

**VERBREITUNG UND NAHRUNGSÖKOLOGIE DES
AFRIKANISCHEN HYÄNENHUNDES UND ANDERER
GROßKARNIVOREN IN NORDKAMERUN**

**Diplomarbeit
vorgelegt von
Thomas Breuer
aus
Koblenz,**

**angefertigt
am Zentrum für Naturschutz
an der Biologischen Fakultät
der Georg-August-Universität zu Göttingen
2001**

Referent: Prof. Dr. Michael Mühlenberg

Korreferent: Prof. Dr. Rainer Willmann

Tag der Abgabe der Diplomarbeit: 30.Dezember 2001

Letzter Tag der mündlichen Prüfung: 30. Juni 2000

Inhaltsverzeichnis

1. EINLEITUNG	10
1.1 Problemstellung	10
1.2 Entwicklungspolitische Kontexterklärung	12
1.3 Naturschutzbemühungen in Nordkamerun	14
2. ALLGEMEINES ÜBER DEN HYÄNENHUND	16
2.1 Namen	16
2.2 Klassifikation.....	16
2.3 Erscheinungsbild.....	17
2.4 Evolution & Genetik.....	19
2.5 Verhalten	22
2.5.1 Sozialverhalten	22
2.5.1.1 Soziale Organisation	22
2.5.1.2 Kooperative Jagd	23
2.5.1.3 Kooperative Jungenaufzucht.....	25
2.5.2 Streifgebietsgröße und Populationsdichte.....	26
2.5.3 Ausbreitungsverhalten.....	27
2.5.4 Nahrungsökologie	28
2.5.4.1 Beutetiere	28
2.5.4.2 Jagderfolg.....	30
2.5.5 Aktivitätsmuster	30
2.6 Status und Verbreitungsgebiet.....	31
2.7 Gründe für den Rückgang des Hyänenhundes	33
2.7.1 Habitatfragmentierung, Rückgang der Beutepopulationen und direkte Verfolgung durch den Menschen.....	34
2.7.2 Kabelschlingen	36
2.7.3 Straßenunfälle.....	37
2.7.4 Konkurrenz mit anderen Karnivoren.....	37
2.7.5 Krankheiten	40
2.7.6 Andere Faktoren.....	42
3. UNTERSUCHUNGSGEBIET	43
3.1 Lage	43
3.2 Historie und Status.....	43

3.3 Klima	46
3.4 Relief und Topographie	46
3.5 Hydrologie	47
3.6 Böden	48
3.7 Vegetation	48
3.8 Fauna	50
3.8.1 Fische.....	50
3.8.2 Avifauna	50
3.8.3 Säugetiere	50
3.9 Menschliche Aktivitäten	51
3.9.1 Bevölkerung	51
3.9.2 Landwirtschaft.....	52
3.9.2.1 Baumwolle.....	52
3.9.2.2 Mais.....	53
3.9.2.3 Hirse.....	54
3.9.2.4 Erdnüsse	54
3.9.2.5 Gemüse & Obst.....	54
3.9.3 Viehwirtschaft.....	54
3.9.4 Goldsuche	55
3.9.5 Feuerholzentnahme und andere Produkte.....	55
3.9.6 Buschfeuer	56
3.9.7 Fischfang	56
3.9.8 Wilderei	57
3.10 Tourismus.....	57
3.10.1 Safaritourismus.....	57
3.10.2 Jagdtourismus	58
3.10.3 Sonstige Attraktionen	59
4. MATERIAL UND METHODEN	60
4.1 Bestimmung der Nahrungsökologie - Kotuntersuchung	60
4.2 Verbreitung und Status der Hyänenhunde	64
4.3 Verteilung und Abundanz der anderen Karnivoren	65
4.4 Beutetierabundanz und menschliche Aktivitäten	66
4.5 Genetische Proben	66
5. ERGEBNISSE	67
5.1 Verbreitungsgebiet und Populationsgröße des Hyänenhundes in Nordkamerun	68
5.1.1 Historisches Verbreitungsgebiet in Nordkamerun.....	68

5.1.2 Status und heutiges Verbreitungsgebiet in Nordkamerun	69
5.2 Verhaltensökologie des Hyänenhundes in Nordkamerun	73
5.2.1 Gruppengröße.....	73
5.2.2 Aktivitätsspektrum	74
5.2.3 Fortpflanzung	74
5.2.4 Genetik.....	75
5.2.5 Nahrungsspektrum des Hyänenhundes	75
5.3 Faktoren, die den Hyänenhund in Nordkamerun limitieren.....	78
5.3.1 Menschliche Faktoren	78
5.3.1.1 Verlust an natürlichem Habitat.....	78
5.3.1.2 Direkte Verfolgung	79
5.3.1.2.1 Mbororo Viehhirten	79
5.3.1.2.2 Professionelle Jäger.....	80
5.3.1.2.3 Dorfbewohner.....	81
5.3.1.3 Beutetierverteilung und Abundanz	82
5.3.1.4 Wilderei und Rückgang der Beutetiere.....	86
5.3.1.5 Kabelschlingen	90
5.3.1.6 Andere menschliche Aktivitäten.....	91
5.3.1.7 Verkehrsunfälle	92
5.3.1.8 Krankheiten.....	92
5.3.2 Natürliche Antagonisten des Hyänenhundes.....	93
5.3.2.1 Vorkommen anderer Karnivoren	93
5.3.2.1.1 Löwen	93
5.3.2.1.2 Tüpfelhyänen.....	94
5.3.2.1.3 Leoparden	96
5.3.2.2 Nahrungsspektrum anderer Karnivoren	97
5.3.2.2.1 Löwen	97
5.3.2.2.2 Tüpfelhyänen.....	98
5.3.2.2.3 Leoparden	99
5.3.2.2.4 Andere Prädatoren	99
5.3.2.2.5 Nahrungsüberlappung	100
6. DISKUSSION	101
6.1 Zeichen der Präsenz des Hyänenhundes in Nordkamerun.....	101
6.2 Status und Populationsgröße des Hyänenhundes in Nordkamerun	102
6.3 Genetische Vielfalt.....	104
6.4 Verhalten und Sozialstruktur	105
6.5 Gründe für den Rückgang der Hyänenhunde in Nordkamerun	107
6.5.1 Habitatverlust - und Fragmentierung.....	108
6.5.2 Direkte Verfolgung	109
6.5.3 Beutetierverteilung	110
6.5.4 Wilderei	112
6.5.5 Krankheiten	113
6.5.6 Straßenunfälle.....	114

6.5.7 Kabelschlingen	114
6.5.8 Nahrungsökologie und -konkurrenz des Hyänenhundes mit anderen Prädatoren.....	115
6.5.9 Verteilung der anderen Großkarnivoren	118
7. EMPFEHLUNGEN.....	121
7.1 Minimierung direkter Verfolgung an Reservatsgrenzen.....	121
7.2 Sicherung von ausreichend großen Hyänenhundhabitat.....	122
7.3 Sicherung der Beutetiere / Antiwildereimassnahmen.....	123
7.4 Limitierung der Verkehrsunfälle.....	124
7.5 Schutz vor Krankheiten.....	124
7.6 Wiedereinbürgerung oder Umsiedlung.....	124
7.7 Populationsbestimmung und Monitoring großer Karnivoren ...	125
7.8 Radiotelemetriestudien an Hyänenhunden	126
8. ZUSAMMENFASSUNG.....	129
9. SUMMARY.....	130
10. ANHANG.....	131
10.1 Schutzgebiete und deren Fläche in Nordkamerun.....	131
10.2 Jährlicher Regenfall (mm) um den Faro NP.....	132
10.3 Temperaturen in Poli und Fignole 1970-1979 (Faro Department).....	132
10.4 Hyänenhundsichtungen 2000/2001.....	133
10.5 Populationsgröße großer Säugetiere im Benoue NP.....	134
10.6 Populationsgröße großer Säugetiere im Bouba Ndjida NP.....	135
10.7 Auszug aus dem Feldtagebuch vom 22. Juni 2001	136
10.8 Ausrüstung.....	138
10.8.1 Navigation	138
10.8.2 Datenaufnahme.....	138
10.8.3 Fotoausrüstung.....	138
10.8.4 Probenentnahme.....	138

10.8.5 Chemikalien und Mikroskope	138
10.9 Wichtige Kontaktadressen.....	139
10.10 Wichtige Internetseiten.....	140
11. LITERATURVERZEICHNIS.....	141

Danksagungen

Ich möchte mich bei allen Personen bedanken, die die Realisation meiner Diplomarbeit ermöglicht haben.

Für die Betreuung und Korrektur der Arbeit bin ich Professor Dr. Michael Mühlenberg und Prof Dr. Rainer Willmann dankbar.

Herrn Dr. Paul Donfack danke ich für die Einladung, für den WWF in Nordkamerun zu arbeiten. Dr. Michael Kuwong bin ich dankbar für die Einweisung in vorangegangene Forschungsarbeiten und die vielen Diskussionen. Der WWF finanzierte die Feldarbeit im Faro NP und die Analyse im "Ecole de Faune" in Garoua, bei dem ich mich ganz herzlich für die Bereitstellung ihres Labors bedanke. Main Dank gilt dem MINEF für die Erlaubnis, diese Studie in Nordkamerun durchführen zu dürfen.

Allen Leute vom WWF-NSSP in Garoua unterstützten stets meine Arbeit, indem sie mir viele wichtige Informationen über den Hyänenhund zukommen ließen, und mir stets bei meinem Aufenthalt in Nordkamerun behilfreich waren.

Ich möchte mich bei den Feldarbeitern bedanken, die meine Forschung mit ihrem Engagement unterstützten. Ich bin allen Wildhütern und Fährtenlesern dankbar. Ein stets wichtiger Gesprächspartner war Ndjjobdi Seini, der "Conservator" vom Faro NP, mit dem ich wichtige Gespräche über Naturschutz im allgemeinen und die Problematik des Faro NP im speziellen führte.

Im voraus möchte ich mich bei Dr. Robert Wayne bedanken, der die genetischen Proben analysieren wird.

Mein Dank geht an meine Eltern für ihr Interesse und für die finanzielle Unterstützung. Meinem Bruder bin ich für das Korrekturlesen und das Zusammenschreiben der Arbeit dankbar.

Abkürzungen

ADMADE:	Administrative Management Design for game management areas (Sambia)
BMZ:	Bundesministerium für wirtschaftliche Zusammenarbeit und Entwicklung
CAMPFIRE:	Communal Area Management Plan for Indigenous Resources (Simbabwe)
CPO:	Cameroon Programme Office
CSG:	Canid Specialist Group
EU:	Europäische Union
FAC:	Fonds d'Aide et de Coopération (Französischer Hilfsfond)
FCFA:	Franc de la Communauté Financière Africaine (Zentralafrikanische Währung)
GEF:	Global Environment Facility
GPS:	Global Positioning System
GR:	Game Reserve (Wildreservat)
IUCN:	World Conservation Union
MAÏSCAM:	Mais du Cameroun (Gesellschaft zur Produktion von Mais in Kamerun)
MINEF:	Ministère de l'Environnement et des Forêts (Umweltministerium Kameruns)
NCZS:	North Carolina Zoological Society
NP:	Nationalpark
NR:	National Reservat
NSSP:	Northern Sudanian Savannah Project (WWF)
PCGBC:	Programme de Conservation et de Gestion de la Biodiversité au Cameroun
SODECOTTON:	Société de développement du coton (Baumwollindustrie)
SNV:	Service des Volontaires Néerlandais (Holländischer Hilfsfond)
SSC:	Species Survival Commission

UNESCO:	United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization
WWF:	World Wide Fund for Nature
ZCB:	Zone de chasse banale (kommunaler Jagdblock)
ZIC:	Zone d'Intérêt Cynégétique (Jagdblock)

1. Einleitung

1.1 Problemstellung

Habitatverlust und Degradation sind die Hauptgründe für das Aussterben terrestrischer Arten und für den Biodiversitätsverlust weltweit (EHRlich 1992; MAY et al. 1995).

SCHALLER (1996: S.1) beschreibt treffend die Situation der Karnivoren in heutiger Zeit: "At the end of this century, one that has seen far more environmental destruction than any other in historic times, the future of some of our most magnificent carnivores is in doubt".

Es gibt vier Gründe, warum große Karnivoren eine entscheidende Bedeutung für den Naturschutz besitzen (MILLS 1991; CARO & DURANT 1995; GROS et al. 1996):

- Durch ihre Lage an der Spitze der Nahrungskette sind sie sensible Indikatoren für die Ökosystemqualität.
- Durch den Besitz großer Streifgebiete sichert ihr effektiver Schutz auch ein großes Gebiet ab.
- Sie leben meist in kleinen isolierten Populationen und sind deshalb Risiken wie z.B. stochastischer Ereignisse und Habitatzerstörung besonders stark ausgesetzt.
- Sie erfahren direkte menschliche Bedrohung durch Übernutzung in Form von Handel, Trophäenjagd und durch Abschüsse zum Schutz der Haustiere.

Der Afrikanische Hyänenhund ist eine der am stärksten gefährdeten Arten in Afrika und der einzige überlebende Vertreter der Gattung *Lycaon* (FANSHAWE et al. 1991). Ansteigende menschliche Bevölkerung und erhöhter Landbedarf führen zu Habitatverlust und Fragmentierung der Tiere. Da Hyänenhunde enorm anfällig gegen Habitatfragmentierung sind, sind die Populationen in den letzten 30 Jahren stark gesunken (WOODROFFE et al. 1997; WOODROFFE 2000). In ganz Afrika sind nur noch 3000-5500 Hyänenhunde verblieben, von denen die Mehrheit im südlichen Afrika und Tansania vorkommen (WOODROFFE et al. 1997; WOODROFFE & GINSBERG

1999a). Die Population in Nordkamerun hat einen hohen Naturschutzwert, da sie möglicherweise die einzige überlebensfähige Population in Zentralafrika mit eigener genetischer Vielfalt repräsentiert.

Trotz seiner Popularität für Touristen sehen viele Farmer und Viehhalter den Hyänenhund als Hauptgrund für Viehverluste (Rinderkälber, Schafe und Ziegen) und stellen den Tieren nach (WOODROFFE et al. 1997; WOODROFFE & GINSBERG 1999a).

Das negative Image des Hyänenhundes hat sich in vielen Gebieten Afrikas nicht geändert. So schreibt BERE (1955: S.180) über den Hyänenhund "[He]...hunts in packs, killing wantonly far more than they need for food, and by methods of the utmost cruelty...it was considered necessary...to shoot wild dogs in order to give the antelope opportunity to develop their optimum numbers...".

Die Zoopopulationen sind sehr klein. Es ist deshalb wichtig die Hyänenhunde in ihrem natürlichen Lebensraum zu sichern, um ihre Existenz in überlebensfähigen Populationen zu gewährleisten. Durch ihren enormen Raumanspruch mangelt es außerdem an geeigneten Habitaten für Translokationen (WOODROFFE & GINSBERG 1999b).

Die Informationen, die über die Populationen in Nordkamerun existieren basieren auf Schätzungen (WOODROFFE & GINSBERG 1999a). Eine genaue Bestimmung der Anzahl der Tiere und deren Verbreitung hat nie stattgefunden. Deshalb sind dringend detaillierte Untersuchungen nötig, die diese Informationen liefern (WOODROFFE et al. 1997). In ihrem "Action Plan" fordert die IUCN/SSC CSG Specialist Group als eine der zukünftigen Hauptaufgaben die Bestimmung des Populationsstatus der Hyänenhunde in Nordkamerun (WOODROFFE et al. 1997). Des Weiteren sind Analysen nötig, um die genetische Verschiedenheit der Hyänenhunde in Nordkamerun zu bestätigen (WOODROFFE et al. 1997).

Zudem werden Informationen über das Nahrungsspektrum benötigt, um eventuelle Viehverluste zu dokumentieren und bessere Managementpraktiken zu entwickeln, die diese Verluste in Grenzen halten und um zu wissen, ob die Beutetiere ein Limit der Hyänenhundpopulation in Nordkamerun darstellen können.

Durch den Schutz des Hyänenhundes können zugleich andere Arten im gleichen Lebensraum gesichert werden (WOODROFFE et al. 1997). Dies ist ganz entscheidend, um die Bedeutung der nördlichen Schutzgebiete als Touristenanziehungspunkt aufrecht zu erhalten.

Hyänenhunde haben ein enormes Streifgebiet (FULLER & KAT 1990) und sind sehr anfällig gegen menschliche Aktivitäten (Abschüsse, Vergiftung, Fallenstellen, Straßenunfälle oder Krankheiten, übertragen durch Haushunde) (WOODROFFE et al. 1997; WOODROFFE 1999; WOODROFFE & GINSBERG 1999a). Als Folge werden Hyänenhunde die erste Art sein, die verschwindet, wenn Wildnisgebiete fragmentiert sind (WOODROFFE & GINSBERG 1998). Um daher den Hyänenhund in Nordkamerun langfristig zu sichern, müssen die Schlüsselfaktoren bekannt sein, welche ihre Population limitieren.

Im Rahmen dieser Untersuchung wurde von Januar bis Juli 2001 im Norden des Faro NP nach Zeichen von Hyänenhunden gesucht und obengenannte Schlüsselfaktoren identifiziert.

1.2 Entwicklungspolitische Kontexterklärung

Kamerun (475.440 km² Landesfläche) ist aufgrund der großen Anzahl anzutreffender Endemiten eines der ökologisch abwechslungsreichsten Länder ("Afrika in Miniatur") auf dem afrikanischen Kontinent (IUCN 1992; SAYER et al. 1992; MINEF 1997; EAST 1999).

Im Westen, um den Kamerun-Berg (4095 m), den höchsten Gipfel in Westafrika befinden sich Mangrovensümpfe und Bergwälder. Der gesamte Süden wird durch immergrünen tropischen Regenwald bedeckt. Die zentrale Region des Adamawa-Plateaus bietet eine Mischung aus immergrünen und laubwechselnden Wäldern. Nordkamerun ist durch unterschiedliche Savannenvegetationen geprägt. Der extreme Norden, der an den Tschadsee grenzt, wird von trockenem Sahelklima beherrscht (LETOUZEY 1985).

Als Entwicklungsland leidet Kamerun, wie viele andere afrikanische Länder, unter den negativen Effekten von unkontrolliertem Bevölkerungswachstum, schneller Urbanisierung, Habitatzerstörung und Wilderei (MINEF 1997). Unter dem ständigen Druck auf die Umwelt, zur Lieferung ausreichender

Nahrung und anderer Ressourcen für die wachsende Bevölkerung, werden im Norden die Savannengebiete niedergebrannt, um Platz für landwirtschaftlich nutzbare Flächen zu schaffen.

Anfang der 80er wurde dem Naturschutz in Kamerun weniger Priorität gewidmet, was zu geringeren Schutzbemühungen in den Savannengebieten führte. Hinzu kam eine schwere Rinderpest 1982-1983, welche die Tierpopulationen stark schwächte (EAST 1995). Durch die rasch ansteigende Bevölkerung und die daraus resultierenden Ausdehnung der Weide- und Agrarflächen wurden die Populationen weiter reduziert (WWF et al. 2001).

Die Savannen- und Buschlandhabitats der nördlichen Regionen wurden in den Schutzbemühungen internationaler Organisationen weitgehend vernachlässigt, obwohl vermehrter Handlungsbedarf etwa gegen das Absinken des Grundwasserspiegels, die zunehmende Desertifikation, unkontrollierte Brandrodung, die Wilderei, aber auch die Ausbreitung und Einschleppung von Krankheiten besteht (BARNAUD 1996; MINEF 1999b; WWF et al. 2001).

In den 90er Jahren durchlebte Kamerun eine schwere wirtschaftliche und politische Krise, die ihren Gipfel in der Abwertung der zentralafrikanischen Währung (F CFA) hatte. Durch die Teilnahme an der Entschuldungsinitiative der Weltbank und verschiedener Geberländer ("Highly Indebted Poor Countries" (HIPC)), sowie umfassender Reformbemühungen, konnten die sozio-politischen Rahmenbedingungen und ökonomischen Perspektiven stark verbessert werden (MINEF 1997).

Kamerun hat die Biodiversitätskonvention (UNCBD) unterzeichnet und ratifiziert. Derzeit sind 9,5% der Landesfläche unter Schutz gestellt; mit einem nationalen Ziel von 20% (IUCN 1992). Drei Schutzgebiete (Waza NP, Benoue NP und Dja Faunal Reserve) sind unter dem UNESCO-Programm "Man and Biosphere" als Biosphärenreservate akzeptiert. Das kürzlich gebildete Ministerium für Umwelt und Wälder (MINEF) hat die gesamte Entscheidungskraft und Verantwortung für Fauna, Flora und die Schutzgebiete (KOULAGNA & PLANTON 1998; EAST 1999).

Die NPs im Norden sind hauptsächlich für den Tourismus ausgewiesen, da das große Wild in den Savannen besser beobachtet werden kann (IUCN 1992). Darüber hinaus repräsentieren die nördlichen Gebiete der Sudanischen Savanne südlich der Provinzstadt Garoua einen der wichtigsten zu-

sammenhängenden Schutzkomplexe zum Schutz der verschiedensten Antilopenarten (EAST 1999).

1.3 Naturschutzbemühungen in Nordkamerun

Der World Wide Fund for Nature (WWF) hat seit 1990 in Kamerun ein eigenes Programmbüro (Cameroon Program Office (CPO)) zur Koordination der fortlaufenden Projekte (IUCN 1992). Neben vielen Aktivitäten, die den Schutz des tropischen Regenwaldes im Kongobecken betreffen, engagiert sich der WWF im Norden Kameruns mit einem eigenen Projekt für den nachhaltigen Schutz der Savannengebiete. Innerhalb des Northern Sudanian Savanna Project (NSSP), welches seit 1993 existiert, konzentriert sich WWF-CPO auf die Absicherung der Schutzgebiete (Waza NP, Kalamaloue NP, Benoue NP, Bouba Ndjida NP und Faro NP) anhand von vier Flaggschiff-Arten, über deren Erhaltung anderen Arten des Lebensraumes adäquater Schutz geboten wird (WOODROFFE et al. 1997; CARO & O'DOHERTY 1999; NIEKISCH 2000).

Fortlaufende Studien betreffen das Wanderungsverhalten des Afrikanischen Elefanten (*Loxodonta africana africana*) (TCHAMBA 1993; DE IONGH et al. 1999) und der Minimierung der Mensch-Elefant-Konflikte (TCHAMBA 1996), dem Schutz des westlichen Spitzmaulnashorns, von dem weniger als 20 Tiere existieren (EMSLIE & BROOKS 1999; PLANTON 1999; WELADJI 1999) und der Erhaltung einer überlebensfähigen Population des Hyänenhundes in Zentralafrika, von dem es möglicherweise nur noch wenige Rudel gibt (WOODROFFE et al. 1997). Aktivitäten zum Schutz des Hyänenhundes wurden 1999 vom WWF-NSSP eingeleitet. Außerdem laufen Studien über die Verbreitung von Riesenelenantilopen (*Taurotragus derbianus*), welche eine wichtige Bedeutung für den regionalen Jagdtourismus haben (LAMARQUE et al. 1990; WILKIE & CARPENTER 1998; EAST 1999).

Mit den Geldmittel (US\$ 12,6 Mio.) der Global Environment Facility (GEF) und anderen bilateralen und multilateralen Organisationen (BMZ, FAC, EU, Birdlife International) begann 1998 mit drei Jahren Verspätung ein Projekt der Weltbank zum Schutz der Biodiversität in Kamerun (PCGBC) (EAST 1995; KOULAGNA & PLANTON 1998).

Die nördliche Savannenregion ist eines von acht Projektgebieten (Programme GEF-Biodiversité - Composante Ecosystème des Savanes). WWF, SNV, FAC und MINEF sind für die Umsetzung der Ziele des GEF-Projekts verantwortlich. Neben der institutionellen Verstärkung von MINEF sollen Studien und Aktivitäten ökologischer Entwicklung realisiert werden, und Strategien der Verwaltung der NPs, ZICs und der gemeinschaftlichen Zonen entwickelt werden (MINEF & WWF 1999). Der WWF unternimmt innerhalb des Projekts ökologische Studien und bereitet Pläne der Verwaltung der Schutzgebiete vor. Außerdem berät er MINEF bei Wildereiproblemen. SNV ist für sozioökonomische Studien verantwortlich und versucht die Lebensbedingungen der lokalen Bevölkerung zu verbessern. FAC hat eine allgemein beratende Aufgabe innerhalb des Programms (BARNAUD 1996; MINEF & WWF 1999).

2. Allgemeines über den Hyänenhund

2.1 Namen

Wissenschaftlich:	<i>Lycaon pictus</i>
Deutsch:	Afrikanischer Hyänenhund
Englisch:	African wild dog / Cap hunting dog / Painted hunting dog
Französisch:	Lycaon / Cynhyène
Afrikaans:	Wildehond
Kiswahili:	Mbwa mwitu
Foufoulbe:	Safandou

Ins Deutsche übersetzt bedeutet *Lycaon pictus* so viel wie wolfartiges geflecktes Tier. Der Gattungsname *Lycaon* kommt von dem griechischen Wort *lukos* und bedeutet *Wolf*. *Pictus* kommt aus dem Lateinischen und bedeutet so viel wie *gefleckt* (LALUBIE 1985). Seine Erstbeschreibung geht auf ein Individuum in Mosambik zurück, welches als Cap hunting dog bezeichnet wurde (TEMMINCK 1820).

Abbildung 1 Der Afrikanische Hyänenhund (Foto aus KINGDON 1997). Jedes Tier hat ein einzigartiges Fleckenmuster an dem es individuell unterschieden werden kann.



2.2 Klassifikation

Klasse:	Mammalia
Unterklasse:	Eutheria
Ordnung:	Carnivora
Familie:	Canidae
Gattung:	Lycaon
Spezies:	<i>Lycaon pictus</i>

2.3 Erscheinungsbild

Der Afrikanische Hyänenhund ist ein großer, gefleckter, hundeartiger Karnivore mit großen runden Ohren und breiter, massiger Schnauze, die stets schwarz ist (Abbildung 1). Er besitzt einen derben Schädel mit kräftigen Knochenkämmen und weit abstehenden Jochbögen (Abbildung 2) (GRZIMEK 1972).

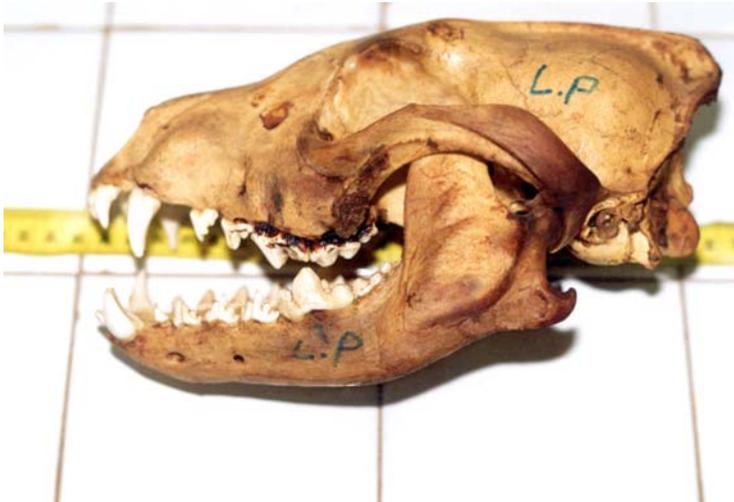


Abbildung 2 Schädel eines männlichen Hyänenhundes. Die Jochbögen sind abstehend und kräftige Knochenkämme bilden Ansatzstellen für die Kaumuskulatur.

Meist zieht ein schwarzes Band vom Schnauzenbereich zu den Ohren. Sein Gewicht liegt zwischen 18 und 36 kg (KINGDON 1997) und er hat eine Schulterhöhe von bis zu 75 cm (DORST & DANDELOT 1970). Insgesamt hat der Hyänenhund eine schlanke Statur. Die Kopf-Rumpf-Länge beträgt ca. 76-112 cm. Der buschige weiße Schwanz hat eine Länge von 30-41 cm (KINGDON 1997) und reicht bis über die Kniekehlen.

