

GUTACHTEN

ÜBER DIE SCHUTZWÜRDIGKEIT

DES URWALDGEBIETES "KENTRIKI"

IM RHODOPEN-GEBIRGE (NORDGRIECHENLAND)

erstattet von

Forstoberinspektor Joachim Stein

Rotebergstr. 6

D - 6340 Dillenburg

für die

IUCN - Working Group on Greek Conservation

1976

GUTACHTEN ÜBER DIE SCHUTZWÜRDIGKEIT DES URWALDGEBIETES

"KENTRIKI" IM RHODOPEN-GEBIRGE (NORDGRIECHENLAND)

1. Geographische Lagebeschreibung:

Der 'Kentriki-Urwald' liegt im nördlichsten Teil der Rhodopen (Kentriki-Rhodopi) zwischen 24° und 25° östlicher Länge sowie zwischen 41° und 42° nördlicher Breite (Luftlinie 26-30 km nördlich Paranesti-on).

Das Urwaldgebiet umfaßt die Forstorte Likolakka, Yehikevo, Zagrardenia, Vouza, Krousovo, Kaneilios, Tilemboska und Kapsalaki. Es wird im Westen von dem Bergmassiv Tursunski Vrukh (1780 m), im Norden von dem Berg Daliboska (1950 m) und im Osten vom Doppelgipfel der Bagrevitsa (1873 u. 1906 m) umgrenzt. Im Westen, Norden und Osten wird das Urwaldgebiet von der Staatsgrenze nach Bulgarien markiert, die zugleich orographische wie hydrogeographische Trennlinie zwischen Nordrhodopen und Südrhodopen ist. Nach Süden sind keine markanten Geländegrenzen vorhanden, da das Gebirge über mehrfache Abdachungen bis zum Nestos-Tal allmählich abflacht. Die Grenze des Urwaldgebietes verläuft hier etwa in Höhe der 1500 m - Isohypse.

2. Walddtypisierung

2. 1 Vegetationsgeographische Zuordnung

Die Rhodopen liegen im Grenzbereich zwischen ozeanisch, kontinental sowie mediterran geprägten Klimagroßräumen.

Sie enthalten damit eine Vielzahl vegetationsgeographisch und pflanzensoziologisch äußerst unterschiedlicher Landschafts- und Walddtypen, wobei besonders das Auftreten vieler subozeanischer Florenelemente in deren hier am weitesten nach Südosten vorgeschobenem Areal auffällt (vergl. HORVAT/GLAVAC/ELLENBERG, 1974). Genannt seien hier stellvertretend nur Rotbuche *Fagus silvatica* und Weißtanne *Abies alba*.

Zugleich sind die Rhodopen der südlichste Vorposten einiger kontinen-

tal-borealer Pflanzen, von denen hier wiederum nur einige Baumarten genannt werden: Fichte *Picea abies*, Waldkiefer *Pinus silvestris*, Sandbirke *Betula verrucosa*.

Wie groß die Vegetationskontraste in diesem südöstlichsten Gebirge Europas sind, verdeutlicht die Tatsache, daß nur wenige hundert Meter tiefer wärmeliebende Traubeneichenwälder *Quercetum petraeae* anschließen und submediterrane Waldgesellschaften unmittelbar folgen (Blumeneschen-Hopfenbuchenwälder *Orneto-Ostryon* und ägäische Hopfenbuchenwälder *Ostryo-Carpinion*). Bereits 60 km weiter südlich schließt die ägäisch-ionische Steineichenwaldzone *Andrachno-Quercetum ilicis* als immergrüne Hartlaubzone längs des Ägäischen Meeres mit Oleander-Tamarisken-Gebüsch *Nerium-Tamarix tetrandia* an. Auf dieser kurzen Distanz sinken die Jahresniederschlagsmengen von 1500 mm und mehr (Rhodopenkamm) auf unter 500 mm (Küstenzone) ab.

In den montanen und subalpinen Höhenlagen des Gebirges bedingt das Überschneiden der subozeanischen und der subkontinentalen Klimaeinflüsse die Entstehung von Waldtypen, die denen der mitteleuropäischen Gebirgs- und Hochgebirgswälder sehr nahestehen bzw. gleichen. So ist es alleine zu erklären, daß in den Kentriki-Rhodopen unterhalb des 42. Breitengrades (1) der im folgenden genauer untersuchte Bu/Ta/Fi-Urwald sowie die ausgedehnten Fichtenbestände im obersten Gebirgsteil entstehen konnten.

Da zum Verständnis der differenzierten ökologischen Verhältnisse in den beiden genannten - und nebeneinander vorkommenden - Waldformen die Beleuchtung des Bu/Ta/Fi-Urwaldes alleine nicht ausreicht, soll auch kurz auf die Entwicklungsgeschichte und Situation des anthropogen bedingten Fichtenwaldes in den Hochlagen eingegangen werden. Dies ist insbesondere deshalb so interessant, weil hier zwei grundverschiedene Entwicklungsstufen von Gebirgswäldern nebeneinander bei gleichen Standortgegebenheiten vorhanden sind, nämlich

- a) der autochtone und von anthropogenen Einflüssen bislang vollkommen verschont gebliebene Bergmischwald aus Buche, Tanne und Fichte im ausgereiften Endstadium (Klimaxwald) mit einem Maximum an habitat-Nischen und entsprechender Artenvielfalt (Diversität), zu-

- gleich im Optimum ökologischer Stabilität sowie
- b) der durch anthropogene Einflüsse (Brandrodungen) bedingte Sekundärwald aus Fichte in vollem Sukzessionsfluß bei relativer Artenarmut und in äußerster ökologischer Labilität (Sturm- und Schneebruch, Gefahr der Insektenkalamität).

Insofern ist hier ein geradezu ideales Untersuchungs- und Vergleichsmodell für die ökologische Grundlagenforschung in unbeeinflussten sowie gestörten Waldökosystemen innerhalb der europäischen Bergmischwaldzone gegeben.

Bereits RUBNER (1960) weist auf den Forschungswert der südosteuropäischen Bu/Ta/Fi-Urwälder hin, die "den mitteleuropäischen Verhältnissen am nächsten stehen und deshalb am besten einen Einblick und Rückschlüsse auf ehemalige Bestockungsformen in unseren Gebirgen zulassen".

2. 1 1 Der Bu/Ta/Fi-Klimaxwald

In den Kentriki-Rhodopen gibt es - wie in anderen Teilen der Rhodopen und einigen anderen Gebirgen des Balkans - nur noch ganz wenige und fast überall nur kleinstflächige Urwaldreste. Es handelt sich stets um bis dahin unzugänglich gewesene Waldpartien, die durch Schluchten, Felsmassive u.a. Geländehindernisse vor Nutzungseingriffen verschont geblieben sind. I.d.R. sind es Talkessel mit schluchtartigen und unpassierbaren Ausgängen.

Die Bergkämme und -kuppen dahingegen sind im Laufe der Jahrhunderte ausnahmslos vom Menschen "genutzt" worden, wobei die Weidewirtschaft nach vorhergegangener und zyklisch wiederholter Brandrodung den breitesten Raum der Landnutzung einnahm.

Urwälder werden deshalb paradoxerweise nicht in den entlegensten Bergpartien (Gipfelregionen), sondern fast ausschließlich in wenigen und bis dahin unzugänglich gewesenen Gebirgstteilen angetroffen.

Während die übrigen Urwaldpartien in den Rhodopen nach Auskunft des Institutes für Waldbau an der Forstlichen Fakultät der Universität Saloniki durchweg kleinste Reliktvorkommen sind, blieb der im nachfolgenden als "Kentriki"-Urwald bezeichnete Klimaxwald in den Kentriki-Rhodopen auf verhältnismäßig großer Fläche (geschätzt: ca. 400 - 500 ha) erhalten.

Die pflanzengeographische Einordnung der Bu-Wälder der Rhodopen und des angrenzenden bulgarischen Rila-Gebirges erfolgt nach HORVAT/GLAVAC/ELLENBERG (1974) - im weiteren nur noch kurz unter ELLENBERG zitiert - primär im Anhalt an die zonale Gliederung der Balkan-Buchenwälder und nicht im strengen Anhalt an botanisch-systematische Gegebenheiten, da eine scharfe räumliche Trennung der verschiedenen Buchenarten und -unterarten nicht möglich ist. Neben der Rotbuche *Fagus silvatica* kommen mehrere andere Buchenarten bzw. botanisch-taxonomisch schwer trennbare Unterarten in Südosteuropa vor, wie z.B. *Fagus moesiaca* (ssp. *spatulolepsis* und ssp. *tainiolepis*) oder *Fagus orientalis*.

ELLENBERG gliedert den Balkan vegetationsgeographisch folgendermaßen:

- | | | |
|------------------------------|---|--|
| a) Fagion illyricum | = | Nordwestbalkan |
| b) " moesiacum ¹⁾ | = | mittlerer u. östlicher Balkan
(subkontinental) |
| c) " hellenicum | = | südlichster Bereich
(submediterran) |
| d) " orientalis | = | äußerster Südosten
(Kontaktbereich nach Kleinasien) |
| (e) " dacicum | = | Karpatenraum
(im Balkan fehlender Buchenwaldtyp)). |

DAFIS (1969) gliedert die griechischen Buchenwälder zusätzlich in 3 vertikal gestaffelte Standorteinheiten:

- | | | |
|--|---|---|
| a) <u>Fagetum submontanum</u>
(bis 900 m Ü. NN.) | = | oriental. Buche und andere Pflanzen der Ei- u. Kastanienzone; Vorwiegen von <i>Fagus moesiaca</i> ssp. <i>spatulolepsis</i> |
| b) <u>Fagetum montanum</u>
(900 - 1600 m Ü. NN.) | = | Vorwiegen von <i>Fagus moesiaca</i> ssp. <i>tainiolepis</i> |
| c) <u>Fagetum subalpinum</u>
(1600 - 1900 m Ü. NN.) | = | wie b) sowie andere Buchen-Formen, die sich <i>Fagus silvatica</i> nähern. |

Sowohl die Beimischung der Weißtanne *Abies alba* als wärmebedürftige Baumart als auch das Vorhandensein der Fichte *Picea abies* als

1) nach der ehemaligen römischen Provinz Moesia benannt!

Vertreter borealer Nadelwaldzonen verdeutlichen, daß der Standort der Kentriki-Rhodopen im vertikalen Grenzbereich zwischen dem Buchen- (Tannen -) Areal sowie der (sub-) alpinen Fichtenzone liegt.

ELLENBERG weist aufgrund der Weißtannenbeimischung deshalb für Makedonien und angrenzende Gebiete den natürlichen Waldtyp des Abieti-Fagetum moesiicum ("montane bis hochmontane mösische Bu/Ta-Wälder") innerhalb des Fagion moesiicum aus, der nach der Vertikalgliederung nach DAFIS im obersten Bereich des Fagetum montanum, vor allem aber im Fagetum subalpinum gelegen ist.

Eine präzise pflanzensoziologische Interpretation des "Kentriki"-Urwaldes konnte in der Kürze der für die Außenaufnahmen z.Vfg. stehenden Zeit nicht vorgenommen werden.

Deshalb erfolgt hier nur eine Aufzählung der wichtigsten Bodenpflanzen, die nur grobe Vergleiche zur pflanzensoziologischen Tabellierung durch ELLENBERG zulassen, im übrigen aber mehr als floristisch-geobotanische Arealweiser dienen mögen (siehe WALTER u. STRAKA, 1970). Darüberhinaus legen sie zugleich Zeugnis ab von der großen Artenvielfalt, die sich erst im Reifestadium eines Waldes entwickeln kann. Auffallend ist hierbei nicht nur die absolute Zahl der registrierten Arten (52, ohne die nicht erfaßten Moosel), sondern vielmehr das breite Artenspektrum ökologisch sehr differenzierter Arten (Licht- und Schattenpflanzen, Feuchtigkeits- und Trockenheitsweiser, wärmebedürftige und kältevertragende Arten!)

Ursache dafür dürften nicht nur die bereits erwähnten vegetationsgeographischen Besonderheiten des Rhodopenraumes zwischen 3 Klimagroßräumen sein, sondern Voraussetzung für die überraschende floristische Diversität ist zweifellos die infrastrukturelle Konstellation des Klimaxwaldes mit einem Höchstangebot an mikroklimatisch stark differenzierten Standortssituationen wie dunklen Schattpartien, diffusen Lichtschächten (absterbende Einzelbäume) sowie hellen "Frei"flächen (trupp- und gruppenweiser Zusammenbruch von Altstämmen).

(Fortsetzung Seite 8)

Floristische Auswertung

(im Anhalt an OBERDORFER (1962)
WALTER u. STRAKA (1970) sowie
ELLENBERG (1974)

- A r t n a m e -

I. Bu/Ta/Fi - Urwald

1) Dominierende Arten:

Behaarte Hainsimse	<i>Luzula pilosa</i>				x	
Mauerlattich	<i>Mycelis muralis</i>	x				x
Waldmeister	<i>Asperula odorata</i>	x				x
Mandelblättrige Wolfsmilch	<i>Euphorbia amygdaloides</i>		x			x
Berg-Troddelblume	<i>Soldanella montana</i>			x		
Sauerklee	<i>Oxalis acetosella</i>				x	x
Waldsternniere	<i>Stellaria nemorum</i>	x				
Rundblättriger Steinbrech	<i>Saxifraga rotundifolia</i>			x		x

2) Häufige Arten:

Quirlblättrige Weißwurz	<i>Polygonatum verticill.</i>			x		
Berglungenkraut	<i>Pulmonaria montana</i>			x		x
Geflecktes Lungenkraut	" <i>officinalis</i>					x
Waldstorchschnabel	<i>Geranium silvaticum</i>				x	
Berg-Johanniskraut	<i>Hypericum montanum</i>	x				
Alpenveilchen	<i>Cyclamen europaeum</i>			x		
Große Schlüsselblume	<i>Primula elatior</i>	x				
Spring-Schaumkraut	<i>Cardamine impatiens</i>		x			
Fuchsgreiskraut	<i>Senecio fuchsii</i>	x				
Wurmfarn	<i>Dryopteris felix mos</i>	x				x
Gelappter Schildfarn	<i>Polystichum lobatum</i>	x				x
Braun'scher Schildfarn	" <i>braunii</i>	x				
Borstiger Schildfarn	" <i>setiferum</i>		x			
Nelkenwurz-Odermennig	<i>Aremonia agrimonioides</i>		x			x
Stinkender Storchschnabel	<i>Geranium robertianum</i>	x				x
Kriechender Günsel	<i>Ajuga reptans</i>	x				x

3) Seltene Arten:

Gebirgshahnenfuß	<i>Ranunculus aconitifol.</i>			x		
Bärenklau	<i>Heracleum sphondylium</i>			x		
Sumpfdotterblume	<i>Caltha palustris</i>				x	
Eichenfarn	<i>Dryopteris disjuncta</i>				x	
Ruprechtsfarn	" <i>robertiana</i>			x		
Heidelbeere	<i>Vaccinium myrtillus</i>				x	
Kleines Wintergrün	<i>Pirola minor</i>				x	
Wechselbl. Milzkraut	<i>Chrysosplen. alternif.</i>					x
Schwalbwurzenzian	<i>Gentiana asclepiadea</i>			x		
Herzblättrige Gemswurz	<i>Doronicum columnae</i>			x		
Akelei	<i>Aquilegia vulgaris</i>	x				
Sanikel	<i>Sanicula europae</i>	x				
Weißer Hainsimse	<i>Luzula luzuloides</i>	x				

(Fortsetzung)

- Art name -		subatlantisch u. subozeanisch	submediterrän	(sub)alpin	nord(circ.polar)	eurasiatisch(kont.)	Abieti-Faget.moes.
Walderdbeere	Fragaria vesca				x		x
Seidelbast	Daphne mezereum	x					x
Haselnuß	Corylus avellana	x					x
Himbeere	Rubus idaeus					x	x
Christophskraut	Actaea spicata	x					x
Türkenbund	Lilium martagon					x	x
Trauben-Holunder	Sambucus racemosa	x					
Zerbrechl. Blasenfarn	Cystopteris fragilis	x					
Springkraut	Impatiens noli tangere	x					
Quirlblättr. Zahnwurz	Dentaria enneaphyllos		x				x
Nestwurz	Neottia nidus avis	x					
Schuppenwurz	Lathraea squamaria	x					
Korallenwurz	Corallorhiza trifida				x		
Widerbart	Epipogium aphyllum		x				
Hohlzunge	Coeloglossum viride				x		
II. Angrenzendes Felsgebüsch							
Felsenahorn	Acer monspessulanum		x				
Zwergmispel	Cotoneaster integerr.		x				
Bergflockenblume	Centaurea montana			x			
Bergklee	Trifolium montanum		x				
Lichtnelke	Melandrium rubrum	x					
Bibernell-Rose	Rosa spinosissima					x	
Holunderorchidee	Orchis sambucina					x	

Bemerkung:

Erfaßt wurden nur die einwandfrei bestimmbaren Arten. Zweifelsfälle - vor allem einige typisch s/o-europäische Arten in angrenzenden oder eingeschlossenen subalpinen bzw. submediterranen Felsgebüschpartien - mußten unberücksichtigt bleiben, obwohl gerade hier einige floristische und geobotanische Besonderheiten und Kostbarkeiten zu finden sind. Dies ist für die floristische Wertung des Bu/Ta/Fi-Urwaldes jedoch ohne Bedeutung, in dem allenfalls die Erfassung der Moosarten noch wünschenswert wäre.

(Fortsetzung von Seite 5)

Hier zeigt sich eindrucksvoll, wie ökologisch breitgestreute Arten auf kleinstem Raum neben- bzw. durcheinander vorkommen können, ohne daß die aus Altersklassenwäldern bekannten Aufspaltungen nach temporären - und meist problematischen - Florenphasen auftreten (z.B. ¹) Schlagflora, die zu einer "Unkraut"beseitigung zwingt; ²) Vegetationsarmut über Jahrzehnte nach dem "Dickungsschluß" mit Ernährungsproblemen für die Waldfauna; ³) Verjüngungshemmnisse durch Bodenflora bei zu kurzen Verjüngungszeiträumen bzw. falscher Schlagtechnik u.s.w.).

Ökologisch besonders interessant ist die Tatsache, daß keine Art flächendeckend dominant auftritt, obwohl im "Kentriki"-Urwald kaum ein Quadratmeter ohne Bodenflora zu finden ist.

Zusammenfassend kann die vegetationsgeographische Auswertung des "Kentriki"-Urwaldes wie folgt umrissen werden:

- die subatlantischen (subozeanischen) Florenelemente überwiegen im Artenspektrum,
- die vielen (sub)alpinen und nordischen Arten weisen als "Kältetypen" auf den Grenzbereich zwischen Buchen-(Tannen-) Areal und winterkalter Fi-Bergwaldzone hin,
- nur 18 der 52 registrierten Pflanzenarten sind als typische Glieder des Abieti-Fagetum moesiicum (nach ELLENBERG) zu werten. Von den 18 Arten sind pflanzensoziologisch wiederum nur 12 als Ordnungs- und Klassencharakterarten bzw. als Differentialarten für diesen Waldtyp Südosteuropas zu deuten.

Die geobotanische und pflanzensoziologische Eigenständigkeit des Bu/Ta/Fi-Urwaldes in den Kentriki-Rhodopen wird somit nachgewiesen. Er steht mitteleuropäischen Bergmischwäldern näher als den für Südosteuropa angegebenen Standorttypen innerhalb des Verbreitungsgebietes von *Fagus moesiicum*.

2. 1 2 Die Fi-Hochlagenwälder

Der Rhodopenkamm ist heute über weite Flächen mit Fichtenbeständen bestockt. Auch die unmittelbare Umgebung des unter 2. 1 1 beschriebenen Bu/Ta/Fi-Urwaldes wird von solchen Fichtenwäldern geprägt, weshalb hier kurz auf deren Entwicklungsgeschichte eingegangen werden soll.

Inwieweit die Fichtenwälder der Rhodopenhochlagen als natürlicher Standorttyp oder aber als anthropogen bedingter Waldtyp zu betrachten sind, kann nicht immer und überall klar entschieden werden, da offensichtlich beide Varianten gegeben sind.

