

Deutschlands Wälder und ihre Vogelgesellschaften im Rahmen von Gesellschaftswandel und Umwelteinflüssen

Wulf Gatter*

Gatter, W. 2004: German forests and their avian communities in the context of changes in society and environment. Vogelwelt 125: 151 – 176.

The traditional forms of woodland husbandry until about 200 years ago was accompanied by soil degeneration through permanent over-exploitation of timber, foliage, leaf fodder, fruits, pollarding, and humus. The steady change over the last 200 years to a high-forest management type, with its older stands, has been accompanied by humus enrichment which, along with nutrient input from the atmosphere, has resulted in an increase in growth and a lengthening of the growing season (especially through nitrogen). This forest transformation and the increase in forest area has gone hand in hand with the change from deciduous to predominantly coniferous forest cover. The present-day spatial differentiation of agriculture and forestry has led to a historically unprecedented sharp division between agricultural land and managed forest. This, along with the high-forest system, has supported a limited spectrum of woodland bird species which today occur in densities that they probably never had before. The transition to high forest, with its considerably greater timber stock and vegetation volume, as well as higher forest mean age, combined with the mostly mosaic-like integration between deciduous and coniferous woodland, creates internal habitat edges, raises the number of structural elements in the vegetation, and increases both tree and arthropod numbers per unit area. Outside extensive monocultures, the expansion of coniferous forests into the lowlands unites within small areas vegetation forms which originally would have been separated by 1000 m of altitude, or in a N-S direction by 1000 km. This conditions support boreal and mountainous faunal elements, but at the same time are detrimental to light- and warmth-loving species. Particularly affected are those species that originally profited from overgrazing and vicarious events, as well as from the forest, field, and fire practices in agriculture.

In the near-natural forestry concept, which is actually favoured, the optimal and decay phases as well as the youngest age classes (gap and initialisation phase) are widely missing and replaced by natural regeneration under the sheltering canopy of mature stands. One result is higher tree seed crop which, for the first time, remain completely at the disposal of wild animals. However, all the phenomena described support almost exclusively populations of resident birds and partial migrants, leading to increased competition for long-distance migrants. These enormous changes in the forest ecosystem had affected not only birds. The population increases of Red Fox and both marten species, the huge rise in the numbers of Wild Boar and Edible Dormouse and their influence on bird populations show that a one-sided concentration on the avifauna is not helpful. Woodland covers one-third of the German land area but supports more than 50% of our landbirds. Species that breed in woodland but forage on farmland are today taking over some of the niches deserted by the ground-breeders of open habitats. It has been too readily assumed that forest as a rapidly changing ecosystem is in itself stable and this has led to many misinterpretations of the population changes in our avifauna. The reality is that through forestry, external impacts, and autogenic developments, the most revolutionary transformation of our floristic environment has occurred, meriting close attention as one of the most interesting areas in current synecological studies.

Key words: forest birds, population changes, historical forest development, forestry, forest seed crop, forest nature conservation.

1. Einleitung

In Wäldern und Gehölzen lebt der größte Teil unserer mitteleuropäischen Landvögel, obwohl Wald in Deutschland mit einem Drittel flächenmäßig weit hinter dem Agrarland steht. Allein die Relationen der bei-

* Aus dem Ökologischen Lehrrevier der Forstverwaltung Baden-Württemberg und der Forschungsstation Randecker Maar e.V.; gefördert durch Forstverwaltung Baden-Württemberg und Carl Zeiss, Geschäftsbereich Sports Optics.

den Großräume veränderten sich in den vergangenen 40 Jahren, etwa dem Referenzzeitraum unserer Roten Listen, so stark, dass einzelne Arten zwangsläufig stark zu- oder abnehmen mussten. Einige der gravierendsten Veränderungen unserer Wälder sind in ihrer Bedeutung für die Vogelwelt allerdings gar nicht erkannt worden. Dies hat zu vielerlei Fehldeutungen geführt.

Die größten Umwälzungen, die das Ökosystem Wald seit dem ausgehenden Mittelalter erfahren hat, erstrecken sich in Mitteleuropa auf die letzten 200 Jahre, in Nordeuropa und den Britischen Inseln eher auf die letzten 50 Jahre, und sie halten in beiden Gebieten unvermindert an. Obwohl die Waldflächen in ganz Europa kontinuierlich zunehmen, differieren die regionalen Entwicklungen der Wälder sowie die der Vogelwelt stark. Das Durchschnittsalter nordeuropäischer Wälder wird ständig jünger, das der mitteleuropäischen steigt seit Beginn einer geordneten Forstwirtschaft überwiegend weiter an. Die Ökosysteme beider Großräume beeinflussen sich gegenseitig.

Für die Betrachtung unserer Avifauna ergeben sich daraus zwei große Fragen:

- Sollte es einer der großen wissenschaftlichen Irrtümer gewesen sein, die Lebensgemeinschaft Wald als mehr oder weniger „statisches“ Gebilde angesehen zu haben?
- Genügt es, die Vogelwelt oder Teile von ihr isoliert zu betrachten und daraus Rückschlüsse auf den Einfluss des Menschen zu ziehen?

Wie schwierig der Ansatz ist, zeigen mehrere Naturschutzkonzepte mit vogelkundlichem Schwerpunkt der vergangenen Jahre, die auf mehr Naturnähe für die Waldwirtschaft abheben, den zeitlichen Bezugspunkt für die Naturnähe aber offen lassen. Sind es die nachezeitlichen Wälder mit (auch inzwischen ausgestorbenen) Großwildarten und nomadisierenden Jägerhorden, sind es brandrodende Neolithiker mit oder ohne große domestizierte Herden, sind es die Wälder der klassischen Kulturlandschaft des 18. Jahrhunderts mit ihren devastierten Böden? – Trotz enormer Wissensfortschritte auf dem Gebiet der Urlandschaftskunde könnte viel aus den wissenschaftlichen Streitschriften des beginnenden 20. Jahrhunderts (z. B. TÜXEN 1931 oder GRADMANN 1933) auch heute geschrieben worden sein.

Die im folgenden Überblick herausgearbeiteten Fakten können eine breitere Erörterung des Themas nicht ersetzen. Deshalb wird hier auf die umfangreichen Ausarbeitungen und die Literaturübersicht im Buch „Vogelzug und Vogelbestände in Mitteleuropa“ (GATTER 2000) hingewiesen. Dort wird das Thema in seiner Komplexität erstmals zum Gegenstand der Diskussion gemacht und versucht, die synökologischen Gesichtspunkte in einen größeren geografischen Rahmen zu stellen, sie mit den geschichtlichen und derzeitigen Veränderungen in Beziehung zu setzen und in ihren Auswirkungen auf Vögel zu analysieren.

Unabhängig von solchen Entwicklungen laufen in den deutschen Forstverwaltungen immer schneller voranschreitende Reformprozesse ab, die bis zur Auflösung und Privatisierung gehen. Sie werden von der ökologisch interessierten Öffentlichkeit zwar registriert, aber in ihren Auswirkungen auf die zukünftige Waldentwicklung nicht wahrgenommen. Bei laufend größer werdenden Revieren verliert der einzelne Waldbestand an Bedeutung. Gleichzeitig wird der Zwang zur vorwiegend ökonomischen Ausrichtung der Forstwirtschaft immer größer. Vor diesem Hintergrund drohen viele der wohlmeinenden Wegweiser für eine ökologischer ausgerichtete Forstwirtschaft an der Praxis zu scheitern.

2. Datengrundlage, Datenmaterial

Über 40 Jahre forstlicher Tätigkeit in einem südwestdeutschen Großraum, verbunden mit ebenso lang durchgeführten ornithologischen Bestandsaufnahmen von Waldvögeln sind eine der Grundlagen der folgenden Arbeit. Eine weitere stellt die Auswertung von über 5 Millionen kontrollierten Nistkästen aus südwestdeutschen Wäldern seit 1950 dar. Dazu kommen die Ergebnisse des Zugvogel-Monitorings der Forschungsstation Randecker Maar mit inzwischen 35 voll erfassten Wegzugsperioden seit 1970. Sie bilden ein sehr umfangreiches Monitoring-Material über mittel- und nordeuropäische Waldvögel. Ca. zwei Drittel der dort durchziehenden Vögel und 60 der über 100 häufiger durchziehender Arten sind Waldarten und dies, obwohl nur etwa ein Drittel der Herkunftsgebiete bewaldet ist, und sich unter den Waldvögeln mehr Nichtzieher finden als unter den Offenlandarten.

Das Material ermöglicht einen Gesamtüberblick, der Rückschlüsse im Hinblick auf einzelne Arten ermöglicht. Über zeitlich getrennte Zugwellen und Änderungen ihrer quantitativen Gewichtung lassen sich z. B. Aussagen darüber treffen, welche Auswirkungen die derzeit völlig unterschiedliche Forstwirtschaft in Nord- und Mitteleuropa auf diese oder jene Waldvogelart hat.

3. Geschichtlicher Rückblick

Die Waldfläche Deutschlands nimmt seit über 200 Jahren permanent zu. Neben der Fläche veränderte sich auch die Zusammensetzung der Wälder. Die ursprüngliche Waldgesellschaft hatte 800 v. Chr. wahrscheinlich weit weniger als 20 % Koniferenanteile. Diese liegen heute im öffentlichen Wald zwischen knapp unter bis über zwei Dritteln (Bundeswaldinventur 2002). Gleichzeitig geht die Umwandlungswelle von Laub- in Nadelwald im Privatwald unvermindert weiter. Seit den Stürmen von 1990–1999 und den nachfolgenden Borkenkäfergradationen sind jedoch Rückgänge der Koniferenfläche zu verzeichnen.

Die Nutzung mitteleuropäischer Wälder bestand über viele Jahrhunderte in der ersatzlosen Entnahme

der produzierten Biomasse von Humus über Laub bis zum Holz. Diese „Austragsnutzungen“ hatten dazu geführt, dass es im 18. Jahrhundert nur noch wenig Wald in unserem Sinne gab. Insgesamt waren die Böden stark verarmt, der Bewuchs war offen, das Mikroklima warm und trocken, und durch vielerlei Aktivitäten waren Stellen mit offenem Boden häufig.

Vor etwa 250 Jahren begann überregional der geregelte Waldbau. Bis vor kurzem bestand Einvernehmen, dass Mitteleuropa seit der letzten Eiszeit weitgehend bewaldet war und dass großflächig unbewaldete Regionen außerhalb der Moore und Hochgebirge nicht existierten. Lichtungen entstanden in diesen weiten Wäldern durch Windbruch, Schnee und Feuer. Dem frühen Menschen kam in diesem „Weltbild“ keine landschaftsgestaltende Rolle zu. Dieses Vegetationsbild einer „potentiellen natürlichen Vegetation“ (pnV) wird neuerdings auch kritisch betrachtet. GEISER (1992), BEUTLER (1992, 1996) und inzwischen zahlreiche weitere Autoren vertreten die Ansicht, dass auch große Huftiere auf den Normalstandorten in Mitteleuropa parkartig offene heterogene Strukturen erzeugten (Megaherbivorentheorie), wie sie später durch domestizierte Huftiere geschaffen wurden; in diesem Fall müsste man sich unter dem stärker werdenden Einfluss des Menschen eine sukzessive Ablösung der durch Wildtiere offen gehaltenen Flächen durch Weidevieh vorstellen.

Die nacheiszeitliche Waldsituation darf man sich zunächst boreal, mit ohnehin ausgeprägten natürlichen Feuerzyklen vorstellen. Darüber hinaus dürften sich frühe Jäger- und Bauernkulturen – lange vor, während und nach dem Neolithikum – mit Feuer Weideflächen, Jagd- und Bewegungsmöglichkeiten geschaffen und sich diese durch wiederholtes „weiches“ Brennen erhalten haben (GATTER 1996). In Nordamerika sind anthropogen feuergeprägte Hallenwälder und Wald-Offenlandmosaiken durch zeitgenössische Schilderungen aus dem 18. Jahrhundert vielfach belegt (z. B. BARNES *et al.* 1998).

Offenlandarten hätten dementsprechend auch außerhalb der innerdeutschen Trockengebiete schon immer zur mitteleuropäischen Fauna gehört (GATTER 2000), was auch für die Flora gelten dürfte (BONN & POSCHLOD 1998).

Nach konservativer Betrachtungsweise kam es zwischen 1000 v. Chr. und 1000 n. Chr. zu einer fortschreitenden Umgestaltung dieser natürlichen Landschaft in eine stärker strukturierte Mosaiklandschaft. In siedlungsfreundlichen Regionen, wie dem klimatisch günstigen Rheingebiet, sind Waldrodungen, Ackerbau und eine für jene Zeit relativ hohe menschliche Siedlungsdichte schon seit etwa 1000 v. Chr. belegt. Sie erreichten zum Ende der Römerzeit (ca. 400 n. Chr.) einen ersten Höhepunkt (WALTER 1973). Als Bild Mitteleuropas, wie es wohl weit mehr als zwei Jahrtausende hindurch gültig war, darf man sich eine Landschaft vorstellen, in der je nach Grad und Dauer

des menschlichen Einflusses und der Standortverhältnisse eigentliche Wälder mit extensiv beweideten offenen Triften, parkartigen Landstrichen und lockeren Baumbeständen abwechselten.

Die Waldmast der Schweine und die Waldweide in den Laub- und Mischwäldern sind für diese Zeit typisch. Höhenlagen der Mittelgebirge mit nährstoffarmen Böden wurden erst ab etwa 700–1300 n. Chr. erschlossen (z. B. GREES 1983) und teilweise wohl nur als Sommerweiden genutzt.

Doch wie hatte diese Entwicklung begonnen? Mit der Sesshaftwerdung des Menschen vor ca. 5000 Jahren begann der neolithische Ackerbau, der in Form der unregelmäßigen Wechsel- oder Feldgraswirtschaft betrieben wurde. Er bestand in einer zunächst ungeordneten mehrjährigen Ackernutzung, der langjährige Bracheperioden folgten, die der Bodenregeneration, der Humusakkumulation und der Viehweide dienten. Daraus entwickelten sich allmählich Systeme rotationsmäßig bearbeiteter Äcker, denen erste Stadien der Wiederwaldung und zeitweiliger Waldnutzung folgten (ABEL 1978; HOOPS 1978; POTT 1988; BONN & POSCHLOD 1998). Die Bauern nutzten die besseren, unmittelbar an ihren Dörfern und Wohnungen gelegenen Ackerflächen intensiver, ließen die entfernt liegenden mit Holz bewachsen, hauchten sie in 10–20-jährigem Alter aus und brannten den Rest zusammen mit den umgepflügten Grassoden ab. Die gebrannte Fläche wurde bis zu drei Jahre angebaut. Diese auch als Schiffelwirtschaft, Röderwaldwirtschaft, Reutbergwirtschaft, Waldfeld-, Feld-Ödland- oder Waldbrandwirtschaft bezeichneten Wirtschaftsformen wurden stellenweise bis ins 20. Jahrhundert aufrecht erhalten (KLIPSTEIN 1850; SCHMITTHENNER 1923; GÖTZ 1936; BARTSCH 1940; HORNSTEIN 1958; JÄGER 1980; HÜPPE 1990; vgl. auch SELTER 1995; SEIBERT 1966).

In der seit der Eisenzeit bestehenden Nutzungsform der Hauberge dienten die aus dem Stock immer wieder ausschlagenden Eichen neben der Holz- auch der Eichenlohegewinnung. Die abgeschälte Grasnarbe wurde zusammen mit Holzresten nach dem Trocknen verbrannt und die Asche zur Düngung verwendet. Nach Jahren des Ackerbaus folgte eine mehrjährige Schonzeit. Regional entfaltete sich massenhaft Besenginster. Dieser besaß neben der Verwendbarkeit als Einstreu aufgrund seiner Fähigkeit zur Stickstofffixierung gleichzeitig auch eine düngende Wirkung. Schließlich dominierte wieder das aus den Wurzelstöcken austreibende Holz, in dem dann mehrere Jahre das Vieh weidete (POTT 1985, 1990; BONN & POSCHLOD 1998).

Aus der frühhistorischen Feldgraswirtschaft entwickelte sich zu Beginn des Mittelalters im süd- und mitteldeutschen Raum die Dreifelderwirtschaft, bei der nach Winter- und Sommerfrucht die Brache auf ein Jahr verkürzt wurde. Das neue Bewirtschaftungssystem hatte eine häufigere, regelmäßige Bodenbearbeitung zur Folge. Der Waldanteil und die Holznutzung spielten



Bild 1: Bannwald Silber-Sandgrube im Sturmjahr 1990 (Wiebke). – *Strict (total) nature reserve 'Silber-Sandgrube' just after the storm 'Wiebke' in 1990.*



Bild 2: Dasselbe 3 Jahre nach Sturm. – *The same area as in Fig. 1 three years after the windblow.*



Bild 3: 9 Jahre nach Sturm ohne forstliche Beeinflussung. – *The same area as in Fig. 1 nine years after the windblow, without any forestry impact.*

Bild 4: Vom Borkenkäfer abgetötete Bestände weisen 2 Jahre lang hinter abgeplatzter Rinde unzählige Brutmöglichkeiten für Grauschnäpper auf, die kurzfristig in hoher Zahl von Nahrungsreichtum und den geringen Prädationsrisiko profitieren. – *Forest stands damaged by bark beetles provide for two years not only plenty of potential nest sites for Spotted Flycatchers behind the flaked-off bark, but also rich food supply and low predation risk.*



Bild 5: Verdrehte Sturmhölzer – kurzfristig ein hohes Brutplatzangebot für Waldbaumläufer. – *Split-off, twisted windthrow stems for a short period offer plenty of potential nest sites for Tree Creepers.*



Bild 6: Abgebrochene Sturmfichten sind für Spechte bereits ein Jahr nach Sturm besiedelbar. Haubenmeise und Weidenmeise benötigen einen Weißfäulegrad, der nach 7 bis 10 Jahren erreicht ist. – *Broken windthrow spruces can be inhabited by woodpeckers already one year after the storm. Crested and Willow Tits need a well-developed white rot stage, which occurs only after 7 to 10 years.*

eine immer geringer werdende Rolle. Die Sesshaftwerdung des Menschen und der Beginn der Landwirtschaft hatten also für den Wald einschneidende Folgen.

Neben den zunächst wenigen nomadisierenden Menschen waren es ausschließlich Wildtiere, denen der Wald Nahrung und Lebensraum geboten hatte. Ab jetzt beanspruchten in zunehmendem Maße auch der Mensch und seine domestizierten Tiere die Waldgebiete als Nahrungsrevier. Die bisherige Annahme einer vollkommen geschlossenen Walddecke (ELLENBERG sen. 1986) muss aufgrund des Einflusses wildlebender Tiere und natürlicher dynamischer Prozesse wie Feuer (GATTER 1996), Wind- und Schneebruch revidiert werden (vgl. BEUTLER 1992, 1996; BUNZEL-DRÜKE *et al.* 1994; GATTER 2000, 2004; MATTES & GATTER in Vorber.), doch blieb neben den offenen Bereichen der Wald das Weidegebiet der Haustiere. Bereits ab dem Mittelalter setzte sich als Reaktion auf die Degradierung des Waldes eine mehr oder weniger starke Reglementierung durch (POTT 1983; BONN & POSCHLOD 1998). Heute ist diese Art der Beweidung mit Schafen, Ziegen und Rindern nur noch in den Gebirgswäldern, z. B. der Alpen verbreitet (STORCH 1983; RÖSCH 1990).