Die Pfoten sind dünn und langgestreckt. Die Vorder- und Hinterextremitäten besitzen im Gegensatz zu Schakalen jeweils nur vier Zehen (Abbildung 3) (DEKEYSER 1955; GRZIMEK 1972). Der Hyänenhund besitzt die für Caniden typische Zahnformel $3/3 + 1/1 + 4/4 + 2/3$ (DE BLASE & MARTIN 1974; VAN VALKENBURGH 1996). Der letzte untere Backenzahn ist nur sehr schwach ausgebildet. Der erste Backenzahn hat eine schneidende Funktion (GRZIMEK 1972). Mit ihren Molaren sind sie in der Lage Knochen zu zerkleinern und aufzubrechen (EWER 1973; VAN VALKENBURGH 1989).

Die Funktion des vollständigen Sets an Prämolaren ist unklar (VAN VALKENBURGH 1996).

Jedes Individuum hat ein eigenes einmaliges Fleckenmuster aus weißen, schwarzen und gelb-bräunlichen kurzen Haarpartien (FRAME et al. 1979; CREEL & CREEL 1995a). Diese Fellzeichnungen ähneln sich innerhalb von Familien und Regionen (KINGDON 1997). Die weißen Partien sind schon bei Geburt sichtbar (DEKKER 1968). Die gelben Flecken entwickeln sich aus dem braun-schwarzen Hintergrund und sind im Alter von 4-5 Wochen zum ersten Mal sichtbar. Ab einem Alter von fünf Monaten hat sich das individuell typische Fellmuster entwickelt.

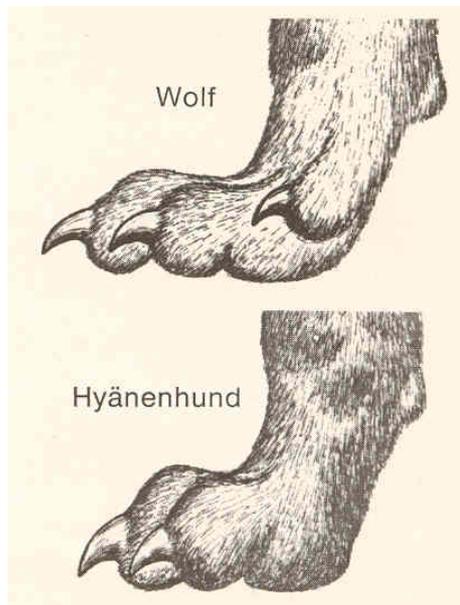


Abbildung 3 Pfote eines Hyänenhundes (Zeichnung: CASTAÑOS). Im Gegensatz zu anderen Caniden (z.B. Wölfe) haben Hyänenhunde nur vier Zehen. Bei ihnen ist die erste Zehe völlig verschwunden.

Über die Funktion der Musterung gibt es verschiedene Ansichten. Als Grund für die Evolution der Flecken wird neben Tarnung auch die individuelle Erkennung, besonders bei Sozialkontakten vermutet (KINGDON 1997). Im Allgemeinen benutzt der Hyänenhund wenige Laute zur Kommunikation, obwohl er sehr stimmbegabt ist. Der typische Kontaktlaut ("hoo") ähnelt einem Glockenläuten oder Vogelrufen. Hauptsächlich hört man den "hoo"-Laut, wenn einzelne Tiere vom Rudel separiert werden (nicht bei der Jagd). Bei Angst und Zorn erfolgt hartes Bellen, begleitet von hundeartigem Knurren. Die Jungtiere werden mit stoßweisem Jaulen angelockt. Beim Betteln winseln die Jungtiere und quieken dabei. Fühlen sie sich verlassen, kla-

gen sie mit langgezogenem "Müh-Müh" (GRZIMEK 1972). Stakkatozwitschern begleitet alle sozialen Aktivitäten.

Mit ihren Duftdrüsen verstreuen sie einen typischen, stechenden Geruch, der das Rudel sehr wahrscheinlich in Kontakt hält (DEPIERRE & VIVIEN 1992; KINGDON 1997). Das maximal erreichte Alter beträgt 12 Jahre (DEPIERRE & VIVIEN 1992), überschreitet in freier Wildbahn aber nur selten 7 Jahre (VAN HEERDEN et al. 1995).

2.4 Evolution & Genetik

Hyänenhunde repräsentieren eine eigene phylogenetische Linie innerhalb der *Canidae*. Der Hyänenhund ist der einzige überlebende Vertreter der Gattung *Lycaon*. Einige Autoren haben sie sogar in eine eigene Unterfamilie (*Simocyoninae*) platziert (DEKEYSER 1955; WOYZENCRAFT 1989).

Bis jetzt fanden nur wenige phylogenetischen Analysen statt. Diese Studien bestätigen *Lycaon* als eigene Gattung mit einzigartiger Millionenjahre alter Entwicklung (GIRMAN et al. 1993). Anhand einer molekulargenetischen Untersuchung von 2001 Basenpaaren des Cytochrom b, der Cytochrom Oxidase I und II konnte die Einzigartigkeit des Genus *Lycaon* gegenüber dem Genus *Canis* (Wölfe und Jackale) gezeigt werden.

Auch neueste parsimonische Vergleiche aller *Carnivora* aus 177 Literaturdaten heben die eigene Millionenjahre alte Entwicklungslinie des Genus *Lycaon* innerhalb der *Canidae* hervor, ohne jedoch genauer auf ihr zeitliches und phylogenetisches Verhältnis zum Genus *Canis* einzugehen (BININDA-EMONDS et al. 1999). Man nimmt an, dass die Gattung *Lycaon* sich vor ca. 3 Mio. Jahren von der Entwicklungslinie abspaltete, die zum Genus *Canis* führte (CONNIFF 1999). So sind in Südafrika mehrere Funde gemacht worden (*Lycaon africanis*, *Lycaon atrox*), die zur Entwicklungslinie der Gattung *Lycaon* gehören (RASMUSSEN 1999).

Bei der Studie von GIRMAN et al. (1993) handelt es sich um eine genetische und morphologische Untersuchung. Es sind die Genorte von 92 Hyänenhunden aus jeweils zwei Populationen im östlichen Afrika (Masai Mara und Serengeti) und südlichen Afrika (Hwange NP und Krüger NP) betrachtet worden. Im Detail führte man eine Analyse mitochondrialer DNA (mtDNA)

anhand Restriktions-Fragment-Längen-Polymorphismen (RFLP) und eine Sequenzierung des Cytochrom b Gens durch.

Die morphologische Untersuchung befasste sich mit Schädelmassen aus dem südlichen und östlichen Afrika. Anhand der Ergebnisse empfehlen die Autoren eine Aufteilung südlicher und östlicher Populationen in unterschiedliche Unterarten oder zumindest in zwei unterschiedliche Kladen (GIRMAN et al. 1993).

In einer zweiten Analyse der hochvariablen Kontrollregion im mtDNA Genom und 11 nucleären Loci (Dinucleotid Wiederholungen) wurden 270 Hyänenhunde aus sieben unterschiedlichen Wildpopulationen und zwei gefangenen Zoopopulationen untersucht (GIRMAN 1996).

Die mtDNA Haplotypen der Population des Selous GR sind ähnlich derer im südlichen Afrika, besonders der im Krüger NP. Es scheint, dass die Selous Population diesbezüglich früher mehr Genfluss mit den Populationen im südlichen Afrika hatte als mit der Serengeti-Masai Mara Population. Die Populationen in Botsuana und Simbabwe weisen eine Mischung östlicher und südlicher mitochondrialer Haplotypen auf (Abbildung 4). Es ist sogar anzunehmen, dass bis vor kurzem ein genetischer Austausch zwischen den Populationen in Ost- und südlichen Afrika vorherrschte.

Insgesamt zeigen die nucleären Microsatelliten Regionen einen höheren Genfluss als die der mtDNA, was möglicherweise auf Verbreitung über lange Distanzen von männlichen Tieren hindeutet, da mtDNA weitgehend nur über die maternale Linie weitergegeben wird.

Eine Untersuchung der Kontrollregionsequenz eines Museumsfells, welches von einem Hyänenhund aus Nigeria stammt, zeigt einzigartige Haplotypen, die sich eindeutig von den anderen Kladen im südlichen und östlichen Afrika unterscheiden (ROY et al. 1994; GIRMAN 1996). Die genetische Divergenz der west- und zentralafrikanischen Hyänenhunde bleibt aber weiterhin unklar (WOODROFFE et al. 1997; CREEL & CREEL 1998).

Innerhalb von Populationen haben Hyänenhunde eine hohe genetische Variabilität, die möglicherweise durch ihr typisches Verhalten kommt, Inzucht zu vermeiden, indem emigrierende Hyänenhunde gleichen Geschlechts nur mit unverwandten Tiere des anderen Geschlechts neue Rudel bilden (GIRMAN et al. 1997). Innerhalb von gefangenen Populationen herrscht viel

geringere genetische Variabilität vor, als in den Wildpopulationen (GIRMAN 1996). Vom genetischen Standpunkt her ist der Schutz wildlebender Populationen deshalb sinnvoller als aktives aufwendiges Aufzuchtmanagement und Wiedereinführungsprogramme (WOODROFFE et al. 1997).

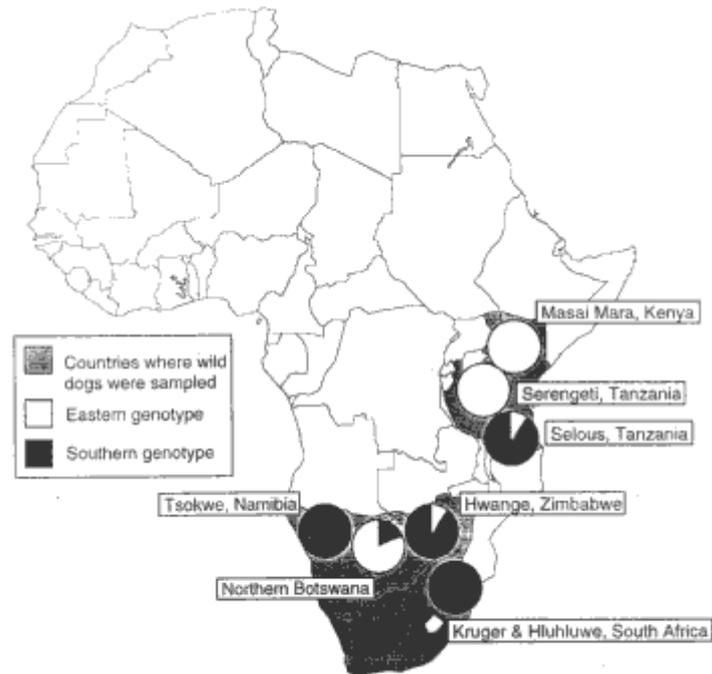


Abbildung 4 Haplotypen des Hyänenhundes im Südlichen und Ostafrika. Der Anteil an mtDNA Haplotypen des jeweiligen Klade sind für jeden Studienort dargestellt. Weiß stellt den Ostafrikanischen Haplotyp dar, schwarz den Südafrikanischen Haplotyp. (Quelle: WOODROFFE et al. 1997)

KINGDON (1997) unterscheidet fünf Unterarten aus fünf verschiedenen Regionen Afrikas:

<i>Lycaon pictus pictus</i>	Südliches Afrika
<i>Lycaon pictus lupinus</i>	Ostafrika
<i>Lycaon pictus somalicus</i>	Horn von Afrika
<i>Lycaon pictus saharicus</i>	Sahara
<i>Lycaon pictus manguensis</i>	West-und Zentralafrika

Die Unterart *Lycaon pictus manguensis* wird in Nordkamerun angetroffen (SILLERO-ZUBIRI et al. 1997).

2.5 Verhalten

2.5.1 Sozialverhalten

2.5.1.1 Soziale Organisation

Der Hyänenhund ist eine der sozialsten Canidenarten. Ähnlich wie Wölfe (*Canis lupus*) verbringen sie die gesamte Tageszeit in unmittelbarer Nähe zueinander (MCCREERY 1999). Die Rudel funktionieren als zusammenhängende Sozialeinheiten, die gemeinsam jagen, umherziehen und sich ausruhen. Ein Rudel besteht normalerweise aus Geschwistern gleichen Geschlechts, die sich mit unverwandten Geschwistern des anderen Geschlechts zusammen tun, sowie den Nachkommen des Alpha-Paares (GIRMAN et al. 1997). Oft erkennt man das Alpha-Paar daran, dass nur sie gewisse Stellen mit Urin markieren (KINGDON 1997). In der Fortpflanzungsperiode markiert der Rüde exakt die gleiche Stelle wie das Weibchen (GRZIMEK 1972).

Die Rudel bestehen manchmal aus nur zwei Tieren, können aber auch aus bis zu 27 ausgewachsenen Tieren bestehen (FULLER et al. 1992a; CREEL & CREEL 1995a). Neugeborene bleiben in der Gruppe und verlassen diese, wenn sie mindestens ein Jahr alt sind, um neue Rudel zu gründen (MCCREERY 2000). Tabelle 1 zeigt die Rudelgröße und deren Zusammensetzung in einigen Hyänenhundpopulationen.

Tabelle 1 Rudelgröße und Zusammensetzung von Hyänenhunden im Südlichen Afrika und Ostafrika

Studiengebiet	Stichprobe	Adulttiere	Jährlinge	Neugeborene
Hwange NP, Simbabwe	5 Rudel	7,8	3,2	5,4
Krüger NP, Südafrika	8 Rudel	4,8	2,1	5,8
Masai Mara NR, Kenia	6 Rudel	4,2	4,0	8,8
Moremi GR, Botsuana	8 Rudel	4,3	2,5	8,3
Selous GR, Tansania	6 Rudel	7,7	4,3	6,3
Serengeti NP, Tansania	7 Rudel	6,6	6,0	11,2

Quelle: FULLER et al. (1992a), bis auf Selous GR (CREEL & CREEL 1995a)

2.5.1.2 Kooperative Jagd

Wie Wölfe und Asiatische Wildhunde (*Cuon alpinus*) jagen die Mitglieder eines Hyänenhundrudels gemeinsam. Wölfe sind in der Lage erheblich größere Beutetiere, wie Elche (*Alces alces*), zur Strecke zu bringen (MECH 1970). Ähnliches gilt für Hyänenhunde. Das durchschnittliche Gewicht der Beutetiere liegt bei 50 kg (PIENAAR 1969; FANSHAW & FITZGIBBON 1993), doch können Tiere von bis zu 200 kg getötet werden (MITCHELL et al. 1965; MALCOLM & VAN LAWICK 1975; CREEL & CREEL 1995a).

Das Jagen in Gruppen ermöglicht nicht nur das Erlegen großer und schneller Beutetiere, sondern erhöht auch den Jagderfolg. So betrug der Jagderfolg in Rudeln von drei Adulttieren 42%, derjenige eines Rudels von 20 Adulttieren jedoch 67% (CREEL & CREEL 1995a). Es ist jedoch zu erwähnen, dass größere Rudel häufiger am Tag jagen als kleinere Rudel. Auch andere Faktoren, wie Verteidigung der Jungen, mehr Aufmerksamkeit gegenüber Kleptoparasiten oder mehr Nachwuchs, bevorteilen größere Rudel und können dadurch, ähnlich wie bei Löwen (*Panthera leo*), erheblichen Einfluss auf die Rudelgröße haben (PACKER 1986; PACKER & RUTTON 1988; PACKER et al. 1990; FANSHAW & FITZGIBBON 1993; CREEL & CREEL 1995a; CONNIFF 1999).

Hyänenhunde sind Hetzjäger, deren Stärke in ihrer Ausdauer liegt (ESTES & GODDARD 1967). Die Jagd läuft nach einem festgelegten Schema ab. Vor dem Aufbruch zur Jagd durchlaufen alle Mitglieder des Rudels eine Art Begrüßungszeremonie, um sicherzustellen, dass alle Tiere munter und bereit zur gemeinsamen Jagd sind (ESTES & GODDARD 1967). Mit einer Geschwindigkeit von 10 km/h setzt sich das Rudel in Bewegung. Dabei gibt meist das dominante Paar die Marschrichtung an (FRAME et al. 1979). Die Mitglieder behalten einen Abstand von 10-100 m bei. Mit dem "hoo"-Laut halten sie ständig Kontakt untereinander (GRZIMEK 1972).

Je nachdem, wie groß die entdeckte Beute ist, werden zwei verschiedenen Jagdstrategien durchgeführt, jeweils mit dem Ziel, die Beute zum Rennen zu bringen und um sie so verwundbarer zu machen (KÜHME 1965; CREEL & CREEL 1995a). Kleine bis mittelgroße Beutetiere flüchten direkt, wo hingegen größere Arten, wie Zebras (Abbildung 5) oder Gnus eine Verteidigungsposition einnehmen. Geschieht dies, wird die Herde umkreist und

von verschiedenen Richtungen angegriffen. Wenn die Herde zu flüchten beginnt, wird versucht ein Tier von der Herde zu isolieren. Diese Jagden geschehen mit durchschnittlich 48 km/h über Distanzen von bis zu 5 km (CREEL & CREEL 1995a), ohne dem Jäger einen Hitzestress zu verursachen (TAYLOR et al. 1971). Kurze Sprints, kürzer als 2 km, können mit Geschwindigkeiten bis zu 60 km/h erfolgen (KINGDON 1997).

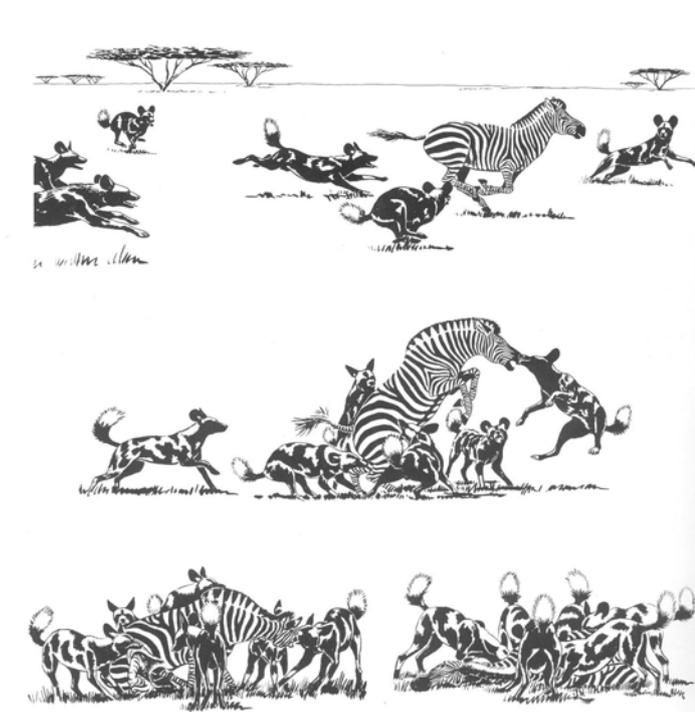


Abbildung 5 Erlegung eines ausgewachsenen Zebras durch ein Hyänenrudel (Zeichnung: Lalanda). Hyänenhunde sind in der Lage durch ihre kooperativen Jagdstrategien viel größere Beute als sie selbst zu erlegen.

Sobald es gelungen ist, ein Tier zu fangen, wird versucht es zum Anhalten zu bringen, indem andere Rudelmitglieder Scheinangriffe von vorne machen und andere es von hinten oder den Seiten ausweiden. Noch während die Beute am flüchten ist, werden Fleischstücke herausgerissen. Hyänenhunde reißen dabei ihre Beute buchstäblich in Fetzen. Adulte Hyänenhunde haben eine durchschnittliche Magenkapazität von 9 kg und können viel Fleisch auf einmal konsumieren (CREEL & CREEL 1995a).

Bei einer großen und für den Hyänenhund gefährliche Beute, etwa dem Warzenschwein, wird versucht den Kopf zurückzuhalten, um die anderen Rudelmitglieder, die die Beute auseinandernehmen vor Hörnern und Hauern zu schützen. Bei solchen Jagden können bis zu sieben Beutetiere einer Herde getötet werden. Nicht selten werden sowohl Mutter als auch Kalb getötet (CREEL & CREEL 1995a).

2.5.1.3 Kooperative Jungenaufzucht

Die Mitglieder eines Rudels ziehen die Jungtiere gemeinsam auf, wobei normalerweise sich nur das dominante Männchen und das Alpha-Weibchen fortpflanzen (FRAME et al. 1979; MALCOLM & MARTEN 1982; GIRMAN et al. 1997). In Form von bestimmtem Verhalten und endokriner Mechanismen werden untergeordnete Individuen reproduktiv unterdrückt (VAN HEERDEN & KUHN 1985; CREEL et al. 1996; CREEL et al. 1997a; MONFORT et al. 1997). Es kann jedoch vorkommen, dass mehrere Weibchen Jungtiere großziehen (FULLER et al. 1992a). Nach 60-72 Tagen Trächtigkeit kommen die Neugeborenen meist in einer Bruthöhle oder einem Erdloch blind zur Welt, wo sie für die nächsten drei Monate verweilen.

Da das säugende Muttertier nicht an der Jagd teilnehmen kann, wird sie von den anderen Rudelmitgliedern durch hochgewürgte Fleischstücke versorgt. Wenn die Jungtiere in der Lage sind auf die Milch der Mutter zu verzichten, kann diese an der Jagd teilnehmen und andere Rudelmitglieder passen auf die Jungtiere auf. Die Nahrungsversorgung erfolgt dann jeweils durch Hervorwürgen von Nahrungsstücken (MALCOLM & MARTEN 1982). Dies geschieht zwischen der 3. und 12. Woche (FRAME et al. 1979). Ab dem 9.-11. Monat beginnen die Jungen, einfache Beute zu jagen und nehmen ab dem 12.-14. Monat aktiv an allen Jagden teil. Die Würfe sind zwischen 10-11 Jungen groß, können aber manchmal bis zu 21 Tiere betragen (FULLER et al. 1992a). Im Krüger NP brachte ein Alphaweibchen innerhalb von drei Jahren 52 Junge (21;18;13) zur Welt (MILLS 1996). In der Serengeti betrug der Intergeburtenabstand 12-14 Monate, wenn Jungtiere überlebten und ca. 6 Monate, wenn der Wurf umkam (FRAME et al. 1979).

Da Hyänenhundweibchen nicht in der Lage sind, die Jungen ohne Hilfe der anderen Rudelmitglieder aufzuziehen, sollte das Rudel und nicht das Individuum als Grundeinheit einer Population betrachtet werden (WOODROFFE & GINSBERG 1999a).

2.5.2 Streifgebietsgröße und Populationsdichte

Hyänenhunde haben ein enorm großes Streifgebiet (Tabelle 2). Nur in der Brutsaison findet man sie in relativ kleinen Gebieten, da die Jungtiere sich im Bau befinden. Die Adulttiere kommen nach jeder Jagd zurück an den Bau, um die Jungen und die Adulttiere, die sie bewachten, durch herauswürgen von Fleisch mit Nahrung zu versorgen. So betrug die Streifgebietsgröße eines Rudels im Krüger NP während der Brutsaison nur 81 km². Das Streifgebiet verzehnfachte (885 km²) sich jedoch, nachdem die Jungtiere den Bau verlassen konnten (GORMAN et al. 1992). Im Serengeti NP war das Streifgebiet 50-260 km² groß, während die Jungtiere gefüttert wurden und 1500-2000 km² in der übrigen Zeit (BURROWS 1995).

Tabelle 2 Streifgebietsgröße von Hyänenhundrudeln. Hyänenhunde marschieren viele Kilometer auf der täglichen Nahrungssuche und haben ein sehr großes Streifgebiet

Studiengebiet	Stichprobe	Streifgebietsgröße	Quelle
Hluhluwe-Umfolozi Park, Südafrika	1 Rudel	242 km ²	ANDREKA et al. 1999
Hwange NP, Simbabwe	4 Rudel	423 km ² (260-633km ²)	FULLER et al. 1992a
Krüger NP, Südafrika	8 Rudel	537 km ² (357-930 km ²)	MILLS & GORMAN 1997
Aitong, Nähe Masai Mara NR, Kenia	1 Rudel	659 km ²	FULLER & KAT 1990
Moremi GR, Botsuana	9 Rudel	617 km ² (375-1050 km ²)	FULLER et al. 1992a
Nyamandlovo Vieh-Ranch, Simbabwe	1 Rudel	660 km ²	RASMUSSEN 1999
Selous GR, Tansania	6 Rudel	438 km ²	CREEL & CREEL 1995a
Serengeti NP, Tansania	5 Rudel	1318 km ² (620-2460 km ²)	FULLER et al. 1992a

Außerhalb der Brutsaison legen die Hyänenhunde durchschnittliche tägliche Distanzen von über 10 km zurück (FULLER & KAT 1990; CREEL & CREEL 1995a). Sie haben ein Streifgebiet, welches viel größer ist, als man von ihrem Körpergewicht und ihren energetischen Bedürfnissen erwarten sollte (GITTLEMAN & HARVEY 1982). Dabei können sich die Streifgebiete verschiedener Rudel überlappen (FRAME et al. 1979; GORMAN et al. 1992),

wobei jedes Rudel stets ein bestimmtes Kerngebiet beibehält (FULLER et al. 1992a). Wenn sich fremde Rudel treffen, wird meist das kleinere Rudel verjagt (FRAME et al. 1979). Durch ihre enorme Streifgebietsgröße sind Hyänenhunde in extrem geringer Dichte vorzufinden (Tabelle 3).

Tabelle 3 Populationsdichte von Hyänenhunden in Afrika.

Studiengebiet	Populationsdichte (Adulttiere/100 km ²)	Quelle
Hluhluwe-Umfolozi Park, Südafrika	3,3	CREEL & CREEL 1996
Hwange NP, Simbabwe	1,2	MCCREERY 1999
Krüger NP, Südafrika	1,7	MADDOCK & MILLS 1994
Aitong, Nähe Masai Mara NR, Kenia	2,6-4,6	FULLER & KAT 1990
Selous GR, Tansania	4	CREEL & CREEL 1996
Serengeti NP, Tansania	0,67 (1985-1991)	CREEL & CREEL 1996

2.5.3 Ausbreitungsverhalten

Gleichgeschlechtliche Geschwister verlassen normalerweise das Rudel auf der Suche nach einer Gruppe anderen Geschlechts. Die Tiere sind dabei mindestens ein Jahr alt (FULLER et al. 1992b; MCNUTT 1996) und verbringen schon in ihrem Geburtsrudel viel Zeit miteinander (MCCREERY 2000).

In einem neugegründeten Rudel sind die weiblichen Tiere nah untereinander verwandt; aber nicht mit den männlichen Tieren. Das gleiche trifft auf die männlichen Tiere zu, die ihrerseits miteinander verwandt sind, aber keine Verwandtschaft mit den weiblichen Tieren haben (FRAME & FRAME 1976; FRAME et al. 1979; BURROWS 1995). In einer Population im Norden Botswanas verließen die männlichen Tiere ihre Geburtsrudel später als die weiblichen Tieren, aber dafür in größeren Gruppen und über weitere Distanzen (MCNUTT 1996).

Ähnlich wie Wölfe oder Koyoten (*Canis latrans*) (FRITTS 1983; CARBYN & PAQUET 1986) können Hyänenhunde viele hundert Kilometer wandern und Regionen fernab von ihrem Heimatrudel erreichen (FULLER et al. 1992b), um genetischen Austausch zu gewährleisten (WAYNE et al. 1992).

2.5.4 Nahrungsökologie

2.5.4.1 Beutetiere

Im Selous Game Reserve/Tansania identifizierten CREEL & CREEL (1995a) 17 Beutearten mit einem Gewicht von 0,5 bis 208 kg. Obwohl Hyänenhunde besonders mittelgroße Antilopen mit einem Gewicht von ca. 50 kg jagen, werden kleine Beutetiere, wie Hasen, Eidechsen und Eier nicht verschmäht (CREEL & CREEL 1995a). Extrem große Beutetiere, wie Elenantilopen (*Taurotragus oryx*) oder Kaffernbüffel (*Syncerus caffer*) werden gejagt, aber nicht zur Strecke gebracht.

