

Artenschutz für holzbewohnende Käfer

(*Coleoptera xylobionta*)*

Remigius GEISER

Gliederung:	Seite
1. Vorbemerkung	89
2. Theoretische Grundlagen	90
3. Käfer - die erfolgreichsten Holzbewohner	90
Definition	91
4. Ökologische Nischen	91
Nischenvielfalt	93
Sonneneexposition	95
5. Migration und Isolation	96
6. Minimalareale und Minimalbestände	99
Artenüberhang	99
Rettung und Erweiterung von Urwaldreliktbiotop-Flächen	101
7. Gefährdungssituation	101
8. Reservate und Schutzgebiete	103
Österreich	103
Südtirol	103
BRD	104
Urwaldreliktarten-Biotopie minderer Güte	104
Rückgriff auf Fachexperten	105
Sonstige Gefährdung xylobionter Käfer	105
9. Wirtschaftswald	105
10. Die große Chance der Stadt-Ökologie	106
11. Resümee	107
12. Zusammenfassung/Summary	107
13. Literatur	112

1. Vorbemerkung

Als vor gut zehn Jahren begonnen wurde, den Artenschutz für holzbewohnende Käfer auf eine wissenschaftliche Grundlage zu stellen (GEISER 1982), war die vorgefundene Situation so desolat, wie sie trostloser kaum mehr sein könnte:

Während die klassischen Naturschutzobjekte, Vögel und höhere Pflanzen, zumindest in Naturschutzgebieten und anderen Naturbiotopen eine dezidierte und nach Möglichkeit auf ihre jeweiligen Habitatansprüche zugeschnittene Wohnstatt gefunden hatten (Obgleich diese Notlösung noch keineswegs als befriedigender Zustand angesehen werden kann!), war für rund zweitausend holzbewohnende Käferarten Mitteleuropas nicht einmal die Spur eines Problembewußtseins in Naturschutzkreisen anzutreffen. Alt- und Totholzstrukturen, soweit sie außerhalb des geschlossenen Waldes auftreten, wurden und werden systematisch weg-, „sanitert“, zum erheblichen Teil sogar mit Mitteln aus dem Naturschutzetat sensu lato. Und bei der Ausweisung von Wald-Naturschutzgebieten hat man es in aller Regel als selbstverständlich betrachtet, die „ordnungsgemäße Forstwirtschaft“ in

der NSG-Verordnung ausdrücklich zu gestatten. So geht z.B. aus einer Statistik von KLEINE (1977, p. 90) für das bayerische Alpengebiet hervor, daß hier 99,7 % der gesamten Naturschutzgebietsfläche ohne Schutz vor forstwirtschaftlicher Nutzung sind, während die restlichen 0,3 % der Naturschutzgebietsfläche lediglich einen Teilschutz vor forstwirtschaftlicher Nutzung genießen. Vollschutz vor forstwirtschaftlicher Nutzung war in den Naturschutzgebieten des bayerischen Alpenbereiches nirgends gegeben. Dies kennzeichnet sehr drastisch die Situation der alt- und totholzwohnenden Käfer in ganz Mitteleuropa.

Die einzige gezielte „Schutzmaßnahme“ war schon damals die Auflistung einer großen Zahl von Käferarten in der westdeutschen Bundesartenschutzverordnung, womit man aber nur das Gegenteil dessen erreicht, was man anzustreben vermeint: Indem man die Arbeit des faunistischen Forschers (= „Käfersammlers“) be- oder verhindert, wird die Erhebung aktueller Daten über noch vorhandene Käfervorkommen und deren Rückgang unterbunden, oder die erhobenen Daten werden zurückgehalten. Wenn aber über schützens-

* Erweitertes und überarbeitetes Manuskript eines Vortrages, gehalten am 30. und 31. Oktober 1989 in Iserlohn auf der Fachtagung „Ökologische Bedeutung von Alt- und Totholz in Wald und Feldflur“ des Naturschutzzentrums NRW bei der Landesanstalt für Ökologie, Landschaftsentwicklung und Forstplanung Nordrhein-Westfalens.

N.b.: Entsprechend dem Zeitpunkt des Vortrages ist der Bereich „Bundesrepublik Deutschland“ bzw. „BRD“ in der vorliegenden Arbeit stets im Umfang der **alten Bundesländer** zu verstehen.

werte Bestände nichts bekannt ist, dann erübrigen sich auch jegliche Biotopschutzmaßnahmen. So ist das Problem der aussterbenden Holzkäferarten sehr einfach auf dem Schreibtisch lösbar.

Selbstverständlich wurde in Vorträgen und Publikationen vielfach versucht, den Ernst der Lage darzulegen und die dringend gebotenen Maßnahmen anzudeuten (cfr. GEISER 1980, 1981, 1982, 1983, 1984, 1986, 1989). Von betroffener Seite zeigte sich jedoch über eine höflich-freundliche Zustimmung hinausgehend lange Zeit keinerlei Verbesserung in der herrschenden Praxis, so daß sogar noch vor wenigen Jahren die düstere Prognose ausgegeben werden mußte: „Die vielzitierte Trend-Wende im Artenschutz wird für die xylobionten Käfer voraussichtlich erst im kommenden Jahrtausend stattfinden - wenn es nämlich nichts mehr zu 'sanieren' geben wird“ (GEISER 1989).

Nun scheint sich aber mittlerweile doch allmählich ein kleiner Hoffnungsschimmer abzuzeichnen: Die Einrichtung und Erhaltung von nutzungsfreien Naturwaldreservaten und Nationalparks hat sich in den letzten zehn Jahren immer mehr zur etablierten Praxis entwickelt, und man beginnt ihre enorme und dringende Bedeutung für den Artenschutz der xylobionten Käferfauna zu erkennen (ALBRECHT 1990, FLECHTNER & al. 1991, KÖHLER 1991, RAUH & SCHMITT 1991). Der Europarat hat sich ausführlich der Problematik angenommen (cfr. SPEIGHT 1989). Allerorten erscheinen Publikationen, die sich in besonderer Weise mit dem Artenschutz für holzbewohnende Käfer befassen (z.B. KAHLEN 1987, NIEHUIS 1988, ZABRANSKY 1989 & 1991, BUSSLER 1990, MÖLLER & SCHNEIDER 1991). Das Naturschutzzentrum NRW bei der Landesanstalt für Ökologie, Landschaftsentwicklung und Forstplanung Nordrhein-Westfalens hat am 30. und 31. Oktober 1989 mit der Fachtagung „Ökologische Bedeutung von Alt- und Totholz in Wald und Feldflur“ zum erstenmal in Mitteleuropa (oder in ganz Europa?) einen wissenschaftlichen Kongreß einberufen, der sich schwerpunktmäßig mit dem Artenschutz für xylobionte Organismen befaßt, und bei dem die vorliegende Arbeit in zwei ausführlichen Referaten dargestellt werden konnte.

Das Thema liegt also in der Luft und es bleibt zu hoffen, daß sich diese Tendenz fortsetzen wird und der Xylobiontenschutz aus dem gegenwärtigen Pionierstadium heraus noch vor der Jahrtausendwende auch in praxi die nötige Beachtung erfährt.

2. Theoretische Grundlagen

Naturgemäß sind junge, neu aufkeimende Forschungsgebiete nur mit einer spärlichen und oftmals weit verstreuten Fachliteratur vertreten. Dennoch seien hier zwei Arbeiten genannt, die wegen ihres grundlegenden und zusammenfassenden Charakters als theoretische Basis für die folgenden Ausführungen betrachtet werden können und deshalb im Rahmen dieses Referates ausdrücklich als bekannt vorausgesetzt werden:

Die bereits erwähnte Arbeit von SPEIGHT (1989) wurde im Auftrag des Europarates erstellt und gibt einen sehr fundierten und sachkundigen Einblick in die betreffende Thematik mit europaweitem Bezug. Der Autor zeigt sich tief vertraut mit der Materie

und gelangt in allen wesentlichen Aspekten zu den gleichen Wertungen und Schlußfolgerungen, zu denen ich selbst in den letzten zehn Jahren völlig unabhängig davon ebenfalls gekommen bin.

Selbstverständlich bedarf eine solche Studie, wenn sie europaweit ausgerichtet ist und alle xylobionten Gruppen der Evertbraten (nicht nur die Käfer!) umfaßt, in ihren speziellen Aussagen über geographische Teilbereiche (hier Mitteleuropa) umfangreicher Ergänzungen und auch Korrekturen, wenn es um die Auflistung und Bewertung konkreter Biotope und gefährdeter Arten geht.

Zu diesem Zweck sei hier auf meine eigene Arbeit (GEISER 1982) verwiesen, deren allgemeine Aussagen auf das gesamte Mitteleuropa bezogen werden können, obgleich die speziellen und konkreten Angaben über Biotope und gefährdete Arten nur den Ostalpenraum (Österreich, Südtirol, Südbayern) abdecken. Die Arbeit ist kostenlos erhältlich bei: Univ.-Doz. Dr. Johann GEPP / Institut für Naturschutz / Heinrichstr. 5 / A-8010 Graz.

In Ergänzung und Weiterführung dieser bisher bestehenden Informationsbasis setzt sich nun das vorliegende Referat eine vierfache Zielvorgabe:

- Bericht über die für Mitteleuropa relevanten Forschungsergebnisse, die seit dem Jahr 1982 erbracht werden konnten.
- Ausweitung der spezifischen Angaben über konkrete Biotope und gefährdete Arten auf das gesamte westliche und südliche Mitteleuropa (= BRD, Österreich, Südtirol).
- Besondere Herausarbeitung von zwei entscheidenden Faktoren (Verlichtungsgrad und Faunen-tradition), die ansonsten in der Fülle der Thematik unterzugehen drohen.
- Erstellung praktischer Schutzkonzepte.

3. Käfer - die erfolgreichsten Holzbewohner

Um die verschiedenen Verwandtschaftsgruppen von Organismen hinsichtlich ihres biologischen Erfolges zu bewerten, sind grundsätzlich sehr unterschiedliche Kriterien denkbar: Biomasse, Individuenzahl, Grad der Abhängigkeit von anderen Organismen, phylogenetisches Alter, Raumpräsenz, Sozialstruktur, Intelligenzquotient etc... Als gängigster Parameter hat sich jedoch allgemein die Artenzahl durchgesetzt, denn sie impliziert evolutive Leistung und Flexibilität sowie ökologische Potenz bezüglich der Nutzung verschiedenster ökologischer Nischen. Hinzu tritt bei philosophischer Betrachtungsweise der hohe Wert des Konzeptes „Art“, der eine spezielle, Jahrmillionen alte Entwicklungslinie beinhaltet und sich am greifbarsten bei ihrem irreversiblen Verschwinden (Aussterben) manifestiert: Die Art ist dann endgültig und in alle Ewigkeit nicht mehr reproduzierbar!

Bekanntlich sind hinsichtlich der Artenzahl die Käfer mit Abstand die erfolgreichste Ordnung von Organismen auf der Erde (weit über 400 000 beschriebene Arten, wirkliche Artenzahl wird auf das dreifache geschätzt). Über die Gründe dafür wird viel diskutiert, hier seien in aller Kürze nur einige wesentliche Gesichtspunkte angeführt: Das Außenskelett ist ein sehr erfolgreicher Körperschutz. Die Pökilothermie ermöglicht einen kleinen Körperbau, um auch ein begrenztes Nahrungsangebot ausnut-

zen zu können. Die Holometabolie ermöglicht der Art die doppelte Spezialisierung in ein Freßstadium und ein Fortpflanzungs- und Ausbreitungsstadium. Für das Ausbreitungsstadium steht ein aktiver Flugapparat zur Verfügung. Dieser Flugapparat kann jedoch unter die schützenden Elytren zurückgezogen werden, so daß auch ein Eindringen in schmale Spalten und Öffnungen des Substrates möglich wird.

Dieser durchschlagende Erfolg der Ordnung *Coleoptera* zeigt sich ungemindert auch im Teillebensraum „Holz“. Von den ca. 8000 Käferarten Mitteleuropas sind ungefähr ein Viertel (also etwa 2000 Arten) als Holzbewohner anzusehen (genaue Zahlen siehe Tab. 3 und 4). Keine andere mitteleuropäische Organismen-Ordnung weist eine derart hohe Zahl holzbewohnender Arten auf.

Lediglich die höheren Pilze (*Asco-* und *Basidiomycetes*) können den Käfern im Lebensraum Holz den ersten Rang streitig machen. Ihre holzbewohnenden Vertreter erreichen zwar in keiner Ordnung die Artenzahl der Käfer, sind ihnen aber in anderen, fundamentalen Kriterien haushoch überlegen: Biomasse, Raumpräsenz, Unabhängigkeit von anderen Organismen.

Definition

Als holzbewohnend (= xylobiont) definiere ich seit jeher alle Organismen, die sich während des überwiegenden Teiles ihrer individuellen Lebensspanne am oder im gesunden oder kranken Holz der verschiedenen Zerfallsstadien einschließlich der Holzpilze aufhalten. Diese Definition schließt also auch die verschiedensten Ernährungstypen ein, wie Holzfresser (Xylophage), Faulholzfresser (Saproxylophage), Mulmfresser (Xylodetritophage), Pilzfresser (Mycetophage), Räuber (Praedatoren), Aasfresser (Necrophage), Schmarotzer (Parasiten) etc. Außerdem gehören hierher auch jene Organismen, die ihre Nahrung woanders suchen, sich aber überwiegend am bzw. im Holz aufhalten, wie z.B. Überwinterungsgäste (manche *Carabidae*, *Coccinellidae*, *Chrysomelidae*, *Curculionidae* etc.), Höhlenbrüter, Ansitzjäger u.a.

Im angelsächsischen Sprachgebrauch hat sich vielfach statt „xylobiont“ der Begriff „saproxylic“ eingebürgert, was so viel wie „faulholzbewohnend“ heißt. Dieser Terminus schließt alles aus, was am oder im „gesunden“ Holz lebt, wie z.B. viele Bock-, Pracht- und Borkenkäfer (*Cerambycidae*, *Buprestidae*, *Scolytidae*) etc. Ob eine Art nur solche Holzpartien angreift, die bereits von Pilzmyzelien durchzogen sind, oder auch bzw. überwiegend solche, die lediglich einer bestimmten Streßsituation ausgesetzt und damit im eigentlichen Sinne noch kein Faul- oder Totholz sind, läßt sich im Einzelfall oft nur sehr schwer beurteilen. Der im deutschen Sprachgebrauch eingeführte, umfassende Terminus „xylobiont“ ist daher viel praktikabler und braucht nicht ausgetauscht zu werden.

4. Ökologische Nischen

Für Xylobionten-Nischen gibt es nur ein einziges nomenklatorisches System, welches **international verbindlich** reguliert und auch respektiert ist, nämlich die phytosoziologische Terminologie der holzbewohnenden Pilzgesellschaften. Was auf diesem hoffnungsvollen Gebiet bisher erreicht wurde, ist bei MICHAEL/HENNIG/KREISEL (1985, tom. IV, pp. 78-80) übersichtlich dargestellt. Leider steckt diese mykologische Disziplin noch sehr in

den Kinderschuhen. Es gibt auch sehr viele Xylobionten-Nischen, die für Pilze uninteressant sind und daher von der Mykologie nicht erfaßt werden. (Man denke z.B. nur an die vielen gestreßten oder frisch abgestorbenen, aber noch unverpilzten Hölzer, an Mulmhöhlen, Wassertaschen u.v.a.) Außerdem sind die Nischenansprüche der holzbewohnenden Käfer oft wesentlich enger und spezifischer als die der meisten Pilzarten (cfr. GEISER 1982, 1.3).

Da also das mykosoziologische System zumindest vorerst für unsere Zwecke noch nicht brauchbar ist und ansonsten auch kein anderes, international anerkanntes System der Nischenterminologie für die Xylobionten besteht, ist es weiter nicht verwunderlich, daß alle bisherigen Autoren jeweils ihr eigenes System entwickelt haben, um die holzbewohnenden Käfer den entsprechenden ökologischen Nischen zuordnen zu können. (Cfr. e.g. SAALAS 1917-23, DERKSEN 1941, PALM 1950, VITE 1952, SCHIMITSCHEK 1952/53, PALM 1959, ADELI 1961, HEYDEMANN 1980, HEYDEMANN & NOWAK 1980, BLAB 1984, RIECKEN & BLAB 1989, SPEIGHT 1989, SCHMITT 1989 etc.)

So soll auch im folgenden zum aberen Mal ein neuer Nischenkatalog für die xylobionten Käfer (und die übrige xylobionte Mikro- und Mesofauna) entworfen werden (Tab. 1 und 2). Er soll soweit als möglich ins Detail führen und somit in der Lage sein, auch sehr enge und spezifische Nischenansprüche noch präzise faßbar zu machen. Andererseits soll er aber auch jedem Anwender die Möglichkeit geben, für seine Zwecke nach Bedarf zu abstrahieren und die Nischen in größere Einheiten zusammenzufassen, oder aber auch weitere Verfeinerungen vorzunehmen, wo es nötig erscheint.

Um international verfügbar zu sein, wird der Katalog in drei Sprachen angeboten: Englisch, Deutsch, Lateinisch.

