass die Avifauna Ecuadors gerade in den Bergregenwäldern noch immer nicht erschöpfend untersucht ist, wie dies auch bei KRABBE et al. (1998) zum Ausdruck kommt. Längerfristige Forschungen in einem relativ kleinen Gebiet - wie in der hier vorliegenden Untersuchung - ergeben daher immer wieder neue Erkenntnisse über die Verbreitung der verschiedenen Vogelarten.

4.2.2.1 Aufenthaltspräferenzen der Nahrungsgilden

Bei der Betrachtung der Habitatpräferenzen der verschiedenen Nahrungsgilden erkennt man sowohl bei den insectivoren als auch bei den frugivoren Arten eine höhere Zahl typischer Waldrandarten gegenüber den typischen Waldarten (Abb. 35, S. 66). Bei den Nectarivoren überwiegen dagegen die Arten des Waldrandes gegenüber denen des Waldes. Ähnliche Ergebnisse zeigt eine Studie von RESTREPO & GÓMEZ (1998), in welcher die Vogelarten des Unterwuchses eines südwestkolumbianischen Bergregenwaldes untersucht wurden. Sowohl in der Gilde der Insectivoren als auch bei den Frugivoren wurden in dieser Studie am Waldrand deutlich weniger Arten nachgewiesen als im Inneren des Waldes. Bei den Nectarivoren dagegen wurden am Waldrand mehr Arten gefangen als im Waldinneren, was RESTREPO & GÓMEZ (1998) auf die mit zunehmender Entfernung vom Waldrand abnehmende Zahl kolibribestäubter Pflanzen zurückführen.

Auch die Verbreitung der einzelnen Nahrungsgilden entlang des Höhengradienten im Untersuchungsgebiet stimmt weitgehend mit der Verteilung aller Arten überein (vgl. Kapitel 3.2.5.2). Jeweils ca. ein Drittel der Arten aus den Gilden der Insectivoren, Frugivoren und Nectarivoren sind in einer Höhe zwischen 1900m und 2000m N.N. anzutreffen. Die Aufteilung aller im Untersuchungsgebiet nachgewiesenen Arten auf die Nahrungsgilden mit 44% insectivoren, 25% frugivoren und 15% nectarivoren Arten lässt sich mit anderen Untersuchungen vergleichen. THIOLLAY (1997) fand in einem Tieflandregenwald Französisch-Guayanas 56% Insectivore, 37% Frugivore und 7,5% Nectarivore. Diese Angaben entsprechen der Verteilung der Arten auf die Nahrungsgilden im Tieflandregenwald von ‚La Selva‘ in Costa Rica mit 54% insectivoren, 39% frugivoren und 7% nectarivoren Arten (LEVEY & STILES 1994). Bessere Übereinstimmungen mit dem Gebiet der ECSF finden sich dagegen in der Untersuchung von CHAVEZ (2001) in nordwestecuadorianischen Bergregenwäldern. In seinen beiden Untersuchungsgebieten fand er 61 bzw. 57 insectivore, 36 bzw. 30 frugivore und 15 bzw. 12 nectarivore Arten. Im Gebiet der ECSF sind in der entsprechenden Höhenstufe zwischen 1800m und 2200m N.N. 63 Insectivore, 32 Frugivore und 26 Nectarivore anzutreffen. Lediglich die Zahl der **nectarivoren** Arten (Kolibris - Trochilidae und die Gattungen *Diglossa* und *Diglossopsis* der Tangaren - Thraupidae) liegt im Gebiet der ECSF deutlich höher als in den beiden nordwestecuadorianischen Gebieten. Nach DE VRIES (2001) liegt ein möglicher Grund für die hohen Artenzahlen der Kolibris in dieser Meereshöhe im Epiphytenreichtum der Bergregenwälder. Auch DZIEDZIOCH (2001) führt die hohe Zahl an Kolibris auf die Diversität kolibribesuchter Pflanzenarten (überwiegend Epiphyten aus den Familien Bromeliaceae und Orchidaceae) und das heterogene Vegetationsmosaik aus verschiedenen strukturierten Waldeinheiten mit daran anschließenden sekundären Vegetationstypen zurück. Die Kolibrigemeinschaft in einer Meereshöhe zwischen 1900m und 2100m N.N. setzt sich nach DZIEDZIOCH (2001) lediglich aus einer geringen Anzahl von Spezialisten und einem großen Anteil von Generalisten zusammen, was in einer hohen zeitlichen und räumlichen Dynamik im Ressourcenangebot für die Kolibris begründet liegt. Die Auswertung der Netzfänge der hier vorliegenden Untersuchung zeigt beispielhaft an einer Art, welche Entfernungen manche Kolibris zurücklegen können. So wurde ein Individuum des Goldstirn-Lanzettschnabels (*Doryfera ludovicae*) auf der dem Primärwald gegenüberliegenden Seite des Río San Francisco in einem Waldrest auf 1960m N.N. gefangen, 13 Tage später am Waldrand auf der anderen Flussseite auf 1880m N.N. wiedergefangen und ging schließlich weitere 10

Tage später im ‚Primären Schluchtwald tieferer Lagen‘ auf 1915m N.N. noch einmal ins Netz. Bei dieser Art handelt es sich um einen sog. ‚Trapliner‘, welcher - im Gegensatz zu den territorialen Kolibriarten - weit verstreut vorkommende Blüten mit einer langen röhrenförmigen Krone anfliegt und hierzu eine hohe Mobilität aufweisen muss (SCHUCHMANN 1999). In der hier vorliegenden Untersuchung wurden eine Gesamtzahl von 29 Kolibriarten ermittelt, während in der Arbeit von DZIEDZIOCH (2001), die allerdings nur den Höhenbereich zwischen 1900m und 2100m N.N. berücksichtigte, 26 Arten nachgewiesen wurden. Davon waren acht Arten regelmäßig im Primärwald anzutreffen, die übrigen Arten wurden nur in verschiedenen sekundären Vegetationseinheiten und am Waldrand angetroffen (DZIEDZIOCH 2001). In dieser Untersuchung wurde durch Punkt-Stop-Beobachtungen und Netzfänge nur eine typische Waldart (*Phaethornis syrmatorphorus*) nachgewiesen, während vier Arten ausschließlich am Waldrand angetroffen wurden und 18 Arten sowohl den Waldrand als auch das Waldinnere aufsuchten. Zwei weitere Arten (*Pterophanes cyanopterus* und *Chalcostigma herrani*) sind typische Arten der Páramo-Vegetation, die sich oberhalb 2650m N.N. an den ‚Primären Gratwald höherer Lagen‘ anschließt. Die vier übrigen Kolibriarten (*Coeligena lutetiae*, *Ensifera ensifera*, *Schistes geoffroyi* und *Threnetes niger*) konnten jeweils nur einmal nachgewiesen werden, so dass zu ihren Habitatpräferenzen im Untersuchungsgebiet keine genauere Aussage getroffen werden kann. Nahezu die Hälfte der in dieser Untersuchung beobachteten Kolibriarten haben das Zentrum ihrer Verbreitung in einer Höhe zwischen 1800m und 2000m N.N. (vgl. Kapitel 3.2.5.3.2), in welcher Waldtypen unter anthropogenem Einfluss, Waldränder und offenere Vegetationstypen vorherrschen. Bei den meisten der sieben Kolibriarten, die ihr Verbreitungszentrum oberhalb 2200m N.N. haben, fällt auf, dass die Amplituden der Meereshöhe, in welcher sie beobachtet wurden, relativ groß sind (Abb. 41, S. 75). Eine mögliche Erklärung hierfür sind saisonale Höhenwanderungen, wie sie z.B. von *Metallura tyrianthina* (HILTY & BROWN 1986, HEINDL 1999) und *Colibri coruscans* (ZÜCHNER 1999) bekannt sind. Die relativ geringe Anzahl an Beobachtungen dieser beiden Arten lassen jedoch keine Rückschlüsse über eine mögliche Höhenwanderung im Untersuchungsgebiet zu, zumal keine markierten Individuen noch einmal gefangen oder beobachtet werden konnten. Andere Arten, bei denen in Abb. 41 keine Abweichungen in der Meereshöhe zu erkennen sind (z.B. *Lafresnaya lafresnayi*), wurden im Untersuchungsgebiet nur an einem Beobachtungspunkt nachgewiesen, obwohl aus der Literatur eine ausge-

prägte saisonale Höhenwanderung bekannt ist (HILTY & BROWN 1986, FJELDSÅ & KRABBE 1990).

Die Tangaren (Thraupidae) stellen im Untersuchungsgebiet mit insgesamt 39 Vertretern, von denen 25 durch Punkt-Stop-Beobachtungen und Netzfänge nachgewiesen werden konnten, die artenreichste Familie unter den **Frugivoren** dar. Während große Früchte überwiegend von Tauben (Columbidae), Papageien (Psittaciade), Hokkohühnern (Cracidae) und Trogonen (Trogonidae) gefressen werden, sorgen die Tangaren zusammen mit Drosseln (Turdidae), Schmuckvögeln (Cotingidae), Vireos (Vireonidae) und einigen Arten der überwiegend insectivoren Tyrannen (Tyrannidae) für die Ausbreitung der Samen kleinerer Früchte. Nach DE VRIES (2001) kommen ca. 40% der in Ecuador beheimateten Tangarenarten in den Bergregenwäldern der östlichen Andenabdachung (1200-2500m N.N.) vor. Betrachtet man nur die Gattung *Tangara* steigt der Anteil sogar auf 56,6% (DE VRIES 2001). Als möglichen Grund für den Reichtum an Tangarenarten in dieser Höhe nennt DE VRIES (2001) die Vielzahl an Pflanzenarten mit relativ kleinen Früchten (z.B. aus den Familien Melastomataceae und Piperaceae), welche die Hauptnahrungsquelle vieler Tangaren darstellen. Im Untersuchungsgebiet der ECSF stellen die Melastomataceae zusammen mit den Lauraceae und den Rubiaceae die artenreichsten Familien der Bäume dar, wobei erstere vor allem in den Gratwäldern zwischen 1900m und 2100m N.N. anzutreffen sind (HOMEIER et al. 2002). PAULSCH, A. (2002) beschreibt mit dem ‚makrophyllen Gratwald‘ zwischen 2000m und 2190m N.N. sogar einen Waldstrukturtyp, der durch das häufige Vorkommen der Gattungen *Miconia* und *Graffenrieda* aus der Familie der Melastomataceae gekennzeichnet wird. In der hier vorliegenden Untersuchung wurden die meisten Tangarenarten allerdings in den Strukturtypen ‚Anthropogen beeinflusster Schluchtwald tieferer Lagen‘, ‚Waldrand tieferer Lagen‘ und ‚Primärer Gratwald höherer Lagen‘ nachgewiesen (Tab. 19). Diese drei Strukturtypen zeichnen sich durch ihren Waldrandcharakter aus, die beiden ersteren in den tieferen Lagen und letzterer oberhalb 2150m N.N. mit seiner relativ lichten Struktur.

Auch Abb. 42 (S. 76) zeigt, dass die meisten Tangarenarten im Gebiet der ECSF in einer Höhe zwischen 1800m und 2000m N.N. vorkommen, wobei die meisten dieser Arten sowohl am Waldrand als auch im Wald beobachtet werden können (Abb. 38, S. 69). STREWE (2003) fand in seiner Untersuchung der Arealstrukturen von Tangaren im südwestlichen Kolumbien ebenfalls ein Maximum der Ar-

tenzahlen um 1800m N.N., da sich in dieser Höhe die Habitate der Tieflandarten mit denen der prämontanen Arten in seinem Untersuchungsgebiet überlappen.

Tab. 19: Artenzahl der Tangaren (Thraupidae) in den verschiedenen Waldstrukturtypen

Waldstrukturtyp	Artenzahl Tangaren (Thraupidae)
Primärer Gratwald tieferer Lagen	7
Primärer Gratwald höherer Lagen	11
Primärer Schluchtwald tieferer Lagen	8
Primärer Schluchtwald höherer Lagen	5
Anthropogen beeinflusster Schluchtwald tieferer Lagen	12
Waldrand tieferer Lagen	11
Reste von Schluchtwald tieferer Lagen	4

Die **Insectivoren** stellen mit 44% der Arten und 12 Familien die größte Nahrungsgilde im Untersuchungsgebiet dar. Dieser Wert stimmt gut mit den Ergebnissen von RENNER (2003) überein, der in einem Nebelwald in Guatemala ca. 40% insectivore Arten ermittelte. Mit 37 Arten sind die Tyrannen (Tyrannidae) die artenreichste Familie innerhalb der Insectivoren des Untersuchungsgebietes. Lediglich fünf Arten sind nach RIDGELY & GREENFIELD (2001a, b) typische Waldbewohner, welche alle relativ klein sind und vor allem im Unterwuchs nach Nahrung suchen. Dagegen sind viele Arten, die am Waldrand vorkommen, typische Ansitzjäger, welche kurze Jagdflüge ausführen und nach dem Fangen der Beute wieder auf den Ansitz zurückkehren (FITZPATRICK 2004). Die meisten Tyrannenarten, die im Untersuchungsgebiet durch Punkt-Stop-Beobachtungen oder Netzfänge nachgewiesen werden konnten, kommen in einer Höhe zwischen 1800m und 2000m N.N. vor (Abb. 43, S. 77).

4.2.2.2 Auswirkungen des azonalen Vorkommens von *Purdiaea nutans* auf die Aufenthaltspräferenzen verschiedener Vogelarten

Im Untersuchungsgebiet der ECSF trifft man oberhalb von ca. 2150m N.N. den ‚Primären Gratwald höherer Lagen‘ an, der seine Waldgrenze bei ca. 2650m N.N. erreicht. Nach PAULSCH, A. (2002) handelt es sich hierbei um einen zweischichtigen Waldtyp mit einer lockeren Kronenschicht, die eine Höhe von max. 10-15m erreicht. In diesem Strukturtyp finden sich keine vernetzenden Elemente wie Lianen oder Bambus. Dominant in der Baumschicht tritt die Art *Purdiaea nutans* (Cyrillaceae) auf. Die lückige Kronenschicht gewährt einen dichten

Epiphytenbewuchs aus Orchideen, Bromelien und Flechten sogar im tiefsten Stratum dieses Strukturtyps (PAULSCH, A. 2002). Dieser durch *Purdiaea nutans* geprägte Waldtyp ist allerdings nicht typisch für die südecuadorianischen Anden, sondern wird als azonaler Sonderfall angesehen (MADSEN & ØLLGAARD 1994, HOMEIER et al. 2002). Nach HOMEIER (2005) kommt *Purdiaea nutans* in den Bergwäldern Südamerikas vor allem in Kammlagen auf nährstoffarmen sauren Böden vor, deren pH-Werte häufig unter 4 liegen. Im Gebiet der ECSF führen die reliefbedingt hohen Niederschläge zusammen mit den nährstoffarmen Substraten großflächig zu stark ausgewaschenen Böden, die das Wachstum dieser Baumart begünstigen (MANDL et al. 2008). Im nahe gelegenen Podocarpus-Nationalpark fanden MADSEN & ØLLGAARD (1994) in zwei Untersuchungsflächen auf 2700m bzw. 2900m N.N. völlig anders geartete Typen von Bergregenwald, die im Unterwuchs ein dichtes Gewirr aus Kräutern, Büschen, Kletterpflanzen und Bambus aufweisen, wie es auch von ANDRADE (1996) für den Nebelwald von Cajanuma beschrieben wird. Die azonale Vegetationsform des *Purdiaea-nutans*-Waldes in den Höhenlagen des Gebietes der ECSF ist unter anderem dafür verantwortlich, dass in diesem Gebiet eine andere Avifauna anzutreffen ist als z.B. in Cajanuma. Das Fehlen von Bambus im Unterwuchs (PAULSCH, A. 2002) führt dazu, dass sich einige Vogelarten, die in der Literatur als typische ‚Bambusarten‘ beschrieben werden (Tab. 20) im Untersuchungsgebiet im dichten Unterwuchs des ‚Primären Gratwaldes höherer Lagen‘ aufhalten, der ihnen als Ersatzhabitat zu dienen scheint. Nach PAULSCH, A. (2002) formen dort vor allem Gräser, Scheibenblumengewächse (Cyclanthaceae) und bodenlebende Bromelien einen sehr dichten Unterwuchs und sorgen für eine Bodendeckung von bis zu 70%.