Während Rinder, Schafe oder Ziegen vor allem im Sommer in den Wald getrieben wurden, diente er im Herbst, zur Zeit der Eichel- und Bucheckernreife, der Schweinemast. Dies war – bisher unerkannt – zusammen mit dem geringen Anteil alter Wälder über viele Jahrhunderte ein Faktor, der die Populationen samenfressender überwinternder Waldvögel negativ beeinflusst haben musste (Kap. 4.7) und damit Transsaharaziehern mehr freie Nischen bot und höhere Siedlungsdichten ermöglichte (GATTER 2000).

Die Größe der über drei Monate in den Wald getriebenen Herden war teilweise enorm. Sie erreichte oft Dimensionen von 100–300 Schweinen/100 ha (HAZZI 1805; BELING 1877; DENGLER 1944; MANTEL 1965; BECK 1986, 1994; ELLENBERG 1986; BONN & POSCHLOD 1998). Nach heutiger Auffassung wird ein Rehwildbestand von 15–20 Tieren pro 100 ha Waldfläche als für die Waldverjüngung nicht tragbar erachtet.

Dem gegenüber war der Rinderbestand im Wald zu jener Zeit mitunter vielfach höher (FLAD 1987). Selbst wenn andere Haustiere dem Walde fern bleiben mussten, ließ man die Schweinemast zu, denn das Mastgeld war über Jahrhunderte ein Wirtschaftsfaktor, der die sonstigen Einnahmen aus dem Wald übersteigen konnte (BELING 1877).

Je nach Dichte und Häufigkeit der Beweidung führte sie zur Minderung des Jungwuchses und zur Aufflichtung bis hin zur völligen Vernichtung des Waldes. Lichtliebende, trittfeste Arten des Offenlandes mit Stacheln und Dornen breiteten sich aus und bildeten mit der Zeit die so genannten „Hudelandschaften“ oder Härten (TÜXEN 1974). Als Reaktion auf diese Entwicklung gab

es mindestens seit dem 16. Jahrhundert Aufforstungen, wenn diese auch zunächst flächenmäßig unbedeutend blieben.

Innerhalb der Vielfalt landwirtschaftlicher Nutzungsformen war auch der Wald in stetem Wandel begriffen, über gewisse Zeiten bewaldet, dann wieder als Acker genutzt. Richtige Hochwälder waren auf meist unzugängliche Gebiete beschränkt und existierten in Zeiten zunehmender Holzverknappung demzufolge kaum. Die zahlreichen Gewerbebezüge, deren Rohstoffquelle der Wald war, wurden zwischen dem 17. und 19. Jahrhundert zunehmend von vorindustriellen Monoproduktionen beherrscht, die den Wald durch ihren enormen Flächen- bzw. Holzbedarf mehr und mehr zurück drängten. Salinen, Bergbau und Hüttenwesen, Glasmacherei und schließlich die Flößerei und der Holländer-Holzhandel trugen zur Entwaldung weiter Gebiete bei, der meist intensive Beweidung folgte. Die wirtschaftliche Blüte durch die Schafzucht wurde mit der Versteppung weiter Bereiche Mittel- und Westeuropas bezahlt. Die wichtigsten Nutzungsformen Nieder- und Mittelwald dominierten, im System zunehmend perfektioniert, über viele Jahrhunderte. In beiden wurden die Gehölze regelmäßig in ca. 10–25-jährigem Turnus auf den Stock gesetzt. Dies führte zu einer Selektion zugunsten von Hainbuche, Hasel und Eichen. Beide Formen – Nieder- und Mittelwald – erreichten ihre größte Ausdehnung erst um die Mitte des 19. Jahrhunderts, als zur Erzeugung von Brenn- und Bauholz die Gewinnung von Eichenlohe hinzugekommen war; und damit zu einem Zeitpunkt, als sich der Hochwaldgedanke durchzusetzen begann (Zusammenfassung der Quellen bei GATTER 2000).

4. Die moderne Forstwirtschaft

Die Bezeichnungen Niederwald, Mittelwald und Hochwald sagen nicht nur etwas über die jeweiligen Bewirtschaftungsformen aus, sondern – meist vergessen – auch über die Höhe der Bäume, die sie in der jeweiligen Bewirtschaftungsform erreichen dürfen. Im Niederwald wurden sie nach bescheidenem Höhenwachstum gefällt. Im Mittelwald dürfen wenige Bäume mittlere Alter und Höhen erreichen. In beiden Formen kommt es zu Nährstoffaustrag und Bodenverarmung, oft in Verbindung mit Feuerpraktiken. Im Hochwald erreichen die Bäume heute, dank des viel älteren Zielalters, beachtliche Höhen; Nährstoffanreicherung (autogene Eutrophierung) ist die Regel, erstmals wird das Feuer ausgeschlossen.

4.1. Nieder- und Mittelwald = junger Wald

Der Beginn einer durch Verordnungen und Gesetze gestützten Forstwirtschaft in Deutschland vor über 250 Jahren war nach wie vor durch die seit den Etruskern bekannte Nieder- und Mittelwaldwirtschaft geprägt und gleichzeitig vom Beginn der Wiederaufforstung

ehemals bewaldeter Flächen gekennzeichnet. Bis weit über den Anfang dieses massiven Wiederaufbaus der Wälder hinaus waren weder die Habitats noch deren Vogelwelt räumlich vom Offenland so stark getrennt wie heute.

Nieder- und Mittelwaldwirtschaft brachten geordnete Systeme. Der jährliche Kahlhieb einzelner Schläge führte in beiden Waldformen zu einem geregelten Anteil kahler, stark besonnener Flächen bzw. solcher mit jüngsten Sukzessionen, die, je nach örtlicher Ausprägung, zu einem Waldstappentyp führten. Stufigkeit, hohe Randlinienanteile und rasch abtrocknende Strukturen ermöglichten in beiden Systemen ein warmes Mikroklima.

Die Jahrhunderte lange Austragsnutzung durch die Entnahme von Holz, Reisig, Laubstreu, Humus und Waldfrüchten führte zur Verarmung der Böden und zu einer offeneren Pflanzendecke (Kap. 3). Der Stickstoffmangel förderte thermophile Pflanzen- und Tiergesellschaften.

Die Oberschicht des Mittelwaldes ragte auch noch im älteren Schlagstadium vor der erneuten Fällung des Unterholzes über das geschlossene Kronendach des Unterholzes und bot damit ein zweites, stark besonntes Stockwerk. Kahlschlagsflächen und deren erste Sukzessionsstadien als zusätzliche Wärmeinseln waren für Vögel in beiden Wirtschaftsformen immer leicht erreichbar. Der Humusschwund und auch das periodische Brennen verminderten die Wasserspeicherkapazität der Böden, beeinflussten das Baumartenspektrum und schufen völlig andere, offenerer Formen der Bodenvegetation (GÖTZ *et al.* 1995; GATTER 1996). Heidelerche *Lullula arborea*, Baumpieper *Anthus trivialis*, Wiedehopf *Upupa epops*, Raubwürger *Lanius excubitor*, Wendehals *Jynx torquilla* und die beiden grünen Spechte hatten hier wohl ihr Optimum. Die Jungwaldblöcke beherbergten v. a. eine Gesellschaft von Langstreckenziehern wie Laubsänger und Grasmücken. Sturmflächen der vergangenen 15 Jahre bieten uns eine Retrospektive auf diese Verhältnisse. Auch in britischen Niederwäldern fanden sich höchste Vogeldichten drei bis zehn Jahre nachdem sie auf den Stock gesetzt waren, wobei ebenfalls Langstreckenzieher überwogen (FULLER & HENDERSON 1992). Bei diesen Wirtschaftsformen standen viel geringere Holzvorräte auf der Fläche, die Wälder waren lichter und niedriger als heute (LOHRMANN 1931, 1939; BÜCKING *et al.* 1994; GATTER 1994, 1997).

Von der Naturschutzseite wird dem Mittelwald vielfach eine hohe Naturnähe zugeordnet. Der Betrachter orientiert sich meist am Zustand ehemaliger, jedoch seit 100 und mehr Jahren in Überführung zum Hochwald befindlichen Wäldern, die heute „mit ihren mächtigen Eichen eindrucksvolle Waldbilder bieten“ (DBV 1981). Darauf bauen weitere Missverständnisse auf, wie z. B. die „überoptimalen Habitatbedingungen des Mittelwaldes“ mit solitären Alteichen (KAULE 1986). Die Realität sah anders aus. Unabhängig vom Waldbesitz

ist noch heute in ehemaligen Mittelwäldern der frühere Kronenansatz der herrschenden Bäume erkennbar und zeigt, dass diese Bestände meist nur halb so hoch waren wie die heutigen. Die Bäume standen locker und das Gesamtbild dieser Wälder war nach Fällung der Unterschicht, auch von den Dimensionen her, dem einer Obstbaumwiese nicht unähnlich. Baumalter und Durchmesser waren ebenfalls weit unter dem, was wir heute in den als Vorbild dienenden ehemaligen Mittelwäldern vorfinden, die in Hochwald überführt wurden und werden. Diese Form intensivster Forstwirtschaft bot wenig, was sich als naturnah bezeichnen ließ. Die Überhälter wurden in relativ schwachen Dimensionen und im Vergleich zu heute meist in jugendlichem Alter genutzt, was schon durch die damaligen beschränkten Arbeits- und Transportmittel geboten war. Axt und Waldsäge, Transport durch Pferde und auch die Handbehaltung der Balken waren das Maß für die gewünschten Sortimente.

Entsprechend dürfte die Artenzusammensetzung der Kronenvögel gewesen sein. Arten wie Pirol, Gartenrotschwanz, Grauschnäpper, Gartenbaumläufer waren wohl häufiger (Abb. 1). In den Mittelwäldern dürften, da sich die Kronen kaum berührten, arbivore Säuger als Prädatoren weniger erfolgreich gewesen sein (Kap. 5.10; GATTER 2000). Für große Höhlenbrüter war in diesen Beständen wenig Raum. Manche Arten, wie Blauracke und Wiedehopf, fanden ihre Anforderungen eher in den Hute- und Mastwäldern erfüllt. Diese Laubmischwaldrelikte mit riesigen Uralteichen, wie sie der romantisierenden Vorstellung einer Urwald-Ästhetik lange Zeit Pate gestanden hatten, sind tatsächlich zoogene Sekundärbiotopie, hervorgegangen aus jahrhundertelanger Beweidung (NEUSCHÄFFER 1986; SCHERZINGER 1996). Die Zunahme des Schwarzspechts und seine massive Arealerweiterung wie auch die Ausbreitung von Raufuß- und Sperlingskauz in die Tieflandforste waren erst als Folge der Hochwaldwirtschaft in Verbindung mit Koniferen möglich (GATTER 1994, 2000).

Das Ende der Nieder- und Mittelwaldwirtschaft läutete auch das Ende regelmäßigen Feuereinsatzes zur Bodenbearbeitung im Wald ein; Feuer wurde aber noch lange zur Bodenvorbereitung von Koniferensaat eingesetzt (BECK 1998). Jährlich von Bodenfeuern beeinflusste Flächen müssen während der Niederwaldzeit mehrere Prozent betragen haben und sind heute auf eine nicht mehr erwähnenswerte Größe von ca. 0,0001 % abgesunken (GATTER 2004).

Der Beginn des Umbaus der Mittel- und Niederwälder in Hochwald erfolgte im Staats- und Kommunalwald v. a. im 19. Jahrhundert bis weit in unsere Zeit hinein. 1993 wurde bereits auf 91,7 % des Waldes der alten Bundesländer Hochwaldwirtschaft und nur auf 1,5 % Nieder- und Mittelwaldwirtschaft betrieben (AID 2514/1994).

Die Zusammensetzung der Vogelwelt dieser Waldformen war völlig anders als die unserer heutigen Wäl-

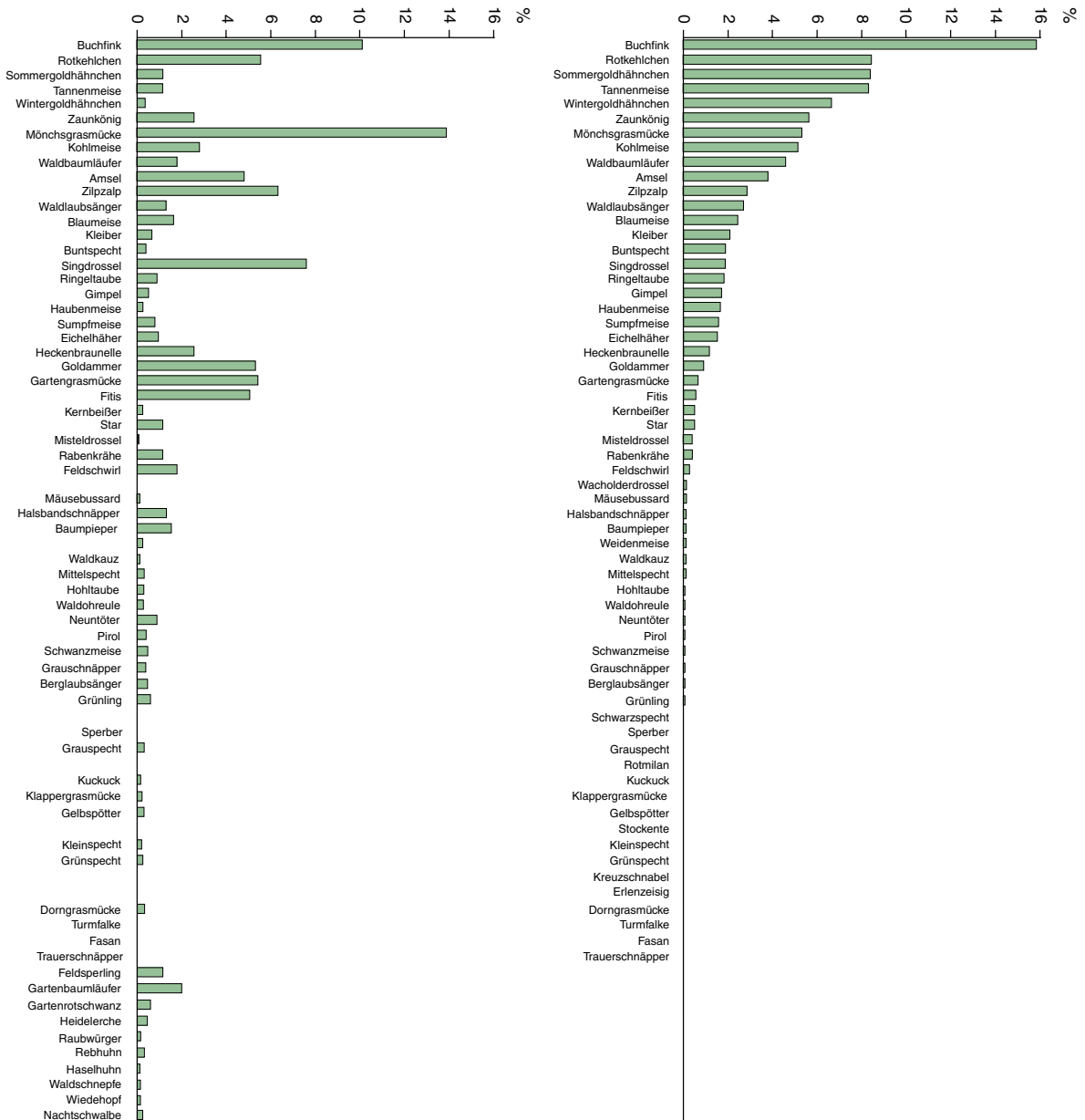


Abb. 1: Änderungen der Wälder verändern die Avifauna. Wie könnte die Waldvogelfauna vor 50–80 Jahren ausgesehen haben, wenn wir uns unabhängig von möglichen veränderten ökologischen Ansprüchen der Arten nur an den forstlichen Veränderungen orientieren? Die Abbildung zeigt die ungefähren prozentualen Anteile der Waldvogelarten in einem 50 km x 50 km großen Gebiet des Neckarlandes und der Schwäbischen Alb um Kirchheim/Teck. Links: Versuch einer Rekonstruktion der Verhältnisse in den Altersklassenwäldern von 1930–1950. Rechts: Die heutigen Verhältnisse nach 300 Revierkartierungen (aus GATTER 2000). – *Changes to the forest mean alterations in the avifauna. What might the forest avifauna of 50–80 years ago have looked like, taking into account only the alterations due to forestry practice and ignoring possible changes in the ecological requirements of the species concerned? The figure shows the approximate percentage frequency of woodland bird species in a 50 km x 50 km area in the Neckar region and Schwäbische Alb around Kirchheim/Teck (SW Germany). Left: a tentative reconstruction of the situation in the forests of 1930–1950. Right: the current situation, based on 300 territory mapping plots (after GATTER 2000).*

der. Sie muss sich noch krasser unterscheiden haben als in Abb. 1 dargestellt. Dort wurde auf der Basis von Siedlungsdichteuntersuchungen und Forstunter-

lagen einer SW-deutschen Region versucht, den Zustand der Altersklassen-, Mittel- und Niederwälder von 1930–1950 zu rekonstruieren und mit dem von 1995

zu vergleichen. Schon aus dem Wandel zu älteren und stärker durch Koniferen geprägten Wäldern muss sich eine enorme Veränderung ergeben haben (aus GATTER 2000, dort mit umfangreichen Erläuterungen). Die dort dargestellten historischen Werte sind teils als hypothetisch zu betrachten, sollen aber erahnen lassen, wie sich die Vogelwelt in kürzester Zeit allein als Folge veränderter Bewirtschaftung wandelt.

4.2. Hochwälder = älterer Wald

Niederwälder und heutige Hochwälder sind Altersklassenwälder mit unterschiedlichem Zielalter. Die Umwandlung unserer Wälder in Hochwald war die logische Fortführung der Niederwaldwirtschaft, auch unter dem Einfluss moderner Sägewerke, deren Technik längeres und stärkeres Holz forderte. Die Räumungsperioden wurden verlängert. Zielalter von mehr als 100 Jahren waren zunächst selten geplant. Diese Entwicklung lässt sich heute noch in England nachvollziehen, wo umfangreiche Aufforstungsmaßnahmen der weitgehend entwaldeten Insel erst im 20. Jahrhundert erfolgten. Erntealter zum Kahlschlag der „Hochwälder“ liegen dort bei 40–50 Jahren (AVERY & LESLIE 1990; FULLER 1995). Einer der wesentlichsten Faktoren für die Vogelwelt ist dabei, dass sich der Anteil der jüngsten Waldgesellschaften umso mehr verringert, je länger die Umtriebszeiten werden.

Noch heute lassen viele unserer Altersklassenwälder ihre unmittelbare Herkunft vom Nieder- oder Mittelwald in erster Generation erkennen. Außerhalb der historischen Waldstandorte tragen die meisten der durch Sukzession oder Erstaufforstung entstandenen Wälder maximal die zweite, selten die dritte Bestandesgeneration (GÖTZ 1997).