Von 368 untersuchten Tötungen im Selous GR waren mittelgroße Antilopen; Impalas (Schwarzfersenantilope) (*Aepyceros melampus*) (N=188 Tötungen) und Streifengnus (*Connochaetus taurinus*) (N=100); mit Abstand die häufigste Beute. In anderen Gebieten des südlichen und östlichen Afrikas wurden ähnliche Ergebnisse gefunden (Tabelle 4). Obwohl durch die kooperative Jagd auch viel größere Tiere getötet werden können (MALCOLM & VAN LAWICK 1975), bevorzugt der Hyänenhund die Jungtiere dieser Beutearten (ESTES & GODDARD 1967; SCHALLER 1972; FULLER & KAT 1990; FULLER et al. 1995).

Hyänenhunde fressen nur selten Aas. Im Selous GR konnte beobachtet werden, wie zweimal Leoparden, ein Löwe und Hyänen von ihrer erlegten Beute vertrieben wurden (CREEL & CREEL 1995a).

Geht man davon aus, dass die Hyänenhunde 60% der Biomasse eines getöteten Tieres verzehren (ESTES & GODDARD 1967; BLUMENSCHINE & CARO 1986), beträgt die tägliche Menge an gefressenem Fleisch mindestens 1,7 kg Beute/Hyänenhund/Tag (FULLER & KAT 1990) bzw. 2-2,5 kg Beute/Hyänenhund/Tag (CREEL & CREEL 1995a).

Über Jahrzehnte ist der Hyänenhund für Viehverluste verantwortlich gemacht worden. Aber nur wenige Studien konnten bisher für diesen Mythos Belege liefern. Während einer zweijährigen Studie im Aitong-Distrikt in der Nähe des Masai Mara NR, Kenia, wurde in den angrenzenden Manyattas kein einziger Fall eines Angriffs berichtet (FULLER & KAT 1990). Selbst eine Studie auf einer Viehfarm in Simbabwe konnte einen Zusammenhang der hohen Viehverluste mit den Aktivitäten des Hyänenhundes nicht nachweisen. Zunächsts wurden Hyänenhunde für 59 Viehverluste verantwortlich gemacht.

Bei genauerer Untersuchung stellte sich allerdings heraus, dass nur zwei Viehverluste eindeutig Hyänenhunde zugeordnet werden (RASMUSSEN 1999). Die anderen Viehverluste geschahen durch andere Karnivoren und durch Wilderei (RASMUSSEN 1999).

Tabelle 4 Bevorzugte Beutetierarten von Hyänenhunden.

Studiengebiet	Bevorzugte Beutart		
Hluhluwe-Umfolozi Park, Südafrika ¹	Tieflandnyala (<i>Tragelaphus angasi</i>) (56%)	Schwarzfersenantilope, Impala (<i>Aepyceros melampus</i>) (33%)	Rotflankenducker (<i>Cephalophus rufilatus</i>) (4%)
Hwange NP, Simbabwe ²	Impala (60%)	Großkudu (<i>Tragelaphus strepsiceros</i>) (30%)	Riedbock (<i>Redunca redunca</i>) (2%)
Krüger NP, Südafrika ³	Impala (73%)	Kronenducker (<i>Sylvicapra grimmia</i>), Buntbock (<i>Damaliscus dorcas</i>) (9%)	Großkudu (5%)
Aitong, Nähe Masai Mara NR, Kenia ²	Thompsongazelle (<i>Gazella fufifrons</i>) (67%)	Impala (17%)	Streifengnu (<i>Connochaetus taurinus</i>) (8%)
Moremi GR, Botswana ²	Impala (85%)	Großkudu	Litchi (<i>Kobus lechwe</i>)
Namibia ²	Riedbock	Streifengnu	Pferdeantilope (<i>Hippotragus equinus</i>), Kronenducker
Selous GR, Tansania ²	Impala (69%)	Streifengnu (11%)	Riedbock, Warzenschwein (<i>Phacochoerus africanus</i>) (3%),
Serengeti NP, Tansania ⁴	Thompsongazelle (57%)	Streifengnu (40%)	Grantgazelle (<i>Gazella granti</i>), Zebra (<i>Equus quagga</i>)
Sambia ²	Impala	Riedbock	Kuhantilope (<i>Alcelaphus buselaphus</i>), Bleichböckchen (<i>Ourebia orebi</i>)

Quelle: ¹ KRÜGER et al. 1999; ² WOODROFFE et al. 1997; ³ MILLS & GORMAN 1997; ⁴ FANSHAWE & FITZGIBBON 1993; Klassifikation nach KINGDON (1997)

2.5.4.2 Jagderfolg

Hyänenhunde sind extrem erfolgreiche Jäger, deren Jagderfolg zwischen 39 und 85% variiert (ESTES & GODDARD 1967; KRUIK & TURNER 1967; SCHALLER 1972; MALCOLM & VAN LAWICK 1975; FANSHAWE & FITZGIBBON 1993; FULLER & KAT 1993; KRÜGER et al. 1999). Im Selous GR endeten 368 von 817 (45%) aller Jagdversuche erfolgreich (CREEL & CREEL 1995a).

Vegetationsdichte scheint keinen Einfluss auf den Jagderfolg zu haben, da in Hyänenhunde in dichtem Buschland oft Überraschungsangriffe anwenden (CREEL & CREEL 1995a; KRÜGER 1999).

2.5.5 Aktivitätsmuster

Hyänenhunde sind, im Gegensatz zu vielen anderen Karnivoren in Afrika, tagaktive Jäger. Ihre Hauptaktivitätsperioden sind die Morgenstunden nach Sonnenaufgang und die Abendstunden vor Sonnenuntergang (FULLER & KAT 1990; CREEL & CREEL 1995a). In dieser Zeit finden die meisten Jagden statt. Während der übrigen Tageszeit verbringen die Tiere die meiste Zeit im Schatten und ruhen sich aus (MCCREERY 2000).

Hauptaktivitätsperioden eines Rudels in Aitong, Kenia war von 07.00-09.00 h und von 19.00-20.00 h (FULLER & KAT 1990). Nur einmal während des Beobachtungszeitraums konnte ein Beutetier außerhalb dieser Zeiträume getötet werden. Im Selous GR erfolgen die meisten Jagden von 05.00-09.00 h und 17.30-19.00 h (CREEL & CREEL 1995a). Ähnliche Jagdzeiten wurden im Hluhluwe-Umfolozi Park, Südafrika beobachtet (KRÜGER et al. 1999). Vereinzelt konnten Hyänenhunde bei der Jagd während der Nacht bei hellem Mondschein beobachtet werden (PIENAAR 1969; SCHALLER 1972).

2.6 Status und Verbreitungsgebiet

Neben dem Äthiopischen Wolf (*Canis simensis*), von dem es nur noch einige hundert Tiere gibt (SILLERO-ZUBIRI & MACDONALD 1997), ist der Hyänenhund die am meisten gefährdete große Karnivorenart.

Es existieren möglicherweise nur noch 3000-5000 Hyänenhunde weltweit (FANSHAWE et al. 1991; WOODROFFE et al. 1997; WOODROFFE & GINSBERG 1999a), eine Zahl vergleichbar mit der Anzahl der verbliebenen Spitzmaulnashörner (CUMMING et al. 1990). Der Hyänenhund ist unter dem IUCN Schutzkatalog als empfindliche Art eingeordnet (BAILLIE & GROOMBRIDGE 1996).

Früher war der Hyänenhund über ganz Subsahara-Afrika verbreitet (GINSBERG & MACDONALD 1990; SMITHERS 1983). Außer den Wüsten und dem tropischen Regenwald, besiedelte er alle Habite und wurde sogar im Schnee des Kilimandscharos gesichtet (THESIGER 1970). Heute ist der Hyänenhund vielfach aus seinem ursprünglichen Verbreitungsgebiet verschwunden, und viele Populationen sind in den letzten 30 Jahren zurückgegangen (FANSHAWE et al. 1991). Bei ihren Untersuchungen in 32 Ländern Afrikas fanden FANSHAWE et al. (1991) den Hyänenhund nur noch in 13.

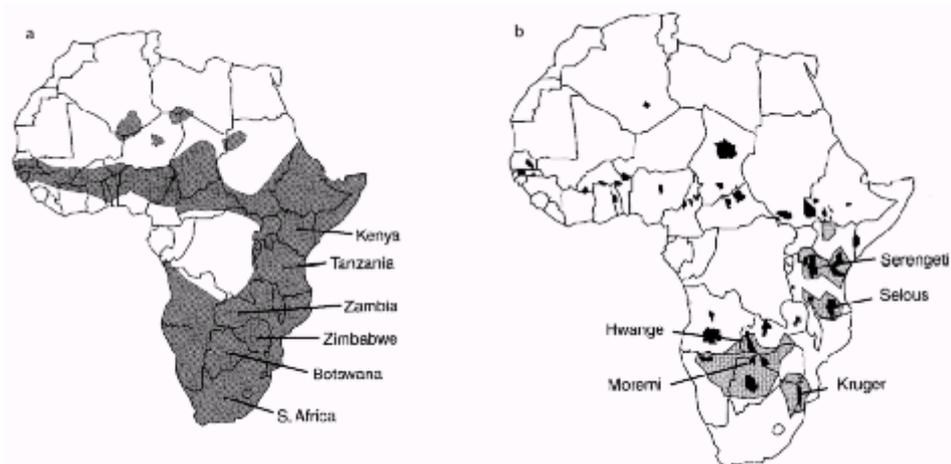


Abbildung 6 Früheres (a) und heutiges (b) Verbreitungsgebiet des Hyänenhundes auf dem afrikanischen Subkontinent (Quelle CREEL & CREEL 1998). Länder mit über 100 Tieren (a) und wichtige Studiengebiete (b) sind gekennzeichnet. Aus großen Teilen seines früheren Verbreitungsgebiets ist der Hyänenhund verschwunden und kommt heute nur noch im Südlichen und Ostafrika in größeren Populationen vor.

Heute existieren nur noch größere Populationen in Tansania und dem südlichen Afrika (Abbildung 6). In Tansania kommen Hyänenhunde besonders im Selous GR, mit 43.000 km² dem größten Schutzgebiet in Afrika (IUCN 1992) und anliegenden Schutzgebieten, wie Mikumi NP oder Ruaha NP vor. Die Population im nördlichen Teil des Selous GR ist über Jahre erforscht worden. Viele wichtige verhaltensökologische und naturschutzrelevante Ergebnisse kommen aus diesem Studiengebiet (CREEL & CREEL 1995a; CREEL & CREEL 1996; CREEL & CREEL 1998).

Tabelle 5 Geschätzte Anzahl an Hyänenhunden in Afrika.

	In Schutzgebieten	Außerhalb von Schutzgebieten	Zuverlässigkeit
<i>Westafrika</i>			
Senegal	100	-	Ganz gut/anständig
<i>Zentralafrika</i>			
Kamerun	100	-	Schätzung
Zentralafrikan. Rep.	150	-	Schätzung
Tschad	50	-	Schätzung
<i>Ostafrika</i>			
Äthiopien	100	100	Schätzung
Kenia	150	100	Ganz gut/anständig
Tansania	1400	500	Gut
Sudan	-	100	Schätzung
<i>Südliches Afrika</i>			
Botswana	750	-	Gut
Namibia	100	300	Ganz gut/anständig
Sambia	500	-	Ganz gut/anständig
Simbabwe	500	200	Ganz gut/anständig
Südafrika	400	-	Gut
Insgesamt	4300	1300	

Quelle: WOODROFFE & GINSBERG (1999a)

Andere große Populationen sind auf das südliche Afrika beschränkt. Besonders zu erwähnen ist der Krüger NP in Südafrika (aber rückgehende Population (DAVIES et al. 2001)), der Norden von Botsuana (mit dem Moremi Wildlife Reserve, dem Chobe NP und den Okavango Sümpfen) und der Nordosten Namibias (WOODROFFE et al. 1997). Eine weitere größere gut-untersuchte Population gibt es im Westen Simbawwes (mit Hwange NP) (GINSBERG 1993).

In den meisten Regionen West- und Zentralafrikas ist der Hyänenhund verschwunden. Es gibt nur noch sehr wenige stark fragmentierte Populatio-

nen mit sehr wenigen Tiere. Besonders zu erwähnen ist der Niokolo-Koba NP im Senegal (SILLERO-ZUBIRI 1995) und der Faro und Benoue NP in Kamerun, in denen vorliegende Studie stattfand. Die aktuellsten Populations-schätzungen sind in Tabelle 5 wiedergegeben. Es ist zu erwähnen, dass ei-nige Schätzungen auf reiner Vermutung basieren, da weder detaillierte Inter-views, noch aufwendige Zählungen stattfanden.

2.7 Gründe für den Rückgang des Hyänenhundes

In Tabelle 6 und 7 sind alle Informationen über Adult- und Jungensterb-lichkeit in gut untersuchten Populationen wiedergegeben. Es sollte aber dar-auf hingewiesen werden, dass die Daten von Populationen innerhalb von Schutzgebieten stammen und möglicherweise in Wirklichkeit ganz andere Verhältnisse und Ursachen außerhalb der Schutzgebiete anzutreffen sind.

Tabelle 6 Gründe für die Adultsterblichkeit von Hyänenhunden (in %)

	Krüger NP (n=19)	Moremi GR (n=15)	Hwange NP (n=31)	Selous GR (n=4)	Sam- bia (n=36)	Ins- gesamt (n=105)
Natürliche Gründe						
Löwenjagd	26	47	3	0	0	12
Hyänenjagd	0	7	10	0	0	4
Andere Jagd	11	7	3	0	3	5
Intraspez. Konkurrenz	16	0	0	50	0	5
Krankheit	0	0	0	0	22	8
Unfall	0	33	3	0	0	6
Insgesamt	53	94	19	50	25	39
Menschliche Gründe						
Straßenunfall	5	0	52	0	22	24
Kabelschlingen	21	0	10	25	6	10
Abschüsse	21	0	19	0	14	15
Gift	0	0	0	25	33	12
Andere	0	7	0	0	0	1
Insgesamt	47	7	81	50	75	61

Quelle: WOODROFFE & GINSBERG (1999a)

Weiterhin stammen die Daten von tot aufgefundenen Individuen, was die Verteilung der Daten schon gewichtet, da z.B. Adulttiere leichter aufzufinden sind als Jungtiere. Tote Tiere auf Straßen können viel leichter entdeckt werden, als Jungtiere in der Bruthöhle (GINSBERG et al. 1995).

Des Weiteren ist die Anzahl der vorgefundenen toten Tiere in einigen Schutzgebieten sehr gering und deshalb nur wenig aussagekräftig. Mit Hilfe radiotelemetrischer Untersuchungen können die Hyänenhunde täglich verfolgt werden. Dies führt zu ganz anderen Daten über Sterblichkeit als bei Studien, die auf Radiotelemetrie verzichten (WOODROFFE et al. 1997).

Tabelle 7 Gründe für die Jungensterblichkeit von Hyänenhunden (in %)

	Krüger NP (n=38)	Hwange NP(n=15)	Selous GR (n=7)	Insgesamt (n=45)
Natürliche Gründe				
Löwenjagd	37	11 [`]	43	31
Hyänenjagd	0	11 [`]	29	6
Intraspez. Konkurrenz	50	11 [`]	0	34
Krankheit	8	0	29	8
Insgesamt	95	33[`]	100	80
Menschliche Gründe				
Straßenunfall	0	47	0	12
Kabelschlingen	5	20	0	8
Insgesamt	5	67	0	20

Quelle: WOODROFFE & GINSBERG (1999a)

[`] 5 Jungen starben an Bisswunden. Da die Ursache der Verletzung nicht bestimmt werden konnte, wurde der Grund der Sterblichkeit wie oben dargestellt aufgeteilt

2.7.1 Habitatfragmentierung, Rückgang der Beutepopulationen und direkte Verfolgung durch den Menschen

Der Rückgang der Hyänenhundpopulationen ist hauptsächlich die Ursache der Zunahme der menschlichen Bevölkerung und deren wachsenden Raumbedarfs. Der Rückgang der Beute ist eine direkte Auswirkung der Bewirtschaftung ursprünglichen Wildhabitats (CHILDES 1988; SMITHERS 1983).

Das heutige Verbreitungsgebiet des Hyänenhundes spiegelt die geographische Verteilung des Bevölkerungswachstums wider (WOODROFFE

2000). Nur dort, wo Menschen in geringer Dichte leben, hat der Hyänenhund eine Chance auch in Zukunft weiter zu existieren (WOODROFFE & GINSBERG 1999a).

Ungerechterweise haben Hyänenhunde einen Ruf als gefräßiges wollüstiges Tier, welches eliminiert werden muss. So betont MAUGHAM (1914): "...It will be an excellent day for African game and its preservation when means can be devised to give practical effect to some well thought-out scheme for this unnecessary creature's complete extermination". Sogar der ehemalige Chefaufseher des Krüger NP bezeichnete den Hyänenhund als schrecklichen Feind aller anderen Wildtiere mit verschwenderischer Tötungsmethode. "There is no other predatory animal in Africa responsible for so much disturbance of game, and in proportion to its numbers, there is none which deals out more wholesale destruction" (MILLS 1996: S.40).

Von 1945-59 tötete man 4.955 Hyänenhunde mit Erlaubnis der Kolonialregierung in Sambia (BANAGE 1979; BUK 1994). Auch aktives Parkmanagement, unter der Annahme, dass die Hyänenhunde die Antilopenpopulationen limitieren, führte zum Abschuss von 600 Tieren in Simbabwe von 1961-1975 (DAVIES 1992). Diese gängige Praktik wurde vereinzelt bis Mitte der achtziger Jahre fortgeführt (WOODROFFE et al. 1997; CREEL & CREEL 1998). So sind zwischen 1987 und 1991 über 50 Hyänenhunde in Jagdblöcken um den Hwange NP, Simbabwe getötet worden, um die Antilopenzahlen hoch zu halten (WOODROFFE et al. 1997).

Überall dort, wo Wildnisgebiete in Farmland umgewandelt wurde, verschwanden die Hyänenhunde, entweder durch direkte Verfolgung oder als Folge der Vernichtung ihrer Beute (WOODROFFE & GINSBERG 1999a). Auch in heutiger Zeit besteht weiterhin die Ansicht, dass die Hyänenhunde die Hauptursache für Viehverluste, wie Schafe und Ziegen, sind. Es gibt aber nur sehr wenige Informationen darüber, unter welchen Umständen diese Viehverluste geschehen und welche ökonomischen Verluste sie ausrichten (siehe Kapitel Nahrungsökologie/Beutetiere). Außerhalb von Schutzgebieten werden die Hyänenhunde abgeschossen oder vergiftet (FITZJOHN 1995; WOODROFFE et al. 1997). Da die Hyänenhunde ein enormes Streifgebiet haben, sind daher auch Rudel, die die Parkgrenzen verlassen, um nach Beu-

te zu suchen, diesen Gefahren ausgesetzt (WOODROFFE et al. 1997; WOODROFFE & GINSBERG 1998).

In einigen Schutzgebieten, wie dem Serengeti NP oder Ngorongoro Community Conservation Area, Tansania kamen Hyänenhunde in sehr geringer Dichte vor (ESTES & GODDARD 1967; FRAME et al. 1979), sind mittlerweile aber ausgestorben (BURROWS 1995), obwohl dort extrem hohe Beutedichten vorherrschen (MADDOCK 1979; RUNYORO et al. 1995). Deshalb kann geringe Beutedichte allein kein entscheidender Grund für geringe Hyänenhunddichte sein (CREEL & CREEL 1998), zumal innerhalb einiger Schutzgebiete die Hyänenhunde dort zu finden sind, wo geringe Beutedichte vorherrscht (MILLS & GORMAN 1997). Es muss andere Gründe für ihr Verteilungsmuster geben (CREEL & CREEL 1998). Die einzige Periode, in der die Hyänenhunde von der vorherrschenden Beutedichte abhängen, ist möglicherweise die Zeit der Jungenaufzucht, da die Tiere jeden Tag zurück zur Bruthöhle kommen und sie so von der Anzahl der Beute in der Nähe der Höhle abhängig sind (FRAME & FRAME 1981).

2.7.2 Kabelschlingen

Ein wichtiger Grund für Adultsterblichkeit sind Kabelschlingen. Selbst wenn die Mehrzahl aller Fallen zum Wildern von Antilopen gelegt wird, sind es nicht selten Hyänenhunde, die sich in den Schlingen verfangen. Meist findet man ganze Bereiche von Fallen an Reservatsgrenzen. Durch ihr großes Streifgebiet stellen diese Gebiete für die Hyänenhunde ein ernsthaftes Problem dar, selbst wenn der größte Teil ihres Streifgebietes innerhalb eines Schutzgebietes liegt. Eine vergleichbare Problematik ist häufig bei Tüpfelhyänen (*Crocuta crocuta*) anzutreffen (HOFER et al. 1993).

In einigen Regionen Simbabwe wird dem Hyänenhund konkret nachgestellt, da man bestimmte Körperteile für traditionelle Medikamente benutzt (RASMUSSEN 1999). Es werden bestimmte Bereiche mit Gestrüpp blockiert und die Hyänenhunde so in ein Gebiet mit vielen Kabelschlingen gelockt, da sie Bereiche mit geringer Sichtweite meiden (RASMUSSEN 1999).

2.7.3 Straßenunfälle

Dort, wo Straßen durch Schutzgebiete führen oder an diese angrenzen, sind Unfälle mit Autos nicht selten, und ein entscheidender Grund für Jungen- und Adultsterblichkeit. Dies trifft besonders auf den Hwange NP in Simbabwe (52% Adultsterblichkeit; 47% Jungensterblichkeit), den Mikumi NP in Tansania und den Kafue NP in Zambia zu, die entlang von Hauptverbindungen mit hohem Verkehrsaufkommen liegen (CREEL & CREEL 1993; BUK 1994; DREWS 1995).

2.7.4 Konkurrenz mit anderen Karnivoren

Obengenannte Faktoren mögen erklären, warum Hyänenhunde außerhalb von Schutzgebieten selten sind. Große Populationen von Hyänenhunden finden sich kaum; ihre Dichte in großen unbeeinflussten Ökosystemen ist zudem sehr gering (SELOUS 1908). Das Verhältnis zwischen Tüpfelhyänen-Dichte zu Hyänenhund-Dichte variiert zwischen 8:1 und 122:1, jenes von Löwen zu Hyänenhund zwischen 3:1 zu 21:1 (CREEL & CREEL 1996).

Die Verteilung und Abundanz von Löwen und Tüpfelhyänen spielt eine entscheidende Rolle für das Überleben des Hyänenhundes innerhalb und außerhalb von Schutzgebieten.

Hyänenhunde teilen stets ihren Lebensraum mit anderen großen Karnivoren. Dies führt natürlich zu interspezifischer Konkurrenz innerhalb der Karnivorengilde. Viele Untersuchungen zum Nahrungsspektrum zeigen große Übereinstimmungen mit anderen Karnivoren, wie Geparden, Leoparden, Löwen und Tüpfelhyänen (CREEL & CREEL 1996, VAN VALKENBURGH 1996). Auf diese Weise können andere Karnivoren die verfügbare Beute erheblich reduzieren. Dies mag aber nur Probleme für die Hyänenhunde in Gebieten mit geringer Beutedichte geben. In wildreichen Regionen scheinen diese Probleme vernachlässigbar. Studien haben gezeigt, dass Hyänenhunde nicht durch die Verfügbarkeit von Beute limitiert sind (MILLS & BIGGS 1993; GINSBERG et al. 1995; MILLS & GORMAN 1997; CREEL & CREEL 1998).

Tabelle 8 Populationsdichte von Hyänenhunden im Vergleich zu anderen Karnivoren (Adulttiere/100 km²)

Studiengebiet	Hyänenhunde	Tüpfelhyänen	Löwen	Leoparde	Geparde
Aitong, Masai Mara	2,6-4,6	29-40	-	-	-
Hluhluwe-Umfolozi Park	3,9	34	-	-	7,8
Hwange NP	1,5	17	3,5	2,1	0,6
Krüger NP	2	4,5	6,5	2,5	1,5
Selous GR	4	32	11	-	-
Serengeti NP					
1967-1979	1,5	17	7,9-9,4	5,6	-
1985-1991	0,67	82	14	-	2,3

Quelle: WOODROFFE et al. 1997

Ähnlich wie bei Geparden (LAURENSEN 1994; LAURENSEN et al. 1995) sind Löwen ein entscheidender Faktor der Jungensterblichkeit. Hyänenhunde sind direkter Prädation durch Löwen ausgesetzt, welche bis zu 12% der Adult- und 31% der Jungensterblichkeit ausmacht (WOODROFFE & GINSBERG 1999a). Die Sterblichkeit kann in einigen Gebieten sogar 50% ausmachen (MILLS & BIGGS 1993; GINSBERG et al. 1995).

Dies hat erhebliche Auswirkungen auf die Verteilung der Hyänenhunde, die Gebiete hoher Löwenkonzentration meiden (MILLS & GORMAN 1997). Hohe Löwendichte bedingt infolgedessen eine geringe Hyänenhunddichte (Abbildung 7a) (CREEL & CREEL 1996, 1998). Im Gegensatz dazu muss eine hohe vorhandene Beutedichte nicht unbedingt eine hohe Hyänenhunddichte nach sich ziehen (MILLS & GORMAN 1997). Im Krüger NP wurde beobachtet, wie drei Löwen innerhalb von zehn Sekunden sieben von vierzehn Jungtieren eines Rudels töteten, ohne dass die dreizehn adulten Hyänenhunde die Jungtiere verteidigen konnten (MILLS 1996). Auswilderungsversuche im Etosha NP, Namibia scheiterten, weil Löwen die wieder eingeführten Hyänenhunde töteten (SCHEEPERS & VENZKE 1995). Indem die Hyänenhunde die löwenreichen NPs vermeiden, kommen sie zudem außerhalb der Parks wieder in Konflikte mit der menschlichen Bevölkerung (CONNIFF 1999).

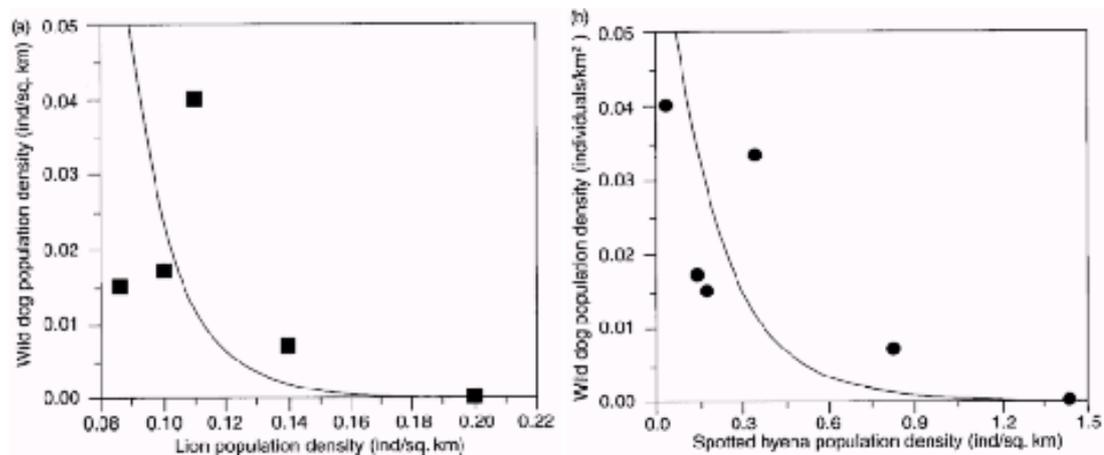


Abbildung 7 Verhältnis zwischen Hyänenhundichte und a) Löwendichte, sowie Tüpfelhyänenendichte (b). Dort wo Löwen und Tüpfelhyänen in hoher Dichte vorkommen, sind Hyänenhunde selten anzutreffen.