Tab. 20: Typische Vogelarten dichter Bambusbestände (RIDGELY & GREENFIELD 2001b), die im Gebiet der ECSF überwiegend im dichten Unterwuchs des ‚Primären Gratwaldes höherer Lagen‘ vorkommen

Artname	deutscher Name	Familie	Verbreitung [m N.N.] (Lit.)
<i>Synallaxis unirufa</i>	Rostschlüpfer	Furnariidae	2170-2550 (2200-3200)
<i>Grallaria nuchalis</i>	Rotkopf-Ameisenpitta	Formicariidae	2310-2550 (2000-3000)
<i>Grallaricula nana</i>	Grauscheitel-Stelzling	Formicariidae	2260-2550 (2000-2900)
<i>Myornis senilis</i>	Grautapaculo	Rhinocryptidae	2260-2550 (2300-3500)
<i>Scytalopus parkeri</i>	Bambustapaculo	Rhinocryptidae	2260 (2250-3150)
<i>Cinnycerthia unirufa</i>	Einfarb-Zaunkönig	Troglodytidae	2420 (2200-3400)
<i>Cinnycerthia olivascens</i>	Sepia-Zaunkönig	Troglodytidae	2130-2550 (1500-2500)
<i>Haplospiza rustica</i>	Schieferämmerling	Emberizidae	1850-2470 (1500-3300)

Alle diese Vogelarten, die laut Literatur typisch für dichte Bambusbestände sind, wurden im Unterwuchs dieses Strukturtyps angetroffen. *Haplospiza rustica* konnte durch Zufallsbeobachtungen auch zwischen 1850m und 1900m N.N. in der Nähe des Stationsgebäudes beim Fressen von Grassamen beobachtet werden. Andere für Bambus typische Vogelarten wie z.B. der Katharinasittich (*Bolborhynchus lineola* - Psittacidae), der Perlmanteltapaculo (*Acropternis orthonyx* - Rhinocryptidae) oder die Plüschkopftangare (*Catamblyrhynchus diadema* - Thraupidae), die nach ANDRADE (1996) in Cajanuma anzutreffen sind, konnten im Gebiet der ECSF vermutlich aufgrund des fehlenden Bambus nicht nachgewiesen werden.

4.2.3 FUNKTIONALE ZUSAMMENHÄNGE ZWISCHEN DER VEGETATIONS- STRUKTUR UND DER VERBREITUNG VON VOGELARTEN

Die deutlich höhere Artenvielfalt tropischer Vogelmensschaften gegenüber denen der gemäßigten Breiten wurde schon früh durch den Einfluss der strukturellen Vielfalt der Vegetation auf die Artenzahl der Vögel begründet (MACARTHUR & MACARTHUR 1961, TERBORGH 1977), da die struktureichere tropische Vegetation den Vögeln mehr Nischen bietet, als dies in den gemäßigten Breiten der Fall ist (MACARTHUR et al. 1962). Allerdings beeinflussten auch mikroklimatische, topografische und insbesondere historische Faktoren die Artbildung innerhalb der südamerikanischen Avifauna (KARR & FREEMARK 1983). Vor allem die Klimaschwankungen im Tertiär und Pleistozän spielten hierbei eine entscheidende Rolle (HAFFER 1990, NORES 1999). Den höchsten Vogelartenreichtum fanden FJELDSÅ & RAHBEK (1998) nicht in den Tieflandregenwäldern, sondern entlang der östlichen Andenabdachung in Äquatornähe, in welcher auch das Untersuchungsgebiet der vorliegenden Arbeit zu finden ist. Seit der Gebirgsbildung der Anden stellt das Tal des Río Marañon im Norden Perus eine wichtige Ausbreitungsbarriere für die montanen Vogelarten Ecuadors bzw. Perus dar (PARKER et al. 1985, SOTZ et al. 1996). Viele Vogelarten, die im südecuadorianischen Untersuchungsgebiet im Rahmen dieser Arbeit nachgewiesen werden konnten oder die in Cajanuma im Westen des Podocarpus-Nationalparks vorkommen, finden hier ihre südliche Verbreitungsgrenze und werden weiter südlich z.T. durch andere Arten der gleichen Gattung ersetzt (PARKER et al. 1985).

Auch in der hier vorliegenden Untersuchung konnten nicht alle Aspekte, welche die Zusammensetzung der Vogelgemeinschaften in den verschiedenen Waldstrukturtypen bedingen, untersucht werden. Wie in Kapitel 3.3 beschrieben, wurden 12 Vogelarten nachgewiesen, die jeweils typisch für einen bestimmten Waldstrukturtyp sind. Jeweils drei Arten fanden sich überwiegend im ‚Primären Gratwald tieferer Lagen‘ bzw. im ‚Primären Gratwald höherer Lagen‘, vier Arten im ‚Schluchtwald tieferer Lagen‘ und zwei Arten am ‚Waldrand tieferer Lagen‘ (Tab. 11, S. 78). Diese Vogelarten können somit als Kennarten der jeweiligen Vogelgemeinschaften der verschiedenen Waldstrukturtypen des Untersuchungsgebietes bezeichnet werden. Für fünf dieser Vogelarten war es möglich, Zusammenhänge zwischen den von PAULSCH, A. (2002) beschriebenen strukturellen Parametern der Vegetation und den Habitatansprüchen der Arten zu finden (vgl. Kapitel 3.3). Um weitere derartige Zusammenhänge aufzudecken, müssten in weitergehenden Untersuchungen die Anforderungen ausgewählter Vogelarten an ihre Habitate intensiv untersucht werden.

4.2.4 VOGELGEMEINSCHAFTEN IN VERSCHIEDEN STARK GESTÖRTEN WALDSTRUKTURTYPEN

Die Vogelgemeinschaften der verschieden stark vom Menschen beeinflussten Schluchtwaldtypen wurden in Kapitel 3.4 der hier vorliegenden Untersuchung vergleichend beschrieben. Wie in Abb. 53 (S. 93) dargestellt, ist der Reichtum der durch Punkt-Stop-Beobachtungen und Netzfänge nachgewiesenen Arten dabei im ‚Anthropogen beeinflussten Schluchtwald tieferer Lagen‘ mit 64 Arten am höchsten, zeigt aber im ‚Primären Schluchtwald tieferer Lagen‘ mit 57 Arten einen höheren Wert als in den Waldfragmenten des Strukturtyps ‚Reste von Schluchtwald tieferer Lagen‘ mit 42 Arten. Diese Werte stimmen mit den Angaben von FJELDSÅ et al. (1999) überein, die in einem bolivianischen Bergregenwald mit geringem anthropogenen Einfluss höhere Artenzahlen fanden als im primären Waldtyp, da weit verbreitete Vogelarten zu den Arten des Naturwaldes hinzukamen. Bei stärkerer Fragmentierung nehmen die Gesamtartenzahlen im Gebiet der ECSF dann jedoch ab, wie dies in einer Vielzahl von Untersuchungen ebenfalls nachgewiesen wurde (z.B. KATTAN et al. 1994, THIOLLAY 1997, SIGEL et al. 2006). Da verschiedene Gruppen von Vogelarten unterschiedlich auf den zunehmenden anthropogenen Einfluss reagieren, sollen diese im Folgenden näher betrachtet werden.

Von den 40 **insectivoren** Arten, die in den genannten drei Waldstrukturtypen angetroffen werden konnten, gehören 17 Arten zur Gruppe derjenigen Vögel, die vor allem im Unterwuchs vorkommen. Im ‚Primären Schluchtwald tieferer Lagen‘ sind 14 dieser Arten anzutreffen, im ‚Anthropogen beeinflussten Schluchtwald tieferer Lagen‘ sind es 11 Arten und in den ‚Resten von Schluchtwald tieferer Lagen‘ kommen noch sieben dieser Arten vor (Abb. 57). Diese Abnahme der Artenzahl entspricht den Angaben bei KATTAN et al. (1994), THIOLLAY (1997), WALTERT et al. (2004) und SIGEL et al. (2006). Allerdings sind nur vier dieser Arten, die im ‚Primären Schluchtwald tieferer Lagen‘ vorkommen, als typische Waldarten zu bezeichnen. Zwei davon (*Basileuterus tristriatus* - Parulidae, *Syndactyla subalaris* - Furnariidae) kommen auch in den beiden anderen Waldstrukturtypen vor, während eine Art (*Premnoplex brunnescens* - Furnariidae) nur im primären Wald und im ‚Anthropogen beeinflussten Schluchtwald tieferer Lagen‘ anzutreffen ist und die Art *Rhynchocylus fulvipectus* (Tyrannidae) ausschließlich im primären Strukturtyp nachgewiesen wurde. Im ‚Anthropogen beeinflussten Schluchtwald tieferer Lagen‘ kommen als typische Waldarten noch drei weitere Tyrannenarten (*Leptopogon rufipectus*, *Myiobius villosus*, *Pseudotriccus pelzelni*) hinzu, die jedoch jeweils nur ein einziges Mal nachgewiesen werden konnten. Vier weitere Insectivore des Unterwuchses (*Basileuterus coronatus* - Parulidae, *Henicorhina leucophrys* - Troglodytidae, *Grallaria hypoleuca* - Formicariidae, *Scytalopus micropterus* - Rhinocryptidae) konnten in allen drei Strukturtypen nachgewiesen werden und gehören zu denjenigen Vogelarten, die sowohl im Wald als auch am Waldrand vorkommen. Dies deckt sich mit den Angaben bei FJELDSÅ et al. (1999), die verschiedene Arten der Gattungen *Grallaria* und *Scytalopus* sowohl im dichten Unterwuchs des primären Bergregenwaldes als auch in gestörten Vegetationsbereichen antrafen.

Unter den 25 **frugivoren** Vogelarten, die in den drei Waldstrukturtypen nachgewiesen werden konnten, zählen sechs Arten zu den großen Frugivoren, die sich auch im Kronenbereich aufhalten. Im ‚Primären Schluchtwald tieferer Lagen‘ sind fünf dieser Arten anzutreffen, im ‚Anthropogen beeinflussten Schluchtwald tieferer Lagen‘ drei Arten und in den Waldresten lediglich zwei dieser Arten (Abb. 57). Auch dieser Rückgang der großen Frugivoren entlang des Gradienten zunehmender menschlicher Einflussnahme entspricht den Ergebnissen der oben genannten Untersuchungen (z.B. KATTAN et al. 1994, TURNER 1996). Im primären Schluchtwaldtyp sind drei Vogelarten (*Geotrygon frenata* - Columbidae, *Penelope barbata* - Cracidae, *Rupicola peruviana* -

Cotingidae) als typische Waldarten zu bezeichnen. Von diesen sind im anthropogen beeinflussten Schluchtwald noch zwei Arten (*Geotrygon frenata*, *Penelope barbata*) und in den Waldresten nur noch eine Art (*Penelope barbata*) anzutreffen. Während *Pharomachrus auriceps* (Trogonidae) nur im primären Schluchtwaldtyp nachgewiesen werden konnte, ließ sich *Columba fasciata* (Columbidae) nur im anthropogen beeinflussten Schluchtwald beobachten. *Chamaepetes goudotii* (Cracidae) dagegen wurde im primären Schluchtwald und in den Waldresten angetroffen. Diese drei Arten zählen zu denjenigen, die sowohl im Wald als auch am Waldrand vorkommen können.

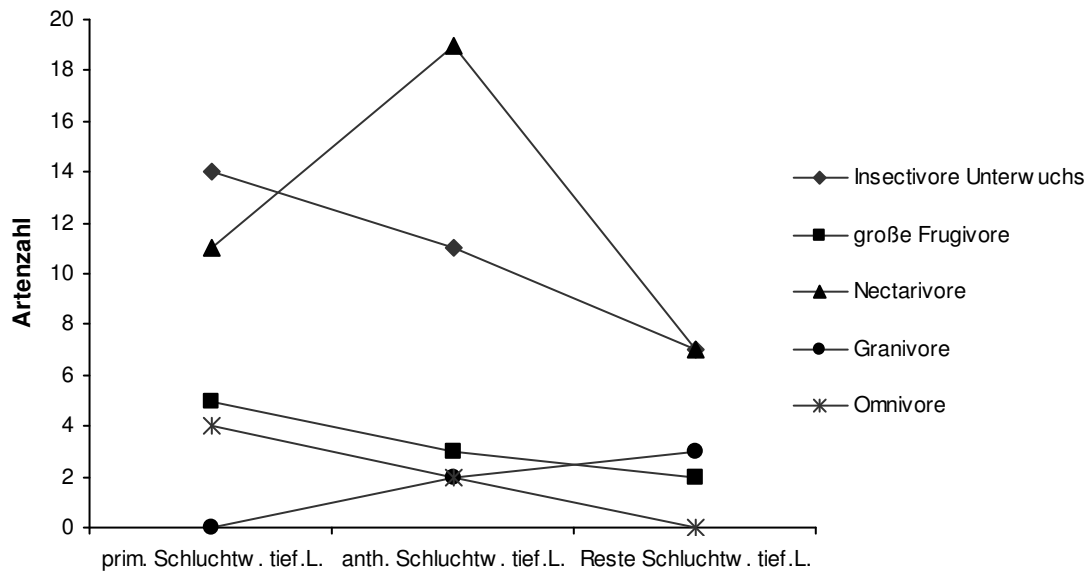


Abb. 57: Artenzahlen in den Nahrungsgilden entlang des Gradienten anthropogenen Einflusses

Unter den **nectarivoren** Vogelarten dieser drei Waldstrukturtypen konnte nur eine typische Waldart (*Phaethornis syrmatorphorus* - Trochilidae) nachgewiesen werden, welche sowohl im ‚Primären Schluchtwald tieferer Lagen‘ als auch im ‚Anthropogen beeinflussten Schluchtwald tieferer Lagen‘ vorkommt. Die meisten Nectarivoren konnten mit 19 Arten (davon drei Arten der Gattungen *Diglossa* bzw. *Diglossopsis* aus der Familie der Tangaren - Thraupidae) im anthropogen beeinflussten Schluchtwald angetroffen werden, im primären Schluchtwald waren es 11 Arten (darunter eine Art der Gattung *Diglossa*) und in den Waldresten sieben Arten (ebenfalls mit einer Art der Gattung *Diglossa*) (Abb. 57). Im anthropogen beeinflussten Schluchtwald konnten vier typische Waldrandarten nachgewiesen werden, in den Waldresten waren es zwei Arten

und auch im primären Schluchtwald wurde eine typische Waldrandart angetroffen. In allen drei Waldstrukturtypen konnten die drei Kolibriarten *Coeligena torquata*, *Colibri thalassinus*, *Doryfera ludovicae* sowie die Tangarenart *Diglossa albilatera* nachgewiesen werden. Insgesamt ist auch für die Nectarivoren eine Abnahme der Artenzahl vom primären Schluchtwald gegenüber den Waldresten zu verzeichnen. Aufgrund der Überschneidung verschiedener Habitats und dem reichen Angebot an Nahrungspflanzen findet sich die größte Artenzahl allerdings im anthropogen beeinflussten Schluchtwald. Die Artenzusammensetzung der jeweiligen Nectarivorengemeinschaft ist in allen drei Waldstrukturtypen sehr unterschiedlich. Alle nectarivoren Arten des Primärwaldes konnten zusammen mit acht zusätzlichen Arten auch im anthropogen beeinflussten Schluchtwald nachgewiesen werden, was wiederum den Angaben bei FJELDSÅ et al. (1999) entspricht. FEINSINGER et al. (1988) fanden bei der Untersuchung von Kolibrigemeinschaften in einem Störungsmosaik in Costa Rica ebenfalls eine Überschneidung der Waldarten mit denen der gestörten Bereiche.