Sicher ist, daß die Fichte durch Wald(brand)rodungen in den vergangenen Jahrhunderten im oberen Gebirgsbereich ganz erheblich gefördert worden ist und heute große Flächen ursprünglicher Bergmischwaldstandorte einnimmt.

Sicher ist aber auch, daß selbst die Fichtenwälder in den Gipfelregionen, die vermutlich bereits im Bereich des natürlichen Bergfichtenwaldes liegen, keine Urwälder mehr sind, weil sie - zumindest in den Rhodopen - nirgendwo von den früheren Brandrodungen verschont geblieben sind und seitdem alle in relativ kurzen Sukzessionszeiträumen entstanden sind (meist 30-40, max. 60-70 Jahre = zwei Wellen der Entsiedelung des Grenzraumes nach Bulgarien mit gleichzeitiger Aufgabe der Bergweide).

Hinweise auf die Entwicklungsgeschichte beider Fichten-Hochlagen-Varianten finden sich mehrfach:

- a) der natürliche Bergfichtenwald wird bereits im Jahre 1908 von ADAMOVIC als orographisch-klimatisch bedingter, allerdings überall nur kleinzonal (in höchsten Gebirgsregionen zwischen 1600 - 2100 m) vorkommender Fi-Waldtyp innerhalb des Bereiches von *Fagus moesiaca* beschrieben, und zwar im serbisch-bulgarischen Grenzraum, für mehrere bulgarische Gebirge (Rila-, Pirin-, Ali Botus- und Osogovogebirge) sowie für den bulgarischen Teil der Rhodopen, wo diese Fichtenwälder nahe der griechischen Grenze "ihre absolute Südgrenze erreichen".

ADAMOVIC bezeichnet diesen Waldtyp als Heidelbeerrichtwald Piceetum excelsae myrtillitosum, weil die Heidelbeere Vaccinium myrtillus als borealer Klimaweiser die dominierende Bodenpflanze ist.

ELLENBERG dahingegen trennt die s/o-europäischen Fichtenwälder außerdem in drei edaphisch bedingte Typen innerhalb der Bergfichtenwald-Stufe (Vaccinio-Piceion):

- 1) Silikat-Fichtenwälder Piceetum silicicolum
- 2) Kalk-Fichtenwälder Piceetum calcicolum
- 3) Serpentin-Fichtenwälder Piceetum serpentincolum.

Entsprechend der geologischen Ausgangslage in den Rhodopen (vorwiegend mesozoische und ältere, saure Eruptivgesteine) gehören die Fichtenwälder der höchsten Gebirgslagen in den Kentriki-Rhodopen - soweit sie im Bereich des Vaccinio-Piceion liegen - dem "sauerem" Fichtentyp (Piceetum silicicolum) an, was auch durch das häufige Vorkommen von Heidelbeere Vacc. myrt., Wald-Hainsimse Luzula silvatica, Berg-Troddelblume Soldanella montana und dem Wintergrün Pirola uniflora unterstrichen wird.

b) Die anthropogen bedingten Fichtenwälder der Rhodopen:

Hierunter werden diejenigen Fichtenwälder verstanden, die heute das Areal anderer natürlicher Waldtypen einnehmen. Deutlich sichtbar in den Kentriki-Rhodopen wird diese widernatürliche Arealausdehnung der Fichte überall dort, wo die Bergmischwälder plötzlich und ohne plausible Gründe unmittelbar in Fichtenreinbestände übergehen, ohne daß mit zunehmender Höhenlage allmähliche Auflösung der Tannen- und Buchenanteile stattfindet. Sie wird ferner dort sichtbar, wo ein klimaunbeeinflusstes Nebeneinander von Bergmischwäldern und Fichtenreinbeständen darauf hindeutet, daß anthropogene Einflüsse für das Fichtenvorkommen verantwortlich zu machen sind (z.B. bei guter Disposition für Brandrodungen auf Südhängen und windexponierten Standorten). Solche "harten" Grenzen zwischen primärem Bergmischwald und sekundären Fichtenwäldern sind rings um den "Kentriki"-Urwald mehrfach in vertikaler wie horizontaler Richtung festzustellen.

Wie verheerend die Waldbrände der Vergangenheit auf die Landschaft gewirkt haben, beschreibt HESMER bereits 1930: "Die Rhodopenwälder mußten seit Jahrhunderten einen Riesenbrand nach dem anderen über sich ergehen lassen"....."die Türken brannten die Wälder immer wieder nieder, um gegnerischen Stämmen die Verstecke zu nehmen"....."die zahlreichen Wanderhirten zündeten die Wälder immer wieder an, um größere Weidegebiete zu gewinnen"....."im östlichen Teil der Rhodopen sowie im Pirin-Gebirge wurde der Wald durch den Menschen fast völlig vernichtet" u.s.w.

Er widerlegt dabei die von MÜLLER (1929) aufgestellte Behauptung, daß die Fichtenwälder der s/o-europäischen Gebirge ein gutes Beispiel für die natürliche Entwicklung zum Einschichtenurwald seien, wobei die jeweilige Verjüngungsphase durch vorangegangene Selbstentzündung (Blitzschlag) und Großflächenbrände eingeleitet werde.

HESMER weist hierbei auf die Untersuchungen von BRINTSCHEV (1918) hin, wonach kaum 10 % der bulgarischen Waldbrände durch natürliche Brandzündung entstanden sind (Mitteleuropa = 1-3 %) und bei der durchschnittlichen Waldbrandfläche Bulgariens (3000 ha) z.B. nur alle 10.000 Jahre auf der gleichen Fläche eine Wiederholung eines Waldbrandes - und damit Verjüngungszyklus' - denkbar wäre.

Die von MÜLLER aufgestellte Theorie der immer wiederkehrenden "Jahrhundertkatastrophe", die Ursache für einschichtig aufgebaute "Urwälder" sein soll, wird damit widerlegt. Es wird nachgewiesen, daß diese Wälder durch gezielte Waldbrände in kurzen Abständen anthropogen bedingt sind und die Einschichtigkeit kein Zeichen natürlicher Entwicklung ist.

Entscheidend für die Wiederbewaldung des Rhodopenkammes war die Tatsache, daß sowohl im ersten als auch im zweiten Weltkrieg die Bevölkerung der Grenzzone nach Bulgarien hin ausgesiedelt und damit die Weidewirtschaft aufgegeben wurde. Synchron dazu setzte die Wiederbewaldung ein, wobei vermutlich die wenigen solitären "Almfichten" und die kleinen Waldreste für schnellen Fichtenanflug gesorgt haben (in tieferen Lagen gelegentlich auch Kiefern oder Birken).

Heute leiden diese Sukzessionswälder erheblich unter Schnee- und Sturmgefahren, sodaß gebietsweise sogar flächenhafte Wald-

zusammenbrüche erfolgen.

Sofern diese Wälder überhaupt ein hohes Alter erreichen, laufen die Verjüngungsvorgänge dann relativ schnell ab, wenn die ersten physischen Zerfallerscheinungen an Einzelgliedern des Bestandes eintreten, weil die Nachbarbäume und bald der gesamte Bestand infolge Sonnenbrandigkeit und Trocknis absterben.

Für waldbauliche Vergleiche zwischen dem natürlichen Bergmischwald und dem sekundären Fichtenwald hinsichtlich der unterschiedlichen Bestandsdynamik und Regenerationsabläufe sollten - ebenso wie für alle noch tiefer greifenden ökologischen Auswertungen - unbedingt einige hundert Hektare Fichtenbestände um den "Kentriki"-Urwald herum von forstlichen Eingriffen ausgenommen werden.

Besonders das Gebiet im Norden und Osten zwischen dem Urwald und der Landesgrenze käme hierzu in Frage, zumal eine Erschließung dieser Zone für forstliche Nutzungen ohnehin wegen der Geländeschwierigkeiten erhebliche Kosten verursachen würde.

3. Ökologische Betrachtung des "Kentriki"-Urwaldes:

Im folgenden soll der - unter 2.1 1 bereits floristisch beleuchtete - Bu/Ta/Fi-Klimaxwald eingehender ökologisch untersucht und gewertet werden.

Hierbei soll durch Vergleiche zu anderen europäischen Waldtypen, vor allem aber zu anderen Ur- bzw. Naturwaldschutzgebieten, seine hervorragende Stellung bewußt gemacht und die Notwendigkeit zu einer konsequenten Unterschutzstellung klargemacht werden.

Einschränkend muß jedoch vorweggeschickt werden, daß eine umfassende ökologische Aufnahme sowohl aus Zeitgründen als auch aus Mangel an technischen Hilfsmitteln und infolge ungenügender Artenkenntnis bei einigen Tierfamilien (vor allem bei den Insekten)) unmöglich war.

Aber bereits die relativ leicht beantwortbaren Fragestellungen - wie z.B. nach dem Bestandesaufbau, den Vorratsverhältnissen, dem Produktionsvolumen und der Bestandesdynamik im ungestörten Klimaxwald oder aber nach der floristischen wie faunistischen (hier fast ausschließlich der avifaunistischen) Artenzusammensetzung - ergeben eine Fülle von Waldökologischen Aussagewerten, wie sie in den vom Menschen geprägten Wirtschaftswäldern (vor allem Mitteleuropas) nicht mehr der Wissenschaft zur Verfügung stehen.

3. 1 Bestandesaufbau

Die nachfolgend angegebenen biometrischen Daten mußten durch einfache Meßmethoden (z.B. Höhenmessung nach VORKAMPF-LAUE oder Ausmessung umgestürzter Bäume) ermittelt werden, da keine technischen Höhen-Meßgeräte zur Verfügung standen. Zur Vorratsberechnung wurden Massentafeln (nach KRENN und BEHM) verwendet.

Zur Analyse des Bestandesaufbaues wurden in zwei repräsentativen Urwaldausschnitten Strukturprofile aufgenommen:

- a. 100 lfd.m in einer starkholzreichen Partie (mit hohem Bu-Anteil)
- b. 200 lfd.m in einem verjüngungsreichen Abschnitt (mit ausgewogenem Bu/Ta-Verhältnis).

3. 1 1 Baumartenmischung

Der "Kentriki"-Urwald setzt sich im wesentlichen aus 3 fast durch-

weg einzelstammweise gemischten Baumarten zusammen: Rotbuche Fagus sylvatica (möglicherweise mit F. moesiaca ssp. tainiolepis gemischt), Weißtanne Abies alba sowie Fichte Picea abies.

Andere Baumarten (z.B. Bergahorn Acer pseudoplatanus und Eberesche Sorbus aucuparia) treten nur ganz sporadisch auf, ohne in die Oberschicht des Hauptbestandes einzuwachsen.

Die Tatsache, daß diese Beihölzer nur ganz selten (und nur in der jüngsten Altersklasse) zu finden sind, läßt darauf schließen, daß deren Samen aus anderen Wäldern über den Vogeldarm hereingebracht worden sind. Diese Sämlinge haben offensichtlich keine Überlebenschance im Klimaxstadium von Buche und Weißtanne.

Bezeichnend für den Bestockungsaufbau europäischer Urwälder innerhalb der montanen und subalpinen Bergmischwaldzone sind (vergl. RUBNER, 1960, LEIBUNDGUT, 1959)

- a) der sehr hohe Starkholzanteil am Gesamtvorrat (bis 90 % !)
- b) der Individuenreichtum während Regenerationsabläufen (80 - 90 % der Baumzahl hat unter 8 cm Brusthöhendurchmesser!)
- c) im Vergleich dazu sowohl geringe Vorratsanteile als auch bereits relative Individuenarmut in den dazwischenliegenden Zeiträumen der Entfaltung (täuschender Eindruck eines Zweischichtenwaldes!)

Wie sehr diese Strukturmerkmale durch den "Kentriki"-Urwald bestätigt werden, zeigt folgende Auswertung der aufgenommenen Strukturprofile:

Individuen - Verteilung nach Stärkeklassen (Ø 1,3 m) in Prozenten:							
Baumart	bis 8cm Ø	8-14cm Ø	15-24 Ø	25-36cm Ø	37-50cm Ø	üb. 50cm Ø	Σ
1) Buche	53,8	1,1	1,8	0,7	0,9	2,0	60,3
2) Tanne	32,7	0,7	0,9	0,9	0,9	1,4	37,5
3) Fichte	0,6	-	0,2	0,2	0,2	1,0	2,2
Σ:	87,1	1,8	2,9	1,8	2,0	4,4	100

Die Tabelle zeigt deutlich den enorm hohen Anteil an Jungbäumchen an der Gesamt-Individuenzahl bei Buche und Tanne (Verjüngungsfreudigkeit).

Die Fichte dahingegen - die im Starkholz über 50 cm Ø noch mit 23 % der Bäume beteiligt ist und z.Zt. die höchsten Bäume "stellt" (bis

53 m Höhe) - hat nur noch einen Verjüngungsanteil von weniger als 1 % und wird langfristig aussterben (Näheres dazu im Abschnitt 3.12 und im Anhang: Graphik 51)

Auffallend im "Kentriki"-Urwald ist die einzelstammweise Mischung der 3 Hauptbaumarten Buche, Tanne, Fichte. Trupp- und gruppenweise Mischungen sind bereits sehr selten. Horste und größere Reinbestands-einheiten fehlen in diesem Klimaxwald gänzlich! (Näheres ist den Strukturprofil-Zeichnungen im Anhang zu entnehmen).

3. 1 2 Biometrische Daten des Urwaldes:

<u>Vorrats - Verteilung nach Stärkeklassen (ϕ 1,3 m) in Prozenten:</u>							
Baumart	bis 8cm ϕ	8-14cm ϕ	15-24 ϕ	25-36cm ϕ	37-50cm ϕ	üb.50cm ϕ	<u>S_a</u>
1)Buche	-	0,9	1,4	1,3	6,6	37,4	47,6
2)Tanne	-	0,1	0,5	1,8	4,6	26,9	33,9
3)Fichte	-	-	0,2	0,6	0,9	16,8	18,5
<u>S_a</u>	-	1,0	2,1	3,7	12,1	81,1	100

Der Klimaxwald zeichnet sich durch enormen Vorratsreichtum im Starkholz (Altbäume) aus: Im Gegensatz zu Altersklassenwäldern, in denen die Haupt-Massenproduktion infolge hoher Zuwachsprozente zwischen Jugend und mittlerem Alter stattfindet, setzt das Hauptwachstum der Urwald-Bäume sehr viel später ein, nämlich erst dann, wenn nach jahrzehntelangem Verharren in der Unter- oder Mittelschicht der Weg in die Oberschicht des Bestandes durch Zusammenbruch eines "herrschenden" Baumes frei wird.

Der ganz überwiegende Baumanteil an der gesamten Biomasse des Urwaldes befindet sich damit - wiederum im Gegensatz zur Situation in Altersklassenwäldern - im Zustand ökologischer Reife und größtmöglicher Stabilität für Waldökosysteme (Begriff der "Stetigkeit" nach ODUM, 1963). Siehe hierzu auch die graphische Auswertung im Anhang (Graphik 1,2 u. 3)!

Für den "Kentriki"-Urwald wurden im einzelnen folgende biometrische Daten ermittelt:

Baumart	durchschnittl.	max.	durchschnittl.	max.
	Kronendachhöhe (m)	Einzelbaumhöhe (m)	Einzelbaummasse (üb. 50cm Ø 1,3) (m ³)	Einzelbaummasse (m ³)
Buche	31	35 ^x	7	14
Tanne	40	48	8	18
Fichte	44	53	9	23

(^x entspricht nach DAFIS dem Richtwert für Buche I. Bonität in Griechenland!)

Typisch für das Kronendachprofil dieses Urwaldes ist die Staffelung nach Laub- und Nadelbäumen, wobei die Buche durch den dichten horizontalen Kronenschluß das allgemeine Kronendach bildet, aus dem nur die Nadelbaumriesen einzeln herausragen, wobei die stärksten Fichten das Laubdach der Buchen um 15 - 20 m überragen.

Auffallend ist, daß die Weißtanne weder im einzelnen noch im Bestandesdurchschnitt an die maximale Leistung der Fichte heranreicht. Diese Tatsache läßt - ähnlich wie der Abriß der Regenerationsfähigkeit der Fichte - darauf schließen, daß die Weißtanne (und wahrscheinlich auch die Buche) sich noch nicht im Leistungsmaximum befindet.

Falls nicht eine Naturkatastrophe größeren Ausmaßes vor vielen Jahrhunderten die Ursache für den früher erheblich größeren Fichtenanteil gewesen sein sollte (z.B. Ausbreitung des frostunempfindlichen Fichtenanfluges auf möglichen Sturmschadensflächen im ehemaligen Bu/Ta/Fi-Vorbestand), dann liegt hier im "Kentriki"-Urwald augenblicklich der in der Natur nur selten zu beobachtende Ablauf einer - bei der derzeitigen Klimasituation vermutlich letzten - natürlichen Sukzession zum Endstadium hin vor. In jedem Falle muß das sich bereits jetzt abzeichnende zukünftige Klimaxstadium für diesen Standort als Bu/Ta-Wald (ohne Beimischung von Fichte) angegeben werden,

wobei alleine die Frage nach dem Mischungsgrad von Buche und Weißtanne noch offen bleibt.

Wie kurios die Situation in den Wuchsverhältnissen zwischen Weißtanne und Fichte im "Kentriki"-Urwald im Vergleich zu anderen europäischen Urwaldresten ist, zeigt folgende Gegenüberstellung:

Max. Dimensionen von Bäumen in europ. Urwaldresten:						
Urwald:	Ta		Fi		Bu	
	Höhe (m)	BHD (cm)	Höhe (m)	BHD (cm)	Höhe(m)	BHD(cm)
1) Dobroc (CS)	56	183	54	115	46	110
2) Neuwald (A)	53	150	49	120	36	85
3) Rotwald (A)	47	122	44	122	34	86
4) Kentriki (GR)	48	105	53	130	35	96

(Über andere - vor allem jugoslawische und rumänische - Urwaldreste liegt nur unzureichendes Datenmaterial vor!)

Quellenangaben zu 1) - 3):

für 1) Dobroc = LEIBUNDGUT (1959)

" 2) Neuwald = ZUKRIGL (1963)

" 3) Rotwald = MAYER-WEGELIN (1952)

Die Tabelle zeigt, daß der "Kentriki"-Urwald hinsichtlich der Baumdimensionen mit - inzwischen international bekanntgewordenen und unter Schutz gestellten - Urwaldresten in Mitteleuropa vergleichbar ist. Es wird aber auch deutlich, daß die Weißtanne sich offensichtlich noch nicht in optimaler Entfaltung befindet, weil sie hier als einziges Beispiel hinter der Spitzenleistung der Fichte zurückbleibt, während sie in allen anderen Klimaxwäldern des gleichen Walddtypes (z.T. erheblich) leistungsfähiger ist.

Eine Steigerung des Vorratsanteiles der Weißtanne im Altbestand (Starkholz) ist auch deshalb vorraussagbar, weil die Vitalität dieser Baumart mit dem Alter zunimmt (gesundes Kronenvolumen!), während bei der Fichte ein erheblicher Anteil der Altbäume kränkelt oder bereits abstirbt (in den aufgenommenen Strukturprofilen 35 %(!) der Individuen innerhalb der höchsten Stärkeklasse).

Der Gesamtvorrat je ha Waldfläche betrug in beiden Aufnahmefällen zwischen 1300 und 1400 m³ Holzmasse.

Die vorratsärmsten Partien werden auf minimal 900 m³ Holzmasse geschätzt.