Im Gegensatz zu Löwen sind Tüpfelhyänen nur selten Grund für direkte Sterblichkeit von Jung- und Adulttieren. Tüpfelhyänen können Hyänenhunde limitieren, indem sie diese von der erlegten Beute vertreiben (KRUUK 1972; FANSHAW & FITZGIBBON 1993; CREEL & CREEL 1996, 1998) und so erheblichen Einfluss auf die Nahrungsaufnahme der Hyänenhunde haben (GORMAN et al. 1998).

Allgemein erfolgt die Vertreibung von erlegter Beute öfter in Gebieten mit hoher Tüpfelhyänenendichte und in offenen Habitaten, wo die Kadaver leicht zu entdecken (FANSHAW & FITZGIBBON 1993; CREEL & CREEL 1996) und Geier häufiger zu sehen sind (CREEL 2001b). Ähnlich wie Löwen kommen Tüpfelhyänen in Gebieten mit hoher Beutedichte vor. In diesen Gebieten herrscht demnach eine starke negative Korrelation zwischen Hyänenhund- und Tüpfelhyänenendichte (Abbildung 7b) (CREEL & CREEL 1996).

Dennoch ist aber anzunehmen, dass Löwen insgesamt einen größeren Einfluss auf die Verteilung von Hyänenhunden haben (WOODROFFE et al. 1997; WOODROFFE & GINSBERG 1999a) als Tüpfelhyänen.

2.7.5 Krankheiten

Erst in den letzten Jahren wurde auf die Auswirkungen hingewiesen, die Krankheiten auf bedrohte Arten haben können (SMITH 1982; DOBSON & HUDSON 1986; MAY 1988; SCOTT 1988; GRENFELL & DOBSON 1995). Das Vorkommen von Krankheiten innerhalb von Populationen ist für viele Karnivoren dokumentiert (ALEXANDER et al. 1995a, ALEXANDER et al. 1995b, ROELKE-PARKER et al. 1996; SILLERO-ZUBIRI et al. 1996).

Neben einer Anzahl verschiedener Viren, wie Tollwut (BURROWS 1992; ALEXANDER et al. 1993b; MILLS 1993b), Canine Distemper Virus (MCCORMICK 1983; DURCHFELD et al. 1990; ALEXANDER & APPEL 1994; LAURENSEN et al. 1997), Canine Parvovirus (ALEXANDER et al. 1993a), Canine Adenovirus (VAN HEERDEN et al. 1995) und bakterieller Infektionen, wie Milzbrand (*Bacillus anthracis*) (CREEL et al. 1995; VAN HEERDEN et al. 1995), Ehrlichiosis (*Ehrlichia canis*) (VAN HEERDEN 1979) oder Brucellosis (*Brucella abortus*), kommen Protozoen (*Toxoplasma gondii* (VAN HEERDEN et al. 1995), *Noespora caninum*, *Babesia canis* (VAN HEERDEN 1980)) und Makroparasiten (VAN HEERDEN et al. 1994) als Ursache für Krankheiten von Hyänenhunden in Frage.

Obwohl viele Autoren schon früh auf die Anfälligkeit von Hyänenhunden gegenüber Krankheiten hingewiesen haben (BERE 1955; SCHALLER 1972), konnte dies bisher nicht eindeutig bestätigt werden. Krankheiten haben nur einen sehr geringen Einfluss auf die Sterblichkeit innerhalb der gut untersuchten Populationen (nur 8% Jungen- bzw. Adultsterblichkeit), wobei erhebliche Unterschiede zwischen den Populationen bestehen. Es sollte allerdings darauf hingewiesen werden, dass Krankheiten eine erhebliche Gefahr für kleine isolierte Populationen bedeuten können. So führte möglicherweise Tollwut zum Auslöschen der Hyänenhundpopulation im Serengeti NP in Tansania (GASCOYNE et al. 1993a; GASCOYNE et al. 1993b; BURROWS et al. 1995; KAT et al. 1995; WOODROFFE et al. 1997); Tollwut hat Hyänenhunde in der Zentralafrikanischen Republik, Namibia und Simbabwe getötet (CHILDES 1988; KENNEDY 1988; SCHEEPERS & VENZKE 1995; WOODROFFE & GINSBERG 1999a). Weitere bedeutende Fälle von episodisch aufgetretenen Krankheiten mit verheerenden Auswirkungen auf Hyänenhundpopulation sind: Milzbrand im Luangwa-Tal in Sambia (TURNBULL

et al. 1991) und Infektionen mit Canine Distemper Virus im Chobe NP (ALEXANDER et al. 1996) und Moremi GR, Botsuana (CONNIFF 1999).

Wenn innerhalb eines Rudels ein Tier infiziert ist, besteht eine hohe Wahrscheinlichkeit, dass die Krankheit auf andere Mitglieder des gleichen Rudels übertragen wird, da die Tiere in direktem körperlichen Kontakt stehen und sich vor jeder Jagd um ihr Maul ablecken und die Nase in die Mundwinkel anderer Tiere stecken (GRZIMEK 1972; MILLS 1993b).

Dadurch, dass verschiedene Rudel sich nur selten treffen, werden pathogene Infektionen, etwa die Tollwut, ganze Rudel töten, bevor andere Rudel infiziert werden (MILLS 1993b). Deshalb ist davon auszugehen, dass andere Reservoirs für solche Krankheiten existieren müssen. Es besteht der Verdacht, dass Haushunde (*Canis familiaris*) als ein solches Reservoir agieren, von dem Krankheiten auf Wildtiere übertragen werden (WOODROFFE et al. 1997; WOODROFFE & GINSBERG 1999a). Dort, wo Hyänenhunde an Krankheiten starben, traten die gleichen Erreger bei Haushunden der Region auf (ALEXANDER et al. 1993a; KAT et al. 1995). Weiterhin können andere Karnivoren Herde für solche Krankheiten sein (MAAS 1993; NEL 1993; MILLER 1994; WOODROFFE et al. 1997).

Da die wenigen überlebenden Tiere von Epidemien, wie Tollwut, (KAT et al. 1995) sich ein neues Rudel suchen müssen, werden solche resistente Gene nur sehr selten an die nächste Generation weitergegeben, da auswandernde Tiere einem erheblich höheren Sterblichkeitsrisiko ausgesetzt sind (GINSBERG et al. 1995). Andererseits können Populationen stabil und gesund bleiben, obwohl sie Krankheiten wie Canine Distemper oder Canine Parvovirus ausgesetzt sind (CREEL et al. 1997b).

Das Wissen über vorherrschende Krankheiten innerhalb von Hyänenhundpopulation basiert rein auf serologischen Untersuchungen. Diese können nur Informationen liefern, ob ein Tier einem bestimmten Pathogen in der Vergangenheit ausgeliefert war oder nicht. Seropositive Tiere sind entweder kürzlich von einer Krankheit befallen worden (nur diese Tiere haben die Krankheit überlebt und sind deshalb seropositiv) oder waren schon zu Beginn ihres Lebens einer Infektion ausgeliefert und jetzt immun gegen diese milde Krankheit.

Ein Verständnis der Auswirkungen solcher Erreger auf unterschiedliche Altersklassen in verschiedenen Populationen ist wichtig. Die Auswirkungen solcher Krankheiten auf den Gesundheitszustand von Hyänenhundpopulationen bleibt unklar. Weitere Forschungen auf diesem Gebiet sind notwendig, um zu verstehen unter welchen Umständen solche Pathogene tödliche Auswirkungen haben und wann Tiere diese Krankheiten überleben (VAN HEERDEN et al. 1995; WOODROFFE et al. 1997).

2.7.6 Andere Faktoren

Des Weiteren sollte darauf hingewiesen werden, dass intraspezifische Konkurrenz einen erheblichen Einfluss (5% Adultsterblichkeit und 34 % Jungensterblichkeit) auf die Überlebenschance individueller Hyänenhunde hat. Wenn trotz reproduktiver Unterdrückung untergeordnete Tiere eines Rudels Junge zur Welt bringen, kommt es nicht selten vor, dass diese von den Alpha-Tieren getötet werden (MALCOLM 1979; VAN HEERDEN et al. 1995; CREEL & CREEL 1998). Außerdem kann es beim Aufeinandertreffen verschiedener Rudel zu heftigen Auseinandersetzungen kommen, die oft für einige Jung- und Adulttiere tödlich enden (CREEL & CREEL 1998).

3. Untersuchungsgebiet

3.1 Lage

Das Untersuchungsgebiet liegt innerhalb der Nordprovinz Kameruns südlich der Stadt Garoua und nördlich von Ngaoundere. Die Nordprovinz wird im Norden durch die Extreme Nordprovinz, im Süden durch die Adamawa-Provinz begrenzt (7-11° Nord). Im Westen grenzt sie an die Republik Nigeria, im Osten an die Republik Tschad und an die Zentralafrikanische Republik (12–16° Ost). Die Schutzgebiete des GEF-Savannenprogramms liegen in den drei Departements Mayo Rey, Benoue und Faro (Abbildung 8).

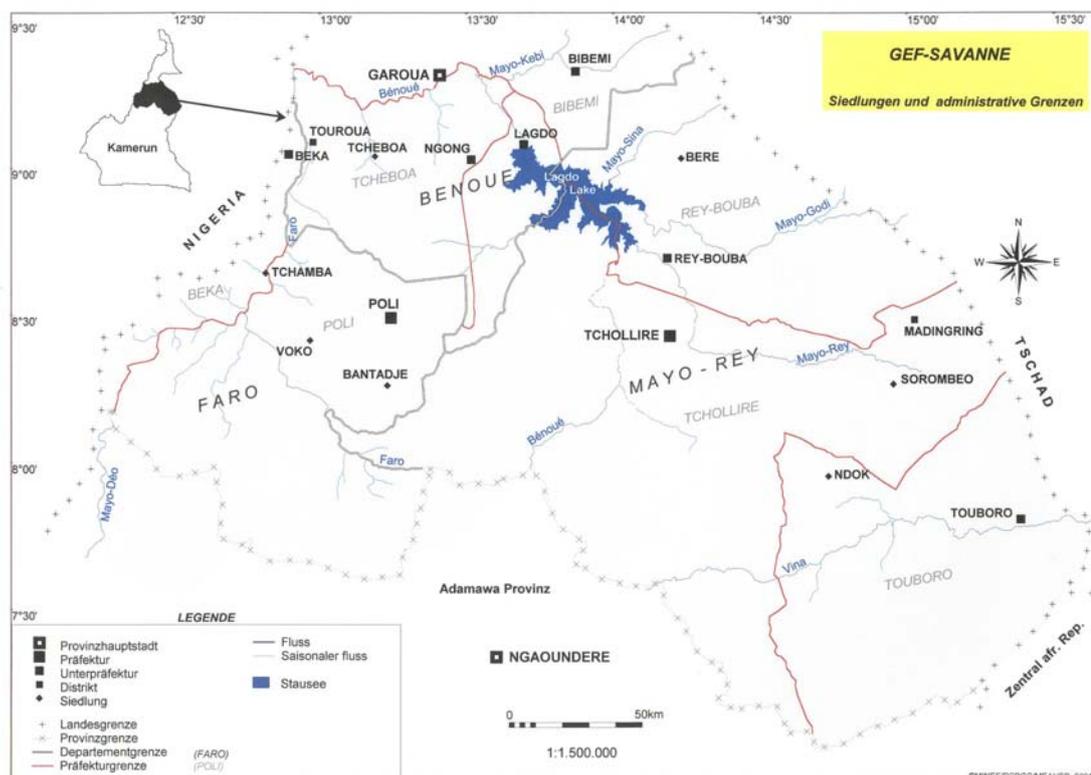


Abbildung 8 Siedlungen und administrative Grenzen in der Nordprovinz südlich der Provinzstadt Garoua

3.2 Historie und Status

Die Region beinhaltet drei NPs (Benoue NP, Bouba Ndjida NP, Faro NP) und 28 Jagdblöcke (Zones d'Intérêt Cynégétique (ZIC)). Die Schutzgebiete ha-

ben eine Größe von 30.692 km² und umfassen 44% der Nordprovinz (Abbildung 9).

Im Jahr 1932 (l' Arrêté N°341/32 du 11 Novembre 1932) wurde Benoue (1.800 km²) als das erste Wild- und Jagdgebiet (Réserve Forestière de faune et de chasse) Kameruns ausgewiesen. 1968 (l' Arrêté N° 120/SEDR du 5 décembre 1968) erhielt es den Status eines NPs (IUCN/UNEP 1987). Im gleichen Jahr deklarierte man Bouba Ndjida (2.200 km²) als NP (seit 1948 Reservat) (VAN LAVIEREN & BOSCH 1976). Faro (3.300 km²) schließlich 1980 (Décret N ° 80/243 du 8 juillet 1980) als NP aufgewertet, nachdem es seit 1947 Wild- und Jagdgebiet war. Seine Ausweisung als Schutzgebiet erfolgte aus rein ökonomischen Gründen, zur Aufrechterhaltung des Wasserzuflusses zum Benoue (MAHAMAT 1981).

Am Ende der Kolonialzeit war es vor allem Pierre Flizot, verantwortlich für Umweltfragen der Kolonialregierung, der die Ausweisung der TseTsefliegenreichen Gebiete als Tierreservate vorschlug (Flizot 1962; 1970).

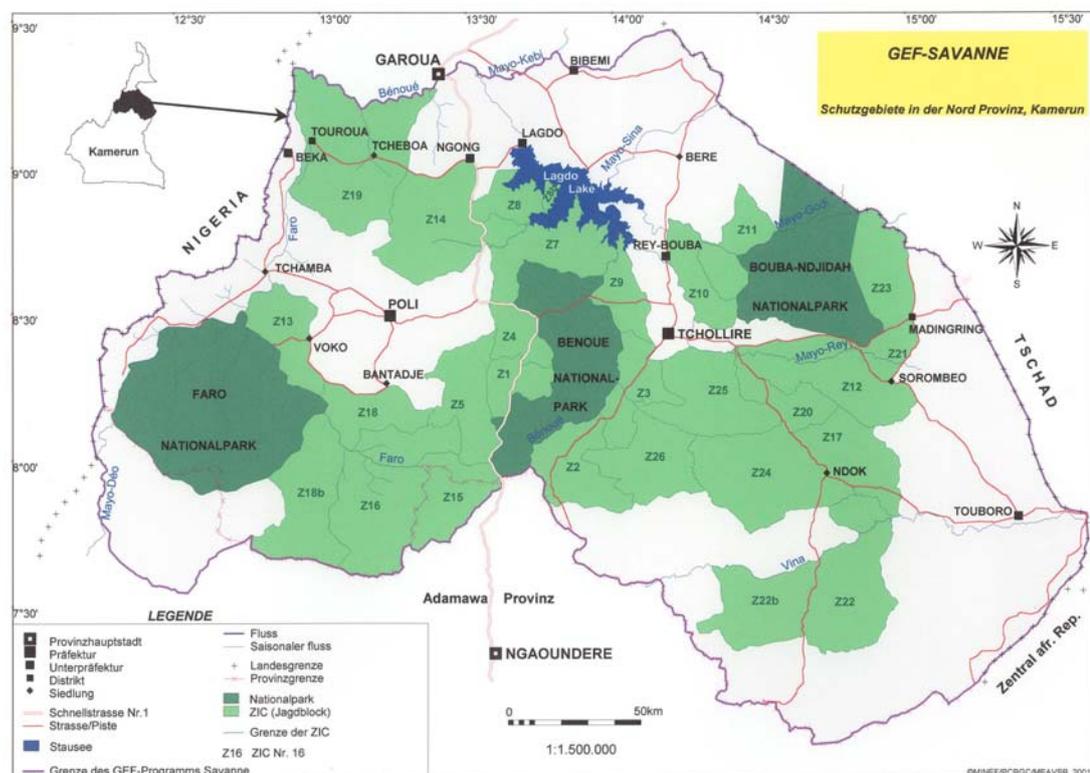


Abbildung 9 Schutzgebiete innerhalb des GEF-Programms Savanne in der Nordprovinz, Kamerun

Die Jagdblöcke (23.392 km²) wurden innerhalb von zwei Phasen in den Jahren 1968 und 1975 ausgewiesen. Deren Status und geographische Grenzen sind 1998 nochmals bestätigt worden (l' Arrêté N° 0580/A/MINEF/DFAP/SDF/SRC du 27 août 1998). 23 der 28 Jagdblöcke werden heute von professionellen Jägern (guide de chasse) geführt (Lizenz für jeweils fünf Jahre), ein Block (ZIC 19) ist dem "Ecole de Faune" in Garoua zugeschrieben, in einem (ZIC 8bis) wird Game Farming (DONFACK et al. 1998; DE IONGH 1999) betrieben, einer (ZIC 10) durch den Lamido (traditionelle Autorität) von Rey Bouba verwaltet und zwei (ZIC 1; ZIC 4) unterstehen der Verwaltung des Benoue NPs (MINEF 1998). Seit dem Jahr 1981 ist der Benoue NP ein Biosphärenreservat der UNESCO (IUCN/UNEP 1987).

Westlich vom Benoue NP, bei der Stadt Poli, und nördlich des Jagdblocks 18 wird seit geraumer Zeit versucht, die Verwaltung des Gebietes der lokalen Bevölkerung zu überlassen und so eine kommunale Jagdzone (ZCB) zu kreieren (DONFACK et al. 1999; GOMSÉ & MAHOP 1999; MOUSSA 2000). Diese Versuche sind Pilotprojekte in Nordkamerun, nach dem Vorbild von CAMPFIRE in Simbabwe (MARTIN 1986; METCALFE 1990), ADMADE in Sambia (LEWIS et al. 1991) oder dem Selous Conservation Project in Tansania (BALDUS 1991).

Schilder entlang der Hauptverkehrsachse zwischen Garoua und Ngaoundere weisen auf Migrationskorridore hin, die wichtige Bedeutung für die Wanderungen von beispielsweise Elenantilopen und Elefanten haben (DONFACK et al. 2000).

Nachdem die verfügbare Literatur über die Verteilung der Hyänenhunde in Nordkamerun gesichtet wurde, besuchte ich für einige Tage die Doudja-Region im Südosten vom Benoue NP und den Norden vom Faro NP. Ich entschied mich, die Feldarbeit im Norden des Faro NP und Umgebung durchzuführen, da dort die größten Chancen schienen, Hyänenhunde anzutreffen und außerdem es in der Region bereits einige Vorarbeit an Hyänenhunden gibt. Die folgende Vorstellung des Studiengebiets beinhaltet daher hauptsächlich diejenige Region, in der von Januar bis Juni 2001 Feldarbeit durchgeführt wurde.

3.3 Klima

Das Studiengebiet liegt im Klimagürtel der Sudano-guineischen Zone, geprägt durch zwei völlig unterschiedliche Jahreszeiten (AUBRÉVILLE 1950). Die Trockenzeit beginnt Anfang November und dauert ca. sechs Monate bis April. Während dieser Saison herrscht ein trockener Nordost Wind (Harmattan), der heißen Saharastaub in die Region bläuft. In der Regensaison bringt der Südwest Monsum Regenmassen und damit ansteigende Luftfeuchtigkeit in den Norden. Im Mittel fallen 1.200-1.400 mm Regen in die Region, mit einem Maximum in den Monaten Juli bis September (BRABANT & HUMBEL 1974). In den Monaten Dezember bis März fällt kein Regen. Es kann zu jährlichen Unterschieden von 900 mm bis 1700 mm mit 73-89 Regentagen kommen (DONFACK et al. 2001).

Die Temperaturen steigen im April bis zu 45°C. Der im April/Mai einsetzende Regen wird meist von heftigen Winden und Gewittern begleitet (STARK & WIT 1977). Die durchschnittliche Jahrestemperatur beträgt ca. 26°C (MAHAMAT 1981). Im Januar kann das Thermometer in der Nacht und in den frühen Morgenstunden bis auf 6°C fallen. Im Anhang finden sich Daten über Temperatur und Regenmenge um den Faro NP.

3.4 Relief und Topographie

Das Studiengebiet wird im Süden durch das Hochland von Adamawa, im Westen durch die Atlantika-Bergkette begrenzt. Die Region ist sehr eben, fällt leicht gegen Norden ab und wird vereinzelt von Inselbergen (Hoséré) unterbrochen. Im Faro NP stechen besonders Hoséré Mayfoula (975m), Hoséré Forou (834m), Hoséré Koba (823m), Hoséré Djoubi (735m), und Hoséré Pérempérem (676m) aus dem ebenen Landschaftsbild hervor. Diese Hügel bestehen hauptsächlich aus Gestein aus dem Präkambrium (E.N.G.R.E.F. 1991; DONFACK et al. 2001). Zwischen den beiden NPs südlich der Bezirkshauptstadt Poli liegt ein Bergmassif deren höchste Erhebung 2.000m überschreitet (Hoséré Vokre: 2.049m). Abbildung 10 zeigt die wichtigsten Erhebungen (Hoséré) im Faro NP und das Relief in seiner Umgebung.

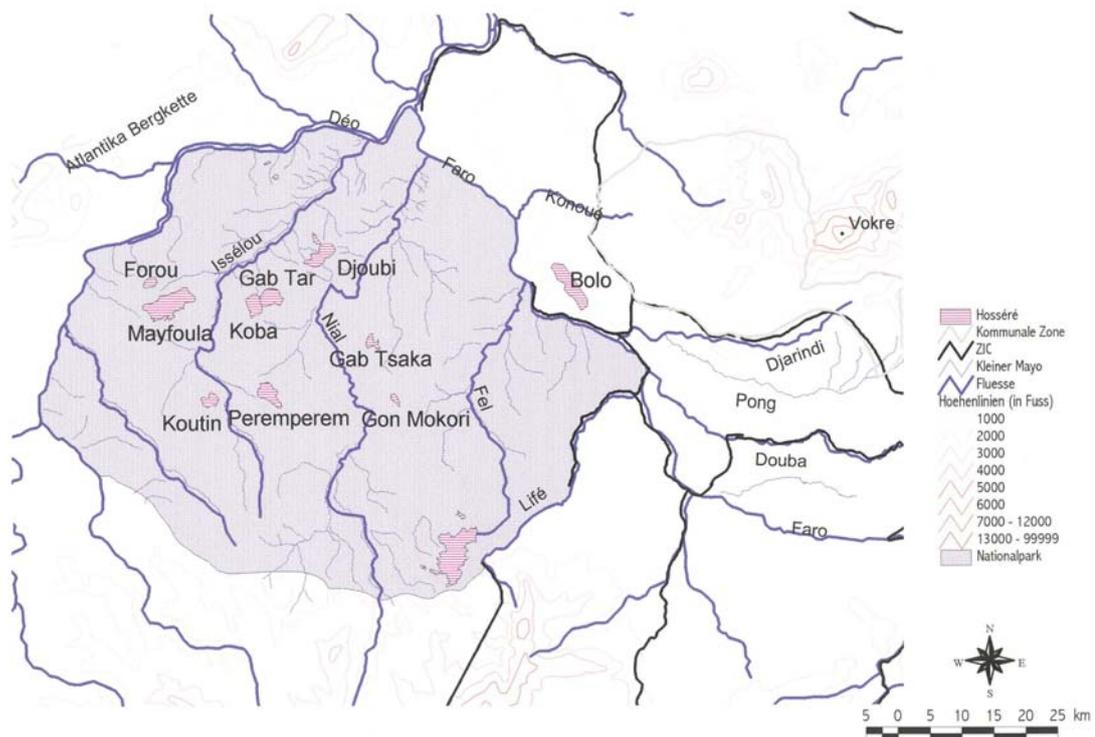


Abbildung 10 Relief und Hydrologie des Faro NP und seiner umliegenden Schutzgebiete

3.5 Hydrologie

In Abbildung 10 sind die wichtigsten Wasserläufe im Untersuchungsgebiet abgebildet. Alle Grenzen des Faro NPs werden durch Mayos gebildet. Im Nordosten trennt der große Faro (bis zu 500 m breit), der während des ganzen Jahres Wasser führt (MAHAMAT 1981) und südöstlich vom Park im Adamawa-Plateau entspringt, den Park von ZIC 13. Im Norden und Nordwesten bildet der Mayo Déo das natürliche Limit des Schutzgebiets. Sein Zufluss, der Mayo Oulti, begrenzt den Park im Südwesten und Mayo Lifé, der in den Mayo Faro fließt, im Südosten. Neben den Wasserläufen an der Peripherie des Faro NPs, wird der Park im Inneren von mehreren Wasserläufen (Mayo Nial, Mayo Fel, Mayo Issélou) in Nord-Süd-Richtung gespeist. Mayo Nial ist eine permanente Wasserquelle (MAHAMAT 1981). Vereinzelt ist Wasser im Mayo Fel und Mayo Issélou zu finden.

Mehrere kleine Mayos entspringen dem Bergmassif zwischen Faro NP und Benoue NP und münden im Mayo Bantadjé (Djarindi), der nach Westen verläuft und im Mayo Faro mündet. Mayo Doukoua (Mayo Douba) und Mayo

Pong sind weitere Wasserläufe in Ost-West-Richtung. Die wichtigste Wasserquelle im ZIC 13 ist der Mayo Konoué.

3.6 Böden

Die vorkommenden Böden sind tropische, eisenhaltige nährstoffarme Formen (BRABAUT & HUMBEL 1974). Im Faro NP lassen sich drei Haupttypen identifizieren (MAHAMAT 1981). Der Süden des Parks wird von durchsickernden eisenhaltigen tropischen Böden dominiert. Daneben finden sich hydromorphe, grobkörnige Böden mit hohem Ton Anteil, welche in höhergelegenen Gebieten vorkommen.

Beide Bodengruppen bildeten sich auf Gneis und Granit. Harte mineralische Böden trifft man im Park dagegen eher selten an. Eine ausführliche Beschreibung der hier nur kurz anzuführenden vorkommenden Bodentypen geben BRABANT & HUMBEL (1974), BRABANT & GRAVAUD (1985) und DONFACK et al. (2001).

3.7 Vegetation

Die komplette Nordprovinz zwischen dem Adamawa-Plateau und dem extremen Norden nördlich von Garoua wird von einer Strauch- und Baumsavanne dominiert (WHITE 1983).

- Sind mehr als 40% der Bäume höher als 8 m handelt es sich nach WHITE (1983) um eine Baumsavanne (savane boiséé). Dominierende Arten diesen Savannentypus sind *Isobertinia doka* und *Isobertinia angolensis (tomentosa)*.
- Sind weniger wie 40% der Bäume höher als 8 m handelt es sich nach WHITE (1983) um eine Strauchsavanne (savane arbustive).
- Trockenwälder werden von *Anogeissus leiocarpus* dominiert, die oft bis zu 20 m hoch wachsen.
- Die Galleriewälder bestehen entweder gleichfalls aus *Anogeissus leiocarpus* (gemischt mit *Adansonia digitata*, *Ficus sycomorus*, *Kigelia africana*, *Combretum spp*, *Stereospermum kunthianum*, *Tamarindus indica*, *Termi-*

nalia spp) oder aber aus *Diospyros mespiliformes* und *Celtis integrifolia*. In letztgenannten Galleriewäldern kommen weiterhin *Albizia*, *Breonadia salicina*, *Celtis integrifolia*, *Kigelia africana* und *Syzygium guineense* vor.

- An den Flussufern bilden sich oft Dickichte aus *Acacia* und *Combretum*, sowie *Salix subserrata* und *Mimosa pigra*.
- Die Hügel sind von *Boswellia spp* geprägt.
- Vereinzelt kommen Palmen (*Borassus aethiopum*) an den Flussufern vor, die wichtige Orientierungspunkte darstellen.
- Baobabs (Affenbrotbäume) (*Adansonia digitata*) und Kapoks (*Ceiba pentandra*) weisen auf frühere menschliche Siedlungen hin (STARK & WIT 1977; IUCN/UNEP 1987).