Die Arten der **granivoren** Nahrungsgilde sind die einzigen, die durch die anthropogene Störung profitieren. Während im ‚Primären Schluchtwald tieferer Lagen‘ keine granivore Art nachgewiesen werden konnte, kommen im ‚Anthropogen beeinflussten Schluchtwald tieferer Lagen‘ zwei Arten und in den ‚Resten von Schluchtwald tieferer Lagen‘ drei Arten vor (Abb. 57). Alle diese Arten (*Atlapetes latinuchus*, *Zonotrichia capensis*, *Buarremon torquatus*) gehören zur Familie der Ammern (Emberizidae) und kommen am Waldrand oder in noch stärker gestörten halboffenen Bereichen vor. Die Zunahme der Artenzahl bei den Granivoren mit zunehmender anthropogener Störung entspricht auch den Angaben bei GRAY et al. (2007) und den Untersuchungen von RENNER (2003), der in einem Sekundärwald in Guatemala deutlich mehr granivore Arten fand als im primären Nebelwald.

Die Zahl der **omnivoren** Arten dagegen nimmt von vier Arten im primären Schluchtwald über zwei Arten im anthropogen beeinflussten Schluchtwald zu den Waldresten ohne omnivore Art entlang des Gradienten menschlicher Einflussnahme deutlich ab (Abb. 57). Auch dies entspricht den Angaben bei RENNER (2003), der ebenfalls im Naturwald mehr omnivore Arten fand als im Sekundärwald. Als einzige typische Waldart unter den Omnivoren wurde im ‚Primären Schluchtwald tieferer Lagen‘ *Nothocercus bonapartei* (Tinamidae) nachgewiesen. Dieses Tinamu konnte in den anderen Strukturtypen nicht angetroffen werden, so dass hier die Aussage von TURNER (1996) zutrifft, dass insbesondere große Arten von der anthropogenen Störung beeinflusst werden. Die gilt

jedoch erstaunlicherweise nicht für die beiden frugivoren Hokkohühner (Cracidae) *Chamaepetes goudotii* und *Penelope barbata*, die beide auch in den Waldresten nachgewiesen werden konnten.

Die deutlich niedrigere Vogelartenzahl in den ‚Resten von Schluchtwald tieferer Lagen‘ gegenüber dem ‚Primären Schluchtwald tieferer Lagen‘ belegt die Notwendigkeit, die ecuadorianischen Bergregenwälder vor anthropogenen Einflüssen zu schützen. Vor allem der Rückgang typischer Waldarten, die große Flächen ungestörten Regenwaldes benötigen, zeigt, wie wichtig der Schutz dieser Gebiete ist. Dies gilt insbesondere vor dem Hintergrund der extrem hohen Entwaldungsrate in den Bergregenwäldern Ecuadors (DOUMENGE et al. 1995, ARMENTERAS et al. 2003) und der gleichzeitig enormen Biodiversität in diesen Gebieten (BARTHLOTT et al. 1996).

4.3 FAZIT

Die in Kapitel 1 genannten Ziele der hier vorliegenden Arbeit konnten zum großen Teil erreicht werden, wie in den vorangegangenen Abschnitten erläutert wurde. Ein weiteres intensives Studium der Avifauna des Untersuchungsgebietes würde zum einen sicherlich zu einer Erhöhung der Gesamtartenzahl führen und zum anderen weitere Zusammenhänge zwischen den strukturellen Parametern der Vegetation und dem Vorkommen von Vogelarten in bestimmten Waldstrukturtypen aufzeigen.

Das erste Ziel dieser Arbeit bestand darin, den Artenreichtum und die Diversität der Avizöosen in den verschiedenen Waldstrukturtypen des Untersuchungsgebietes zu ermitteln und die Aufteilung der Vogelarten auf die verschiedenen Nahrungsgilden darzustellen. Sowohl der nachgewiesene und der potentielle Artenreichtum als auch die α -Diversitäten der Vogelgemeinschaften wurden in Kapitel 3.1 und 3.2 dieser Untersuchung beschrieben. Hinsichtlich des Artenreichtums zeigten sich im Literaturvergleich Entsprechungen mit anderen Untersuchungen aus südamerikanischen Bergregenwäldern bzw. deutlich höhere Werte für die α -Diversität bei Vergleichen mit Untersuchungen aus Tieflandregenwäldern (vgl. Kapitel 4.2.1). Die Aufteilung der Vogelarten auf die verschiedenen Nahrungsgilden im Untersuchungsgebiet wurde in Kapitel 3.1.2 dargestellt und deren Aufenthaltspräferenzen in Kapitel 3.2 untersucht. Vergleiche

mit anderen Untersuchungen ergaben für die Nectarivoren eine deutlich höhere Artenzahl (vgl. Kapitel 4.2.2.1).

Ein weiteres Ziel dieser Arbeit war die Ermittlung von Habitatpräferenzen der Vogelarten der verschiedenen Waldstrukturtypen und die Darstellung eventueller funktionaler Zusammenhänge zwischen strukturellen Parametern der Vegetation und dem Vorkommen bestimmter Vogelarten. In Kapitel 3.2 dieser Arbeit wurde die Avifauna der verschiedenen Waldstrukturtypen allgemein beschrieben. Die Aufenthaltspräferenzen der Vogelarten und der Nahrungsgilden hinsichtlich der verschiedenen Habitate sowie entlang des Höhengradienten im Untersuchungsgebiet wurden in Kapitel 3.2.5 dargestellt. Funktionale Zusammenhänge zwischen den strukturellen Vegetationsparametern der verschiedenen Waldstrukturtypen und dem Vorkommen bestimmter Vogelarten in einem dieser Strukturtypen konnten in Kapitel 3.3 für fünf Arten aufgezeigt werden. Um derartige Zusammenhänge z.B. auch für die anderen Vogelarten nachzuweisen, welche in nur einem Waldstrukturtyp angetroffen wurden (vgl. Tab. 11, S. 78), wären weitere intensive Erforschungen der Habitatansprüche dieser Arten erforderlich, die im zeitlichen Rahmen der hier vorliegenden Untersuchung nicht geleistet werden konnten.

Ein weiteres Ziel dieser Arbeit war eine vergleichende Beschreibung der Vogelmenschaften ungestörter und anthropogen beeinflusster Waldstrukturtypen sowie das Aufzeigen und Erklären eventueller Unterschiede. In Kapitel 3.4 wurden hierzu der Artenreichtum, die Aufenthaltspräferenzen der jeweiligen Arten sowie deren Zugehörigkeit zu den verschiedenen Nahrungsgilden für drei Schluchtwaldtypen mit unterschiedlich starkem anthropogenem Einfluss beschrieben. Ein Vergleich hinsichtlich der Artenzahlen bzw. der Zugehörigkeit zu den Nahrungsgilden mit ähnlichen Untersuchungen zeigen z.T. Übereinstimmungen aber auch Abweichungen wie in Kapitel 4.2.4 dargestellt wurde.

5 LITERATURVERZEICHNIS

- ACHTZIGER, R., NIGMANN, U. & ZWÖLFER, H. (1992): Rarefaction-Methoden und ihre Einsatzmöglichkeiten bei der zooökologischen Zustandsanalyse und Bewertung von Biotopen. *Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz* 1: 89-105.
- ANDRADE, P. (1996): Aves de Cajanuma, Parque Nacional Podocarpus. ARCOIRIS. Loja, Ecuador.
- ARMENTERAS, D., GAST, F. & VILLAREAL, H. (2003): Andean forest fragmentation and the representativeness of protected natural areas in the eastern Andes, Colombia. *Biological Conservation* 113: 245-256.
- AXMACHER, J.C. (1998): Vergleich verschiedener Ansätze zur physiognomischen Klassifikation eines tropischen Bergregenwaldes. Unveröffentlichte Diplomarbeit. Lehrstuhl Biogeographie, Universität Bayreuth.
- BARKMAN, J.J. (1979): The investigation of vegetation texture and structure. In: Werger, M.J.A. (ed.): *The study of vegetation*. 125-160. Junk, The Hague.
- BARTHLOTT, W., LAUER, W. & PLACKE, A. (1996): Global distribution of species diversity in vascular plants: towards a world map of phytodiversity. *Erdkunde* 50: 317-327.
- BEARD, J. (1973): The physiognomic approach. In: Whittaker, R.H. (ed.): *Handbook of vegetation science* 5: 357-386. Junk, The Hague.
- BEBBINGTON, A. (1993): Sustainable livelihood development in the Andes: local institutions and regional resource use in Ecuador. *Development Policy Review* 11: 5-30.
- BECK, E. & MÜLLER-HOHENSTEIN, K. (2001): Analysis of undisturbed and disturbed tropical mountain forest ecosystems in Southern Ecuador. *Die Erde* 132: 1-8.
- BENDIX, J. & LAUER, W. (1992): Die Niederschlagsjahreszeiten in Ecuador und ihre klimadynamische Interpretation. *Erdkunde* 46: 118-135.
- BEST, B.J. (ed.) (1992): *The threatened forests of south-west Ecuador*. Biosphere Publications. Leeds.
- BIBBY, C.J., BURGESS, N.D. & HILL, D.A. (1995): *Methoden der Feldornithologie: Bestandserfassung in der Praxis*. Neumann. Radebeul, Stuttgart.

- BIRDLIFE INTERNATIONAL (2005): Species factsheet: *Pyrrhura albipectus*.
URL: <http://www.birdlife.org>
- BIRDLIFE INTERNATIONAL & CONSERVATION INTERNATIONAL (2005): Áreas Importantes para la Conservación de las Aves en los Andes Tropicales: sitios prioritarios para la conservación de la biodiversidad. Serie de Conservación de BirdLife No.14. Quito, Ecuador.
- BLOCH, H., POULSEN, M.K., RAHBK, C. & RASMUSSEN, J.F. (1991): A Survey of the Montane Forest Avifauna of the Loja Province, Southern Ecuador. ICBP Study Report No. 49. Zoological Museum, University of Copenhagen. Copenhagen, Denmark.
- BLONDEL, J. (1990): Synthesis: The history of forest bird avifaunas of the world. In: Keast, A. (ed.): Biogeography and Ecology of Forest Bird Communities. 371-377. SPB Academic Publishing. The Hague.
- BREHM, G. (2002): Diversity of geometrid moths in a montane rainforest in Ecuador. *Dissertation*. Fakultät Biologie, Chemie und Geowissenschaften, Universität Bayreuth. URL: <http://opus.ub.uni-bayreuth.de/volltexte/2003/20>.
- BROOKS, T.M., MITTERMEIER, R.A., MITTERMEIER, C.G., DA FONSECA, G.A.B., RYLANDS, A.B., KONSTANT, W.R., FLICK, P., PILGRIM, J., OLDFIELD, S., MAGIN, G. & HILTON-TAYLOR, C. (2002): Habitat loss and extinction in the hotspots of biodiversity. *Conservation Biology* 16: 909-923.
- BRUMMITT, N. & LUGHADHA, E.N. (2003): Biodiversity: where's hot and where's not. *Conservation Biology* 17: 1442-1448.
- BUSSMANN, R.W. (2001): The montane forests of Reserva Biológica San Francisco (Zamora-Chinchi, Ecuador). *Die Erde* 132: 9-25.
- CAMPBELL, K.E. JR. (1982): Late Pleistocene Events along the Coastal Plain of Northwestern South America. In: Prance, G.T. (ed.): Biological Diversification in the Tropics. 423-440. Columbia University Press. New York.
- CHAO, A. (1984): Non-parametric estimation of the number of classes in a population. *Scandinavian Journal of Statistics* 11: 265-270.
- CHAO, A. & LEE, S.M. (1992): Estimating the number of classes via sample coverage. *Journal of the American Statistical Association* 87: 210-217.
- CHAPMAN, F.M. (1926): The distribution of birdlife in Ecuador. *Bull. Am. Mus. Nat. Hist.* 55.