Englisch ist zur Zeit die international am häufigsten verwendete Sprache in wissenschaftlichen Publikationen. Die englischen Termini wurden aus einschlägigen Fachpublikationen entnommen, insbesondere aus den beiden wichtigen und aktuellen Schriften von SPEIGHT (1989) und SHIGO (1989), womit zugleich auch der englische und amerikanische Sprachgebrauch gleichberechtigt abgedeckt ist. Es zeigt sich jedoch, daß auch im Englischen bisher keineswegs eine einheitliche Terminologie zur Verfügung steht, sondern wiederum jeder Autor frei, willkürlich und nach Gutdünken verfährt. So finden sich z.B. allein in der Schrift von SPEIGHT (1989) gleich acht verschiedene Ausdrücke für den Begriff „Subkortikalraum“ (under-bark habitat, under-bark zone, under-bark cavity, bark/wood interface, sub-cortical zone, subcortical zone, sub-cortex, subcortex). Selbstverständlich konnte von diesen Synonymen jeweils nur ein einziges ausgewählt werden, um den Katalog nicht noch unnötig aufzublähen. Aber es kommt darin die pleonastische Vitalität zum Ausdruck, welche lebende Sprachen in solchen Bereichen entwickeln, wo sie (noch) nicht reglementiert sind.

Deutsch ist die vorliegende Publikation abgefaßt. Hier konnte ich aufgrund meiner eigenen Erfahrung das jeweils treffendste und in der Fachsprache gängigste Synonym aus dem deutschen Sprachschatz auswählen.

Latein ist die neutrale und zeitlose Sprache der Wissenschaft. Alle international verbindlichen und offiziell anerkannten Terminologie- und Nomenklatorsysteme der Naturwissenschaften sind lateinisch: die Nomenklatur der

Tabelle 1**Terminologie der ökologischen Nischen, die morphologisch faßbar sind.**

A tree categories	Baumtypen	categoriae arborum
living tree	lebender Baum	arbor viva
intact	intakt	intacta
damaged	anbrüchig	laesa
moribund tree	absterbender Baum	arbor moribunda
recently dead tree	frisch abgestorb. Baum	arbor nuper emortua
upright	aufrecht	erecta
entire	ganz	integra
chandelle	kronenlos	decollata
fallen	lagernd	decumbens
rotting tree	verrottender Baum	arbor putrescens
upright	aufrecht	erecta
entire	ganz	integra
chandelle	kronenlos	decollata
fallen	lagernd	decumbens
decaying	verfaulend	cariosus
humified	humifiziert	humosus

B micro-habitats	Mikrohabitate	microhabitationes
living twig	lebender Zweig	ramulus vivus
dead twig	abgestorbener Zweig	ramulus emortuus
fallen twig	abgefallener Zweig	ramulus caducus
living branch	lebender Ast	ramus vivus
dead branch	toter Ast	ramus emortuus
decorticated branch	rindenloser Ast	ramus decorticatus
fallen branch	herabgefallener Ast	ramus caducus
fallen, decort. branch	herabgef., rindenl. Ast	ramus caducus decorticatus
branch stump	Aststumpf	ramus obtruncatus
branch crotch	Astgabel	ramificatio
living root	lebende Wurzel	radix viva
dead root	morsche Wurzel	radix emortua
free root	freie Wurzel	radix emersa
free, dead root	freie, tote Wurzel	radix emersa emortua
tree base	Wurzelhals	basis arboris
stump	Baumstumpf	caudex
living trunk section	lebende Stammpartie	trunci pars viva
dead trunk section	tote Stammpartie	trunci pars emortua
decorticated trunk sec.	rindenlose Stammpartie	trunci pars decorticata
adhering bark, alive	anhaftende Rinde, lebend	cortex adhaesivus vivus
adhering bark, dead	anhaftende Rinde, tot	cortex adhaesivus emortuus
loose bark	abstehende Rinde	cortex solutus
fallen bark	abgefallene Rinde	cortex caducus
subcortical zone	Subkorkalraum	interstitium subcorticale
mechanical damage	mechanische Verletzung	laesio mechanica
fungus lesion	Pilzangriff	mycosis
rotting zone	Faulstelle	sepsis
sap run	Saftfluß	latex
resin flow	Harzfluß	resinosus
trunk cancer	Baumkrebs	tumor
insect tunnel	Kerbtiergang	terebramen
stuffed insect tunnel	verfüllter Kerbtiergang	terebramen ramentosum
ant colony	Ameisennestbezirk	formicetum
nesting hole	Nisthöhle	caverna nidata
ceiling	Plafond	tectum
wall	Wand	paries
floor	Boden	basis
rot-hole	Fäulnishöhle	caverna putrescens
ceiling	Plafond	tectum
wall	Wand	paries
floor	Boden	basis

humus hollow	Mulmhöhle	caverna xylo-detrita
ceiling	Plafond	tectum
wall	Wand	paries
floor	Boden	basis
tree-base cavity	Stammfuß-Höhle	caverna fundamentalis
ceiling	Plafond	tectum
wall	Wand	paries
floor	Boden	basis
standing-water hole	Wasserhöhle	caverna xylo-telmica
ceiling	Plafond	tectum
wall	Wand	paries
pool	Lacke	endoxylo-telma
water-filled pocket	Wassertasche	xylo-telma
wet subcortical pocket	subkortikale Wassert.	xylo-telma subcorticale
submerged timber	submerses Holz	lignum submersum
part-submerged timber	partiell submerses Holz	lignum semisubmersum

C

substrate categories	Substrattypen	categoriae substratorum
cork	Borke	rhytidoma suberosum
living inner bark	lebender Bast	liber vivus
recently dead inner b.	frisch abgestorbener B.	liber nuper emortuus
rotting inner bark	verrottender Bast	liber putrescens
living splintwood	lebendes Splintholz	alburnum vivum
recently died splintw.	frisch abgestorbenes S.	alburnum nuper emortuum
rotting splintwood	morsches Splintholz	alburnum putrescens
brown-rot	Braunfäule	destructio rufa
white soft-rot	Weißfäule	putrefactio alba
intact heartwood	intaktes Kernholz	duramen intactum
heartwood-rot	Kernfäule	duramen putrescens
tree humus	Mulm	xylo-detritus
humified wood	Holzhumus	humus xylogena
rotting wood debris	Faulholzteilchen	assulae putrescentes
recent wood dust	frisches Nagemehl	ramenta recentia
rotting wood dust	verrottendes Nagemehl	ramenta putrida
insect faeces	Kerbtierkot	faeces insectorum
vertebrate faeces	Guano	sterquilinium
vertebrate carcass	Wirbeltierkadaver	cadaver
dead insects	Insektenleichen	insecta mortua
animal litter	tierische Abfälle	zoo-detritus
plant litter	pflanzliche Abfälle	phyto-detritus
nesting material	Nistmaterial	nidamentum
honeycomb	Wachswabe	favus
wasps' nest	Kartonnest	vesparium
living fungus	lebender Pilz	fungus vivus
rotting fungus	verrottender Pilz	fungus putrescens

Tiernamen, die Nomenklatur der Pflanzennamen, das System der Pflanzengesellschaften (s.o.), die medizinische Fachterminologie der Anatomie, Histologie und Zytologie, die pharmazeutische Nomenklatur der Arzneimittel etc. Wenn die Fachterminologie der ökologischen Nischen gleichfalls international standardisiert werden soll (was bei der gegenwärtigen babylonischen Sprachverwirrung sehr zu wünschen wäre!), wird man ebenfalls zu einem lateinischen System greifen müssen. Hierzu soll dieser Katalog für den Bereich der Xylobionten-Nischen Fundamente und Bausteine liefern. Ich bediente mich dabei der einschlägigen Nachschlagbücher, insbesondere der Werke von VACZY (1980), BERGER (1980) und STEARN (1966).

Ich habe mich bemüht, bei der Differenzierung der einzelnen Nischen alle Parameter (und deren Abstufungen) zu berücksichtigen, die nach meiner Erfahrung für die Zusammensetzung der Käfer-Synusien von Bedeutung sein können, und anderer-

seits alles wegzulassen, was nur unnötigen Ballast darstellt. So ist es z.B. für die Käfergemeinschaft im toten Ast einer lebenden Rotbuche bedeutungslos, ob diese in einem *Luzulo-Fagetum* oder in einem *Asperulo-Fagetum* steht, ob der Boden kalkreich oder kalkarm ist, ob der Wald von Erholungssuchenden überlaufen ist, etc. Es wurden auch alle synanthropen und alle ausschließlich anthropogenen Habitate (z.B. Holzklafter) beiseitegelassen, so daß nur diejenigen Nischen berücksichtigt sind, die von Natur aus vorhanden wären.

Nischenvielfalt

Um die Gesamtzahl der potentiell in Mitteleuropa vorhandenen, ökologischen Einzelnischen für holzbewohnende Käfer zu ermitteln, braucht man nur die Werte in Tab. 2 Spalte 2 miteinander zu

Tabelle 2

Gesamtübersicht der Nischenparameter

Parameter	Anzahl der möglichen Werte bzw. Wertegruppen (in Mitteleuropa)	Bemerkungen
height above sea level Meereshöhe altitudo supra mare	2	planar-collin / montan-subalpin
yearly rainfall Jahresniederschlag pluvia annua	3	< 700 mm / 700-1000mm / > 1000mm
tree species Baumart species arboris	50	cfr. MITCHELL & WILKINSON (1982,p.15)
tree category Baumtyp categoria arboris	10	cfr. Tab. 1 A
micro-habitat Mikrohabitat microhabitatio	52	cfr. Tab. 1 B
length Länge longitudo	4	< 20 cm / 20-50cm / 50-100cm / > 100cm
width (or Ø) Breite (bzw. Ø) latitudo (vel Ø)	4	< 2 cm / 2-10cm / 10-50cm / > 50cm
height above ground Höhe über dem Boden altitudo supra solum	5	< 0,5m / 0,5-1m / 1-3m / 3-6m / > 6m
substrate category Substrattyp categoria substrati	26	cfr. Tab. 1 C
sunniness Sonnenexposition insolatio	2	< 50% / > 50%
moisture content Feuchtigkeitsgehalt humiditas	3	trocken / feucht / naß

multiplizieren. Es ergibt sich die beträchtliche Zahl von 1 946 880 000, also fast zwei Milliarden.

Man wird zu Recht einwenden, daß sich nicht immer alle Werte eines bestimmten Nischenparameters mit allen Werten eines anderen Parameters kombinieren lassen. So gibt es beispielsweise beim Baumtyp „verrottender Baum, lagernd, humifiziert“ kein Mikrohabitat „lebender Ast“, oder das Mikrohabitat „submerses Holz“ läßt sich nicht mit dem Feuchtigkeitsgehalt „trocken“ kombinieren. Die Zahl der tatsächlich möglichen Kombinationen liegt also deutlich niedriger als angegeben.

Andererseits ließen sich manche der angegebenen Parameter noch viel feiner abstufen. Man könnte etwa bei dem Substrattyp „lebender Pilz“ viele hundert holzbesiedelnde Pilzarten separat erfassen, ebenso bei „Nistmaterial“ zahlreiche Vogel- und Kleinsäugerarten usw.

Ich habe jedoch darauf verzichtet, weil die Wirtsspezifität der mycetophilen und nidicolen Holzkäfer bekanntermaßen recht gering (allerdings keineswegs gleich Null!) ist.

Die angegebene Zahl von 2 Milliarden Nischen stellt also eine grobe Abschätzung dar, welche lediglich die ungefähre Größenordnung festhält und aber eher nach oben als nach unten zu korrigieren wäre.

Bei einem so enormen Nischenangebot ist es fast erstaunlich, daß sich „nur“ 2 000 xylobionte Käferarten in Mitteleuropa hier eingemischt haben. Rein rechnerisch stehen ja jetzt für jede Käferart rund 1 Million freie Nischen zur Verfügung.

Dieser Nischenüberhang erklärt sich zum geringen Teil durch den destruktiven Effekt des Glazialge-

schehens. Die Baum-Ökosysteme Mitteleuropas mußten sich ja während der letzten zehntausend Jahre über komplizierte Einwanderungswege aus den wenigen überlebenden Arten der Präglazialfauna vom Punkt Null aus neu aufbauen und aufeinander einspielen. In vergleichbaren Gebieten Nordamerikas und Ostasiens, wo die glazialen Ausweichmöglichkeiten besser waren, liegen die Artenzahlen vieler Tier- und Pflanzengruppen um eine Zehnerpotenz höher.

Es blieben also immer noch rund 100 000 freie Nischen für jede xylobionte Käferart. Auch wenn man davon ausgeht, daß nicht alle Nischen besetzt sind, so zeigt sich doch, daß die durchschnittliche Nischenspezifität (Stenökie) der Holzkäfer bei genauer Betrachtung gar nicht groß ist, zumal ja erfahrungsgemäß viele Nischen sogar mehrfach besetzt sind, da sich die Nischenansprüche der verschiedenen Käferarten überlappen.

Man ersieht ferner, welche gigantische Arbeit der mitteleuropäischen Koleopterologie noch bevorsteht, um für jede einzelne der 2 000 Arten genau zu ermitteln, welche Auswahl aus den insgesamt 2 Milliarden verfügbarer Nischen sie zu besetzen vermag. Bisher ist diese Arbeit fast nirgends geleistet, am ehesten noch für die wenigen ökonomisch relevanten Arten, die aber aufgrund ihrer Häufigkeit für den Artenschutz bedeutungslos sind. Diesem bleibt sowieso nichts anderes übrig, als alle 2 Milliarden Nischen in hinreichendem Ausmaß zur Verfügung zu stellen.

Sonnenexposition

Dieser Parameter soll hier, wie angekündigt, näher beleuchtet werden, weil er in der Naturschutzdiskussion bislang nicht hinreichend berücksichtigt wird.

Dabei sind fast alle *Buprestidae* und *Cerambycidae* sowie zahlreiche Arten anderer Käferfamilien auf sonnenständige Hölzer angewiesen, mithin also gerade die größeren, attraktiveren und bekannteren Gruppen. Der Koleopterologe weiß das und steuert im Gelände bereits „automatisch“ das besonnte Alt- und Totholz an, unter Hintanstellung der verschatteten Objekte. In denen gibt es selbstverständlich ebenfalls Käfer, ja ein durchaus beträchtlicher Teil unserer Holzkäferfauna, insbesondere die mycetophilen Formen, findet sich sogar ausschließlich in verschatteten Hölzern. Diese sind jedoch heute, relativ gesehen, wesentlich häufiger vertreten als die sonnenständigen.

Anders formuliert: Ein umfangreiches Totholzangebot ist in unserer Landschaft bereits eine große Seltenheit, und unter diesen Objekten stellt wiederum das sonnenständige Totholz abermals eine große Seltenheit dar, gewissermaßen die „creme de la creme“ für den Artenschutz.

Eine exakt quantifizierte Einordnung der Arten in den Parameter „Sonnenständigkeit“ ist bei unserem Kenntnisstand leider nicht möglich, doch möchte ich immerhin guten Gewissens folgende Eingrenzung vornehmen:

Mindestens ein Viertel, wahrscheinlich sogar über die Hälfte aller xylobionten *Coleoptera*-Arten Mitteleuropas (also 500 bis über 1 000 Arten) sind an solche Alt- und Totholzstrukturen gebunden, wel-

che mehr als 50 % der örtlich gegebenen, realen Insolation ausgesetzt sind.

Ähnliche Verhältnisse finden wir übrigens auch bei den meisten anderen Holzinsekten-Gruppen (*Hymenoptera*, *Lepidoptera* u.a.).

In vergangenen Jahrhunderten und Jahrtausenden stellte dieser Habitatsanspruch kein Problem dar. Die mitteleuropäische Normallandschaft war zum erheblichen Teil eine parkartig strukturierte Weidelandschaft mit aufgelichteten Weide- und Hudewäldern, in denen z.B. freistehende Alteichen die begehrte Eichelmast abwarfen (siehe dazu Abb. 1).

Das große wissenschaftliche Problem besteht nun darin, daß die allgemein akzeptierte Lehrmeinung der Vegetationskunde dieses historische Landschaftsbild Mitteleuropas zwar ausdrücklich bestätigt (cfr. ELLENBERG 1978, p. 34-49), aber als rein anthropogen erklärt, als Produkt der extensiven Weidewirtschaft des Menschen.

Dagegen konnten GEISER (1983a und 1992) sowie BEUTLER & SCHILLING (1986) schlüssig aufzeigen, daß parkartig strukturierte Weidelandschaften auf mitteleuropäischen Normalstandorten heute auch dann in einem erheblichen Ausmaß vorhanden wären, wenn es den Menschen nie gegeben hätte und somit natürliche Verhältnisse im strengsten Sinn herrschen würden, da die wilden Huftiere ähnliche Populationsdichten aufbauen und damit die Landschaft ähnlich gestalten würden wie die domestizierten.

Die nähere und sehr eingehende Begründung für diesen entscheidenden Sachverhalt kann hier leider nicht geleistet werden, sondern es muß auf die beiden zitierten Schriften verwiesen werden.