Die seit über 200 Jahren währende Aufbauphase der Wälder mit immer neuen Aufforstungen von Agrarland brachte ein scheinbar ewig währendes Überangebot junger Wälder mit sich. Letzte Wellen stellten sich auf die Reparationshiebe der Besatzungsmächte nach dem Zweiten Weltkrieg und als Folge der subventionierten Aufforstungen durch die Europäische Union ein.

Das Alter von Wäldern ist aber ein wesentlicher Faktor für die Zusammensetzung sowohl von Brut- wie von Wintervogelgemeinschaften (JÄRVINEN *et al.* 1977; JÄRVINEN & VÄISÄNEN 1977a, b; VÄISÄNEN 1973; VÄISÄNEN *et al.* 1986; TOMIAŁOJC *et al.* 1984; TOMIAŁOJC & WESOŁOWSKI 1994; TIAINEN 1985; GATTER 1994, 1997, 2000). Die Abfolge von Brutvogelgemeinschaften wechselt in den Jugendstadien von Wäldern schnell, im älteren Stadium langsam (HELLE & MÖNKKÖNEN 1985).

Das Nachlassen der Aufforstungstätigkeit hat aus dem Missverständnis heraus, dass Waldvogelbestände stabil sein müssten, zu Fehleinschätzungen und Dramatisierungen in unseren Roten Listen geführt (5.3, 5.11).

5. Unterschätzte Einflüsse auf die Waldvogelwelt

Nachdem ursprünglich klimatische Faktoren für die Änderungen der skandinavischen Vogelwelt verantwortlich gemacht worden waren (KALELA 1949 u. a.), hatten skandinavische Ornithologen frühzeitig erkannt, dass forstliche Maßnahmen die Zusammensetzung der Vogelwelt des ganzen borealen Vegetationsgürtels verändern (v. HAARTMAN 1973). Mehr und mehr Urwälder wichen Kahlschlägen und jungen Sukzessionen. Moore wurden entwässert und aufgeforstet. Das Durchschnittsalter der Wälder verjüngt sich bis heute.

Die Forstwirtschaft in West- und Mitteleuropa musste den umgekehrten Weg gehen. Unglaublich große, vor Jahrhunderten entwaldete Gebiete wurden wieder bewaldet. In den verbliebenen Wäldern, fast ausschließlich Nieder- und Mittelwald, waren die Bäume überwiegend in jugendlichem Alter gefällt worden, bevor sie Früchte trugen, und wurden inzwischen in

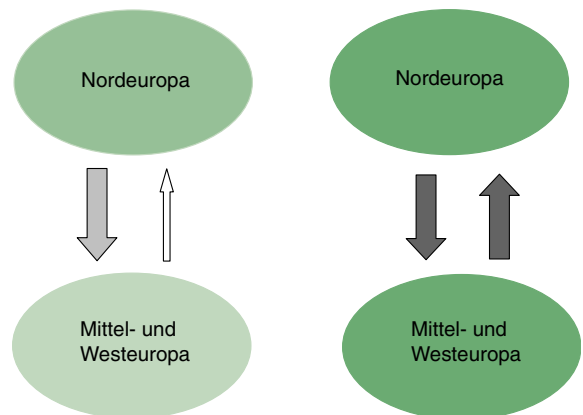


Abb. 2: Für die nordeuropäischen Kurzstreckenzieher (oben) brachte der Wiederaufbau der Wälder in Mittel- und Westeuropa (unten) einen revolutionären Wandel. Früher zogen sie zur Überwinterung in waldarme Gebiete mit wenig maturated Wäldern, mit der Folge hoher Winterverluste und geringen Rückkehraten. Heute ziehen sie in flächenmäßig stark angewachsene, nahrungsreiche Wälder (Farbe der Ellipsen von hell = nahrungsarm bis dunkel = nahrungsreich). Geringe Winterverluste und höhere Fitness der Heimkehrer (dicker Pfeil rechts) sind als Folge daraus ebenso zu erwarten wie Abundanzgewinne und Arealerweiterungen in Skandinavien und Russland. – *Restoration of the temperate zone forests of Central and western Europe (below) has meant a radical change for north European short-distance migrants (above). In the past they overwintered in areas poor in trees and with little mature forest, resulting in high winter losses and low return migration rates (left two circles). Today (right two circles) they migrate to food-rich forests, much expanded in extent (colour of the circles from light = food poor, to dark = food rich). Low winter losses and increased fitness of returning birds (right thick arrows) can be expected to result from this situation, as well as an increase in both abundance and range in Scandinavia and Russia.*

Hochwald überführt. Dies hat inzwischen und weiterhin zunehmend zu einem großen Angebot älterer (reifer) Wälder geführt, das für unsere Vogelwelt und selbst für zahlreiche Arten der borealen Region, die nach Süden wandern, völlig neue Verhältnisse geschaffen hat (GATTER 2000; Abb. 2).

5.1. Kontinuierlicher Anstieg der Waldflächen, des Waldalters, der Baumhöhen und des Vegetationsvolumens

Die Aufgabe von 2,7 Millionen Bauernhöfen innerhalb der Europäischen Gemeinschaft (ein Minus von 42 %) führt zu der immer intensiveren Bewirtschaftung der guten und ebenen Flächen, denen riesige Gebiete auf schwierigen Standorten gegenüber stehen, die der Sukzession oder über Aufforstung direkt dem Wald zufallen. Hier können die Flächenzugänge zum Wald regional 10–30 % des vorhandenen Waldpotentials pro Jahrzehnt betragen. Alle in den vergangenen Jahrzehnten erfolgten Nutzungsumwandlungen von Agrarland zu Wald sind mit höheren Siedlungsdichten von Vögeln verbunden (FLADE 1994; GATTER 1994b). Diese Entwicklungen gehen teilweise zu Lasten seltenerer Arten und sie fördern längerfristig überwiegend Kurzstreckenzieher und Teilzieher (GATTER 2000; FLADE & SCHWARZ 2004).

Das Nachlassen der Aufforstungen von Agrarland in den vergangenen 30 Jahren brachte einen Rückgang des Anteils jüngerer Wald-Altersklassen. Dies wird durch die in vielen Bundesländern eingeführte „naturnahe Waldwirtschaft“ ohne Kahlschlag verschärft. Die Altersklassen 0–20 Jahre hatten in Westdeutschland vor den Stürmen von 1990 und 1999 nur noch geringe Anteile.

Vogelarten, die auf junge Sukzessionen angewiesen sind, hatten demnach in der Niederwaldzeit (Kap. 3.1) und nochmals in den 1950er und 1960er Jahren beste Chancen. Sie gehen seitdem naturgemäß zurück, meist ohne dass dies immer Anlass zur Sorge geben müsste. Betroffene, einst häufige Arten sind unmittelbar nach Kahlschlag z.B. Heidelerche, Baumpieper und Feldschwirl. Wenige Jahre später folgen dann Gartengrasmücke, Fitis und Neuntöter. Ähnliche Entwicklungen beobachtet man im Osten der USA, wo Bruthabitate zahlreicher Arten in der Besiedlungsperiode des 16. und 17. Jahrhunderts anthropogen unterstützt zugenommen hatten. Heute, nach Rückeroberung der Farmen durch den Wald, wurde manche Art in die Roten Listen aufgenommen, obwohl sie in ihren Ursprungshabitaten nicht bedroht ist (LEGRAND & SCHNEIDER 1992).

Mit dem Übergang von den alten Kahlschlagsformen Nieder- und Mittelwald zur Hochwaldwirtschaft und somit zum älteren Wald kam eine wesentliche Neuerung, die Durchforstung. Sie ist Ursache vieler Missverständnisse in Bezug auf die Forstwirtschaft. Statt des völligen oder überwiegenden Kahlschlags werden

die Wälder nun viel älter. In den etwa gleichen Zeitabschnitten wie beim früheren „Auf den Stock setzen“ im Niederwald wird beim Durchforsten jeweils nur ein gewisser Prozentsatz (ca. 10–30 %) der Stämme entnommen. Statt dem Wechsel vom Kahlschlag zu Dichtung und Stangenholz wechseln sich lichtere mit dunkleren Phasen ab.

Seit Einführung der Hochwaldwirtschaft steigt das Alter der deutschen Wälder bis heute fast kontinuierlich an. Grafiken bei GATTER (2000) zeigen für eine repräsentative Region südöstlich Stuttgarts Durchschnittsalter, die bei Buche und Eiche um 1850 bei ca. 50 Jahren, heute bei nahezu 100 Jahren liegen. Die ersten Nadelwälder mit Fichte wurden hier um 1850 begründet, ihr Durchschnittsalter lag um 1900 bei unter 20, die ältesten Bestände erreichten 40 Jahre. Heute liegt das Durchschnittsalter der Fichte hier bei etwa 50 Jahren, die ältesten Bestände sind 120 Jahre alt.

Nach wie vor haben wir in Deutschland ein Defizit an sehr alten Wäldern. Die Altholzinselprogramme der einzelnen Länder mögen manchen Anforderungen, wie z. B. der Pilzforschung, gerecht werden. Aus ornithologischer Sicht sind sie allemal zu klein und üben dank ihres Höhlenreichtums auf arbivore Prädatoren eine geradezu magische Anziehungskraft aus, die zu überdurchschnittlichen Verlusten führt (siehe auch UPHUES 2003).

Das stärkste Anwachsen des durchschnittlichen Waldalters haben wir derzeit in Ländern, die durch industrielle Ursachen oder wegen der Jahrhunderte langen Schafzucht weitgehend waldfrei waren und wo erst spät eine geordnete Forstwirtschaft mit massiven Aufforstungen einsetzte, wie in Dänemark, den Niederlanden oder den Britischen Inseln. Aus Populationsüberschüssen einer Massenvermehrung im riesigen Angebot britischer Jungwälder entstand die Expansionswelle des Birkenzeisigs *Carduelis flammea*, die zu einer rasanten Arealokkupation südlich des Ärmelkanals bis nach Deutschland führte (ERNST 1997). Seit dem Abklingen der euphorischen Aufforstungstätigkeit geht die Art dort, wie auch in Deutschland, wieder stark zurück (S. ERNST pers. Mitt.). Zu weiteren Querverbindungen der mitteleuropäischen Forstwirtschaft und skandinavischen Vogelbeständen und umgekehrt siehe GATTER (2000).

Zu den Faktoren Waldfläche und Waldalter kommen inzwischen neue Phänomene. Ging es bisher darum „warum und wann sterben die Wälder?“, stellt sich heute die zusätzliche Frage: „Warum hat sich gleichzeitig die Zuwachsleistung der Wälder in der zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts stetig erhöht?“ (KENK & FISCHER 1988; KANDLER 1994; SKELLY & INNES 1994; SPIECKER *et al.* 1996; UNTHEIM 1997; HRADETZKY 1998; PAPER NEWS 2003).

Die Waldsterbensdiskussion der frühen 1980er Jahre hatte im forstlichen wie im ornithologischen Schrifttum zu Szenarien einer raschen kontinentweiten

Entwaldung geführt, die sich so nicht bestätigt haben. Auffällige Zuwachsrückgänge waren in Mitteleuropa Ende der 1940er Jahre festzustellen und – viel beachtet – Mitte der 1970er zu Beginn der Diskussion um das Waldsterben. Die seit den 1950er Jahren anhaltende Zuwachssteigerung setzt sich nach Überwindung der Zuwachsrückgänge in den trockenen 1970ern bis heute fort.

Seit 1983 beobachtet man eine „Explosion“ des radialen Wachstums, die sich nicht durch die Witterungsabläufe oder die Auswirkungen stärkerer Durchforstung der Bestände erklären lässt. Allein zwischen 1950 und 1990 stiegen die Holzvorräte je ha Wald im Bereich der Forstdirektion Tübingen, SW-Deutschland, von 260 auf 380 fm an. Stickstoffeintragsraten für Deutschland von 10–60 kg/Jahr und ha gelten derzeit als wichtigster Grund der gesteigerten Zuwachsraten. Diskutiert wird auch eine mögliche Wachstumsförderung durch den ansteigenden CO₂-Gehalt der Luft, die experimentell für deutlich erhöhte CO₂-Konzentrationen nachgewiesen wurde (DELUCIA *et al.* 1999).

Zahlreichen Ergebnissen solcher Art stehen nur wenige mit Zuwachsrückgängen gegenüber, die z.B. durch arme Böden und hohe atmosphärische Säureeinträge gekennzeichnet sind (KENK 1988; KENK & FISCHER 1988; SPIECKER *et al.* 1996). Dieser Trend gilt inzwischen europaweit (PAPER NEWS 2003). Die Inventurergebnisse aus Finnland zeigen eine Zuwachssteigerung von mehr als 40 % in den letzten 40 Jahren. In allen Ländern, mit Ausnahme von Portugal, liegt der für das Jahr 2005 prognostizierte Nettoholzzuwachs derzeit höher als der Anteil, der geerntet wird (Abb. 3).

Die höchsten Zuwachsüberschüsse sind derzeit in den Ländern mit einer jungen Aufforstungswirtschaft wie in Irland, den Benelux-Staaten, England und Dänemark zu finden. Sie sind in den deutschsprachigen Ländern wenig niedriger und nehmen im osteuropäischen und borealen Raum ab (PAPER NEWS 2003). Im Staatswald von Baden-Württemberg konnte sich die Holzernte von 2,5 m³ im Jahre 1823 auf derzeit 9 m³/Jahr und ha erhöhen und dennoch steigen die Holzvorräte weiter, wie die neueste Bundeswaldinventur von 2002 zeigt.

Heutige Wälder werden höher als früher: In den schwedischen Wäldern werden die derzeit 100-jährigen Bestände 5 m höher sein als ihre Vorbestände vor 50 Jahren (MIELIKÄINEN in MAKKONEN-SPIECKER 1994). Auch südwestdeutsche Fichtenbestände auf mittleren Standorten werden heute höher als ihre Vorbestände. KENK (1988) weist auf Bestände hin, deren Höhenwachstum im Vorbestand bei gleichem Alter 8 m niedriger war als heute und zeigt Daten eines Bestandes, der heute 90-jährig 36 m hoch ist, während der Vorbestand knapp 120-jährig nur 28 m erreichte. Quer durch Süddeutschland hat das Höhenwachstum der Fichte zwischen 1950 und 1990 um 20 %, bei der Buche um 5–10 % zugenommen. Beim Stammvolumenwachstum

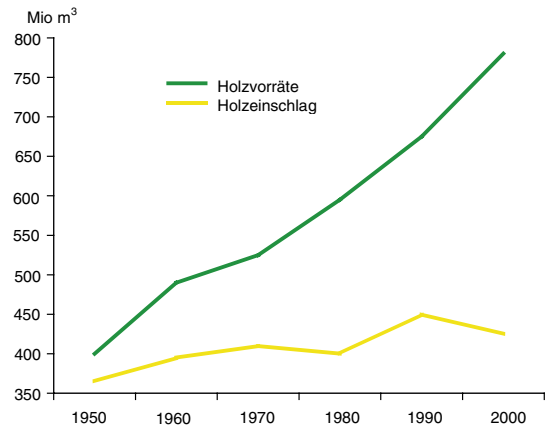


Abb. 3: Der Nettoholzzuwachs nach Abzug des Einschlags (oben) in Europa von 1950 bis 2000 und Holzeinschlag (untere Kurve) in Millionen Kubikmeter zeigt die Zunahme der Holzvorräte in Europa (verändert nach PAPER NEWS Ausgabe 2003). – *The net wood increase after subtracting the timber harvest (upper curve) in Europe from 1950 to 2000, and the timber harvest (lower curve) in millions of cubic metres show the increase of the timber-growing stock in Europe (after PAPER NEWS, 2003 edition).*

konnten in diesem Zeitraum Zunahmen von 50–60 % bei der Fichte, 20 % bei der Buche festgestellt werden (UNTHEIM 1997; HRADETZKY 1998). Zusammen mit den Flächenzugängen zum Wald über Aufforstung und natürliche Sukzessionen und rasant wachsende Gartenstädte stellt dies einen enormen Zuwachs an für Vögel verfügbarem Vegetationsvolumen dar; ein Vorgang, der sich auf ganz Mitteleuropa übertragen lässt (GATTER 2000).

5.2. Von „zoogenen und anthropogenen Waldsteppen“ zum vorratsreichen, dunklen Wald

In Nordamerika haben Feuer vom Süden bis nach Kanada, vom Osten bis zum Westen praktisch alle Wälder mehr oder weniger regelmäßig beeinflusst (SPURR 1964; BARNES *et al.* 1998). Indizien und Fakten belegen dasselbe für ganz Europa vom Mittelmeer bis zu den borealen Wäldern. Feuer war neben Erosions-, Sturm- und Schneekatastrophen ursprünglich der wichtigste Faktor der Walderneuerung (BLAKE 1982; LEIBL 1989). CLARK *et al.* (1989) zeigen für das nördliche Alpenvorland, dass bis ins Neolithikum bei uns jährlich wohl etwa 1 % der Waldfläche abbrannte. In den folgenden Jahrtausenden der Brandfeldwirtschaft war es mit kontrolliertem Brennen ungleich mehr. Gesetzlich wurde der Einsatz des Feuers stufenweise bis 1970 aus der Landschaft verdrängt und – ein Pyrrhussieg des Naturschutzes – nahtlos durch Herbizide ersetzt (GATTER 1996, 2000). Erst heute, nach 30 Jahren Flämmverbot, wird die Bedeutung des Feuers in der Landschaft auch für den Artenschutz neu diskutiert. Zwischen der in Kap. 3 beschriebenen Kulturlandschaft, wie sie sich bis zur Zeit der Markenteilung und dem Beginn einer

geregelten Forstwirtschaft darstellte, und der heutigen Landschaft besteht nur wenig Ähnlichkeit. Wald, Feld, Weiden waren nicht an feste Grenzen gebunden.

Unabhängig von kontrovers geführten Diskussionen gehen wir heute überwiegend davon aus, dass wilde Großtierherden die Wälder zumindest bis ins frühe Neolithikum stärker beeinflusst haben als der Mensch und für eine halboffene Landschaft sorgten (GEISER 1992; BEUTLER 1992, 1996). GATTER (1997, 2000: 345) wies auf die Übertragbarkeit selbst für tropische Regenwälder hin. Im westafrikanischen Liberia hatten Waldelefanten um 1960 zwischen 20 % und 40 % des Regenwalds in den Nationalforsten zerstört. Großflächig geschlossenen Wald gab es nur in der kurzen Zeit zwischen der weitgehenden Ausrottung der Elefanten und der heute großflächigen Zerstörung dieser Wälder.

Ein weiterer wichtiger Faktor, die Insektenkatastrophen, die als natürlicher Bestandteil des Systems zu sehen sind, fand bisher kaum Beachtung. Heute ist es selbstverständlich, Wanderheuschrecken ebenso zu bekämpfen wie regionale Waldschäden durch Maikäfer oder Schwammspinner mit Gift zu verhindern. Ohne Bekämpfung, also vor dem Pestizidzeitalter, muss dies lokal zu halboffenen bis offenen Landschaftsbereichen geführt haben. Dass es evolutionsbiologische Anpassungen von Vögeln an solche Offenlandschaften schaffende Ereignisse gibt, ist anzunehmen. Sie sind exemplarisch von GATTER (1997a) für die mögliche Abhängigkeit zwischen dem Steppenheidebewohner Berglaubsänger *Phylloscopus bonelli* und dem Buchenprachtkäfer beleuchtet worden.