- CHAVEZ, J.A. (2001): Comparación de avifaunas en dos bosques nublados del Chocó ecuatoriano. In: Nieder, J. & Barthlott, W. (eds.): Epiphytes and Canopy Fauna of the Otonga Rain Forest (Ecuador). Results of the Bonn-Quito Epiphyte Project, Funded by the Volkswagen Foundation. Vol 2. 311-326. Universität Bonn.
- COLLINS, S.L., JAMES, F.C. & RISSER, P.G. (1982): Habitat relationships of wood warblers (Parulidae) in northern central Minnesota. *Oikos* 39: 50-58.
- COLWELL, R.K. (2005): EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 7.5. User's Guide and application published at: <http://purl.oclc.org/estimates>.
- COLWELL, R.K. & CODDINGTON, J.A. (1994): Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London (Series B)* 345: 101-118.
- CRACRAFT, J. (1973): Continental drift, paleoclimatology and the evolution and biogeography of birds. *J. Zool. Lond.* 169: 455-545.
- DAWSON, D.K. (1981): Sampling in rugged terrain. In: Ralph, C.J. & Scott, J.M. (eds.): Estimating the number of terrestrial birds. Studies in Avian Biology No. 6: 311-315. Cooper Ornithological Society. Lawrence, Kansas.
- DE VRIES, T. (2001): Bird diversity in ecuadorian cloud forests – Why are there so many hummingbirds and tanagers? In: Nieder, J. & Barthlott, W. (eds.): Epiphytes and Canopy Fauna of the Otonga Rain Forest (Ecuador). Results of the Bonn-Quito Epiphyte Project, Funded by the Volkswagen Foundation. Vol 2. 301-309. Universität Bonn.
- DOUMENGE, C., GILMOUR, D., PÉREZ, M.R. & BLOCKHUS, J. (1995): Tropical Montane Cloud Forests: Conservation Status and Management Issues. In: Hamilton, L.S., Juvik, J.O. & Scatena, F.N. (eds.): Tropical Montane Cloud Forests. Ecological Studies 110: 24-37. Springer Verlag. New York, Berlin.
- DZIEDZIOCH, C. (2001): Artenzusammensetzung und Ressourcenangebot kolibri-besuchter Pflanzen im Bergregenwald Südecuadors. *Dissertation*. Fakultät für Naturwissenschaften, Universität Ulm.
URL: <http://vts.uni-ulm.de/doc.asp?id=610>

- EMCK, P. (2007): A Climatology of South Ecuador. With special focus on the Major Andean Ridge as Atlantic-Pacific Climate Divide. *Dissertation*. Naturwissenschaftliche Fakultäten, Universität Erlangen-Nürnberg.
URL: <http://www.opus.ub.uni-erlangen.de/opus/volltexte/2007/656>
- ENDLER, J.A. (1982): Pleistocene Forest Refuges: Fact or Fancy? In: Prance, G.T. (ed.): *Biological Diversification in the Tropics*. 641-657. Columbia University Press. New York.
- FEINSINGER, P., BUSBY, W.H., MURRAY, K.G., BEACH, J.H., POUNDS, W.Z. & LINHART, Y.B. (1988): Mixed support for spatial heterogeneity in species interactions: Hummingbirds in a tropical disturbance mosaic. *The American Naturalist* 131: 33-57.
- FITZPATRICK, J.W. (2004): Family Tyrannidae (Tyrant-Flycatchers). In: del Hoyo, J., Elliott, A. & Christie, D. (eds.): *Handbook of the Birds of the World*. Vol. 9. Cotingas to Pipits and Wagtails. 170-463. Lynx Edicions, Barcelona.
- FJELDSÅ, J. & RAHBEK, C. (1998): Priorities for conservation in Bolivia, illustrated by a continent-wide analysis of bird distributions. In: Barthlott, W. & Winiger, M. (eds.): *Biodiversity*. 313-327. Springer Verlag. Berlin, Heidelberg.
- FJELDSÅ, J. & KRABBE, N. (1990): *Birds of the High Andes*. Zoological Museum & Apollo Books. Copenhagen & Stenstrup, Denmark.
- FJELDSÅ, J., HERZOG, S.K. & KRABBE, N. (1999): Bird diversity and habitat disturbance. In: Fjeldså, J., Kessler, M. & Swanson, G. (eds.): *Cocapata and Salla Pata: People and Biodiversity in a Bolivian montane valley*. Centre for Research on Cultural and Biological Diversity of Andean Rainforests (DIVA). DIVA Technical Report No. 7: 118-130. Kalø, Denmark.
- FREILE, J.F. & SANTANDER, T. (2005): Áreas Importantes para la Conservación de las Aves en Ecuador. In: BirdLife International & Conservation International: *Áreas Importantes para la Conservación de las Aves en los Andes Tropicales: sitios prioritarios para la conservación de la biodiversidad*. Serie de Conservación de BirdLife No.14. 283-470. Quito, Ecuador.
- FULLER, R.J. & LANGSLOW, D.R. (1984): Estimating numbers of birds by point counts: how long should counts last? *Bird Study* 31: 195-202.

- GENTRY, A.H. (1990): Tropical forests. In: Keast, A. (ed.): Biogeography and Ecology of Forest Bird Communities. 35-43. SPB Academic Publishing. The Hague.
- GOSLER, A. (2004): Birds in the hand. In: Sutherland, W.J., Newton, I. & Green, R.E. (eds.): Bird Ecology and Conservation. A Handbook of Techniques. 85-118. Oxford University Press. Oxford, New York.
- GRANIZO, T., PACHECO, C., RIBADENEIRA, M.B., GUERRERO, M. & SUÁREZ, L. (eds.) (2002): Libro rojo de las aves del Ecuador. SIMBIOE, Conservación Internacional, EcoCiencia, Ministerio del Ambiente, UICN. Serie Libros Rojos del Ecuador, Vol.2. Quito, Ecuador.
- GRAY, M.A., BALDAUF, S.L., MAYHEW, P.J. & HILL, J.K. (2007): The response of avian feeding guilds to tropical forest disturbance. *Conservation Biology* 21 (1): 133-141.
- GREGORY, R.D., GIBBONS, D.W. & DONALD, P.F. (2004): Bird census and survey techniques. In: Sutherland, W.J., Newton, I. & Green, R.E. (eds.): Bird Ecology and Conservation. A Handbook of Techniques. 17-56. Oxford University Press. Oxford, New York.
- HAFFER, J. (1982): General Aspects of the Refuge Theory. In: Prance, G.T. (ed.): Biological Diversification in the Tropics. 6-24. Columbia University Press. New York.
- HAFFER, J. (1990): Avian Species Richness in Tropical South America. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 25: 157-183.
- HAFFER, J. (2000): Kontaktzonen bei Vögeln der Tropen und ihre biogeographische Bedeutung. *Ornithologischer Anzeiger* 39: 43-62.
- HAGEDORN, A. (2001): Extent and significance of soil erosion in southern Ecuador. *Die Erde* 132: 75-92.
- HAMILTON, L.S., JUVIK, J.O. & SCATENA, F.N. (eds.) (1995): Tropical Montane Cloud Forests. Ecological Studies 110. Springer Verlag. New York, Berlin.
- HEINDL, M. (1999): Tyrian Metaltail (*Metallura tyrianthina*). In: del Hoyo, J., Elliott, A. & Sargatal, J. (eds.): Handbook of the Birds of the World. Vol. 5. Barn-owls to Humming-birds. 651. Lynx Edicions, Barcelona.
- HENDERSON, A. CHURCHILL, S.P., LUTEYN, J.L. (1991): Neotropical plant diversity. *Nature* 351: 21-22.

- HERZOG, S.K., KESSLER, M. & CAHILL, T.M. (2002): Estimating species richness of tropical bird communities from rapid assessment data. *The Auk* 119: 749-769.
- HERZOG, S.K., KESSLER, M. & BACH, K. (2005): The elevational gradient in Andean bird species richness at the local scale: a foothill peak and a high-elevation plateau. *Ecography* 28: 209-222.
- HILTY, S.L. & BROWN, W.L. (1986): A Guide to the Birds of Colombia. Princeton University Press. Princeton, New Jersey.
- HOMEIER, J. (2005): *Purdiaea nutans* PLANCH. In: Schütt P., Weisgerber H., Lang U., Roloff, A. & Simm, B. (Hrsg): Enzyklopädie der Holzgewächse. ecomed-Verlag Landsberg/Lech - München. 42. Erg. Lfg. 12/05.
- HOMEIER, J., DALITZ, H. & BRECKLE, S.-W. (2002): Waldstruktur und Baumartendiversität im montanen Regenwald der Estación Científica San Francisco in Südecuador. *Ber. d. Reinh.-Tüxen-Ges.* 14: 109-118.
- HOMEIER, J. & WERNER, F.A. (2008): Spermatophyta. In: Liede-Schuhmann, S. & Breckle S.-W. (eds.): Provisional Checklists of fauna and flora of the San Francisco valley and its surroundings (Reserva San Francisco / Prov. Zamora-Chinchi, southern Ecuador). *Ecotropical Monographs* 4: 15-58.
- HURLBERT, S.H. (1971): The non-concept of species diversity: a critique and alternative parameters. *Ecology* 52: 577-586.
- JEDICKE, E. (1994): Ornithologische Punktaufnahmen und Erfassung der Habitatstruktur im Wald. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 26 (2): 53-59.
- JIMENEZ, A. & LOPEZ, F. (1999): Guía de las aves del bosque nublado de San Francisco, Parque Nacional Podocarpus. ARCOIRIS. Loja, Ecuador.
- KAESLIN, E.A. (2002): Die Einflüsse von Waldrand, Ökotourismus und kleinflächiger Wald-nutzung auf die Diversität und Abundanz der Avifauna eines neotropischen Tiefland-Regenwaldes am Rio Napo, Ecuador. *Dissertation*. Fachbereich Biologie und Informatik der Johann Wolfgang Goethe-Universität, Frankfurt/Main.
- KARR, J.R. (1981a): Surveying birds with mist-nets. In: Ralph, C.J. & Scott, J.M. (eds.): Estimating the number of terrestrial birds. *Studies in Avian Biology* No. 6: 62-67. Cooper Ornithological Society. Lawrence, Kansas.

- KARR, J.R. (1981b): Surveying birds in the tropics. In: Ralph, C.J. & Scott, J.M. (eds.): Estimating the number of terrestrial birds. *Studies in Avian Biology* No. 6: 548-553. Cooper Ornithological Society. Lawrence, Kansas.
- KARR, J.R. (1990a): Interaction between forest birds and their habitats: A comparative synthesis. In: Keast, A. (ed.): *Biogeography and Ecology of Forest Bird Communities*. 379-386. SPB Academic Publishing. The Hague.
- KARR, J.R. (1990b): Birds of tropical rainforest: comparative biogeography and ecology. In: Keast, A. (ed.): *Biogeography and Ecology of Forest Bird Communities*. 215-228. SPB Academic Publishing. The Hague.
- KARR, J.R. & ROTH, R.R. (1971): Vegetation structure and avian diversity in several new world areas. *American Naturalist* 105: 423-435.
- KARR, J.R. & FREEMARK, K.E. (1983): Habitat selection and environmental gradients: dynamics in the "stable" tropics. *Ecology* 64 (6): 1481-1494.
- KATTAN, G.H., ALVAREZ-LÓPEZ, H. & GIRALDO, M. (1994): Forest fragmentation and bird extinctions: San Antonio eighty years later. *Conservation Biology* 8 (1): 138-146.
- KEAST, A. (1985): Tropical Rainforest Avifaunas: An Introductory Conspectus. In: Diamond, A.W. & Lovejoy, T.E. (eds.): *Conservation of Tropical Forest Birds*. ICBP Technical Publication No. 4: 3-31.
- KRABBE, N., SKOV, F., FJELDSÅ, J. & PETERSEN, I.K. (1998): Avian diversity in the Ecuadorian Andes. Centre for Research on Cultural and Biological Diversity of Andean Rainforests (DIVA). DIVA Technical Report No. 4. Kalø, Denmark.
- KRABBE, N., AGRO, D.J., RICE, N.H., JÁCOME, M., NAVARRETE, L. & SORNOZA, M.F. (1999): A new species of antpitta (Formicariidae: *Grallaria*) from the southern Ecuadorian Andes. *The Auk* 116: 882-890.
- KRABBE, N.K. & SCHULENBERG, T.S. (2003): Family Rhinocryptidae (Tapaculos). In: del Hoyo, J., Elliott, A. & Christie, D. (eds.): *Handbook of the Birds of the World*. Vol. 8. Broadbills to Tapaculos: 748-788. Lynx Edicions, Barcelona.
- KREBS, C.J. (1989): *Ecological Methodology*. Harpers Collins Publisher. New York.

- LE BROCQUE, A.F. & BUCKNEY, R.T. (1997): Multivariate relationships between floristic composition and stand structure in vegetation of Ku-ring-gai Chase National Park, New South Wales. *Australian Journal of Botany* 45: 1033-1044.
- LEVEY, D.J. & STILES, F.G. (1994): Birds: Ecology, Behaviour and Taxonomic Affinities. In: McDade, L.A., Bawa, K.S., Hespeneide, H.A. & Hartshorn, G.S. (eds.): *La Selva – Ecology and Natural History of a Neotropical Rainforest*. 217-228. University of Chicago Press. Chicago, London.
- LITHERLAND, M., ASPDEN, J.A. & JEMIELTA, R.A. (1994): The metamorphic belts of Ecuador. *Overseas Memoir of the British Geological Society*, No. 11.
- LUX, A., FRISCH, J. & BEMMERLEIN-LUX, F.A. (1994): Wuchsformen und Struktureinheiten als Mittel zur Vegetationsanalyse an zwei Beispielen aus dem Mittelmeerraum und aus Mittelfranken. *Denkschriften der Regensburger Botanischen Gesellschaft* 55: 613-635.
- MACARTHUR, R.H. & MACARTHUR, J.W. (1961): On Bird Species Diversity. *Ecology* 42 (3): 594-598.
- MACARTHUR, R.H., MACARTHUR, J.W. & PREER, J. (1962): On Bird Species Diversity II. Prediction of Bird Census from Habitat Measurements. *The American Naturalist* 96 (888): 167-174.
- MACKINNON, J. & PHILLIPS, K. (1993): A field guide to the birds of Borneo, Sumatra, Java and Bali. Oxford University Press, Oxford.
- MADSEN, J.E. & ØLLGAARD, B. (1994): Floristic composition, structure and dynamics of an upper montane rainforest in Southern Ecuador. *Nordic Journal of Botany* 14 (4): 403-423.
- MAGURRAN, A.E. (1988): *Ecological Diversity and its Measurement*. Croom Helm. London.
- MANDL, N., LEHNERT, M., GRADSTEIN, S.R., KESSLER, M., MENGISTU ABIY & RICHTER, M. (2008): The Unique *Purdiaea nutans* Forest of Southern Ecuador - Abiotic Characteristics and Cryptogamic Diversity. In: Beck, E., Bendix, J., Kottke, I., Makeschin, F. & Mosandl, R. (eds.): *Gradients in a Tropical Mountain Ecosystem of Ecuador*. *Ecological Studies* 198. 275-280. Springer Verlag. Berlin, Heidelberg, New York.

- MATT, F. (2001): Pflanzenbesuchende Fledermäuse im tropischen Bergregenwald: Diversität, Einnischung und Gildenstruktur. *Dissertation*. Naturwissenschaftliche Fakultäten, Universität Erlangen-Nürnberg.
- MCALEECE, N. (1997): BioDiversity Professional Beta. The Natural History Museum & The Scottish Association for Marine Science.
- MITTERMEIER, R.A., ROBLES, P. & GOETTSCH-MITTERMEIER, C. (1997): Megadiversidad. Los países biológicamente más ricos del mundo. México D. F.: Conservation International. CEMEX S. A. Agrupación Sierra Madre.
- MORRISON, R.I.G. & ROSS, R.K. (eds.) (1989): Atlas of Nearctic shorebirds on the coast of South America. Vol. 2. Canadian Wildlife Service Special Publication. Ottawa.
- MULLER-LANDAU, H.C. & HARDESTY, B.D. (2005): Seed dispersal of woody plants in tropical forests: concepts, examples and future directions. In: Burslem, D.F.R.P., Pinard, M.A. & Hartley, S.E. (eds.): Biotic interactions in the Tropics: Their role in the maintenance of species diversity. 267-309. Cambridge University Press.
- MYERS, N., MITTERMEIER, R.A., MITTERMEIER, C.G., DA FONSECA, G.A.B. & KENT, J. (2000): Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 853-858.
- NEILL, D.A. (1999): Geography. in: JØRGENSEN, P.M. & LEÓN-YÁNEZ, S. (eds.): Catalogue of the vascular plants of Ecuador. Monographs in Systematic Botany from the Missouri Botanical Garden, Vol. 75: 2-5. Missouri Botanical Garden Press. St. Louis. Missouri.
- NEWTON, I. (2003): The Speciation and Biogeography of Birds. Academic Press. London.
- NORES, M. (1999): An alternative hypothesis for the origin of Amazonia bird diversity. *Journal of Biogeography* 26: 475-485.
- PARKER, T.A., SCHULENBERG, T.S., GRAVES, G.R. & BRAUN, M.J. (1985): The avifauna of the Huancabamba Region, Northern Peru. In: Buckley, P.A., Foster, M.S., Morton, E.S., Ridgely, R.S. & Buckley, F.G. (eds.): Neotropical Ornithology. Ornithological Monographs No. 36: 169-197. Washington D.C.