Eine Vegetationsstudie in der Trockensaison 2000 hat 454 Pflanzenarten im Faro NP identifiziert (Benoue NP = 620 Arten) (DONFACK et al. 2001). Im Faro NP finden sich prinzipiell vier unterschiedliche Vegetationseinheiten: *Isoberlinia spp.*, *Anogeissus leiocarpus*, *Terminalia spp.* und *Burkea africana*

Jede dieser Einheiten kommt in verschiedenen Varianten vor. Im südlichen Drittel findet man hauptsächlich *Isoberlinia (doka und dalzielli)* Baum-savannen. Nördlich dieser Formation dominiert die *Burkea africana*-Strauchsavanne bis zu den Grenzflüssen Faro und Deo. Weitere Arten dieser gemischten Savanne sind *Combretum*, *Accacia*, *Ziziphus*, *Gardenia* etc. Entlang der Mayos findet man Galleriewälder der unterschiedlichsten Arten und im Parkinnern um die zentralgelegenen Hosérés Djoubi, Pérempérem und Mayfoula *Lophira lanceolata* Ansammlungen (MAHAMAT 1981).

Die Hauptgräser sind *Adropogon gayanus*, *A.schirensis*, *Beckeropsis unisetta*, *Hyparhenia subplumosa*, *H.smithiana*, *H.rufa*, *londetia simplex*, *Pennisetum unisetum* und *Panicum spp* (DONFACK et al. 2001). Unter der geschlossenen Baumkronenschicht gibt es insbesondere folgende Arten: *Abrus spp*, *Asystasia gangetica*, *Clerodendron capitatum*, *Desmodium velutinum*, *D. gangeticum var. gangeticum*, *Dioscorea spp.*, *Phaulopsis falcisepala*, *Rottboellia cochinchinensis* und *Wissadula amplissima* (DONFACK et al. 2001).

3.8 Fauna

3.8.1 Fische

STAUCH (1966) hat 129 verschiedene Fischarten im Benoue aufgelistet. Im Mayo Faro findet man 26 Fischarten, von denen *Auchenoplanis biscutatus*, *Clarias albopunctus*, *C. anguillaris*, *C. gariepinus*, *Chrisishtys longifilis*, *Heterotis niloticus*, *Hydrocynus brevis*, *Hydrocynus vittatus*, *Lates niloticus* und *Tilapia niloticus* wichtige Proteinquellen der lokalen Bevölkerung darstellen (ZIBRINE 2000a).

3.8.2 Avifauna

Eine ornithologische Studie identifizierte 240 Vogelarten im Faro NP und 244 Spezies im Benoue NP (DOWSETT-LEMAIRE & DOWSETT 1999). Fügt man Daten aus früheren Untersuchungen (DOWSETT 1969; STARK & WIT 1977; LOUETTE 1981; SØRENSEN et al. 1996) zu diesen Ergebnissen hinzu, beinhaltet die Avifauna im Faro NP 243 Arten und im Benoue NP 306 Spezies. Insgesamt kommen in diesen beiden NPs 324 verschiedene Vogelarten vor (DOWSETT-LEMAIRE & DOWSETT 1999). Ornithologische Studien in Bouba Ndjida NP wurden in Kooperation von WWF-NSSP und Birdlife International im Juli 2001 durchgeführt (YELLOW pers. Mitt.).

3.8.3 Säugetiere

Prinzipiell existieren in den Parks die gleichen Großäugerarten. Eine Liste der häufigsten Großäugerarten im Benoue NP und Bouba Ndjida NP, sowie deren Dichte findet sich im Anhang. Auffallende Unterschiede betreffen die Grasantilopenpopulation (*Kobus kob*) im Bouba Ndjida NP, die sehr gering ist, da der Park im Gegensatz zum Faro NP und Benoue NP keinen großen Fluss besitzt. Laut BOSCH (1976) sind die Grasantilopen im Bouba Ndjida NP in ständiger Konkurrenz mit den Wasserböcken.

In den vergangenen Jahren sind vom WWF-NSSP mehrere Zählungen durchgeführt worden. Dabei wurden in einigen Wochen im Schnellverfahren in verschiedenen Blöcken in den Nationalparks die Abundanz und Verteilung der Großäuger bestimmt. Die Datenaufnahme erfolgte entlang von Li-

nientransekten (BURNHAM et al. 1980; BUCKLAND et al. 1993), die Datenanalyse anhand des Software-Programms DISTANCE[®] (LAAKE et al. 1993). Im Benoue NP erfolgten zwei Zählungen (WWF 1998; GOMSÉ & MAHOP 2000a), im Faro NP (GOMSÉ & MAHOP 2000b) und Bouba Ndjida NP (in Vorbereitung) jeweils eine Bestandsschätzung.

Die Lage zur nächsten Wasserquelle bestimmt die Verteilung der meisten Tiere mit Ausnahme weniger Arten, die lange ohne Wasser auskommen können und große Wanderungen unternehmen (VAN LAVIEREN & ESSER 1979; STARK 1986; TCHAMBA 1993; TSAGUE 1996). Eine Detaillierte Studie verschiedener Kleinsäugerarten und Chiropera-Vertreter hat nie stattgefunden.

3.9 Menschliche Aktivitäten

3.9.1 Bevölkerung

Die Böden in den Nationalparks weisen auf eine lang anhaltende menschliche Besiedlung hin (BRABANT & HUMBEL 1974; VAN LAVIEREN & BOSCH 1976; MAHAMAT 1981; STARK 1986). Mit der Ausweisung der Regionen als Schutzgebiete musste die Bevölkerung diese verlassen und sich in der angrenzenden Umgebung niederlassen. Ehemals waren 19 Dörfer im heutigen Gebiet des Faro NP anzutreffen (MAHAMAT 1981).

Die Gesamte Nordprovinz mit einer Fläche von 67.798 km² wird von 1,3 Mio. Personen bevölkert, was eine Dichte von 19 Bewohnern/km² ausmacht (KOULAGNA & PLANTON 1998). Die Wachstumsrate beträgt mehr als 5% (BARNAUD 1996) und ist damit die höchste in ganz Kamerun (MAYAKA 1999). Die Region unterliegt ständiger Migration aus der Region um der Provinzstadt Maroua, die anfangs durch SODECOTON enorm unterstützt wurde (MINEF & WWF 1999). Das jetzige Schutzgebietssystem ist, ähnlich wie in vielen anderen Gebieten Afrikas (DOBSON & MAY 1986; ROGERS & RANDOLPH 1988), nicht zuletzt die Folge der Verseuchung der Gebiete durch Tse-Tse Fliegen (MAYAKA 1999).

Viele unterschiedliche Ethnien mit den verschiedensten Aktivitäten bevölkern die Provinz. Die Foulbés oder Peuls sind Viehzüchter, die keine permanente Region besiedeln und ein nomadisches Leben führen. Daneben gibt es

Volksstämme aus der Grenzregion zu Nigeria (Nata, Fali, Tchamba, Vere, Koma), aus der Grenzregion zum Tschad (Laka, Lame, Daba) und aus der Zentralregion (Mboum, Doaya, Mada, Zouglo, Dourou, Doupa, Mambay) (KOULAGNA & PLANTON 1998). Alle diese Ethnien leben vom Fischfang, der Landwirtschaft und der Jagd. Hinzu kommen die Haoussa aus Nigeria, die kommerziellen Handel betreiben.

Der Islam ist die Hauptreligion, gefolgt vom Christentum. Polygamie ist häufig anzutreffen (MOUSSA 2000).

Das Bildungsniveau ist sehr gering. Schulen sind nur in den Hauptorten vertreten. Viele Bewohner, besonders Frauen (z.B. >90% im Kanton Bantadjé) haben niemals eine schulische Erziehung erfahren (MOUSSA 2000).

3.9.2 Landwirtschaft

Habitatverlust und Fragmentierung durch Umwandlung natürlicher Lebensräume in Kulturlandschaft trägt entscheidend zum Verlust der Artenvielfalt bei und führt oft zu Desertifikationsprozessen (WORLD BANK 1984; SOULÉ 1986).

Die Verwüstung der Sahelzone ist eines der am meisten abschreckenden Beispiele dafür, wie der Mensch seine Umwelt zerstört (LE HOUÉROU & GILLET 1986). Im Norden Kameruns hat die Landwirtschaft durch den Anbau verschiedenster Produkte zur Nahrungsversorgung oder als Einnahmequelle einen erheblichen Einfluss auf diesen Prozess. Die Bewirtschaftung erfolgt auf sehr extensive Weise und beansprucht deshalb enormen Raum (MINEF & WWF 1999). Es handelt sich dabei hauptsächlich um Subsistenzwirtschaft, deren Überschüsse verkauft werden. Die Felder befinden sich in der Regel nicht weiter als zwei Kilometer von den Dörfern. Die Verteilung der Anbaugelände im Schutzgebietsnetz ist in Abbildung 11 wiedergegeben.

3.9.2.1 Baumwolle

Der Baumwollanbau wird durch SODECOTON geleitet. Sie besorgen Samen, Dünger und sind für den Abtransport und den Verkauf der Baumwolle verantwortlich (BARNAUD 1996).

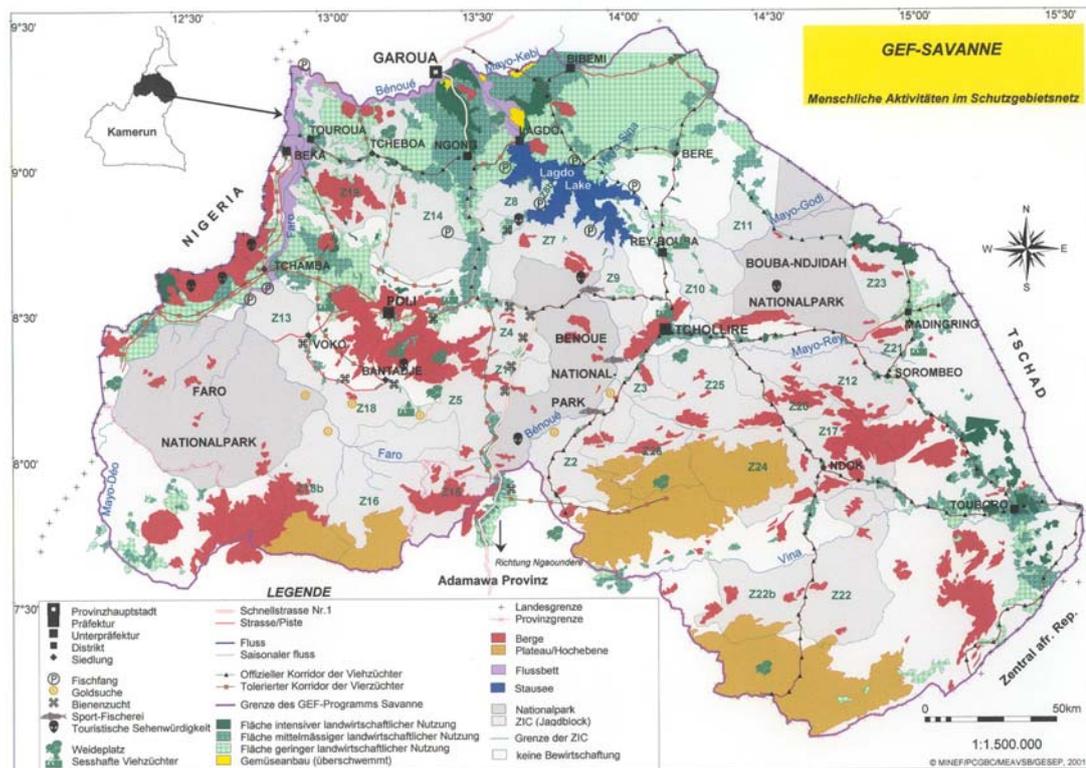


Abbildung 11 Menschliche Aktivitäten und Landnutzung in der Nordprovinz

Der Anbau und die Ernte wird zum großen Teil von der weiblichen Bevölkerung durchgeführt (MOUSSA 2000). Jedes neue Baumwollfeld wird gerodet, abgebrannt und danach mit Dünger und mit Insektiziden behandelt. Nach der Saat im Mai/Juni kann die Baumwolle ab November bis März geerntet werden.

SODECOTON hat seine Felder westlich von Voko in den 80er Jahren aufgegeben (MAHAMAT 1981) und konzentriert sich seitdem im Bezirk Faro verstärkt auf das Kanton Voko-Bantadjé (MOUSSA 2000).

3.9.2.2 Mais

Der Mais ist Hauptnahrungsmittel der Region. Im April, zu Beginn der Regensaison, werden die Felder bestellt und können zwischen August und Oktober geerntet werden. Daneben betreibt MAÏSCAM ein großes Feld einige Kilometer östlich von Voko, welches maschinell bearbeitet wird.

3.9.2.3 Hirse

Obwohl Mais die Hirse als Hauptnahrungsmittel verdrängt hat, ist dieses traditionelle Getreide immer noch weit verbreitet und wird in den Haushalten als zweite Kohlenhydratquelle angebaut. Die Hirse hat des Weiteren eine erhebliche Bedeutung bei der Herstellung des lokalen Biers. Die Anbauweise ist ähnlich der des Mais. Die Ernteperiode ist allerdings erst Ende November bis Dezember.

3.9.2.4 Erdnüsse

Erdnussanbau dient sowohl zur Nahrungsversorgung als auch als Einnahmequelle auf den lokalen Märkten und zur Gewinnung von Öl zur Nahrungszubereitung.

3.9.2.5 Gemüse & Obst

Nur vereinzelt wird Gemüse und Obst angebaut. Dabei handelt es sich hauptsächlich um Igname, Kassava, Bananen, Mangos, Limetten, Zwiebeln, Reis oder Zuckerrohr.

3.9.3 Viehwirtschaft

Die Mbororos (oder Fulbé) sind die traditionellen Viehhirten der Region (MOUSSA & WIM 2000). Sie besitzen hauptsächlich Rinder und vereinzelt Schafe und Ziegen. Sie führen ein nomadisches Leben und ziehen mit ihrem Vieh durch die Region. Die Mbororos kommen im November in die Gegend des Faro NP an und wandern mit ihrem Vieh entlang von Korridoren bis Ende Mai durch die Region (GOMSE & MAHOP 1999; MOUSSA & WIM 2000). Die wichtigsten Wanderungsrouten sind in Abbildung 11 wiedergegeben.

Wie in vielen anderen Gebieten (CHARDONNET 1995) wird dabei die Vegetationsdecke abgegrast, bevor der Standort gewechselt wird (SENSIN & HEYMANS 1986). Übergrasung durch Vieh führt oftmals zu Habitatdegrada-

tion mit anschließenden Erosionsschäden und Versandung (Desertifikation) (LAMPREY 1983; WORLD BANK 1984; LE HOUÉROU & GILLIT 1986). Außerdem bilden die Rinder potentielle Krankheitsreservoirs, z. B. für Rinderpest (DOBSON & MAY 1986). Sie benutzen die Schutzgebiete als potentielle Weideplätze. Dies geschieht zudem oftmals in Absprache mit traditionellen Autoritäten (MINEF & WWF 1999). In den Dörfern kommen Ziegen und Geflügel und sehr vereinzelt Schweine vor.

3.9.4 Goldsuche

Goldsuche erfolgt hauptsächlich im Gebiet südöstlich vom Benoue NP und östlich vom Faro NP (Abbildung 11). Im Faro Gebiet wird Gold besonders in der Region um Mayo Djarendi geschürft. Dabei wird mit einfachsten Mitteln in der Trockensaison die Erde abgetragen und anschließend die Bodenbestandteile gesiebt (MOUSSA & WIM 2000). Oftmals ist die Goldsuche mit Wildereiaktivitäten verbunden (OWADA 2000).

3.9.5 Feuerholzentnahme und andere Produkte

Feuerholz spielt nicht nur für die tägliche Nahrungszubereitung, sondern auch als essentielle Einnahmequelle eine entscheidende Rolle. Dabei erfolgt die Holzentnahme in keinstenweise auf nachhaltigem Weg; zudem mangelt es an Alternativen zur Energiegewinnung (BARNAUD 1996; MINEF 1999b). Größere Stämme werden zur Konstruktion der Behausung benutzt, Stroh hauptsächlich zum Hüttenbau gesammelt und verwendet (SALI 1999; TAGUEGUIM 1999).

Insbesondere durch die aus dem extremen Norden zugewanderte Bevölkerung erfolgt eine intensive Abholzung. Das gerodete Holz nutzen die Menschen zum kommerziellen Feuerholzverkauf entlang der Asphaltstraße, die Garoua mit Ngaoundere verbindet (TAGUEGUIM 1999; WWF et al. 2001). Im Jahr 1999 betrug die Feuerholzentnahme mehr als 3,5 Mio. m³ (DJANKOUA 2000).

Weitere Aktivitäten sind Baumfällen für den Pirogenbau, Honigentnahme, Suche nach wilden Yam (Wurzelknolle) und nach Palmblätter zum Flechten von Matrazen (pers. Beob.).

3.9.6 Buschfeuer

Zu Beginn der Trockenzeit, Anfang November, wird sowohl in den NPs, als auch in den ZICs Feuer gelegt, hauptsächlich um die Sicht für Touristen zu verbessern (BOSCH 1976). Die Auswirkungen des Buschfeuers auf Vegetation und Tierverteilung sind für einige Antilopenarten von Vorteil, da die frischen Gräser eine wichtige Nährstoffquelle darstellen (VERWILGHEN 1999).

Das Feuer hat dagegen negativen Einfluss auf verschiedene Baumbestände (z.B. *Azelia africana*) (STARK & WIT 1977) und auf einige Tierarten, die von dem Schutz hoher Gräser abhängig sind (VERWILGHEN 1999). Außerdem erlaubt die niedergebrannte Savanne Wilderern erleichterten Zugang in die Schutzgebiete. VERWILGHEN (1999) und DONFACK et al. (1999) empfehlen daher ein Mosaik aus niedergebrannter und nichtabgebrannter Vegetationsformationen. Besonders die Galleriewälder sollten von dem Buschfeuer verschont bleiben (BOSCH 1976).

3.9.7 Fischfang

Der Benoue Fluss und der Stausee Lagdo spielen eine entscheidende Rolle für den kommerziellen Fischfang der gesamten Nordprovinz (ZIBRINE 2000a).

Illegale und legale Aktivitäten des Fischfangs finden im Faro NP und seiner Umgebung ausschliesslich in der Trockensaison statt. Während der Regensaison führt der Mayo Faro viel Wasser mit hoher Fliessgeschwindigkeit, so dass Fischfang kaum möglich (ZIBRINE 2000a; 2000b). Die unterschiedlichsten Fangtechniken finden in der Region Anwendung: Netze die am Tage ausgeworfen werden, sowie Netze die nachts ausgelegt werden sind ebenso anzutreffen wie Angelhaken unterschiedlichster Größe und Harpunen. Anderorts wird gegen Ende der Regensaison Wasser gestaut und die Fische in speziellen Fallen gefangen.

Des Weiteren wird Rindengift benutzt, um kleinere Fische zu töten, die dann an der Oberfläche aufgesammelt werden können. Ein neuerer Trend ist die Verwendung von Insektiziden von SODECOTON (Lantrine), Batteriesäure und Produkten aus Nigeria, die alle Fische eines Wasserlochs abtöten (MINEF & WWF 1999).

3.9.8 Wilderei

Illegale Jagd spielt eine entscheidende Rolle bei der Fleischversorgung der lokalen Bevölkerung. Die Gründe für die Wilderei sind sehr vielfältig. Vielerorts stellt die Wilderei die einzige Möglichkeit der Proteinversorgung dar, anderenorts wird Wilderei kommerziell zur Fleischversorgung der Provinzstädte Garoua und Ngaoundere betrieben (BRUGIÈRE 1996). Vereinzelt werden auch Tiere wegen ihrer Trophäen gewildert (MINEF & WWF 1999).

Der Benoue NP leidet besonders in der Regensaison, wenn der Park nicht mehr von Touristen besucht wird, unter kommerzieller Wilderei (BRUGIÈRE 1996). Die Tiere im Bouba Ndjida NP werden besonders von Wilderern aus dem nahen Tschad bedroht. Die Wilderei, die den Faro NP bedroht, erfolgt hauptsächlich aus dem nahen Nigeria (MAHAMAT 1981; BRUGIÈRE 1996) und während der Trockensaison, wenn die Mayos zu Fuß überquerbar sind.

Die Wilderei erfolgt auf die unterschiedlichsten Weisen mit den verschiedensten Mitteln. Prinzipiell unterscheidet man traditionelle und hochentwickelte Mittel. In die traditionelle Kategorie gehören die verschiedensten Arten von Kabelschlingen, Lanzen, Harpunen, Pfeil (vergiftet) und Bogen, traditionelle Gewehre (Musketen). Zu den professionellen Wilderewaffen alle Arten von Gewehren (unterschiedliche Kaliber, Schrotflinten und Maschinengewehre) (MINEF & WWF 1999).

3.10 Tourismus

3.10.1 Safaritourismus

Der Safaritourismus in die drei Nationalparks ist durch die geringe touristische Infrastruktur limitiert. Der Benoue NP liegt an der Hauptverkehrsroute

zwischen Garoua und Ngaoundéré und besitzt die beste touristische Infrastruktur der drei NPs. Im Park gibt es ein Pistenetz von 280 km und zwei Camps (Campement du Buffle Noir und Campement du Grand Capitaine) mit Schlafmöglichkeit und Restaurant. Prinzipiell sind Fotosafari, Sportfischen, Baden und Trekking im NP möglich. Der Park hat das größte Potential für den Fototourismus durch seinen leichten Zugang und seine gut entwickelte Infrastruktur (KAMGA 2000; WWF et al. 2001).

Der Bouba Ndjida NP wurde in den Jahren vor 1995 von jährlich bis zu 500 Touristen besucht (EAST 1995; KIRDA 2000). Aus Sicherheitsgründen kamen aber in den letzten Jahren nur sehr wenige Touristen in den NP (KIRDA 2000). Bewaffnete Überfälle durch Räuber auf Hauptverkehrsadern (coupeurs des routes) sind im Bezirk Mayo Rey häufig anzutreffen (RUDOLPH & TIDJANI 2000). Außerdem ist die Anreise mit einer Distanz von mehr als 270 km von Garoua sehr strapaziös. Im Park gibt es ein Camp (Campement de Bouba Ndjida).

Faro NP ist das größte Schutzgebiet im Norden Kameruns, hat aber keinerlei touristische Infrastruktur (BRUGIÈRE 1996). Auf diese Problematik wurde direkt nach seiner Umwandlung in einen NP im Jahre 1980 hingewiesen und auch viele sinnvolle Verbesserungen vorgeschlagen (konkrete Platzierung des Wegenetzes, eines Camps und einer Brücke) (MAHAMAT 1981). Doch seitdem ist kein Versuch unternommen worden, den Park touristisch zu erschließen (RUDOLPH & TIDJANI 2000). So gibt es im Park keine einzige Piste, keine Brücke über die Grenzflüsse des Parks und keine Unterkunftsmöglichkeit (RUDOLPH & TIDJANI 2000). In den angrenzenden ZICs werden nur Jagdtouristen akzeptiert. Die Anfahrt dauert mindestens fünf Stunden und führt über holprige Pisten.

3.10.2 Jagdtourismus

Die Jagdsaison liegt in der Trockensaison, beginnt am 1. Dezember und endet am 31. Mai. Der Jagdtourismus hat eine entscheidende wirtschaftliche Bedeutung für den lokalen Tourismus und dies mit steigender ausländischer Jägerzahl. So stieg deren Nummer von 161 im Jahre 1997 auf 201 1999.

Die ZICs bedeuten ein enormes wirtschaftliches Potential, deren Gewinne für den Staat ständig ansteigen (MINEF & WWF 1999). So beträgt zum Beispiel die Abschussgebühr für einen Löwen, einen Elefanten oder eine Riesenelenantilope 1 Mio. F cfa (335 F cfa = 1 DM) oder 500.000 F cfa für einen Büffel (*Syncerus caffer*) oder eine Pferdeantilope (*Hippotragus niger*) (MINEF 1999a).

Die professionellen Jäger (guides de chasses) verwalten 23 der 28 ZICs, sind für Werbung im Ausland verantwortlich und betreuen die besuchende Jägerschaft (RUDOLPH & TIDJANI 2000).

Erst seit kurzer Zeit profitiert die umliegende Bevölkerung vom Jagdtourismus. So erhalten diese 10%, die angrenzenden Kommunen je 40% und der Staat 50% des Gewinns (abzüglich des Gewinns der guides de chasse, der den größte Teil des Nettogewinns ausmacht) (RUDOLPH & TIDJANI 2000). Es ist abzuwarten inwieweit die kommunalen Jagdgebiete (ZCBs) in Zukunft Gewinn für die angrenzenden Dörfer liefern.

3.10.3 Sonstige Attraktionen

Im Benoue-Bezirk in der Nähe von Lagdo gibt es einen versteinerten Wald und Fischerdörfer, die oft besucht werden. Im Mayo Rey-Bezirk sind besonders Dinosaurierspuren nahe Manaya östlich von Tscholliré von touristischer Bedeutung. Außerdem ist der Palast des Lamido von Rey-Bouba eine besondere Sehenswürdigkeit. Im Faro-Bezirk befindet sich das "vallée des ro-niers" eine Passage durch die Berge um Poli, die durch viele Palmen (*Borassus aethiopum*) begleitet wird. Außerdem haben die Atlantika-Berge eine entscheidende touristische Attraktion durch alte Töpferkulturen und die sehr ursprünglich lebende Bevölkerung (RUDOLPH & TIDJANI 2000).

4. Material und Methoden

4.1 Bestimmung der Nahrungsökologie - Kotuntersuchung

Informationen über die Nahrungsökologie von Karnivoren tragen entscheidend zum Verständnis ihres Verhaltens und ihrer Ökologie bei (MILLS 1992). Deshalb ist es wichtig Studien zum Nahrungsspektrum des Hyänenhundes durchzuführen, da die Beutetiere die Anzahl der Hyänenhunde in Gebieten mit geringer Beutedichte limitieren können (KRÜGER et al. 1999), und da die Verfügbarkeit und Verteilung der Beute die Nahrungswahl und den Jagderfolg ausmachen (FULLER et al. 1992a). Des Weiteren kann die Verfügbarkeit von Nahrung starken Einfluss auf das Aktivitätsmuster und die räumliche Organisation eines Raubtieres haben (HENSCHER & SKINNER 1990). Zudem ist ein Vergleich des Nahrungsspektrums der anderen Karnivoren nötig, um Information darüber zu gewinnen, ob sie Nahrungskonkurrenten sind (CREEL & CREEL 1996).

Viele unterschiedliche Methoden fanden in nahrungsökologischen Studien Anwendung, die jeweils verschiedene Vor- und Nachteile haben und auf bestimmte Untersuchungsaspekte und Aussagen limitiert sind (MILLS 1993a). Die Untersuchung des Nahrungsspektrums erfolgte mittels direkter und indirekter Methoden. Sofern direkte Observationen möglich waren, wurden die getöteten Tiere untersucht. Die weitere Analyse erfolgte anhand von Kotuntersuchungen. Kotuntersuchungen liefern viele Informationen über die Beutetiere und erlauben eine kontinuierliche Bestimmung des Nahrungsspektrums (PUTMAN 1984). Kotuntersuchungen fanden in vielen Studien verschiedenster Karnivorenarten in den unterschiedlichsten Habitaten Anwendung (HOPPE-DOMINIK 1984 (*Panthera pardus*); HENSCHER & SKINNER 1990 (*Crocuta crocuta*); BOWLAND & PERRIN 1993 (*Felis serval*); KARANTH & SUNQUIST 1995 (*Panthera pardus* & *Panthera tigris*); HART et al. 1996 (*Panthera pardus* & *Felis aurata*); KRÜGER et al. 1999 (*Lycaon pictus*)).