Zwar ist die gängige Vegetationskunde bereit, vorübergehend aufgelichtete Waldbereiche auf mitteleuropäischen Normalstandorten zu konzedieren, welche durch Altbaum-Zusammenbrüche, Windwürfe, Insektenkalamitäten und Waldbrände entstehen. Doch kann sich bekanntlich an solchen Stellen nur eine kurzfristige Schlagflur-Vegetation ausbilden, bevor sie wieder zuwachsen. Die überwältigende Mehrheit der mitteleuropäischen Gefäßpflanzenarten vermag jedoch im geschlossenen Wald nicht zu existieren, und auch nicht in der Schlagflur, sondern nur in längerfristig verlichteten Bereichen. Somit wäre das Gros unserer höheren Pflanzen von Natur aus auf sehr wenige, meist inselartige und kleinflächige Sonderstandorte verbannt, wie etwa Felsheiden, bestimmte Moor-Teilbereiche, die Rohbodensukzession der Wildflugaunen und Meeresküsten, sowie die Hochgebirge. Oder man muß ihnen das Heimatrecht überhaupt absprechen und behaupten, sie seien nur im Gefolge der menschlichen Kulturtätigkeit nach Mitteleuropa gekommen.

Man sieht, wie sehr diese Vegetationslehre sogar dem botanischen Artenschutz zuwiderläuft. Dennoch wird bei der Einrichtung von Naturwaldreservaten, Altholzinseln etc. stets mit der größten Selbstverständlichkeit ein geschlossenes Waldbild angestrebt. Für den Pflanzenartenschutz ist das noch nicht ganz so tragisch, denn es gibt immerhin etliche (fast stets baumfreie) Magerrasenschutzgebiete, die man für „zwar anthropogen bedingt, aber aufgrund ihres hohen Alters und ihrer großen Artenvielfalt dennoch schutzwürdig“ er-

klärt. Für viele lichthungrige Holzinsekten jedoch ist diese Praxis das absolute Todesurteil: Im Magerassen-Schutzgebiet duldet man keine Bäume, und im Naturwald- und Altholzschutzgebiet keine Verlichtung!

Denn auch die xylobionte Käferfauna, die an sonnenexponierte Strukturen gebunden ist, vermag die vegetationskundlich akzeptierten, vorübergehenden Verlichtungen des ansonsten geschlossenen Waldes (Alterszusammenbrüche, Insektenkalamitäten, Windwürfe, Waldbrände) nur sehr eingeschränkt zu nutzen. Man muß allerdings festhalten, daß eine beträchtliche Anzahl holzbewohnender Käferarten sogar vorzugsweise oder ausschließlich an brandgeschädigten Holzstrukturen lebt, wie insbesondere PALM (1951 und 1959) sehr eindrucksvoll beweisen konnte. Voraussetzung ist jedoch, daß solche Ereignisse hinreichend häufig stattfinden, um ein kontinuierliches Biotopangebot bereitzustellen, und dazu noch jeweils in erreichbarer Nähe zum vorhergegangenen, da die wenigsten Holzkäfer so migrativ sind wie der Prachtkäfer *Melanophila acuminata*, welcher einen Waldbrand aus 30 km Entfernung per Infrarotstrahlung zu orten und dann gezielt anzufliegen versteht.

Der größere Teil der xerothermophilen Holzkäferarten benötigt deshalb längerfristig verlichtete Bereiche, wie sie traditionell vorzugsweise in der parkartig strukturierten Weidelandschaft mit Altbäumen gegeben waren.

Man wird einwenden, daß auch im geschlossenen Bestand, wenn er nur alt genug ist, genügend wipfeldürre Bäume vorhanden sind, um den xerothermophilen Holzkäfern hinreichende Möglichkeiten zu bieten.

Dies trifft sicher für viele der sogenannten „akrodendrischen“ Arten zu, welche dieses und oft nur dieses Angebot ausnutzen.

Die Erfahrung zeigt jedoch, daß es darüberhinaus auch sehr viele xylobionte Käferarten gibt, die sich nicht in dünnen Wipfelästen, sondern nur in dicken Stamm- und Astpartien mit trockenwarmen Außenbedingungen entwickeln können und daher auf freistehende oder weitgehend freistehende und anbrüchige Altbäume angewiesen sind.

Viele Mikrohabitate, wie z.B. die verschiedenen Arten von Baumhöhlen, sind ja in dünnen Wipfelästen allein morphologisch schon gar nicht möglich.

Außerdem kommunizieren Temperatur und Luftfeuchtigkeit im Wipfelbereich ständig mit dem feucht-kühlen Bestandesinneren, was bei freistehenden Bäumen nicht der Fall ist.

Ein weiterer gewichtiger Faktor ist darin zu sehen, daß großkalibrige Strukturen in ihrem Innern ein eigenständiges, günstiges Mikroklima schaffen, während die innere Temperatur und Feuchtigkeit schwacher Äste und Zweige weitgehend von der Außenwelt reguliert wird.

Dadurch erklärt sich wahrscheinlich auch die auffällige Beobachtung, daß Arten wie z.B. *Cerambyx cerdo* in Mitteleuropa nur sehr mächtige alte Eichenstämme und -äste besiedeln, während sie in Südeuropa auch ganz junge und schwache Bäume regelmäßig befallen. Das KÜHNELT-Prinzip von der peripheren Stenökologie kommt auf diese Weise

für viele südliche Holzkäferarten zum Tragen, die in Mitteleuropa den Nordrand ihres Verbreitungsgebietes erreichen.

Ein hinreichender Anteil dauerhaft freistehender und anbrüchiger Altbäume (Altholz nicht im forstlichen, sondern im ökologischen Sinn, cfr. WEISS 1988 pp. 22-23) als Zielvorgabe im Naturwald-Management ist also für die Rettung gerade der am stärksten bedrohten Xylobionten unverzichtbar, wenn unsere Artenschutzmaßnahmen ihren Zweck erfüllen sollen.

5. Migration und Isolation

Hier gelangen wir bereits zum zweiten kritischen Problem des Xylobiontenschutzes, nämlich der Frage der Faunentradition. Um es gleich vorweg zu sagen: Die zahlreichen Naturwaldreservate, Altholzinselfen etc., die zur Zeit in Mitteleuropa eingerichtet werden, bleiben bis auf weiteres für den Schutz der Urwaldreliktfauna Mitteleuropas weitgehend wirkungslos, da diese Fauna, wenigstens soweit sie dem planaren und collinen Höhenstufenbereich angehört, nur noch in ein paar Dutzend winzigen und isolierten Restflächen ganz oder zumindest teilweise vorhanden ist, welche überdies zur Zeit einem rapiden quantitativen und qualitativen Verfallsprozeß unterliegen infolge Unterschreitung der Minimalpopulationen, fehlender Verlichtung, fehlender Verjüngung, baumchirurgischer Sanierung, toxischen Immissionen u.a. (cfr. Kapitel 8 und Tab. 5 und 6).

Als „Urwaldreliktfauna“ werden in der Coleoptologie jene holzbewohnenden Käferarten verstanden, die sogar im extensiven, „naturnahen“ Wirtschaftswald herkömmlicher Güte nicht zu persistieren vermögen. Sie sind unter den Käfern die Zielgruppe der Naturwaldreservate, Altholzinselfen und dergleichen, da ihr Überleben davon abhängt. Für die weniger anspruchsvollen Arten, die auch im herkömmlichen, „naturnahen“ Wirtschaftswald überleben können, ist ja die Einrichtung solcher Parzellen nicht unbedingt notwendig. Urwaldreliktarten der Käferfauna benötigen also solche Alt- und Totholzstrukturen, die auch im „naturnahen“ Wirtschaftswald bisher nicht geduldet wurden, wie z.B. ein kumuliertes Vorkommen von anbrüchigen alten Bäumen, die das hieb reife Alter längst überschritten haben, von zahlreichen massiven, großkalibrigen Stämmen mit über 1 m Durchmesser, welche stehend oder lagernd die verschiedenen Fäulnis-Sukzessionsstadien durchlaufen, von dünnen Wipfelästen in landschaftsprägender Anzahl etc...

Darüberhinaus benötigen die Urwaldreliktarten aber auch noch eine kontinuierliche Faunentradition. Das heißt: In den letzten Jahrtausenden, in denen der Mensch die mitteleuropäischen Wälder immer stärker holzwirtschaftlich exploitiert hat, insbesondere auch im Mittelalter, müssen an dem betreffenden Standort fortwährend und ohne Unterbrechung stets die geschilderten Alt- und Totholzstrukturen vorhanden gewesen sein. Wenn auch nur eine einzige Käfergeneration (also in der Regel ein einziger Jahrgang) diese Strukturen nicht vorfindet, ist die Faunentradition für immer erloschen, auch wenn in späteren Zeiten wieder ein derartiges Alt- und Totholzangebot entsteht.

Unter diesen Gesichtspunkten ist es nun gar nicht mehr verwunderlich, daß in der planaren und collinen Stufe ganz Mitteleuropas nur mehr wenige Dutzend meist sehr kleinflächiger Reststandorte existieren, welche noch eine nennenswerte Anzahl von Urwaldreliktarten aufweisen (cfr. Tab. 5 und 6).

Der Begriff „Urwaldreliktstandort“ im coleopterologischen Sinn bezieht sich also strenggenommen nur auf das Vorhandensein gewisser Käferarten und unterscheidet sich damit erheblich von der vegetationskundlichen und waldbaulichen Terminologie. Urwaldreliktstandorte im coleopterologischen Sinn können also inmitten von städtischen Parkanlagen liegen, und insbesondere bestehen viele der heute besonders bekannten und hochwertigen Urwaldreliktbiotope aus Resten und Derivaten ehemaliger Hudewälder. Da die anthropogene Verlichtung (durch Weidewirtschaft, Wildhege und Mahd) nur einen naturgegebenen Landschaftszustand unter heutigen Bedingungen verwirklicht, wie im vorigen Kapitel betont wurde, besteht auch kein Grund, von der üblichen coleopterologischen Fachterminologie abzurücken.

Aus diesen Ausführungen folgt also, daß

1. die Rettung der letzten noch trächtigen Vorkommen von Urwaldreliktarten (cfr. Kapitel 8 und Tab. 5 und 6) unbedingte Priorität genießt, da ansonsten alle übrigen Maßnahmen wie Einrichtung von Naturwaldreservaten, Totholzinseln und Nationalparks der planar-collinen Stufe für den Käfer-Artenschutz in alle Zukunft sinnlos bleiben,
2. solche Einrichtungen auch sinnlos bleiben, solange es nicht gelingt, sie auf geeignete Weise mit diesen noch zu sichernden Reliktstandorten zu vernetzen.

In kaum einer anderen landschaftsökologischen Fragestellung herrscht eine derart gravierende Diskrepanz zwischen Wissensbedarf und Wissensvorrat, wie gerade in dieser für den Artenschutz zentralen Frage der wirksamen Biotopvernetzung.

Rein theoretisch und am Schreibtisch läßt sich das Problem sehr klar und präzise formulieren. Damit die Urwaldreliktart X von ihrem Relikt-Biotop A zu dem neugeschaffenen Biotop B gelangen kann, sind in der Hauptsache folgende Parameter zu untersuchen:

1. Die Migrativität der Art X
2. Die Populationsgröße von X in A
3. Die Entfernung von A und B
4. Die standörtlichen Verhältnisse auf der Strecke zwischen A und B
5. Der Zeitfaktor.

Bei näherer Betrachtung lösen sich diese fünf Parameter aber sehr bald in eine Wolke von vagen Vermutungen auf, die über einem jähen Abgrund profunder Wissens- und Forschungsdefizite schweben.

1. Die Migrativität der Art X. Soviel steht fest: Alle mitteleuropäischen Urwaldreliktarten der xylobionten Käferfauna sind zum aktiven Flug fähig. Die tatsächliche Streckenleistung beim Biotop-Suchflug (bei ansonsten optimalen Bedingungen) ist aber sicher von Art zu Art sehr verschieden und kann nur durch völlig subjektive und unverbindliche Abschätzungen eingegrenzt werden. So scheint es, daß besonders träge Arten über eine

Strecke von 20 bis 50 m kaum hinauskommen. (Dies ist ein unteres Limit, da ja bei noch geringerer Leistung auch im unberührten Urwald kein Überwechseln von einer Totholzstruktur zur nächsten mehr möglich wäre.) Dem größeren Teil der Arten wird man vielleicht eine Streckenleistung von ein paar hundert Metern zusprechen können, während Biotop-Suchflüge von mehreren Kilometern Länge vermutlich nur von einem kleinen Teil der Arten unternommen werden (z.B. die oben erwähnte *Melanophila acuminata* als Extremfall). Dies alles sind aber nur vage Ansichten, deren einziges noch halbwegs greifbares Fundament in der häufig gemachten Erfahrung beruht, daß äußerlich sehr gut ausgestattete und reife Alt- und Totholzbiotope oftmals keinerlei Urwaldreliktarten beherbergen, da sie offenbar keine derartige Faunentradition besitzen und der nächste Reliktstandort viele Kilometer weit entfernt und somit unerreichbar ist. Zu den größten Imponderabilien gehört in diesem Problemkreis die Frage der passiven Verdriftung, insbesondere durch Luftströmungen. Es ist bekannt, daß dieser Ausbreitungsmodus bei kleineren Insekten, z.B. Blattläusen, häufig vorherrscht. Daß dies auch für kleinere Käferarten zutrifft, kann mit hoher Wahrscheinlichkeit angenommen werden. Als interessantes Detail am Rande sei in diesem Zusammenhang angemerkt, daß in der Familie *Ptiliidae*, die die kleinsten Käfer umfaßt, drei xylobionte Gattungen (*Ptinella*, *Pteryx* und *Astatopteryx*) einen Generationswechsel ähnlich den Blattläusen entwickelt haben, mit flugfähigen Ausbreitungsgenerationen und sessilen Vermehrungsgenerationen, deren Flügel und Augen reduziert sind.

2. Die Populationsgröße von X in A. Bekanntlich produzieren in der Natur alle Tierpopulationen in günstigen Zeiten einen Populationsüberschuß, der sich auf die Suche nach geeigneten Lebensräumen begibt. (Ansonsten gäbe es ja keine Besiedlung neuer Lebensräume und auch keinen genetischen Austausch zwischen verschiedenen Populationen.) Dieser Populationsüberschuß, der für die aktive Besiedlung neuentstandener Alt- und Totholzbiotope zuständig ist, ist natürlich umso größer (und damit auch umso erfolgreicher), je höher die Individuenzahl und Vitalität der Population in A liegt. Da wir jedoch gesehen haben, daß die Populationsgrößen unserer Urwaldreliktkäferarten fast durchweg am unteren Ende der Skala angesiedelt sind, wird deutlich, daß auch dieser Faktor für die erwünschte Vernetzung nicht günstig liegt. Auch unter diesem Aspekt ist also die Vergrößerung und Vitalisierung der wenigen noch verbliebenen Reliktstandorte unbedingt anzustreben.

3. Die Entfernung von A und B. Dieser Parameter, als Luftlinienentfernung verstanden, bedarf keines weiteren Kommentars: Je weiter B von A entfernt liegt, desto schwieriger ist er für die Art X von A aus zu erreichen, sei es nun aktiv oder passiv.

4. Die standörtlichen Verhältnisse auf der Strecke zwischen A und B. Es leuchtet ein, daß es z.B. für eine Rotbuchen-Urwaldreliktart einen entscheidenden Unterschied ausmacht, ob zwischen A und B eine sterile Fichtenmonokultur liegt oder eine halboffene Parklandschaft mit frei- und randstän-

digen alten Rotbuchen oder gar eine alte, absterbende Rotbuchen-Allee. Welche Vernetzungsstrukturen aber wirklich effektiv zielführend sind, wissen wir nicht. Kommt es hauptsächlich auf optische Marken in der Landschaft an, also z.B. freistehende Einzelbäume irgendwelcher Art, Hügelkuppen oder Waldränder? Sind Waldränder, die sich dunkel am Horizont abzeichnen, günstiger? Oder aufgelockerte, strukturreiche, südexponierte Waldränder mit thermophilen Saumgesellschaften und reichhaltigem Blütenaspekt? Oder sind zur Vernetzung echte Trittstein-Biotope erforderlich in Form von Altholz-Inseln? In welchen Abständen sollen diese stehen? Sollen sie frei stehen oder im geschlossenen Wirtschaftswald? Sind alte Alleen wirklich die ideale Lösung? Da sie ja aus verschiedenen Laubbäumen bestehen müssen und nicht alle Bäume zur selben Zeit absterben, sind auch in der Reifungs- und Zusammenbruchphase oftmals Lücken von über einem km zwischen zwei anbrüchigen Altbäumen der selben Baumart zu erwarten, was für viele Arten bereits wieder eine unüberwindliche Migrationsbarriere darstellen könnte. Man stelle sich auch die Dimensionen vor: Ist es sinnvoll und vertretbar, heute von den wenigen noch trächtigen Urwaldreliktbiotopen ausgehend in alle Himmelsrichtungen Alleeen anzulegen, welche ja oftmals weit über 100 km lang sein müßten, um irgendwelche neu eingerichteten Naturwaldreservate zu erreichen, und dies alles auf die Gefahr hin, daß sie dereinst in zwei- oder dreihundert Jahren ihre jetzt zgedachte „spontane“ Vernetzungsfunktion dennoch nicht erfüllen? Fragen über Fragen türmen sich bei diesem Thema auf. Die einzige sichere Möglichkeit, um eine spontane, natürliche Vernetzung zu erreichen, ist die von A bis B durchgehende und kontinuierliche Schaffung von Biotopverhältnissen, wie sie unten in Kap. 8 und 9 skizziert sind. Ich bedauere sehr, keine andere Lösung anbieten zu können.