- PAULSCH, A. (2002): Development and Application of a Classification System for Undisturbed and Disturbed Tropical Montane Forests Based on Vegetation Structure. *Dissertation*. Fakultät für Biologie, Chemie und Geowissenschaften, Universität Bayreuth.
URL: <http://opus.ub.uni-bayreuth.de/volltexte/2002/1>
- PAULSCH, A. & CZIMCZIK, C.I. (2001): Classification of tropical montane shrub vegetation - a structural approach. *Die Erde* 132: 25-39.
- PAULSCH, A., SCHNEIDER, R. & HARTIG, K. (2001): Land-use induced vegetation structure in a montane region of Southern Ecuador. *Die Erde* 132: 93-102.
- PEARSON, D.L. (1982): Historical Factors and Bird Species Richness. In: Prance, G.T. (ed.): *Biological Diversification in the Tropics*. 441-452. Columbia University Press. New York.
- POULSEN, B.O. (1994): Mist-netting as a census method for determining species richness and abundances in an Andean cloud forest bird community. *Gerfaut* 84: 39-49.
- POULSEN, B.O., KRABBE, N., FRØLANDER, A., HINOJOSA, M.B. & QUIROGA, C.O. (1997): A rapid assessment of Bolivian and Ecuadorian montane avifaunas using 20-species lists: efficiency, biases and data gathered. *Bird Conservation International* 7: 53-67.
- POULSEN, B.O. & KRABBE, N. (1998): Avifaunal diversity of five high-altitude cloud forests on the Andean western slope of Ecuador: testing a rapid assessment method. *Journal of Biogeography* 25: 83-93.
- RAHBEK, C. (1995): The elevational gradient of species richness: a uniform pattern? *Ecography* 18 (2): 200-205.
- RAHBEK, C. (1997): The relationship among area, elevation and regional species richness in neotropical birds. *American Naturalist* 149 (5): 875-902.
- RAHBEK, C., BLOCH, H., POULSEN, M.K. & RASMUSSEN, J.F. (1995): The avifauna of the Podocarpus National Park – the “andean jewel in the crown” of Ecuador’s protected areas. *Ornitologia Neotropical* 6: 113-120.
- RASMUSSEN, J.F. & RAHBEK, C. (1994): Aves del Parque Nacional Podocarpus, una lista anotada. CECIA. Quito, Ecuador.

- REMSEN, J.V. (2003): Family Furnariidae (Ovenbirds). In: del Hoyo, J., Elliott, A. & Christie, D. (eds.): Handbook of the Birds of the World. Vol. 8. Broadbills to Tapaculos: 162-357. Lynx Edicions, Barcelona.
- REMSEN, J.V. JR. (1994): Use and Misuse of Bird Lists in Community Ecology and Conservation. *The Auk* 111 (1): 225-227.
- RENNER, S.C. (2003): Structure and diversity of cloud forest bird communities in Alta Verapaz, Guatemala, and implications for conservation. *Dissertation*. Mathematisch-Naturwissenschaftliche Fakultät, Universität Göttingen.
URL: <http://www.sub.uni-goettingen.de>
- RESTREPO, C. & GÓMEZ, N. (1998): Responses of understory birds to anthropogenic edges in a neotropical montane forest. *Ecological Applications* 8 (1): 170-183.
- RIDGELY, R.S. & TUDOR, G. (1989): The Birds of South America. Vol. 1. The Oscine Passerines. University of Texas Press. Austin.
- RIDGELY, R.S. & TUDOR, G. (1994): The Birds of South America. Vol. 2. The Suboscine Passerines. University of Texas Press. Austin.
- RIDGELY, R.S., GREENFIELD, P.J. & GUERRERO, M. (1998): Una lista anotada de las aves del Ecuador continental. Fundación Ornitológica del Ecuador (CECIA). Quito, Ecuador.
- RIDGELY, R.S. & GREENFIELD, P.J. (2001a): The Birds of Ecuador. Vol. I: Status, Distribution and Taxonomy. Cornell University Press. Ithaca. New York.
- RIDGELY, R.S. & GREENFIELD, P.J. (2001b): The Birds of Ecuador. Vol. II: Field Guide. Cornell University Press. Ithaca. New York.
- ROHDE, K. (1992): Latitudinal gradients in species diversity: the search for the primary cause. *Oikos* 65: 514-527.
- SACHS, L. (1999): Angewandte Statistik. Anwendung statistischer Methoden. 9. Auflage. Springer Verlag. Berlin, Heidelberg, New York.
- SAUER, W. (1971): Geologie von Ecuador. Gebrüder Bornträger, Berlin.
- SCHNEIDER, R. (2000): Landschaftsstrukturen anthropogen gestörter potentieller Waldstandorte in Südecuador. Unveröffentlichte Diplomarbeit. Lehrstuhl Biogeographie, Universität Bayreuth.

- SCHRUMPF, M. (1999): Genese, Klassifikation und Nährstoffgehalte tropischer Böden entlang eines Höhentransektes an der Andenostabdachung Südecuadors. Unveröffentlichte Diplomarbeit. Lehrstuhl für Bodenkunde und Boden-geographie, Universität Bayreuth.
- SCHRUMPF, M. GUGGENBERGER, G., VALAREZO, C. & ZECH, W. (2001): Tropical montane rain forest soils. *Die Erde* 132: 43-60.
- SCHUCHMANN, K.L. (1999): Family Trochilidae (Hummingbirds). In: del Hoyo, J., Elliott, A. & Sargatal, J. (eds.): Handbook of the Birds of the World. Vol. 5. Barn-owls to Hummingbirds. 468-535. Lynx Edicions, Barcelona.
- SCOTT, J.M. & RAMSEY, F.L. (1981): Length of count period as a possible source of bias in estimating bird densities. In: Ralph, C.J. & Scott, J.M. (eds.): Estimating the number of terrestrial birds. Studies in Avian Biology No. 6: 409-413. Cooper Ornithological Society. Lawrence, Kansas.
- SHINOZAKI, K. (1963): Note on the species-area curve. Proceedings of the 10th Annual Meeting of the Ecological Society of Japan. Tokyo.
- SIERRA, R. (ed.) (1999): Propuesta Preliminar de un Sistema de Clasificación de Vegetación para el Ecuador Continental. Proyecto INEFAN/GEF-BIRF y EcoCiencia. Quito, Ecuador.
- SIGEL, B.J., SHERRY, T.W. & YOUNG, B.E. (2006): Avian community response to lowland tropical rainforest isolation: 40 years of change at La Selva Biological Station, Costa Rica. *Conservation Biology* 20 (1): 111-121.
- SOIL SURVEY STAFF (1998): Keys to Soil Taxonomy. 8th edition. Internet version:
<http://www.statlab.iastate.edu/soils/keytax/KeystoSoilTaxonomy1998.pdf>
- SOUTHWOOD, T.R.E. & HENDERSON, P.A. (2000): Ecological Methods. Blackwell Science.
- STATTERSFIELD, A.J., CROSBY, M.J., LONG, A.L. & WEGE, D.C. (1998): Endemic bird areas of the world. Priorities for Biodiversity Conservation. BirdLife Conservation Series No. 7. Cambridge.
- STEVENS, G.C. (1992): The elevational gradient in altitudinal range: an extension of Rapoport's latitudinal rule to altitude. *American Naturalist* 140: 893-911.

- STILES, F.G. (1985): On the role of birds in the dynamics of neotropical forests. In: Diamond, A.W. & Lovejoy, T.E. (eds.): Conservation of Tropical Forest Birds. ICBP Technical Publication No. 4: 49-59.
- STOTZ, D.F., FITZPATRICK, J.W., PARKER, T.A. & MOSKOVITZ, D.K. (1996): Neotropical Birds. Ecology and Conservation. University of Chicago Press. Chicago, London.
- STREWE, R. (2003): Arealstrukturen von Tangaren (Thraupinae) im südwestlichen Kolumbien. *Ornithologischer Anzeiger* 42: 111-146.
- SÜßENBACH, D. (2003): Diversität von Nachtfaltergemeinschaften entlang eines Höhengradienten in Südecuador (Lepidoptera: Pyraloidea, Arctiidae). *Dissertation*. Fakultät Biologie, Chemie und Geowissenschaften, Universität Bayreuth.
URL: <http://opus.ub.uni-bayreuth.de/volltexte/2003/33>
- SUTHERLAND, W.J. & GREEN, R.E. (2004): Habitat assessment. In: Sutherland, W.J., Newton, I. & Green, R.E. (eds.): Bird Ecology and Conservation. A Handbook of Techniques. 251-268. Oxford University Press. Oxford, New York
- TERBORGH, J. (1971): Distribution on environmental gradients: Theory and a preliminary interpretation of distributional patterns in the avifauna of the Cordillera Vilcabamba, Peru. *Ecology* 52(1): 23-40.
- TERBORGH, J. (1977): Bird species diversity on an Andean elevational gradient. *Ecology* 58: 1007-1019.
- TERBORGH, J., ROBINSON, S.K., PARKER, T.A., MUNN, C.A. & PIERPONT, N. (1990): Structure and organization of an Amazonian forest bird community. *Ecological Monographs* 60 (2): 213-231.
- THIOLLAY, J.-M. (1997): Disturbance, selective logging and bird diversity: a Neotropical forest study. *Biodiversity and Conservation* 6: 1155-1173.
- TOYNE, E.P., JEFFCOTE, M.T. & FLANAGAN, J.N. (1992): Status, distribution and ecology of the White-breasted Parakeet *Pyrrhura albipectus* in Podocarpus National Park, southern Ecuador. *Bird Conservation International* 2: 327-338.
- TURNER, I.M. (1996): Species loss in fragments of tropical rain forest: a review of the evidence. *Journal of Applied Ecology* 33: 200-209.

- VARESCHI, V. (1980): Vegetationsökologie der Tropen. Eugen Ulmer Verlag. Stuttgart.
- WALTERT, M., MARDIASTUTI, A. & MÜHLENBERG, M. (2004): Effects of land use on bird species richness in Sulawesi, Indonesia. *Conservation Biology* 18 (5): 1339-1346.
- WEBB, L.J., TRACEY, J.G., WILLIAMS, W.T. & LANCE, G.N. (1970): Studies in the numerical analysis of complex rainforest communities: a comparison of the properties of floristic and physiognomic-structural data. *Journal of Ecology* 58: 203-232.
- WEGE, D.C. & LONG, A.J. (1995): Key Areas for Threatened Birds in the Neotropics. BirdLife Conservation Series No. 5. Cambridge.
- WERGER, M.J. & SPRANGERS, J.T.C. (1982): Comparison of floristic and structural classification of vegetation. *Vegetatio* 50: 175-183.
- WERNER, F.A., HOMEIER, J. & GRADSTEIN, S.R. (2005): Diversity of vascular epiphytes on isolated remnant trees in the montane forest belt of southern Ecuador. *Ecotropica* 11: 21-40.
- WILCKE, W., YASIN, S., VALAREZO, C. & ZECH, W. (2001): Nutrient budget of three microcatchments under tropical montane rain forest in Ecuador - preliminary results. *Die Erde* 132: 61-74.
- WILLIAMS R.S.R. & TOBIAS, J.A. (1994): The conservation of Ecuador's threatened avifauna: final report of the Amaluza 1990-1991 projects. BirdLife International. Study Report No. 60.
- WOLDA, H. (1981): Similarity indices, sample size and diversity. *Oecologia* 50: 296-302.
- ZIMMER, K.J. & ISLER, M.L. (2003): Family Thamnophilidae (Typical Antbirds). In: del Hoyo, J., Elliott, A. & Christie, D. (eds.): Handbook of the Birds of the World. Vol. 8. Broadbills to Tapaculos: 448-681. Lynx Edicions, Barcelona.
- ZÜCHNER, T. (1999): Sparkling Violetear (Colibri coruscans). In: del Hoyo, J., Elliott, A. & Sargatal, J. (eds.): Handbook of the Birds of the World. Vol. 5. Barn-owls to Hummingbirds. 557. Lynx Edicions, Barcelona.

Tonträger (Vogelstimmen):

HARDY, J.W. & COFFEY, B.B. JR. (1996): Voices of the Wrens. ARA Records. Gainesville, Florida.

KRABBE, N. (2000): The Birds of Ecuador. Quito, Ecuador.

MOORE, J.V. & LYSINGER, M. (1997): The Birds of Cabañas San Isidro, Ecuador. John V. Moore Nature Recordings. San Jose, California.

MOORE, J.V., COOPMANS, P., RIDGELY, R.S. & LYSINGER, M. (1999): The Birds of Northwest Ecuador. Vol. I: The Upper Foothills and Subtropics. John V. Moore Nature Recordings. San Jose, California.

ANHANG I

LISTE DER IM UNTERSUCHUNGSGBIET NACHGEWIESENEN VOGEL-ARTEN UND DEREN HÄUFIGKEITEN

Die folgende Auflistung aller 227 im Untersuchungsgebiet nachgewiesenen Vogelarten ist nach der bei RIDGELY & GREENFIELD (2001b) verwendeten Systematik aufgebaut und beinhaltet neben der Familienzugehörigkeit der Arten auch deren englische, deutsche und spanische Namen. Lediglich für die Familie Rhinocryptidae wurde die neuere Systematik von KRABBE & SCHULENBERG (2003) verwendet, da innerhalb dieser Familie neue Arten und Unterarten ausgewiesen wurden. Nicht brütende Arten (Zugvögel) sind hinter der Angabe zur Häufigkeit mit dem Vermerk ‚migr.‘ gekennzeichnet.

In dieser Untersuchung wurden 213 Vogelarten nachgewiesen. Bei den 14 zusätzlichen Arten, welche von anderen Forschern der DFG-Forschergruppe 402 beobachtet wurden, findet sich in der Spalte ‚Häufigkeit‘ der Name des jeweiligen Beobachters.