Sofern sich die auf den Probeflächen ermittelten Werte von 1300 - 1400 m³ durch die vom Waldbauinstitut Saloniki geplanten, exakten Vermessungen bestätigen sollten, wären dies die höchsten in Europa bislang bekanntgewordenen Holzvorräte überhaupt (einschl. Dobroc). Zum Vergleich dazu Angaben aus anderen Urwald-Analysen:

Massen-Vorräte in europäischen Urwäldern:		
<u>Urwaldaufnahmen</u> in	<u>maximaler</u> <u>Vorrat</u>	<u>Autor</u> (Näheres siehe im Literaturnachweis!)
1) Dobroc (CS)	1400 m ³	LEIBUNDGUT (1959)
2) Neuwald (A)	1300 "	ZUKRIGL (1963)
3) Derborence (CH)	1300 "	FEHR (1962)
4) Albanien (AL) (Buchen-Urwald)	1170 "	MARKGRAF/DENGLER (1931)
5) Bosnien (YU)	1000 "	FRÖHLICH (1930)
6) Karpaten (R)	950 "	MAUVE (1931)

3.1 3 Zuwachsverhältnisse

Über den Zuwachs konnten aufgrund der ungenügenden technischen Ausrüstung keine Erhebungen angestellt werden (dies gilt noch vielmehr für ökologische Untersuchungen hinsichtlich der Biomassenermittlung sowie der Brutto-/ Nettoproduktion).

Aufgrund der Jahrringsauszählung und -beurteilung einiger beim Wegetrassenauftrieb angefallener Bäume läßt sich nur einiges Grundsätzliches sagen:

- a) Der Zuwachs hält - mindestens im Stärkenwachstum - selbst bei ältesten Bäumen noch an, da kein langfristiges Abfallen der

Jahrringbreiten in den letzten 50 Jahren festzustellen ist.

- b) Ein stärkerer Zuwachs setzt grundsätzlich erst sehr spät ein (Erreichen der Oberschicht!)

Der jährliche Gesamtzuwachs (hier nur Holzmasse!) läßt sich theoretisch folgendermaßen herleiten:

Da in der Klimaxgesellschaft langfristig die Gesamtproduktion dem laufenden Abgang an organischer Masse entspricht und damit die Nettoproduktion gleich Null ist (Autarkie im Klimaxstadium, vergl. ODUM, 1963), muß bei einem ständigen Vorrat von 1400 m^3 lebender Baummasse und einem maximalen Baumalter von 350 Jahren (an gefälltten Bäumen durch Jahrringauszählen ermittelt!) der durchschnittl. Gesamtzuwachs etwa bei 4 m^3 je Jahr und Hektar liegen.

Damit ist die Massenleistung im Vergleich zu Wirtschaftswäldern mit relativ kurzen Umtrieben gering. Da der Zuwachs nicht vom Menschen genutzt wird, sondern in vollem Umfang im Ökosystem verbraucht und umgeschichtet wird ("Energiefluß"), sind Urwälder ökonomisch wertlos; ihr ganzer Wert liegt daher alleine auf ökologischem Gebiet.

3.1 4 Verjüngungsabläufe, Entwicklungstendenz:

Die Regenerationsfähigkeit ist ein guter Weiser für ökologisch gesunde Verhältnisse in einem Wald. Während - vor allem nicht standortgerechte - Wirtschaftswälder oft überhaupt keine oder nur eine unzureichende Regenerationsfähigkeit besitzen und auf kostspielige Wiederaufforstungen nach der totalen Nutzung angewiesen sind, produzieren autochthone Waldgesellschaften fast immer genügend Nachwuchs zur Erneuerung ihres Bestandesaufbaues. Vor allem aber ungestörte Klimaxwälder entwickeln in jedem Falle in Zerfallslücken reichlich Nachkommenschaft.

Auch der "Kentriki"-Urwald demonstriert mit seiner großen Verjüngungsfreudigkeit dieses Charakteristikum der Klimaxgesellschaft.

Bereits die Individuen-Tabelle im Abschnitt 3.1 1 (Baumartenmischung) auf Seite 14 weist deutlich den hohen Anteil der Verjüngung am Gesamtbestand aus. Unter Verjüngung werden hier alle Bäumchen bis 8 cm Brusthöhendurchmesser verstanden!

Danach entfallen 87 % der Baumindividuen des gesamten Bestandes auf

die Verjüngung, wobei Tanne und Buche etwa im gleichen Mischungsverhältnis nachwachsen, wie sie im mehrhundertjährigen Altbestand vertreten sind, während die Fichte nur noch extrem wenige Nachkommen (ohne echte Überlebenschancen) besitzt.

Während im Altbestand auf 10 Buchen und Tannen 3 Fichten kommen, enthielten die 300 lfdm. Strukturprofilaufnahmen in der Verjüngung unter 384 Buchen und Tannen nur 3 Fichten!

Diese Tendenz hin zum Bu/Ta-Wald hält schon seit mindestens 100 - 150 Jahren an, weil bis zum Brusthöhendurchmesser von 40 cm der Fichtenanteil an den Bestandesgliedern ebenfalls sehr gering ist (7%).

Hinweise auf ähnliche Beobachtungen bezüglich des Fi-Schwundes werden in der s/o-europäischen Forstliteratur mehrfach gegeben: STEFANOV (1950), GIGOV (1956) und SERCEL (1958) weisen durch ihre waldgeschichtlichen Untersuchungen nach, daß die Fichte im Spätglazial nach der Kiefer den Balkan besiedelt, im Atlantikum (Eisenzeit) mit der Niederschlagszunahme zur Massenverbreitung kommt (Pollenwerte bis zu 60 % im Subatlantikum!) sowie von da ab (etwa 300 J. vor Christi) mit zunehmender Erwärmung ihr erobertes Areal wieder aufgibt.

In historischer Zeit wird für fast den ganzen Balkan ein rascher Rückgang der Fichtenanteile nachgewiesen, wofür ELLENBERG (1974) anthropogen-zoogene Ursachen (Brandrodungen, Viehweide) nennt, während STEFANOV (1950) dahingegen klimatische Veränderungen als Hauptursache betrachtet.

Da die Theorie ELLENBERG's - mindestens im Rhodopenraum - unbestätigt bleibt, eher eine erhebliche Arealausdehnung der Fichte in jüngster Zeit durch anthropogene Einflüsse nachgewiesen werden kann, findet hier nur die These STEFANOV's vom Klima-Einfluß eine Bestätigung. Gerade der "Kentriki"-Urwald ist möglicherweise der beste Zeuge des klimabedingten Fichtenschwundes, weil die Entwicklungstendenz eines Bestandes bzw. Wuchsraumes nur im ungestörten Klimaxwald nachgewiesen werden kann.

Sofern nicht - wie bereits in Abschnitt 3.1 2 zur Diskussion gestellt - eine vorangegangene Katastrophe größeren Ausmaßes Grund für den früher höheren Fichtenanteil gewesen sein sollte, kann daher heute angenommen werden, daß Weißtanne und Buche seit etwa 2000 - 2500 Jahren allmählich die ehemals sehr viel fichtenreicheren (vielleicht

sogar reinen Fichten-) Vorbestände erobert haben und z.Zt. restlos ablösen. Dieser Aussterbeprozess dürfte bei der Altersstruktur der Fichte in etwa 150 Jahren abgeschlossen sein.

Forstökologisch besonders interessant ist die Analysierung der Verjüngungsabläufe im unbeeinflussten Wald, weil hier durch das Studium natürlicher Vorgänge wertvolle Erfahrungen für die waldbauliche Behandlung naturnahe aufgebauter Wirtschaftswälder gesammelt werden können (z.B. für Plenter- oder Femelschlagsysteme).

Der Bu/Ta (Fi)-Klimaxwald in den Kentriki-Rhodopen demonstriert eindrucksvoll alle ökologisch denkbaren Regenerationsabläufe eines Waldökosystemes, da neben kleinstflächigen Verjüngungen (im Bestandesinneren) auch großflächige Erneuerungen nach vorangegangener Katastrophe (im Kontaktbereich zu den anthropogenen Wäldern der Umgebung) vorgefunden werden.

Auf letztere Situation soll zuerst eingegangen werden:

In den südlichsten (untersten) Partien des Urwaldgebietes - insbesondere zwischen den Waldteilen Zagrardenia und Likolakka - stocken ausgedehnte Sekundärwälder aus Birke, Weide und Aspe mit unterständigem Fichten- und Tannenanflug, der erst im Frostschutz des "Vorwaldes" Fuß fassen konnte und nunmehr allmählich "durchwächst".

Ganz vereinzelt finden sich daneben auch einige Buchen-Sprößlinge. Sofern für diese Situation nicht (oder auch) verheerende Windwürfe verantwortlich sein sollten, kann unterstellt werden, daß diese Vorwälder nach vorangegangenen Waldbränden entstanden sind, wofür auch stellenweise noch Reste verkohlter Baumstümpfe sprechen.

Es handelt sich also um erste Stadien einer beginnenden natürlichen Sukzessionsfolge.

Es werden viele Waldgenerationen vergehen, bis aus diesen einschichtigen Sekundärwäldern über bestandesdynamische Prozesse und soziologische Differenzierungen wieder strukturell gegliederte und baumartengemäß gemischte primäre Urwälder entstehen. Als Primärwald wird hier der langfristig katastrophenunbeeinflusste Klimaxwald im Sinne BASELER's (1932) verstanden - im Gegensatz zum sekundären Urwald, der das Schlußglied der Entwicklung noch nicht erreicht hat!

Ganz anders läuft die natürliche Verjüngung im Klimaxstadium eines Primärwaldes ab: Im Inneren des "Kentriki"-Urwaldes fehlen flächen-

hafte Jungbestandszonen gänzlich, obwohl eine Verjüngungsbereitschaft überall vorhanden ist.

Dadurch, daß die physischen Zerfallsprozesse nur an Einzelgliedern des Bestandes, allenfalls aber an truppweise zusammenstehenden Altbäumen erfolgen, erhält stets nur ein sehr geringer Teil des vorhandenen Verjüngungspotentials eine Überlebenschance: Von 1400 - 4500 (durchschnittlich etwa 2500 - 3000) Jungbäumchen bis 2 m Höhe bleiben je ha nur etwa 200 - 250 Stck. (= ca. 6 - 7 %) übrig, die sich in der nächsten Höhenklasse (2 - 10 m) behaupten können.

Offensichtlich erfolgt hier - im Gegensatz zu Altersklassenkulturen, die räumlich wie zeitlich geschlossen in vollem Licht aufwachsen - eine sehr frühe qualitative Differenzierung und quantitative Auslese: Wer zuerst in den Lichtschacht der Bestandeslücke hineinwächst, nützt dessen spärliches Sonnenlicht alleine und schaltet somit die Konkurrenz wirksam aus.

Ein "Dickungsschluß" entsteht deshalb - zumindest in diesem Ökotyp des Waldes - nicht.

Auffallend ist die außerordentliche Feinastigkeit und heliotrope Wuchsform des Nachwuchses, wie sie auch aus naturnah aufgebauten Wirtschaftswäldern (z.B. Plenterwäldern) her bekannt ist (vergl. TREPP, 1974).

3. 1 5 Strukturelle Bestandesgliederung

Wie bereits aus den Individuentabellen (3.1 1), aber auch aus den Vorratstabellen (3.1 2) sowie aus der Beleuchtung der Verjüngungsabläufe (3.1 4) ersichtlich wurde, handelt es sich beim "Kentriki"-Urwald um einen stark strukturierten, vielschichtigen Klimaxwald.

Dies muß hier deutlich betont werden, da über die Bestandesstrukturen in ungestörten Waldökosystemen in der Naturwaldforschung durchaus keine einhellige Meinung herrscht, und zwar nicht nur bzgl. ökologisch unterschiedlich zu wertender Urwälder (z.B. Schatt- oder Lichtholzurwälder), sondern auch innerhalb vergleichbarer Ökotypen wie z.B. montane und subalpine Bergmischwälder der Bu-Ta-(Fi)-Zone.

Besonders klar zeigt sich die Vielschichtigkeit, wenn man die Bestandesstruktur vertikal analysiert, wobei hier die Verjüngung (bis zu 2 m Höhe) bewußt unberücksichtigt bleiben soll.

Von der Gesamtbaumzahl entfallen demnach in den beiden Strukturprofilen:

		Profil I	Profil II
in die Höhenklasse	2 - 10 m =	31 %	26 %
" "	11 - 20 m =	26 %	20 %
" "	21 - 30 m =	21 %	34 %
" "	31 - 40 m =	13 %	15 %
" "	über 40 m =	9 %	5 %

Die starke Vertikalgliederung der Bestockung wird deutlich. (Siehe hierzu auch Graphik 5 im Anhang!)

Wie sehr über die Strukturbeschaffenheit von Urwäldern in der Naturwaldforschung verschiedene Meinungen herrschen, zeigt die Auswertung der bisherigen Untersuchungen in europäischen (fast ausschließlich südosteuropäischen) Wäldern.

Während DIEMITZ (1905), GERHARDT (1923), SCHENK (1924), MÜLLER (1929), TREGULOV (1941) und FUKAREK (1958) eine extreme "Einschichtigkeit" vorfinden, weisen RUBNER (1925 u. 1930), HESMER (1930), FRÖHLICH (1930, 1932, 1937), MAUVE (1931) und ZEDNIK (1939) auf starke Ungleichartigkeit und das Vorhandensein zahlreicher Stärkeklassen hin.

Die - teilweise bis zum heftigen Disput - geführten Auseinandersetzungen um die Richtigkeit der einen oder anderen These erhalten durch die systematischen Urwald-Analysen LEIBUNDGUT's (1959) ihre klärende Antwort. LEIBUNDGUT zeigt - insbesondere am Beispiel des Urwaldes von Dobroc - wie durch unterschiedliche Zerfallserscheinungen entweder langfristige und kleinstflächige oder aber plötzliche und dann meist auf größerer Fläche ablaufende Verjüngungsvorgänge ausgelöst werden können, aus denen dann ganz unterschiedliche Bestandesgefügetypen entstehen. Er findet am häufigsten horst- und gruppenweise Verjüngungen nach allmählicher Kronendachauflockerung

durch klimatische oder (und) pathologische Einflüsse in der "Alterungs"- und "Zerfallsphase" des Klimaxwaldes. Manchmal setze die Bestandeserneuerung jedoch plötzlich und über Vorwaldsukzessionen ein, wenn sie durch Katastrophen (Wind, Feuer, Insekten) ausgelöst werde. Selten nur wird seiner Meinung nach die "Plenterungsphase" vorgefunden, nämlich dann, wenn nur ein ganz langsamer Auflösungsprozeß im Hauptbestand stattfindet.

LEIBUNDGUT stützt damit die Behauptungen von TSCHERMAK (1910), MARKGRAF u. DENGLER (1931), ZEDNIK (1939) und WECK (1956), daß in Urwäldern sowohl mehrschichtige als auch einschichtige Gefügetypen gegeben sein können, wobei jedoch Einschichtigkeit in Bergmischwäldern ein ziemlich sicheres Anzeichen dafür ist, daß diese Wälder nach vorangegangenen Flächenkatastrophen entstanden sind und sich noch nicht im ausgereiften Endstadium befinden. WECK unterscheidet deshalb - ähnlich wie BASELER (1932) - nach "primären Schlußwäldern" und "temporären Naturwäldern".

Aus der Diskussion um Urwaldgefügetypen geht klar hervor, daß offensichtlich mehrfach Naturwälder vor ihrem ökologischen Endstadium als Klimaxwälder bezeichnet wurden, was zwar möglicherweise bereits hinsichtlich ihrer Baumartenmischung, nicht jedoch bezüglich ihrer Bestandesstrukturierung berechtigt ist.

Hier wird der große Forschungswert des "Kentriki"-Urwaldes ersichtlich, weil alle Verjüngungszyklen parallel verfolgt werden können, insbesondere aber der - nach LEIBUNDGUT so seltene - Fall der "plenterähnlichen" Regeneration eines vertikal reich gegliederten Schlußwaldes großflächig vorliegt.

Strukturverschiebungen nach vorratsreichen oder aber starkholzärmeren und verjüngungsreicheren Partien werden zwar kleinstflächig innerhalb des Gesamtbestandes beobachtet. Da sie jedoch allenfalls in gruppenweiser Ausdehnung (unter 0,1 ha!) auftreten, die Gesamtbestockung aber über mehrere Hundert Hektar ein ausgewogenes Bild aller Alters- und Höhenklassen wiedergibt, kann für den "Kentriki"-Urwald keine zeitlich-räumliche Trennung nach 1) Optimalphase (Vorratsreichtum, geringe soziologische Umsetzung), 2) Alterungsphase (Vorrats- und Zuwachsschwund) und 3) Zerfallsphase (Auflösung des Hauptbestandes) für den gesamten Wald nachgewiesen werden.

Damit beweist der "Kentriki"-Urwald als einer der ganz wenigen europäischen Urwälder durch seine strukturelle Konstellation, daß der

Klimaxwald aus Buche und Tanne (Fichte) zu einem geschlossenen und weitgehend ausgeglichenen Organismussystem heranreifen kann, in dem Mortalität und Regeneration sich im vollzyklischen Gleichgewicht befinden, wodurch dieser Ökotyp ein Höchstmaß an Stabilität und Stetigkeit erreicht.

3. 2 Fauna

3.2.1 Grundsätzliches; Tiergeographie

Infolge der natürlichen Beschaffenheit der Urwaldbiotope, aber auch aufgrund der Abgeschiedenheit und Unwegsamkeit des Geländes konnte sich in den Kentriki-Rhodopen (wie auch in einigen anderen Teilen der Rhodopen) eine noch völlig intakte, autochthone Tiergesellschaft erhalten, wie sie nur noch ganz selten in der europäischen Bergwaldstufe zu finden ist.

Vor allem das Vorhandensein von Großraubwild wie Bär, Wolf und Luchs verdient hervorgehoben zu werden, weil hiermit ein natürliches Regulativ für die obere Populationsentwicklung vieler Beutearten, insbesondere des Schalenwildes, gegeben ist (siehe hierzu Abschnitt 3.2.3).

Tiergeographisch ist der Rhodopen-Raum deshalb besonders interessant, weil er - zusammen mit dem Pindusgebirge im nordwestlichen Griechenland - die Südgrenze vieler für die gemäßigte westpaläarktische Region typischer Faunenelemente darstellt, insbesondere vieler Vogelarten (vergl. BAUER/HODGE, 1970).

So erreichen hier z.B. Auerhuhn (*Tetrao urogallus*), Haselhuhn (*Tetrastes bonasia*), Tannenhäher (*Nucifraga caryocatactes*) und Waldschnepfe (*Scolopax rusticola*) - um nur einige allgemein bekannte Arten zu nennen - die absolute Südgrenze in ihrem Verbreitungsareal.

Für den Rothirsch (*Cervus elaphus*) stellen die Rhodopen den südöstlichsten Vorposten im Verbreitungsgebiet dar, der Fuchs (*Vulpes vulpes*) trifft hier auf das Areal des Schakals (*Canis aureus*), womit - ähnlich wie durch vegetationsgeographische Arealweiser - das Rhodope-Gebirge als Überschneidungszone zwischen äußerst unterschiedlichen Lebensräumen charakterisiert wird.

Vor der faunistischen Betrachtung und ökologischen Interpretation der im "Kentriki"-Urwald registrierten Tierarten muß noch einmal klargestellt werden, daß hier nur eine sehr unvollkommene Liste genannt werden kann, die sich im wesentlichen auf einige Großformen (vor allem größere Säugetiere) sowie leicht beobachtbare und fehlerfrei bestimmbare Arten (insbesondere Vögel) beschränkt, während z.B. die große Zahl der vorkommenden Insekten fast gänzlich unberücksichtigt bleiben mußte. Dies ist bedauerlich, weil gerade die Insekten eine ökologisch ähnlich interessante Aussage erwarten lassen wie die Vogelwelt.

3.2 2 Avifauna

Bergwälder enthalten von Natur aus im Vergleich zu Wäldern der Ebene und kollinen Stufe allgemein relativ wenige Vogelarten, weil mit zunehmender Höhenlage sich ihre Ernährungsbasis verschlechtert und nur Arten Überlebenschancen haben, die sich den harten Umweltbedingungen anpassen können.