5. Der Zeitfaktor. Vernetzungsfragen sollten eigentlich grundsätzlich nicht in der Form gestellt werden: „Ist A mit B vernetzt?“, sondern vielmehr: „Mit welcher Zeitspanne muß (im statistischen Durchschnitt) gerechnet werden, bis X von A aus den Biotop B erreicht?“ Der Erfolg passiver Verdriiftung sowie aktiver, ungerichteter Suchflüge ist ja zufallsbedingt. Ob z.B. ein trächtiges ♀ der Art X in A von einer günstigen Luftströmung erfaßt und in 20 km Entfernung in B wieder abgesetzt wird, ist ein Zufallsereignis, dessen Wahrscheinlichkeitsgrad von den vier bisher geschilderten Faktoren abhängt. Mit anderen Worten: Wenn man lange genug wartet (tausende oder gar hunderttausende von Jahren), können auch größere Entfernungen und Migrationsbarrieren zwischen A und B irgendwann einmal zufällig überwunden werden. Nicht viel anders verhält es sich mit aktiven, gerichteten Suchflügen: Ihr Erfolg ist auch weitgehend von Zufallsfaktoren wie Witterung zum Flugzeitpunkt, jahrweisen Schwankungen des Populationsüberschusses und damit der Auswanderungsrate von X aus A usw. abhängig. Man bedenke: Die xylobionten Käfer hatten nach der letzten Eiszeit ca. 10 000 Jahre Zeit, um Mitteleuropa zu besiedeln. Die Überwindung einer Distanz von 50 oder 100 km zwischen A und B innerhalb weniger Jahre oder Jahrzehnte, wie man sie sich für Artenschutz Zwecke heute gerne wünschen würde, dürf-

te daher sogar bei optimalen Vernetzungsbedingungen in den meisten Fällen unrealistisch sein.

Um alle fünf vorstehenden Vernetzungsparameter für jede der ca. 2 000 xylobionten Käferarten Mitteleuropas auch nur ansatzweise abzuklären, wären wohl mindestens 2 000 mal 10 Forscherjahre notwendig, oder in DM ausgedrückt eine stattliche Summe von mindestens 2 Milliarden. Man sieht, wie unrealistisch es zumindest zum heutigen Zeitpunkt ist, die Vernetzungsproblematik auf diese Weise wissenschaftlich erforschen zu wollen.

Ein wesentlich realistischerer Ansatz für eine „kleine“ Lösung wäre dieser: Man richte Naturwaldreservate und Altholzzellen in unmittelbarer Nähe (wenige hundert Meter bis wenige km) von noch gut besetzten Urwaldrelikt-Biotopen ein und beobachte sie langfristig hinsichtlich ihres Arteninventars. So läßt sich auf lange Sicht erkennen, welche Arten aus wie großen Populationen nach wievielen Jahrzehnten welche Entfernungen mithilfe welcher Vernetzungsstrukturen zu überwinden vermögen. Der Nachteil dieser Methode liegt hauptsächlich darin, daß brauchbare Resultate frühestens nach einem Jahrhundert zu erwarten sind.

Bei allen Unsicherheiten und Unwägbarkeiten kann jedoch zumindest eine relevante Aussage mit Sicherheit getroffen werden: Fast alle Naturwaldreservate, die heute in der planaren oder collinen Höhenstufe eingerichtet werden, sind so weit von den wenigen noch gut besiedelten Urwaldrelikt-Biotopen entfernt, daß eine spontane Einwanderung der anspruchsvollen Urwaldrelikt-Arten bei der gegenwärtigen Vernetzungssituation auf absehbare Zeit nicht erfolgen wird. Diese leider sehr negative Erkenntnis folgt zwanglos aus der bereits erwähnten Tatsache, daß sich mancherorts bereits Alt- und Totholzbestände finden, die an Flächengröße und Reifungsgrad nichts zu wünschen übrig lassen, in denen man jedoch die anspruchsvollen Arten der Urwaldreliktfauna vergebens sucht.

Wenn eingangs für den Xylobionten-Artenschutz große Hoffnungen in die Errichtung von Naturwaldreservaten und Altholzinseln gesetzt wurden, so brauchen diese jetzt angesichts aussichtsloser Vernetzungsprobleme dennoch nicht wieder zurückgenommen zu werden. Sollten nämlich auch künftig sämtliche naturnahen Vernetzungsmodelle scheitern oder gar nicht erst versucht werden, so bleibt trotzdem immer noch die Möglichkeit einer direkten Verbringung von Totholzmaterial mithilfe von Lastkraftwagen in den Wintermonaten aus vitalen Urwaldreliktbiotopen in die neugeschaffenen Reservate, sobald letztere den nötigen Reifungsgrad erreicht haben. Wenngleich mir (wenigstens aus Mitteleuropa) keinerlei wissenschaftliche Untersuchungen über den tatsächlichen Erfolg solcher Maßnahmen bekannt sind, kann ich mir doch keine Faktoren vorstellen, die einen solchen Erfolg grundsätzlich verhindern könnten: Nach allem Ermessen müßte diese Methode gut funktionieren, auch wenn es noch keiner ausprobiert hat. Obwohl ich eine überdurchschnittlich starke Aversion gegen künstlich-technische „Hilfen“ im Naturschutz habe, halte ich diesen Kunstgriff im Angesicht der bestehenden Situation dennoch für vertretbar, ja sogar vorderhand für unumgänglich, um den erwünschten Besatz neuer Reservate auf eine Di-

stanz von fünfzig, hundert und noch mehr Kilometern zu erreichen. Dies setzt natürlich voraus, daß die solcherart zur Ader gelassenen Urwaldreliktbiotope bis dahin einen ausreichend großen Flächenumfang sowie die nötige Bonität, Vitalität und Produktivität der anspruchsvollen Reliktkäferfauna aufweisen, um einen derartigen Eingriff vertretbar zu machen. Beim gegenwärtigen Stand der Dinge ist kein einziges mitteleuropäisches Urwaldreliktbiotop der planar-collinen Stufe auch nur annähernd in einem Zustand, bei dem man dies verantworten könnte.

Alle diese Überlegungen zur Vernetzungsproblematik zeigen wiederum in der wünschenswerten Deutlichkeit, wie prekär die Bestandssituation der anspruchsvolleren xylobionten Käferfauna Mitteleuropas tatsächlich ist, und demonstrieren wiederum in aller Klarheit, daß die dringende Rettung der letzten noch bestehenden Urwaldreliktbiotope der planaren und collinen Stufe absolute und unbedingte Priorität genießen muß, da ansonsten alle übrigen Maßnahmen für alle Zukunft sinnlos bleiben.

6. Minimalareale und Minimalbestände

Das Minimalareal der xylobionten Käferarten, d.h. die geringstmögliche Fläche, welche gerade noch ausreicht, um auch den anspruchsvollen Arten der xylobionten Käferfauna eine dauerhafte Existenz zu gewährleisten, ist - nicht zuletzt aus ökonomischen Erwägungen - eine sehr interessante und viel diskutierte Größe. Ihre quantitative Eingrenzung nach objektiven und wissenschaftlich nachvollziehbaren Kriterien scheint auf den ersten Blick sehr einfach: Man ermittle die Artenzahlen der anspruchsvollen, reliktierten Holzkäfer in den noch verbliebenen Urwaldrelikt-Biotopen der planaren und collinen Höhenstufe Mitteleuropas. Diese Zahlen setze man dann in Relation zu der jeweiligen Flächengröße (oder Baumzahl) der einzelnen Biotope. Man erhält auf diese Weise eine modifizierte Arten-Arealkurve. Wo die mit der Flächengröße steigende Artenzahl in eine Sättigungskurve einschwenkt, dort ist die Flächengröße des Minimalareals abzulesen. Aber auch z.B. die Hälfte der maximalen Artenzahl indiziert noch eine Flächengröße, welche man im Sinne des Artenschutzes als sinnvoll betrachten kann, da sie zumindest einem Teil der anspruchsvollen Reliktarten die nötige Sicherung bietet.

Soweit die Theorie. Ihre praktische Durchführung scheitert leider an zwei grundlegenden Einwänden:

Erstens darf bei dem extrem desolaten Zustand der noch vorhandenen Urwaldrelikt-Biotope füglich bezweifelt werden, ob sich überhaupt ein halbwegs homogener Kurvenverlauf mit Sättigung ergeben wird, da die Artenzahlen dieser Habitats infolge ihrer jeweils unterschiedlichen Biotopgeschichte von vielen anderen gravierenden Faktoren ebenfalls abhängen, nicht nur von der jeweiligen Flächengröße.

Zweitens muß auf das hier besonders stark zum Zug kommende und schwerwiegende Problem des „Artenüberhangs“ aufmerksam gemacht werden. Diese Erscheinung ist geeignet, unsere Vorstellungen über erforderliche Schutzgebietsgrößen extrem nach unten zu verzerren, weshalb ihr im fol-

genden umfangreichere Ausführungen gewidmet werden müssen.

Die von mir (GEISER 1982) publizierte Arten-Arealkurve ist anders definiert und darf mit der hier skizzierten keinesfalls verwechselt werden. Sie beweist lediglich, daß im Ostalpenraum (Österreich, Südtirol, Südbayern) alle noch übriggebliebenen Urwaldreliktbiotope zusammengenommen nicht mehr in der Lage sind, die gesamte einstmals im Gebiet vorhanden gewesene Urwaldkäferfauna zu retten, oder anders ausgedrückt: Ein nennenswerter Teil der im Gebiet ursprünglich heimischen Holzkäferfauna ist bereits aus dem gesamten Ostalpenraum vollständig verschwunden. Diese Kurve sagt jedoch strenggenommen nichts aus über unsere hier vorgelegte Frage, ob vielleicht einzelne der betreffenden Urwaldreliktbiotope, wie z.B. der Lainzer Tiergarten, evt. tatsächlich noch das gesamte oder nahezu gesamte Arteninventar beherbergen, das im entsprechenden konkreten Naturraum auf dem konkreten Waldstandortstyp ursprünglich heimisch war.

Artenüberhang

Das Phänomen des Artenüberhangs folgt -

- einmal aus der Tatsache, daß die allermeisten xylobionten Käferarten nicht homogen im Lebensraum verteilt sind, sondern als Spezialisten kumuliert in einzelnen Bäumen wohnen, welche ganz bestimmte Voraussetzungen erfüllen;
- zum anderen aus dem Umstand, daß sehr kleine Populationen in der Größenordnung des Minimalbestandes durch negative Zufallsereignisse vollständig extinguiert werden können, was bei größeren Populationen unter natürlichen Bedingungen nur relativ selten geschieht, da sie auf zahlreiche, örtlich und strukturell getrennte Einzelhabitats (in unserem Fall Bäume) verteilt sind;
- drittens daraus, daß viele Arten zwar in der Lage sind, auch suboptimale Einzelhabitats (Bäume, Teilflächen) zu besiedeln, worin sie jedoch unter bestimmten, unregelmäßig auftretenden Streßbedingungen nicht zu überleben vermögen, während die in Optimalhabitats angesiedelten Teilpopulationen auch solche Situationen überdauern (= das berühmte Modell der oszillierenden Grillenpopulation, die Prof. REMMERT am Walberla untersucht hat.).

Wenn wir uns nun vorstellen, daß aus unserem ursprünglich riesigen Urwaldgebiet A eine sehr kleine Teilfläche C ausgewählt und zum Urwaldschutzgebiet erklärt wird, während der große Rest zum Zeitpunkt t vernichtet wird, dann passiert folgendes:

Beispiel 1: Die Art X lebt nur in anbrüchigen alten Eichen, die innen hohl sind und alljährlich Hornissennester beherbergen. Zum Zeitpunkt t befinden sich in Teilfläche C fünfzig alte Eichen, zehn davon sind anbrüchig. Fünf von diesen zehn anbrüchigen Alteichen sind inwendig hohl, aber vier dieser fünf hohlen Eichen beherbergen keine Hornissennester, weil die Höhlung ganz mit Mulm aufgefüllt ist oder kein Einflugloch vorhanden ist oder die Höhlung zu sehr offenliegt. Lediglich eine einzige hohle Eiche in der Teilfläche C wird zum Zeitpunkt t von Hornissen besiedelt. Damit scheint unsere Art X zunächst gerettet. 70 Jahre nach t wird jedoch diese Eiche vom Wind umgeworfen und damit für Hornissen unbrauchbar. Von den

anderen Alteichen hat sich aber keine zufällig so entwickelt, daß sie für Hornissen brauchbar wäre. Damit ist X erledigt, sie war eine „Überhang-Art“.

Beispiel 2: Die ♀♀ der Art Y legen ihre Eier an frisch absterbende, sonnenständige Eichenäste von mindestens Armdicke, worin sich die Larven entwickeln, welche im darauffolgenden Jahr wieder fertige Käfer ergeben. An den 50 alten Eichen der Teilfläche C sterben zum Glück alljährlich drei, vier oder fünf sonnenständige Äste hinreichender Stärke ab, sodaß das Überleben von Y gesichert scheint. Im 35. Jahr nach t stirbt aber zufälligerweise kein geeigneter Ast ab, damit ist auch Y erledigt, sie war gleichfalls eine „Überhang-Art“.

Beispiel 3: Die Art Z haust in den Höhlungen von zwei der fünf hohlen Eichen in Teilfläche C. (Die anderen drei hohlen Eichen in C sind für Z nicht brauchbar, da sie zu sehr verschattet stehen, was ein zu feucht-kühles Mikroklima in der Höhle ergibt.) 120 Jahre nach t baut ein Wiedehopf sein Nest in einer der beiden hohlen Z-Eichen. In diesem Jahr überlebt kein einziges Exemplar von Z in diesem Baum. Die andere Z-Eiche, die nicht weit entfernt steht, wird von dem Wiedehopf in diesem Jahr ebenfalls hin und wieder besucht, aber nicht so oft und intensiv, sodaß drei Exemplare von Z dort übrigbleiben. Leider sind es drei ♂♂. Damit ist auch Z erledigt, sie war ebenfalls eine „Überhang-Art“.

Beispiel 4: Die Art W lebt unter der losen Rinde anbrüchiger, alter Linden. Zum Glück gibt es in Teilfläche C acht anbrüchige alte Linden, worin W zu leben vermag. Sie scheint daher gesichert. 20 Jahre nach t kommt jedoch ein total verregneter Sommer. Sämtliche Exemplare von W verpilzen noch im Larvenstadium. In A gab es früher immer einige alte Linden mit losen Rindenpartien, die aufgrund ihrer Position auch in den nässesten Jahren nie naß wurden und worin W überleben und sich danach jeweils wieder auf die übrigen morschen Linden ausbreiten konnte. In C gibt es zufällig keine solche Linde und damit ist auch W erledigt. Auch sie war eine „Überhang-Art“.

Die Serie dieser meines Erachtens sehr realistischen Beispiele ließe sich noch beliebig lang fortsetzen. Worauf es ankommt: Wenn in isolierten Einzelbäumen und kleinen Baumgruppen anspruchsvolle und vom Aussterben bedrohte Holzkäferarten festgestellt werden, dann handelt es sich fast immer um einen Arten-Überhang, der sich bei gleichbleibender Arealgröße (= Altbaum-Stückzahl) langfristig nicht halten läßt, selbst wenn sie nicht baumchirurgisch „saniert“ werden, was jedoch bei solchen Objekten fast immer irgendwann geschieht.

Ab welcher Arealgröße kann man aber nun wirklich von sinnvollem Artenschutz für xylobionte Käfer sprechen?

Nachdem uns saubere theoretische Modelle und exakte wissenschaftliche Untersuchungen wieder einmal völlig im Stich lassen, helfen hier lediglich hemdsärmelige Überlegungen anhand gut und lange bekannter Urwaldrelikt-Biotope wirklich weiter. Mir ist z.B. die Forstparzelle „Eichelgarten“ im Forstenrieder Park südlich München (siehe Abb. 1 und 5a) einigermaßen vertraut. Es handelt sich um einen ca. 18 ha großen Bestand von etwa 100 al-

ten Huteichen in guter Biotop-Pflegesituation. (Ein Teil des Areals wird der freien Sukzession überlassen: Mischwalddeckung mit Alteichenüberhältern. Der größere Teil der Fläche wird zur Erhaltung des offenen, trockenen Bestandesklimas regelmäßig abgemäht. Bisher keine „Baumsanierungen“.) In der Liste der Urwaldrelikt-Biotope des Ostalpenraumes, geordnet nach ihrem Gehalt an Relikt-Arten, nimmt der Eichelgarten den Platz 6 ein (cfr. GEISER 1982 Tab. 3). Er besteht seit mindestens 100 Jahren in seinem jetzigen Flächenumfang. Betrachtet man das Schicksal seiner Reliktarten, so muß man feststellen, daß einzelne Arten inzwischen dort erloschen sind. Ganz genau wissen wir es von *Cerambyx cerdo*: Er war in den 50er Jahren noch dort vorhanden, wie uns zuverlässige Literaturangaben berichten, sowie die Spuren, die er an den alten Eichen hinterlassen hat und die heute noch sichtbar sind. Er ist aber seit den 60er Jahren dort (und damit im ganzen bayerischen Alpenvorland fast bis zur Donau) ausgestorben, denn ein so großer Käfer kann sich in einem so intensiv untersuchten Biotop nicht 30 Jahre lang versteckt halten. Andererseits sind viele Relikt-Arten heute noch vorhanden (*Orthopleura sanguinicollis*, *Clytus tropicus*, *Coraeus undatus* u.a.).