Die Häufigkeitsangaben beziehen sich lediglich auf das Untersuchungsgebiet und beruhen auf der Einschätzung des Autors. Hierbei bedeuten:

Kürzel	Häufigkeit
s	Einzelbeobachtung (singleton)
r	selten (rare)
x	gelegentlich
xx	regelmäßig
xxx	häufig

Familie / Art	englischer Name	deutscher Name	spanischer Name	Häufigkeit
Tinamidae				
<i>Nothocercus bonapartei</i> , Gray, GR, 1867	Highland Tinamou	Bergtinamu	Tinamú Serrano	x
<i>Nothocercus julius</i> , Bonaparte, 1854	Tawny-Breasted Tinmaou	Gelbbrusttinamu	Tinamú Cabecirrojo	r (Braun)
Ardeidae				
<i>Bubulcus ibis</i> , Linnaeus, 1758	Cattle Egret	Kuhreiher	Garza Bueyera	r
Anatidae				
<i>Merganetta armata</i> , Gould, 1842	Torrent Duck	Sturzbachente	Pato Torrentero	x
Accipitridae				
<i>Elanoides forficatus</i> , Linnaeus, 1758	Swallow-Tailed Kite	Schwalbenweih	Elanio Tijereta	x
<i>Accipiter ventralis</i> , Sclater, PL, 1866	Plain-Breasted Hawk	Andensperber	Azor Pechillano	x
<i>Leucopternis princeps</i> , Sclater, PL, 1865	Barred Hawk	Prinzenbussard	Gavilán Barretrado	s
<i>Harpyhaliaetus solitarius</i> , Tschudi, 1844	Solitary Eagle	Einsiedleradler	Aguila Solitaria	s
<i>Geranoaetus melanoleucus</i> , Vieillot, 1819	Black-Chested Buzzard-Eagle	Agula	Aguila Pechinegra	r
<i>Buteo nitidus</i> , Latham, 1790	Gray Hawk	Zweibindenbussard	Gavilán Gris	s
<i>Buteo magnirostris</i> , Gmelin, JF, 1788	Roadside Hawk	Wegebussard	Gavilán Campestre	xx
<i>Buteo platypterus</i> , Vieillot, 1823	Broad-Winged Hawk	Breitflügelbussard	Gavilán Aludo	r (migr.)
<i>Buteo albigula</i> , Philippi, 1899	White-Throated Hawk	Weißkehlbussard	Gavilán Goliblanco	s
<i>Buteo polyosoma</i> , Quoy & Gaimard, 1824	Variable Hawk	Rotrückenbussard	Gavilán Variable	r
<i>Oroaetus isidori</i> , Des Murs, 1845	Black-And-Chestnut Eagle	Isidoradler	Aguila Andina	r
Falconidae				
<i>Falco sparverius</i> , Linnaeus, 1758	American Kestrel	Buntfalke	Cernícalo Americano	xx
<i>Falco peregrinus</i> , Tunstall, 1771	Peregrine Falcon	Wanderfalke	Halcón Peregrino	s
Cracidae				
<i>Penelope barbata</i> , Chapman, 1921	Bearded Guan	Bartguan	Pava Barbada	xx
<i>Chamaepetes goudotii</i> , Lesson, 1828	Sickle-Winged Guan	Sichelguan	Pava Ala de Hoz	xx
Odontophoridae				
<i>Odontophorus speciosus</i> , Tschudi, 1843	Rufous-Breasted Wood-Quail	Rotbrustwachtel	Corcovado Pechirrufo	x
Scolopacidae				
<i>Actitis macularia</i> , Linnaeus, 1766	Spotted Sandpiper	Drosseluferläufer	Andarríos Coleador	r (migr.)
Columbidae				
<i>Columba fasciata</i> , Say, 1823	Band-Tailed Pigeon	Bandtaube	Paloma Collareja	xxx
<i>Columba subvinacea</i> , Lawrence, 1868	Ruddy Pigeon	Purpurtaube	Paloma Rojiza	s
<i>Geotrygon frenata</i> , Tschudi, 1843	White-Throated Quail-Dove	Zügeltaube	Paloma-Perdiz Goliblanca	xx
Psittacidae				
<i>Aratinga leucophthalmus</i> , Statius Muller, 1776	White-Eyed Parakeet	Pavuasittich	Perico Ojiblanco	r

Familie / Art	englischer Name	deutscher Name	spanischer Name	Häufigkeit
Psittacidae (fortgesetzt)				
<i>Pyrrhura albipectus</i> , Chapman, 1914	White-Breasted Parakeet	Weißhalsittich	Perico Pechiblanco	r
<i>Pionus sordidus</i> , Linnaeus, 1758	Red-Billed Parrot	Dunenkopfpapagei	Loro Piquirrojo	x
<i>Pionus seniloides</i> , Massena & Souancé, 1854	White-Capped Parrot	Greisenkopfpapagei	Loro Gorriblanco	xx
Cuculidae				
<i>Piaya cayana</i> , Linnaeus, 1766	Squirrel Cuckoo	Cayennekuckuck	Cuco Ardilla	xx
Strigidae				
<i>Otus petersoni</i> , Fitzpatrick & O' Neill, 1986	Cinnamon Screech-Owl	Zimtkreischeule	Autillo Canelo	s
<i>Otus albobularis</i> , Cassin, 1849	White-Throated Screech-Owl	Weißkehleule	Autillo Goliblanco	r
<i>Glaucidium jardinii</i> , Bonaparte, 1855	Andean Pygmy-Owl	Andenkauz	Muchuelo Andino	r
<i>Strix albitarsis</i> , Bonaparte, 1850	Rufous-Banded Owl	Rötelkauz	Búho Rufibandeado	xx
Nyctibiidae				
<i>Nyctibius griseus</i> , Gmelin, 1789	Common Potoo	Urutau-Tagschläfer	Nictibio Común	r
Caprimulgidae				
<i>Caprimulgus longirostris</i> , Bonaparte, 1825	Band-Winged Nightjar	Spiegel-Nachtschwalbe	Chotacabras Alifajeado	xxx
<i>Uropsalis lyra</i> , Bonaparte, 1850	Lyre-Tailed Nightjar	Leierschwanz-Nachtschwalbe	Chotacabras Colilira	r
<i>Uropsalis segmentata</i> , Cassin, 1849	Swallow-Tailed Nightjar	Schwabenschwanz-Nachtschwalbe	Chotacabras Golondrina	r (Matt, Braun)
Apodidae				
<i>Streptoprocne zonaris</i> , Shaw, 1796	White-Collared Swift	Halsbandsegler	Vencejo Cuelliblanco	x
<i>Cypseloides rutilus</i> , Vieillot, 1817	Chestnut-Collared Swift	Rothalssegler	Vencejo Cuellicastano	x
Trochilidae				
<i>Threnetes niger</i> , Linnaeus, 1758	Pale-Tailed Barbthroat	Hellschwanzereimit	Barbita Colipálida	s
<i>Phaethornis syrmatorphorus</i> , Gould, 1851	Tawny-Bellied Hermit	Braunbauch-Eremit	Ermitano Ventrileonado	x
<i>Eutoxeres aquila</i> , Bourcier, 1847	White-Tipped Sicklebill	Adlerschnabel	Pico de Hoz Puntiblanco	r
<i>Doryfera ludovicae</i> , Bourcier & Mulsant, 1847	Green-Fronted Lancebill	Goldstirnlanzettschnabel	Picolanza Frentiverde	xx
<i>Colibri thalassinus</i> , Swainson, 1827	Green Violetear	Zwergveilchenohr	Orejvioleta Verde	xxx
<i>Colibri coruscans</i> , Gould, 1846	Sparkling Violetear	Veilchenohr	Orejvioleta Ventriazul	x
<i>Adelomyia melanogenys</i> , Fraser, 1840	Speckled Hummingbird	Schwarzohrnympe	Colibrí Jaspeado	xxx
<i>Urostitte ruficrissa</i> , Lawrence, 1864	Rufous-Vented Whitetip	?	Puntiblanca Pechiverde	r
<i>Heliodoxa leadbeateri</i> , Bourcier & Mulsant, 1843	Violet-Fronted Brilliant	Violettstirn-Brillant	Brillante Frentivioleta	r
<i>Heliodoxa rubinoides</i> , Bourcier & Mulsant, 1846	Fawn-Breasted Brilliant	Braunbauch-Brillant	Brillante Pechianteado	x
<i>Lafresnaya lafresnayi</i> , Boissonneau, 1840	Mountain Velvetbreast	Fadenschwingenkolibri	Colibrí Terciopelo	r

Familie / Art	englischer Name	deutscher Name	spanischer Name	Häufigkeit
Trochilidae (fortgesetzt)				
<i>Pterophanes cyanopterus</i> , Fraser, 1840	Great Sapphirewing	Blauflügelkolibri	Alazafiro Grande	r
<i>Coeligena coeligena</i> , Lesson, 1833	Bronzy Inca	Himmelsmusketier	Inca Bronceado	xx
<i>Coeligena torquata</i> , Boissonneau, 1840	Collared Inca	Krawattenmusketier	Inca Collarejo	xxx
<i>Coeligena lutetiae</i> , De Lattre & Bourcier, 1846	Buff-Winged Starfrontlet	Braunschwingenmusketier	Frentiestrella Alianteada	r
<i>Ensifera ensifera</i> , Boissonneau, 1839	Sword-Billed Hummingbird	Schwertschnabel-Kolibri	Colibrí Picoespada	s (Dziedzioch)
<i>Boissonneaua matthewsii</i> , Bourcier, 1847	Chestnut-Breasted Coronet	Zimtschwanz-Kolibri	Coronita Pechicastana	x
<i>Heliangelus amethysticollis</i> , d'Orbigny & Lafresnaye, 1838	Amethyst-Throated Sunangel	Sonnennympe	Solángel Gorjiamatista	xxx
<i>Eriocnemis vestitus</i> , Lesson, 1838	Glowing Puffleg	Bronzeschneehörschen	Zamarrito Luciente	x
<i>Haplophaedia aureliae</i> , Bourcier & Mulsant, 1846	Greenish Puffleg	Bunthörschen	Zamarrito Verdoso	x
<i>Ocreatus underwoodii</i> , Lesson, 1832	Booted Racket-Tail	Flaggensylphe	Colaespátula Zamarrito	xx
<i>Lesbia nuna</i> , Lesson, 1832	Green-Tailed Trainbearer	Grünschwanzlesbia	Colacintillo Coliverde	xx
<i>Metallura tyrianthina</i> , Loddiges, 1832	Tyrian Metaltail	Smaragdkehl-Glanzschwänzchen	Metalura Tiria	r
<i>Chalcostigma herrani</i> , de Lattre & Bourcier, 1864	Rainbow-Bearded Thornbill	Weißspitzen-Glanzschwänzchen	Picoespina Arcoiris	x (Braun, Dziedzioch)
<i>Chalcostigma ruficeps</i> , Gould, 1846	Rufous-Capped Thornbill	Rotkappen-Glanzschwänzchen	Picoespina Gorrirrufa	x
<i>Agelaiocercus kingi</i> , Lesson, 1832	Long-Tailed Sylph	Himmelssylphe	Silfo Colilargo	xx
<i>Schistes geoffroyi</i> , Bourcier & Mulsant, 1844	Wedge-Billed Hummingbird	Keilschnabel-Kolibri	Colibrí Piquicuna	r
<i>Myrtis fanny</i> , Lesson, 1838	Purple-Collared Woodstar	Bandelfe	Estrellita Gargantillada	r
<i>Chaetocercus mulsant</i> , Bourcier, 1842	White-Bellied Woodstar	Spitzschwanzelfe	Estrellita Ventriblanca	x
Trogonidae				
<i>Pharomachrus antisianus</i> , de la Llave, 1832	Crested Quetzal	Kammtrogon	Quetzal Crestado	r
<i>Pharomachrus auriceps</i> , Gould, 1842	Golden-Headed Quetzal	Goldkopftrogon	Quetzal Cabecidorado	xx
<i>Trogon personatus</i> , Gould, 1842	Masked Trogon	Maskentrogon	Trogón Enmascarado	xx
Momotidae				
<i>Momotus aequatorialis</i> , Gould, 1858	Highland Motmot	Hochland-Motmot	Momoto Montanero	xx
Ramphastidae				
<i>Aulacorhynchus prasinus</i> , Gould, 1833	Emerald Toucanet	Lauch-Arassari	Tucanete Esmeralda	xxx
Picidae				
<i>Piculus rivolii</i> , Boissonneau, 1840	Crimson-Mantled Woodpecker	Rotmantelspecht	Carpintero Dorsicarmesí	xx
<i>Piculus rubiginosus</i> , Swainson, 1820	Golden-Olive Woodpecker	Olivmantelspecht	Carpintero Olividorado	r
<i>Veniliornis dignus</i> , Sclater, PL & Salvin, 1877	Yellow-Vented Woodpecker	Gelbbauchspecht	Carpintero Ventriamarillo	r

Familie / Art	englischer Name	deutscher Name	spanischer Name	Häufigkeit
Picidae (fortgesetzt)				
<i>Campephilus melanoleucos</i> , Gmelin, 1788	Crimson-Crested Woodpecker	Schwarzkehlspecht	Carpintero Crestirrojo	s (Matt)
<i>Campephilus pollens</i> , Bonaparte, 1845	Powerful Woodpecker	Zimtbindenspecht	Carpintero Poderoso	s
<i>Campephilus haematogaster</i> , Tschudi, 1844	Crimson-Bellied Woodpecker	Blutbauchspecht	Carpintero Carminoso	s
Furnariidae				
<i>Synallaxis azarae</i> , d' Orbigny, 1835	Azara's Spinetail	Azaraschlüpfer	Colaespina de Azara	xxx
<i>Synallaxis unirufa</i> , Lafresnaye, 1843	Rufous Spinetail	Rostschlüpfer	Colaespina Rufa	xx
<i>Schizoeaca griseomurina</i> , Sclater, PL, 1882	Mouse-Coloured Thistletail	Graudistelschwanz-schlüpfer	Colicardo Murino	xx
<i>Siptornis striaticollis</i> , Lafresnaye, 1843	Spectacled Prickletail	Streifenhalsschlüpfer	Colapúa Frontino	x
<i>Pseudocolaptes boissonneautii</i> , Lafresnaye, 1840	Streaked Tuftedcheek	Andenschopfohr	Barbablanca Rayada	xx
<i>Margarornis squamiger</i> , d' Orbigny & Lafresnaye, 1838	Pearled Treerunner	Perlenstachelschwanz	Subepalo Perlado	xx
<i>Premnoplex brunescens</i> , Sclater, PL, 1856	Spotted Barbtail	Fleckbrust-Stachelschwanz	Subepalo Moteado	x
<i>Premnornis guttuligera</i> , Sclater, PL, 1864	Rusty-Winged Barbtail	Rotschwingen-Stachelschwanz	Subepalo Alirrojo	r
<i>Syndactyla subalaris</i> , Sclater, PL, 1859	Lineated Foliage-Gleaner	Streifenblattspäher	Limpiafronda Lineada	xx
<i>Xenops rutilans</i> , Temminck, 1821	Streaked Xenops	Rötelsteigschnabel	Xenops Rayado	r
Dendrocolaptidae				
<i>Dendrococcyz tyrannina</i> , Lafresnaye, 1851	Tyrannine Woodcreeper	Tyrannenbaumsteiger	Trepatroncos Tiranino	x
<i>Sittasomus griseicapillus</i> , Vieillot, 1818	Olivaceous Woodcreeper	Olivbaumsteiger	Trepatroncos Oliváceo	r
<i>Xiphocolaptes promeropirhynchus</i> , Lesson, 1840	Strong-Billed Woodcreeper	Strichelkopfbaumsteiger	Trepatroncos Piquifuerte	x
<i>Xiphorhynchus triangularis</i> , Lafresnaye, 1842	Olive-Backed Woodcreeper	Schuppenbrustbaumsteiger	Trepatroncos Dorsioliváceo	x
<i>Lepidocolaptes lacrymiger</i> , Des Murs, 1849	Montane Woodcreeper	Bergwaldbaumsteiger	Trepatroncos Montano	xxx
Thamnophilidae				
<i>Thamnophilus aethiops</i> , Sclater, PL, 1858	White-Shouldered Antshrike	Trauer-Wollrücken	Batará Hombriblanco	r
<i>Thamnophilus unicolor</i> , Sclater, PL, 1859	Uniform Antshrike	Einfarb-Wollrücken	Batará Unicolor	xx
Formicariidae				
<i>Chamaeza mollissima</i> , Sclater, PL, 1855	Barred Antthrush	Binden-Ameisendrossel	Chamaeza Barreteado	r
<i>Grallaria squamigera</i> , Prévost & Des Murs, 1846	Undulated Antpitta	Schuppenbauch-Ameisenpitta	Gralaria Ondulada	s
<i>Grallaria guatimalensis</i> , Prévost & Des Murs, 1846	Scaled Antpitta	Schuppenkopf-Ameisenpitta	Gralaria Escamada	s (Braun, Dziedziuch)
<i>Grallaria ruficapilla</i> , Lafresnaye, 1842	Chestnut-Crowned Antpitta	Rostkappen-Ameisenpitta	Gralaria Coronicastana	xx
<i>Grallaria nuchalis</i> , Sclater, PL, 1860	Chestnut-Naped Antpitta	Rotkopf-Ameisenpitta	Gralaria Nuquicastana	xx
<i>Grallaria quitensis</i> , Lesson, 1844	Tawny Antpitta	Berg-Ameisenpitta	Gralaria Leonada	r (Braun)