Im Kahlschlagsbetrieb wurden solche Steppenelemente immer wieder neu geschaffen. Der so genannte Vollumbruch war die gravierendste Form (GATTER 1970). Um in den ersten Jahren unerwünschten Bewuchs von den Jungbäumen fernzuhalten, wurde der Bodenbewuchs und die Humusschicht ganz oder streifenweise untergepflügt. Bis zu einem Jahrzehnt blieb daraufhin der Boden teilweise offen. Als verpönte Form der Bestandsbegründung ist er in Westdeutschland schon in den 1970ern verschwunden. In Weißrussland, Polen und Tschechien ist nicht nur Kahlschlag weiterhin die vorherrschende Verjüngungsform, auch das Umbrechen von Kulturflächen ist weit verbreitet. Stabile Populationen von Heidelerche, Baumpieper (z. B. HAGEMEIJER & BLAIR 1997) und weiteren davon profitierenden Arten sind die Folge. Offene Böden, bis hin zur Erosion durch Tiertritt, Wasser oder Feuer gehören zum Waldökosystem und können somit auch zum Ziel des Biotopschutzes werden (BEINLICH 1997 in BONN & POSCHLOD 1998; BARNES *et al.* 1998), sind aber nicht Bestandteil moderner Waldbewirtschaftung. Das hohe Niveau des biologische Erbes, das sich nach Zufallsereignissen wie Sturm oder Feuer ohne Eingriffe des Menschen erhält, unterstützt die natürliche Rückentwicklung zu einem strukturell und funktionell

komplexen Waldökosystem. Bei Kahlschlagsverfahren mit traditionellem Ansatz wird vieles davon einer effizienten Holzernte und der unmittelbar anschließend einsetzenden Produktion geopfert (BARNES *et al.* 1998). Trotz solcher Nachteile sollte der Kahlschlag aber nicht völlig aus der Diskussion verdrängt werden.

Der heutige Dauerwald und die in Waldgesetzen verankerten Kahlschlagsverbote schufen bei uns die dunkelsten Wälder der vergangenen Jahrhunderte. Verschärft wird diese Situation hier und auch in normalen Altersklassenwäldern durch Wildverbiss mit Eliminierung der Laubbäume. Dazu kommt neben der unkritischen Subventionierung des reinen Koniferenanbaus im Privatwald der politische Einfluss der Jagdlobby. Beides kann über weite Gebiete zu ökologisch verarmten Kiefern- oder Fichtenreinbeständen führen.

5.3. Waldinnenklima kontra Klimaerwärmung

Seit dem letzten Drittel des 19. Jahrhunderts zeichnet sich innerhalb mehrerer Perioden ein Wechsel zwischen eher kontinental und atlantisch geprägtem Klima sowie eine leichte Erwärmung ab. Seit Mitte der 1970er Jahre haben wir einen Temperaturanstieg, der die Werte der vorangegangenen 100 Jahre übersteigt und in Nordeuropa noch stärker ist als bei uns.

Über die Auswirkungen von Klimaschwankungen auf einzelne Details im phänologischen Jahresablauf der Vögel haben wir präzise Daten. Viele belegen eine unmittelbare Abhängigkeit der Ankunft mit den Frühjahrstemperaturen der Ankunftsmonate (SOKOLOV *et al.* 1998). Im Baltikum erfolgte frühe Ankunft demnach in den Wärmeperioden der 1930er und 1940er und wiederum der 1960er und 1980er Jahre. Die kühleren Perioden in den 1950er, 1970er und den 1990ern (bis 1996) führten zu späterem Zug. Dies wirkt sich auch auf das Erscheinen erster Jungvögel und somit auf den Brutbeginn aus (z. B. SOKOLOV & PEYEVSKY 1998). Auswirkungen solcher Schwankungen auf Arealveränderungen sind vielfach beschrieben und auch kontrovers diskutiert worden. Schlüssige Ergebnisse über die Auswirkungen auf die Populationsentwicklung solcher klimatischer Einflüsse in Abwägung mit anderen Größen liegen bisher nicht vor.

Eine bemerkenswerte Entwicklung des jüngsten Temperaturanstiegs ist dabei, dass gleichzeitig zahlreiche, eher thermophile Faunenelemente wie Blauracke *Coracias garrulus*, Wiedehopf, Pirol *Oriolus oriolus*, Berglaubsänger und Würgerarten zurückgehen und nur einige größere Arten dieser Gruppe zunehmen, die lange unter Verfolgung gelitten hatten (z. B. Seidenreihler *Egretta garzetta*, Bienenfresser *Merops apiaster*). Unter den Arten, die sich ausbreiten oder häufiger werden, finden sich mühelos ebenso viele oder mehr Arten montaner oder borealer Klimate (GATTER 2000).

Für Waldvögel hat die Waldentwicklung und die des Waldinnenklimas eine Wendung genommen, die offensichtlich geeignet ist, die positiven Faktoren der

Erwärmung zu dämpfen oder gar wirkungsvoll umzukehren. Deutsche Wälder sind heute durchschnittlich 7–10 m höher und tragen das 1½fache Holz- und Vegetationsvolumen wie vor etwa 50 Jahren. Sie sind damit dunkler, feuchter und das Bestandsklima ist kühler als in früheren Wäldern. GATTER (2000) bezeichnet dies als einen der wichtigsten Gründe für die scheinbar widersprüchlichen Entwicklungen bei Zu- und Abnahmen von Waldvögeln. Bisher wurde oft geradezu zwanghaft versucht, auch dafür die Klimaerwärmung verantwortlich zu machen.

Während die Niederwaldwirtschaft Arten der Verjüngungs- und Aufbauphasen des Waldes und damit viele Langstreckenzieher förderte, unterstützt die heutige Forstwirtschaft Arten der Optimalphasen, die meist zu den Kurzstreckenziehern und Teilziehern gehören. Nichts verstärkt diese Entwicklung mehr als der Anbau von Nadelwäldern (siehe dazu auch Abb. 1).

Geschlossene Nadelwälder waren überwiegend auf die höheren Lagen einiger Mittelgebirge und der Alpen beschränkt. Mitteleuropäische Vogelgesellschaften waren also zum weitaus überwiegenden Teil solche der Laubwälder. Heute haben sich diese Verhältnisse fast ins Gegenteil verkehrt und wegen der Allgegenwart der Nadelbäume sind die ursprünglichen, von Koniferen unbeeinflussten Vogelgesellschaften der Laubwälder kaum mehr zu finden (siehe auch GATTER 1994b).

Schwarzspecht, Buntspecht, Kleiber, Misteldrossel und andere, schwerlich als wärmeliebend einzustufende Arten, sind die Gewinner der heutigen Wirtschaft, in der sich das Bestands- (Mikro-)klima zur Brutzeit seit Jahrzehnten hin zu niedriger werdenden Temperaturen bewegt. Auf weit über zwei Dritteln der Fläche, wo immergrüner Nadelwald beteiligt ist, verschärft sich diese Entwicklung, wie Messungen zur Brutzeit ergaben: Sowohl die Minimal- als auch die Maximaltemperaturen lagen im Mittelwald gegenüber einer Offenlandstation höher. Während die nächtlichen Minima im Hochwald etwas über denjenigen der außerhalb des Waldes gelegenen Klimastation lagen, war das durchschnittliche Monatsmaximum im Laubwald mit 1,5 °C deutlich, im Nadelwald mit 3,6 °C extrem niedriger. Einzelne Tagesmaxima waren im Nadelwald bis zu 6,1 °C niedriger als im Offenland (GATTER 2000). Die Tagesdurchschnitte lagen im Fichtenwald gegenüber dem Offenland in einer Größenordnung niedriger, die für den Juni einem Höhenanstieg von 300 m entspräche. Die Daten demonstrieren, dass mit der Umwandlung der Nieder- und Mittelwälder in Hochwald ein bis heute anhaltender Negativtrend der Brutzeittemperaturen in Wäldern einhergeht (siehe auch OTTO 1994).

Zahlreiche Arten, die früher nur die kühlen, dunklen Nadelwälder der hohen Mittelgebirge und der Alpen besiedelten, haben inzwischen mit der Ausweitung des Koniferenanbaus im Hügel- und Tiefland nicht nur enorme Arealgewinne erzielt, sondern einige sind teilweise sogar sehr häufig geworden. Dazu gehören

Tannenmeise, Haubenmeise, Weidenmeise, Winter- und Sommergoldhähnchen sowie der Waldbaumläufer. Auch Tannenhäher, Raufußkauz und Sperlingskauz haben von dieser Entwicklung profitiert. Änderungen der Vegetationsstruktur, möglicherweise begünstigt durch die niedrigen Brutzeittemperaturen im Nadelwald, sind die wesentlichen Kriterien dieser Ausbreitung. Die Forstwirtschaft hat hier montan-borealen Elementen die größten Arealgewinne der Nacheiszeit ermöglicht (GATTER 1994b, 2000).

Keine Art der lichten, warmen Wälder hat sich dagegen in den vergangenen Jahren ausgebreitet. Der Berglaubsänger räumte in Deutschland in 30 Jahren über 95 % seiner nördlichen Vorposten. Auch Grauspecht, Pirol und Halsbandschnäpper werden im Wald seltener (GATTER 1997a, 2000; FLADE & SCHWARZ 2004).

5.4. Zunehmende Naturverjüngungsvorräte

Daten der Forsteinrichtungen bestätigen, dass die Naturverjüngungsvorräte in den Wäldern der 1990er Jahre wesentlich angestiegen und mit den Verhältnissen der 1970er Jahre kaum mehr vergleichbar sind. In vielen Beständen bildet sich unter dem Kronendach ein zweiter Besiedlungshorizont für einige Arten wie Mönchsgrasmücke *Sylvia atricapilla*, Rotkehlchen *Erithacus rubecula* und andere. Neben einem deutlichen Wechsel der Artenzusammensetzung im unteren Bestandsstockwerk ist eine Zunahme der Siedlungsdichten zu erwarten. Negativ wirkt sich diese Entwicklung großräumig auf Arten wie Baumpieper und den Waldlaubsänger *Phylloscopus sibilatrix* aus, wie der Artenwandel in langfristigen Erfassungsflächen beider Arten zeigt (E. VOTTELER, W. GATTER unveröff.). Neben der Beeinflussung der Wilddichten und der Bestandspflege werden eutrophierende Einflüsse auf den Waldboden durch Stoffeinträge und durch das Ende der Austragsnutzung vermutet (BEISEL in GATTER 2000).

5.5. Baumartenvielfalt = Insektenvielfalt

Gliederfüßler stellen während der Brutzeit den Hauptanteil der Ernährung fast aller waldbewohnenden Vogelarten. Viele Arten von Arthropoden besiedeln generalistisch verschiedene Baumarten, andere sind Spezialisten. Am Totholz der Buche leben über 600 Käferarten, auf der Fichte sind es 300. Von den in SW-Deutschland nachgewiesenen 4700 Käferarten leben allein 988 an Holz (BENSE 1996). Neben jeweils Dutzenden von Tagfalter-, Spinner- und Schwärmerarten beleben jeweils einige hundert Arten von Eulenfaltern, Spannern und Microlepidopteren die Wälder. Nicht weniger bedeutend ist das Artenspektrum der Dipteren, Blattlausartigen, Hymenopteren und schließlich der Spinnentiere. Viele dieser Arten sind dabei jeweils auf ein mehr oder weniger enges Spektrum von Pflanzenarten beschränkt.

Wie schon für die Vögel beschrieben (GATTER 1994b), hat die Vermehrung des Baumartenspektrums,

hier v. a. die enorme Verbreitung der Koniferen, in den ehemals weitgehend von Laubwäldern beherrschten planaren bis submontanen Zonen das Artengefüge verändert. Für die Vogelwelt der Wälder Mitteleuropas bedeutet dies abseits von Monokulturen heute, im Vergleich zu früher, die Verfügbarkeit von mehr Insektenarten auf kleinem Raum und damit wohl eine Risikominimierung bei der Nahrungssuche. Angesichts der langfristigen Populationsdynamik von Waldinsekten (HENZE 1943; WELLENSTEIN 1954; BRAUNS 1970; MEINEKE 1984; GATTER & SCHMID 1990) mit jahrweise unterschiedlichsten Gradationszyklen der Einzelart ist mit wachsender Zahl von Baumarten pro Flächeneinheit neben einer höheren Zahl von Vogelarten eine ausgeglichene Nahrungsbasis erwarten (GATTER 2000).

Derzeit ist nach dem durch Umweltgifte verursachten Pessimismus in den 1960er und 1970er Jahren (vgl. Kap. 5.9) in Wäldern eine Erholung der Insektenbestände zu beobachten. Es ist zu erwarten, dass sich dies neben einigen Großkäfern wie dem Alpenbock (GATTER 1997b), dem Maikäfer, sozialen Wespen und vielen anderen Arten auch positiv auf Vogelbestände auswirkt.

5.6. Wohlstand fördert Totholzzunahme

Zu den enormen Totholzmengen in Urwäldern der borealen und gemäßigten Zonen in Amerika und Nordrussland gibt es umfassende Daten. Von den Wäldern Nordamerikas sind Waldbrände bekannt, die eine Ausdehnung von 2000 km² hatten, und Sturmschäden, die solche, wie sie die mitteleuropäischen Stürme „Vivian“ und „Wiebke“ von 1990 und „Lothar“ von 1999 anrichteten, mühelos erreichen (SPIES *et al.* 1988; BARNES *et al.* 1998).

Die Größenordnung, die Totholz vormals in natürlichen Waldökosystemen eingenommen hat, ist für mitteleuropäische Verhältnisse nicht mehr ohne weiteres nachvollziehbar. In den wenigen verbliebenen Resten von Buchen-Urwäldern in Mittel- und Westeuropa wurden 50–292 m³/ha Totholz ermittelt (LEIBUNDGUT 1982; MOUNTFORD *et al.* 1999), in Tannen-Fichten-Buchenurwäldern der Slowakei 80–400 m³/ha (KORPEL 1995) und in slowenischen Buchen-Tannenurwäldern bis zu 568 m³/ha (DEBELJAK 1999). Für langfristig unbewirtschaftete Tieflandbuchenwälder werden, gestützt durch Daten aus der Naturwaldforschung (WINTER *et al.* 2003a, b) und Computersimulation (RADEMACHER & WINTER 2003), natürliche Totholzmengen von deutlich über 140 m³/ha, wahrscheinlich über 200 m³/ha angenommen (gemessen bis 244 m³/ha in den Heiligen Hallen, Mecklenburg-Vorpommern). Werte in Wirtschaftswäldern lagen dagegen in Süddeutschland um 1980 unter 5 Festmeter und waren davor vernachlässigbar. Nach der zweiten Bundeswaldinventur (BUNDESMINISTERIUM FÜR VERBRAUCHERSCHUTZ, ERNÄHRUNG UND LANDWIRTSCHAFT, o. J.) betrug der Totholzanteil

in deutschen Wäldern 2001/2002 insgesamt 11,5 m³/ha (davon 20 % Sägestubben), die Spanne reichte von 8,4 m³ im Privatwald bis 15,5 m³ in den Landeswäldern; sehr hoch war die Totholzmenge (z. T. sturmschadensbedingt) in Baden-Württemberg mit 19,1 m³/ha. Damit übereinstimmend stellten WINTER *et al.* (2003a, b) in 13 nordostdeutschen Buchen-Wirtschaftswäldern im Mittel 15 (2,7–34,1) m³ Totholz/ha fest, davon traten 1,9–11,4 m³ in Form von Sägestubben auf.

Für die Beurteilung der Dynamik unserer Waldvogelgesellschaften ist bedeutsamer, dass die Wälder wegen der permanenten Holznot Jahrhunderte lang noch ärmer an Totholz waren und alle Annahmen, dass wir früher ein hohes Totholzpotalential gehabt hätten, basieren für den ganz überwiegenden Teil der Fläche auf einem idealisierten Waldbild, das sich historisch widerlegen lässt (GATTER 2000). Vielleicht eher eine Ausnahme stellen in diesem Zusammenhang die früher viel häufigeren alten Hudewälder mit ihren totholzreichen Alteichen dar.

Erst mit der Eisenbahn verbesserten sich die Transportmöglichkeiten für die Kohle und brachten dem Wald Entlastung von Übernutzungen. Mit dem Siegeszug des Heizöls zwischen 1960 und 1970 verlor Brennholz weiter an Bedeutung und dies führte zu einem Anstieg an Totholz. Die hohen Aufbereitungskosten schwacher Laubholzsortimente trugen weiter dazu bei. Die Öffnung der Länder Osteuropas nach 1990 veränderte die Holzimportströme und die riesigen Holzreserven Sibiriens, ohne Lohnkosten herangewachsen, wurden zugänglich. Der Bedarf an lokal gewachsenem Bau- und Industrieholz ging dadurch bei uns nochmals zurück.

Die Stürme 1990 und 1999 bildeten eine weitere Komponente des Verfalls der Holzpreise und schufen größere Totholzreserven. Zudem führen die heute älteren Bestände zu Totholzanreicherung auf der gesamten Fläche (Kap. 4.1, 4.2).

Die seit über 50 Jahren fast kontinuierlich steigenden Schadholzmengen durch Borkenkäferkalamitäten (z. B. WELLENSTEIN 1954; TOMICZEK *et al.* 1998) wirken sich erst jüngst als zusätzliche Totholzschübe aus, denn die sinkenden Holzpreise tragen derzeit wesentlich zu einem nachlassenden Interesse an der Entfernung von Kalamitätshölzern im Privatwald bei.

Die seit Mitte der 1970er Jahre steigenden und sich besonders seit 1990 in den deutschen Wäldern akkumulierenden Totholzmengen finden in der deutschen Waldgeschichte wohl keine Parallele, wie die Ergebnisse der jüngsten Bundeswaldinventur für 2002 zeigen. Mehr Totholz ist also in erster Linie eine sozioökonomische Erscheinung. Die jüngsten Zunahmen von Totholz in Verbindung mit steigenden Vegetationsvolumina zeigen sich bereits heute als Ursache der Bestandszunahme einiger Vogelarten wie Kleiber, Buntspecht, Schwarzspecht (GATTER 2000). Diese erfolgt je nach Art über Anwachsen der verfügbaren Nahrung, über Entlastung

Tab. 1: Arten, die durch die Erweiterung des Koniferenanbaus ihre Areale stark vergrößern und auch die Tieflagen erobern konnten. Zahlreiche weitere Arten profitieren vom Anbau immergrüner Gehölze, weil sie Ihnen sicherere, klimatisch günstige Möglichkeiten für frühe Bruten und Schlafplätze bieten. – *Species that have considerably expanded their ranges and have colonised lowlands due to the implementation and increase in conifer plantations. Many other species profit from the planting of evergreens because safe, climatically advantageous opportunities for roosting sites and early breeding are thereby provided.*

Raufußkauz <i>Aegolius funereus</i>
Sperlingskauz <i>Glaucidium passerinum</i>
Schwarzspecht <i>Dryocopus martius</i>
Dreizehenspecht <i>Picoides tridactylus</i>
Misteldrossel <i>Turdus viscivorus</i>
Sommergoldhähnchen <i>Regulus ignicapillus</i>
Wintergoldhähnchen <i>Regulus regulus</i>
Waldbaumläufer <i>Certhia familiaris</i>
Weidenmeise <i>Parus montanus</i>
Tannenmeise <i>Parus ater</i>
Haubenmeise <i>Parus cristatus</i>
Tannenhäher <i>Nucifraga caryocatactes</i>
Fichtenkreuzschnabel <i>Loxia curvirostra</i>
Birkenzeisig <i>Carduelis flammea cabaret</i>
Erlenzeisig <i>Carduelis spinus</i>
Girlitz <i>Serinus serinus</i>

von interspezifischer Konkurrenz sowie über Schaffung neuer Nischen. Die Totholzsteigerung hat regional die Ausbreitung der Weidenmeise begünstigt und Arten wie Haubenmeise, Waldbaumläufer und eine Reihe anderer Arten massiv begünstigt (Tab. 1).