Wurde Hyänenhundkot gefunden, wurde wenn möglich mehr als ein Kothaufen an einem Ort gesammelt, wobei nur einer pro Ort analysiert wurde, da die Hyänenhunde eines Rudels vom gleichen Beuteindividuum gefressen haben könnten (WOODROFFE et al. 1997).

Die Kothaufen der Tüpfelhyänen konnten an sogenannten Latrinen gesammelt werden. Eine Studie ergab, dass 25 Kothaufen/Monat ausreichen, um aussagekräftige Ergebnisse über die Nahrungsauswahl dieser Karnivorenart zu liefern (HENSCHERL & SKINNER 1990).

Insgesamt wurde beim Einsammeln der Kothaufen darauf geachtet, dass diese nicht vom gleichen Beuteindividuum stammen. Deshalb sind nur jene Proben gleichen Alters gesammelt worden, die mindestens 5 km voneinander entfernt lagen (HART et al. 1996).

Im Gegensatz zu Knochen- und Zahnfragmenten bleiben Haare während der Verdauungsprozesse relativ unverändert erhalten (DAY 1966). Die gefressene Beuteart kann eindeutig identifiziert werden, da die Haare jeder Beuteart eine charakteristische Form, Länge, Farbe, Querschnitt und Keratinschuppenmuster haben (WILLIAMSON 1951; BRUNNER & COMAN 1974; TEERINK 1991).



Abbildung 12 Trocknung der gesammelten Kotproben von Großkarnivoren in der Sonne.

Die Kotproben wurden in der Sonne getrocknet (Abbildung 12), zerbröseln und in einem Sieb (1 mm) gewaschen, um Haare, Knochen, Hufe, Zähne und Federn von anderem organischem Material zu trennen.

Separierte Haare wurden in heißem Wasser gewaschen und anschließend jede Probe für jeweils 30 Minuten in Aceton gewaschen und in 100%igen Ethanol dehydriert (Abbildung 13) (RAMAKRISHNAN et al. 1999). Nachdem Trocknen zwischen Filterpapier wurden die Haare makroskopisch (Form,

Länge, Farbe) unter einem Binokularmikroskop und mikroskopisch (Schuppenmuster) unter dem Lichtmikroskop betrachtet.



Abbildung 13 Separierte Beutebestandteile aus Karnivorenkot. Die gewaschenen Proben enthalten Haare, Knochen und andere Überreste der gefressenen Beuteart.

Zur mikroskopischen Artbestimmung wurden die Haare auf einen Objektträger aufgetragen. Dafür sind die Haare so platziert, dass manchmal deren Wurzel manchmal deren Spitze über den Rand des Objektträgers herausragt. Die Objektträger wurden zuvor mit bestimmten Media (Neomount[®], Eukitt[®], Entelan[®], Kaisers Glycerin-Gelatine[®] oder Nagellack) bestrichen. Leichtes Andrücken der Haare mit einer Federstahlpinzette gewährleistete den Oberflächenkontakt mit dem Eindeckmittel (TEERINK 1991). Es wurden jeweils fünf mal fünf Haare auf einen Objektträger aufgetragen (RAMAKRISHNAN et al. 1999). Vor der Bestimmung der Haare erfolgte ein Versuch, wie lange die Haare in den verschiedenen Media eingebettet bleiben müssen und welche Media die besten Ergebnisse liefern. Die Haare wurden nach der Einbettung vorsichtig an ihrem überhängenden Teil mit einer Pinzette abgezogen und hinterließen ein arttypisches Muster ihrer Epidermikularschuppen.

Zur Betrachtung der Ergebnisse wurden die Abdrücke mit ihrer Oberseite nach unten auf einen anderen Objektträger aufgelegt und unter dem Mikroskop mit hoher Vergrößerung (max. 500x) betrachtet (BRUNNER & COMAN 1974).

Da diese Studie die erste ihrer Art in der Region darstellt, steht eine neu erstellte Referenzsammlung, nachfolgenden Untersuchungen zur Verfügung. Dafür wurden Haare von eindeutig identifizierten Tieren im Feld entnommen

(getötete oder gewilderte Tiere). Danach erfolgte ein makro- und mikroskopischer Vergleich der Beutebestandteile im Kot mit dieser Referenzsammlung (BRUNNER & COMAN 1974; AMERASINGHE 1983). Weiterhin erfolgte die Bestimmung der Haare anhand von Abbildungen ähnlicher Arbeiten in Ost- und Südafrika (DREYER 1966; FEDER 1975; PERRIN & CAMPBELL 1980; KEOGH 1983; BUYS & KEOGH 1984; KEOGH 1985).

Die Nomenklatur der Epidermikularschuppen erfolgt nach WILDMAN (1954) (in KEOGH (1983)), die Beschreibung der Schuppenmuster, der Abstand der Schuppenränder und die Form der Schuppenränder an der Basis, in der Mitte des Schafts und an der Spitze jedes eingebetteten Haares.

Die absolute Frequenz einer Beute (n/N) ist die Anzahl der vorgefundenen Nahrungsbestandteile einer bestimmten Art (n) im Verhältnis der untersuchten Kotproben (N). Die relative Frequenz (r/R) ist das Verhältnis eines identifizierten Nahrungsbestandteiles (r) in Bezug auf die Anzahl aller vorgefundenen Nahrungsbestandteile (R) (HOPPE-DOMINIK 1984).

Ein Nachteil von Kotuntersuchungen ist, dass sie nur Informationen über das Vorkommen der Beute liefern können (KRUUK 1972; PUTMAN 1984; MILLS 1993a). Die Frequenz des Vorkommens unterschiedlich großer Beutetiere kann die Anzahl unterschiedlicher Beutearten in der Nahrung verdrehen (FLOYD et al. 1978; ACKERMANN et al. 1984). Dies hängt mit unterschiedlichen Verdauungszeiten verschieden großer Beutetiere zusammen (HISCOCKS & BOWLAND 1989; BOWLAND & BOWLAND 1991; MILLS 1993a). Um Klarheit über Nahrungsauswahl zu erhalten, ist es daher besser, relative Biomasse und Anzahl verschiedener erlegter Beute zu berechnen (KARANTH & SUNQUIST 1995; HART et al. 1996). Um die Häufigkeit von im Kot gefundenen Tierüberresten direkt in relative Biomasse und getötete Tiere umzurechnen, wurde der Ansatz für Wölfe von FLOYD et al. (1978) angewendet. Dabei wird davon ausgegangen, dass das Verdauungssystem eines Hyänenhundes, mit dem eines Wolfes vergleichbar ist (VENKATARARAM et al. 1995; KRÜGER et al. 1999). Ein vorgefundener Beutebestandteil im Kot repräsentiert ein erbeutetes Beuteindividuum (FLOYD et al. 1978).

Folgende Formel von FLOYD et al. (1978) findet Anwendung:

$$Y = 0,035 + 0,020X$$

In der oben erwähnten Formel ist Y die relative Biomasse einer Beuteart in einer Kotprobe und X das durchschnittliche Lebendgewicht der getöteten Beuteart.

Für Löwen und Tüpfelhyänen wurde auf diesen Ansatz verzichtet, da es keinen Korrektionsfaktor für gruppenlebende Großkatzen und Hyänen gibt. Zur Berechnung der Biomasse wurden Literaturdaten aus COE et al. (1976) & WHITE (1994) verwendet. Das durchschnittliche Gewicht eines Weibchens aus KINGDON (1997) wurde für weitere Beutetiergewichte errechnet. Mögliche Nahrungsüberlappungen wurden mittels PIANKA's (1973) Index berechnet.

$$O_{ab} = \sum_n p_{ia} p_{ib} / [\sum p_{ia}^2 p_{ib}^2]^{1/2}$$

P_{ia} ist dabei die relative Frequenz eines Beutebestandteils i in der Nahrung der Art a (und p_{ib} die relative Frequenz eines Beutebestandteils i im Kot der Art a). Vollständige Überlappung beträgt 1.

4.2 Verbreitung und Status der Hyänenhunde

Zur Bestimmung der Anzahl der Hyänenhunde wurde eine Kombination aus indirekten und direkten Methoden benutzt. Anhand von Interviews (HINES 1990) und der Erstellung einer Hyänenhund-Datenbank, da sie, ähnlich wie Leoparden (MINTHAPALA et al. 1989) und Tiger (MCDUGAL 1977) an ihrem Fellmuster individuell identifiziert werden können, sollen alle bekannten Individuen registriert werden (CREEL & CREEL 1993; MADDOCK & MILLS 1994; CREEL & CREEL 1995b). Zusätzlich wurden alle direkten Sichtungen durch andere Personen (wenn möglich mit Angabe von Anzahl, Geschlecht, Aktivität, Alter, Datum und Position) notiert. Alle Informationen, die über Hyänenhunde in den letzten Jahren gesammelt wurden, wie z. B. Sichtungen, wurden eingearbeitet, um ein umfassendes Bild über historisches und heutiges Verbreitungsgebiet, sowie Status der Population zu erhalten.

Um den Einfluss der Hyänenhunde auf den umliegenden Viehbestand zu dokumentieren, und um weitere Information über ihr Verbreitungsgebiet zu

erhalten, wurden in den Ortschaften Interviews durchgeführt, in denen geklärt werden sollte, wie die Einstellung der Einheimischen zu den Hyänenhunden ist und, falls Konflikte bestehen, mit welchen Praktiken man sich gegen die Hyänenhunde wehrt.

Interviews haben gute Ergebnisse der Bestandsabschätzung für andere Karnivoren ergeben (GROS et al. 1996). Der benutzte Fragebogen stellt eine Kombination von zwei Interviewuntersuchungen in Nigeria (BAGGETT 1998) und Senegal (SILLERO-ZUBIRI 1995) dar.

Zusätzlich wurden alle Zeichen, wie Hyänenhundbaue und Pfotenabdrücke notiert, mittels GPS geortet und in ein Geographisches Informationssystem (GIS) eingetragen (SCHNEIDERBAUER 2000). Dazu wurde das Softwareprogramm ArcView[®] benutzt.

4.3 Verteilung und Abundanz der anderen Karnivoren

Um weitere Information über die Verteilung und Abundanz der Hauptantagonisten (Tüpfelhyäne und Löwe) des Hyänenhundes zu erhalten, wurden alle direkten und indirekten Hinweise ihrer Präsenz aufgezeichnet. Direkte Beobachtungen wurden notiert, Vokalisationen geortet, Spuren und Kotproben lokalisiert und analysiert.

Die Spurendichte kann eine einfache, schnelle und kostengünstige Methode der Bestandsabschätzung von Raubtieren darstellen, und zum Monitoring der biologischen Vielfalt in geschützten oder potentiell schützenswerten Gebieten beitragen, wie Untersuchungen an Pumas in den USA und großer Raubtiere in Namibia zeigen (SMALLWOOD & FITZHUGH 1993; SMALLWOOD & FITZHUGH 1995; STANDER 1998; STANDER et al. 1997). Die vorgefundenen Spurendichte wurde mittels ArcView Spatial Analyst[®] ermittelt.

Zur positiven Identifizierung der Karnivorenzeichen wurde sich anfangs auf die Erfahrung der Fährtenleser verlassen. Im Laufe der Studie konnten der Autor die Fußspuren und Kothaufen selbst anhand ihrer arttypischen Form, Farbe und Geruch bestimmen. Darüber hinaus wurde die Bestimmung der Zeichen anhand von Abbildungen verifiziert (WALKER 1981; MERZ 1986; STUART & STUART 1994).

4.4 Beutetierabundanz und menschliche Aktivitäten

Um einen Eindruck über die Beutetierverteilung zu erhalten, wurden während der Suche nach Karnivorenzeichen alle direkten Beobachtungen großer Säugetiere notiert. Auf eine Bestandserfassung durch Linientransekte wurde aus zeitlichen Gründen verzichtet.

Weiterhin fand eine Abundanzabschätzung mittels KIA (kilometer index of abundance) statt (GROUPE CHEVREUIL 1991). KIA ist die Anzahl der vorgefundenen Tiere pro gelaufener Distanz und stellt damit die einfachste Methode einer Abundanzabschätzung von Tierpopulationen dar. Die gelaufene Distanz wurde mit einem Schrittzähler bestimmt, welcher vor der Feldarbeit mittels GPS geeicht wurde. Anschließend erfolgte ein Vergleich der Ergebnisse mit Daten aus vorangegangenen Zählungen (GOMSE & MAHOP 2000b).

Zusätzlich wurden alle menschlichen Aktivitäten (Wilderei, Fischerei,...) notiert und später in ein GIS importiert, um einen Überblick des menschlichen Einflusses in der Region zu erhalten. Die vorgefundenen menschlichen Zeichen sind mit ArcView Spatial Analyst[®] bearbeitet wurden.

4.5 Genetische Proben

Um mehr Information über die genetische Einzigartigkeit der Population zu erhalten, wurden frische Kotproben vom Hyänenhund in 90% Alkohol in Plastikphyolen (1,5 ml) gespeichert. Dabei kommen drei Teile 95% Ethanol auf ein Teil Kotprobe (WAYNE pers. Mitt.). DNA kann anschließend aus den Darmepithelzellen im Kot extrahiert und die genetische Struktur untersucht werden (KOHN & WAYNE 1997; KOHN et al. 1999). Die Analyse der entnommenen Proben führte Dr. Wayne in Los Angeles durch (Adresse siehe Anhang) geschickt.

5. Ergebnisse

Die Feldarbeit im und um den Faro NP erfolgte von Januar bis Juni 2001. Während der Feldforschung wurden mehr als 2.000 km zu Fuß im Studiengebiet von ca. 750 km² zurückgelegt, um Zeichen von Hyänenhunden zu finden. Das Studiengebiet kann man generell in vier verschiedene Zonen aufteilen.

- Faro NP zwischen Mayo Nial und Mayo Fel (Faro NP Nord) (49 Tage/Januar - April)
- Faro NP zwischen Mayo Nial und Mayo Lifé (Faro NP Ost) (12 Tage/Ende Januar und Anfang Mai)
- Kommunale Jagdzone und ZIC 18 (8 Tage/Ende April - Anfang Mai)
- ZIC 13 (19 Tage/Juni)

Abbildung 14 zeigt die Zonen, in denen nach Zeichen gesucht wurde. Der Schwerpunkt lag dabei im Faro NP Nord. Zusätzlich ist die GPS Punkt-Dichte abgebildet, die angibt welche Zonen am intensivsten untersucht worden sind.

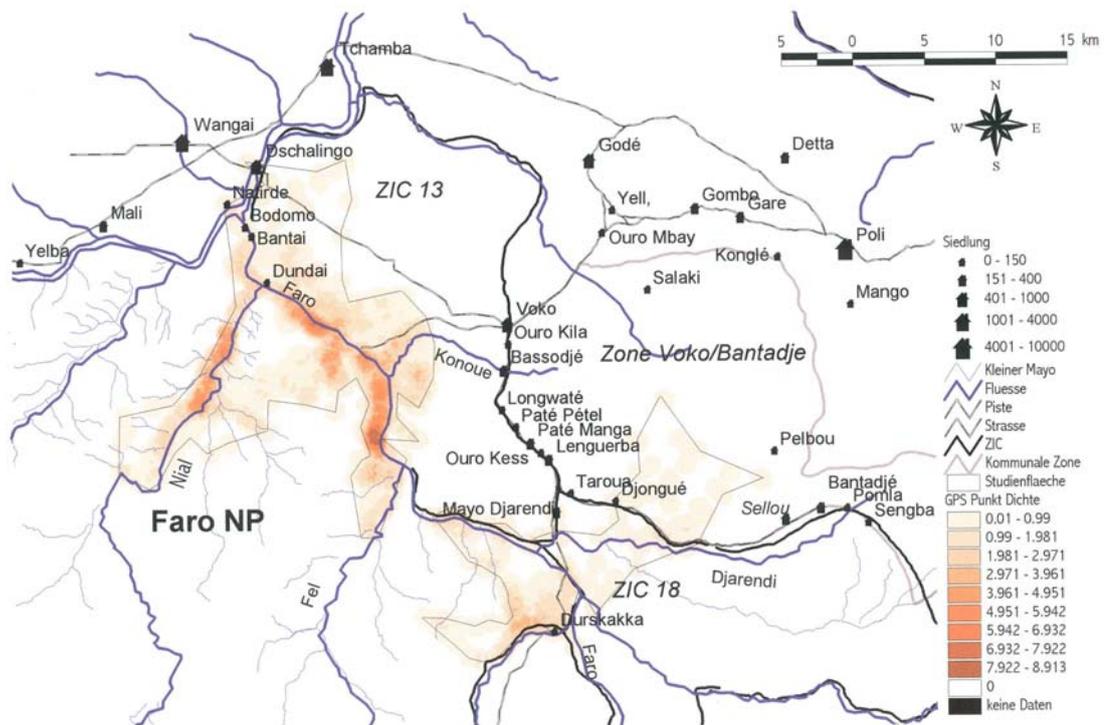


Abbildung 14 Studiengebiet im Norden des Faro NP. Neben den umliegenden Ortschaften und ZICs ist ein mit ArcView ermittelter Wert für die GPS-Punktdichte wiedergegeben. Je rötlicher die Bereiche, desto mehr Zeit wurde in diesem Gebiet nach Zeichen gesucht.

Erst im Juni konnten die Untersuchungen in ZIC 13 gebinnen, da der dortige professionelle Jäger die Forschungen des WWF nicht unterstützt. Alle anderen gesammelten Informationen stammen von Interviews und Gesprächen mit Wildhütern, Fährtenlesern, Dorfbewohnern, Forschern und Jägern, sowie aus Literaturdaten der Bibliothek des WWF-NSSP und des "Ecole de Faune" in Garoua.

5.1 Verbreitungsgebiet und Populationsgröße des Hyänenhundes in Nordkamerun

5.1.1 Historisches Verbreitungsgebiet in Nordkamerun

Ursprünglich war der Hyänenhund im gesamten Afrika südlich der Sahara verbreitet (DEKEYSER 1955; SMITHERS 1983). Möglicherweise kam er vor 3.000 Jahren sogar in Nordafrika vor, wie Prunkpaletten aus dem alten Ägypten zeigen (GRZIMEK 1972). In Kamerun kam er in der Adamawa-Provinz, Nordprovinz und der Extremen Nordprovinz vor (VIVIEN 1991). Austrocknung und Wilderei im ursprünglichen Verbreitungsgebiet in der Sahelzone und der Sahara haben die ehemals weitverbreitete Tierwelt zum Erlöschen gebracht (LE HOUÉROU & GILLET 1986). Mit der Ausbreitung des Menschen und dessen Bevölkerungszunahme ist der historische Lebensraum des Hyänenhundes in Afrika im Allgemeinen und für das zu untersuchende Gebiet in Kamerun im Speziellen extrem geschrumpft (FANSHAWE et al. 1991).

DEPIERRE & VIVIEN (1992) betonen, dass der Hyänenhund in der gesamten Nordprovinz südlich der Provinzhauptstadt Garoua vorkommt. Möglicherweise kamen Hyänenhunde niemals in den Überschwemmungsgebieten im extremen Norden Kameruns vor (WOODROFFE et al. 1997).

Im Faro Gebiet sind die Hyänenhunde seit einigen Jahren auf die Schutzgebiete begrenzt. Doch werden die Tiere auch vereinzelt in der Nähe der Dörfer Wangai und Kolou, westlich vom Faro NP gesehen (zuletzt 2000). Ihr früheres Verbreitungsgebiet reichte dagegen bis in die Atlantika-Berge.

5.1.2 Status und heutiges Verbreitungsgebiet in Nordkamerun

Einem Beschluss aus dem Jahr 1999 nach wird der Hyänenhund in die Kategorie A im Schutzsystem Kameruns klassifiziert. Diese Kategorie beinhaltet seltene und vom Aussterben bedrohte Arten Kameruns, die eines vollständigen Schutzes bedürfen. Nur in besonderen Ausnahmefällen, (wissenschaftliche Zwecke oder Schutz von Personen und deren Hab und Gut), bestimmt durch MINEF, dürfen sie gefangen oder abgeschossen werden (MINEF 1999a).

Während der Feldarbeit konnte kein Hyänenhund gesichtet werden. Die Schätzung der Populationsgröße basiert alleine auf den direkten Beobachtungen, die durch Fährtenleser, Wildhüter und anderen geschahen. Im Anhang sind alle Sichtungen von Hyänenhunden in Nordkamerun in der Saison 2000/2001 aufgeführt, die von den Befragten gemacht wurden.

Hyänenhunde wurden besonders häufig in der Doudja-Region südöstlich vom Benoue NP und im Norden des Faro NP gesehen. Außer im Faro Gebiet waren die Informationen bezüglich der anderen Regionen sehr ungenau. Zumeist handelte es sich um Berichte, dass Hyänenhunde gesichtet wurden, ohne genauer auf Rudelgröße, Altersstruktur und Geschlechtsverhältnis einzugehen.

Eine Interviewstudie in 28 Dörfern an der Peripherie der drei NPs und ZICs der Nordprovinz, mit dem Ziel die aktuelle Verbreitung der Hyänenhunde und deren Antagonisten (Löwen, Tüpfelhyänen und Haushunde) herauszufinden, fand zwischen Januar und März 1999 statt (BENE BENE et al. 1999). Alle direkten Beobachtungen die die 130 Befragten machten, sind in Abbildung 15 wiedergegeben. Tabelle 9 stellt zudem die vermutete Anzahl der Hyänenhunde in der Nordprovinz dar.

Anhand ihrer Interviewstudie schätzen BENE BENE et al. (1999) die Population auf etwa 50-60 Tiere. Im Gebiet um den Faro NP existieren danach mehr als die Hälfte der Gesamtpopulation. Eine weitere Region, in der man Hyänenhunde mehrfach gesichtet hat, liegt im Gebiet nahe des Dorfes Doudja, südöstlich vom Benoue NP (BENE BENE et al. 1999; TSAKEM et al. 2000). Nachweise für Hyänenhunde nördlich des Sees Lagdo existieren dagegen nicht. Gleiches gilt für das Gebiet nördlich der Stadt Poli in den ZIC 14 und 19.

Tabelle 9 Vermutete Anzahl der Hyänenhunde in Nordkamerun

Jahr	Anzahl der gesichteten Hyänenhunde			Gesamt
	Faro NP & Umgebung	Benoue NP & Umgebung	Bouba Ndjida NP & Umgebung	
1998	20	15	14	49
1999	35	23	3	61

Quelle: BENE BENE et al. 1999

Anhand ihrer Interviewstudie schätzen BENE BENE et al. (1999) die Population auf etwa 50-60 Tiere. Im Gebiet um den Faro NP existieren danach mehr als die Hälfte der Gesamtpopulation. Eine weitere Region, in der man Hyänenhunde mehrfach gesichtet hat, liegt im Gebiet nahe des Dorfes Doudja, südöstlich vom Benoue NP (BENE BENE et al. 1999; TSAKEM et al. 2000). Nachweise für Hyänenhunde nördlich des Sees Lagdo existieren dagegen nicht. Ebenso für das Gebiet nördlich der Stadt Poli in den ZIC 14 und 19.

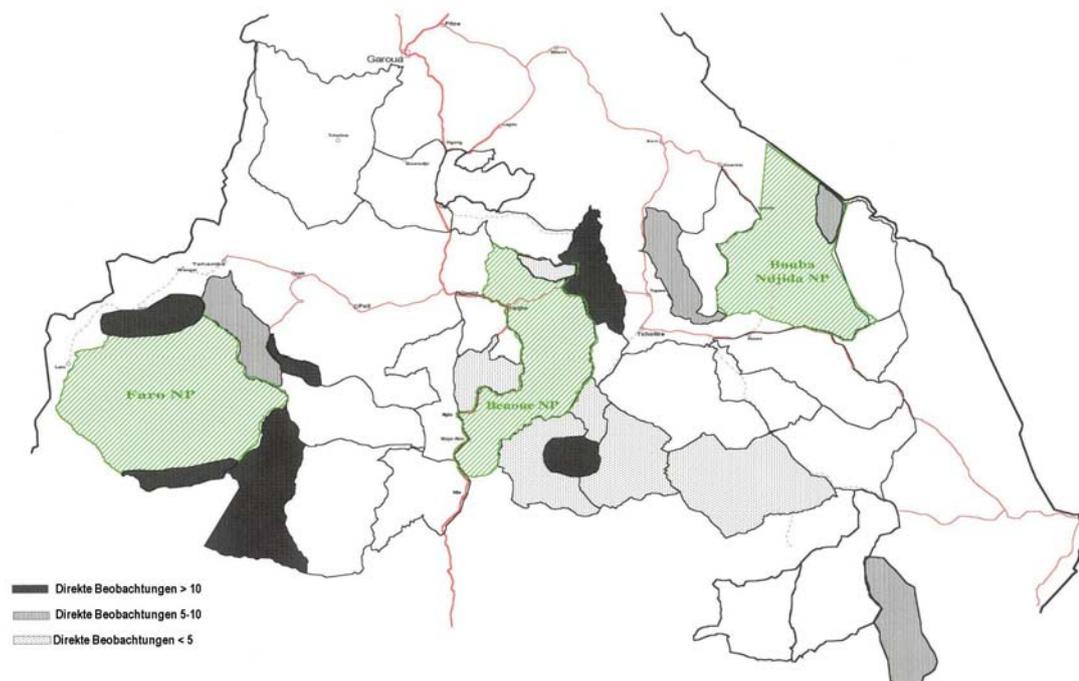


Abbildung 15 Sichtungen von Hyänenhunden 1998/1999 in der Nordprovinz. Quelle: BENE BENE et al. (1999)

Während einer Primatenstudie in der Region um den Berg Tchabal Mbabo 100 km südlich des Faro NP konnten dafür Zeichen (Fußspuren) von Hyänenhunden gesichtet werden (LOOMIS pers. Mitt.). Auch in Nigeria im Gashaka Gumti NP südwestlich vom Faro NP gibt es noch Hyänenhunde, wie eine Interviewstudie belegte (BAGGETT 1998).

Wie bereits weiter oben angesprochen, konnten während der Feldarbeit nur indirekte Beobachtungen von Hyänenhunden gemacht werden. Abbildung 16 führt alle indirekten Zeichen auf, die während dieser Untersuchungen im Gebiet des Faro NP gemacht wurden und lokalisiert die Punkte mit der Anzahl der Hyänenhunde, die beobachtet werden konnten.

Insgesamt wurden 32 Fußspuren (Abbildung 17) gesichtet (und kartiert). Die Mehrzahl der indirekten Beobachtungen von Fußabdrücken (81%) erfolgte in ZIC 13 zu Beginn der Regenzeit im Juni. Im Faro NP und in der Kommunalen Jagdzone Voko/Bantadjé waren solche Beobachtungen aber eher selten.