Das Beispiel zeigt, daß ein Bestand von ca. 100 Altbäumen (= Bäume weit über dem hiebreifen Alter), von denen mindestens 10 in erheblichem Ausmaß anbrüchig und morsch sind (cfr. GEISER 1989), gerade noch ausreicht, um eine nennenswerte Zahl von Urwaldreliktarten der Käferfauna zumindest über hundert Jahre hinweg zu erhalten, sofern alle übrigen Bedingungen gut sind. Es ist dies das unterste Niveau, bei dem man gerade noch von sinnvollem Artenschutz für xylobionte Käfer sprechen kann, da ein solcher Bestandesumfang andererseits offenbar auch bei optimalen Bedingungen doch nicht das gesamte hierhergehörige Spektrum xylobionter Käferarten dauerhaft zu erhalten vermag.

Damit soll jedoch keinesfalls gesagt sein, daß Altbaumbestände, die diesen minimalen Umfang nicht mehr aufweisen und aber trotzdem noch xylobionte Reliktarten enthalten (die besagten „Überhang-Arten“), für den Artenschutz aufzugeben sind. Selbstverständlich sind diese Biotope nicht zu opfern, sondern auf einen vertretbaren und sinnvollen Umfang auszuweiten, um den betreffenden, hochwertigen Genpool zu retten.

Für die Konzeption eines allseits befriedigenden und zielführenden Schutzgebietes für Urwaldreliktkäfer muß also wirklich eine Flächengröße ins Auge gefaßt werden, die derjenigen des Lainzer Tiergartens in Wien (siehe auch Abb. 4) entspricht (2450 ha). Es sollen ja schließlich alle standortgemäßen Baumarten optimal repräsentiert sein, nicht nur eine einzige. Es müssen auch ausreichend jüngere Bäume zur Verfügung stehen, welche die Altbäume bei deren Alterstod rechtzeitig zu ersetzen vermögen. Weiterhin soll das Gesamtgebiet Kalamitäten in Teilflächen (Windwurf, Waldbrand, Insektenkahlfraß) überstehen können. Schließlich setzt auch ein ideales Biotopmanagement in Form extensiver Weidewirtschaft bzw. entsprechender Wildgehe zur naturgemäßen Offenhaltung nennenswerter Teilflächen eine gewisse Mindestflächengröße voraus.

Dies gilt jedoch nur für ein Schutzgebiet, in dem ein gezieltes Biotopmanagement dafür sorgt, daß jederzeit genügend anbrüchige alte Bäume der verschiedenen Baumarten und Verlichtungsgrade vorhanden sind. Wollte man ein Reservat völlig sich selbst (also der Natur) überlassen, ohne jemals lenkend eingreifen zu müssen, dann wird man sogar das drei- bis fünffache dieser Flächengröße ins Auge fassen müssen (cfr. REMMERT 1988, p. 69), da ja gemäß dem Mosaik-Zyklus-Mechanismus der natürlichen Waldentwicklung sichergestellt sein muß, daß zu allen Zeiten stets mindestens 1 „Mosaikstein“ sich gerade in seiner Terminalphase (Zusammenbruchphase) befindet, welche für die Urwaldreliktarten der xylobionten Käferfauna entscheidend ist. Ferner muß ja ein solches Reservat zumindest einer langfristig überlebendfähigen Minimalpopulation der in der planar-collinen Stufe Mitteleuropas von Natur aus heimischen Huftierarten (also auch Wisente, „rückgezüchtete“ Auerochsen, Wildpferde, Wildschafe, Wildziegen etc.) hinreichend Raum bieten, da diese ja für die Auflichtung des Waldbildes und für das Entstehen von parkartig strukturierten Teilflächen unbedingt erforderlich sind.

Rettung und Erweiterung von Urwaldreliktbiotop-Flächen

Das einfachste und naheliegendste Verfahren zur allenthalben erforderlichen Flächenvergrößerung der noch verbliebenen Refugien xylobionter Reliktarten besteht in der definitiven Einstellung forstlicher Nutzung und sonstiger Entnahmen in unmittelbar angrenzenden Gehölzbeständen mit adäquater Baumartenzusammensetzung (und in der dauerhaften Auflichtung von Teilbereichen der alten und neuen Flächen, s.o.).

Dieses Verfahren, das überall sehr wünschenswert und meist sogar unbedingt nötig ist, gestaltet sich jedoch dermaßen langwierig, daß es nur bei den allergrößten Reliktarten-Refugien Mitteleuropas aktuell genügt. Die meisten Urwaldrelikt-Biotope der planaren und collinen Stufe Mitteleuropas (Tab. 5 und 6) liegen heute bereits weit unter der erforderlichen Minimalarealgröße und enthalten, wie wir gesehen haben, im erheblichen Ausmaß „Überhang-Arten“ Hier sind sofortige Hilfsmaßnahmen dringend geboten, um möglichst viele dieser laufend aussterbenden Arten noch in letzter Minute zu retten.

Als kurzfristige Rettungsaktion bleibt für diese Bestände daher hauptsächlich das, was auch der Europarat bereits dringend empfohlen hat: die künstliche, mechanische Beschädigung und Verletzung jüngerer Bäume in der unmittelbar angrenzenden Umgebung, damit sie frühzeitig anbrüchig und kränklich werden und damit den Reliktarten der xylobionten Käferfauna vorübergehende Überlebensmöglichkeiten bieten, bis wieder reguläre Alt- und Totholzbestände zur Verfügung stehen. (Cfr. SPEIGHT 1989, p. 51 s.: „Induction of premature senility in trees“). Mögen solche Biotop-„Pflegemaßnahmen“ noch so paradox und unpopulär erscheinen, sie sind leider von der Sache her erforderlich. Die mitteleuropäischen Baumarten werden vorderhand nicht aussterben, aber viele xylobionte Käferarten sind soeben damit beschäftigt, unwiderruflich zu verschwinden: Ausgestor-

ben ist ausgestorben! Die Güterabwägung spricht hier eine harte, aber eindeutige Sprache.

Eine andere sinnvolle Hilfsmaßnahme besteht darin, umgeschnittene Bäume und Äste in den Relikt-Biotop zu verbringen und dort möglichst luftig aufzustellen (mit möglichst geringem Bodenkontakt, wie die stehenden Hölzer in einer natürlichen Alt- und Totholzsituation). Besonders dann, wenn im Siedlungs- und Erholungsbereich des Menschen (Stadt- und Schloßparks, Alleen etc.) Bäume beseitigt werden müssen, die allenfalls noch zum Brennholzwert abgesetzt werden könnten, bietet sich diese Möglichkeit als doppelt sinnvoll an: Erstens ist den Relikt-Biotopen durch eine solche Vermehrung ihres Totholzvorrates während einer Engpaßsituation zumindest eine gewisse Hilfe geleistet, und zweitens kann dadurch sogar möglicherweise noch die eine oder andere Reliktkäferart gerettet werden, die in den nunmehr umgeschnittenen Hölzern lebte. Es muß jedoch mit allem Nachdruck betont werden, daß derartige Aktionen **keinesfalls** als adäquate Ersatz- oder Ausgleichsmaßnahmen gewertet werden können, wenn irgendwo Alt- und Totholzbestände beseitigt oder eingeschränkt werden sollen: Der Artenschutz verliert einen sehr hochwertigen Biotop ganz oder teilweise (Unterschreitung der Minimalbestände!) und gewinnt in einem anderen Biotop keine dauerhafte Bestandserweiterung, sondern nur eine vorübergehende Hilfe, die aber in ihrer Bedeutung nicht überschätzt werden sollte!

Es sei an dieser Stelle noch einmal deutlich ausgesprochen, daß die hier geschilderten „Kunstgriffe“ in natürlichen Ökosystemen keine dauerhafte Perspektive sein dürfen, sondern lediglich durch den extremen Notstand gerechtfertigt werden können, daß bei ihrer Unterlassung zahlreiche Arten (uralte Entwicklungslinien der Evolution) für immer und ewig von unserem Planeten verschwinden werden, und dies sehr bald schon. Langfristig ist hingegen unbedingt auf großflächige und weitgehend autarke Reservate mit einem minimalisierten Aufwand an lenkenden Eingriffen hinzuarbeiten. Mir selbst ist, wie gesagt, die Nistkasten-Ideologie sehr unsympathisch, weil sie das Naturschutzgebiet mit einem Zoologischen Garten verwechselt.

7. Gefährdungssituation

Die Gefährdungsursachen für xylobionte Käfer sind in den umfangreichen Arbeiten von GEISER (1982) und SPEIGHT (1989) bereits in der gebotenen Ausführlichkeit dargestellt und brauchen an dieser Stelle nicht zum abern Mal ausgebreitet zu werden, zumal sich an der Situation seither (leider) nichts geändert hat.

Hier sei lediglich ein zahlenmäßiger Überblick über den Gefährdungsgrad der xylobionten Käferarten gegeben (Tab. 3), den ich in GEISER (1982) noch nicht erstellen konnte, da die nötigen Grundlagen (Rote Liste BRD, GEISER 1984) noch nicht erarbeitet waren.

Die „Rote Liste ausgewählter Familien xylobionter Käfer (Coleoptera) in Österreich“ (GEISER 1983) sowie die „Rote Liste der in Österreich gefährdeten Bockkäfer (Cerambycidae) und Borkenkäfer (Scolytidae)“ (HOLZSCHUH 1983) bewerten zusammen nur 593 der insgesamt ca. 1730 xylobionten Käferarten Österreichs.

Für die restlichen Familien kann auch die Liste von FRANZ (1983) nicht herangezogen werden, da sie nicht nach vergleichbaren Maßstäben erstellt ist und über weite Strecken nur Beispiele gefährdeter Arten anführt.

Statt nun von diesen 593 Arten ausgehend auf 1730 Arten zu extrapolieren, erschien es sinnvoller, die für die BRD erstellten Zahlenangaben (Tab. 3, Spalte 1) mit jenem Faktor zu multiplizieren, um den die Gesamtzahl der Käferarten Österreichs (7379 Arten nach der Zählung bei FRANZ 1983 p. 121) höher liegt als die der BRD (5727 Arten nach der Zählung von GEISER 1986), zumal die Gefährdungssituation in beiden Gebieten weitgehend gleich ist (Tab. 3, Spalte 2).

Tab. 4 vergleicht die Gefährdungsgrade der xylobionten Käferarten mit denen der anderen ökologischen Gruppen von Käfern in der BRD. Es fällt sofort auf, daß die Holzkäfer mit ca. 60 % gefährdeter Arten deutlich über allen anderen Ökotypen liegen. Dieser traurige Rekord wird sogar noch verschärft, indem hier gerade die obersten Gefähr-

dungskategorien (0 und 1) unverhältnismäßig stark belegt sind.

An dieser Stelle seien einige Bemerkungen zum Zustandekommen und zur Zuverlässigkeit der „Roten Liste der Käfer (Coleoptera)“ in der BRD (GEISER 1984) angebracht.

Im ersten Arbeitsschritt wurde von mir anhand der Literaturdaten sowie meiner eigenen Erfahrung eine vorläufige Fassung der Roten Liste Käfer erstellt, die allen 28 dort aufgeführten Experten für bestimmte Familien oder geographische Teilbereiche zur Überarbeitung vorgelegt wurde. Im Rücklauf zeigte sich, daß insgesamt nur ca. 10 % meiner vorläufigen Bewertungen von mindestens einem der mitarbeitenden Experten in Frage gestellt wurden. Diese Änderungsvorschläge wurden wiederum von mir zu über 90 % akzeptiert und in der endgültigen Fassung übernommen. Dies bedeutet also im Endergebnis, daß weit über 90 % aller Bewertungen in der Roten Liste Käfer das **einstimmige** Urteil von 29 ausgewiesenen Koleopterologen Mitteleuropas darstellen.

Tabelle 3

Die Gefährdungssituation der xylobionten Käferarten
(Holz- und Holzpilzbewohner)

	BRD (Zahlen nach GEISER 1986)	Österreich (Zahlen hochgerechnet auf der Basis von GEISER 1986 und FRANZ 1983, p. 121)
Gesamt-Artenzahl der xylobionten Käfer	1343	1730
Gefährdungsgrad 0	53	68
Gefährdungsgrad 1	193	249
Gefährdungsgrad 2	301	388
Gefährdungsgrad 3	230	296
Gefährdungsgrad 4	29	37
Gesamtzahl gefährdeter Arten	806	1038

Tabelle 4

Die Gefährdungssituation der Käferarten in der BRD nach Ökotypen
(aus GEISER 1986)

	Arten- zahl	Artenzahlen in den einzelnen Gefährungskategorien					ges.
		0	1	2	3	4	
aquatische Formen (Wasserbewohner)	337	4	27	38	42	7	118
epigäische Formen (Bewohner der Bodenoberfläche)	1079	17	50	140	172	42	421
phytische Formen (Pflanzenbewohner)	1698	32	39	204	313	28	616
xylobionte Formen (Holz- und Holzpilzbewohner)	1343	53	193	301	230	29	806
Sonderformen (sonstige)	1270	9	35	161	202	66	473
Summa	5727	115	344	844	959	172	2434

Die härteste und objektiv am besten nachvollziehbare Gefährdungskategorie ist der Grad 0: Wenn eine Art seit 50 Jahren nicht mehr im Gebiet nachgewiesen worden ist, wird sie hier eingereiht. Allerdings bedeutet auch dies nicht unbedingt, daß sie tatsächlich verschwunden ist, wie z.B. unser kürzlicher, hochehrfreudlicher Wiederfund des *Bius thoracicus* (*Tenebrionidae*) nach weit über 100 Jahren beweist (cfr. ALBRECHT & al. 1988).

Aber auch der Gefährdungsgrad 1 ist noch sehr griffig und weitgehend objektiv nachvollziehbar. Es handelt sich durchweg um Arten, deren aktuelle Fundstellen im Gebiet sich an beiden Händen aufzählen lassen, wobei die Beschaffenheit dieser Fundhabitats (= der Biotopanspruch der betreffenden Arten) auch gleich die Erklärung liefert für dieses extrem restringierte Verbreitungsbild: Es handelt sich tatsächlich um die alleranspruchsvollsten Arten. Natürlich sind auch hierbei Fehlurteile nicht vollständig ausgeschlossen, wie jüngst z.B. NIEHUIS (1988) am Beispiel des *Agrilus guerini* (*Buprestidae*) feststellen konnte. In der überwiegenden Mehrzahl handelt es sich jedoch um recht prominente Kandidaten, deren hohe Bewertung gut abgesichert ist.

Hingegen basiert die Einordnung in eine der übrigen Gefährdungskategorien (sowie auch die Aussage, daß eine Art **nicht** in die Rote Liste gehört) zum erheblichen Teil auf den subjektiven Abschätzungen der beteiligten Fachexperten. An objektiven Bewertungsgrundlagen ist hier neben der Fundhäufigkeit (mit ihrem oft trügerischen Aussagewert) lediglich der mehr oder weniger gut bekannte Biotopanspruch heranziehbar: Wenn z.B. eine Art nur auf Trockenrasen bestimmter Güte zu finden ist, dann steht mit Sicherheit fest, daß sie in den letzten hundert Jahren sehr gravierende Flächen- und damit Bestandsverluste erlitten hat, was bereits eine Aufnahme in die Gefährdungskategorie 3 oder gar 2 fordert. Bei aller „Weichheit“ und Subjektivität der Gefährdungsklassen 2, 3 und 4 muß aber noch einmal betont werden, daß diese Zuordnungen dennoch in weit über 90 % aller Fälle das **einstimmige** Urteil der beteiligten Fachleute darstellen.

Auf eine Einzelaufzählung der xylobionten Urwaldreliktkäferarten Mitteleuropas wird hier verzichtet. Stattdessen sei auf die Zusammenstellung bei GEISER (1982, Tab.1) hingewiesen. Diese Tabelle berücksichtigt zwar nur den Ostalpenraum in seinen modifizierten Ausmaßen (Österreich, Südtirol, Südbayern), ist aber hilfsweise auch für das Gebiet der BRD anwendbar, da hier nur wenige zusätzliche Arten hinzutreten, dafür aber etliche wegfallen, da sie im Gebiet nicht autochthon sind, wie sich aus den einschlägigen faunistischen Übersichten (HORION 1941-74, HORION 1951, GEISER 1984, LUCHT 1987) im Bedarfsfall sofort ergibt.

Die vom Europarat publizierte Liste reliktdar verbreiteter, xylobionter Käferarten Europas (SPEIGHT 1989, appendix 1) verfolgt eine andere Zielsetzung: Sie berücksichtigt pauschal das Territorium sämtlicher Mitgliedsländer des Europarates und versteht sich keinesfalls als vollständige Auflistung, sondern als Zusammenstellung solcher Arten, die sich nach bestimmten Kriterien besonders als Indikatoren für die Schutzwürdigkeit von Alt- und Totholzbeständen eignen. Ihre Tauglichkeit für mitteleuropäische Verhältnisse kann insgesamt bejaht werden. Lediglich einige wenige der aufgeführten Arten verhalten sich zumindest in weiten Teilen ihres mitteleuropäischen Verbreitungsgebietes keineswegs reliktdar, sondern sind in durchschnittlichen Wirtschaftswäldern der betreffenden Höhenlage recht weit verbreitet, häufig und in keiner Weise bedroht. Es sind dies insbesondere: *Carabus auronitens*, *Carabus intricatus*, *Acanthoderes clavipes*, *Leptura arcuata*, *Oxymirus cursor*, *Pytho depressus*.