5.7. Waldmast, Waldalter, Eutrophierung, Baumartenzahl und Vogelwelt

Die synchrone Produktion großer Samenmengen einer Baumart oder Pflanzengemeinschaft in Abständen von mehreren Jahren wird als „Mast“ bezeichnet. Die Waldmasterträge sind direkt oder indirekt eine der wichtigsten Nahrungsquellen der im Winter in Europa verbleibenden Waldvögel. Aus der Zusammenschau von Durchzugszahlen am Randecker Maar und der Bestandsentwicklung von Waldvögeln in Europa schließt GATTER (1993, 1994, 2000), dass die positiven Entwicklungen der Baumsamenproduktion ein wichtiger Hintergrund für Bestandsanstiege einerseits und den Artenwandel andererseits sind.

Die Mastereignisse sind von Förstern teilweise seit dem 18. Jahrhundert festgehalten worden und haben damit nicht nur Bedeutung für die Waldgeschichte und die Beurteilung möglicher Veränderungen in der Pro-

duktionskraft und Gesundheit unserer Wälder, sondern auch für zoologische Aspekte.

Die meisten Waldbäume fruchten erst in fortgeschrittenem Alter und steigern den Samenertrag dann bis ins hohe Alter. Die gravierenden Unterschiede zu früher: Die Waldflächen und die Produktivität der Wälder in Mitteleuropa haben seit weit mehr als 100 Jahren ständig zugenommen. Mit dem in Mitteleuropa seit 1900 ansteigenden Durchschnittsalter der Wälder ist eine Vervielfachung der Samenerträge einhergegangen. Nach vielen Jahrhunderten der Entnahme durch Mensch und Vieh steht die Waldmast ab der zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts erstmals voll den Vögeln und wilden Säugetieren zur Verfügung und kann sich auf deren Populationen auswirken.

Die jährliche Ausbeute an Waldsamen (Eicheln, Bucheckern) war in früheren Zeiten im Vergleich zu heute gering, da wenig maturer Wald vorhanden war (4.1, 4.2) und dessen Früchte weitgehend durch Haustiere genutzt wurden. Die Fichte bringt erst seit dem zweiten Drittel des 20. Jahrhunderts auf die Gesamtfläche bezogen nennenswerte Erträge (4.1).

Die Forstwirtschaft unterscheidet normalerweise vier Kategorien von Fehlmast = fast kein Samenertrag oder neuerdings < 10 %, über Sprengmast an Einzelbäumen und der Halbmast bis zur Vollmast mit Ertrag auf der ganzen Fläche, meist über riesige Regionen. Klassische Mastbaumarten, die früher auch für den Menschen Bedeutung hatten, sind Eichenarten und die Buche. Ebenso ausgeprägte Zyklen weisen Fichte, abgeschwächt Waldkiefer und Lärchenarten auf.

Mastjahre werden vor allem durch die Wetterbedingungen im Frühjahr des Vorjahrs ausgelöst, bei der Kiefer zwei Jahre vorher (Näheres s. GATTER, 1993, 2000; FLADE & SCHWARZ 2004). Sie können deshalb in unterschiedlichen geographischen Großräumen anders ausfallen. Die weiteren evolutiven Zusammenhänge und Faktoren, die zum Phänomen der Mast beitragen, sind noch nicht vollständig geklärt. Die gängigste Hypothese ist, dass sich die Mast als eine Anpassung gegen den Samenfraß entwickelt hat. Durch die Übermengen an Samen in Mastjahren werden die Samenfresser gut bedient. Gleichzeitig überleben große Mengen der Früchte, während in Jahren mit geringen Masten alle gefressen werden (GATTER 1974a, b, 2000; JENSEN 1986; FENNER 1991; SORK 1993). Die wenigstens regionale Entwicklung geringer Samenmengen auch außerhalb der Mastjahre sorgt dafür, dass Populationsanteile spezialisierter Samenfresser und -ausbreiter wie die der Häher, Meisen und Kleiber nicht drastisch reduziert werden. Das Phänomen insgesamt ist eine der evolutiven Wurzeln der Ausbildung des Invasionismus (GATTER 2000), und die Wanderungen der meisten Gradationsmigranten bis hin zu Carnivoren hängen direkt oder indirekt mit den Fehlernten nach Mastjahren der Waldbäume zusammen (z. B. SVÄRDSON 1957). Solche Zusammenhänge wurden in den vergangenen Jahren

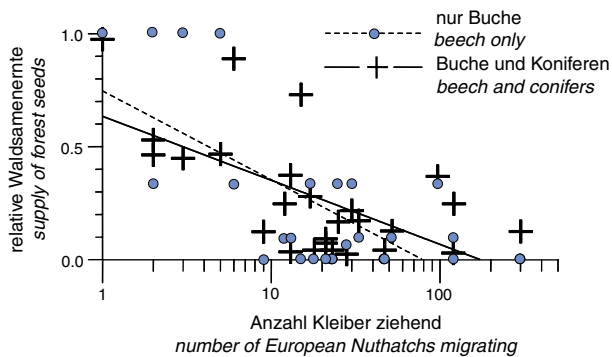


Abb. 4: Durchziehende Kleiber am Randecker Maar und das Waldsamenernte. Auch wenn die Waldsamenernte nur grob klassifiziert vorliegt, erkennt man, dass in Jahren mit gutem Samenertrag wenige Kleiber ziehen, während bei geringem Samenertrag deutlich mehr Kleiber über die Schwäbische Alb emigrieren. – *The passage of European Nuthatch at Randecker Maar and the supply of forest seeds. Although the seed crop is only a rough estimate, it can be recognised that in years with a good seed crop few Nuthatches migrate, while in years with a poor crop clearly more Nuthatches migrate over the Schwäbische Alb due to the low food supply.*

auch für viele unserer Invasionsvögel wie den Buntspecht (GATTER 1973), den Kleiber (GATTER 1974a, 1998; ZANG 2004), die Tannenmeise (LÖHRL 1974; GATTER 1977), den Eichelhäher (GATTER 1974b) und für den Fichtenkreuzschnabel (GATTER 1993) festgestellt und im Zusammenhang mit den Einflügen am Randecker Maar untersucht.

Die Mastjahrfolge der Bäume zeigt einen Nord-Süd-Gradienten. In Skandinavien bzw. im gesamten borealen Waldgürtel ist der Fruchtansatz recht regelmäßig und es werden nur wenige Fehlmastjahre verzeichnet. Nach Süden treten Mastjahre immer unregelmäßiger auf. Die zunehmend älteren Bäume erbringen seit über 100 Jahren steigende Erträge. Die Zunahme der Waldsamenerträge in den gemäßigten Zonen West- und Mitteleuropas wird von GATTER (2000) erstmals umfassend bearbeitet und als wesentliche Ursache für die Zunahme samenfressender Waldvogelarten in Mitteleuropa, wie auch für Überwinterer aus der borealen Region gesehen. Auch die granivoren Vogelarten aus den borealen Wäldern finden heute bei ihren Winterwanderungen nach Süden fast immer irgendwo einen gedeckten Tisch. Das früher vermutete so genannte „Totwandern“ der Invasionsvögel wurde damit stark eingeschränkt.

Die Gradationszyklen von Insekten beeinflussen Ansiedlung, Bruterfolg und Dichte von Vögeln während des Sommerhalbjahrs. Vergleichbares gilt für die Waldsamenerträge im Winterhalbjahr, die sich über ihren Einfluss auf Fitness und Verluste auch steuernd auf die folgende Brutzeit auswirken oder gar direkter Bestandteil der Brutzeitnahrung sind.

Samenerträge aus dem Wald sind wahrscheinlich der wichtigste Steuerungsfaktor für die Populationsdynamik von samenfressenden Vögeln und Kleinsäugetern der Wälder. Mastjahre haben aber auch für die herbivore, omnivore und carnivore Großtierfauna der Wälder gemäßigter und borealer Zonen eine hohe Bedeutung (JEDRZEJEWSKA & JEDRZEJEWSKI 1998; GATTER 2000). Es gibt bei Einzelarten zahlreiche Hinweise auf diese Zusammenhänge, jedoch vermisst man zusammenfassende Betrachtungen der überregionalen und interspezifischen Auswirkungen auf das Artengefüge der Waldvögel.

Eutrophierung und Mast: Die aus der Waldgeschichte abzuleitende und heute vielfach belegte bessere Nährstoffversorgung der Waldböden über Regenerierung sowie über Stoffdepositionen aus der Luft sind als die wichtigsten Faktoren des seit einigen Jahrzehnten zu beobachtenden stärkeren Waldwachstums anzusehen. Sie sind damit auch als einer der wichtigsten Faktoren stärkerer Mastserträge anzusehen.

Die Mastjahrfolge der wichtigsten Baumarten wird seit teilweise über 300 Jahren aufgezeichnet. Über die vier Klassen Fehlmast bis Vollmast hinaus werden bis heute kaum quantitative Erträge festgehalten. Versuche, die neuere geschichtliche Waldentwicklung mit den Mastserträgen und ornithologischen Entwicklungen gemeinsam zu betrachten, fehlen. Ein Versuch dazu findet sich bei GATTER (2000). Dort wird unter anderem die Abhängigkeit der Mastserträge für Buche und Fichte vom Bestandsalter untersucht. Dem Flächenanteil und der Altersklassenverteilung der Fichte entsprechend waren um 1900 in Vollmastjahren im Vergleich zu heute nur geringe Samenerträge zu erwarten. Bei der Buche sind die Verhältnisse wenig besser. Die Altersklassenverteilung lässt seit 1950 von Mastjahr zu Mastjahr größere Erträge erwarten. Die dort an zwei Baumarten vorgezeigten Ergebnisse lassen sich praktisch auf das ganze Baumartenspektrum deutscher Wälder übertragen.

Mehr Mastbaumarten: Die nahrungsarmen Lücken zwischen den Mastjahren der hier behandelten Baumarten werden für einige Vogelarten durch die regelmäßigeren Erträge der schon in frühem Alter fruchtenden Ahorne *Acer spec.* und der Esche *Fraxinus excelsior* und zahlreiche exotische Baumarten abgeschwächt, deren Masten ebenfalls mit steigendem Alter zunehmen. Einzelne Vogelarten werden durch die Zunahme bestimmter Baumarten gefördert, so der Fichtenkreuzschnabel durch den Massenbau und die Arealerweiterungen und Einbürgerungen von Fichtenarten und der Waldkiefer (GATTER 1993), der Bergfink durch die immer älter werdenden Buchenbestände. Der großflächige Anbau verschiedenster Koniferen seit we-

nigen Jahrzehnten (AVERY & LESLIE 1990) hat den Fichtenkreuzschnabel in England wohl erst nach 1950 vom unregelmäßigen Invasionsgast zum ständigen Brutvogel werden lassen und dazu beigetragen, dass auch Birken- und Erlenzeisig dort riesige Arealgewinne verbuchen konnten (MARCHANT 1990). Dasselbe ist für Kreuzschnäbel und andere Arten in Deutschland 50–100 Jahre früher anzusetzen.

Beim Fichtenkreuzschnabel konnte sich eine komplizierte Wechselwirkung zwischen dem Samenertrag von Kiefern und Fichten evolvieren, die möglicherweise Ursache seiner Häufigkeit und weiten Verbreitung ist. Die Blüte beider Baumarten als Grundlage einer Mast erfolgt bei der Fichte wenige Monate, bei der Kiefer zwei Jahre vor der Mast. Aus Gründen der Nahrungsverfügbarkeit werden Kreuzschnäbel deshalb nur selten Extremwanderungen von Sibirien bis Westeuropa machen müssen (GATTER 1993).

Zunahme der Mastfrequenz: Die Frage, ob die Frequenz der Mastjahre zu- oder abnimmt, wird im Hinblick auf die Klimadiskussion häufig gestellt. Positive Ergebnisse im Hinblick auf die Zunahme sind zumindest vorsichtig zu beurteilen, wie weit zurückreichende Zusammenstellungen zeigen. Bei allen Unwägbarkeiten ist das wesentliche Ergebnis, dass es sowohl im 19. als auch im 20. Jahrhundert immer wieder Zeitspannen gegeben hat, die bei den einzelnen Baumarten über viele Jahre hinweg deutlich vom Bild der übrigen Jahrzehnte abwichen (BELING 1877; DENGLER 1944; HOLMSGAARD 1960; WACHTER 1964). Der Vergleich des Zeitraums 1800–1875 vom Harzrand (BELING 1877), von Baden 1886–1910 (SEEGER 1913), von Preußen 1874–1893 (SCHWAPPACH 1895) und der baden-württembergischen Daten seit 1946 auf Veränderungen der Mastjahrfolge bei Buche, Eiche und Fichte ergab keine signifikanten Änderungen in der Mastfrequenz (GATTER 2000). Die Mehrzahl der Ergebnisse deutet an, dass sich Mastereignisse seit Beginn der forstlichen Aufzeichnungen weitgehend nicht verändert haben. Es sind wohl weniger die Fruktifikationsintervalle, sondern die deutlich angestiegenen Erträge innerhalb der einzelnen Mastklassen und veränderte Definitionen des Begriffs „Fehlmas“ (Kap. 4.7, oben), die ihre Ursache in den ansteigenden Durchschnittsaltern der Waldbäume und in der anthropogenen und autogenen Eutrophierung und somit in der besseren Ernährung der Waldbäume haben (GATTER 2000).

Die enge Verbindung zwischen den Samenerträgen der paläarktischen Wälder und ihrer Tierwelt und die Frage, wen dies begünstigt, ist im Zeitalter eines raschen kontinentweiten Wandels der Wälder von zentraler Bedeutung für die Analyse von faunistischen Veränderungen. Neben vorwiegend samenfressenden Singvögeln begünstigt die Waldsamenproduktion zahlreiche weitere, allerdings ausschließlich Kurzstrecken

ziehende Arten und Teilzieher (GATTER 2000; FLADE & SCHWARZ 2004), zu denen auch alle Invasionsarten gehören. Reicher Waldsamenertrag verringert deren Winterverluste, ermöglicht hohe Fitness, zeitige Besetzung der Reviere, gegebenenfalls mehr und frühere Bruten und wohl auch größere Gelege und damit Konkurrenzvorteile von Kurzstreckenziehern gegenüber Transsaharaziehern.

Speziell die Herausbildung des Invasionsismus als Überlebensstrategie von Waldvögeln hat ihre Ursache in den regional schwankenden Samenerträgen, die nur über große geographische Räume ein verlässliches Angebot garantieren (z. B. SVÄRDSON 1957; FORMOSOV 1960; GATTER 1993). Das im Norden Europas ausgeglicheneres Samenangebot begünstigt die Wahrscheinlichkeit, innerhalb des borealen Brutareals ausreichend Nahrung zu finden. Extreme Fernwanderungen bilden eher die Ausnahme. Je weiter sich ihr Zug früher nach Süden erstreckte und dabei die südlich anschließenden, gemäßigten Waldregionen erreichte, umso unsicherer waren die Aussichten. Der Waldaufbau und die Einbringung zahlreicher weiterer Baumarten, speziell von Koniferen, hat die Chancen, auf verlässliche Mastquellen zu stoßen, kräftig erhöht und den dafür nötigen Energieaufwand verringert.

Die forstlichen Veränderungen in Mitteleuropa (GATTER 1994b) haben wesentlich dazu beigetragen, nordeuropäische Vogelgesellschaften positiv zu beeinflussen und das Verhalten der Invasionsvogelarten tiefgreifend zu verändern (Abb. 2). Kräftezehrende Flüge in südliche Wälder, die aufgrund des hier früher sehr geringen Samenangebotes mit hohen Verlusten verbunden waren, bleiben ihnen heute meist erspart (GATTER 2000).

Eine Strategie innerhalb dieses Invasionsverhaltens, die lange übersehen wurde, ist das Erkunden des Samenertrags südlicher Gebiete durch Explorationsflüge mit unmittelbarer Umkehr innerhalb derselben Wegzugsperiode nach erfolgloser Suche (GATTER 1974b; GATTER *et al.* 1979). Die Funktionalität und der räumlich-zeitliche Ablauf dieser Explorationsflüge beim Kreuzschnabel (GATTER 1993; THIES 1996) und anderen Arten sind bis heute wenig erforscht.

Die Umkehr des ursprünglich bestehenden Verhältnisses von Laubwald zu Nadelwald und die Ausdehnung der Nadelwälder auf die Niederungen hat nicht nur das Artenspektrum während der Brutzeit verändert (GATTER 1994b). Auch das Samenangebot, das sich früher außerhalb der Gebirge für die Massenarten unserer Singvögel (Meisen, Finken) weitgehend auf die Buche beschränkte, wurde auf eine breitere Basis gestellt. Riesige Flächen reifer bzw. in den letzten Jahrzehnten in matures Alter gekommener Bestände aus Rotbuche, mehreren Fichtenarten, zwei Lärchenarten, verschiedenen Kiefern und Ahornen, Esche, Erle und weiteren nicht heimischen Baumarten ergänzen das Angebot; ein revolutionärer Wandel gegenüber früher,

der manche Frage nach den Ursachen von Veränderungen in Vogelbeständen und Artenzusammensetzung beantwortet. Waldmast fördert aber auch die interspezifische Konkurrenz nicht nur zwischen Vögeln. Mastjahre begünstigen die Vermehrung von Kleinsäugetieren wie Mäusen, Bilchen und Eichhörnchen fast generell bereits im Mastjahr. Mit Ausnahme des Fichtenkreuzschnabels gilt dies bei Vögeln erst im Folgejahr. Für die Säuger mit meist schnellen Generationsfolgen ist dies ein Vorteil gegenüber den Vögeln. Die Nager stehen nicht nur in Konkurrenz um Nahrung zu den Vögeln (CHRISTENSEN & WHITHAM 1993), sondern konkurrieren auch um denselben Brutraum und treten vermehrt als Fressfeinde auf (GATTER & SCHÜTT 1999, 2001). Mastjahre verbessern die Überwinterungschancen und Fitness von Meisenartigen und deren stärkere Vermehrung im Folgejahr. Dies und Kleinsäuger können auf Fliegenschnäpper und andere Arten durch zunehmenden Konkurrenzdruck negativ einwirken. Mastjahre wirken sich indirekt positiv auf Greifvögel und Eulen sowie auf carnivore Säuger vom Marder bis zum Fuchs aus, die wiederum wenig erforschte Rückwirkungen auf Kleinvögel haben (Kap. 5.10). Mastjahre können bei Kleinvögeln im Winter zur Entschärfung interspezifischer Konkurrenz führen, aus der in der Brutzeit des Folgejahres eine Verschärfung interspezifischer Konkurrenz um Brutreviere folgen kann, die auch reine Insektivoren beeinflusst. So dürften sie z. B. auf das Invasionsverhalten der Wintergoldhähnchen Einfluss nehmen (weitere Literatur und Einzelheiten bei GATTER 2000).