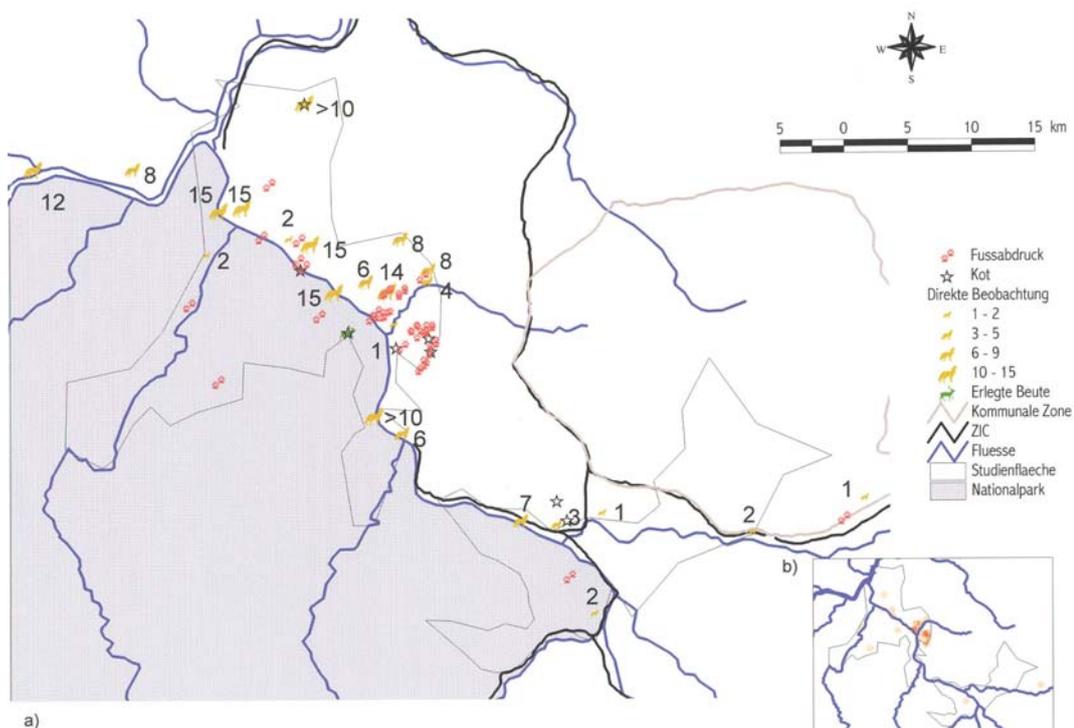


Abbildung 16 Vorgefundene Zeichen von Hyänenhunden im Norden des Faro NP mit Darstellung der Anzahl und Lokalisierung der direkten Beobachtungen von Hyänenhunden, die von den Interviewpartnern 2000/2001 gemacht wurden (a). Ausserdem ist die vorgefundene Spurendichte wiedergegeben (b), die ein Index für die Abundanz der Hyänenhunde darstellt.

An einem Tag konnte ein einzelner Hyänenhund über drei Stunden und mehr als 5 km verfolgt werden. Das Adulttier flüchtete nur knapp 10 m vor dem Team aus einem Erdferkelloch. Die Verfolgung war trotz deutlicher Fußabdrücke allerdings extrem schwierig, da das Tier manchmal Sprünge von mehr als 4 m machte und die Spur danach erst wieder gefunden werden musste. Eine detaillierte Beschreibung der Ereignisse findet sich im Anhang.

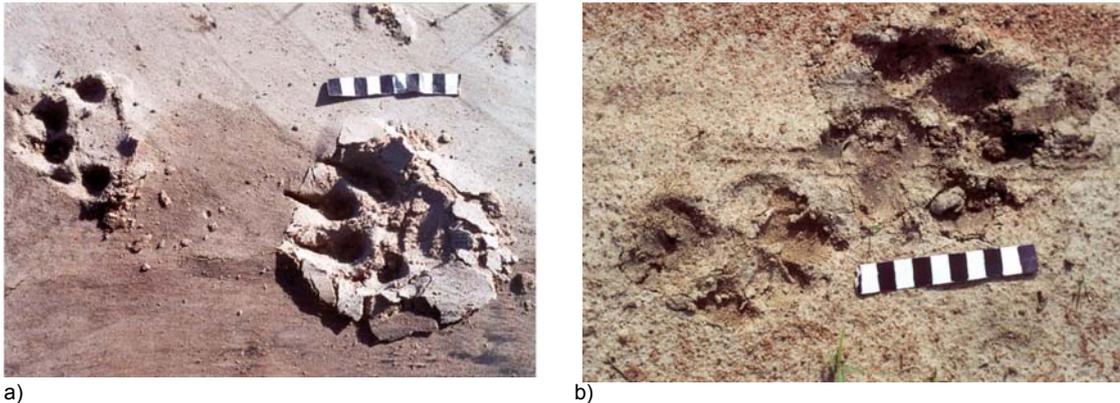


Abbildung 17 Fußabdrücke eines Hyänenhundes auf Sand (a) und auf einem Weg östlich des Faro NP (b).

Eine andere Spur eines Rudels konnte in entgegengesetzter Richtung verfolgt werden. Auch hier stellte sich heraus, dass das Rudel große Distanzen an einem Tag zurückgelegt hatte. Unter den Spuren waren solche von Adulttieren und Jungen. Die Ausmaße der Pfoten konnten jedoch nicht verglichen werden, da die Abdrücke auf verschiedenen Böden vorgefunden worden.

Da allerdings Gruppen mit und ohne Abdrücke von Jungtieren darunter waren und dies mit den direkten Beobachtungen in der ZIC 13 übereinstimmt ist davon auszugehen, dass der Norden des Faro NP mit der ZIC 13 mindestens zwei Rudel und mehrere Einzeltiere beherbergt. Möglicherweise handelt es sich um ein Rudel von 15 Tieren mit fünf Jungtieren und ein Rudel von acht Tieren ohne Jungtiere. Der Mayo Faro scheint keine natürliche Grenze darzustellen, da Hyänenhunde mehrfach beim Überqueren des Mayo in der Regensaison gesichtet wurden.

Weiterhin wurden Kotproben gesammelt und eine von Hyänenhunden getötete Grasantilope gesichtet. Dies konnte eindeutig anhand der Tötungswei-

se und assoziierter Kothaufen bestätigt werden. Aktive Hyänenhundbaue konnten nicht entdeckt werden.

5.2 Verhaltensökologie des Hyänenhundes in Nordkamerun

Bisher existieren nur sehr wenige Studien über den zentralafrikanischen Hyänenhund (BOURLIÈRE 1962; PFEFFER 1972). Seine Verhaltensweisen in Kamerun sind uns (größtenteils) unbekannt. Auch wenn keine direkte Beobachtung während der Feldarbeit erfolgte, liefern die gewonnenen Ergebnisse der durchgeführten Untersuchung wichtige Informationen über die Verhaltensökologie des Hyänenhundes. Neben vielen Anekdoten über den Hyänenhund gibt es viele sich wiederholende Aussagen, aus denen sich ein bestimmtes Bild manifestiert:

Während der Feldforschung wurden mit 25 Personen Interviews abgehalten. Zusätzlich ist jede Gelegenheit genutzt worden, Informationen über den Hyänenhund zu erhalten. Es stellte sich heraus, dass einfache Gespräche viel mehr Informationen lieferten, als die vorformulierten Interviewbögen. Insbesondere Wilderer können wichtige Informationen zu Verhalten und Populationsstrend vieler Tiere geben (MARKS 1996). Da bereits 1999 eine ähnliche Befragung durchgeführt wurde (BENE BENE et al. 1999), konnte auf eine statistische Analyse der ausgefüllten Interviewbögen verzichtet werden.

5.2.1 Gruppengröße

Die Gruppen, die 2000/2001 im gesamten Studiengebiet gesichtet wurden sind in Tabelle 10 abgebildet.

Tabelle 10 Rudelgröße gesichteter Hyänenhunde in Nordkamerun 2000/2001

Anzahl der Tiere im Rudel	1	2	3	4	6	7	8	12	14-15	15
Anzahl der Beobachtungen	1	4	1	4	6	1	5	1	4	1

Die vorgefundene Gruppengröße variiert zwischen 1 und 15 Individuen. Eine durchschnittliche Gruppengröße ist nur schwer zu ermitteln, da es sich bei den Beobachtungen aufgrund des großen Streifgebiets von Hyänenhunden möglicherweise um die gleichen Gruppen handelt. Das mag besonders für die Beobachtungen von 14-15 und 15 Tieren zutreffen. Diese wurden alle in ZIC 13 gesichtet; daher ist es sehr wahrscheinlich, dass es sich um das gleiche Rudel handelt. In den 80er Jahren wurden mehrfach große Rudel von mehr als 30 Tieren beobachtet (BENE BENE et al. 1999; WASSOUO pers. Mitt.).

5.2.2 Aktivitätsspektrum

Die Befragungen ergaben, dass die häufigsten Sichtkontakte mit Hyänenhunden vor allem in den frühen Morgen- oder späten Abendstunden stattfanden. Bereits BOSCH (1976) hatte diese Aktivitätsperioden identifiziert. In dieser Zeit suchen die Hyänenhunde nach Beute. Während der heißen Tageszeit ruhen sich die Tiere dagegen in schattigen Plätzen aus oder folgen den schattigen Mayos.

Weiterhin wurde von den Befragten geschildert, wie Hyänenhunde während Vollmondnächten marschieren. Außerdem hörten einige der Interviewpartner den typischen Kontaktlaut "hoo" gegen 22h in der Nähe des Camps "Bel Eland" im Westen des Benoue NP (SIROMA pers. Mitt.) and im Osten des Benoue NP bei Hoséré Makat (Kuwong pers. Mitt.). Die Befragungen ergaben weiterhin, dass die Tiere in der heißen Trockensaison auf dem kalten Sand der Mayos übernachten. Extreme tägliche Distanzen scheinen die Tiere nach größeren Regenfällen zurückzulegen (pers. Beob.).

5.2.3 Fortpflanzung

Gegen Ende der Trockenzeit, Anfang des Jahres 2000, fand eine Studie östlich des Faro NP statt, mit dem Ziel alle Hyänenhund-Baue zu identifizieren und zu kartieren (KUWONG 2000). Die höchste Aktivität in der Nähe solcher Baue wurde in den Monaten November bis Januar beobachtet. Da während dieser Periode viele Fußabdrücke von Jungtieren gefunden wurden, ist an-

zunehmen, dass die Jungtiere Ende der Regenzeit im Oktober geboren werden. Dieser Fortpflanzungszeitraum wurde von allen Befragten bestätigt, die Jungtiere gesehen haben. Die gleiche Periode nennt auch PFEFFER (1972). Im Januar des Untersuchungszeitraumes der vorliegenden Studie wurden Fußspuren von einem Adulttier und zwei Jungtieren im Sand vom Faro gesichtet.

5.2.4 Genetik

Bei der Verfolgung eines Adulttieres konnten zwei frische Kothaufen gesammelt werden (Abbildung 18), die in 90%igen Alkohol gespeichert wurden. Diese Proben, sowie eine Zahnprobe eines Museumstieres (gestellt vom "Ecole de Faune"), wurden zur Analyse in die USA geschickt.



Abbildung 18 Frischer Hyänenhundkot. In Äthanol gespeicherte Proben können später in einem Genetiklabor untersucht werden.

Zum Zeitpunkt der Abgabe der Diplomarbeit lagen die Ergebnisse der genetischen Analyse noch nicht vor und können daher nicht in die Ergebnisdarstellung einfließen.

5.2.5 Nahrungsspektrum des Hyänenhundes

Bei der Analyse der Kotproben stellte sich heraus, dass Einbettung in einfachen Nagellack (WEINGART 1973) die besten Abdrücke hinterließ. Der farb-

lose Nagellack wurde dazu auf den Objektträger aufgetragen. Nach 30 Sekunden Antrocknen konnten die Haare aufgelegt werden. Die Haare blieben für ca. 15 Minuten im Media und wurden danach vorsichtig abgezogen. Die anderen Eindeckmittel brauchten sehr lange zum Trocknen und die Haare mussten über einen langen Zeitraum im Medium liegen.

Insgesamt wurden 15 Kothaufen untersucht. Fünf dieser Proben stellten Fährtenleser südöstlich des Benoue NP zur Verfügung. Die restlichen acht Proben wurden während der Feldarbeit gefunden. Da zwei dieser acht Proben mit hoher Wahrscheinlichkeit vom selben Rudel/Tier stammen, wurden diese Kothaufen nicht mit in die Analyse genommen (Es stellte sich heraus, dass diese Kotproben wirklich die gleichen Beutearten beinhalteten). Tabelle 11 zeigt die vorgefundenen Beutebestandteile, sowie deren relative und absolute Frequenz und relative Biomasse. In den 13 Kotproben konnten 18 verschiedene Beutebestandteile identifiziert werden, was ca. 1,4 Arten/Kot entspricht. In einer Probe wurden drei Beutearten identifiziert; insgesamt handelt es sich um sieben verschiedene Säugetierarten. Bei dem kleinsten Beutetier handelt es sich um eine Gambia-Ratte (*Cricetomys gambianus*) mit einem durchschnittlichen Gewicht von 1-1,4 kg (KINGDON 1997). Die größte Spezies stellt die Pferdeantilope (220 kg) dar. Das durchschnittliche Beutegewicht beträgt 73,7 kg.

Tabelle 11 Relative und absolute Beutetier-Frequenz in Hyänenhundkot

Beuteart	n=r	n/N (N=13) (in %)	r/R (R=18) (in %)	Gewicht (kg)	Korrektionsfaktor	Relative Biomasse (in %)	Relative Anzahl konsumierter Individuen (in %)
<i>Kobus kob</i>	10	76,9	55,6	58	1,54	46,12	31,88
<i>Kobus ellipsipymnus</i>	3	23,1	16,7	160	3,58	32,2	8,07
<i>Hippotragus equinus</i>	1	7,7	5,6	220	4,78	14,33	2,61
<i>Ourebia ourebi</i>	1	7,7	5,6	12	0,62	1,86	6,21
<i>Sylvicapra grimmia</i>	1	7,7	5,6	13,8	0,656	1,97	5,72
<i>Cricetomys gambianus</i>	1	7,7	5,6	1,2	0,406	1,22	40,76
<i>Hystrix cristata</i>	1	7,7	5,6	19,5	0,77	2,31	4,75

Die Grasantilopen repräsentieren mit $r/R = 55,6\%$ (46,12% relative Biomasse) mit Abstand die häufigste Beutearart. Wasserböcke stellen mit 16,7% (32,2% relative Biomasse) die zweithäufigste Art dar. Pferdeantilope, Bleichböckchen, Kronenducker, Stachelschwein und Gambia-Ratte wurden jeweils nur einmal (5,6%) in den Kotproben vorgefunden.

Von den befragten Personen wurden folgende Beutetiere genannt, die von Hyänenhunden bei früheren Beobachtungen gefressen wurden (angefangen mit der leichtesten Beute):

- Rotflankenducker
- Bleichböckchen
- Kronenducker
- Riedbock
- Schirrantilope
- Grasantilope
- Kuhantilope
- Pferdeantilope
- Elenantilope (Jungtier)

Vielfach wurde berichtet, dass Antilopen, meist Grasantilopen, bis in die Dörfer, vereinzelt bis in die Häuser vor den Hyänenhunden flüchteten. Auch in vielen anderen Regionen suchen die Beutetiere Schutz in der Nähe von Jägern, Hirten, Jagdhütten oder Farmen (GRZIMEK 1972).

Vielfach beschrieb man die brutale Tötungsweise der Hyänenhunde. Außerdem erwähnten einige Interviewpartner, dass die Hyänenhunde sofort Blut auf ihrem Fell ablecken, da sie sonst von anderen Rudelmitgliedern gebissen werden. Einmal wurde berichtet, dass verwundete Tiere von den anderen Rudelmitgliedern getötet werden. Diese Verhaltensweise sind nur durch direkte Beobachtungen zu bestätigen.

5.3 Faktoren, die den Hyänenhund in Nordkamerun limitieren

5.3.1 Menschliche Faktoren

5.3.1.1 Verlust an natürlichem Habitat

Durch Umsiedlungsprogramme, finanziert durch die Europäische Gemeinschaft/Europäische Union, gelangten seit 1974 viele Tausend Personen aus der Region um Maroua in die Region um den See Lagdo, so dass die Bevölkerung um ein Vielfaches anstieg (EAST 1995; BRUGIÈRE 1996). Dies führte zu einem erheblichen Anstieg des Fleischbedarfs und damit indirekt der Wilderei in der Region, sowie enormen Veränderungen der Umwelt durch Kultivierung und Holzentnahme (SECA 1990; PELTIER et al. 1993; KOULAGNA & PLANTON 1998). Diese Umsiedlungen wurden noch durch die Baumwollindustrie unterstützt (SODECOTON). Durch Kultivierung der Nordprovinz wurde dadurch der steigende Bedarf gesichert, da die Region um Maroua viel weniger produktiv ist (KOULAGNA & PLANTON 1998). Insbesondere entlang der Schnellstraße zwischen Ngaoundere und Garoua ließen sich die Migranten nieder (DONFACK et al. 2000). Sie praktizieren hauptsächlich kommerziellen Feuerholzverkauf (TAGUEGUIM 1999; WWF et al. 2001). Dieses Gebiet verzeichnet heute die größte Wachstumsrate in Kamerun (KELODJOUÉ 1994).

Demnach führt Habitatverlust zur Einengung des Lebensraums des Hyänenhundes. Zusätzlich ließen sich Flüchtlinge aus der Republik Tschad östlich vom Boubou Ndjida NP und nördlich vom Faro NP in der Nähe von Tchamba nieder (BRUGIÈRE 1996). Dazu kommen die allgemeinen Probleme des Bevölkerungsanstiegs eines Entwicklungslandes (BELL 1987).

Abbildung 11 zeigt die Gebiete in der Nordprovinz südlich von Garoua, die landwirtschaftlich genutzt werden. Abbildung 19 demonstriert die Auswirkungen der Holzentnahme in der Nähe des Dorfes Dschalingo. In diesem Gebiet sind heute keine Tiere mehr vorzufinden (pers. Beob.). Alle menschlichen Siedlungen um den Faro NP mit Bewohnerzahlen sind in Abbildung 14 zu sehen.



Abbildung 19 Auswirkungen des Holzeinschlags und landwirtschaftlicher Kultivierung in ZIC 13 nördlich des Faro NP. In diesem Gebiet konnten keine Säugetiere beobachtet werden.

5.3.1.2 Direkte Verfolgung

5.3.1.2.1 Mbororo Viehhirten

Während der Befragungen stellte sich vielfach heraus, dass die Mbororo Viehhirten (Abbildung 20) eine entscheidende Gefahr für die Hyänenhunde darstellen. Sie besitzen Schusswaffen zum Schutz ihrer Rinder, von denen sie bei Kontakt mit einer Karnivorenart direkt Gebrauch machen (DONFACK et al. 1999).

BENE BENE et al. (1999) legen dar, dass in den Dörfern um Ngaoundere die Mbororos systematisch die Hyänenhunde dezimiert und zum Aussterben gebracht haben. Mit Hilfe eines Insektenvernichtungsmittels gegen Tse-Tse Fliegen (ECTODIP) wurde des Weiteren Fleisch vergiftet und in der Gegend ausgelegt, in der die Tiere zu finden waren. Dorfbewohner berichteten wie in der Nähe der Bruthöhlen nahe dem Dorf Mbé regelmäßig die Hyänenhunde getötet wurden (BENE BENE et al. 1999). Zwischen Mbé und Ngaoundere befindet sich eine besonders starke Präsenz der Mbororos.



Abbildung 20 Mbororo Viehhirten. Die Mbororos leben nomadisch und stellen allen Großkarnivoren nach, die ihr Vieh bedrohen können.

In einem geschilderten Fall, sollen im Dezember 1999 lokale Viehhirten die Jungtiere eines Rudels in der Kommunalen Zone Voko/Bantadjé östlich des Faro NPs getötet haben, indem sie den Eingang einer aktiven Bruthöhle blockierten und die Jungtiere im Innern ausräucherten (KUWONG 2000).

Die verschiedenen Wanderungsrouten des Hirtenvolks Mbororo mit ihren Rindern sind in Abbildung 11 wiedergegeben. Die Mbororos benutzen die gemeinschaftliche Zone als Migrationspassage zwischen den Kantonsstädten Voko und Bantadjé (GOMSE & MAHOP 1999). Außerdem ziehen sie zu Beginn der Trockensaison südwärts Richtung Faro NP und lassen sich zwischen dem Park und dem Atlantika-Bergen nieder. Häufig weiden ihre Rinder im westlichen Teil des Parks. Gegen Ende der Trockensaison (Mai/Juni) ziehen sie wieder nach Norden. Dabei durchqueren sie ZIC 13, wo sie mit den Hyänenhunden in Kontakt kommen. Im Westen der ZIC 13 und im Nordwesten des Faro NPs wurden mehrfach Zeichen der Präsenz von Rindern vorgefunden und eine Piste identifiziert, die seit vielen Jahren von den Mbororo Viehhirten benutzt wird (Abbildung 23), obwohl die offizielle Route westlich der ZIC 13 entlang führt.

In den anderen Regionen des Schutzgebietssystems Nordkameruns herrschen ähnliche Gefahren. Es bestehen sowohl offizielle und tolerierte Wanderungsrouten der Viehherden durch die Schutzgebiete und sogar durch den Benoue und Bouba Ndjida NP (Abbildung 11).

5.3.1.2.2 Professionelle Jäger

In den 70er Jahren autorisierte der damalige Jagdinspektor Flizot den Abschuss der Hyänenhunde in Nordkamerun. Zusätzlich wurde eine Abschussprämie von 3.000-5.000 F cfa mit der Begründung ausgesetzt, dass die Hyänenhunde die Antilopenarten zu stark dezimieren würden. Diese Maßnahme hatte sicherlich entscheidenden Einfluss auf die Populationsgröße der Hyänenhunde in Nordkamerun.

Bis zur Aufwertung in den Schutzstatus A gehörten Hyänenhunde in die Liste der zum Abschuss freigegebenen Tiere. Von 1988 bis 1997 durften 147 Tiere abgeschossen werden. Allerdings wurden nur vier Abschüsse in die-

sem Zeitraum deklariert. Es ist jedoch stark anzunehmen, dass die Anzahl der nicht gemeldeten Tötungen in Wirklichkeit viel höher lag (KIRDA 2000). Allein in der Jagdsaison 1994/1995 wurden 65 Hyänenhunde von der Regierung Kameruns zum Abschuss freigegeben (WOODROFFE et al. 1997). Falls diese Quote eingehalten wurde, ist es sehr verständlich, wie eine ehemals verbreitete und häufige Art (große Rudel) innerhalb weniger Jahre so dezimiert werden konnte. Diese Praktik wird vermutlich auch heute noch fortgesetzt, wofür es jedoch keine eindeutigen Beweise gibt. Es wurde jedoch berichtet, wie ein trächtiges Weibchen im Jahr 1998 von einem Jäger getötet worden ist (LOOMIS pers. Mitt.). Die professionellen Jäger rechtfertigen ihr Handeln mit der Begründung, dass sie so ihre Ungulaten besser schützen können. Auch Ehemalige Fährtenleser bestätigen den regelmäßigen Abschuss von Hyänenhunden im ZIC 18 im entsprechendem Zeitraum auch nach 1997.

5.3.1.2.3 Dorfbewohner

Die Interviewaussagen zeigen, dass Angriffe von Hyänenhunden auf Haustiere nicht selten sind (Angriffe von Löwen und Tüpfelhyänen scheinen dennoch häufiger zu sein). Diese Ereignisse sind nicht lange zurück, betrafen aber vor allem die großen Rudel die zu dieser Zeit existierten (OWADA 2000). Es gibt Berichte von Angriffen auf Ziegen in Wangai im Jahre 2000, einer Ziege zwischen Dschalingo und Dundai und von Tötungen von Schafen im Jahr 1995 in Kontcha westlich des Faro NPs am Fuß der Atlantika-Berge berichtet. Als Reaktion ließ der Lamido von Wangai ein Adulttier töten, nachdem es in Wangai eine Ziege gerissen hatte.



Abbildung 21 Nachtstall für Hausvieh. Tagsüber laufen die meisten Haustiere in der Nähe der Ortschaften frei umher. Nur vereinzelt gibt es Nachtställe zum Schutz gegen Raubtiere.

Unter den Dorfbewohnern genießen die Hyänenhunde keinen allzu guten Ruf, da sie für einen Großteil der Viehverluste verantwortlich gemacht werden. Begünstigt werden die Angriffe auch durch den Umstand, dass die meisten Haustiere sich ohne Aufsicht um die Siedlungen bewegen und nur nachts in ihren Stall eingesperrt werden (Abbildung 21). Falls es zu einem Angriff kommt, verjagen die Dorfbewohner die Hyänenhunde mit Steinen oder mit vergifteten Pfeilen oder Gewehren.

5.3.1.3 Beutetierverteilung und Abundanz

Während der Feldarbeit wurden 35 verschiedene Säugetierarten in und um den Faro NP vorgefunden. Tabelle 12 zeigt die Artenliste mit den vorgefundenen Zeichen ihres Vorkommens. Die Präsenz folgender Säuger konnte nur durch indirekte Zeichen bestätigt werden: Stachelschwein, Tüpfelhyänen, Serval, Leopard, Erdferkel, Elefant, Giraffe und Afrikanischer Hyänenhund.

Zeichen der Präsenz folgender großer Säugetiere, die noch in den achtziger Jahren vorkamen (IUCN/UNEP 1987; MAHAMAT 1981; NOWELL & JACKSON 1996) konnten nicht gefunden werden: Westliches Spitzmaulnasorn; Leierantilope (*Damaliscus lunatus*); Gepard (*Acinonyx jubatus*); Wüstenluchs (*Felis caracal*); Goldschakal (*Canis aureus*).

Im Jahre 1995 wurden letztmals Geparde gesichtet (F. VAGNIER pers. Mitt.). Leierantilopen sind seit den achtziger Jahren immer seltener geworden und nach Aussagen von Fährtenlesern nicht mehr vorhanden. Auch der seltene Adamawa-Bergriedbock (*Redunca fulvorufula adamuae*) kommt im Park nicht mehr vor.

Obwohl keine Beutedichten kalkuliert wurden, gibt es generelle Eindrücke über die Abundanz und Verteilung großer Säugetiere. Tabelle 13 stellt Vorkommen und Abundanz großer Säuger im Norden des Faro NP dar. Die am häufigsten vorkommende Antilopenart ist mit Abstand die Grasantilope.

KIA ist fünfmal größer als aller anderen Ungulaten zusammen. Die zweithäufigste Ungulatenart ist die Schirrantilope, gefolgt von Warzenschwein. Daneben sind auch Paviane sehr häufig anzutreffen.