Familie / Art	englischer Name	deutscher Name	spanischer Name	Häufigkeit
Formicariidae (fortgesetzt)				
<i>Grallaria rufula</i> , Lafresnaye, 1843	Rufous Antpitta	Einfarb-Ameisenpitta	Gralaria rufa	r
<i>Grallaria hypoleuca</i> , Sclater, PL, 1855	White-Bellied Antpitta	Rotrücken-Ameisenpitta	Gralaria Ventriblanca	xxx
<i>Grallaricula nana</i> , Lafresnaye, 1842	Slate-Crowned Antpitta	Grauscheitelstelzling	Gralarita Coronipizarrosa	xx
Rhinocryptidae				
<i>Myornis senilis</i> , Lafresnaye, 1840	Ash-Colored Tapaculo	Groutapaculo	Tapaculo Genizo	x
<i>Scytalopus latrans</i> , Hellmayr, 1924	Blackish Tapaculo	Kleiner Einfarbtapaculo	Tapaculo Negruzco	xx
<i>Scytalopus micropterus</i> , Sclater, PL, 1858	Equatorial Rufous-Vented Tapaculo	Rotbauchtapaculo	Tapaculo Ventirrufo Equatorial	xxx
<i>Scytalopus parkeri</i> , Krabbe & Schulenberg, 1997	Chusquea Tapaculo	Bambustapaculo	Tapaculo de Chusquea	r
Tyrannidae				
<i>Phyllomyias nigrocapillus</i> , Lafresnaye, 1845	Black-Capped Tyrannulet	Mönchsfiegenstecher	Tiranolete Gorrinegro	r
<i>Phyllomyias cinereiceps</i> , Sclater, PL, 1860	Ashy-Headed Tyrannulet	Graukopf-Fliegenstecher	Tiranolete Cabecinéreo	r
<i>Zimmerius chrysops</i> , Sclater, PL, 1859	Golden-Faced Tyrannulet	Goldstirn-Fliegenstecher	Tiranolete Caridorado	xxx
<i>Elaenia albiceps</i> , d' Orbigny & Lafresnaye, 1837	White-Crested Elaenia	Buschelänie	Elenia Crestiblanca	xx
<i>Elaenia pallatangae</i> , Sclater, PL, 1862	Sierran Elaenia	Sierraelänie	Elenia Serrana	x
<i>Mecocerculus stictopterus</i> , Sclater, PL, 1859	White-Banded Tyrannulet	Weißbindentachuri	Tiranillo Albibandeado	r
<i>Mecocerculus poecilocercus</i> , Sclater, PI & Salvin, 1873	White-Tailed Tyrannulet	Weißschwanztachuri	Tiranillo Coliblanco	s
<i>Mecocerculus calopterus</i> , Sclater, PL, 1859	Rufous-Winged Tyrannulet	Rotschwingentachuri	Tiranillo Alirrufo	r
<i>Mecocerculus minor</i> , Taczanowski, 1879	Sulphur-Bellied Tyrannulet	Gelbbauchtachuri	Tiranillo Ventriazufrado	x
<i>Serpophaga cinerea</i> , Tschudi, 1844	Torrent Tyrannulet	Sturzbachtachuri	Tiranolete Guardarríos	xx
<i>Anairetes parulus</i> , Kittlitz, 1830	Tufted Tit-Tyrant	Meisentachuri	Cachudito Torito	r
<i>Mionectes striaticollis</i> , d' Orbigny & Lafresnaye, 1837	Streak-Necked Flycatcher	Spitzschwinger-Stricheltyrann	Mosquerito Cuellilistado	xxx
<i>Leptopogon rufipectus</i> , Lafresnaye, 1846	Rufous-Breasted Flycatcher	Rotbrust-Fliegenstecher	Mosquerito Pechirrufo	s
<i>Pogonotriccus poecilotis</i> , Sclater, PL, 1872	Variegated Bristle-Tyrant	Ohrstreif-Borstentyrann	Orejerito Variegado	r
<i>Pseudotriccus pelzelni</i> , Taczanowski & Berlepsch, 1885	Bronze-Olive Pygmy-Tyrant	Bronzetyrann	Tirano Enano Bronceado	s
<i>Hemitriccus granadensis</i> , Hartlaub, 1843	Black-Throated Tody-Tyrant	Schwarzkehl-Spateltyrann	Tirano Todi Golinegro	x
<i>Poecilotriccus ruficeps</i> , Kaup, 1852	Rufous-Crowned Tody-Flycatcher	Rotscheitel-Spateltyrann	Tirano Todi Coronirrufo	r

Familie / Art	englischer Name	deutscher Name	spanischer Name	Häufigkeit
Tyrannidae (fortgesetzt)				
<i>Todirostrum cinereum</i> , Linnaeus, 1766	Common Tody-Flycatcher	Gelbbauch-Spateltyrann	Espatulilla Común	r
<i>Rhynchocyclus fulvipectus</i> , Sclater, PL, 1860	Fulvous-Breasted Flatbill	Ockerbrust-Kreisschnabel	Picoplano Pechifulvo	r
<i>Myiobius villosus</i> , Sclater, PL, 1860	Tawny-Breasted Flycatcher	Borstentyrann	Mosquerito Pechileonado	s
<i>Myiophobus flavicans</i> , Sclater, PL, 1861	Flavescent Flycatcher	Gilbtyrann	Mosquerito Flavecente	r
<i>Myiophobus cryptoxanthus</i> , Sclater, PL, 1861	Olive-Chested Flycatcher	Olivhaubentyrann	Mosquerito Pechioliváceo	s
<i>Myiophobus lintoni</i> , Meyer de Schauensee, 1951	Orange-Banded Flycatcher	Orangebandtyrann	Mosquerito Franjinaranja	r
<i>Pyrrhomyias cinnamomea</i> , d' Orbigny & Lafresnaye, 1837	Cinnamon Flycatcher	ZimTTYrann	Mosquerito Canelo	xxx
<i>Contopus sordidulus</i> , Sclater, PL, 1859	Western Wood-Pewee	Westlicher Waldtyrann	Pibí Occidental	r (migr.)
<i>Contopus fumigatus</i> , d' Orbigny & Lafresnaye, 1837	Smoke-Colored Pewee	Schiefertyrann	Pibí Ahumado	x
<i>Sayornis nigricans</i> , Swainson, 1827	Black Phoebe	Schwarzkopfpheobe	Febe Guardarríos	xx
<i>Ochthoeca fumicolor</i> , Sclater, PL, 1856	Brown-Backed Chat-Tyrant	Rauchtyrann	Pitajo Dorsipardo	r
<i>Ochthoeca cinnamomeiventris</i> , Lafresnaye, 1843	Slaty-Backed Chat-Tyrant	Graumanteltyrann	Pitajo Dorsipizarro	xx
<i>Ochthoeca diadema</i> , Hartlaub, 1843	Yellow-Bellied Chat-Tyrant	Diademyrann	Pitajo Ventriamarillo	r
<i>Myiotheretes striaticollis</i> , Sclater, PL, 1853	Streak-Throated Bush-Tyrant	Strauchtyrann	Alinaranja Golilistada	x
<i>Myiarchus tuberculifer</i> , d' Orbigny & Lafresnaye, 1837	Dusky-Capped Flycatcher	Kappentyrann	Copetón Crestioscuro	x
<i>Myiarchus cephalotes</i> , Taczanowski, 1880	Pale-Edged Flycatcher	Taczanowskityrann	Copetón Filipálido	xx
<i>Myiodynastes chrysocephalus</i> , Tschudi, 1844	Golden-Crowned Flycatcher	Goldkronetyrann	Mosquero Coronidorado	x
<i>Tyrannus melancholicus</i> , Vieillot, 1819	Tropical Kingbird	Trauertyrann	Tirano Tropical	xxx
<i>Pachyramphus versicolor</i> , Hartlaub, 1843	Barred Becard	Wellenbekarde	Cabezón Barretrado	r
<i>Pachyramphus albogriseus</i> , Sclater, 1857	Black-And-White Becard	Elsterbekarde	Cabezón Blanquinegro	r
Cotingidae				
<i>Ampelion rubrocristatus</i> , d' Orbigny & Lafresnaye, 1837	Red-Crested Cotinga	Rotschopf-Kotinga	Cotinga Crestirroja	s
<i>Doliornis remseni</i> , Robbins, Rosenberg & Molina, FS, 1994	Chestnut-Bellied Cotinga	Kastanienbauch-Kotinga	Cotinga Ventricastaña	s (Braun)
<i>Pipreola riefferii</i> , Boissonneau, 1840	Green-And-Black Fruiteater	Grünrücken-Schmuckvogel	Frutero Verdinegro	xx
<i>Lipaugus fuscocinereus</i> , Lafresnaye, 1843	Dusky Piha	Langschwanzpiha	Piha Oscura	x
<i>Rupicola peruviana</i> , Latham, 1790	Andean Cock-Of-The-Rock	Felsenhahn	Gallo de la Pena Andino	xx
Corvidae				
<i>Cyanocorax yncas</i> , Boddaert, 1783	Inca Jay	Grünhäher	Urraca Inca	xxx

Familie / Art	englischer Name	deutscher Name	spanischer Name	Häufigkeit
Vireonidae				
<i>Cyclarhis gujanensis</i> , Gmelin, 1789	Rufous-Browed Peppershrike	Rostbrauenvireo	Vireón Cejirrufo	xxx
<i>Vireo leucophrys</i> , Lafresnaye, 1844	Brown-Capped Vireo	Braunkappenvireo	Vireo Gorripardo	x
Turdidae				
<i>Myadestes ralloides</i> , d' Orbigny, 1840	Andean Solitaire	Andenklarino	Solitario Andino	xxx
<i>Catharus ustulatus</i> , Nuttall, 1840	Swainson's Thrush	Zwergdrossel	Zorzal de Swainson	x (migr.)
<i>Turdus fuscater</i> , d' Orbigny & Lafresnaye, 1837	Great Thrush	Riesendrossel	Mirlo Grande	xxx
<i>Turdus serranus</i> , Tschudi, 1844	Glossy-Black Thrush	Samtdrossel	Mirlo Negribriloso	x
<i>Turdus fulviventris</i> , Sclater, PL, 1858	Chestnut-Bellied Thrush	Ockerbauchdrossel	Mirlo Ventricastano	x
Cinclidae				
<i>Cinclus leucocephalus</i> , Tschudi, 1844	White-Capped Dipper	Weißkopf-Wasseramsel	Cinclo Gorriblanco	xx
Hirundinidae				
<i>Notiochelidon murina</i> , Cassin, 1853	Brown-Bellied Swallow	Mausschwalbe	Golondrina Ventricafé	x
<i>Notiochelidon cyanoleuca</i> , Vieillot, 1817	Blue-And-White Swallow	Schwarzsteißschwalbe	Golondrina Azuliblanca	xx
Troglodytidae				
<i>Cinnycerthia unirufa</i> , Lafresnaye, 1840	Rufous Wren	Einfarb-Zaunkönig	Soterrey Rufo	s
<i>Cinnycerthia olivascens</i> , Sharpe, 1882	Sepia-Brown Wren	Sepiazaunkönig	Soterrey Caferrojizo	x
<i>Cistothorus platensis</i> , Latham, 1790	Grass Wren	Seggenzaunkönig	Soterrey Sabanero	r
<i>Thryothorus euophrys</i> , Sclater, PL, 1860	Plain-Tailed Wren	Fraserzaunkönig	Soterrey Colillano	xx
<i>Troglodytes aedon</i> , Vieillot, 1809	House Wren	Hauszaunkönig	Soterrey Criollo	xx
<i>Troglodytes solstitialis</i> , Sclater, PL, 1859	Mountain Wren	Rostbrauenzaunkönig	Soterrey Montanes	xx
<i>Henicorhina leucophrys</i> , Tschudi, 1844	Gray-Breasted Wood-Wren	Einsiedlerzaunkönig	Soterrey Montés Pechigris	xxx
Parulidae				
<i>Parula pitiayumi</i> , Vieillot, 1817	Tropical Parula	Elfenwaldsänger	Parula Tropical	r
<i>Dendroica fusca</i> , Stadius Muller, 1776	Blackburnian Warbler	Fichtenwaldsänger	Reinita Pechinaranja	xx (migr.)
<i>Wilsonia canadensis</i> , Linnaeus, 1766	Canada Warbler	Kanadawaldsänger	Reinita Collareja	x (migr.)
<i>Myioborus miniatus</i> , Swainson, 1827	Slate-Throated Whitestart	Larvenwaldsänger	Candelita Goliplomiza	xxx
<i>Myioborus melanocephalus</i> , Tschudi, 1844	Spectacled Whitestart	Brillenwaldsänger	Candelita de Anteojos	x
<i>Basileuterus luteoviridis</i> , Bonaparte, 1845	Citrine Warbler	Bonaparte-Waldsänger	Reinita Citrina	x
<i>Basileuterus tristriatus</i> , Tschudi, 1844	Three-Striped Warbler	Dreistreifen-Waldsänger	Reinita Cabecelistada	xxx
<i>Basileuterus coronatus</i> , Tschudi, 1844	Russet-Crowned Warbler	Goldscheitel-Waldsänger	Reinita Coronirrojiza	xxx
Thraupidae				
<i>Diglossopsis caerulescens</i> , Sclater, PL, 1856	Bluish Flowerpiercer	Silberhakenschnabel	Pinchaflor Azulado	x