5.8. Walderschließung und Störungen

Die Erschließung der Wälder mit ganzjährig befahrbaren Waldstraßen stieg innerhalb von 50 Jahren von ca. 15 m/ha auf 40–70 m/ha an. Gleichzeitig sank die Zahl der geleisteten Arbeitsstunden je ha Wald z. B. in Baden-Württemberg von fast 70 auf ca. 6 Stunden im Jahr. Das heißt, unmittelbar durch die Forstwirtschaft ausgelöste Beunruhigungen gingen laufend zurück (Abb. 5).

Die dichte Erschließung erlaubt allerdings eine extreme Zunahme der Störeinflüsse durch Freizeitaktivitäten, die zudem angesichts heutiger Waldgesetze und Betretungsrechte tageszeitlich nicht mehr beschränkt sind. Erst dieses Waldwegenetz ermöglicht nun aber auch die ganzjährige, flächendeckende Wildfütterung mit Allradfahrzeugen (selbst im Gebirge). Dies hat beim Rehwild vermutlich mit zur Erhöhung der Bestände beigetragen. Beim Wildschwein hat es mit Sicherheit sowohl die Zunahme als auch die erheblichen Arealgewinne ermöglicht. Wildschweine leben heute zu

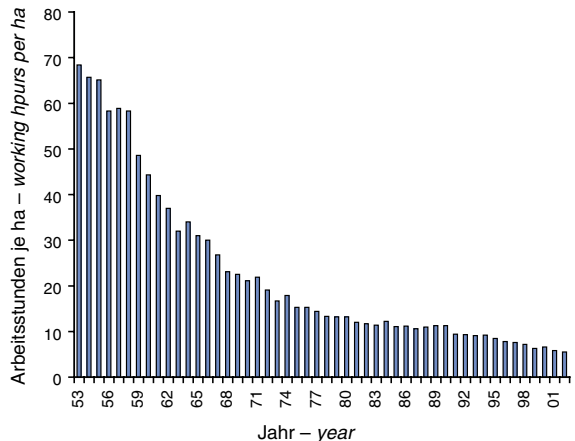


Abb. 5: Die aufgewendeten Arbeitsstunden/Hektar in Wäldern lassen am Beispiel Baden-Württembergs auf einen starken Rückgang der durch Forstarbeiten zu erwartenden Störungen in den vergangenen 50 Jahren schließen. Dem steht ein starker Zuwachs an Störungen durch Freizeit- und Erholungsverkehr gegenüber. – *Using the example of Baden-Württemberg, the change in the number of working hours per hectare expended in forests in the past 50 years can be expected to have led to a significant decline in the level of disturbance. By contrast, however, there was a steep increase in the level of disturbance resulting from various leisure activities.*

einem beachtlichen Teil ganzjährig von Körnermais aus Kirrungen und Fütterungen (EISFELD & HAHN 1998) und können nur deshalb in schneereichen Hochlagen überleben. Inzwischen sind sie fast flächendeckend vertreten und stellen einen wichtigen Prädator für alle Bodenbrüter dar.

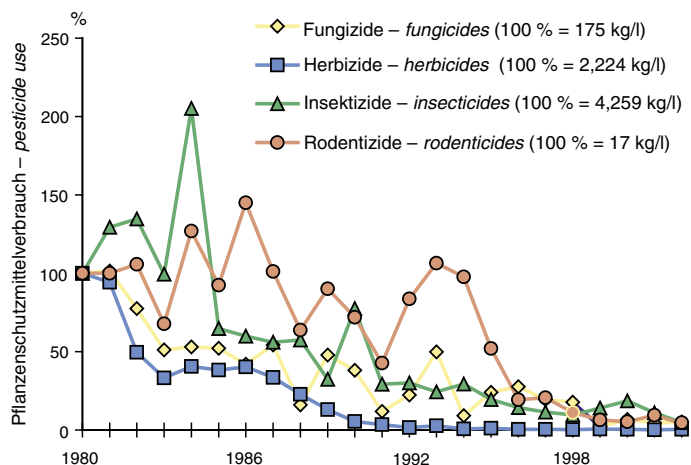


Abb. 6: Der Verbrauch an Pflanzenschutzmittel im Staatswald Baden-Württembergs in Kilogramm bzw. Litern seit 1980. – *Pesticide use in the state forests of Baden-Württemberg in kilograms or litres since 1980.*

5.9. Pestizide

In den 1940er und bis Ende der 1960er Jahre sind flächendeckende Bekämpfungen gegen Nonne, Borken- und Maikäfer etc. recht sorglos ausgeübt worden (z.B. WELLENSTEIN 1954). Inzwischen ist der Gebrauch schwer abbaubarer, chemisch stabiler Substanzen weitgehend aus der Land- und Forstwirtschaft verschwunden und die Belastungen bei Greifen und Seevögeln sind stark zurückgegangen (z. B. KENNTNER 2004). Seit wenigstens 1980 geht der Pestizideinsatz in den Wäldern permanent zurück (Abb. 6). Nach wie vor kommt es aber regional zu Einsätzen gegen Schwammspinner oder Maikäfer etc., die in der Presse von heftigen Diskussionen begleitet werden und sicher nicht ohne Auswirkung auf die betroffene Vogelwelt bleiben und selbstverständlich, wie früher, auch große Teile der übrigen Arthropoden vernichten.

Der Anteil, den die Verbote persistenter Pestizide an den Zunahmen zahlreicher Waldvogelarten (GATTER 2000) haben, ist schwierig zu beurteilen, doch wird auch in den USA angenommen, dass die jüngeren Zunahmen vieler Warbler-Arten mit als Ergebnis der Erholung von den Gifteinsätzen der 1950er und 1960er Jahre zu sehen sind (RAPPOLE 1995). In zahlreichen Fällen scheinen Habitatveränderungen und andere in den vorangegangenen Kapiteln behandelte Faktoren eine bedeutendere Rolle zu spielen. Halsbandschnäpper z. B. halten ihre Bestände in chemisch stärker beeinträchtigten Obstwiesen, während sie aus den benachbarten giftfreien Wäldern verschwinden (GATTER & SCHÜTT in Vorber., Kap. 4.10).

5.10. Veränderte Konkurrenz- und Prädationsverhältnisse

Seit Jahren ist im Naturschutz kaum ein Thema umstrittener als die Diskussion um den Einfluss von Prädatoren auf Beutetierpopulationen. Seit Jahrzehnten hält sich auch die aus den arktischen Breiten stammende Regel, dass die Abundanz der Beutetiere die Häufigkeit des Prädators regelt. Im hier zur Verfügung stehenden Druckraum kann das Problem nur angerissen werden, doch mit den Veränderungen in den Wäldern haben sich auch hier die Verhältnisse geändert.

In den Urwäldern des Bialowieza-Nationalparks/PL werden mittlere Vogel-Siedlungsdichten gefunden, die sich kaum von denjenigen mitteleuropäischer Wirtschaftswälder unterscheiden. TOMIAŁOJC *et al.* (1984) und TOMIAŁOJC & WESOŁOWSKI (1994) versuchen vorsichtig, diese Untersättigung geeigneter Habitate durch Brutvögel als Anpassung an den von ihnen als extrem hoch eingeschätzten Prädationsdruck zu erklären. Diese Grundbeurteilung ist sicher zunächst richtig. Ein Vergleich der bei JEDRZEJEWSKA & JEDRZEJEWSKI (1998) für viele dort lebende Prädatoren angegebenen Dichten lässt aber insofern Zweifel an der Aussage zu, dass das Ausmaß der Prädationsverluste dort höher als

in Wirtschaftswäldern sei. Zumindest in den vergangenen Jahrzehnten ist die Dichte kleiner und mittlerer Prädatoren in deutschen Wäldern, wo allerdings die Spitzenprädatoren fehlen, z. T. bis zu zehnfach höher als im dortigen Primärwald. In einem Versuch, das facettenreiche Gebiet umfassender zu beleuchten, kommt GATTER (2000) zu dem Schluss, dass in einer dicht besiedelten Wohlstandslandschaft andere Gesetze gelten und stellt, hier gekürzt, folgende Hypothese in den Raum, um die sehr hohen Dichten von Füchsen und Mardern, aber auch die von omnivoren Vögeln wie Corviden zu erklären:

1. Die Menge der im Minimum verfügbaren Zivilisationsabfälle regelt die Dichte der generalistischen Carnivoren/Omnivoren, unabhängig von der Dichte ihrer Normalbeute.
2. Die ständige Nahrungsverfügbarkeit ermöglicht diesen Arten dauerhaft hohe Populationen.
3. Aufgrund dessen kann sich ihr Prädationsdruck auf Begleitbeutearten stärker auswirken als unter natürlicheren Bedingungen.
4. Die Anteile von Eiern, Jung- und Altvögeln können im Nahrungsspektrum dieser Arten völlig unbedeutend sein, aber als Folge ihrer Dichte dennoch Einfluss auf einzelne Vogelarten haben.
5. Prädatoren vermögen deshalb die Abundanz von Vogelarten bis hin zu deren Arealerweiterungen bzw. -reduktionen auch dann zu beeinflussen, wenn die Vogelart im Beutespektrum des Prädators mit nur minimalen Anteilen vertreten ist.
6. Die Zunahme eines Prädators kann sich auf einzelne Arten negativ, auf andere positiv auswirken. Speziell beim Fuchs können die dauerhaft hohen Populationsdichten nicht allein mit der Häufigkeit ihrer Hauptbeute, den Mäusen, in Zusammenhang gebracht werden. „Ersatzbeutearten“ (NEWTON 1998) werden hier bei Nahrungsengpässen eine größere Rolle spielen.

Der Zeitraum seit 1960 zeichnet sich durch eine allmählich nachlassende Bejagung fast aller Konkurrenten des Menschen aus; ein zuvor niemals erfolgter Versuch. Die Folge ist, dass es teilweise zu einem starken Anwachsen der Bestände von Arten kommt, die früher intensiv verfolgt wurden. Gerade diese Vögel und Säuger hatten in den letzten 30 Jahren den höchsten Zuwachs an Biomasse (GATTER 2000; GREGORY *et al.* 2004). Auch die seit Jahren zu beobachtende „Verstädterung“ von bestimmten Omnivoren und Carnivoren des Waldes stellt eine Anpassung dieser Arten an die neuen Lebensbedingungen dar.

Die langfristige positive Entwicklung der Durchzugszahlen am Randecker Maar bei Waldvögeln zeigt, dass es trotz der starken Zunahme carnivorner Arten nicht weniger Vögel in der sie begleitenden Fauna gibt. Sie lässt aber auch erahnen, dass die Artenzusammensetzung qualitativ davon beeinflusst werden kann. Be-

standszunahmen beim Fuchs um den Faktor 5, beim Wildschwein um das 25–50fache in 30–40 Jahren werden die Bestände von Bodenbrütern unmittelbar negativ beeinflussen; ja, die Verlustkurve kann parallel zur Zunahme des Fuchses laufen (GATTER & DALLMANN in Vorber.). Über ein kompliziertes Gefüge interspezifischer Zusammenhänge ist jedoch zu erwarten, dass davon auch zahlreiche Arten der Waldfauna sowohl positiv als auch negativ beeinflusst werden, die keine unmittelbare Berührung mit diesen Großsäugern haben (GATTER & SCHÜTT 1999, 2001). Besonders negative Auswirkungen sind dabei auf Arten zu erwarten, die geringe Gelegegrößen und oft nur eine Brut haben und damit Verluste weniger kompensieren können, wie der Berglaubsänger (GATTER & DALLMANN in Vorber.). Langstreckenzieher sind somit stärker betroffen als Jahresvögel und Teilzieher. Exemplarisch sei dabei auf die Faktorenkette Fuchs – Marder – Siebenschläfer – Halsbandschnäpper hingewiesen (GATTER 2000: 586–598; GATTER & SCHÜTT 1999, 2001).

5.11. Schafft naturnahe Waldwirtschaft Rote Liste-Arten?

Die bei uns heute üblichen Formen der Waldbewirtschaftung setzen allesamt auf lange Bestandesalter oder gar auf den Dauerwald (BODE 1997). Während viele „echte Waldvogelarten“, die ältere Bestände bevorzugen, von dieser Entwicklung profitieren, sind die Folger von Brandrodungen, die Arten offener Flächen und die der jungen Sukzessionen dabei die Verlierer.

In einem Niederwaldbetrieb mit 15-jährigem Umtrieb sind zwei Drittel der Fläche kahl oder von Wald, der jünger als 10 Jahre ist, bedeckt. In einem Altersklassenwald mit 150-jährigem Umtrieb ist etwa der fünfzehnte Teil kahl oder jünger als 10 Jahre. Bei der klassischen naturnahen Waldwirtschaft können kahle Flächen oder junge Sukzessionen, die ohne den Schutz des Altholzes aufwachsen, völlig fehlen. In weniger als 10 Jahre altem Jungwuchs ist der Anteil der Langstreckenzieher am höchsten (Kap. 4.1, 5.1; AVERY & LESLIE 1990; FULLER & HENDERSON 1992). Schon dies zeigt, dass Vögel offener Waldböden und junger Sukzessionen bei der heutigen Waldbewirtschaftung gegenüber der früheren nur noch auf einem Bruchteil der Flächen siedeln können. Arten wie Baum- und Brachpieper, Fitis, Feldschwirl und Heidelerche und viele andere werden zwangsläufig die Verlierer sein. – Verlierer einer Entwicklung allerdings, die nicht unumkehrbar ist, wie uns die Trends solcher Arten vor allem in unseren östlichen Nachbarländern zeigen und die auch nicht unbedingt die Einordnung in unsere Roten Listen erzwingt. Für den Fitis beispielsweise, der bei uns am Südrand seiner Verbreitung lebt, der in Nordeuropa der häufigste Langstreckenzieher ist und in fast allen Ländern stabile oder gar zunehmende Bestände hat (HAGEMEIJER & BLAIR 1997), ist die derzeitige Entwicklung in Deutschland eine klare Folge aus den Entwicklungen in der Forst-

wirtschaft und den Gehölzentwicklungen im Offenland. Dies zeigt sich auch in der raschen Okkupation der Sturmflächen aus den 1990er Jahren.

6. Diskussion

Die Einschätzung großräumiger Entwicklungen in der Vogelwelt bedarf standardisierter Erfassungen über große Räume und längere Zeitabschnitte. Die neuen Brutvogelatlantanten aus der Schweiz (SCHMID *et al.* 1998) und den Niederlanden (HUSTINGS & VERGEER 2002), aber auch regionale Betrachtungen von Autoren mit langer Erfahrung (BUSCHE 1993) sind gute Beispiele, den Wandel der Avifauna zu belegen. Ein anderer Ansatz sind die von Landschaftsveränderungen unabhängigen standardisierten Erhebungen am Randecker Maar, wo Vögel – aus einem riesigen Einzugsgebiet stammend – seit inzwischen 35 Jahren sozusagen stellvertretend für die Entwicklungen in einem bis zu 6000 km tiefen Hinterland stehen. Er erfordert, die ornithologischen Daten in einer Zusammenschau aus Umweltfaktoren, sozioökonomischen Prozessen und den Entwicklungen der Land- und Forstwirtschaft in den Herkunftsregionen kritisch zu analysieren.

Allein die Betrachtung der 47 häufigsten am Randecker Maar durchziehenden Vogelarten zeigt, dass die Biomasse der durchziehenden Waldvögel zwischen 1970 und 2000 in der zweiten Hälfte des Zeitraumes gegenüber dem Mittelwert (–15,5 und +15,5 %) um 37 % oder um ein Drittel gegenüber der ersten Hälfte zugenommen hat. Entscheidende Arten dafür sind u. a. Buchfink *Fringilla coelebs*, Kernbeißer *Coccothraustes coccothraustes* und Misteldrossel *Turdus viscivorus*. Aber auch der prozentuale Anteil der Waldvögel hat sich gegenüber dem der Arten des Offenlandes stark positiv verändert. Nach Durchzugszahlen am Randecker Maar liegt das Verhältnis der zunehmenden bzw. konstant bleibenden Arten zu den abnehmenden bei Waldvögeln bei 5:1, bei den Arten des Agrarlandes weniger als 1:2 (GATTER 2000). Ein starkes Überwiegen der Zunahmen gegenüber den Abnahmen bei den häufigeren Waldvögeln in Deutschland stellen auch FLADE & SCHWARZ (2004) fest. FLADE (1994: 534 ff.) zeigt anhand von 1600 Siedlungsdichteuntersuchungen, dass in Mittel- und Norddeutschland in den letzten Jahrzehnten die häufigen Vogelarten überwiegend zugenommen haben.

Die Waldfläche nimmt in allen Ländern der Herkunftsgebiete der Durchzügler am Randecker Maar zu. In Deutschland steigt sie seit über 200 Jahren permanent an. Bundesweit waren es zwischen 1970 und 2000 etwa 2 % im Jahrzehnt. Diese Flächenanstiege stehen in keinem Verhältnis zum offenbar tatsächlich stattfindenden Anstieg der Waldvogelpopulationen bei uns bis hin in das kaum erforschte Russland. Somit müssen sich andere Faktoren stärker auswirken.

Doch bevor wir die derzeitige Situation beleuchten, mag ein Blick zurück und in die Ferne weiterhelfen, zu

klären, welche Stellung die heutigen Wälder in der langen Geschichte seit der letzten Eiszeit einnehmen: In natürlicher Dichte lebende Afrikanische Waldelefanten halten sich große Regenwaldbereiche nachhaltig offen. In Liberias Nationalforsten schufen sie sich den für sie geeigneten halboffenen Lebensraum noch um 1960 selbst. In den drei folgenden Jahrzehnten, bis zu ihrer fast völligen Ausrottung und vor den großen Rodungen durch Holzeinschlag und Brandrodung, schlossen sich die Wälder wieder; der Zeitraum eines Lidschlags in der Evolutionsgeschichte des Regenwaldes und der Elefanten, die jahrtausendlang Lebensraum für Savannenarten geschaffen hatten (GATTER 1997). Ihren Einwanderungszeitpunkt in die Regenwaldregion hatte man lange allein menschlichen Aktivitäten zugeordnet (z. B. MARTIN 1989). Ähnliche Überlegungen stellen wir heute mit unseren Wäldern an. Nach ELLENBERG (1986) führt die durch domestizierte Weidetiere ausgelöste Sukzession in allen Gebieten vom dicht geschlossenen Wald über parkartige Stadien zu freier Trift. Ein Bild aus Wald und Offenland bestimmte über die letzten Jahrtausende wohl auch große Teile Mitteleuropas – Folge von Wetterereignissen, natürlicher Feuerzyklen, dem Feuereinsatz nomadisierender Jäger und weidenden Tierherden (Kap. 3, 5.2). Nach der Theorie der „potentiellen natürlichen Vegetation“ (pnV) von TÜXEN (1956) wäre allerdings fast ganz Mitteleuropa von Wald bedeckt gewesen.