8. Reservate und Schutzgebiete

Die zielführende Gestaltung von Schutzgebieten für die Reliktarten der xylobionten Käferfauna wurde in den vorausgehenden Kapiteln eingehend behandelt (Flächengröße, Vernetzung, Verlichtungsgrad u.a.). Hier sollen nun die wichtigsten Urwaldreliktbiotope des westlichen und südlichen Mitteleuropas konkret dargestellt werden. Wie bereits mehrfach betont wurde, hängen von der Rettung dieser letzten Refugien, d.h. von ihrer Ausweitung und Ausgestaltung zu wirksamen und dauerhaften Schutzgebieten, alle weiteren Konzepte für eine erfolgreiche Reaktivierung der mitteleuropäischen Gehölz-Biozöosen mit ihrer naturgegebenen Käferfauna ab.

Der Europarat in Straßburg hat heuer für seine Mitgliedsländer Listen der wichtigsten Refugien anspruchsvoller, xylobionter Evertebraten veröffentlicht (SPEIGHT 1989, appendix 2). Während sich, wie bereits oben in Kapitel 2 dargestellt, diese Arbeit von SPEIGHT insgesamt durch hervorragenden Sachverstand auszeichnet, muß doch hinsichtlich seiner konkreten Angaben „vor Ort“, also insbesondere eben dieser Listen der Refugialbiotope, entschiedene Kritik geübt werden, zumindest was den mitteleuropäischen Bereich betrifft. Diese Kritik trifft selbstverständlich kaum den Autor selbst, sondern hauptsächlich seine Berater „vor Ort“, welche zu dieser Frage unzureichende und unzutreffende Angaben geliefert haben. Nicht wenige der allerwichtigsten Urwaldreliktbiotope fehlen in diesen Listen, während andererseits zahlreiche Örtlichkeiten genannt werden, von denen keinerlei wirkliche Urwaldreliktkäfer bekannt sind. Dies folgt zum erheblichen Teil auch aus der weitgehenden Unkenntnis der einschlägigen Fachliteratur (z.B. FRANZ 1972, GEISER 1982 u.a.). Die Verwendung dieser Reliktbiotop-Listen des Europarates kann daher leider nur mit großem Vorbehalt empfohlen werden.

Österreich

Für den gesamten Ostalpenraum (grob gefaßt in den Grenzen von Österreich, Südbayern und Südtirol) habe ich vor Jahren bereits (GEISER 1982) mithilfe objektiv nachvollziehbarer Kriterien eine Liste der 20 wichtigsten Refugien für die Urwaldreliktarten der xylobionten Käferfauna erstellt. Streicht man aus dieser Aufstellung alle Biotope, die

- nicht im österreichischen Territorium liegen,
- nicht in der planar-collinen Höhenstufe liegen,
- inzwischen größtenteils entwertet und daher nicht mehr aktuell sind,

so erhält man eine solide und wissenschaftlich objektivierte Liste der acht bedeutsamsten Restbestände reliktdarer Holzkäfer im planar-collinen Bereich Österreichs (Tab. 5).

Südtirol

Ebenfalls aus meiner seinerzeitigen Arbeit (GEISER 1982) ergeben sich die Tschötscher Heide bei Brixen sowie insbesondere die weitbekannteren Alteichenbestände am Castelfeder bei Auer als die beiden wichtigsten Refugien für die Urwaldreliktarten der xylobionten Käferfauna im planar-collinen

Tabelle 5**Die wichtigsten aktuellen Refugien für die Urwaldreliktarten der xylobionten Käferfauna in der planaren und collinen Stufe Österreichs**

(nach Anzahl vertretener Reliktarten geordnet)

1. Lainzer Tiergarten in Wien (insbesondere das Naturwaldreservat „Johannser Kogel“, cfr. Abb. 6)
2. Wiener Prater (insbesondere der Schwarzpappel-Urwald am Lusthauswasser, cfr. Abb. 2)
3. Laxenburger Schloßpark südlich Wien /Niederösterreich
4. Fürstl. Esterházy'scher Tiergarten bei Schützen am Gebirge/Nordburgenland (insbesondere die Parzelle „Splittreichen“)
5. Südhänge des Geschriebensteins bei Rechnitz/Südburgenland
6. Lobau (Donau-Auen) unterhalb von Wien/Niederösterreich
7. Hochleitenwald bei Wolkersdorf nordöstlich Wien/Niederösterreich (insbesondere das Naturwaldreservat „Urwald“)
8. Wildpark Herberstein bei Stubenberg/Oststeiermark

Nähere Beschreibungen cfr. GEISER (1982)

Tabelle 6**Die wichtigsten aktuellen Refugien für die Urwaldreliktarten der xylobionten Käferfauna in der planaren und collinen Stufe der BRD**

(nach Bundesländern geordnet)

Baden-Württemberg

Rot- und Schwarzwildpark in Stuttgart
 Favorite-Park in Stuttgart-Ludwigsburg
 Stutenanger am Stutensee nordöstlich Karlsruhe
 Mooswald westlich Freiburg im Breisgau
 Unterhölzerwald bei Geisingen (Donaueschingen)

Bayern

Eichelgarten im Forstenrieder Park südlich München
 Nöttinger Viehweide südöstlich Ingolstadt
 Seeholz am Ammersee südwestlich München
 Bernrieder Schloßpark am Starnberger See südwestlich München (Eichenhain)
 Luisen- und Theresien-Hain in Bamberg
 Spessarteichen (Rohrberg, Metzgergraben & Krone, Eichhall)
 Scheerweiher nordwestlich Ansbach

Hessen

Hudewald-Restflächen im Reinhardswald nördlich Kassel (Sababurg-Urwald u.a.)
 Groß-Gerauer Forst nordwestlich Darmstadt

Niedersachsen

Staatsforst Gohrde/Kreis Lüchow-Dannenberg
 Alte Eichen bei Pevestorf an der Elbe/Kreis Lüchow-Dannenberg
 Urwald Hasbruch westlich Bremen-Delmenhorst
 Neuenburger Urwald südlich Wilhelmshaven

Nordrhein-Westfalen

Diersfordter Forst nordwestlich Wesel/Niederrhein

Rheinland-Pfalz

Bienwald westlich Karlsruhe

nen Bereich Südtirols. Eventuell können hierzu auch noch die alten Weiden und Pappeln an den

Waaen (Bewässerungsgräben) im Vinschgau gerechnet werden (cfr. PEEZ & KAHLEN 1977 sowie KAHLEN 1987). **Keiner** dieser drei Standorte ist in der Italien-Liste des Europarates erwähnt!

BRD

Für den Bereich der BRD existiert leider keine nach objektiven Kriterien erstellte Liste der wichtigsten Xylobionten-Refugien. Es kann daher an dieser Stelle lediglich eine vorläufige, auf subjektiver Auffassung begründete Aufzählung angeboten werden, die sich im wesentlichen auf das stützt, was in Fachkreisen „im Gespräch“ ist und auch in der einschlägigen Fachliteratur immer wieder genannt wird. Entsprechend habe ich nach meinen Kenntnissen (aus Fachgesprächen, Literaturstudium und eigenen Erfahrungen) ein derartiges Verzeichnis zusammengestellt. Einige Fachkollegen (insbesondere Dr. Manfred NIEHUIS / D-6743 Albersweiler, Johannes REIBNITZ / D-7146 Tamm und Dr. Klaus RENNER / D-4800 Bielefeld) hatten die Güte, meine Aufstellung zu ergänzen, besonders was die nordwestliche Hälfte der BRD betrifft, welche mir naturgemäß weniger geläufig ist. Das Ergebnis ist in Tab. 6 dargestellt.

Urwaldreliktarten-Biotope minderer Güte

Neben den hier dargestellten, wichtigsten Refugien der anspruchsvollen Holzkäferarten in der planaren und collinen Höhenstufe Mitteleuropas existieren noch zahlreiche weitere Alt- und Totholzbiootope kleineren Umfanges und geringerer Bedeutung, in denen mitunter noch einzelne Reliktarten (zumeist als „Überhang-Arten“) aufs Aussterben warten. Selbstverständlich ist auch deren Rettung wünschenswert, wenngleich mit eindeutig nachrangiger Priorität.

Es kann sich auch durchaus der eine oder andere dieser Biotope noch bei näherer koleopterologischer Untersuchung als reichhaltiges Urwaldreliktarten-Refugium erweisen. Die Mehrzahl dürfte jedoch infolge abgerissener Faunentradition (cfr. Kap. 5) von minderm Wert sein, auch wenn sie hinsichtlich Flächengröße und Reifungsgrad durchaus akzeptabel erscheinen. Keinesfalls sollte jedoch zumindest der potentielle Wert solcher Objekte übersehen werden: Bei richtigem Ausbau und nach wirksamer Vernetzung werden sie der einst den vorstehenden ebenbürtig.

Die erforderlichen Rettungsmaßnahmen sind die gleichen, wie in den obigen Kapiteln und auch in dem folgenden dargelegt.

Zur Darstellung dieser Biotope sei in erster Linie auf FRÖHLICHs begrüßenswerte Zusammenstellung in den Bänden „Wege zu alten Bäumen“ für die einzelnen Bundesländer verwiesen (Analyse & Concept Kommunikationsberatung GmbH, Lange Straße 13, D-6000 Frankfurt 1), sowie auf die sonstige einschlägige nicht-koleopterologische Literatur (besonders GERNDT 1976, GOERSS 1981, FRÖHLICH 1989, FRÖHLICH 1990, MAYER 1984, MAYER 1987, WOLKINGER & al. 1987), desgleichen auch zur Ausweisung der Ur- und Naturwaldreste in der montanen und subalpinen Höhenstufe Mitteleuropas, welche im vorliegenden

Traktat aufgrund zweitrangiger Dringlichkeit kaum behandelt werden (cfr. LEIBUNDGUT 1982, MAYER 1984, MAYER 1987, MICEK 1984, SEYFERT 1986).

Rückgriff auf Fachexperten

Für die Erfassung und Bewertung solcher Biotope bedarf der regionale und lokale Naturschutz einer freundschaftlichen Zusammenarbeit mit den örtlichen Koleopterologen, deren Namen und Anschriften bei den jeweiligen Naturkundemuseen zu erfragen oder aus geeigneten Verzeichnissen (GEISER 1984, GEISER 1985, KRAUS 1976, MALICKY 1978 etc.) zu entnehmen sind.

Leider ist, wie bereits eingangs erwähnt, in der BRD die Atmosphäre zwischen Naturschutzbehörden und Entomologen seit Jahren stark vergiftet im Gefolge der Bundesartenschutzverordnung, deren Auswirkung auf das Käferreich (trotz bester Absichten!) einzig und allein darin besteht, die öko-faunistische Bestandsaufnahme durch Fachexperten zu verhindern oder zumindest erheblich zu erschweren. Die Leidtragenden sind dabei letzten Endes immer die bedrohten Käferarten selbst, da über gefährdete Bestände nun viel weniger Informationen vorliegen (bzw. vorgelegt werden!). Die Streichung der Käfer aus der Bundesartenschutzverordnung wäre somit eine sehr effektive Naturschutzmaßnahme mit minimalem Aufwand, keinerlei Kosten und keinerlei Widerständen seitens wirtschaftlicher oder sonstiger Interessenverbände (vgl. u.a. GEISER 1980a, E. GEISER 1988, LOHSE & LUCHT 1989 / Einleitung).

Sonstige Gefährdung xylobionter Käfer

Der Vollständigkeit halber sei hier erwähnt, daß eine Reihe xylobionter Käferarten nicht wegen Mangels an hochwertigen Alt- und Totholzstrukturen gefährdet oder sogar vom Aussterben bedroht ist, sondern aufgrund gravierender Verluste ihres adäquaten Lebensraumtypes: Weichholzlauen und Heißländen (Brennen) mit Einbindung in die natürliche Flußdynamik, Wacholder-, Weißdorn- und Schlehenbüsche (zum Teil mit erheblichen Verbißschäden) auf Triftweiden, Latschen und Birken auf Hochmooren mit kontinentalem Standortklima u.v.a. sind spezifische Habitate holzbewohnender Käfer, die in der mitteleuropäischen Landschaft stark zurückgedrängt, ja über weite Strecken schon ganz verschwunden sind. Da jedoch diese Problematik die Xylobionten nicht speziell betrifft, soll sie der generellen Naturschutzdiskussion überlassen und hier nicht weiter behandelt werden.

9. Wirtschaftswald

Neben der Einrichtung möglichst großer Totalreservate, insbesondere zur Rettung der wenigen noch trächtigen Gen-Ressourcen xylobionter Urwaldrelikt-Arten der Käferfauna in der planaren und collinen Stufe Mitteleuropas, ist auch die Förderung von Alt- und Totholzstrukturen im Wirtschaftswald wünschenswert, da ja die forstliche Bewirtschaftung des größeren Teils unserer Wälder bis auf weiteres bestehen bleiben wird, wobei jedoch so weit als möglich naturnahe Verhältnisse anzustreben sind.

Sinnvolle und kompromißfähige Modell-Vorschläge zur Erhöhung des Alt- und Totholzangebotes im Wirtschaftswald wurden u.a. auch vom Naturschutzzentrum NRW propagiert (WEISS 1988, pp. 24-25). Diesen Vorstellungen kann von koleopterologischer Seite voll und ganz zugestimmt werden, mit Ausnahme des einzigen Aspektes „Verlichtungsgrad“: Während dort (aus ornithologischer Sicht?) versucht wird, sonnenständige Alt- und Totholzstrukturen zu vermeiden (z.B. bei der Bereitstellung von Überhängen), konnte im vorliegenden Referat gezeigt werden, daß gerade die freistehenden Objekte den größten Mangelfaktor für anspruchsvolle Holzkäferarten darstellen.

Die nächstliegende Frage ist natürlich die nach der Quantität: Wieviel Alt- und Totholz soll im Wirtschaftswald stehenbleiben?

Die Beantwortung hängt von der Zielvorstellung ab. Will man lediglich erreichen, daß ein nennenswerter Teil der standortgemäßen Urwaldreliktfauna dauerhaft zu leben vermag, dann genügt das, was bereits oben (Kap. 6) ausgeführt wurde: 100 Altbäume der gleichen Art, davon mindestens 10 in erheblichem Ausmaß anbrüchig, ein guter Teil davon sonnenständig, Reliktfauna-Tradition am Ort bzw. Vernetzung mit einem gut besetzten Urwaldrelikt-Refugium, kontinuierliches Angebot derartiger Strukturen ohne Unterbrechung über Jahrhunderte hinweg. Auf diese Weise läßt sich ein bißchen etwas erreichen, aber sicher keine allseits befriedigende Lösung herbeiführen.

Eine allseits befriedigende Zielsetzung müßte für den Artenschutz etwa folgendermaßen formuliert werden: „Der Waldbau muß zumindest soviel Totholz erhalten, wie als Lebensraum für das gesamte Artenspektrum, das auf Totholz und zerfallendes Holz angewiesen ist, gebraucht wird“ (TIETMEYER 1987, zitiert nach WEISS 1988).

Wieviel Alt- und Totholz muß nun zur Erreichung dieses Maximalzieles angeboten werden?

Da bei derartigen quantitativen Fragestellungen keinerlei wissenschaftlich nachvollziehbare Aussagen vorhanden sind und, wie wir gesehen haben, zumindest innerhalb der nächsten 100 Jahre allein schon aufgrund der erforderlichen Langzeit-Methodik nicht erbracht werden können, hilft wiederum nur eine subjektive Abschätzung weiter. Meine - meines Erachtens recht attraktive - These lautet:

Um die Holzkäferfauna vollständig zu erhalten, genügt es, wenn der Wald nicht zu 100 % ausgebeutet wird, sondern nur zu 80 % .

Etwas präziser formuliert: Damit nahezu 100 % der xylobionten Käferfauna, die einem bestimmten Gebiet unter natürlichen Verhältnissen (= unter unberührten Urwald-Bedingungen) zukäme, dauerhaft erhalten bleiben, genügt es bei ansonsten optimalen Bedingungen, wenn kontinuierlich mindestens 20 % all jener Alt- und Totholzstrukturen angeboten werden, die unter natürlichen Verhältnissen durchschnittlich vorhanden wären.

Bedenkt man dazu noch, daß auch im ertragreichsten Wirtschaftswald immer ein erheblicher Teil der hiebreifen Bäume krumm gewachsen oder schadhaf und oft genug nicht einmal die Bringungskosten wert sind, und somit evt. sogar mit Gewinn für Alt- oder Totholzstrukturen umgewidmet werden können, dann steht die finanzielle Seite dieses Mo-

dells unterm Strich sogar außerordentlich günstig dar.

Wie gesagt: Begründen kann ich die Zuverlässigkeit dieser selbstverständlich freibleibenden Abschätzung nur subjektiv, nämlich mit meinen freiland-ökologischen Erfahrungen bezüglich Dichte und Anzahl jener Alt- und Totholzstrukturen, in denen heute konkret noch Urwaldreliktarten der xylobionten Käferfauna oberster Anspruchs- und Güteklasse zu leben vermögen.