Diese an sich schon ungünstigen Voraussetzungen der Bergwälder werden zunehmend verschlechtert durch die Nutzungsintensivierung der Forstwirtschaft, die heute aufgrund technischer Hilfsmittel (Erschließungs- und Transporttechnik) in der Lage und im Begriff ist, auch die entlegensten und unwegsamsten Gebirgswaldungen zu erreichen. Hierbei wird in den meisten Fällen durch den Umbau der oft vielschichtig aufgebauten und natürlich gemischten, autochthonen Waldtypen in fast immer einschichtige und meist ungemischte Altersklassenwälder die Situation für die Bergvogelwelt ständig problematischer und das bereits relativ schmale Artenspektrum noch weiter eingeengt (SCHERZINGER, 1972).

Vor allem der rasche Abbau alter, ausgereifter Waldreste mit hohem Totholzanteil für Höhlenbrüter wirkt sich teilweise fatal auf bestimmte - für den Bergwald oft besonders charakteristische - Arten aus (z.B. montane Spechtformen, Kauzarten, Hohltaube u.a.).

Diese allgemeingültige Feststellung trifft ganz besonders auch auf Griechenland zu, wo seit Jahrhunderten die Bergwälder durch vieler-

lei Einflüsse und Ursachen überstrapaziert und oft zerstört worden sind. Technische Perfektion ermöglicht nunmehr seit etwa 2 Jahrzehnten die Nutzung der entlegensten und schwierigsten Standorte. Der wirtschaftliche Zwang zur zügigen Erschließung und Ausnutzung dieser Rohstoffreserven wird bald den totalen Abbau der alten Bergwaldreste mit sich bringen.

Es ist eine wichtige Aufgabe für den Naturschutz, hier wenigstens einige wenige Reste natürlicher Bergwälder als Biotopschutzgebiete für die autochthone Tierwelt zu erhalten.

In besonderem Maße gilt dies für das in den Kentriki-Rhodopen vor-
gefundene Urwaldgebiet, weil hier einerseits ein völlig ungestörtes Ökosystem gegeben ist und andererseits eine tier- wie pflanzengeographisch für Griechenland außerordentlich seltene Lebensgemeinschaft angetroffen wird, was vor allem anhand der ornithologischen Bestandsaufnahme nachgewiesen werden kann.

Dies fällt besonders auf dem direkten Anstieg vom Nestos-Tal hinauf zum Rhodopenkamm auf (ca 1200 m Höhenunterschied auf etwa 18 Straßen-km), wobei man auf diese relativ kurze Distanz aus der (sub)mediterranen Fauna (z.B. repräsentiert durch Vogelarten wie Bienenfresser, Blauracke, Kappenammer etc.) in die boreal-alpine (mit Dreizehenspecht, Tannenhäher, Haubenmeise u.a.) gelangt.

Wie sehr die Vogelwelt in den oberen Gebirgslagen (etwa ab 1200 m ü. NN.) der mitteleuropäischen gleicht, besagt die Tatsache, daß von 48 registrierten Arten 38 typische "Mitteleuropäer" sind! (16 Arten(1) erreichen hier den Südpunkt ihres geschlossenen Brutareals in der westlichen Paläarktis).

Darüber hinaus zeigen 13 Arten als klima-zonale Bergwaldformen montane bzw. hochmontane, weitere 8 Arten alpine Lebensräume an.

Grundsätzlich fällt der relative Artenreichtum für Bergwaldzonen auf: Es wurden 37 Vogelarten in der kurzen Beobachtungszeit registriert; die tatsächliche Artenzahl dürfte sogar noch um 10 - 20 Arten größer sein, da dieser Waldtyp aufgrund seiner Vegetationszusammensetzung und seines Reifestadiums (Altbäume, Totmasse) als potentieller Biotop für weitere typische Bergwaldvogelarten gesehen werden muß (z.B. Uhu *Bubo bubo*, Sperlingskauz *Glaucidium passerinum*, Sperber *Accipiter nisus*, Weißbrückenspecht *Dendrocopos leucotos*, Haselhuhn *Tetrao bonasia*, Ringdrossel *Turdus torquatus*, Zwergfliegenschnäpper *Ficedula parva* u.a.).

Avifaunistische Auswertung

(Im Anhalt an VOOUS 1962; BAUER/HELVERSEN/
HODGE/MARTENS, 1969; BAUER/BÖHR/MATTERN/
MÜLLER, 1973; TISCHLER, 1955)

- A r t n a m e -

I. Bu/Ta/Fi-Urwald

		habitat- Bindung bzw. Bevorzugung						
		Bodenzone	Unter-/Zwischenstand	Kronenraum	Tot- bzw. krankes Holz	Typische Bergwaldarten	alpine Arten	Südgrenze im Verbr.-Areal
Europ. Tannenhäher	Nucifraga caryocatactus			x		x		x
Kolkrabe	Corvus corax	o		o			x	
Auerhuhn	Tetrao urogallus	o		o		x		x
Ziegenmelker	Caprimulgus europaeus	x						
Waldschnepfe	Scolopax rusticola	x						x
Hohltaube	Columba oenas	o		o	x			
Ringeltaube	Columba palumbus	o		o				
Kuckuck	Cuculus canorus		o	o				
Buntspecht	Dendrocopus major	o	o	o	x			
Schwarzspecht	Dryocopus martius	o	o	o	x	x		
Grauspecht	Picus canus	x			x	x		x
Dreizehenspecht*	Picoides tridactylus	o	o	o	x	x		x
Fichtenkreuzschnabel	Loxia curvirostra			x		x		x
Amsel	Turdus merula	x	o					
Singdrossel	Turdus philomelos	o	o	o				
Misteldrossel	Turdus viscivorus	o	o	o				
Buchfink	Fringilla coelebs	o	o					
Gimpel	Phyrrhula phyrrhula		x			x		x
Girlitz	Serinus serinus			x				
Zaunkönig	Troglodytes troglodytes	x	o					
Rotkehlchen	Erithacus rubecula	x	o					
Haubenmeise	Parus cristatus		o	o	o	x		x
Kohlmeise	Parus major	o	o	o	o			
Blaumeise	Parus caeruleus		o	o	o			
Weidenmeise	Parus montanus		o	o	x	x		x
Sumpfbeise	Parus palustris	o	o	o	o			x
Kleiber	Sitta europaea		o	x	x			
Waldbaumläufer	Certhia familiaris		o	x	o	x		
Berglaubsänger	Phylloscopus collybita		o	x				x
Waldlaubsänger	Phylloscopus sibilatrix	o	x					x
Zilpzalp	Phylloscopus collybita		o	x				x
Mönchsgrasmücke	Sylvia atricapilla	x	o					
Gebirgsbachstelze	Motacilla cinerea	x				x		
Mäusebussard	Buteo buteo							
Habicht	Accipiter gentilis							
Waldkauz	Strix aluco							
Rauhfußkauz	Aegolius funereus				x			x

Legende: (gilt nur für habitat-Definition!)

x = sehr stark ausgeprägte Bindung

o = übrige Schwerpunkte im habitat

(Fortsetzung)

II. Beobachtungen in angrenzenden bzw. eingeschlossenen Biotopen: An Felshängen, in subalp. Zwergstrauchgesellschaften sowie auf Bergmatten

		Typische Bergwaldarten	alpine Arten	Südgrenze im Verbr.-Areal
Habichtsadler	Hieraetus fasciatus	x		
Zwergadler	Hieraetus pennatus			
Schmutzgeier	Neophron percnopterus			
Alpensegler	Apus melba		x	
Mauerläufer	Tichodroma muraria		x	
Steinhuhn	Alectoris graeca		x	
Alpenbraunelle	Prunella collaris		x	
Baumpieper	Anthus trivialis			
Wasserpieper	Anthus spinoletta		x	x
<u>III. in weiterer Umgebung beobachtet</u>				
Bartgeier	Gypatus barbatus		x	
Wanderfalke	Falco peregrinus			
Turmfalke	Falco tinnunculus			
Haselhuhn*	Tetrastes bonasia	x		x
Steinrötél	Monticola saxatilis		x	

* = keine visuelle Bestätigung, sondern Nachweis indirekt anhand untrüglicher Merkmale:

Dreizehenspecht: arttypische Hacktechnik (an Urwaldfichten)

Haselhuhn: frisch angelegte Huderpfanne in potentielltem Biotop (Eiche, Buche, Vogelkirsche, Elsbeere, Eberesche, Haselnuß, Schlehe, Wacholder), 25 km westlich des Urwaldgebietes (Waldteil "Tsangga" oberhalb des Bergdorfes Skaloti: hier wurden 1964 bei der Herbstjagd 2 Haselhühner erlegt, die für Griechenland die einzigen Belegexemplare seither sind).

Mit dieser neuen (ornithologischen) Bestätigung dürfte erwiesen sein, daß das Haselhuhn griechischer Brutvogel ist.

(Fortsetzung von Seite 27)

Die Präsenz des Uhu im Urwaldgebiet wurde durch Aussagen von Förstern behauptet. Zur akustischen Bestätigung mehrerer visuell schwer zu erfassender Vogelarten war leider die Jahreszeit ungünstig (längst beendete Balzzeit-Rufaktivität und Stimulansmöglichkeit: z.B. für Uhu, Sperlingskauz, Haselhuhn!). Nach Aussagen von Jägern (vor allem im Bergdorf Skaloti) kommen in den Kentriki- und in den westlich anschließenden Dhitiki-Rhodopen auch der Steinadler *Aquila chrysaetos*, der Gänsegeier *Gyps fulvus* und möglicherweise auch der Mönchsgeier *Algypius monachus* vor. Alle Geierarten seien jedoch "seit vielen Jahren sehr viel seltener als früher" geworden, wofür mit Sicherheit ernährungsökologische Gründe verantwortlich zu machen sind (Aufgabe der Bergweide: Kadaverschwund!). Während der Gänsegeier durch seine strikte Bindung an Felsbrutplätze nicht zur Fauna des Urwaldes gerechnet werden kann, besteht durchaus die Möglichkeit, daß die gelegentlich auch auf Bäumen brütenden Arten Steinadler und Mönchsgeier - zumindest hinsichtlich der Brutplatzwahl - zur potentiellen Vogelfauna des Urwaldgebietes bzw. seiner Umgebung gerechnet werden können.

Die ökologische Auswertung der im Klimaxwald registrierten Vogelarten liefert in mehrfacher Hinsicht hochinteressante Ergebnisse: Zunächst zeigt die Trennung nach Arten mit signifikanter habitat-Nischen-Bindung sehr deutlich, daß ein mehrschichtig aufgebauter Wald wesentlich mehr Arten enthalten kann, als ein Altersklassenwald, weil alle habitat-Zonen als intakte Lebensräume zur Verfügung stehen. Dies beginnt mit der auf ganzer Fläche biologisch aktiven Bodenzone (einschl. Verjüngung) mit ihren spezialisierten "Bodenvogelarten" wie z.B. Waldschnepfe, Ziegenmelker und Grauspecht oder den nur bis in den Unterstand aufsteigenden Arten Zaunkönig, Rotkehlchen und Mönchsgrasmücke.

Entgegengesetzt steht "Kronenspezialisten" wie Fichtenkreuzschnabel und Tannenhäher, in weniger extremer Ausprägung auch Girlitz, Zilpzalp oder Kuckuck ständig Biotop im Kronenbereich der Altbäume zur Verfügung.

Dahingegen spalten sich derartige Arten mit strenger Nischen-Bindung

bei der Umformung stark strukturierter Naturwälder in Altersklassenforsten - und damit fast immer einschichtiger Waldtypen - zwangsläufig auf: Bodenspezialisten verschwinden über Jahrzehnte, weil nur kurze Zeit intakte Bodenvegetation z. Vfg. steht (nämlich in der frühen Jugend und im hohen Alter des Bestandes); Kronenspezialisten können nur ältere Bestände "nutzen".

Noch eindrucksvoller zeigt sich die Biotopqualität des ausgereiften Klimaxwaldes bei Arten, die sowohl Altbäume als auch eine biologisch gesunde Bodenvegetation benötigen: vor allem Taubenarten (z.B. Ringel- und Hohltaube) und die im Walde vorkommenden Rauhfußhühnerarten Auer- und Haselhuhn, des weiteren auch (schwächer ausgeprägt) für den Kolk-
raben. Während die Tauben den Kronenbereich als Nistraum und die Bodenvegetation als Nahrungsquelle brauchen, brauchen die Rauhfußhühner eine intakte und schutzbietende Bodenvegetation als Nistplatz und Nahrungsquelle (vor allem für die Jungvögel) sowie den Kronenbereich (insbesondere der Nadelbäume) zur Winterernährung oder aber auch zur Baumbalz.

Die Bedeutung der Strukturelemente bzw. des Reifestadiums in Naturwäldern wird damit klar: Während ausgereifte Waldökosysteme den Arten mit hohen Biotopansprüchen auf ganzer Fläche als potentielle Biotope zur Verfügung stehen, bieten Altersklassenwälder mit ihrer räumlichen Trennung der einzelnen Biotopelemente stets nur an deren "Grenzlinien" ausreichende Lebensmöglichkeiten (vergl. ODUM, 1971; STEIN, 1974).

Ähnlich günstig wirkt sich die Vertikalgliederung des "Kentriki"-Urwaldes auf Vogelarten aus, die alle Strukturzonen ausnutzen (wie z.B. Sing- und Misteldrossel, Kohlmeise, Sumpfmeise, Buntspecht, Schwarzspecht und Dreizehenspecht), weil mit der Mehrung der Strukturelemente eine Optimierung ihres Biotopes eintritt.

Neben den überraschenden Ergebnissen hinsichtlich der Artenvielfalt aufgrund der optimalen Strukturkonstellation liefert der "Kentriki"-Urwald vor allem eindrucksvolle Aussagewerte über die Abhängigkeit von Großhöhlenbrütern vom Alter und damit Reifestadium eines Waldes. Im Gegensatz zu Wirtschaftswäldern, in denen die ältesten Bäume prinzipiell vor Eintritt ihres physischen Zerfalls entnommen werden, liefert der unbeeinflusste Klimaxwald über kränkelnde und absterbende Bestandesglieder ständig Faulholz, dessen Insektenpotential intensiv von darauf spezialisierten Vogelarten genutzt wird (im "Kentriki"-Urwald vor allem Buntspecht, Dreizehenspecht, Schwarzspecht, mögli-

cherweise auch Weißrückenspecht, weiterhin Kleiber und Waldbaumläufer). Zugleich bieten diese Baumleichen und Absterbenden ideale Brutmöglichkeiten für die genannten Arten sowie weiterhin für den ernährungsökologisch an den Boden gebundenen Grauspecht und die höhlenzimmernde Weidenmeise. Darüberhinaus werden in Bergwäldern die alten Schwarzspechthöhlen in den Folgejahren von den "Brutschmarotzern" Hohltaube und Rauhfußkauz übernommen, (die kleineren und Dreizehenspechthöhlen vom Sperlingskauz).

So ermöglichen ausscheidende Bestandesglieder die Existenz mehrerer typischer Waldvogelarten (im "Kentriki"-Urwald mindestens 8, möglicherweise 10 Arten = fast ein Viertel aller registrierten Spezies!). Auch die im Abendflug recht zahlreich beobachteten Fledermäuse im Urwald sind direkte Nutznießer dieser Situation, da ihr Überleben in den harten Bergwaldwintern nur in den Spechthöhlen möglich ist.

Wie sehr also Artzusammensetzung und Siedlungsdichte vieler für das Ökosystem Wald äußerst wichtiger Arten (z.B. Käuze als Mäusefeinde, Fledermäuse als Insektenvertilger etc.) vom Vorhandensein eines Mindestfaulpotentials im Bestandaufbau abhängig sind, kann leicht ermessen werden.

Da durch oft mißverstandene und übertriebene "Waldhygiene" für alle diese vom Totholz abhängigen Waldfaunenglieder die Situation in Wirtschaftswäldern zunehmend ungünstiger wird, werden entsprechende Biotopschutzforderungen seitens der Ornithologie, aber auch seitens der Forstpathologie laut.

Dringend nötig wären exakte Untersuchungsergebnisse aus intakten Waldökosystemen als Vergleichsmaßstäbe gegenüber beeinflussten, vor allem aber gegenüber labilen Waldtypen.

Hier bietet der "Kentriki"-Urwald ein ideales Untersuchungsfeld für den Avifaunisten und Ökologen, da auf ganzer Fläche hohe Faulholzmassen vorhanden sind: Das Faulpotential beträgt in den Strukturprofilen 15 % (I) bzw. 21 % (II) der gesamten Bruttomasse an Holz, also zwischen 250 und 350 m³ je ha (ca. zur Hälfte stehend, zur Hälfte am Boden liegend).

Wenn man bedenkt, daß diese Holzmasse der ausscheidenden bzw. ausgeschiedenen Bestandesglieder im "Kentriki"-Urwald 2 - 3 mal so groß ist wie der durchschnittl. in der Bundesrepublik Deutschland auf dem Hektar stockende Wald insgesamt (132 m³; vergl. MANTEL, 1974)

oder sogar 4 - 5 mal so groß wie der europäische Vorratsdurchschnitt (75 m^3 ; vergl. FAO, 1955), dann kann man den ungeheuren Wert dieser Biomasse für den gesamten Waldorganismus ermessen! Selbst vorratsreichste Waldgesellschaften Mitteleuropas erreichen mit ihrem durchschnittl. Gesamtvorrat nur etwa das Totholzvolumen des "Kentriki"-Klimaxwaldes (z.B. Nationalpark Bayrischer Wald = 301 m^3). Im Vergleich zu allen anderen Landschaftsformen (ELLENBERG, 1973) stellt damit der Bu/Ta(Fi)-Klimaxwald das höchstorganisierte, biomassenreichste Ökosystem Europas dar!

Der Biotop der Waldfauna wird durch den enormen Totholzanteil auch deshalb so stark bereichert, weil die Zahl der habitat-Nischen mit der Mehrung der Biomasse und dabei insbesondere der Abbaustoffe (Stämme, Äste, Rinde, Humus) durch Schichtung und Zonenabgrenzung zunimmt (vergl. ODUM, 1963).

Für den "Kentriki"-Urwald kann dies hier zwar nicht quantitativ, auf jeden Fall aber qualitativ behauptet und bestätigt werden, weil ein für die Bu/Ta(Fi)-Zone ganz ungewöhnlich reiches Insektenleben vorgefunden wurde, dessen exakte Bestandesaufnahme dringend erforderlich wäre.

Auch Siedlungsdichteuntersuchungen bei einigen Vogelarten brächten mit Sicherheit interessante Ergebnisse. Während ausgesprochen dominante Arten - wie in Wirtschaftswäldern oft vorhanden - nicht festgestellt werden konnten, dürfte z.B. (um nur ein Beispiel einer durch forstwirtschaftliche Nutzungen erheblich eingeeengten Formen-
gruppe zu nennen!) die Dichte der Spechtbrutpaare aufgrund der vielen Totbäume ungewöhnlich hoch sein. Sie wird - vorsichtig geschätzt - mit etwa 3 Schwarzspechtpaaren und 8 - 10 Buntspechtpaaren auf 350 ha untersuchter Fläche angegeben; d.s. Brutreviere von etwa 120 ha Größe (Schwarzspecht) bzw. 40 ha (Buntspecht). Im Vergleich hierzu BRD: Für westdeutsche Mittelgebirge 400 - 800 ha (Schwarzspecht; nach BLUME 1973) und 150 - 250 ha (Buntspecht; BLUME mdl.)

Zum Schluß der orni-ökologischen Betrachtungen sei noch darauf hingewiesen, daß das Vorkommen einiger wärmeliebender Vogelarten wie vor allem das der Ziegenmelker, des Berglaubsängers und des Girlitzes für die Höhenlage und Klimasituation außergewöhnlich und bemerkenswert ist. Besonders der Ziegenmelker, als "Heidewaldtyp" bzw.

Vogel lichter Laubholz- und Kiefernwaldgesellschaften tieferer Lagen und der Ebenen überrascht sehr.

Ökologisch können diese Vorkommen nur mit den kleinklimatisch günstigen Verhältnissen im Bestandesinneren des Urwaldes erklärt werden.