Sollte sich die Pflanzensoziologie an dem von Weidewild befreiten Försterwald orientiert haben, der zur Mitte des 20. Jahrhunderts bereits ein hoch entwickeltes Stadium erreicht hatte? Dann wäre dies vergleichbar mit dem kurzen Augenblick dichter afrikanischer Regenwälder nach Eliminierung der Elefanten und vor modernen Rodungen (Kap. 4.2).

Dass dichter dunkler Wald heutiger Prägung Mitteleuropa auf riesigen zusammenhängenden Flächen beherrschte, darf als eher unwahrscheinlich gelten. Die ursprüngliche Waldgesellschaft hatte 800 v. Chr. wahrscheinlich weit weniger als 20 % Koniferenanteile. Diese liegen heute im öffentlichen Wald zwischen knapp unter bis über zwei Dritteln.

Ein Faktorengefüge aus Hochwaldwirtschaft, Nadelholzanbau, der Vermeidung von Kahlschlägen, unterstützt durch Stoffdepositionen aus der Luft und der autogenen Bodenverbesserung nach dem Ende der Austragsnutzungen sind die Hauptursachen für die seit Jahrhunderten höchsten Zuwachsraten und Holzvorräte. In vielen Bundesländern wären Wälder ohne die Einwirkungen der jüngsten Stürme weitgehend geschlossen, frei von Kahlflecken und jungen Sukzessionen.

Die extreme Zunahme des Vegetationsvolumens der Holzgewächse in Wald, auf Agrarfolgesukzessionen und in Gartenstädten und die damit verbundene Nahrungszunahme sind sowohl als der Auslöser für die offenbar weiter ansteigende Biomasse großer Säuger zu sehen, wie sie die Jagdstatistiken ausweisen (GATTER

2000; KÜBLER 2004), als auch für den am Randecker Maar generellen Trend der Zunahme echter Waldvogelarten. Einer der wesentlichsten Punkte dürfte dabei sein, dass die standortstypischen Laubwälder heute üblicherweise in einer engen mosaikartigen Verflechtung zu Nadelwäldern stehen. Damit wurde ein neues Element – sozusagen interne Randlinien – geschaffen. Dieses Nebeneinander verkürzt den Zugang zu weiteren Requisiten wie vielfältigerer Nahrung (Kap. 5.5, 5.7), im Falle der Koniferen sicherer Schlaf- und früher Brutplätze vor Laubaustrieb (Kap. 5.3, 5.10) und es schafft unterschiedliche mikroklimatische Komponenten auf engem Raum.

In zahlreichen Ländern und auf mehreren Kontinenten werden Methoden mit komplexen Zielen erprobt, die Holzproduktion und Biodiversität verbinden sollen (BARNES *et al.* 1998). Trotz der zahlreichen positiven Entwicklungen, speziell im Rahmen der naturnahen Waldwirtschaft, stellt sich auch die Frage nach der Verantwortung für die seit über 4000 Jahren bestehenden lichten Wald-Offenland-Mosaiken innerhalb des Brand/Weide-Wanderfeldbaus und seines Artenspektrums. Sonst werden wir uns außerhalb der Siedlungen auf zwei Landschaftstypen beschränken müssen: die am Reißbrett entstandene flurbereinigte Agrarlandschaft mit den ihr prozentual zugestandenem, auf ewig fixierten Gehölzstreifen und die der naturnahen Waldwirtschaft, der die Initialstadien der Waldentwicklung und der größte Teil ihrer Endstadien fehlen. Hier müssen alternative Konzepte entwickelt werden, um den Vertretern der langen Liste von Verlierern (Kap 5.1) auch zukünftig wieder Möglichkeiten in den Wäldern zu schaffen. Dabei dürfen auch unkonventionelle Gedanken an die partielle Wiedereinführung vergangener Praktiken nicht unberücksichtigt bleiben, wie sie in Kap. 3 und 4.1 geschildert werden. Modifizierte Weidekonzepte und Kahlflecken mit unkonventionellen Verjüngungsmethoden gehören ebenso dazu wie auch der Einsatz von kontrolliertem Feuer nicht von vornherein ausgeschlossen werden sollte. Sie müssen über Versuche mit musealem Charakter hinausgehen und sollten sich angesichts zunehmender Bewaldung und den kontinentweit enormen, von der Landwirtschaft freigegebenen Flächen auch umsetzen lassen.

Bei der Beurteilung der Abläufe und Abhängigkeiten zwischen Vogelwelt und Waldökologie wird klar, dass sich unser Augenmerk bisher zu sehr auf vordergründige forstliche Maßnahmen stützte. Zu lange wurde angenommen, dass dieses sich rasch wandelnde Ökosystem in sich stabil sei – Grund für zahlreiche Fehldeutungen der Bestandsveränderungen in unserer Avifauna. In Wirklichkeit hat in den Wäldern durch Außenwirkungen und autogene Entwicklungen sowie durch die Forstwirtschaft der revolutionärste Wandel unseres Florensystems stattgefunden, der es wert ist, als eines der spannendsten Felder synökologischer Forschung betrachtet zu werden.

Dank: Den Herren Hermann HAUSSMANN, Hans LUDE und Edwin VOTTELER möchte ich für die Mitarbeit an den Aufnahmen in Wäldern danken. Den inzwischen rund 400 Mitarbeitern der Station Randecker Maar kann ich hier nur pauschal meinen Dank aussprechen und verweise auf das

Kapitel 3 bei GATTER (2000). Für wertvolle Anregungen zum Manuskript danke ich den Herren Karl-Heinz FIEGERT, Michael FISCHER, Prof. Dr. Hermann MATTES, Rainer SCHÜTT sowie meiner Ehefrau Dorothea und für die Anfertigung des Summary Herrn Brian HILLCOAT.

7. Zusammenfassung

Gatter, W. 2004: Deutschlands Wälder und ihre Vogelgesellschaften im Rahmen von Gesellschaftswandel und Umwelteinflüssen. *Vogelwelt* 125: 151 – 176.

Die historischen Waldwirtschaftsformen waren mit Nährstoffentzug durch Übernutzungen von Holz, Laubheu, Laubstreu, Früchten und Humus verbunden. Der seit 200 Jahren andauernde Übergang zur Hochwaldwirtschaft mit ihren älteren Beständen führt zur Humusanreicherung, die, verbunden mit Stoffeinträgen aus der Luft (vor allem Stickstoff), Zuwachssteigerungen und Verlängerungen der Vegetationsperiode nach sich zieht. Waldumwandlung und die Zunahme der Waldflächen durch Aufforstungen waren verbunden mit dem Wandel von überwiegend Laub- zu überwiegend Nadelwald. Die heutige räumliche Differenzierung von Land- und Forstwirtschaft hat zu einer bisher nie da gewesenen scharfen Trennung zwischen Agrarland und Wirtschaftswald geführt. Sie fördert zusammen mit der Hochwaldwirtschaft ein begrenztes Spektrum echter, auch bisher seltener Waldarten. Sie erreichen heute Siedlungsdichten, die sie zumindest in der jüngsten Vergangenheit nicht hatten. Der Übergang zum Hochwald mit weit höheren Holzvorräten und Vegetationsvolumina, höherem Walddurchschnittsalter im Zusammenspiel mit der meist mosaikartigen Verknüpfung mit Nadelwald schafft innere Grenzlinien, erhöht die Zahl erreichbarer Strukturelemente sowie der Baum- und Arthropodenarten pro Flächeneinheit. Außerhalb großer Monokulturen vereint die Ausbreitung der Nadelwälder bis in die Niederungen auf engem Raum Vegetationsformen, die von Natur aus ursprünglich 1000 Höhenmeter oder über 1000 km in N-S-Ausrichtung getrennt waren. Die so

entstandenen Vegetationsstrukturen und mikroklimatischen Verhältnisse fördern boreale und montane Faunenelemente, benachteiligen aber die licht- und wärmeliebenden Arten. Mit der naturnahen Waldwirtschaft streben wir zudem sukzessive ein neues Waldbild an. Hier fehlt, wie bisher mit Terminal- und Zusammenbruchphase, auch die Initialphase. Häufig entstehen vertikal mehrschichtige Bestände.

Aus vielen der vorgenannten Faktoren resultierten auch höhere Samenerträge, die seit 50 Jahren, auch wohlstandsbedingt, erstmals allein den Wildtieren zur Verfügung stehen. Gefördert werden jedoch fast ausschließlich die Populationen der Jahresvögel und Teilzieher und damit eine verstärkte Konkurrenz zu den Langstreckenziehern. Waldflächenzunahmen in Mitteleuropa und die Hochwaldwirtschaft mit ihren hohen Masterträgen haben wohl nicht nur zahlreiche Arten Nordeuropas positiv beeinflusst, sondern auch deren Zugverhalten verändert. Auch sind nicht nur die Vögel betroffen: Die Zunahmen von Fuchs, Marder, Wildschwein und Siebenschläfer und deren Einfluss auf Vögel zeigen uns, dass eine isolierte Betrachtung der Avifauna nicht weiterführt. Bei der Beurteilung der Abhängigkeiten zwischen Vogelwelt und Wäldern wird klar, dass sich unser Augenmerk bisher zu sehr auf vordergründige forstliche Maßnahmen konzentrierte. Zu lange wurde angenommen, dass dieses sich rasch wandelnde Ökosystem in sich stabil sei – Grund für zahlreiche Fehldeutungen der Bestandsveränderungen in unserer Avifauna.

8. Literatur

- ABEL, W. 1978: Geschichte der deutschen Landwirtschaft vom frühen Mittelalter bis zum 19. Jahrhundert. Ulmer, Stuttgart.
- AVERY, M. & R. LESLIE 1990: Birds and forestry. Poyser, London.
- BARNES, B. V., ZAK, D. R., DENTON, S. A. & S. H. SPURR 1998: Forest Ecology. John Wiley & Sons, New York.
- BARTSCH, J. & M. BARTSCH 1940: Vegetationskunde des Schwarzwaldes. Pflanzensoziol. 4, Fischer, Jena.
- BECK, H. 1998: Waldfeldbau im Stadt- und Hospitalwald Biberach. AFZ/Der Wald 53: 623–624.
- BECK, R. 1986: Naturale Ökonomie. Unterfinning: Bäuerliche Wirtschaft in einem bayerischen Dorf des frühen 18. Jahrhunderts. Deutscher Kunstverlag, München.
- BECK, R. 1994: Die Abschaffung der Wildnis. Der Bürger im Staat 44 (1): 14–21.
- BEISEL, G. 1999: Biologische Produktion und forstliche Betriebsplanung. Unveröff. Ber. Forstdirektion Stuttgart.
- BELING, Forstmeister 1877: Über Samenjahre bei der Eiche, Buche und Fichte. Monatsschr. Forstwesen 1877: 49–81.
- BENSE, U. 1996: Analysen und Auswertungen zur Holzkäferfauna Baden-Württembergs. Anhang zum Merkblatt „Lebensraum Totholz“. Ber. F. Forstl. Versuchs- und Forschungsanst. Freiburg: 1–13.
- BEUTLER, A. 1992: Die Großtierfauna Mitteleuropas und ihr Einfluss auf die Landschaft. In: F. DUHME, R. LENZ & L. SPANAU (Hrsg.): 25 Jahre Lehrstuhl für Landschaftsökologie in Weihenstephan. Freunde Landschaftsökol. Weihenstephan: 49–69.
- BEUTLER, A. 1996: Die Großtierfauna Europas und ihr Einfluss auf Vegetation und Landschaft. Wo lebten Pflanzen und Tiere in der Naturlandschaft und der frühen Kulturlandschaft Europas? Tagung Neuhaus im Solling. Natur- u. Kulturlandschaft 1: 51–106.

- BONN, S. & P. POSCHLOD 1998: Ausbreitungsbiologie der Pflanzen Mitteleuropas – Grundlagen und kulturhistorische Aspekte. Quelle & Meyer, Wiesbaden.
- BOSCH, S. 1995: Brutergebnisse beim Buntspecht *Dendrocopos major* während und nach einer Gradation des Schwammspinners *Lymantria dispar*. Orn. Anz. 34: 151–154.
- BRAUNS, A. 1970: Taschenbuch der Waldinsekten. Grundriss einer terrestrischen Bestandes- und Standort-Entomologie. 2 Bände. Fischer, Jena.
- BÜCKING, W., W. OTT & W. PÜTTMANN 1994: Geheimnis Wald. Waldschutzgebiete in Baden-Württemberg. DRW-Verlag, Leinfelden-Echterdingen.
- BUNZEL-DRÜKE, M., J. DRÜKE & H. VIERHAUS 1994: Quarternary Park – Überlegungen zu Wald, Mensch und Mesofauna. ABU Info 17/18 (4): 4–38.
- BUSCHE, G. 1993: Bestandsentwicklung der Waldvögel im Westen Schleswig-Holsteins 1960–1990. Vogelwelt 114: 15–34.
- CHRISTENSEN, K. M. & T. G. WHITHAM 1993: Impact of insect herbivores on competition between birds and mammals for pinyon pine seeds. Ecology 74: 2270–2278.
- CLARK, J. S., J. MERKT & H. MÜLLER 1989: Post-glacial fire, vegetation, and hume history on the northern alpine forelands, south-western Germany. J. Ecol. 77: 897–925.
- DBV, Landesverband Baden-Württemberg e.V. 1981: Artenschutzsymposium Schwarzspecht. Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 20: 1–123.
- DEBELJAK, M. 1999: Mrtvo drevje v pragozdu Pečka (Dead trees in the virgin forest of Pečka) V: Zbornik gozdarstva in lesarstva. Št. 59: 5–31.
- DELUCIA, E. H., J. G. HAMILTON, S. L. NAIDU, R. B. THOMAS, J. A. ANDREWS, A. FINZI, M. LAVINE, R. MATAMALA, J. E. MOHAN, G. R. HENDREY & W. SCHLESINGER 1999: Net primary production of a forest ecosystem with experimental CO₂ enrichment. Science 284: 1177–1179.
- DENGLER A. 1944: Waldbau auf ökologischer Grundlage. 3. Aufl., Springer, Berlin.
- EISFELD, D. & N. HAHN 1998: Raumnutzung und Ernährungsbasis von Schwarzwild. Ber. Forstzool. Institut, Univ. Freiburg.
- ELLENBERG, H. 1986: Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer Sicht. 4. Aufl., Ulmer, Stuttgart.
- ERNST, S. 1997: Die Birkenzeisige. Verlagsbuchh., Klingenthal.
- FENNER, M. 1991: Irregular seed crops in forest trees. Quart. J. Forestry 85: 166–172.
- FLADE, M. 1987: Hirten und Herden. Ein Beitrag zur Geschichte der Tierhaltung in Oberschwaben. Federsee-Verlag, Bad Buchau.
- FLADE, M. 1994: Die Brutvogelgemeinschaft Mittel- und Norddeutschlands. IHW-Verlag, Eching.
- FLADE, M. & J. SCHWARZ 2004: Ergebnisse des DDA-Monitoringprogrammes, Teil II: Bestandsentwicklung von Waldvögeln in Deutschland 1989–2003. Vogelwelt 125: 177–213.
- FISCHER, A. 1999: Der Einfluß des Schalenwildes auf die Bodenvegetation. In: SUDA, M., A. FISCHER, W. HOCKENJOS, F. STRAUBINGER, G. MEISTER & G. SPERBER (Hrsg.): Wald-Öko-System und Schalenwild, S. 23–44. Ökologischer Jagdverein, Rothenburg/Tauber.
- FORMOSOV, A. N. 1933: The crop of cedar nuts, invasion into Europe of Siberian Nutcracker and fluctuation in numbers of the Squirrel. J. Anim. Ecol. 2.
- FORMOSOV, A. N. 1960: La production de graines dans les forêts de conifères de la taiga de l'U.R.S.S. et l'envahissement de l'Europe occidentale par certaines espèces d'oiseaux. Proc. XII. Intern. Orn. Congr. 1958, Helsinki: 116–229.
- FRANKLIN, J. F. 1997: Ecosystem management: an overview. In: M. BOYCE (ed.): Proc. Symp. Ecosystem Management. Yale University Press, New Haven, CT.
- FULLER, R. J. 1995: Bird life of woodland and forest. Cambridge Univ. Press, Cambridge.
- GATTER, W. 1973: Zugplanbeobachtungen an Spechten der Gattung *Dendrocopos* am Randecker Maar, Schwäbische Alb. Anz. Orn. Ges. Bayern 12: 122–129.
- GATTER, W. 1974a: Beobachtungen an Invasionsvögeln des Kleibers (*Sitta europaea caesia*) am Randecker Maar, Schwäbische Alb. Vogelwarte 27: 203–209.
- GATTER, W. 1974b: Analyse einer Invasion des Eichelhähers (*Garrulus glandarius*) 1972/73 am Randecker Maar (Schwäbische Alb). Vogelwarte 27: 278–289.
- GATTER, W. 1977: Verspäteter Heimzug als ein Regulationsmechanismus bei dichteabhängigen Invasionen, nach Befunden an Eichelhäher *Garrulus glandarius* und Tannenmeise *Parus ater*. Verh. Orn. Ges. Bayern 23: 61–69.
- GATTER, W. 1993: Explorationsverhalten, Zug und Migrationsevolution beim Fichtenkreuzschnabel *Loxia curvirostra*. Vogelwelt 114: 38–55.
- GATTER, W. 1994a: Eiben bei Oberlenningen, Forstbezirk Kirchheim/Teck. Ein Beitrag zum Baum des Jahres 1994. Veröff. Natursch. Landschaftspf. Bad.-Württ. 70: 121–136.
- GATTER, W. 1994b: Zur Ausbildung von Vogelgemeinschaften in Wäldern unter Einfluss von Habitatstruktur, Nahrung, Konkurrenz und Migration. Mitt. Ver. Forstl. Standortskde. Forstpflanzenzüchtg. 37: 75–88.
- GATTER, W. 1996: Das Abflämmverbot als Rückgangsursache von Singvögeln? Orn. Anz. 35: 163–171.
- GATTER, W. 1997: Birds of Liberia. Aula, Wiesbaden.
- GATTER, W. 1997a: Waldgeschichte, Buchenprachtkäfer und Rückgang des Berglaubsängers *Phylloscopus b. bonelli*. Vogelwelt 118: 41–47.
- GATTER, W. 1997b: Förderungsmöglichkeiten für den Alpenbock. AFZ/Der Wald 52: 1305–1306.
- GATTER, W. 2000: Vogelzug und Vogelbestände in Mitteleuropa. Aula, Wiebelsheim.
- GATTER, W. 2004: Feuer als Bestandteil der Dynamik mitteleuropäischer Ökosysteme. Naturschutz Alb-Neckar-Beitr. Mitt. 2004 (2): 29–42. Reutlingen.
- GATTER, W. & U. SCHMID 1990: Die Wanderungen der Schwebfliegen (Diptera, Syrphidae) am Randecker Maar. Festschrift 20 Jahre Station Randecker Maar. Spixiana Suppl. 15: 1–100.
- GATTER, W. & R. SCHÜTT 1999: Langzeitentwicklung der Höhlenkonkurrenz zwischen Vögeln (Aves) und Säugtieren (Bilche Gliridae, Mäuse Muridae) in den Wäldern Baden-Württembergs. Orn. Anz. 38: 107–130.
- GATTER, W. & R. SCHÜTT 2001: Langzeitpopulationsdynamik des Siebenschläfers *Myoxus glis* in Baden-Württem-