So verlockend und einladend diese These zunächst auch klingt, der „Haken“ dabei liegt in dem unscheinbar anmutenden Passus „bei ansonsten optimalen Bedingungen“. Dies bedeutet nämlich im einzelnen:

Die **Flächengröße**, auf der das ganze stattfindet, muß optimal sein, d.h. mindestens der Waldfläche eines durchschnittlichen deutschen Landkreises entsprechen und zusammenhängend sein.

Verlichtungsgrad: Ein nennenswerter Teil der Alt- und Totholzstrukturen (z.B. 25 % derselben) muß dauerhaft sonnenexponiert sein (siehe oben, Kap. 4).

Die **Baumartenzusammensetzung** muß standortgemäß sein.

Alle hierhergehörigen, anspruchsvollen und heute reliktdar verbreiteten Arten der xylobionten Käferfauna müssen entweder aufgrund örtlicher **Faunentradition** noch vorhanden sein oder durch **Vernetzung** mit entsprechenden Refugien einwandern können (siehe oben, Kap. 5).

Wir haben nun die Thematik „Alt- und Totholz im Wirtschaftswald“ von ihrer quantitativen Seite her eingegrenzt und kommen zu dem Resultat: Ganz geschenkt kriegen wir den Artenschutz nicht, und geringfügige Änderungen der bisherigen Forstpraxis genügen auch nicht. Mit redlichem Bemühen scheint es aber durchaus möglich, sogar die Maximalforderungen des Käfer-Artenschutzes mit den ökonomischen Interessen der Forstwirtschaft zu vereinbaren.

10. Die große Chance der Stadt-Ökologie

Artenschutz stößt im Stadtbereich auf sehr enge Grenzen, da die hierfür nötigen Biotoptypen nicht dazupassen: Für wertvolle Magerrasen ist der städtische Nitratreintrag (Hundefäkalien, Abfälle, Luftpartikel etc.) viel zu hoch, Wildflußlandschaften brauchen viel Platz und können in der Stadt ganz erheblichen Schaden anrichten, Hoch- und Flachmoore sind viel zu trittgefährdet usw. Selbstverständlich gibt es die meisten dieser Biotoptypen auch irgendwo im Stadtgebiet, aber zumeist eben in Außenzonen. Mit anderen Worten: Diese Lebensräume sind umso mehr vertreten, je weniger die Stadt noch wirklich Stadt ist. Sie sind nicht Stadt-typisch.

Die herkömmliche und adäquate Form von Natur in der Stadt sind dagegen die Bäume, von denen zumeist auch ein großer Teil alt und freiständig ist. Und hierin beruht die große, ja vielleicht sogar die größte Chance der Stadtökologie: Würden alle öffentlichen und privaten Garten- und Parkbesitzer ihren Baumbestand ohne baumchirurgische „Sanierung“ des natürlichen Todes sterben lassen, dann bräuchten wir uns für das Überleben der xy-

lobionten Käferfauna in der planaren und collinen Stufe Mitteleuropas weiters keine großen Sorgen mehr zu machen, und die Urbanökologie könnte einen sehr essentiellen Beitrag zum Artenschutz leisten: Einen Beitrag nicht unter „ferner liefen“, sondern an den Frontlinien des Artenschutzes, auf einem Gebiet, wo mit die gravierendsten Defizite liegen und wo heute hunderte von Arten drauf und dran sind, ganz Mitteleuropa oder gar unseren ganzen Planeten Erde für immer und ewig zu verlassen.

Ausweislich Tab. 5 und 6 liegen die wichtigsten Refugial-Biotop für die Urwaldrelikt-Arten der xylobionten Käferfauna des planar-collinen Mitteleuropa großenteils im Stadtbereich oder im sonstigen Siedlungs- und Erholungsbereich des Menschen. Auch von diesem Aspekt der Faunentradition her kommt der Urbanökologie eine sehr hohe Verantwortung für die Rettung unserer aussterbenden Holzkäferarten zu.

In städtischen Garten- und Parkanlagen stößt das Alt- und Totholzprogramm zumeist auf keinerlei ökonomische Widerstände von forstwirtschaftlicher Seite. Das entscheidende Problem ist hier vielmehr die allenthalben etablierte Praxis der baumchirurgischen „Sanierung“, die in ihren Auswirkungen für die holzbewohnenden Käfer praktisch einer vollständigen Beseitigung der betreffenden Bäume gleichkommt, da ja alle größeren Morschholzbildungen und damit genau das, was anspruchsvolle Holzkäfer brauchen, systematisch beseitigt werden.

Dieser sog. „Sanierungs“-Praxis liegen im wesentlichen drei verschiedene Motive zugrunde:

1. Die vermeintliche **Heilung** und **Lebensverlängerung** für anbrüchige Bäume.

In meiner früheren Arbeit (GEISER 1982) habe ich bereits - rein instinktiv - den leisen Verdacht geäußert, daß die Baumchirurgie das Leben der Bäume in Wahrheit keineswegs verlängert, sondern verkürzt. Inzwischen haben wissenschaftliche Langzeitstudien in Nordamerika meine Befürchtungen nicht nur bestätigt, sondern sogar weit übertroffen: Durch die baumchirurgischen Maßnahmen der letzten Jahrzehnte wurden unsere Bäume regelrecht zu Tode „saniert“, indem die natürlichen Wundheilungsprozesse unterbrochen und immer größere Wunden am Baumkörper gewaltsam aufgerissen wurden (cfr. SHIGO & al. 1987 und SHIGO 1989).

2. **Ästhetische** Argumente gegen anbrüchige und tote Bäume.

Ästhetik ist weitgehend anerzogen, erlernt. Wenn diesem Lernprozeß Vorstellungen zugrundeliegen, die von den tatsächlichen Verhältnissen in der Natur bereits weitgehend entfremdet sind, dann muß eine derartige Fehllhaltung korrigiert werden, anstatt die Natur nach solch abwegigen Klischeevorstellungen zurechtzustutzen. Um dem naturfremden Menschen unserer Tage ein Gespür für die erhabene Schönheit anbrüchiger alter Bäume zu vermitteln, empfiehlt sich, neben dem Erleben entsprechender Objekte in situ, vor allem die Betrachtung alter Malereien der romantischen Schule, sowie auch das hervorragend ausgestattete Prachtwerk von FRÖHLICH (1989). Jedenfalls geht es nicht an, die systematische Beseitigung der letzten

Reste einer bereits weitgehend ausgestorbenen, artreichen und Millionen Jahre alten Tierwelt mit verbildeten Schönheitskriterien zu rechtfertigen.

3. Beseitigung von **Gefahren** für Personen und Sachen.

Die Haftpflicht für herabfallende Äste und umstürzende Bäume ist keine uralte Rechtspraxis der Menschheit, sondern eine Neuerwerbung unseres technisierten 20. Jahrhunderts. Vorher ging man mit der größten Selbstverständlichkeit davon aus, daß solche Ereignisse zu den Gefahren der Natur gehören, nicht anders als Blitzschlag, Steinschlag, steile Abgründe, tiefes Wasser, Giftschlangen, giftige Beeren und Pilze, hungrige Wolfsrudel etc. Man wußte der Gefahr in diesem Falle billig zu entgehen, indem man sich eben bei starkem Wind nicht unter morsche Bäume begab.

Wenn so ein vertrauter Umgang mit der Natur dem Stadtmenschen künftig wieder zur Gewohnheit wird (Ich will die Hoffnung nicht aufgeben!), dann werden sich auch die entsprechenden Haftpflichtbestimmungen erübrigen. Vorderhand zeichnet sich aber leider noch keine derartige Entwicklung ab, so daß dem Artenschutz bis auf weiteres nichts anderes übrig bleibt, als diese Bestimmungen zu umgehen. Die einfachste und billigste (weil sämtliche „Sanierungs“-Kosten sparende) Umgehungs-Methode wird bereits seit eh und je bei Dachlawinen, herabfallenden Dachplatten und winters ungeräumten Wegen angewendet: Man gestattet den Zutritt zu den gefährdeten Flächen und Wegen nur auf eigene Gefahr, und entzieht sich damit auf elegante Weise der Haftpflicht. Die Stadt Wien verwendet diesen Rechtsstatus bereits seit vielen Jahren für den völlig sich selbst überlassenen Urwaldrelikt-Biotop am Lusthauswasser im Prater (cfr. Tab. 5 und Abb. 2). Was der Wiener Magistrat vromag, sollte auch anderswo in Mitteleuropa möglich sein. Wir haben hier eine klare Situation, wo der Artenschutz mit keinerlei wirtschaftlichen Interessen kollidiert und keinerlei Kosten verursacht, sondern sogar Kosten spart. Das einzige: Man muß ihn wirklich wollen. Hier können sich Verwaltungen, Entscheidungsträger, Medien und nicht zuletzt die mündige Stadtbevölkerung wieder einmal unfehlbar prüfen, wieweit ihnen der Artenschutz tatsächlich ein Anliegen ist.

11. Resumee

Das Verschwinden von Hunderten holzbewohnender Käferarten aus ganz Mitteleuropa, das zur Zeit voll im Gang und bei manchen Arten leider sogar schon vollendet ist, fand und findet in naturschutzorientierten Kreisen nicht die adäquate Beachtung. Die Einrichtung von Naturwaldreservaten und die Durchführung von Alt- und Totholzprogrammen im Wirtschaftswald sind aus vegetationskundlichen bzw. ornithologischen Motiven entstanden, können aber gleichwohl dem gravierenden Defizit der holzbewohnenden Käferfauna direkt und gezielt entgegenwirken, so als ob sie zu diesem Zweck unternommen worden wären. Gleiches gilt für die Ausweisung einiger holznutzungsfreier Groß-Reservate in Nationalpark-Größe, wofür insbesondere in der planaren und collinen Höhenstufe Mitteleuropas noch ein dringender Bedarf besteht. Im Zusammenwirken dieser Maßnahmen kann erwartet werden, daß künftig auch die an-

spruchsvollsten Holzkäfer-Arten Mitteleuropas wirksam und dauerhaft erhalten bleiben, sofern zwei entscheidende Faktoren beachtet werden: Zum einen müssen dringend die wenigen, dahinsiehenden Refugial-Biotope gerettet, erweitert und gesichert werden, in denen die Urwaldrelikt-Arten der holzbewohnenden Käferfauna Mitteleuropas heute gerade noch (am Rande des Existenzminimums) vorhanden sind. Und zweitens muß unbedingt beachtet werden, daß ein nennenswerter Teil der angebotenen Alt- und Totholzbiotope dauerhaft zu verlichten ist, da dies für einen großen Teil der Holzkäfer unumgänglich ist. Von dieser Anforderung könnten Schutzgebiete und Wirtschaftswälder allenfalls in dem Maß entlastet werden, in dem es gelingt, die zumeist freistehenden Baumbestände von Parkanlagen, Gärten und Alleen **ohne baumchirurgische Behandlung** ihres natürlichen Todes sterben zu lassen.

12. Zusammenfassung

Die vorliegende Arbeit baut auf frühere auf (GEISER 1982, SPEIGHT 1989) und behandelt den dringend notwendigen Schutz für die holzbewohnenden (xylobionten) Käfer in Mitteleuropa, wobei neuere Fakten und Vorschläge für Schutzmaßnahmen vorgelegt werden. Auf breiter Basis werden die meistumstrittenen Fragestellungen diskutiert: Minimalareale, Migration und Isolation, Totholz im Wirtschaftswald, Baumchirurgie. Umfangreiches Zahlenmaterial wird angeführt über die gegenwärtigen Verlustraten der xylobionten Käferarten Mitteleuropas auf der Basis der einschlägigen Roten Listen, ferner ein Verzeichnis der wichtigsten Naturwaldflächen, welche heute noch Urwaldrelikt-Arten der xylobionten Käferfauna von der planaren und collinen Stufe Mitteleuropas in nennenswertem Ausmaß beherbergen. Es wurde ein umfassender Katalog erstellt zur internationalen Terminologie aller ökologischen Nischen, die für xylobionte Käfer relevant sind. Zwei Forderungen erweisen sich als besonders vordringlich für den Artenschutz xylobionter Käfer: Die Rettung der letzten Refugien mit Urwaldrelikt-Arten der xylobionten Käferfauna von der planaren und collinen Stufe Mitteleuropas (laut vorliegendem Verzeichnis), sowie die Bereitstellung dauerhaft verlichteter Baumbestände von nennenswertem Ausmaß im Zuge der verschiedenen Schutzmaßnahmen für forstnutzungsfreie Waldgebiete.

Summary

Basing on previous works (GEISER 1982, SPEIGHT 1989), this treatise deals with the urgent demand for protection of wood-inhabiting (saproxylic) beetles in Central Europe, presenting new facts and management suggestions. Large discussion is made on the most exciting problems, as there are minimum population ranges, migration and isolation, rotting wood in forest management, tree surgery. Detailed accounts are given on the actual disappearance situation of saproxylic beetle species in Central Europe, basing on relevant Red Data Books, as well as a list of the most important woodland sites still containing a good number of primary forest saproxylic beetle species in Central European lowlands. A comprehensive catalogue has been established, listing the terminology of all saproxylic micro-habitats important to beetles



1: Hutewaldparzelle „Eichelgarten“ im Forstenrieder Park südwestlich von München

Etwa so sah der Wald in weiten Teilen Mitteleuropas vom Mittelalter bis ins frühe 19. Jahrhundert aus. Man muß sich zu diesem Bild lediglich große Herden von Haustieren dazudenken (Schweine, Rinder, Ziegen, Schafe, Pferde). Insbesondere den Weideschweinen lieferten die Eichen und Rotbuchen eine wertvolle Eichel- und Bucheckernmast.

Es ist aber auch sehr wahrscheinlich, daß einerseits Mitteleuropa auch in frühgeschichtlicher Zeit und in der Antike verbreitet durch ähnliche Landschafts- bzw. Waldbilder geprägt war und andererseits der Wald so oder so ähnlich ohne menschliches Zutun bei natürlicher Entwicklung von Huftieren im periodischen Wechsel mit anderen Aspekten über längere Zeiträume hin aussehen würde. Es ist die „Mosaik-Zyklus-Theorie“, die u.a. zu dieser Aussage kommt. (Cfr. Laufener Seminarbeiträge 2/92 „Wald oder Weideland - Zur Naturgeschichte Mitteleuropas“. ANL, Laufen);

(Foto: Notker Mallach; Okt. 1975)



2: Der Schwarzpappel-Urwald am Lusthauswasser im Wiener Prater (Briefmarke der Republik Österreich).
Cfr. Tab. 5.



3: Der Stammdurchmesser der abgebrochenen Eiche erreicht Schulterhöhe. Wo in Mitteleuropa wird Eichen-Totholz dieser Mächtigkeit noch in großer Zahl (hunderte von Altbäumen) und räumlicher Konzentration geduldet? (NSG „Seeholz“ am Ammersee/Obb., cfr. Tab. 6)



4: Im NSG „Nöttlinger Viehweide“ südöstlich von Ingolstadt hat sich ein kleiner, aber für den Artenschutz holzbewohnender Käfer hochbedeutsamer Rest einer ehemaligen „Sautratt“ (=Eichenhutung für die Schweinemast) bis in unsere Zeit erhalten. Vormalig gehörte dieser Biotoyp zu den allerhäufigsten Landschaftsformen in ganz Mitteleuropa. (Cfr. Kapitel 4 „Sonnenexposition“, sowie Tab. 6)



5: Der „Eichelgarten“ im Forstenrieder Park südlich von München gilt als bedeutendstes Refugium gefährdeter Holzkäfer im ganzen Freistaat Bayern. Er ist ein Restbestand einer „Sautratt“ (=Eichenhutung für die Schweinemast) von vormalig riesiger Ausdehnung. Bild a (Hochformat) zeigt einen schon seit Jahren völlig abgestorbenen Eichenstamm als Brutbaum für die Rote-Liste-1-Art *Orthopleura sanguinicollis* (Bild b Querformat), die hier ihr letztes Vorkommen in ganz Bayern hat. (Cfr. Kapitel 6 und Tab. 6, sowie Abb. 1)



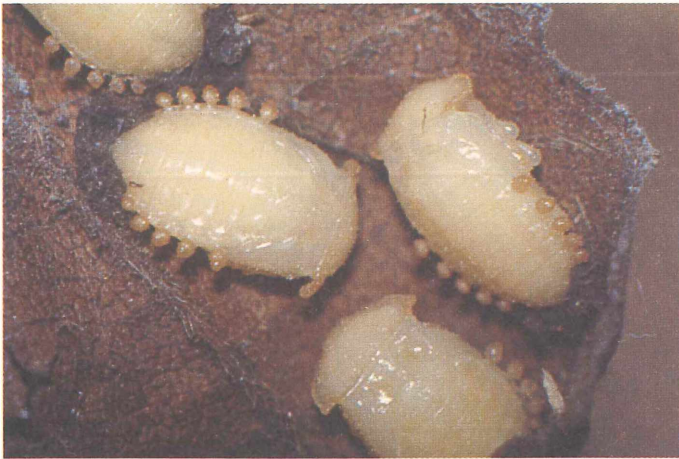
6: Das Naturwaldreservat „Johannserkogel“ im NSG „Lainzer Tiergarten“ (Stadtgebiet Wien) stellt für die bedrohte xylobionte Käferfauna den bedeutendsten Eichenurwaldrest in ganz Mitteleuropa dar. (Cfr. Kapitel 6 und Tab. 5)





7 a

7a: *Mycentina cruciata* aus der Familie *Endomychidae* ist ein typischer Bewohner von Baumschwämmen. Obwohl noch in ganz Mitteleuropa vorhanden, muß sie dennoch als gefährdet gelten, da geeignete Tothholzstrukturen im Wirtschaftswald zumeist nicht toleriert werden. Bild a zeigt den charakteristisch gezeichneten Käfer zusammen mit den Larven;



7 b

7 b: hier sind die Puppen mit ihren merkwürdigen, knotenförmigen Hinterlebsfortsätzen zu sehen, deren Funktion noch völlig unbekannt ist. (Cfr. Tab. 3 und 4)



8

8: *Ampedus elegantulus* ist wahrhaftig eine elegante Erscheinung aus der Familie der Schnellkäfer (*Elateridae*). In rotfaulen Weichhölzern der Flußauen Bayerns und Österreichs kann man ihn noch an wenigen Stellen antreffen, aus vielen Gebieten Mitteleuropas ist er jedoch schon ganz verschwunden. Rote Liste 1 (= vom Aussterben bedroht)! (Cfr. Tab. 3 und 4)



9 a



9 b

9: Bild 9a zeigt eine morsche Stelle einer Roßkastanie an der Staatsbrücke mitten im Stadtzentrum von Salzburg. In dieser Baumhöhle konnte im Frühjahr 1988 die Rote-Liste-Art *Anisarhron barbipes* aus der Familie der Bockkäfer (*Cerambycidae*) nachgewiesen werden (Bild b). Wenige Monate später war die Baumhöhle „vollsaniert“ (Bild c). Auf diese Weise werden die aussterbenden Holzkäferarten in ihren letzten Refugien unter Aufwand enormer finanzieller Mittel der öffentlichen Hand systematisch vernichtet.