Familie / Art	englischer Name	deutscher Name	spanischer Name	Häufigkeit
Thraupidae (fortgesetzt)				
<i>Diglossopis cyanea</i> , Lafresnaye, 1840	Masked Flowerpiercer	Maskenhakenschnabel	Pinchaflor Enmascarado	x
<i>Diglossa lafresnayii</i> , Boissonneau, 1840	Glossy Flowerpiercer	Stahlhakenschnabel	Pinchaflor Satinado	x
<i>Diglossa humeralis</i> , Fraser, 1840	Black Flowerpiercer	Schwarzbauch-Hakenschnabel	Pinchaflor Negro	r
<i>Diglossa albilatera</i> , Lafresnaye, 1843	White-Sided Flowerpiercer	Schieferhakenschnabel	Pinchaflor Flanquiblanco	xxx
<i>Diglossa sittoides</i> , d' Orbigny & Lafresnaye, 1838	Rusty Flowerpiercer	Rostbauch-Hakenschnabel	Pinchaflor Pechicanelo	x
<i>Thlypopsis ornata</i> , Sclater, PL, 1859	Rufous-Chested Tanager	Zimtbrusttangare	Tangara Pechicanela	x
<i>Pipraeidea melanonota</i> , Vieillot, 1819	Fawn-Breasted Tanager	Schwarzrückentangare	Tangara Pechianteada	r (Braun)
<i>Chlorophonia pyrrhophrys</i> , Sclater, PL, 1851	Chestnut-Breasted Chlorophonia	Schwarzbrauenorganist	Clorofonia Pechicastana	s
<i>Euphonia lanirostris</i> , d' Orbigny & Lafresnaye, 1837	Thick-Billed Euphonia	Dickschnabelorganist	Eufonia Piquigruesa	r
<i>Euphonia cyanocephala</i> , Vieillot, 1818	Golden-Rumped Euphonia	Goldbürzelorganist	Eufonia Lomidorada	s
<i>Euphonia xanthogaster</i> , Sundevall, 1834	Orange-Bellied Euphonia	Gelbbauchorganist	Eufonia Ventrinaranja	r
<i>Tangara xanthocephala</i> , Tschudi, 1844	Saffron-Crowned Tanager	Gelbkopftangare	Tangara Coronizafrán	xxx
<i>Tangara parzudakii</i> , Lafresnaye, 1843	Flame-Faced Tanager	Rotstirntangare	Tangara Cariflama	xx
<i>Tangara cyanotis</i> , Sclater, PL, 1858	Blue-Browed Tanager	Silberbrauentangare	Tangara Cejiazul	s (Braun)
<i>Tangara labradorides</i> , Boissonneau, 1840	Metallic-Green Tanager	Schwarzackentangare	Tangara Verdimetálica	xx
<i>Tangara nigroviridis</i> , Lafresnaye, 1843	Beryl-Spangled Tanager	Silberfleckentangare	Tangara Lentejuelada	xxx
<i>Tangara vassorii</i> , Boissonneau, 1840	Blue-And-Black Tanager	Vassoritangare	Tangara Azulinegra	xx
<i>Tangara viridicollis</i> , Taczanowski, 1884	Silver-Backed Tanager	Silbertangare	Tangara Dorsiplateda	x
<i>Iridosornis analis</i> , Tschudi, 1844	Yellow-Throated Tanager	Gelbkehttangare	Tangara Goliamarilla	xxx
<i>Iridosornis rufivertex</i> , Lafresnaye, 1842	Golden-Crowned Tanager	Goldscheiteltangare	Tangara Coronidorada	r
<i>Anisognathus igniventris</i> , d' Orbigny & Lafresnaye, 1837	Scarlet-Bellied Mountain-Tanager	Mennigohr-Bergtangare	Tangara Montana Ventriescarlata	r (Braun)
<i>Anisognathus lacrymosus</i> , du Bus, 1846	Lacrimose Mountain-Tanager	Tränen-Bergtangare	Tangara Montana Lagrimosa	x
<i>Anisognathus somptuosus</i> , Lesson, 1831	Blue-Winged Mountain-Tanager	Blauschwinge-Bergtangare	Tangara Montana Aliazul	xxx
<i>Buthraupis montana</i> , d' Orbigny & Lafresnaye, 1837	Hooded Mountain-Tanager	Blaurücken-Bergtangare	Tangara Montana Encapuchada	x
<i>Buthraupis wetmorei</i> , Moore, RT, 1934	Masked Mountain-Tanager	Wetmore-Tangare	Tangara Montana Enmascarada	s (Schmid)
<i>Chlorornis riefferii</i> , Boissonneau, 1840	Grass-Green Tanager	Papageitangare	Tangara Carirroja	xx
<i>Creurgops verticalis</i> , Sclater, PL, 1858	Rufous-Crested Tanager	Ockerschopftangare	Tangara Crestirrufa	xx
<i>Thraupis episcopus</i> , Linnaeus, 1766	Blue-Gray Tanager	Bischofstangare	Tangara Azuleja	xx
<i>Thraupis cyanocephala</i> , d' Orbigny & Lafresnaye, 1837	Blue-Capped Tanager	Gelbschenkeltangare	Tangara Gorriazul	xxx

Familie / Art	englischer Name	deutscher Name	spanischer Name	Häufigkeit
Thraupidae (fortgesetzt)				
<i>Piranga rubriceps</i> , Gray, GR, 1844	Red-Hooded Tanager	Scharlachkopftangare	Piranga Capucirroja	r
<i>Chlorothraupis frenata</i> , Berlepsch, 1907	Olive Tanager	?	Tangara Oliva	r
<i>Chlorospingus ophthalmicus</i> , du Bus, 1847	Common Bush-Tanager	Finken-Buschtangare	Clorospingo Común	xx
<i>Chlorospingus canigularis</i> , Lafresnaye, 1848	Ashy-Throated Bush-Tanager	Graukehl-Buschtangare	Chlorospingo Golicinéreo	s (Braun)
<i>Chlorospingus flavigularis</i> , Sclater, PL, 1852	Yellow-Throated Bush-Tanager	Gelbkehl-Buschtangare	Clorospingo Goliamarillo	xx
<i>Chlorospingus parvirostris</i> , Chapman, 1901	Yellow-Whiskered Bush-Tanager	Kurzschnabel-Buschtangare	Clorospingo Bigotudo	xx
<i>Cnemoscopus rubirostris</i> , Lafresnaye, 1840	Gray-Hooded Bush-Tanager	Graukopf-Buschtangare	Tangara Montés Capuchigris	s
<i>Hemispingus frontalis</i> , Tschudi, 1844	Oleaginous Hemispingus	Olivrücken-Hemispingus	Hemispingo Oleaginoso	r
<i>Sericossypha albocristata</i> , Lafresnaye, 1843	White-Capped Tanager	Weißkappentangare	Tangara Caretiblanca	xx
Cardinalidae				
<i>Saltator cinctus</i> , Zimmer, 1943	Masked Saltator	Maskensaltator	Saltador Enmascarado	s
<i>Pheucticus chrysogaster</i> , Lesson, 1832	Southern Yellow-Grosbeak	Gelbkopf-Kernknacker	Picogrueso Amarillo Sureño	x
Emberizidae				
<i>Oryzoborus angolensis</i> , Linnaeus, 1766	Lesser Seed-Finch	Schwarzkopf-Reisknacker	Semillero Menor	s
<i>Sporophila luctuosa</i> , Lafresnaye, 1843	Black-And-White Seedeater	Trauerpfäffchen	Espiguero Negriblanco	x
<i>Haplospiza rustica</i> , Tschudi, 1844	Slaty Finch	Schieferämmerling	Pinzón Pizarroso	x
<i>Atlapetes pallidinucha</i> , Boissonneau, 1840	Pale-Naped Brush-Finch	Zimtstirbuschammer	Matorralero Nuquipálido	r (Braun)
<i>Atlapetes latinuchus</i> , Du Bus, 1855	Rufous-Naped Brush-Finch	Rotnackenbuschammer	Matorralero Nuquirrufo	xxx
<i>Buarremon brunneinucha</i> , Lafresnaye, 1839	Chestnut-Capped Brush-Finch	Braunkopf-Buschammer	Matorralero Gorricastano	s
<i>Buarremon torquatus</i> , d'Orbigny & Lafresnaye, 1837	Stripe-Headed Brush-Finch	Streifenkopf-Buschammer	Matorralero Cabecilistado	x
<i>Zonotrichia capensis</i> , Statius Muller, PL, 1776	Rufous-Collared Sparrow	Morgenammer	Chingolo, Sabanero Ruficollarejo	xxx
Fringillidae				
<i>Carduelis magellanica</i> , Vieillot, 1805	Hooded Siskin	Magellanzeisig	Jilguero Encapuchado	r

ANHANG II

AUFNAHMESCHLÜSSEL ZUR EINORDNUNG VON VEGETATIONSEINHEITEN IN DIE WALDSTRUKTURTYPEN NACH PAULSCH, A. (2002):

- 1 dbh of canopy trees <10cm
- 1* dbh of canopy trees >10cm, see 3
 - 2 number of woody individuals <50 per 20m x 20m, crown shape irregular or umbrella-shaped Secondary growth after road construction
 - 2* number of woody individuals >50 per 20m x 20m, crown shape irregular or cylindrical Secondary growth after landslides
- 3 trees of canopy stratum mostly coniferous Plantation of *Pinus patula*
- 3* trees of canopy stratum mostly broad-leafed
 - 4 more than 30% of canopy trees with compound leaves
 - 4* less than 30% of canopy trees with compound leaves, see 6
 - 5 compound leaves of canopy trees micro-mesophyll, canopy trees with many vascular epiphytes Primary forest in Cajanuma
 - 5* compound leaves of canopy trees megaphyll, canopy trees with only some vascular epiphytes Megaphyll ridge forest
- 6 canopy trees with microphyll leaves, stems and branches covered with beard-like lichens
- 6* canopy trees with meso-, macro- or megaphyll leaves, beard-like lichens missing or rare, see 8
 - 7 more than 20% of canopy trees with diagonal stems and fan-shaped crowns, connecting bamboo reaching canopy Mesophyll ridge forest
 - 7* stems of canopy trees vertical, crowns irregular or umbrella-shaped, no connecting bamboo in canopy stratum Microphyll ridge forest
- 8 canopy trees with macrophyll leaves, leaves simple, semi-sclerophyll and bicoloured Macrophyll ridge forest
- 8* canopy trees with mesophyll leaves, if leaves macro- or megaphyll then palmately lobed, green and malacophyll
 - 9 more than 30% of canopy trees with megaphyll, palmately lobed and malacophyll leaves Secondary forest in Mindo
 - 9* less than 30% of canopy trees with megaphyll, palmately lobed and malacophyll leaves
 - 10 height of canopy stratum <15m, dbh of canopy trees <30cm
 - 10* height of canopy stratum >15m, dbh of canopy trees >30cm, see 12
 - 11 coverage of canopy stratum <60%, no epiphytic mosses or ferns, trees of lower stratum only rarely connected by bamboo Secondary ravine forest
 - 11* coverage of canopy stratum >60%, trees of lower stratum conspicuously connected by bamboo Forest on edges of natural gaps

- 12 canopy stratum build by less than five tree individuals per 20m x 20m, dbh of canopy trees >50cm
- 12* canopy stratum build by more than five tree individuals per 20m x 20m, dbh of canopy trees <50cm, trees partly with stilt roots Primary ravine forest at higher altitudes
- 13 emergent trees overgrowing canopy stratum, dbh of emergent trees >80cm, no signs of felled trees Primary ravine forest of lower altitudes
- 13* no emergent trees overgrowing canopy stratum, stumps of felled trees conspicuous Ravine forest under human influence

ANHANG III - FARBTAFELN:

Abb. 58: Waldrest (Punkt 37)
(eigene Aufnahme)



Abb. 59: Waldrest (Punkt 38)
(eigene Aufnahme)



Abb. 60: Waldrest (Punkt 40)
(eigene Aufnahme)



Abb. 61: Sukzessionsfläche (Punkt 39)
(eigene Aufnahme)



Abb. 62: *Thamnophilus unicolor* (Thamnophilidae)
(oben Männchen, unten Weibchen)
aus: FJELDSÅ & KRABBE (1990)



Abb. 63: *Pseudocolaptes boissonneautii*
(Furnariidae)
aus: FJELDSÅ & KRABBE (1990)



Abb. 64: *Synallaxis unirufa* (Furnariidae)
aus: RIDGELY & TUDOR (1994)



Abb. 65: *Basileuterus tristriatus* (Parulidae)
(eigene Aufnahme)



Abb. 66: *Pyrrhomyias cinnamomea* (Tyrannidae) (eigene Aufnahme)

DANKSAGUNG

Was gibt es schöneres, als wenn man sein langjähriges Hobby des Vogelbeobachtens in eine wissenschaftliche Arbeit über die Vogelwelt des ecuadorianischen Bergregenwaldes einbetten kann? Insofern gilt mein besonderer Dank Herrn Prof. Dr. Klaus Müller-Hohenstein für die Vergabe des Themas und seine Unterstützung während der gesamten Zeit. Herrn Prof. Dr. Steffan-Dewenter danke ich für die Übernahme des Zweitgutachtens.

Ermöglicht wurde das Projekt durch die finanzielle Unterstützung der DFG (Mu 364/1-4, For 402/1-1 TP13) und durch die Erteilung der Forschungsgenehmigung durch die INEFAN (Instituto Ecuatoriano Forestal de Areas Naturales y Vida Silvestre). Nature and Culture International (NCI) danke ich für die Möglichkeit, in der Reserva Biológica San Francisco forschen zu können.

Die Datenaufnahme für diese Arbeit wurde mir erheblich durch die tatkräftige Unterstützung von Nele Markones, Vera Hösel, Uwe Friedel und Nils Rettenmaier erleichtert. Vielen Dank dafür! Cornelia Paulsch danke ich für die Erstellung der Profilzeichnungen der verschiedenen Waldstrukturtypen, für die Übersetzung der Zusammenfassung ins Spanische und nicht zuletzt für ihre Einführung in die Welt der ecuadorianischen Kolibris. Mein Bruder Axel Paulsch hat mit seiner Dissertation eine Grundlage zu meiner Arbeit geschaffen und stand immer für Diskussionen jeder Art zur Verfügung. Vielen Dank!

Mein Dank gilt auch allen Forscherkollegen, welche die Zeit in der ECSF so angenehm gemacht haben. Den ecuadorianischen Mitarbeitern der Station, insbesondere Señora Maria Feijoó und ihrer Familie, danke ich für die gute Versorgung sowie die Möglichkeit, einen Einblick in die ecuadorianische Kultur zu bekommen. Muchas gracias Señora Maria!

Besonders möchte ich mich bei meiner Frau Sandra für ihre Geduld, ihre Unterstützung und immer neuen Ansporn bedanken. Vielleicht trägt diese Arbeit ein klein wenig dazu bei, dass unsere Kinder eines Tages auch noch einen dieser wundervollen Bergregenwälder mit all seinen Geheimnissen erleben können.

Hiermit erkläre ich, dass ich die Dissertation mit dem Titel „Vogelgemeinschaften in südecuadorianischen Bergregenwäldern unterschiedlicher Struktur“ selbständig verfasst und keine anderen als die angegebenen Quellen und Hilfsmittel verwendet habe.

Ferner erkläre ich, dass ich weder an der Universität Bayreuth noch anderweitig mit oder ohne Erfolg versucht habe, eine Dissertation einzureichen oder mich der Doktorprüfung zu unterziehen.

Detlev Paulsch

Karlsruhe, 20. Oktober 2007