- berg – Ein Kleinsäuger als Gewinner der heutigen Waldwirtschaft und des gesellschaftlichen Wandels. *Jh. Ges. Naturkd. Württemberg* 157: 181–210.
- GATTER, W., G. KLUMP & R. SCHÜTT 1979: Ausgeprägte Fälle von Zugumkehr bei Eichelhäher (*Garrulus glandarius*) und Tannenhäher (*Nucifraga caryocatactes*). *Vogelwarte* 30: 101–107.
- GEISER, R. 1992: Auch ohne *Homo sapiens* wäre Mitteleuropa von Natur aus eine halboffene Weidelandschaft. *Laufener Seminarbeitr.* 2: 22–34.
- GEORGE, K. 1996: Deutsche Landwirtschaft im Spiegel der Vogelwelt. *Vogelwelt* 117: 187–197.
- GÖTZ, A. 1936: Die Reutbergwirtschaft im südlichen Schwarzwald. *Zeitschr. für Erdkunde* 4: 395–400.
- GÖTZ, V. 1997: Waldverjüngung und Rehe. *AFZ/Der Wald* 52: 324–327.
- GRADMANN, R. 1933: Die Steppenheidetheorie. *Geograph. Zeitschr.* 39: 265–278.
- GREES, H. 1983: Die Schwäbische Alb. In: C. BORCHERDT (Hrsg.): *Geographische Landeskunde von Baden-Württemberg*, S. 310–371. Kohlhammer, Stuttgart.
- GREGORY, R. D., D. G. NOBLE & J. CUSTANCE (2004): The state of play of farmland birds: population trends and conservation status of lowland farmland birds in the United Kingdom. *Ibis* 146 (Suppl. 2) 1-13.
- GRELL, M.B. 1998: *Fuglenes Danmark*. Gads Forlag & Dansk Orn. Forening, Kopenhagen.
- HAGEMEIJER, W. J. M. & M. J. BLAIR 1997: *The EBCC Atlas of European Breeding Birds*. Poyser, London.
- HAZZI, J. V. 1805: Die echten Ansichten der Waldungen und Forsten. J. Lentner, München.
- HELLE, P. & M. MÖNKKÖNEN 1985: Measuring turn-over rates in secondary succession in european forest bird communities. *Ornis Scand.* 16: 173–180.
- HENZE, O. 1943: Vogelschutz gegen Insektenschaden in der Forstwirtschaft. Selbstverl., München.
- HOLMSGAARD, C. 1960: The influence of weather on beech mast. *Det Forstlige Forsøegsvaesen, Danmark* 26: 347.
- HOLTMEIER, F.-K. 2002: Tiere in der Landschaft. Einfluss und ökologische Bedeutung. Ulmer-Verlag, Stuttgart.
- HOOPS, J. 1978: Reallexikon der Germanischen Altertumskunde, Bd. 3 (Bodennutzungssysteme). De Gruyter, Berlin.
- HORNSTEIN, F. V. 1958: Wald und Mensch. *Waldgeschichte des Alpenvorlandes Deutschlands, Österreichs und der Schweiz*. Maier, Ravensburg.
- HRADETZKY, J. 1998: Das aktuelle Wachstum der Hauptbaumarten in Baden-Württemberg. *FVA-Einblick* 2: 8–9.
- HÜPPE, J. 1990: Die Genese moderner Agrarlandschaften in vegetationskundlicher Sicht. *Verh. GfÖ* 19/2: 424–432.
- HUSTINGS, F. & J. W. VERGEER 2002: *Atlas van de Nederlandse Broedvogels 1998–2000*. Nederlandse Fauna 5.
- JÄGER, H. 1980: Bodennutzungssysteme (Feldsysteme) der Frühzeit. *Abh. Akad. D. Wissenschaften Göttingen, Philologisch-hist. Klasse*, 3. Folge 116: 197–228.
- JÄRVINEN, O., K. KUUSELA & R. A. VÄISÄNEN 1977: Effects of modern forestry on the numbers of breeding birds in Finland in 1945–1975. *Silva Fenn.* 11: 284–294.
- JÄRVINEN, O. & R. A. VÄISÄNEN 1977a: Long-term changes of the north european land bird fauna. *Oikos* 29: 225–228.
- JÄRVINEN, O. & R. A. VÄISÄNEN 1977b: Finnish birds. Their numbers and long-term population changes. *Ornis Fenn.* 54: 30–34.
- JEDRZEJEWSKA, B. & W. JEDRZEJEWSKI 1998: Predation in vertebrate communities. The Bialowieza Primeval Forest in a case study. Springer, Berlin.
- JENSEN, T. S. 1986: Fuglepredation pa nonnen (*Lymantria monacha* L.). *Flora og Fauna (Arhus)* 92: 17–20.
- KALELA, O. 1949: Changes in geographical ranges in the avifauna of northern and central Europe in relation to recent changes in climate. *Bird Banding* 20: 77–103.
- KANDLER, O. 1994: Vierzehn Jahre Waldschadensdiskussion. Szenarien und Fakten. *Naturwiss. Rundschau* 47: 419–430.
- KAULE, G. 1986: *Arten- und Biotopschutz*. Ulmer, Stuttgart.
- KENK, G. 1988: Die aktuelle Zuwachssituation in Baden-Württemberg. Herbstdienstbesprechung, Forstdirektion Stuttgart, Schöntal/Kloster, unveröff. Protokoll.
- KENK, G. & H. FISCHER 1988: Evidence from Nitrogen fertilisation in the forests of Germany. *Environ. Pollut.* 54: 199–218.
- KENNTNER, N. 2004: Chlororganische Pestizide, polychlorierte Biphenyle und potentiell toxische Schwermetalle in Organproben von Seeadlern und Habicht. *Vogelwarte* 42: 367–368.
- KLIPSTEIN, P. E. V. 1850: *Der Waldfeldbau mit besonderer Rücksicht auf das Großherzogtum Hessen*. Heyer's Verlag, Frankfurt/M.
- KORPEL, S. 1995: *Die Urwälder der Westkarpaten*. Fischer Verlag, Stuttgart.
- KREMSEMER, W. 1990: *Niedersächsische Forstgeschichte. Eine integrierte Kulturgeschichte des nordwestdeutschen Forstwesens*. Rotenburger Schriften, Sonderband 32, Rotenburg/Wümme.
- KÜBLER, R. 2004: *DJV-Handbuch*. Deutscher Jagdschutzverband e.V., Mainz.
- LANG, G. 1994: *Quartäre Vegetationsgeschichte Europas*. G. Fischer, Jena, Stuttgart.
- LEGRAND, H. E. & H. J. SCHNEIDER 1992: Bachmann's Sparrow (*Aimophila aestivalis*). In: K. J. SCHNEIDER and D. M. PENCE (eds): *Migratory nongame birds of management concern in the northeast*, S. 299–313. U.S. Fish & Wildlife Service, Region 5, Newton Corner, Mass.
- LEIBUNDGUT, H. 1982: *Europäische Urwälder der Bergstufe*. Haupt, Bern.
- LÖHRL, H. 1974: *Die Tannenmeise*. Neue Brehm-Bücherei Bd. 472, Ziemschen, Wittenberg.
- LOHRMANN, R. 1931: Die menschliche Einwirkung auf die Pflanzenwelt des Hohentwiels im Laufe der Geschichte. *Veröff. Württ. Landesstelle Naturschutz* 7: 36–65.
- LOHRMANN, R. 1939: Die heutige Verbreitung der Eibe (*Taxus baccata*) in Württemberg und Hohenzollern. *Veröff. Württ. Landesstelle Naturschutz* 15: 13–34.
- LORENZ, M. & G. BECHER 1994: *Waldzustandsbericht für Europa*. *AFZ/Der Wald* 49: 1402–1406.
- MAKKONEN-SPIECKER, K. 1994: Wald und Klima im Wandel. *Waldökologisches Kolloquium und Regio-Seminar in Freiburg*. *AFZ/Der Wald* 49: 887–889.
- MANTEL, K. 1990: *Wald und Forst in der Geschichte*. Alfeld, Hannover.
- MARCHANT J., R. HUDSON, S. P. CARTER & P. WHITTINTON 1990: Population trends in British breeding birds. *BTO, Tring*.
- MARTIN, S. 1989: *Die Regenwälder Westafrikas*. Birkhäuser, Basel.

- MEINEKE, T. 1984: Untersuchungen zur Struktur, Dynamik und Phänologie der Groß-Schmetterlinge (Insecta, Lepidoptera) im südlichen Niedersachsens. Mitt. Fauna Flora Süd-Niedersachs. 6: 1–456.
- MOUNTFORD, E. P., G. F. PETERKEN, P. J. EDWARDS & L. G. MANNERS 1999: Long-term change in growth, mortality and regeneration of trees in Denny Wood, an old-growth wood-pasture in the New Forest (UK). Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics 2: 223–272.
- NEUSCHÄFFER, H. 1986: Geschichte von Wald und Forst in Schleswig-Holstein und der alte Rendsburger Wald mit dem Forstamt Barlohe. Möller, Rendsburg.
- NEWTON, I. 1998: Population limitation in birds. Academic Press, London.
- OELKE, H. 1963: Die Vogelwelt des Peiner Moränen- und Lößgebietes. Ein ökologisch-siedlungsbiologischer Beitrag zur Avifauna Niedersachsens. Diss., Univ. Göttingen.
- OELKE, H. 1977: Vogelsiedlungsdichten und ornitho-ökologische Differenzierungen der Laubwälder und Laubholzanlagen des Westharzes. Veget. Fauna 16: 353–396.
- OELKE, H. 1981: Quantitative Vogelbestandsuntersuchungen der Fichtenwaldgesellschaften des Westharzes (Niedersachsen, Bundesrepublik Deutschland). Ber. Naturhist. Ges. Hannover 124: 219–278.
- PAPER NEWS 2003: Runde Ernte.– Erwarteter Netto-Holzzuwachs pro ha. Confederation of European Paper Industries. Capi. Brüssel.
- POTT, R. 1983: Geschichte der Hude- und Schneitelwirtschaft in Nordwestdeutschland und ihre Auswirkung auf die Vegetation. Oldenburger Jahrbuch 83: 357–373.
- POTT, R. 1985: Vegetationsgeschichtliche und pflanzensoziologische Untersuchungen zur Niederwaldwirtschaft in Westfalen. Abh. Westfäl. Landesmuseum Naturkunde 47 (4): 1–72.
- POTT, R. 1988: Entstehung von Vegetationstypen und Pflanzengesellschaften unter dem Einfluß des Menschen. Düssel-dorfer Geobot. Kolloquium 5: 27–54.
- POTT, R. 1990: Veränderungen von Waldlandschaften unter dem Einfluss des Menschen. NNA-Ber. 3: 117–131.
- POTT, R. 1992: Entwicklung der Pflanzengesellschaften durch Ackerbau und Grünlandnutzung. Gartenbauwissenschaft 57 (4): 157–166.
- RADEMACHER, C. & S. WINTER 2003: Totholz im Buchen-Urwald: Generische Vorhersagen des Simulationsmodells BEFORE-CWD zur Menge, räumlichen Verteilung und Verfügbarkeit. Forstwiss. Centralblatt 122: 337–357.
- RAPPOLE, J. H. 1995: The Ecology of Migrant Birds. A Neotropical Perspective. Smithsonian Institution Press, Washington.
- RÖSCH, N. 1990: Der Einfluß der Beweidung auf die Verjüngung und die Vegetation des Bergwaldes und ein Vorschlag zur Ablösung der Waldweiderechte am Beispiel der Schappachalm im Alpengnationalpark Berchtesgaden. Diss. TU München/Weihenstephan.
- SCHERZINGER, W. 1996: Naturschutz im Wald. Ulmer, Stuttgart.
- SCHMID, H., R. LUDER, B. NAEF-DAENZER, R. GRAF & N. ZBINDEN 1998: Schweizer Brutvogelatlas. Verbreitung der Brutvögel in der Schweiz und im Fürstentum Liechtenstein 1993–1996. Schweizerische Vogelwarte, Sempach.
- SCHMITTHENNER, H. 1923: Die Reutbergwirtschaft in Deutschland. Geogr. Z. 29: 115–127.
- SCHWAPPACH, A. 1895: Die Samenproduktion der wichtigsten Waldholzarten in Preußen. Z. Forst- u. Jagdw. 147–174.
- SEEGER 1913: Ein Beitrag zur Samenproduktion der Waldbäume im Großherzogtum Baden. Naturwiss. Z. Forst- u. Landwirtsch. 12: 530–555.
- SEIBERT, P. 1966: Der Einfluss der Niederwaldwirtschaft auf die Vegetation. In: TÜXEN, R. (ed.): Anthropogene Vegetation. Ber. Int. Symp. Int. Ver. Vegetationskunde 5: 336–346.
- SELTER, B. 1995: Waldnutzung und ländliche Gesellschaft. Landwirtschaftlicher „Nährwald“ und neue Holzökonomie im Sauerland des 18. und 19. Jahrhunderts. Forsch. Regionalgeschichte 13: 1–482.
- SKELLY, J. M. & J. L. INNES 1994: Waldsterben in the forests of Central Europe and eastern North America: Fantasy or reality? Plant Disease: 1021–1032.
- SOKOLOV, L. V., M. Y. MARKOVETS, A. P. SHAPOVAL & Y. G. MOROZOW 1998: Long-term trends in the timing of spring migration of passerines on the Courish Spit of the Baltic Sea. Avian Ecol. Behav. 1: 1–21.
- SOKOLOV, L. V. & V. A. PAYEVSKY 1998: Spring temperatures influence year-to-year variations in the breeding phenology of passerines on the Courish Spit, eastern Baltic. Avian Ecol. Behav. 1: 22–36.
- SORK, V. L. 1993: Evolutionary ecology of mastseeding in temperate and tropical oaks. Vegetatio 107/108: 133–147.
- SPIECKER, H., K. MIELIKÄINEN, M. KÖHL & J. P. SKOVGAARD 1996: Growth trends in european forests. Springer, Berlin.
- SPIES, T. A., J. F. FRANKLIN & T. B. THOMAS 1988: Coarse Woody Debris in douglas-fir forests of western Oregon and Washington. Ecology 69: 1689–1702.
- SPURR, S. H. 1964: Forest ecology. Ronald Press, New York.
- STEFFENS, R., D. SAEMAN & K. GRÖSSLER 1998: Die Vogelwelt Sachsens. Fischer-Verlag, Jena.
- STORCH, M. 1983: Zur floristischen Struktur der Pflanzengesellschaften in der Waldstufe des Nationalparks Berchtesgaden und ihrer Abhängigkeit vom Standort und der Einwirkung des Menschen. Diss. Ludwig-Maximilians-Univ. München.
- SVÄRDSON, G. 1957: The invasion type of bird migration. Brit. Birds 50: 314–343.
- THIES, H. 1996: Zum Vorkommen des Fichtenkreuzschnabels (*Loxia curvirostra*) und anderer Loxia-Arten im Segeberger Forst 1970–1995 mit besonderer Erörterung der Zugphänologie. Corax 16: 305–334.
- TIAINEN, J. 1985: Monitoring bird populations in Finland. Ornis Fenn. 62: 80–89.
- TOMIAŁOJĆ, L. T. WESOŁOWSKI & W. WALANKIEWICZ 1984: Breeding bird community of a primaeval temperate forest (Bialowieza National Park, Poland). Acta ornithol. 20: 241–310.
- TOMIAŁOJĆ, L. & T. WESOŁOWSKI 1994: Die Stabilität der Vogelgemeinschaft in einem Urwald der gemäßigten Zone: Ergebnisse einer 15jährigen Studie aus dem Nationalpark von Bialowieza (Polen). Orn. Beob. 91: 73–110.
- TOMICZEK, C., H. KREJAM, T. CECH, B. PERNY & E. DONAUBAUER 1998: Forstschutzsituation 1997 in Österreich. AFZ/Der Wald 53: 378–379.

- TÜXEN, R. 1931: Die Grundlagen der Urlandschaftsforschung. *Nachr. aus Niedersachsens Urgeschichte* 5.
- TÜXEN, R. 1956: Die heutige potentielle natürliche Vegetation als Gegenstand der Vegetationskartierung. *Angew. Pflanzensoziol.* 13: 5–42.
- UNTHEIM, H. 1997: Langfristige Zunahme des Höhen- und Volumenwachstums von Fichte und Buche auf Standorteinheiten der Ostalb und des Flächenschwarzwaldes. *FVA-Einblick* 2: 1–2.
- UPHUES, L. 2003: Entwicklung einer mit Nistkästen unterstützten Raufußkauz *Aegolius funereus*-Population von 1980 bis 2000 – örtliche Dispersion, Fortpflanzungserfolg und Höhlennutzung. *Vogelwelt* 124: 133–142.
- VÄISÄNEN, R. A. 1983: Long-term population changes of the most abundant north finnish land birds during the past 40 years. *Aureola* 8: 58–65.
- VÄISÄNEN, R. A., O. JÄRVINEN & P. RAUHALA 1986: How are extensive, human-caused habitat alterations expressed on the scale of local bird populations in boreal forests? *Ornis Scand.* 17: 282–292.
- WACHTER, H. 1964: Über die Beziehungen zwischen Witterung und Buchenmastjahren. *Forstarchiv* 35: 69–78.
- WALTER, H. 1973: Zum anthropogenen Charakter der rheinischen Vogelwelt. *Charadrius* 9: 40–51.
- WALTER, H. 1974: Die Vegetation Osteuropas, Nord- und Zentralasiens. Gustav Fischer, Stuttgart.
- WALTER, H. 1986: Allgemeine Geobotanik. Ulmer, Stuttgart.
- WELLENSTEIN, G. (Hrsg.) 1954: Die große Borkenkäferkalamität in Südwestdeutschland 1944–1951. Berichte und Studien zur Lebensweise, Epidemiologie und Bekämpfung der rindenbrütenden Käfer an Fichte und Tanne. Forstschutzstelle Südwest. Ebner, Ulm: 1–496.
- WINTER, S., H. SCHUMACHER, E. KERSTAN, M. FLADE & G. MÖLLER 2003a: Messerfunier kontra Stachelbart? Buchenaltholz im Spannungsfeld konkurrierender Nutzungsansprüche von Forstwirtschaft und holzbewohnenden Organismen. *Forst und Holz* 58: 450–456.
- WINTER, S., H. SCHUMACHER, M. FLADE & G. MÖLLER 2003b: Naturschutzstandards für die Bewirtschaftung von Buchenwäldern im nordostdeutschen Tiefland. Sachbericht der Landesanstalt für Großschutzgebiete über das F+E-Vorhaben „Biologische Vielfalt und Forstwirtschaft“ (445 S.).
- ZIMMERMANN, G. 2004: Vorkommen und Bekämpfung der Maikäfer in Deutschland: Ein historischer Rückblick. *Nachrichtenbl. Deutscher Pflanzenschutzdienste* 56 (5): 85–87.

Manuskripteingang: 25. Jan. 2005

Annahme: 28. Febr. 2005

Wulf Gatter, Ökologisches Lehrrevier der Forstverwaltung Baden-Württemberg, Buchsstr. 20,
D-73520 Lenningen. E-Mail: wulfgatter@aol.com