9 c

(also in English). Two demands are shown to be the most urgent ones in saproxylic beetle conservation: Saving the last sites of primary forest saproxylic beetles in Central European lowlands (as listed here), and providing a considerable proportion of long-term sunny tree habitats in the various kinds of conservation management for un-exploited woodland areas.

13. Literatur

(Nur hier zitierte, zumeist jüngere Arbeiten)

ADELI, E. (1961):

Zur Kenntnis der Insektenwelt des Naturschutzgebietes bei der Sababurg unter besonderer Berücksichtigung der Lagerholzbewohner und ihrer Lebensweise. - Dissertation, 142 S.; Universität Göttingen.

ALBRECHT, L. (1990):

Grundlagen, Ziele und Methodik der waldökologischen Forschung in Naturwaldreservaten. - Schriftenreihe Naturwaldreservate in Bayern 1: 1 - 221.

ALBRECHT, L., GEISER, R., MICHIELS, H.-G., NEUERBURG, W. & RAUH, J. (1988):

Das Naturwaldreservat „Wettersteinwald“ - Ein Beispiel für die landeskulturelle und wissenschaftliche Bedeutung von Naturwaldreservaten. - Jahrbuch des Vereins zum Schutz der Bergwelt 53: 87 - 105.

BERGER, K. (1980):

Mykologisches Wörterbuch. - 2. Aufl., 432 S.; Gustav Fischer, Jena.

BEUTLER, A. & SCHILLING, D. (1986):

5.3.1 Säugetiere (ohne Fledermäuse und hochmarine Arten). In KAULE, G. (Hrsg.): Arten- und Biotopschutz. - 1. Aufl., S. 198 - 205; Eugen Ulmer, Stuttgart.

BLAB, J. (1984):

Grundlagen des Biotopschutzes für Tiere. - Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 24: 1 205; Kilda-Verlag, Greven.

BUSSLER, H. (1990):

Die xylobionte Käferfauna der Mittelwälder um Bad Windsheim (Mittelfranken). Acta Coleopterologica VI/2: 69 - 76.

DERKSEN, W. (1941):

Die Succession der pterygoten Insekten im abgestorbenen Buchenholz. - Z.Morph.u.Oekol.Tiere 37/4: 683 734.

ELLENBERG, H. (1978):

Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer Sicht. - 2. Aufl., 981 S.; Eugen Ulmer, Stuttgart.

FLECHTNER, G., DOROW, W., KLINGER, R. & KOPPELKE, J.-P. (1991):

Senckenbergische zoologische Untersuchungen in hessischen Naturwaldreservaten. Natur und Museum 1991: 295 - 298.

FRANZ, H. (1972):

Urwaldrelikte in der Koleopterenfauna des pannonischen Klimagebietes im Osten Österreichs (Col.). Fol.Ent.Hung.(Ser.nov.) XXV/19: 313 - 325.

—, (1983):

Rote Liste der in Österreich gefährdeten Käferarten (Coleoptera) - Hauptteil. - In: GEPP, J. (Hrsg.): Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. - 1. Aufl., S. 85 - 122; Bundesministerium für Gesundheit und Umweltschutz, Wien.

FRÖHLICH, H.-J. (1989):

Alte liebenswerte Bäume in Deutschland. - 1. Aufl., 384 S.; Cornelia Ahlering, Hamburg.

GEISER, E. (1988):

Der Entomologe ein Schädling oder Nützlich? Quantitative und qualitative Überlegungen zu den Artenschutzverordnungen. Natur und Land, Zeitschrift für Naturschutz und Landschaftspflege in Österreich 88/1: 2 - 8.

GEISER, R. (1980):

Grundlagen und Maßnahmen zum Schutz der einheimischen Käferfauna. Schriftenreihe Naturschutz und Landschaftspflege 12: 71 - 80.

—, (1980a):

8. Bericht der Arbeitsgemeinschaft Bayerischer Koleopterologen. - Nachr.bl.Bay.Ent. 29/3: 33 - 50.

—, (1981):

Artenschutz bei Insekten und anderen wirbellosen Tierarten. - Tagungsbericht der Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege in Laufen an der Salzach 9/81: 29 - 32.

—, (1982): Zur Gefährdungssituation holzbewohnender Käfer im Ostalpenraum. -Herausgegeben von und kostenlos erhältlich bei: Univ.-Doz. Dr. J. GEPP, Institut für Naturschutz, Heinrichstraße 5, A-8010 Graz.

—, (1983):

Rote Liste ausgewählter Familien xylobionter Käfer (Coleoptera) in Österreich. - In: GEPP, J. (Hrsg.): Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. - 1. Aufl., S. 131 - 137; Bundesministerium für Gesundheit und Umweltschutz, Wien.

—, (1983a):

Die Tierwelt der Weidelandschaften. - Laufener Seminarbeiträge 6/83: 55 - 65.

—, (1984):

Rote Liste der Käfer (Coleoptera). - In: BLAB, J. & al. (Hrsg.): Rote Liste der gefährdeten Tiere und Pflanzen in der BRD (Naturschutz aktuell Nr. 1). - 4. Auflage, S. 75 - 114; Kilda, Greven.

—, (1985):

Überblick über den gegenwärtigen Stand der faunistisch-ökologischen Erfassung der Käfer Bayerns (Coleoptera). - Mitt.Münch.Ent.Ges. 74: 129 - 154.

—, (1986):

5.8.5 Käfer. - In: KAULE, G. (Hrsg.): Arten- und Biotopschutz. - 1. Aufl., S. 240 - 243; Eugen Ulmer, Stuttgart.

—, (1989):

Spezielle Käfer-Biotope, welche für die meisten übrigen Tiergruppen weniger relevant sind und daher in der Naturschutzpraxis zumeist übergangen werden. Schr.-R. f. Landschaftspflege und Naturschutz 29: 268 -276.

—, (1992):

Auch ohne Homo sapiens wäre Mitteleuropa von Natur aus eine halboffene Weidelandschaft. - Laufener Seminarbeiträge 2/92: 22 - 34.

GERNDT, S. (1976):

Unsere bayerische Landschaft. 3. Aufl., 349 S.; Prestel, München.

GOERSS, H. (1981):

Unsere Baum-Veteranen. - 1. Aufl., 151 S.; Landbuch-Verlag, Hannover.

- HEYDEMANN, B. (1980):
Terrestrische Habitats und ihre Typisierung in Mitteleuropa. - *Natur und Landschaft* **55/1**: 5 - 7.
- HEYDEMANN, B. & NOWAK, E. (1980):
Katalog der zoologisch bedeutsamen Biotope (Ökosysteme) Mitteleuropas. *Natur und Landschaft* **55/1**: 7 - 9.
- HOLZSCHUH, C. (1983):
Rote Liste der in Österreich gefährdeten Bockkäfer (*Cerambycidae*) und Borkenkäfer (*Scolytidae*). - In: GEPP, J. (Hrsg.): Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. - 1. Aufl., S. 127 - 129; Bundesministerium für Gesundheit und Umweltschutz, Wien.
- HORION, A. (1941-74):
Faunistik der mitteleuropäischen Käfer, vol.I-XII. - Diverse Verlage und Erscheinungsorte.
- , (1951):
Verzeichnis der Käfer Mitteleuropas. - 1. Aufl., 536 S.; Alfred Kernen, Stuttgart.
- KAHLEN, M. (1987):
Nachtrag zur Käferfauna Tirols. Veröffentlichungen des Museum Ferdinandeum 67, Beilageband **3**: 1 - 288.
- KLEINE, H.-D. (1977):
Allgemeiner statistischer Überblick über die Naturschutzgebiete Bayerns. - Schriftenreihe Naturschutz und Landschaftspflege **8**: 71 - 111.
- KÖHLER, F. (1991):
Anmerkungen zur ökologischen Bedeutung des Alt- und Totholzes in Naturwaldzellen. Erste Ergebnisse der faunistischen Bestandserhebungen zur Käferfauna an Totholz in nordrhein-westfälischen Naturwaldzellen. - Seminarberichte des Naturschutzzentrums Nordrhein-Westfalen **1991/10**: 14 - 18.
- KRAUS, O. (1976):
Zoologische Systematik in Mitteleuropa (Sonderbd. naturwiss. Ver. Hamburg **1**). - 1. Aufl., 259 S.; Paul Parey, Hamburg.
- LEIBUNDGUT, H. (1982):
Europäische Urwälder der Bergstufe. - 1. Aufl., 308 S.; Paul Haupt, Bern.
- LOHSE, G.-A. & LUCHT, W.-H. (1989):
Die Käfer Mitteleuropas, vol.12. 1. Aufl., 346 S.; Goecke & Evers, Krefeld.
- LUCHT, W.-H. (1987):
Die Käfer Mitteleuropas, Katalog. 1. Aufl., 342 S.; Goecke & Evers, Krefeld.
- MALICKY, H. (1978):
Entomologie in Österreich. - Beilage zum Rundschreiben der Österreichischen Entomologischen Gesellschaft **10**: 1 - 52.
- MAYER, H. (1984):
Wälder Europas. 1. Aufl., 669 S.; Gustav Fischer, Stuttgart.
- , (1987):
Urwaldreste, Naturwaldreservate und schützenswerte Naturwälder in Österreich. - 1. Aufl., 971 S.; Institut für Waldbau der Universität für Bodenkultur, Wien.
- MICEK, L. & T. (1984):
Urwälder der Alpen. - 1. Aufl., 108 S.; Paul List, München.
- MICHAEL, E., HENNIG, B. & KREISEL, H. (1985):
Handbuch für Pilzfreunde, vol. IV. 3. Aufl., 488 S.; Gustav Fischer, Stuttgart.
- MITCHELL, A. & WILKINSON, J. (1982):
Pareys Buch der Bäume. - 1. Aufl., 271 S.; Paul Parey, Hamburg.
- MÖLLER, G. & SCHNEIDER, M. (1991):
Kommentierte Liste ausgewählter Familien überwiegend holzbewohnender Käfer von Berlin-West mit Ausweisung der gefährdeten Arten (Rote Liste). Landschaftsentwicklung und Umweltforschung. Schriftenreihe des Fachbereiches Landschaftsentwicklung der TU Berlin **S 6**.
- NIEHUIS, M. (1988):
Die Prachtkäfer (*Coleoptera: Buprestidae*) in Rheinland-Pfalz. Mainzer Naturwissenschaftliches Archiv, Beiheft **9**: 1 - 196.
- PALM, T. (1950):
Die Holz- und Rinden-Käfer der nordschwedischen Laubbäume. - Meddelanden fran Statens Skogsforskningsinstitut **40/2**: 1 - 242.
- , (1959):
Die Holz- und Rinden-Käfer der süd- und mittelschwedischen Laubbäume. - *Opuscula Entomologica, Supplementum XVI*: 1 - 374.
- PEEZ, A.v. & KAHLEN, M. (1977):
Die Käfer von Südtirol. - Veröffentlichungen des Museum Ferdinandeum 57, Beilageband **2**: 1 - 525.
- RAUH, J. & SCHMITT, M. (1991):
Methodik und Ergebnisse der Totholzforschung in Naturwaldreservaten. - *Forstw.Cbl.* **110/2**: 114 - 127.
- REMMERT, H. (1988):
Naturschutz, ein Lesebuch. - 1. Aufl.; Springer Verlag, Berlin.
- RENNER, K. (1990):
Brandgeschädigte Kiefern in der Senne bei Paderborn als Bruthabitat bemerkenswerter Käferarten. *Mitt. ArbGem. ostwestf.-lipp. Ent.* **6/4**: 125 - 129.
- RIECKEN, U. & BLAB, J. (1989):
Biotope der Tiere in Mitteleuropa (= Naturschutz aktuell Nr. 7). - 1. Aufl., 123 S.; Kilda, Greven.
- SAALAS, U. (1917-23):
Die Fichtenkäfer Finnlands. *Ann.Acad.Sc.Fenn.*, Ser. A, tom. VIII, nr.1: 1 - 547 & tom. XXII, nr.1: 1 - 746.
- SCHIMITSCHEK, E. (1952/53):
Forstentomologische Studien im Urwald Rothwald. - *Z. angew. Ent.* **34**: 178 - 215, 513 - 542; **35**: 1 - 54.
- SCHMITT, M. (1989):
Buchen-Totholz als Lebensraum für xylobionte Käfer, Untersuchungen im Naturwaldreservat „Waldhaus“ und zwei Vergleichsflächen im Wirtschaftswald (Forstamt Ebrach, Steigerwald). Diplomarbeit an der Forstwissenschaftlichen Fakultät der Universität München, 193 S.; Lehrstuhl für Landschaftstechnik, München.
- SEYFERT, I. (1986):
Die Schachten des Bayerischen Waldes. - 2. Aufl., 128 S.; Morsak, Grafenau.
- SHIGO, A.L., VOLLBRECHT, K. & HVASS, N. (1987):
Biologie der Bäume und Baumpflege. - 1. Aufl., 135 S.; Österreichischer Agrarverlag, Wien.
- SHIGO, A.L. (1989):
A New Tree Biology. 1. Aufl., 618 S.; Shigo & Trees, Associates, Durham, New Hampshire, USA.
- SPEIGHT, M.C.D. (1989):
Saproxylic invertebrates and their conservation (Nature and Environment Series No. 42) 1. Aufl., 81 S.; Council of Europe, Straßburg.
- STEARNS, W.T. (1966):
Botanical Latin. 1. Aufl., 566 S.; Thomas Nelson, London.

TIETMEYER, M. (1987):

Funktionssicherung von Waldlebensgemeinschaften durch Waldbau. - Natur- und Landschaftskde. **23**: 52 - 54.

VACZY, C. (1980):

Lexicon Botanicum Polyglottum latino-dacoromanico-anglico-germanico-gallico-hungarico-rossicum. 1. Aufl., 1017 S.; Editura Stiintifica si Enciclopedica, Bucuresti.

VITE, J.P. (1952):

Die holzerstörenden Insekten Mitteleuropas: Textband. - 1. Aufl., 155 S.; Wiss. Verlag Musterschmidt, Göttingen.

WEISS, J. (1989):

Zur ökologischen Bedeutung des Alt- und Totholzes im Waldlebensraum. Seminarberichte des Naturschutzzentrums NRW bei der LÖLF **3/7**: 20 - 26.

WOLKINGER, F., GEPP, J., PLANK, S. & ZIMMERMANN, A. (1987):

Die Natur- und Landschaftsschutzgebiete Österreichs. -

2. Aufl., 255 S.; Österreichische Gesellschaft für Natur- und Umweltschutz, Wien.

ZABRANSKY, P. (1989):

Beiträge zur Faunistik österreichischer Käfer mit ökologischen und bionomischen Bemerkungen, 1. Teil / Fam. *Cerambycidae*. - Kol.Rundschau **59**: 127 - 142.

— (1991):

Beiträge zur Faunistik österreichischer Käfer mit Bemerkungen zur Ökologie und Biologie, 2. Teil / Fam. *Buprestidae*. - Kol.Rundschau **61**: 139 - 156.

Anschrift des Verfassers:

Dipl.biol. Remigius GEISER

St.-Julien-Str. 2 / 314

A-5020 Salzburg

Tel. 0043 - 662 - 870905

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Berichte der Bayerischen Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege \(ANL\)](#)

Jahr/Year: 1994

Band/Volume: [18_1994](#)

Autor(en)/Author(s): Geiser Remigius

Artikel/Article: [Artenschutz für holzbewohnende Käfer 89-114](#)