Wie sehr die schützende Baumvegetation im Urwald die Temperaturextreme abmildert, zeigen die mittels Maximum-Minimum-Thermometern durchgeführten Messungen an drei ökologisch unterschiedlichen Stellen:

	Nachtminimum	Tagesmaximum
a) unter geschlossenem Kronendach im Urwald	<u>9,5° C (!)</u>	16° C
b) in Zerfallslücke 20 m x 20 m	8,0° C	18,5° C
c) auf der Freifläche (nahegelegener Wiese 60 m x 120 m)	<u>4,5° C (!)</u>	22,5° C

(Messungen am 14. und 15.6.1975 in 1690 m ÜNN.; 0,3 m über dem Boden im Schatten!)

Die Spanne zwischen den Extremen ist auf Freiflächen (18,0° C) ohne schützendes Kronendach bzw. seitlichem Bestandesschutz fast dreimal so groß wie im Klimawald (6,5° C). Trotzdem erwärmten sich Zerfallslücken im Urwald tagsüber (vor allem am sonnenexponierten Rand) beachtlich.

Noch wesentlicher aber ist für kälteempfindliche Tierarten die stark temperaturmildernde Wirkung des Bestandesgefüges: die Abkühlung nachts wird drastisch gelindert, Spätfröste werden möglicherweise zu dieser Jahreszeit gänzlich vermieden.

Welchen Einfluß Klimafaktoren auf die Überlebenschancen des Nachwuchses und damit die Entwicklung der Populationen von Waldvogelarten (insbesondere für Bodenbrüter wie Rauhfußhühner, Ziegenmelker und Schnepfenvögel) haben können, ist insbesondere aus physiologischen und faunistischen Untersuchungen an Auerhühnern bekannt. Während MÜLLER (1974) in der Wildbahn eine enge Korrelation zwischen Mai/Juni-Durchschnittstemperaturen und Nachwuchsquote aufzeigte, ermittelten HÖGLUND (1955) und WEITBRECHT (1974) experimentell den kritischen Schwellenwert für die Lebensfähigkeit von Auerhühnküken in den ersten 3 Wochen nach dem Schlüpfen; danach nimmt die Absterbquote

- vor allem frisch geschlüpfter - Küken bei Temperaturen unter $10 - 11^{\circ} \text{C}$ drastisch zu (bis zu 70 %!), wobei ein starker Körperwärmeverlust bei extrem niedrigen Außentemperaturen auch durch kräftige Erwärmung (z.B. in der Mittagssonne) offensichtlich nicht ausgeglichen werden kann und die (meist) zum Tode führende Kältestarre ausgelöst wird (HÖGLUND, 1955).

Temperaturmildernde Bestockungsformen sind daher einer der vielen Faktoren im Kriterienkomplex ökologisch anspruchsvoller Tierarten. Entscheidend ist dabei die Frage, ob der potentielle Nahrungsraum (bei Bodenbrütern also die Bodenvegetation) räumlich mit dem klimatisch möglichen Aufenthaltsraum (Milieuzone) kongruent ist - wie dies in Klimaxwäldern der Fall ist - , oder aber ob durch bestimmte (nicht mehr "naturgemäße") forstliche Waldstrukturveränderungen - z.B. durch flächenhafte Altersklassentrennung - beide lebenswichtigen Biotopkomponenten auseinandergerissen werden!

Am Objekt sieht das etwa so aus:

Solange der Aufzuchtsbiotop ("Jungwald") für die Auerhuhnküken im Klimaschutz des "Altwaldes" liegt, ist die Existenzgrundlage für diese Spezies gesichert. Würde die Henne aber gezwungen, ihre Küken zur Ernährung in kaltluftungeschützte Freiflächen zu führen (eine Anpflanzung oder zügig geräumte Naturverjüngung ist klimatologisch eine Freifläche!), weil nur hier ausreichendes Nahrungsvolumen zur Verfügung steht, dann ist die Gefahr der Nachwuchs-Mortalität sehr groß und die Überlebenschance einer Population sehr gering bzw. - mit zunehmender Flächengröße - genommen. Die gewonnenen Klimadaten aus nur einer vergleichenden Temperaturmessung im "Kentriki"-Urwald beweisen dies bereits, weil es sich um genau die kritischen Tage nach den Kükenschlüpfterminen bei Auerhühnern in dieser Höhenlage handelt.

Mit diesem ökologischen Beispiel soll die große Abhängigkeit empfindlicher Arten von der habitat-Beschaffenheit klargemacht werden und der große Wert von Klimaxwäldern und naturgemäß bestockten Wäldern für das Überleben solch anspruchsvoller und deshalb meist seltener Faunenformen herausgestellt werden.

Überhaupt kann zur avifaunistischen Beleuchtung des "Kentriki"-Urwaldes abschließend festgestellt werden, daß viele Vogelarten als vorzügliche Bioindikatoren für Ökosysteme gewertet werden können.

3. 2 3 Säugetierfauna

Wie bereits erwähnt, können in diesem Gutachten nur einige wenige ökologisch aussagefähige Feststellungen über die Fauna des Urwaldes und seiner unmittelbaren Umgebung getroffen werden, weil für eingehende Untersuchungen vor allem die Zeit fehlte. Abgesehen von der Vogelwelt kommen deshalb nur noch einige Säugetier-Arten zur Betrachtung, vor allem Schalenwildarten sowie Raubtiere.

Zunächst die Feststellungen betreffs des Schalenwildes:

Durch Sichtbeobachtungen bestätigt wurden das Reh *Capreolus capreolus* sowie die Gemse *Rupicapra rupicapra*, wobei das Vorkommen des Gamswildes zwar für einige wenige Hochgebirgsteile Griechenlands wissenschaftlich belegt ist (vergl. KANELIS, u.v.), für die mittleren Rhodopen jedoch Zweifel am Überleben der Art bestanden haben. Jedenfalls herrschte bei befragten Einwohnern, vor allem aber Jägern und Forstleuten, keine einhellige Meinung über die Präsenz der Gams in den Dhitiki- und Kentriki-Rhodopen sowie des südöstlich anschließenden Kouslar-Gebirges. Wenn überhaupt, dann definierte man die Tiere als "wilde Ziegen". Die Gams lebt im mittleren und östlichen Teil des gesamten Urwaldgebietes auf eingeschlossenen Felspartien der Berge Kaneilios und Bagrevitsa (siehe Kartenzeichnung im Anhang!). Bestätigt wurden 15 Tiere, wahrscheinlich beträgt aber der Gesamtbestand aufgrund der Biotopgröße und -qualität 30 - 50 Exemplare.

Die Gams zeigt ein außergewöhnlich vorsichtiges Verhalten, sie reagiert bei Witterung der "Menschenfährte" mit geradezu panischer und weiter Flucht, was vermutlich auf intensive Verfolgung durch den Menschen hindeutet (Bejagung bis zur Einrichtung des Wildschutzgebietes im Jahre 1970; heute möglicherweise noch Wilderei?).

Die Tatsache, daß sie die Bergmatten mit ihrem optimalen Äsungsangebot nicht - wie in den Alpen - nutzt und ständig im suboptimalen Felsbiotop steht, läßt vermuten, daß sie in ständiger Angst vor Wolf und Luchs lebt.

Das Rehwild kommt im gesamten Rhodopenraum vor; Obwohl es ganzjährig geschont ist, erreicht es nicht die hohen Siedlungsdichten, wie sie aus Mitteleuropa bekannt sind. Die Gesamtzahl der Rehe auf ca.

500 ha Urwaldfläche wird auf etwa 10 - 15 Stck. geschätzt, womit auf 100 ha (= 1 km²) eine Dichte von 2 - 3 Stck. gegeben wäre. (in Mitteleuropa 8 - 15, oft noch weit darüber!). Inwieweit hierfür biotische Begrenzungsfaktoren (z.B. Dezimierung durch Feinde) oder aber abiotische Kriterien (z.B. Verlustquote in den strengen, schneereichen Wintern) verantwortlich sind, kann nicht beurteilt werden. Vermutlich spielen beide Faktoren eine erhebliche Rolle. Sicher ist jedenfalls, daß eine primäre Begrenzung der Populationsentwicklung des Rehwildes - und auch des später behandelten Rotwildes - durch das Nahrungsangebot im "Kentriki"-Urwald nicht vorliegen kann - eine z.Zt. heiß diskutierte Frage in der Wild-Ökologie! Danach soll das Nahrungsquantum als Energiequelle - insbesondere das der verfügbaren Knospenmenge im Winter ("harte Äsung") - als Begrenzungsfaktor für die Wilddichte von entscheidenderem Einfluß sein als die Dezimierung durch Raubtiere. Als Begründung für diese These wird eine angebliche Nahrungsarmut in der "Äserzone" des Wildes unter "dem dichtgeschlossenen Urwalddach mit seinem wenigen Unterholz" angegeben, ohne daß dies jedoch quantitativ exakt nachgewiesen wird.

Der "Kentriki"-Klimaxwald liefert hier offensichtlich ganz neue und hochinteressante Ergebnisse und stellt daher auch für die Wildökologie ein hervorragendes Studienmodell dar.

Das Knospenangebot im Äserbereich des Rehwildes z.B. ist nämlich - wie aus der Vegetationsaufnahme hervorgeht - beträchtlich:

Hergeleitet aus den aufgenommenen Strukturprofilen ergibt sich je ha Urwaldfläche eine Gesamtzahl von durchschnittlich 2000 - 2500 "verbeißbaren" (0 - 1 m hohen) Jungbäumchen (da genaue Biomassenberechnungen nicht durchgeführt werden konnten, wird hier das Angebot der "harten Äsung" anhand der Bäumchenzahl repräsentativ zum Ausdruck gebracht!). Auf den gesamten Urwald (500 ha) hochgerechnet bedeutet dies ein Potential von etwa 1 - 1,25 Mio Jungbäumen bis 1 m Höhe, die ständig als Knospen- und Sproßnahrung zur Verfügung stehen.

Bei Umformung des Klimaxwaldes in Altersklasseneinheiten fände eine starke zeitlich-räumliche Konzentration des Knospenangebots auf die Jungwaldflächen statt, weil die übrigen Altersphasen weitgehend als "ernährungsökologische Nullflächen" gewertet werden müssen (jungwuchsfreie Altersphasen = im schlagweisen Hochwald zwischen 85 und 95 % der Umtriebszeit!).

Im Gegensatz zur Klimaxwaldsituation würden 500 ha Altersklassenwald ungefähr folgendes "Verbißholzvolumen" bieten:

Modell I (Fi-Plantage mit 3.300 Pfl./ha; Umtriebszeit 120 Jahre; Verbißphase 8 Jahre) = etwa 7 % der Waldfläche als Verbißraum ständig z.Vfg. = $35 \text{ ha} \times 3.300 \text{ Pfl.} = 115 \text{ Tsd. Verbißhölzer (Fi)}$.

Modell II (Bu - Nat.Verj.Betrieb mit 55.000 Sämlingen je ha (Durchschnittswert von 12 j.-Verj. nach ZENTGRAF, 1951); Umtriebszeit 150 Jahre; Verbißphase 12 Jahre) = 8 % der Waldfläche z. Verbiß ständig z.Vfg. = $40 \text{ ha} \times 55.000 \text{ Pfl.} = 2,2 \text{ Mio. Verbißhölzer (Bu)}$.

Da Fichtenplantagen neben der (äußerst geringen) Fichten-Jungpflanzenzahl jedoch vorübergehend ein zusätzliches Quantum an Lichtholzsämlingen (z.B. Birke, Weide, Aspe etc.) enthalten, muß korrekterweise das potentielle Verbißholzvolumen für das Rehwild erheblich höher angesetzt werden. Aber selbst wenn man diese Dunkelziffer hypothetisch mit dem Zehnfachen der Fichtenmenge ansetzen würde - sicherlich ein extrem hoher Anteil an Beihölzern! - ergäbe dies für 500 ha Altersklassenwald mit Fichte nur ein Verbißholzangebot von annähernd dem gleichen Volumen wie im Klimaxstadium des Urwaldes, nämlich 1 - 1,15 Mio ständig verfügbarer Individuen (Urwald = 1 - 1,25 Mio Ind.)!

Der Buchen-Naturverjüngungsbetrieb (Modell II) böte dahingegen etwa das Doppelte an ständig verfügbaren Verbißhölzern, er muß andererseits jedoch als Nahrungsbiotop gegenüber dem Klimax-Urwald oder auch gegenüber dem Plantagenbetrieb - abgesehen von Mastjahren - als erheblich minderwertiger eingestuft werden, weil dieses Schattholzverjüngungssystem neben dem reinen Knospen- und Sproßholzvolumen ansonsten erheblich vegetationsärmer ist (jahrzehntelanges Ausbleiben von aktiver Bodenvegetation wie etwa im Klimaxwald bzw. Fehlen einer biomassenreichen "Schlagflora" wie bei der Kahlschlagmethode).

Zusammenfassend kann deshalb festgestellt werden, daß das Verbißholzpotential des "Kentriki"-Urwaldes nicht oder kaum geringer ist, als vergleichsweise das des schlagweisen Hochwaldes. Von einer Populationsbegrenzung des Rehes durch einen akuten Mangel an Verbißhölzern - vor allem als möglicher Energieengpaß bei Schneelage -

kann also in diesem Klimaxwald keine Rede sein. Trotzdem ist die Siedlungsdichte des Rehes (vorsichtig geschätzt) mindestens um das Fünffache - wahrscheinlich aber eher Fünf- bis Zehnfache - geringer als im schlagweisen Hochwald!

Es müssen also andere Begrenzungsfaktoren hierfür verantwortlich sein, wobei die Jagd nicht in Frage kommt (ganzjährige Schonzeit!) Wie aus zahlreichen wildökologischen Untersuchungen der jüngsten Zeit bekannt ist, liegt die Rot- und Rehwilddichte in vergleichbaren Gebirgsbiotopen Mitteleuropas trotz Bejagung erheblich höher als in dieser vergleichbaren Rhodopenhöhenlage; d.h. indirekt, daß als primärer Begrenzungsfaktor für die Rehwilddichte der Feindruck durch Raubwild gesehen werden muß. Diese Hypothese wird durch das Vorhandensein von Wolf, Luchs und Bär in dieser autochthonen Tiergemeinschaft des Bergwaldes gestützt.

Ähnliches gilt für den Rothirsch *Cervus elaphus*, der allerdings noch wesentlich seltener vorkommt. Die Griechen bezweifeln sogar seine Präsenz restlos. Einzelne erlegte Exemplare werden als Irrgäste aus Bulgarien angesehen. Daß diese Meinung unzutreffend ist und wahrscheinlich nur aufgrund der weitgehenden Unerforschtheit dieses praktisch menschenleeren Grenzraumes besteht, beweisen zweifelsfreie Anhaltspunkte: In der kurzen Zeit des Aufenthaltes im Urwaldgebiet wurden zwei eindeutige Schlagstellen an einer Fichte bzw. Tanne festgestellt. Da der Hirsch nur vom Ende der Feistzeit (Hochsommer) bis zum Ende der Brunft (Anfang/Mitte Oktober) fegt, kann er somit (zumindest als Sommer-) Standwild bezeichnet werden.

Wie biozönotisch gesund das Verhältnis zwischen Cerviden (Hirsch und Reh) und deren Biotop ist, beweist die großräumig vitale Bodenvegetation (insbesondere der Nachwuchsanteil am Bestockungsaufbau dieses Urwaldes). Auch das ist ein sicherer Weiser für ein noch intaktes Waldökosystem. Mitteleuropäische Klimaxwälder - soweit überhaupt noch in Restpartien vorhanden - leiden dahingegen ganz erheblich unter unnatürlich hohen Schalenwilddichten (Cerviden-Arten), was in vielen Fällen bereits zur völligen Regenerationsunfähigkeit geführt hat.

So weist MAYER (1975) nach, daß die beiden letzten forstlich ungestörten ostalpinen Bu/Ta/Fi- Klimaxwälder "Rothwald" und "Neuwald" in ihrer Existenz bedroht sind, weil der Reh- und Rotwildbestand die Verjüngung restlos verhindert: die Tanne ist spätestens in 10 cm

(Sämlings-) Höhe total verbissen, Buche und Fichte sind spätestens mit 60 cm Höhe abgestorben. ZUKRIGL gibt den Rotwildbestand für den "Neuwald" im Jahre 1963 mit 8,3 Stck./km² (1) an und beklagt, daß dieser Wald "zwar noch ein imposanter Altbestandsrest, aber kein echter Urwald mit natürlicher Dynamik mehr ist" (vergl. hierzu auch das Diagramm im Anhang!).

Auch aus dem tschechoslowakischen Urwaldrest "Kubany" im Böhmerwald wird Ähnliches berichtet: hier setzte die Tannen/Buchen-Verjüngung erst wieder ein, als der Kern des Reservates eingezäunt worden war.

Die Problematik der Schalenwildbestände bei Fehlen des Großbraubwildes bzw. mangelhafter Jagdausübung wird anhand dieser Beispiele aus kleinen mitteleuropäischen Klimaxwaldresten deutlich. Dahingegen zeichnen sich einige südosteuropäische Urwaldreste noch durch einen Gleichgewichtszustand zwischen Produzenten und Konsumenten aus, weil die "Oberregulatoren" überlebt haben und die wichtige Aufgabe der Konsumenten-Reduzierung wahrnehmen.

Auch der "Kentriki"-Urwald zählt zu den wenigen Wäldern Europas, die aufgrund ihres biozönotischen Zustandes noch als intakte Waldökosysteme bezeichnet werden können.

Trotzdem muß in diesem Waldgebiet - wie vermutlich überall an den Rhodopen - die weitere Populationsentwicklung von Reh und Rothirsch kritisch und sorgsam überwacht werden, weil trotz des Vorhandenseins von Raubtieren eine starke Vermehrung eintreten könnte, nämlich dort, wo durch natürliche Wiederbewaldung mehrere Tausend Hektar potentielle - und in der ersten Sukzession optimale - Cerviden-Biototope entstehen.

Das Wildschwein *Sus scrofa* kommt bis in die Bergmischwaldzone der Kentriki-Rhodopen vor, was vor allem im Hinblick auf den winterlichen Schneereichtum überrascht. Sicherlich liegen die Wintereinstände wesentlich tiefer in der klimatisch günstigeren Laubwaldzone (vor allem in Eichenwaldtypen).

Außerhalb des Wildschutzgebietes wird das Wildschwein auf der Herbsttreibjagd bejagt.

Nach dem Schalenwild nun weitere Säugetierarten:

Der Hase *Lepus europaeus* ist durch die Jäger überall in den Rhodo-

pen bestätigt. Inwieweit der Schneehase *Lepus timidus* als boreal-arktische Form die höchsten Gebirgszone bewohnt, konnte nicht einwandfrei geklärt werden. Aufgrund von Kotfunden dieser etwas kleineren Hasenart im Gams-Revier drängt sich jedoch die Vermutung seiner Präsenz auf. Der wissenschaftlich fundierte Nachweis wäre noch zu erbringen.

Komplett sind in den Dhitiki- und Kentriki-Rhodopen noch alle für diese Zone typischen Raubtiere (Carnivorae) vertreten:

Der Fuchs *Canis vulpes* in den montanen und subalpinen Waldtypen, das Schakal *Canis aureus* überwiegend in den wärmeren Unter- und Mittelhängen des Gebirges. Das Schakal wurde aber auch noch in 1250 m Höhe in dem Urwaldgebiet in vorgelagerten Eichenwäldern an einem Holzhauerlager anhand von Spuren bestätigt.

Inwieweit die Wildkatze *Felis catus* als ebenfalls wärmeliebende Art bis in diese Bergzone aufsteigt, ist unklar. Jäger aus dem Dorfe Skaloti kennen sie jedenfalls.

Der Baumarder *Mustela martes* konnte nicht nachgewiesen werden, kommt aber sicher ebenfalls in diesem Waldtyp vor, während Steinmarder *Mustela foina* und Iltis *Putorius putorius* vom Biotop her nicht zu erwarten sind.

Der Dachs *Meles meles* ist den Jägern ebenfalls bekannt. Er dürfte jedoch auch hier seine höchste Verbreitungsgrenze erreichen.

Vom europäischen Großraubwild kommen in den Kentriki-Rhodopen noch alle drei Arten vor (vergl. KANELIS, 1969):

Der Luchs ist durch die südosteuropäische Art *Lynx pardina* vertreten, der Wolf durch die euro-asiatische Hauptform *Canis lupus* (ohne hier eine taxonomisch selbstständige regionale Art oder Unterart auszuweisen).

Der Braunbär *Ursus arctos* dürfte von den drei Großraubtieren die häufigste Art in den Kentriki-Rhodopen sein, da viele indirekte Bestätigungen erfolgten (Trittspuren, Kot, Grabstellen, Weidereste in Hochstaudenfluren, ein unmittelbar vorher verlassenes, noch warmes Lager etc.).

Während vom Bären die vorgenannten untrüglichen Nachweise - vor allem im Urwaldgebiet - erbracht worden sind, konnten Wolf und Luchs nicht selbst bestätigt werden.

Die Ernährungsbasis für den Bären ist besonders günstig, weil einerseits noch mehrere Weideflächen und Wiesen mit großem Vegetationsvolumen an den Urwald angrenzen (Rhodopenkamm) und andererseits im Klimaxwald durch die hohe Faulholzmasse und den sich daraus entwickelnden organisch optimalen Holzhumus (vergl. RUBNER, 1960) die Lebensgrundlage für die Bodenlebewelt (Insekten, Schnecken, Würmer) als wesentliches Glied der Braunbärenernährung gesichert ist. Im "Kentriki"-Urwald fällt die Grabaktivität des Braunbären sehr auf.

Nach Aussagen von Förstern und Holzhauern haben die Braunbären ihre Tages"einstände" bevorzugt in Felsenhöhlen am Südfuß des Berges Kaneilios nahe des Wildbaches sowie am Unterhang der Bagrevitsa (siehe Kartenskizze im Anhang!).

Leider fehlte wegen der Priorität und Dringlichkeit der waldbaulich-ökologischen Urwaldaufnahmen die Zeit für eine ungefähre Populationserfassung der Braunbären. Dies wäre ein wichtiges Objekt der künftigen Faunenerforschung dieses Waldgebietes. Noch schwieriger dürfte die Bestandesschätzung vom Wolf und Luchs sein, weil wegen des großen Aktionsradius dieser Arten (vor allem des Wolfes) nur eine großräumige Erfassung einigermaßen objektive Aussagewerte liefern kann. Die einzig realisierbare Methode wäre die der Spurenauswertung bei Schneelage.

Wenn die Erforschung der Raubtiersituation auch einen hohen Aufwand voraussetzt, so wäre die Klärung von Räuber-Beute-Beziehungen doch von größtem Interesse, weil nur noch die wenigen Landschaften mit alle Tierarten umfassenden Lebensgemeinschaften präzise Aussagen über den zönotischen Konnex zwischen Produzenten und Konsumenten sowie zwischen Konsumentengruppen untereinander (Herbivoren und Carnivoren) zu liefern imstande sind. Nur die wenigen bis zur Raubwildsituation intakten (Wald-) Ökosysteme vermögen die kausalanalytische Klärung fataler Fehlentwicklungen der Vergangenheit und Gegenwart zu erbringen, z.B. die Ursache für die Bestandesentwicklung und Schädenzunahme von bzw. durch die Herbivoren Reh und Hirsch bei Fehlen von Raubwild und anstattdessen Ausübung unzureichender Jagd durch den Menschen!

Der "Kentriki"-Urwald könnte daher - im Zusammenhang mit einem genügend weit abgesicherten Vorfeld - ein für die Biozönose-Forschung äußerst wertvolles Modell darstellen und damit eine Lücke in der Suche nach solchen Ökosystem-Modelllandschaften schließen (vergl. ELLENBERG, 1973).

4. Schutzforderungen

Durch die vorliegende Bestandesaufnahme und Interpretation der Besonderheiten des "Kentriki"-Urwaldes wurde der hohe biologische Wert dieses Klimaxwaldes als Forschungsmodell dargestellt. Es wurde aufgezeigt, daß diese Waldlandschaft eine hervorragende Position innerhalb vergleichbarer europäischer Klimaxwaldreste einnimmt. Vor allem für Griechenland besitzt die vorgefundene Tier- und Pflanzengemeinschaft einen großen Seltenheitswert.

Ähnliche Modelle dieses Ökotypes sind in ungestörtem Zustand nicht nur in Mitteleuropa so gut wie verschwunden (RUBNER, 1960), sondern auch bereits um die Jahrhundertwende auf dem Balkan eine Seltenheit gewesen (ELLENBERG, 1974). Der weitere Abbau natürlicher, ungestörter Klimaxwaldreste in den letzten Jahrzehnten hat zu einem eklatanten Mangel an geeigneten, vollwertigen Untersuchungsobjekten für die Naturwaldforschung geführt (LAMPRECHT, 1971), so daß praktisch nur noch die Studie kleinerer "naturnahe" aufgebauter Bestände möglich ist.

Daß in Ermangelung echter Urwälder dieser Ersatz nur ein unvollkommener ist, wird allgemein beklagt und zwar sowohl im Hinblick auf das nur beschränkte Vermögen der Natur, die menschlichen Einflüsse der Vergangenheit durch ungestörte biologische Prozesse kompensieren zu können (GÖTTSCHE, 1975) als auch im Hinblick auf die Problematik der - trotz aller Schutzbestimmungen - nach wie vor vorhandenen und nicht ausschaltbaren Fremdeinflüsse der Nachbarbestände (NIE-MANN, 1968).

Kleine (i.a. 5-20 ha große) Schutzgebiete autochthoner Waldreste (sogenannte "Naturwaldzellen") werden daher künftig zwar interessante Einblicke in ungestörte Wachstumsprozesse und Regenerationsabläufe sowie Rückschlüsse auf natürliche Bestockungsformen zulassen, nicht aber Gewähr für die Rückbildung zu völlig ungestörten Ökosystem-Modellen leisten. Wenn dies schon bereits aus waldbaulich-ökologischer Sicht vorrausgesagt wird, so gilt es um so mehr hinsichtlich der biozönologischen Gesamtsituation, weil aufgrund der ökologischen wie ethologischen Existenzbedingungen vieler Tierarten das Minimalareal lebensfähiger Populationen in ganz anderen Größendimensionen liegt. Wo hier der untere Schwellenwert liegt, bei dessen Unterschreitung z.B. eine Tierpopulation ausstirbt oder aber eine tiefgreifende Ver-

änderung im biozönotischen Gefüge eintritt (z.B. unkontrollierte Gradation einer Insektenart mit pathologischen Folgen), ist bis heute weitgehend unerforscht.

Die Synökologie als junger Wissenschaftszweig der Biologie benötigt deshalb zur Klärung dieser drängenden Fragen geeignete, genügend große ökologische Vergleichsmodelle für die Grundlagenforschung. Da Naturschutzgebiete, Naturwaldzellen, Biotopschutzflächen und ähnliche i.d.R. auf kleinen Flächen ausgewiesene Schutzobjekte diesem Ziele nicht oder nur unzureichend dienen können, wird heute die Notwendigkeit zur Unterschutzstellung größerer Einheiten in noch ungestörten Ökosystemen immer dringlicher.

Dabei dient die Urwald-(Naturwald-) Forschung multifunktionalen Zielen:

a) der Forstwirtschaft als waldbaulich-ökonomisches Hilfsmittel:

zur Erkennung der natürlichen Bestandesdynamik und damit als Weiser für Produktions- bzw. Nutzungswege in Wirtschaftswäldern. Nach LEIBUNDGUT (1973) soll die natürliche Entwicklung eines Waldtypes zur Erreichung eines Wirtschaftszieles bestmöglich ausgenutzt werden, weil durch Anpassung der Wirtschaftsplanung an die Gegebenheiten des natürlichen Wachstumsprozesses sowie durch die Vermeidung naturwidriger Maßnahmen Arbeitskraft und Kapital gespart werden können; LAMPRECHT (1971) versteht daher unter praktischem Waldbau in erster Linie eine zielgerichtete (gesunde) Ökosystemsteuerung.

b) den Naturwissenschaften als ökologisches Forschungsfeld:

zur Sammlung ökologischer Daten sowie insbesondere zum Erkennen biozönotischer Zusammenhänge in intakten Lebensgemeinschaften. Ernsthaftige Forderungen zum Schutze der letzten Reste von Klimaxgesellschaften auf der Erde wurden vielfach gestellt, hier seien nur einige wenige zitiert:

ODUM fordert 1963 "ökologische Gleichgewichtssysteme, in denen zum Zwecke wissenschaftlicher Untersuchungen keine Substanzentnahme erfolgen sollte".

ELLENBERG beklagt 1973 den Mangel an Vergleichsobjekten hinsichtlich der unterschiedlichen Netto-Primär-Produktion innerhalb gestörter bzw. ungestörter Biozönosen.

THIELCKE weist 1975 auf die ungeheure Bedeutung pestizidfreier Räume für Vergleichsuntersuchungen an Bioindikatoren hin.

c) schließlich kommt der Erhalt von Urwäldern optimal den Wünschen

und Forderungen des (bewahrenden) Naturschutzes entgegen:

Ohne auf weitere human-ökologisch-orientierte Forderungen des konservierenden Naturschutzes hier einzugehen, sei stellvertretend nur LAMPRECHT (1971) genannt, der darauf hinweist, daß es für die Forstleute eine selbstverständliche moralische und ethische Verpflichtung bedeuten muß, die wenigen Reste ursprünglicher oder zumindest naturnaher Wälder den nachfolgenden Generationen zu erhalten.

Da der "Kentriki"-Urwald aus wissenschaftlicher, vor allem aber forstökologischer und faunistischer Sicht einen der interessantesten europäischen Gebirgswälder darstellt, kommt der Verpflichtung um dessen Erhalt bzw. Schutz internationale Bedeutung zu. In jedem Falle steht dem ökonomischen Bestandeswert - sofern eine Nutzung künftig stattfinden sollte - ein unschätzbarer ökologischer Forschungswert bei Erhalt dieses Klimaxwaldes gegenüber.

Es muß an dieser Stelle betont werden, daß der "Kentriki"-Urwald der einzige außerhalb des "Ostblocks" gelegene Bu/Ta/Fi-Klimaxwald ist, in dem bis hinauf zum Großraubwild eine intakte Biozönose vorliegt. Er ist - wenn auch infolge der militärischen Schutzbestimmungen (Landesgrenze!) mit Einschränkungen und nur nach vorheriger Genehmigung - für Wissenschaftler außerhalb des Ostblocks zugänglich, was z.B. in mehreren anderen (süd)osteuropäischen Urwaldresten innerhalb des Ostblocks nicht möglich ist (vor allem Karpaten-Reservate sind oft aus militärisch-politischen Gründen unzugänglich!).

Darüberhinaus ist er im Verhältnis zu anderen Urwäldern des Balkans und Rumäniens relativ leicht erreichbar (ca. 120 km von Saloniki, bzw. 70 km von Kavalla).

Der Universität Saloniki steht damit ein geradezu optimales und einmaliges Modell eines Klimaxwaldes für die interdisziplinäre Forschung und Lehre zur Verfügung.

Da die Fläche von schätzungsweise max. 500 ha im Vergleich zu anderen international anerkannten Waldschutzgebieten relativ klein ist, andererseits aber ein außergewöhnlicher - möglicherweise einmaliger - Klimaxzustand einschließlich kompletter Tiergemeinschaft vorliegt, sollte dieses Waldgebiet auf keinen Fall einer forstlichen Nutzung geopfert werden, zumal die wenigsten Wirtschaftswälder Europas lang-

fristig betriebswirtschaftlich eine Rendite abwerfen, da die Einnahmen durch steil angestiegene und weiter ansteigende Ausgaben weitgehend bzw. restlos aufgezehrt werden.

Wenn auch augenblicklich in Griechenland noch relativ hohe Gewinnspannen in der Forstwirtschaft erzielt werden, so wird die allgemeine Tendenz zur Verringerung bzw. Aufzehrung der Erträge durch die "Preis-Kosten-Schere" (= Renditeschwund durch steigenden Aufwand - wie Löhne etc. - bei gleichbleibendem Erlös!) auf lange Sicht auch in diesem Lande einsetzen.

In diesem Falle sind dann die Rohstofflieferung einerseits sowie sozial-ökonomische Aspekte andererseits die einzigen Motivationen für eine forstliche Nutzung der Wälder. Da aber der Rohstoffausfall bei Verzicht der Bewirtschaftung dieses Urwaldes keine nennenswerte Größenordnung erreicht (bei 5 m^3 - Hiebssatz je Jahr und Hektar wären es insgesamt 2500 m^3 = ganze 0,07 % des jährlichen Holzeinschlages Griechenlands ($3,8 \text{ Mio m}^3$), vergl. FAO, 1955!), stellt eine Unterschützstellung dieses Klimaxwaldes keine volkswirtschaftliche Härte dar.

Vielmehr bleibt zu klären, welchen indirekten Nutzen ein biologisch gesundes Klimaxwaldgebiet im Einzugsbereich mehrere Bergbachquellhorizonte für eine wasserarme Tallandschaft - insbesondere in heißen und extrem trockenen Sommermonaten - mit sich bringt. Da der Urwald einen geschlossenen Quelleinzugsbereich bedeckt, wäre hier ein ideales Studienobjekt für forsthydrologische Messungen und Vergleichsanalysen gegenüber anthropogen stark beeinflussten Wäldern gegeben.

Zusammenfassend muß betont werden, daß eine Zerstörung dieses Klimaxwaldes aus kurzfristigen Überlegungen heraus im Hinblick auf die ökologische Bedeutung dieser Naturlandschaft unverantwortlich wäre. Die begonnene Erschließung durch Bau einer Forststraße sowie Planung von Holzrückewegen weisen darauf hin, daß in Kürze - vermutlich bereits im Jahre 1976 - an erste Nutzungseingriffe gedacht ist. Es liegt also eine akute Gefährdung durch Holzeinschlagsmaßnahmen vor, zumal am Südwestrand des Klimaxwaldgebietes bereits das Fundament für ein Holzhauerlager an der Forststraße gebaut worden ist (Juli 1975). Inwieweit in der zweiten Jahreshälfte 1975 bereits weitere Holzrückewege angelegt worden sind, ist unbekannt (Markierungen waren an mehreren Stellen bereits im Sommer feststellbar!).

Während die Fortführung der Forststraße zum Zwecke der Erschließung südöstlich anschließender Waldgebiete zu keinen einschneidenden Waldveränderungen führen würde, allenfalls Beunruhigung in die Einstandsgebiete von Gams und Bären brächte, wirken sich Holzeinschläge am Rande des Urwaldgebietes bereits fatal auf das Bestandesgefüge aus: durch generelle Entnahme des Starkholzes und erhebliche Beschädigung des Zwischenstandes sowie vor allem durch plötzliche und großräumige Lichtzufuhr in der Bodenzzone wird sich eine flächenhafte, homogene Verjüngung bilden, die später einmal den Übergang zum Altersklassenwald aufzwingen wird.

Die Schutzforderung für diesen Urwald zielt daher auf einen totalen Schutz dieses Waldgebietes ab, wobei als Landschaftseingriff alleine die Weiterführung der Forststraße geduldet werden sollte, soweit sie für die Bewirtschaftung anschließender Waldgebiete unbedingt gebraucht wird.

Besser wäre die Ausweisung einer Ruhezone im mittleren und östlichen Bereich (vor allem im Einzug der Berge Kaneilios und Bagrevitsa), um hier einen ungestörten Biotop für die seltene Tierfauna (insbesondere für die Bären, aber auch die Gamsen) zu erhalten. Die Straßentrasse sollte deshalb nicht im Nordzipfel der Kentriki-Rhodopen fortgeführt werden, sondern etwa ab dem Sattel des Tsakovo (ca. 1400 m) nach Osten bzw. Südosten abgezweigt werden (siehe Kartenskizze im Anhang!)

Sofern sich die Weiterführung vom seitherigen Endpunkt nicht vermeiden lassen sollte, blieben nur zwei Varianten übrig, ohne die wertvollen Tierbiotope schwerwiegend zu beeinträchtigen:

- a) eine talwärts führende Variante, ohne den Wildbach Likolakkas Rema zu überqueren,
- b) eine Bergvariante in 1700 - 1800 m Höhe, wobei die Forstorte Likolakka, Tilemboska, Kapsalaki und weiterhin die Ostpartien der Kentriki-Rhodopen angesteuert werden müßten, um die unterhalb davon liegenden Tiereinstände nicht zu durchschneiden.

Seither besitzt das Gebiet in und um den "Kentriki"-Urwald nur den Schutzstatus eines "Wildschutzgebietes", d.h. daß hier die Jagd ruht. Da aber außerhalb dieses Schutzgebietes Bären und Wildschweine erlegt werden dürfen, ist bei dem Aktionsradius des Bären die Gefahr

groß, daß er trotz der Schonung innerhalb des Wildschutzgebietes außerhalb dieses Geländes getötet wird. Bären sind in Griechenland nur in den Rhodopen jagdbar.

Ein wirksamer Schutz der Braunbärenpopulation sollte mindestens im weiteren Vorfeld des Urwaldgebietes erwirkt werden. Nach den Erfahrungen der Raubwildforschung sollten Bärenschutzgebiete Ruhezone von 200 - 500 ha beinhalten (ROTH, 1974).

In Karpatho-Rußland wurden nach der Jahrhundertwende 11 Urwaldreservationen als Biotopschutzareale für das im "Urzustand" lebende Wild (Bär, Luchs, Wildkatze) in der Gesamtgröße von 7300 ha ausgewiesen (PODHORSKY, 1930), d.h. eine Durchschnittsgröße der Schutzflächen von etwa 650 - 700 ha.

PODHORSKY schlägt zur Vorfeldabsicherung um diese Biotope 10 km breite Schutzgürtel vor, wodurch insgesamt etwa 120 km² je Reservat geschützt wären.

ROTH fordert zur langfristigen Absicherung von krisensicheren Braunbärenpopulationen jeweils 1000 km² Biotopschutzgebiete.

Die beiden Vorstellungen differieren also ganz erheblich, was zeigt, daß auf diesem Gebiet der Wildökologie noch große Unklarheiten herrschen. Dies wird auch dadurch unterstrichen, daß in Skandinavien erheblich kleinere Braunbärenreservate über längere Zeit lebensfähig sind, als sie von ROTH gefordert werden. Schutzzonen von 300 - 500 km² haben sich dort durchaus bewährt.

Auch im italienischen Abruzzen-Nationalpark zeigt es sich, daß bei optimaler Biotopbeschaffenheit auf 100 km² 20 - 40 Braunbären leben können.

Zum Schutze der Tierwelt, insbesondere aber der Raubtierfauna, sollte daher ein Wildschutzgebiet von wenigstens 100 - 130 km² abgegrenzt werden, innerhalb dessen auf keinen Fall die Jagd - vor allem die auf Bären, Wölfe und Luchse - zugelassen werden darf.

Auch das Wildschwein als ökologisch unproblematische Art sollte in diesem Schutzgebiet künftig Schonung genießen.

Allenfalls das Reh könnte möglicherweise eine Reduktion durch jagdliche Eingriffe erforderlich machen, sofern wider Erwarten eine starke und ökologisch bedenkliche Populationszunahme eintreten sollte.

Im Wildschutzgebiet sind außerhalb des Urwaldes keine Einschränkungen hinsichtlich der forstlichen Bewirtschaftungen notwendig, damit keine unzumutbaren Ertragsverzichte entstehen, lediglich die Empfeh-

lung nach "naturgemäßer" Forstwirtschaft sei an dieser Stelle gegeben, weil durch diese Waldbau-Methoden über natürliche Verjüngungen ökologisch wertvollere Tier-Biotop geschaffen werden als bei Kahlschlag-Verfahren mit anschließender Plantage. Vor allem ist nach allen mitteleuropäischen Erfahrungen durch "naturgemäße" Waldwirtschaft alleine die Gewähr gegeben, langfristig ohne Biozide auszukommen.

Auf der Kartenskizze im Anhang ist ein Vorschlag für die Abgrenzung des Wildschutzgebietes unterbreitet worden. Hierbei wurden die im Sommer 1975 bereits vorhandenen Forststraßen als Begrenzungslinien genutzt. Das Gebiet umschließt plano ca. 88 km², was durch die Orographie des Geländes in Wirklichkeit zwischen 100 und 130 km² sein dürften. Durch diese Erweiterung des bereits vorhandenen Wildschutzgebietes wäre für eine ausreichend große Ruhezone für die Tiergemeinschaft in diesem Rhodopenteil gesorgt.

Abschließend wird nochmals betont, daß die Reste des Urwaldes innerhalb dieser Wildschutzzone als forstliche Totalreservate ausgewiesen werden müßten, damit hier als einer der wenigen Stellen innerhalb der europäischen Waldlandschaften eine ökologisch intakte Lebensgemeinschaft von Pflanze und Tier der Nachwelt erhalten bleibt.

Griechenland hat, nachdem solche Klimaxgesellschaften im Bereich der Bu/Ta/Fi-Bergmischwald-Zone praktisch überall in Europa zerstört, mindestens aber schwer beeinträchtigt worden sind, die einmalige Chance, ein unwiederbringliches Naturdenkmal zu erhalten.

Da sich dieser Urwald, der mit seiner ca. 500 ha großen Fläche noch keine 0,04 % des griechischen Staatswaldes (= 1,26 Mio ha) ausmacht, gänzlich in Staatsbesitz befindet (Forstamt Drama), sind - im Gegensatz zu vielen anderen Großnaturschutzprojekten in der Welt - keinerlei Landankäufe notwendig.

Im Hinblick auf den überragenden, international bedeutsamen Wert dieses Klimaxwaldes sollte dieser Urwald samt seinem Vorfeld-Schutzgürtel als Nationalpark ausgewiesen werden.

5. Zusammenfassung

Durch das vorliegende Gutachten wird ein ca. 500 ha umfassendes Urwaldgebiet in den griechischen Kentriki-Rhodopen beschrieben. Zusammenfassend werden nochmals die wesentlichen Punkte umrissen:

- der Urwald weist eine für die geographische Breite außergewöhnliche Tier- und Pflanzengesellschaft auf
- geobotanisch ähnelt dieser Ökotyp außerordentlich den Bu/Ta/Fi-Wäldern Mitteleuropas
- durch die Lage im Kontaktbereich zwischen mehreren Großklimaräumen treffen unterschiedlichste und gegensätzlichste Floren- und Faunenelemente aufeinander
- die Bestandesstruktur zeigt ein noch völlig ungestörtes Klimaxstadium an
- der Bestockungsaufbau und die Verjüngungsabläufe deuten auf ein optimal ausgereiftes Ökosystem hin, wie es sonst aus der europäischen Urwaldforschung kaum bekannt ist
- besonders bezeichnend für diesen Klimaxwald ist die reiche, stufenlose Vertikalgliederung, womit ein hochinteressantes, möglicherweise einmaliges Beispiel für einen vielschichtigen Urwald der Bergmischwaldstufe erhalten geblieben ist
- die Fichte wird im Konkurrenzdruck von Buche und Tanne langfristig ausscheiden; die Tendenz läuft auf einen ausgesprochenen Schatt-holzwald hinaus
- der Holzvorrat ist ungewöhnlich hoch und zeichnet diesen Urwald als massenreichsten Ökotyp innerhalb der europäischen Waldgesellschaften aus
- durch enorm hohe Tot- und Faulholzanteile wird der Reifezustand dieses Klimaxwaldes charakterisiert; die Biomasse erreicht hier ein Maximum für europäische Verhältnisse
- die synökologische Betrachtung dieses Urwaldes zeigt die Bedeutung der Struktur- bzw. Biotopelemente im habitat vieler Faunenglieder, vor allem der Vogelwelt
- die autochthone Fauna ist bis hinauf zu den Praedatoren Bär, Wolf und Luchs in bzw. um den Urwald vollständig erhalten
- die Cerviden erreichen im Vergleich zu Mitteleuropa nur eine geringe Siedlungsdichte, Wildschäden am Baumnachwuchs wurden nicht beobachtet

- da das Verbißholzangebot durchaus dem der Wirtschaftswälder vergleichbar ist, kann eine Populationsbegrenzung der Cerviden durch Nahrungsengpässe ausgeschlossen werden
- es wird vermutet, daß eine Begrenzung der Cerviden- und Gamspopulation primär durch das Raubwild erfolgt
- der hohe ökologische und forstwissenschaftliche Forschungswert dieses Klimaxwaldes wird unterstrichen
- eine konkrete Schutzforderung zum Erhalt des vorgefundenen Urwaldrestes wird gestellt.

DILLENBURG, den 29. Januar 1976

Joachim Stein
.....
(Joachim Stein)

Literaturhinweise

- ✓ ADAMOVIC (1907) "Pflanzengeographische Stellung u. Gliederung der Balkanhalbinsel", Wien
- ✓ BASELER (1932) "Urwaldprobleme in Nordanatolien", Diss.
- BAUER/BÖHR/MATTERN/MÜLLER (1973) "2. Nachtrag z. Catalogus Faunae Graeciae" (Aves), Die Vogelwelt
- BAUER/HELVERSEN/HODGE/MARTENS/(1969) "Bemerkenswerte Brutnachweise aus Griechenl.", Journal f. Ornithologie
- BAUER/HODGE (1970) "1. Nachtrag z. Catalogus Faunae Graeciae" (Aves), Die Vogelwelt
- BLUME (1973) "Schwarzspecht, Grünspecht, Grauspecht", Wittenberg
- ✓ BRINTSCHEV (1918) "Die Wälder u. die Forstwirtschaft in Bulgarien", Sofia
- DAFIS (1969) "Standortkundliche Untersuchungen in Buchenwäldern" (Griechenl.), Saloniki
- DIEMITZ (1905) "Die forstl. Verhältnisse Bosniens u.d. Herzogowina"
- ✓ ELLENBERG (1973) "Ökosystemforschung", Berlin
- ELLENBERG (1974) Siehe HORVAT/GLAVAC/ELLENBERG
- ✓ FAO (1955) "World Forest Resources", Rom, Grundlagen der Forstwirtschaft
- ✓ FEHR (1962) "Der Urwald von Derborence (Wallis)", Jahrbuch d. Vereins z. Sch.d.Alpenpfl.-u. Tiere, München
- ✓ FUKAREK (1958) "Das Urwaldgebiet "Perucica" in Bosnien u. seine Vegetationsverh.", Sarajevo
- ✓ FRÖHLICH (1932) "Urwald und Plenterwald", Schweiz, Zeitschr. f.d. Forstwesen
- ✓ FRÖHLICH (1937) "Aus dem Bu.-Urwald der Ostkarpaten", Forstwissensch. Centralblatt
- ✓ GERHARDT (1923) "Über Urwaldungen in den Karpaten", Silva
- ✓ GÖTTSCHE (1975) "Naturwaldforschung als Beitrag z. nachh. Forstwirtschaft", Forstarchiv
- HELL (1974) "Der Stand des Luchses i.d. Tschechoslowakei", Die Pirsch
- HESMER (1930) "Zur Frage d. Aufbaues u.d. Verjüngung europ. Urwälder", Forstarchiv
- HORVAT/GLAVAC/ELLENBERG (1974) "Vegetation Südosteuropas", Stuttgart
- HÖGLUND (1955) "Körpertemperatur, Aktivität u. Vermehrg. beim Auerwild", Viltrevy, Stockholm
- KANELLIS u.v. "Catalogus Faunae Graeciae" (Säugetiere) noch nicht veröffentlicht!
- KANELLIS (1969) "Catalogus Faunae Graeciae" (Pars II: Aves Saloniki
- LAMPRECHT (1971) "Zur wald- u. vegetationskundl. Bedeutg. von Naturwaldparz.", Der Forst u. Holzwir

- ✓ LEIBUNDGUT (1959) "Über Zweck u. Methodik d. Struktur- u. Zuwachsanalyse v. Urwäldern", Schweiz, Zeitschr. f. Forstwesen 110; 111-124
- ✓ LEIBUNDGÜT (1973) "Rationalisierung u. naturnahe Waldwirtschaft", Forst- u. Holzwirt
- ✓ MANTEL (1974) "Wald- und Forstwirtschaft", Holzzentralbl.
- MAUVE (1931) "Über Bestandesaufbau, Zuwachsverhältn. u. Verjüngung im galiz. Karpatenwald", Mitteilg. aus Forstwirtschaft u. Forstwiss.
- ✓ MARKGRAF-DENGLER (1931) "Aus den südosteurop. Urwäldern", Zeitschr. f. Forst u. Jagd
- ✓ MAYER-WEGELIN (1952) "Untersuchungen ü.d. Bestandesaufbau im Kleinen Urwald des Rothwaldes", Zentralblatt f.d.ges. Forst- u. Holzwirtschaft
- ✓ MÜLLER (1929) "Aufbau, Wuchs u. Verjüng. der südosteurop. Urwälder"
- MÜLLER (1974) "Die wichtigsten Ergebn. 10 jährl. Auerwildforsch. i. hess. Bergland", Allgem. Forstzeitschrift
- NIEMANN (1968) "Gedanken z. Problematik von Totalreservaten", Archiv Nat.-Schutz u. Landschaftsforschung, Berlin
- ODUM (1963) "Ecology", New York
- ✓ PODHORSKY (1930) "Die Urwaldeservationen i.d. Tschechosl. u. bes. in Karpatho-Rußland, Allg.F.u.J.Ztg
- * (1925) "Das Urwaldproblem", Forstarchiv
- ✓ RUBNER (1930) "Urwaldfragen", Forstarchiv
- ✓ RUBNER (1960) "Die pfl. geogr. Grundlagen des Waldbaues", Radebeul
- ✓ SCHENK (1924) "Der Waldbau des Urwaldes, Allgem. Forst- u. Jagd-Zeitung
- ✓ SCHERZINGER (1972) "Gutachten über die Situation der Raufußh. i. Nat. Park Bayr. Wald, (unveröffentl. z.Zt. in Vorlage b. bayr. Min.f.Landw.u.
- ✓ SERCELJ (1958) "Palynologie - die Waldgeschichte", Ljubljana
- ✓ STEFANOV (1950) "Über d. Zustand u.d.biol. Eigenschaften d. Waldvegetation in Bulgarien", Sofia
- STEIN (1974) "Die qualit. Beurteilg. westd. Auerh.-Biotope u. bes. Berücksichtig. der Grenzlinienwirkung", Allgem. Forstzeitschr.
- THIELCKE (1975) "Das Schicksal der Greifvögel in der BRD", Greven
- TREPP (1974) "Der Plenterwald", Haspa-Mitteilg. Luzern
- TISCHLER (1955) "Synökologie der Landtiere", Stuttgart
- TSCHERMAK (1910) "Einiges ü.d. Urwald v. waldbaul. Gesichtspunkten", Centralblatt f.d.ges.F.-Wirtsch.
- VOOUS (1962) "Die Vogelwelt Europas", Berlin
- ✓ WALTER u. STRAKA (1970) "Floristisch-historische Geobotanik", (Arealkunde), Stuttgart
- ✓ WECK (1956) "Entwicklungsstufen u. Gefügetypen v. Baumbeständen", Forstwirtschaft. Centralblatt

WEITBRECHT

(1974) "Die Entwicklung des Auerwildes i. Bad.-
Württemberg", Stuttgart

ZEDNIK

(1939) "Über d. Aufbau d. Urwaldes d. gemäßigt-
ten Zone", Zeitschr. f. Weltforstwirtschaft

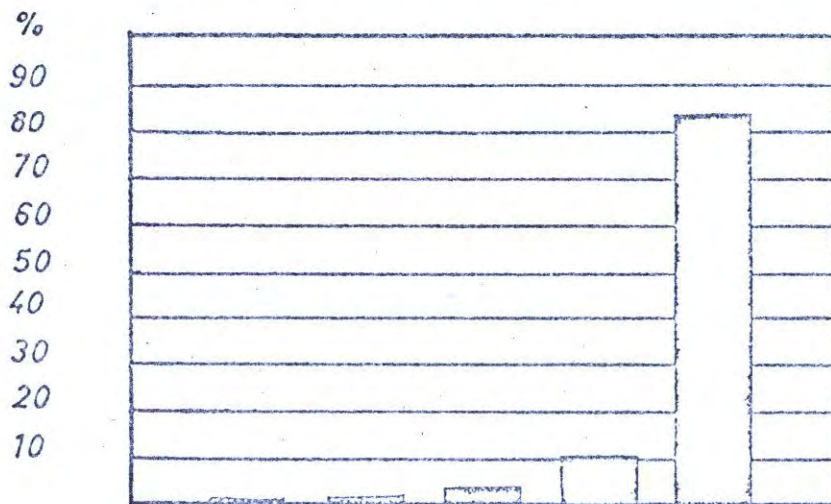
ZENTGRAF

(1951) "Waldbau", Heidelberg

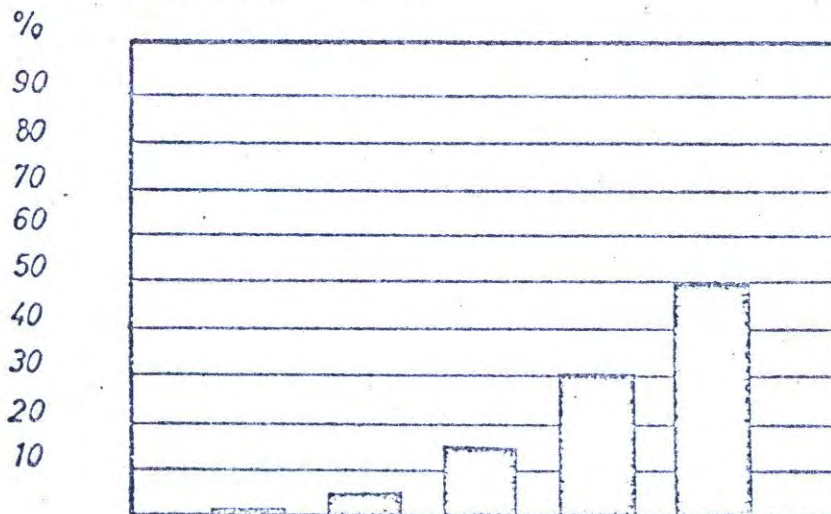
* ROTH

(1974) "Wiedereinbürgerung von Braunbären in
Mitteleuropa", Die Pirsch

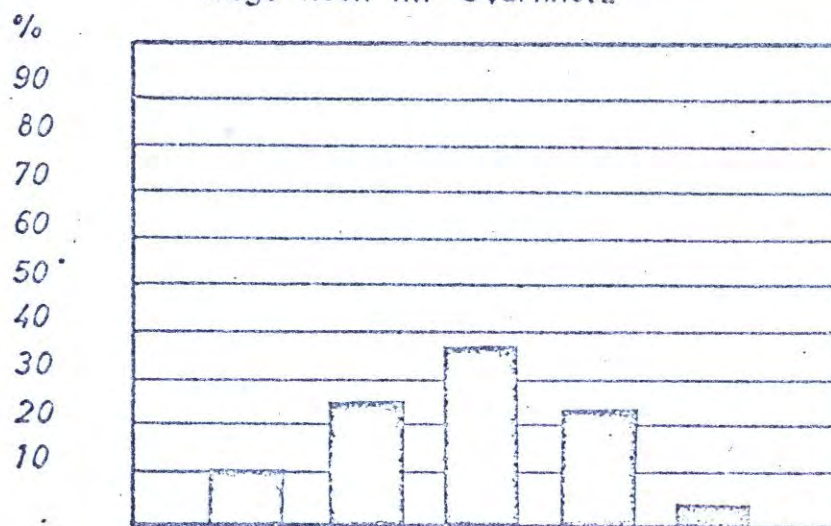
Die Vorrats - Verteilung im Urwald sowie zum Vergleich im Wirtschaftswald



I: Kentriki - Urwald =
der ganz überwiegende Vorratsanteil
liegt im Starkholz



II: Fi-Ta-Plenterwald = (nach FLURY)
das Schwergewicht des Vorrats
liegt noch im Starkholz

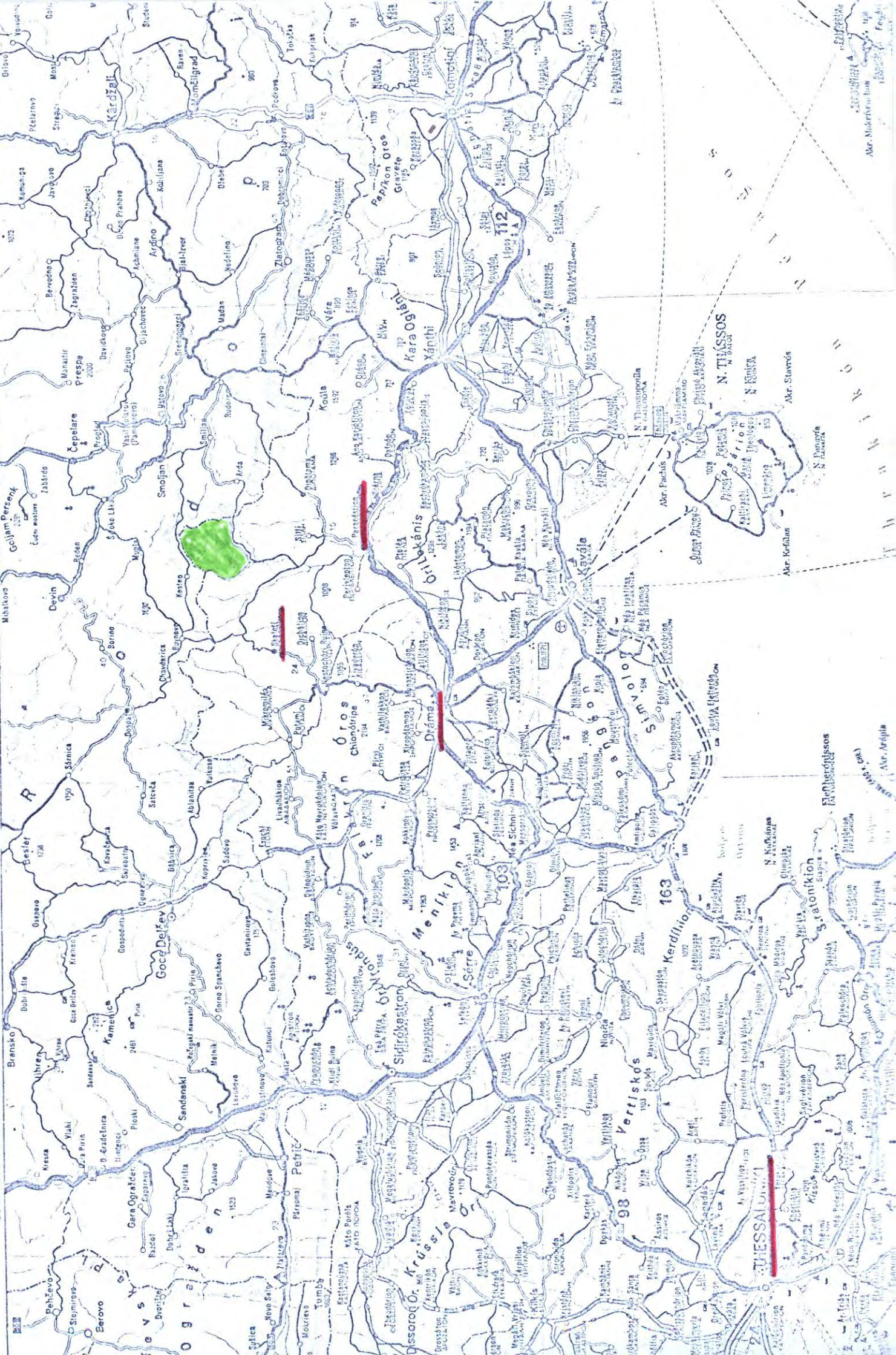


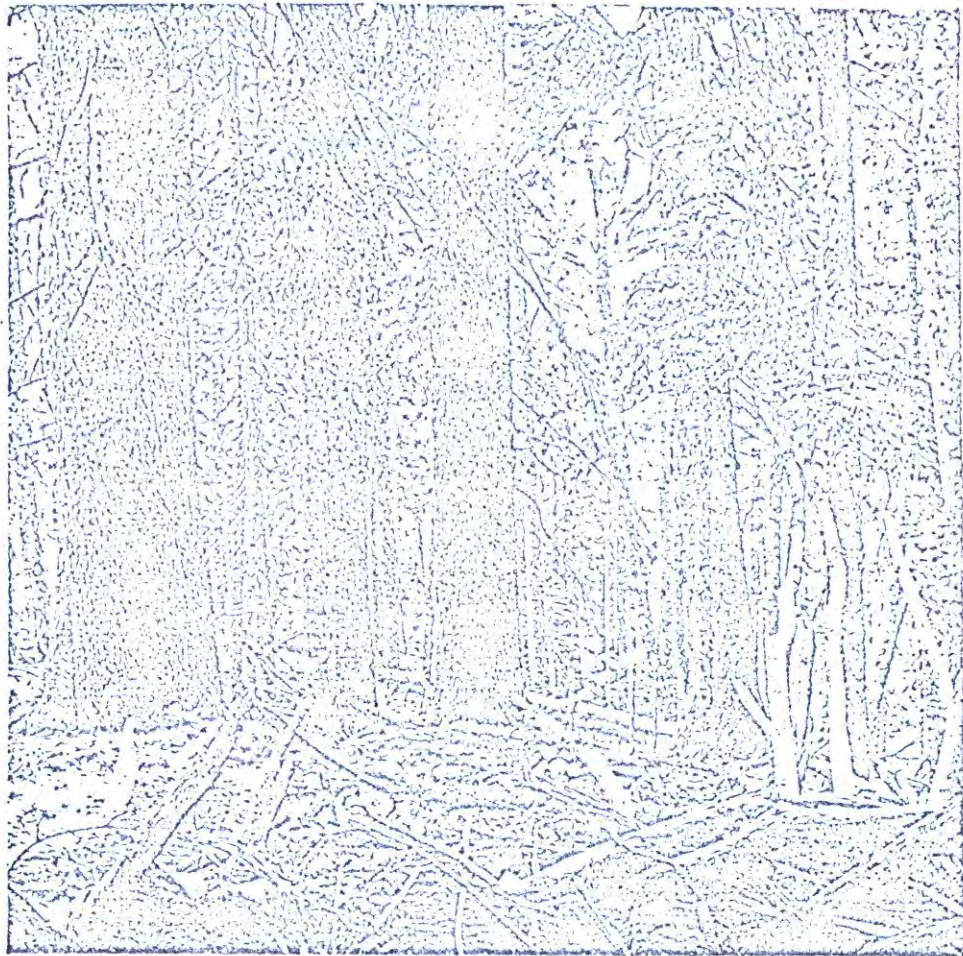
III: Altersklassen - Wald = (nach FLURY)
(Fi II. Bonität, Umtrieb 120 Jahre)
der Schwerpunkt des Vorrats liegt

23° Sofia 238

B U24°

L G A R I H A

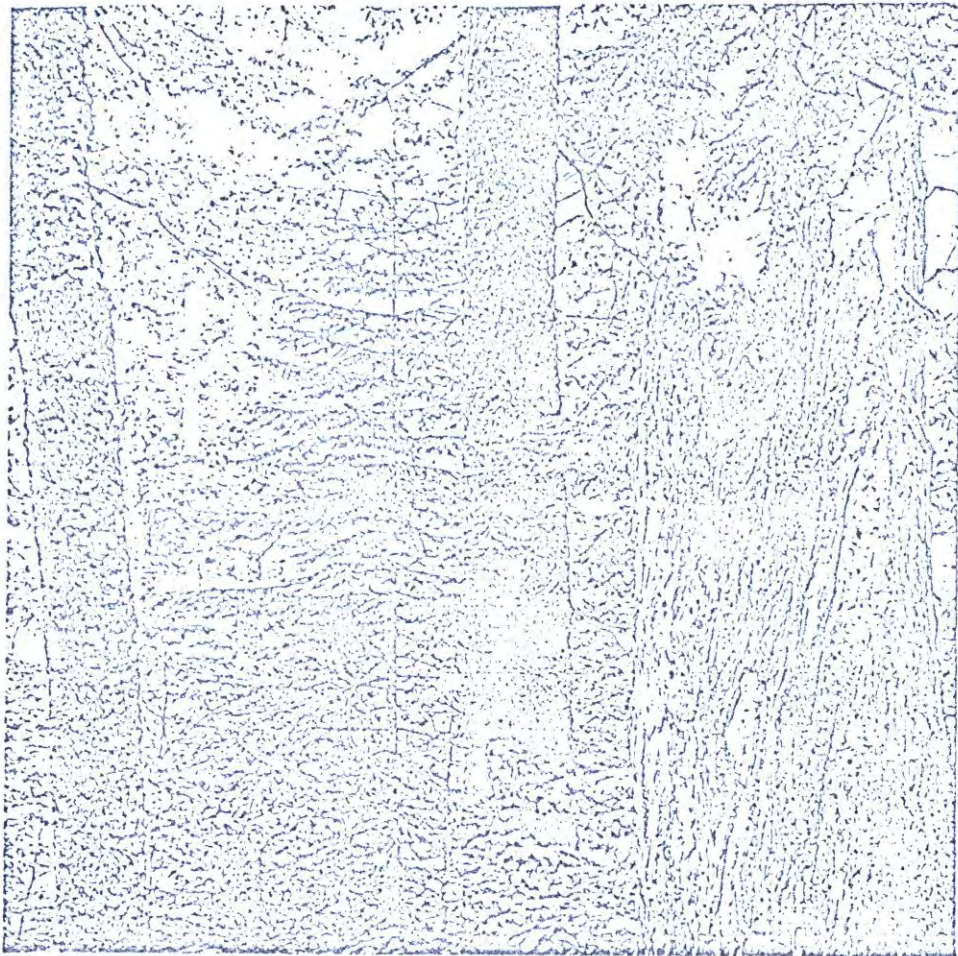




80 - 90% des Massenvorrats werden vom Starkholz
gestellt (= Bäume über 50 cm BHD)

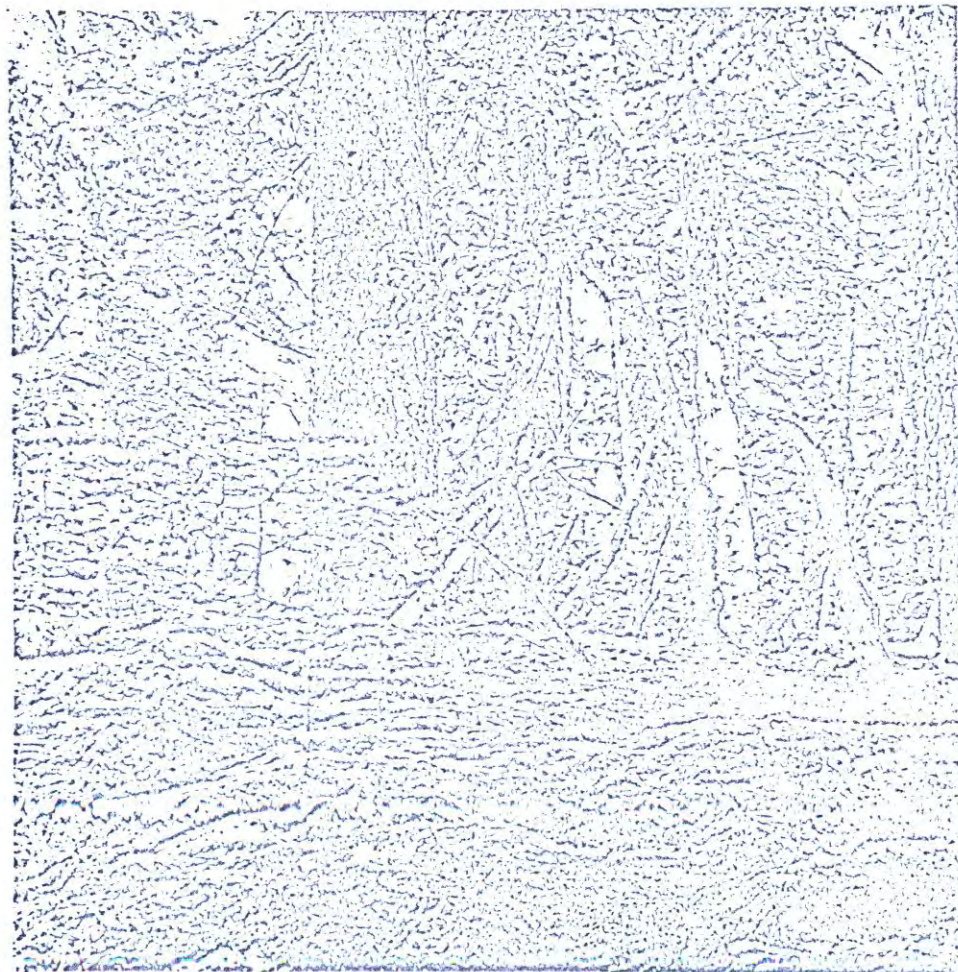
die vorratsreichsten Partien enthalten bis zu 1400 m^3
Holzmasse je Hektar

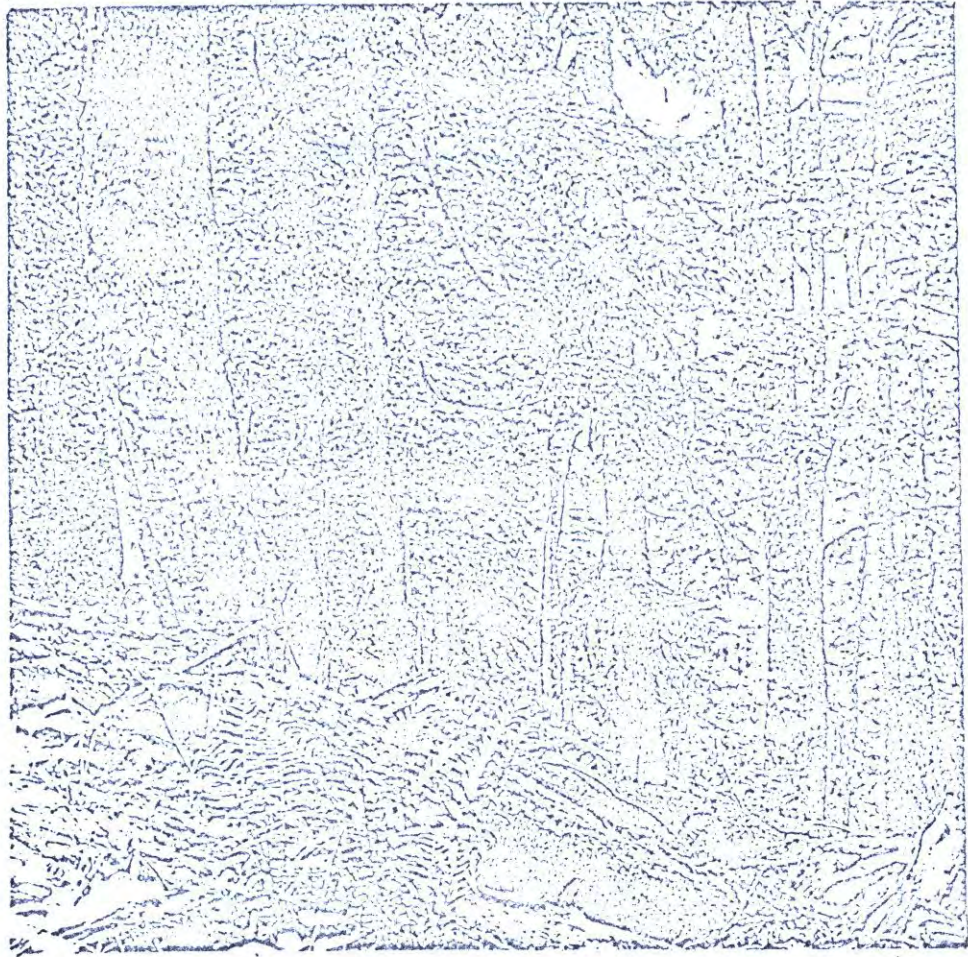




stark gegliederte Bestandesstrukturen kennzeichnen
den Kentriki - Urwald

Werden, Wachsen und Vergehen sind im Klimaxwald
nicht räumlich getrennt



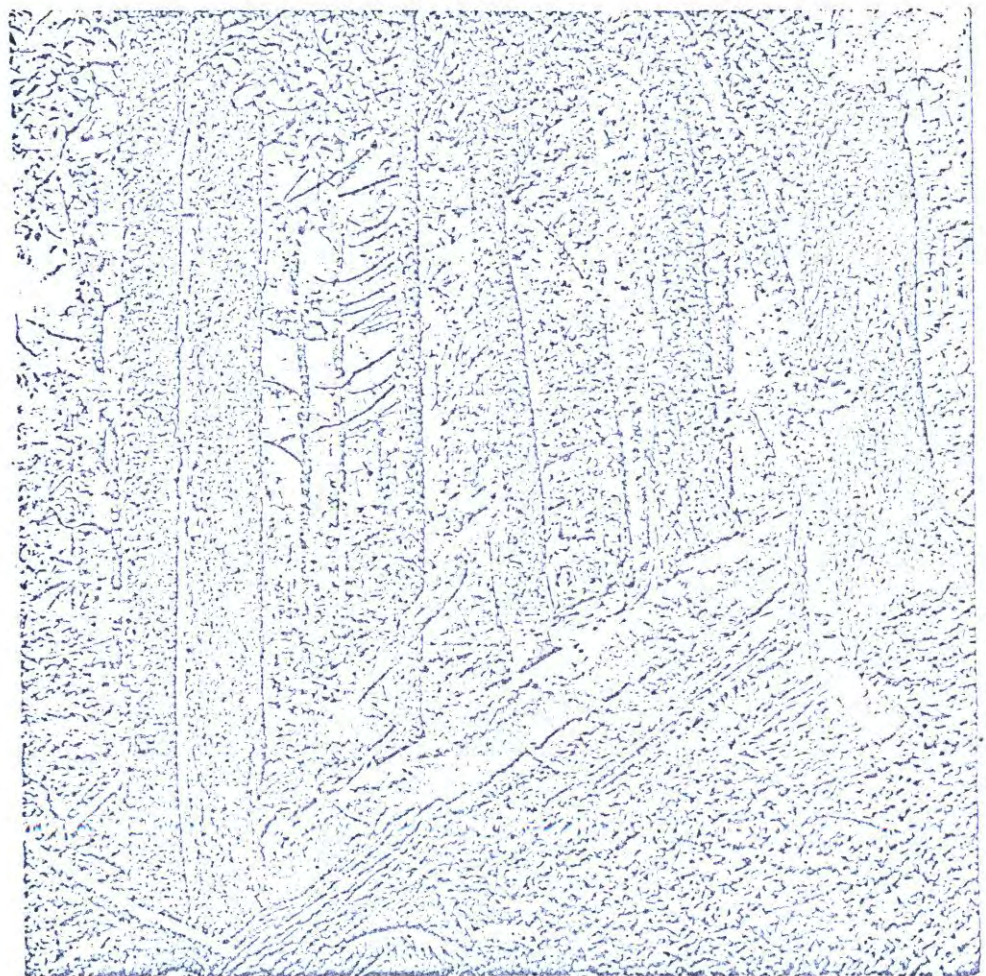


die Faulmasse ist ungewöhnlich hoch = bis zu $350 \text{ m}^3/\text{ha}$;
durch die Bildung von Holzhumus wird eine optimale
Bodenbeschaffenheit gewährleistet. Keimbetten sind
auf ganzer Fläche vorhanden





durch die Mehrung der Biotopelemente (Vielschichtigkeit, Mischung, Alter, Faulmasse) bietet der Klimaxwald ein breites Spektrum an habitat - Nischen für ökologisch unterschiedlichste Artengruppen an



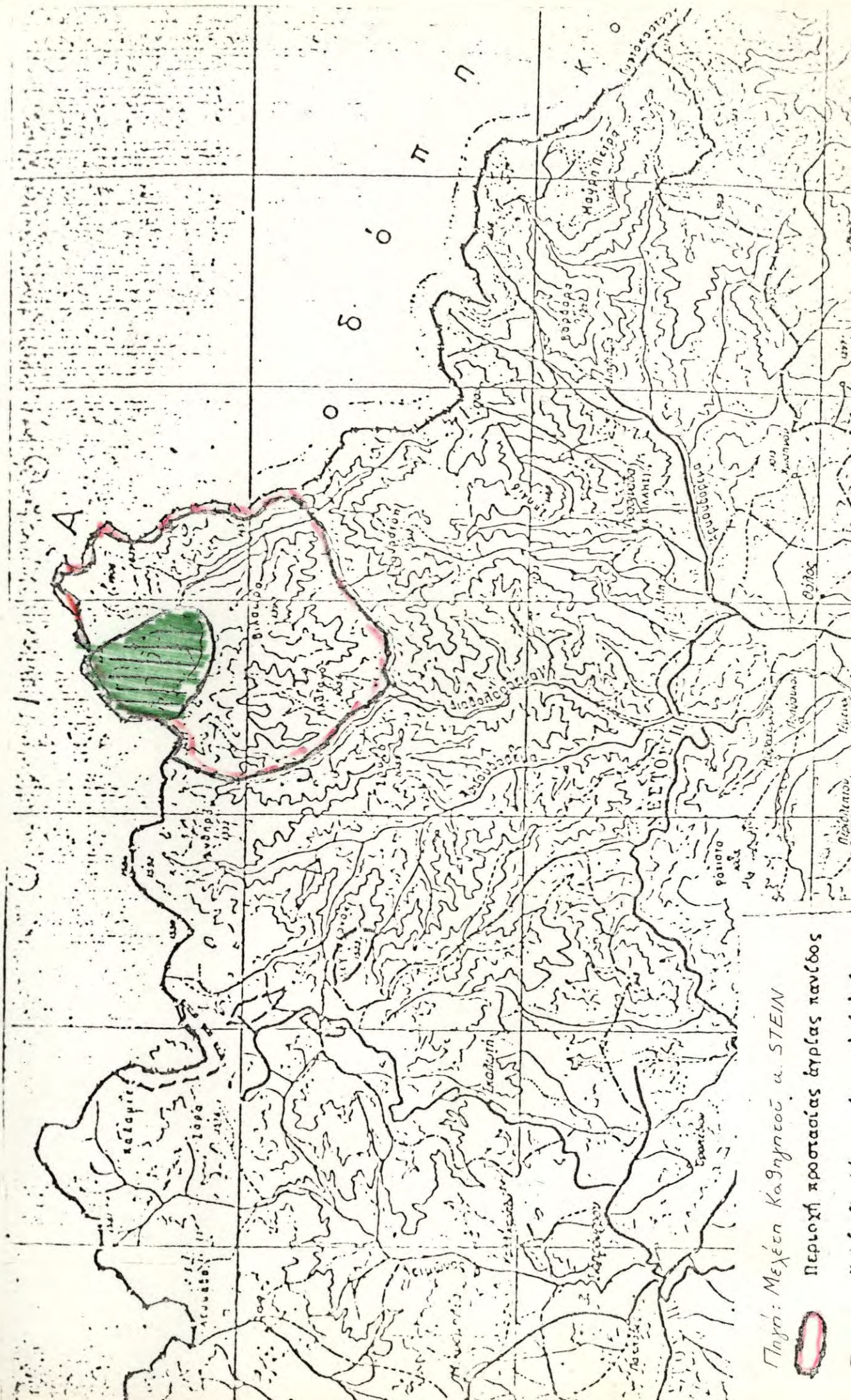


*Holzeinschlag an der Peripherie des Urwaldgebietes:
das Starkholz ist entnommen = die Umformung zum
einschichtigen Bestandesaufbau wird erkennbar*

im Sommer 1975 begonnene Erschliessung im Süden







Πηγή: Μελέτη Καθηγητού α. STEIN
 Περιοχή προστασίας άγριας πανίδος