Tabelle 12 Beutetierverteilung und Zeichen großer Säugetiere*

Wissenschaftlicher Name	Deutscher Name	ZIC 13			ZIC 18 & ZCB			Faro NP (Nord)			Faro NP (Ost)						
		Direkte Beobachtung	Fußspuren	Kot	Andere												
<i>Colobus guereza</i>	Guereza Mantelaffe	X	-	-	V	X	-	-	V	X	-	-	V	X	-	-	V
<i>Papio anubis</i>	Anubis-Pavian	X	X	X	V	X	X	X	V	X	X	X	V	X	X	X	V
<i>Erythrocebus patas</i>	Husarenaffe	X			-	X	X	-	X			-	X				-
<i>Cercopithecus tantalus</i>	Grüne Meerkatze	X	-	-	V					X	X	X	V				
<i>Lepus capensis</i>	Kaphase	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-
<i>Lepus saxatilis</i>	"Buschhase"	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-
<i>Hystrix cristata</i>	Stachelschwein	-	X	X	B	-	X	X	B	-	X	X	B	-	X	X	B
<i>Trynomys swinderianus</i>	Sumpfratte	-	-	-	-	X	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-
<i>Lycaon pictus</i>	Hyänenhund	-	X	X	V	-	X	-	-	-	X	X	K	-	X	-	-
<i>Canis adustus</i>	Streifenschakal	X	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Crocuta crocuta</i>	Tüpfelhyäne	-	X	X	-	-	X			-	X	X	-	-	X	X	L
<i>Civettictis civetta</i>	Afrika Zibetkatze	X	X	X	-	-	X	X	-	-	X	X	-	-	X	X	-
<i>Felis serval</i>	Servalkatze	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	X	-	-	-	-	-
<i>Panthera pardus</i>	Leopard	-								-	X	X	V	-	X	X	V
<i>Panthera leo</i>	Afrikanischer Löwe	-	X	X	V	-	X	X	V	X	X	X	V	-	X	X	V
<i>Ichneumia albicauda</i>	Weisschwanz-ichneumon	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Mungos mungo</i>	Zeb Bramanguste	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Orycteropus afer</i>	Erdferkel	-	X	X	B	-	-	-	B	-	X	-	B	-	-	-	B
<i>Procavia johnstoni</i>	Klippschliefer	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	X	-	-	X	X	-
<i>Loxodonta africana</i>	Afrikanischer Elefant	-	X	X	-	-	X	X	-	-	X	X	-	-	X	X	V
<i>Giraffa camelopardalis</i>	Giraffe	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Hippopotamus amphibius</i>	Nilpferd	X	X	X	V	X	X	X	V	X	X	X	V	X	X	X	V
<i>Potamochoerus porcus</i>	Pinseloherschwein	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	X	-	-	-
<i>Phacochoerus africanus</i>	Warzenschwein	X	X	X	-	X	X	X	-	X	X	X	B	X	X	X	-
<i>Syncerus caffer</i>	Kaffernbüffel	-	X	X	V	X	X	X	V	X	X	X	V	X	X	X	V
<i>Tragelaphus scriptus</i>	Schirrantilope	X	X	X	V					X	X	X	V				
<i>Taurotragus derbianus</i>	Riesenelanantilope	-	X	X	-	X	X	X	-	-	X	X	-	X	X	X	V
<i>Cephalophus rufilatus</i>	Rotflankenducker	X	X	X	V					X	X	X	V				
<i>Sylvicapra grimmia</i>	Kronenducker	X	X	X	-	X	X	X	-	X	X	X	-	X	X	X	-
<i>Ourebia ourebi</i>	Bleichböckchen	X	X	X	-	X	X	X	-	X	X	X	-	X	X	X	-
<i>Redunca redunca</i>	Riedbock	-	-	-	-	X	X	X	V	X	X	X	V	X	X	X	V
<i>Kobus kob</i>	Grasantilope	X	X	X	V	X	X	X	V	X	X	X	V	X	X	X	V
<i>Kobus ellipsipymnus</i>	Wasserbock	X	-	-	-	X	X	X	-	X	X	X	-	X	X	X	-
<i>Alcelaphus buselaphus</i>	Kuhantilope	-	X	-	-	X	X	X	-	X	X	X	-	X	X	X	-
<i>Hippotragus equinus</i>	Pferdeantilope	X	X	X	-	X	X	X	-	X	X	X	-	X	X	X	-

* ohne Chiroptera, nachtaktive Arten und Kleinsäuger; Klassifikation nach KINGDON (1997)
X = vorgefunden; - = nicht angetroffen; B = Bau; V = Vokalisation

Tabelle 13 Verteilung und Abundanz einiger großer Säuger im Faro NP

Name	Verteilung	KIA	Abundanz
<i>Colobus Guereza</i>	Galleriewälder	0,1559	Häufig
<i>Papio anubis</i>	1-5 km von Wasserstellen	0,6102	Sehr häufig
<i>Erythrocebus patas</i>	3-8 km von Wasserstellen	0,0043	Selten
<i>Cercopithecus tantlus</i>	Galleriewälder	0,1166	Häufig
<i>Hystrix cristata</i>	Gleichmässig verteilt	-	Häufig
<i>Orycteropus afer</i>	Gleichmässig verteilt	-	Selten
<i>Procavia johnstoni</i>	Auf Hügeln und in steinigen Gebieten	-	Selten
<i>Loxodonta africana</i>	Im hohen Gras, Galleriewälder	-	Selten
<i>Hippopotamus amphibius</i>	Mayo Faro, wenige im Mayo Nial	-	Häufig
<i>Potamochoerus porcus</i>	Galleriewälder von Mayo Lifé und Mayo Nial	0,0029	Selten
<i>Phacochoerus africanus</i>	Mayos, Salzlecken, gleichmässig verteilt	0,0665	Selten-Häufig
<i>Syncerus caffer</i>	Mayo Nial, Mayo Lifé	0,0143	Selten
<i>Tragelaphus scriptus</i>	Entlang der Mayos	0,0808	Häufig-sehr häufig
<i>Taurotragus derbianus</i>	Zwischen Mayo Faro und Mayo Lifé weiter weg von Wasserstellen	0,0429	Selten
<i>Cephalophus rufilatus</i>	Entlang der Mayos	0,0351	Häufig
<i>Sylvicapra grimmia</i>	weiter weg von Wasserstellen	0,0243	Selten-Häufig
<i>Ourebia ourebi</i>	weiter weg von Wasserstellen	0,0443	Selten-Häufig
<i>Redunca redunca</i>	weiter weg von Wasserstellen (auf Hügeln)	0,0422	Selten-Häufig
<i>Kobus kob</i>	1-5 km von Wasserstellen	2,0951	Sehr häufig
<i>Kobus ellipsipymnus</i>	Mayo Nial, Mayo Lifé	0,0136	Selten-Häufig
<i>Alcelaphus buselaphus</i>	Mayo Nial, Mayo Lifé weiter weg von Wasserstellen	0,0172	Selten-Häufig
<i>Hippotragus equinus</i>	Mayo Nial, Mayo Lifé weiter weg von Wasserstellen	0,03	Selten-Häufig

Die Verteilung der Grasantilopen und anderer großer Herbivoren hängt entscheidend von der Lage der nächsten Wasserquelle ab (STARK 1986; TSAGUE 1991; TSAKEM et al. 1999). Sie sind meist in einem Band von ma-

ximal 3 km vom wasserführenden Mayo anzutreffen. 70% der Grasantilopen sind nicht weiter als 2000 m vom Wasser entfernt und nur 2% grasen in Gebieten von mehr als 3500 m vom Fluss. Im Benoue NP werden nur ca. ein Viertel des Parks (450 km²) von den Grasantilopen eingenommen (TSAGUE 1991). Die vorgefundene durchschnittliche Dichte in diesem Gebiet im Benoue NP beträgt 12,18 Kobs/km² (TSAGUE 1996). Allgemein sind in Grassavannen viel höhere Dichten anzutreffen als in Baum- und Strauchsavannen (GEERLING & BOKDAM 1971; BUECHNER 1974).

In einem ähnlichen Habitat im Gashaka Gumti NP fand DUNN (1993) eine Grasantilopendichte von 4,6/km². Rotflankenducker kamen in einer Dichte von 1-1,5/km², Schirrantilopen 0,7/km² und Pferdeantilopen in einer Dichte von 0,05-0,1/km² vor.

Grasantilopen existieren im gesamten Studiengebiet, hauptsächlich entlang des Mayo Faro (besonders nahe 'Campement des Hippopotames' und Mayo Lifé) und Mayo Nial. Kronenducker und Bleichböckchen findet man in einiger Distanz von Wasserstellen über das ganze Studiengebiet verteilt. Schirrantilopen und Rotflankenducker kommen in geschlossener Vegetation entlang der Mayos vor.



Abbildung 22 Sichtungen großer Säugetiere im und um den Faro NP

Alle großen Arten gibt es allerdings nur sehr selten. Deren direkte Beobachtungen sind in Abbildung 22 wiedergegeben. Wasserböcke findet man nahe von Wasserstellen, Büffel folgen den Mayos, während Kuhantilopen die dichten Galleriewälder meiden (VAN LAVIEREN & ESSER 1979). Eine große Gruppe von Riesenelenantilopen konnte in der kommunalen Jagdzone Voko/Bantadje gesichtet werden. Große Antilopen sind sehr scheu und fliehen bei großer Distanz. Büffel bewegen sich meistens nachts. Elefanten suchen Schutz in der Nähe von Dörfern oder in hohem Gras.

5.3.1.4 Wilderei und Rückgang der Beutetiere

Bei den Märschen im Untersuchungsgebiet konnte man fast täglich Zeichen von Wilderei ausmachen. Die vorgefundenen menschlichen Aktivitäten sind in Abbildung 23 wiedergegeben.

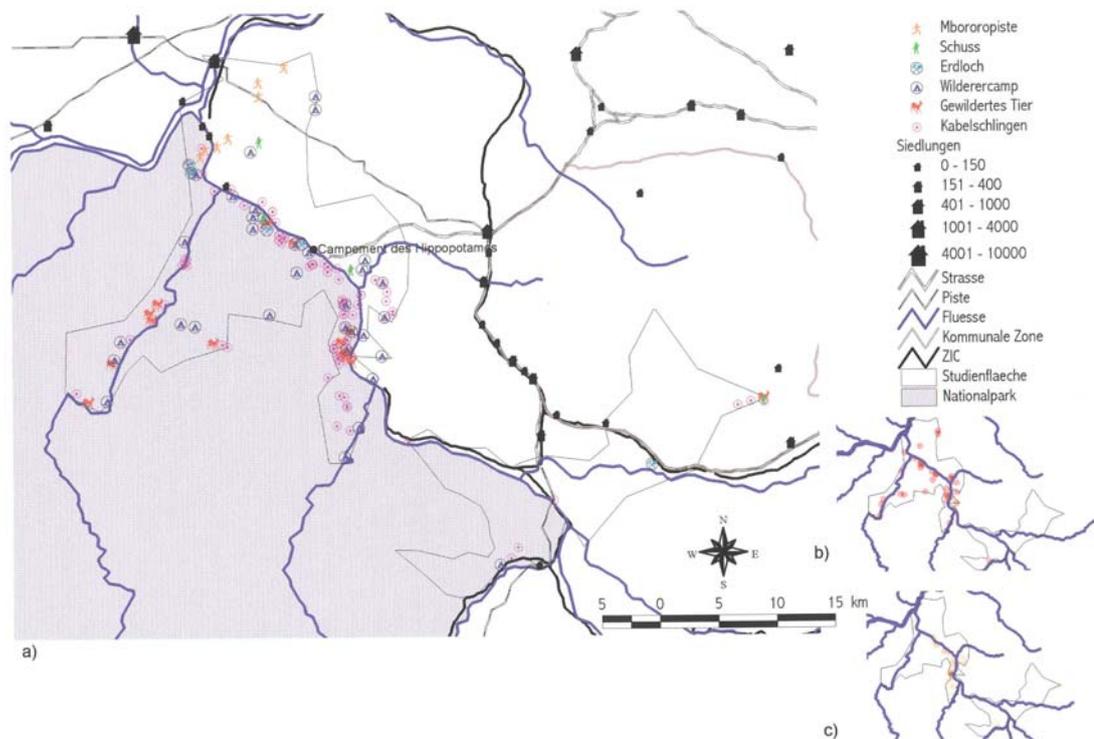


Abbildung 23 Vorgefundene menschliche Aktivitäten im und um den Faro NP (a). Zusätzlich ist die ermittelte Wilderercampdichte (b) und Tierfallendichte (c) dargestellt. Camps sind über das ganze Untersuchungsgebiet verteilt, Tierfallen findet man hingegen meist in der Nähe von Wasserläufen und -löchern.

Insgesamt unterscheiden sich die Wildereiaktivitäten im Norden des Parks stark in Abhängigkeit von den beiden Jahresperioden. In der Trockenzeit erfolgt das Auslegen von Kabelschlingen. Aufgrund der Anwesenheit der 'guides des chasse' sinkt die Wilderei in der Trockenzeit. In der Regenperiode werden die Grenzmayos mit Pirogen überquert und die Wilderei erfolgt mit Gewehren - die Antilopen nutzen keine Pisten auf ihren Wegen zu den Wasserquellen, da Wasser überall vorhanden ist. In der Saison 2000/2001 sind Patrouillen durch Wildhüter sehr selten geworden, was es den Wilddieben ermöglicht, mehrere Tage in ihren Camps zu bleiben. Daneben graben Flüchtlinge aus der Republik Tschad nach Erdferkeln, Python-Schlangen oder Stachelschweinen (siehe Erdloch in Abbildung 23). Diese Wilderer kommen aus dem Flüchtlingscamp östlich von Tchamba.



Abbildung 24 Befreiung einer Grasantilope. Kabelschlingen stellen eine erhebliche Bedrohung für die Wildtiere Nordkameruns dar.

Insgesamt konnten 34 Wilderercamps unterschiedlichen Alters und verschiedener Größe vorgefunden werden. Die größeren Camps stammten hauptsächlich aus der letzten Regensaison und verteilten sich über das gesamte Studiengebiet. Kleinere Camps wurden stets in der Nähe von Wasserstellen oder -läufen angetroffen. Diese Camps waren stets mit Kabelschlingen assoziiert, die auf den Tierpisten zu den Wasserquellen ausgelegt werden. Die Antilopen benutzen bei ihrer Suche nach Wasser stets die gleichen Pisten. Auf weichem Boden werden von den Wilderern in der Trockensaison Löcher für die Kabelschlingen gegraben. Die Fallen befinden sich nicht weiter als zwei Kilometer von der nächsten Wasserquelle. Die Gebiete werden

meist einige Wochen vorher niedergebrannt, damit frische Gräser die Antilopen anlocken. Insgesamt wurden 96 Kabelschlingen, deren Gestelle oder dafür gefällte Baumstämme vorgefunden. Deren Verteilung ist ebenfalls in Abbildung 23 dargestellt. Die Mehrzahl der Fallenzeichen wurde zwischen Mayo Fel und dem Jagdcamp (Campement des Hippopotames) im Faro NP entdeckt. Dort traf das Feldteam mehrmals auf Wilddiebe und befreiten zwei Grasantilopen aus den Fallen (Abbildung 24).



Abbildung 25 Durch Kabelschlinge getötetes Pinselohrschwein.

Man kann zwei Hauptquellen der Wilderei nennen. Zum einen handelt es sich dabei um Wilderer aus Nigeria, die viele Kilometer marschieren und im Westen des Faro NP den Tieren nachzustellen. Diese Wilderer wurden aber auch im Zentrum des Parks angetroffen. Sie kooperieren oft mit der lokalen Bevölkerung an der Parkgrenze. Einzelne Interviewpartner berichteten zudem, dass diese Wilderer mit einigen Wildhütern zusammen arbeiten, indem diese ihre Gewehre zur Verfügung stellen. Sie überqueren die Hauptmayos über Steine, um keine Spuren zu hinterlassen. Meist bleiben sie einige Tage im NP, bis sie genügend Fleisch gewildert haben. Interviews und Diskussionen mit Wildhütern und dem Conservator vom Faro NP lieferten Information über die dramatische Situation der Tiere im Westen des Parks durch Wilderer aus Nigeria.

Die andere Form der Wilderei geht auf die Dörfer zwischen Voko und Mayo Djarendi östlich der ZIC 13 zurück. Die Aktivität dieser Wilderer erfolgt in ZIC 13 und entlang des Mayo Faro und Mayo Fel. Es handelt sich dabei

um Wilderei zur Fleischversorgung der Stadt Poli. Zumeist nachts werden die Fallen ausgesetzt und ca. alle zwei Tage kontrolliert. Häufig tragen die Wilderer Netze und Angelhaken mit sich, um nicht als Wilddiebe aufzufallen. Schlingen, Äxte und anderes Material für die Wilderei wird im Busch versteckt. Viele Kabelschlingen wurden im Osten des NPs südlich des Dorfs Mayo Djarendi von Wildhütern gefunden (SEINI pers. Mitt.). Außerdem wurden in ZIC 13 mehrfach Fallen in der Nähe des Dorfes Dundai vorgefunden.



Abbildung 26 Von einem Wilderer erschossene Pferdeantilope in der Kommunalen Zone Voko-Bantadjé. Ein Tier dieser Größe kostet für Jäger eine Abschussgebühr von 500.000 F cfa.

In der kommunalen Zone erfolgt die Wilderei hauptsächlich durch Bewohner der Dörfer Pelbou, Selou und Bantadje. In den ZIC 18 und 18bis sind die Tierpopulationen während der Präsenz der professionellen Jäger gesichert. Erst nachdem diese ihre Jagdblocks Ende Mai verlassen beginnen auch dort die Wildereiaktivitäten.

Mehrfach wurden frisch getötete Tiere gefunden (Abbildung 25; 26) oder verwundete Tiere gesichtet. Mehrfach musste die Feldarbeit zudem unterbrochen werden, da die festgenommenen Wilddiebe ins Dorf geführt wurden, um sie später dem "Conservateur" in Voko zu übergeben. Dabei handelte es sich um Wilddiebe aus Nigeria und den angrenzenden Dörfern. Im Juni, als der professionelle Jäger die ZIC 13 schon verlassen hatte, wurden seine Assistenten bei Wildereiaktivitäten ertappt und verhaftet.

Weiterhin wurde ein Elefant im Norden des Parks vorgefunden, der wegen seiner Stosszähne getötet wurde. Spuren dieser Wilderer führten in den Osten des Parks. Einen vergleichbaren Fall gab es in ZIC 18 (F.VAGNIER pers. Mitt.). Ein anderes Mal konnte Elfenbein konfisziert werden. Im April wurde

ein Wilddieb festgenommen, der im Süden des Parks mit einem automatischen Schnellfeuergewehr jagte (SEINI pers. Mitt.).

Der Benoue NP leidet seit Jahren unter der kommerziellen Wilderei zur Fleischversorgung der Städte Garoua und Ngaoundere. Sein leichter Zugang erlaubt es den Wilderern insbesondere in der Regensaison, wenn keine Touristen im Park anzutreffen sind, ihre Aktivitäten durchzuführen (EAST 1995; BRUGIÈRE 1996; RAPHAEL 1998).

Der Bouba Ndjida NP wird vor allem von Wilderern aus dem benachbarten Tschad heimgesucht (BRUGIÈRE 1996). Da der Norden des Park keine Pisten besitzt sind entsprechende Antiwildereimaßnahmen sehr limitiert.

5.3.1.5 Kabelschlingen

Kabelschlingen sind im gesamten Studiengebiet in der Nähe von Wasserstellen anzutreffen. Zweimal wurde in Diskussionen berichtet, das Hyänenhunde sich in Kabelschlingen verfangen hätten. In beiden Fällen starb das verwundete Tier. Bei der Verfolgung des Adulttieres im Juni benutzte der Hyänenhund mehrmals Antilopenpisten und passierte drei ehemalige Plätze von Kabelschlingen. In dieser Saison wurde zusätzlich berichtet, dass ein Adulttier eines Rudels in ZIC 13 an seiner hinteren rechten Pfote verwundet war, was möglicherweise durch eine Kabelfalle geschah. Eine Tüpfelhyäne wurde im Osten des NPs in einer Schlinge vorgefunden (Abbildung 27) (TIAWOUN pers. Mitt.).



Abbildung 27 Tüpfelhyäne verfangen in einer Kabelschlinge (Foto TIAWOUN). Kabelschlingen bedeuten nicht nur für Antilopen, sondern auch für deren Jäger eine Bedrohung, da die Karnivoren ihrer Beute auf den Pfaden folgen, an denen die Fallen ausgelegt werden.

5.3.1.6 Andere menschliche Aktivitäten

Illegaler Fischfang erfolgt im gesamten Studiengebiet. Entlang des Mayo Faro, Mayo Nial und Mayo Fel wurden ständig neue Fischer camps vorgefunden und Fischer angetroffen. In der Regenzeit sind die Mayos mit Pirogen schiffbar und ermöglichen das Auswerfen von Fischnetzen. In der Trockenzeit wird diese Technik fortgesetzt: Wenn sich der Wasserstand in den Mayos entscheidend verringert, werden Netze und Angelhaken über Nacht ausgelegt. Außerdem wird mit Lanzen nach großen Fischen gejagt. Zudem werden die verbliebenen Wasserlöcher mit Gift aus Rindensaft, alter Batteriesäure oder Insektiziden vergiftet und die Fische anschließend einfach von der Oberfläche entfernt (Abbildung 28). Dies geschieht im Mayo Nial und Mayo Fel.



Abbildung 28 Illegales Fischer camp am Mayo Nial im Faro NP. Diese Fischer haben Insektizide benutzt und die vergifteten Fische einfach von der Oberfläche des Wasserlochs aufgesammelt. Solche Wasserlöcher werden nicht mehr von den Antilopen als Trinkquellen aufgesucht.

In der kommunalen Jagdzone waren alle vorgefundenen Wasserlöcher vergiftet. Das vergiftete Wasser wird nicht von den Antilopen getrunken. Die Tiere ziehen auf der Suche nach Wasser in andere Gebiete.

Im Osten des Parks wurde an mehreren Stellen des Mayo Lifé das Wasser gestaut und die verbliebenen Fische in Holzfallen gefangen. Oft sind die Fischer potentielle Wilddiebe (ZIBRINE 2000a), besonders wenn es sich um Netzjagd in der Nacht handelt und die restliche Tageszeit zum Auslegen von Kabelschlingen genutzt wird (pers. Beob.).

Goldsuche erfolgt besonders im Osten des Faro NPs und in den ZIC 18 und 18bis. Auch diese Aktivitäten beeinträchtigen das Leben der Hyänenhunde: So wurde ein Adulttier tot aufgefunden, welches in ein Loch gestürzt war, dass Goldsucher hinterlassen hatten (KUWONG 2000).

Weitere menschliche Aktivitäten sind Honigsuche, Graben nach wilden Igname, das Fällen von Bäumen zur Herstellung von Pirogen, die Suche nach Heilpflanzen und nach Baumaterial.

5.3.1.7 Verkehrsunfälle

Wie in anderen Gebieten Afrikas (RASMUSSEN 1999) benutzen die Hyänenhunde die vorhandenen Pisten für ihre täglichen Jagdaktivitäten (BOSCH 1976). Dies trifft auch auf Schnellstraßen zu, die damit ein Risiko für die Hyänenhunde darstellen. Von einem Befragten wurde berichtet, dass ein Hyänenhund 1998 auf der Piste von Voko nach Dschalingo angefahren wurde, als er gerade eine Grasantilope jagde. Das Tier starb an seinen Verletzungen und wurde im Dorf verzehrt. Andere Vorkommnisse wurden nicht berichtet.

5.3.1.8 Krankheiten

Die Interviewstudie von 1999 zeigte, dass Haushunde in allen 28 untersuchten Dörfern mit einem Mittel von 16 Hunden/Dorf vorkommen (BENE BENE et al. 1999).

Zwischen Mai und Juli 1999 wurden 50 Haushunde in 21 Dörfern in der Umgebung des Faro NP untersucht, um herauszubekommen, welche Krankheiten in der Region vorkommen und möglicherweise auf Hyänenhunde übertragen werden können (KUWONG 1999). Die Studie belegte das Haushunde sowohl seropositiv für Tollwut (8%) als auch für Canine Distemper (22%) sind.

Nach Abschluss dieser Untersuchung brach Anfang 2000 die Tollwut in den Dörfern zwischen Voko und Mayo Djarendi aus und tötete viele Haushunde (KUWONG pers. Mitt.). Mögliche Auswirkungen auf die Hyänenhunde sind unbekannt.

Weiterhin konnte gezeigt werden, dass die Mehrzahl der untersuchten Tiere von Ektoparasiten (Zecken (90%); Räude (80%); Flöhe (42%)) befallen sind und gastrointestinale Parasiten (Ascariosis (16%); Taeniasis (4%); Strongylosis (68%)) und Blutparasiten (Trypanosomosis (12%); Babesiosis (2%) Ehrlichiosis (4%)) vorkommen und somit ein Reservoir für Krankheiten darstellen, die potentiell auf den Hyänenhund übertragen werden können. Canine Hepatitis, Parvovirus, Eperithroozoonosis und Brucellosis konnte nicht nachgewiesen werden (KUWONG 1999).

5.3.2 Natürliche Antagonisten des Hyänenhundes

5.3.2.1 Vorkommen anderer Karnivoren

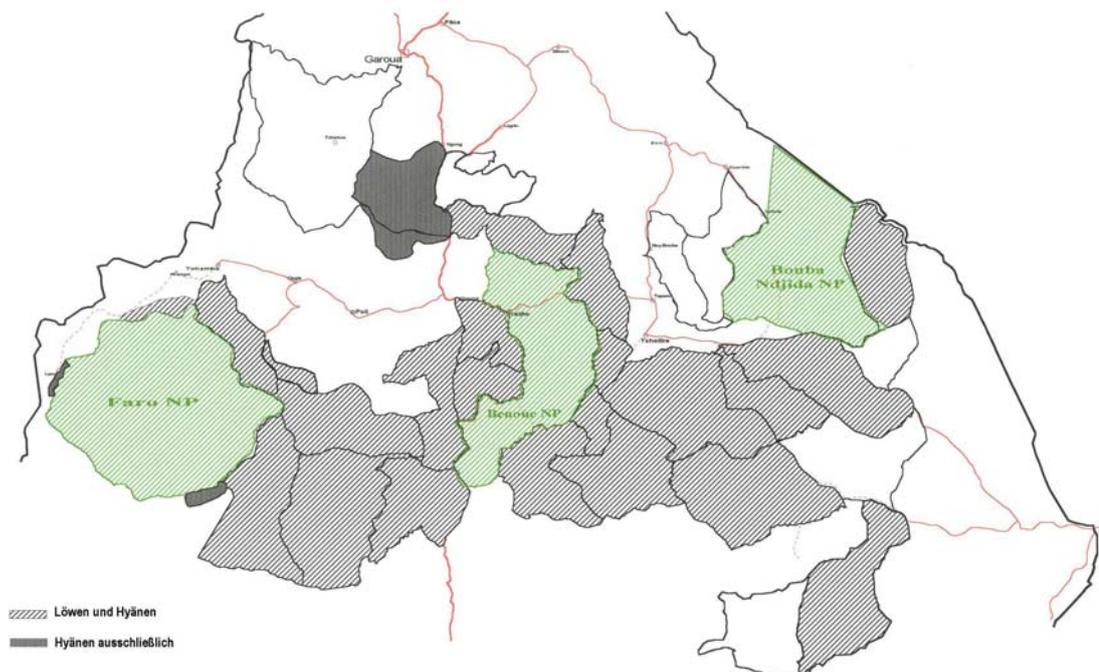


Abbildung 29 Vorkommen von Löwen und Tüpfelhyänen in der Nordprovinz
Quelle: BENE BENE et al. (1999)

5.3.2.1.1 Löwen

Aus der Interviewstudie, die 1999 durchgeführt wurde, geht hervor, dass Löwen und Tüpfelhyänen im ganzen Projektgebiet existieren (Abbildung 29) (BENE BENE et al. 1999). Es wurden Löwenrudel von 2-20 Tieren beobach-

tet, die hauptsächlich in den NPs vorkommen, was möglicherweise an der Trophäenjagd (Jagdquote von 71 Tieren 1999/2000) in den ZICs liegt (BENE BENE et al. 1999).

Große Rudel sind eher selten, häufiger sind einzelne Tiere anzutreffen. Vergleichbare Rudelgrößen wurden während 67 Beobachtungen im Bouba Ndjida NP notiert (BOSCH 1976) (Tabelle 14).

Tabelle 14 Beobachtete Löwen-Rudelgrößen und deren Frequenz im Bouba Ndjida NP in den 70 Jahren.

Anzahl der Tiere im Rudel	1	2	3	4	5	6	7	8	11	13
Anzahl der Beobachtungen	21	15	6	9	4	6	1	2	2	1

Während der Feldarbeit konnten drei direkte Beobachtungen von vier Löwen gemacht werden. Dabei handelte es sich um einen großen adulten Löwen, zwei männliche Subadulttiere und einen weiteren Halbstarken. Die Position der Beobachtung ist in Abbildung 30 wiedergegeben. Weiterhin sind alle indirekten Zeichen (Fußspur, Kot, Beute, Vokalisation) von Löwen dargestellt, die im Feld gefunden wurden. 82-mal wurden Fußspuren entdeckt, 119 Kothaufen gesammelt und 17-mal Löwen gehört. Vier von Löwen getöte Tiere wurden gefunden.

Wie die Darstellung der Fußspurendichte zeigt, befinden sich die meisten Zeichen im Norden des Parks entlang des Mayo Faro und entlang des Mayo Nials, wo die drei direkten Beobachtungen gemacht wurden.

5.3.2.1.2 Tüpfelhyänen

Tüpfelhyänen leben im Gegensatz zu ihrer Gruppenstruktur in Ostafrika (FRANK 1986; HOFER & EAST 1993) im Norden Kameruns solitär und man findet sie in Gruppen von maximal drei Tieren vor (KORB 2000). Tüpfelhyänen konnten während der Feldforschungen nicht beobachtet werden. Alle indirekten Zeichen (Fußspur, Kot, Latrine, Vokalisation) sind in Abbildung 31 wiedergegeben.

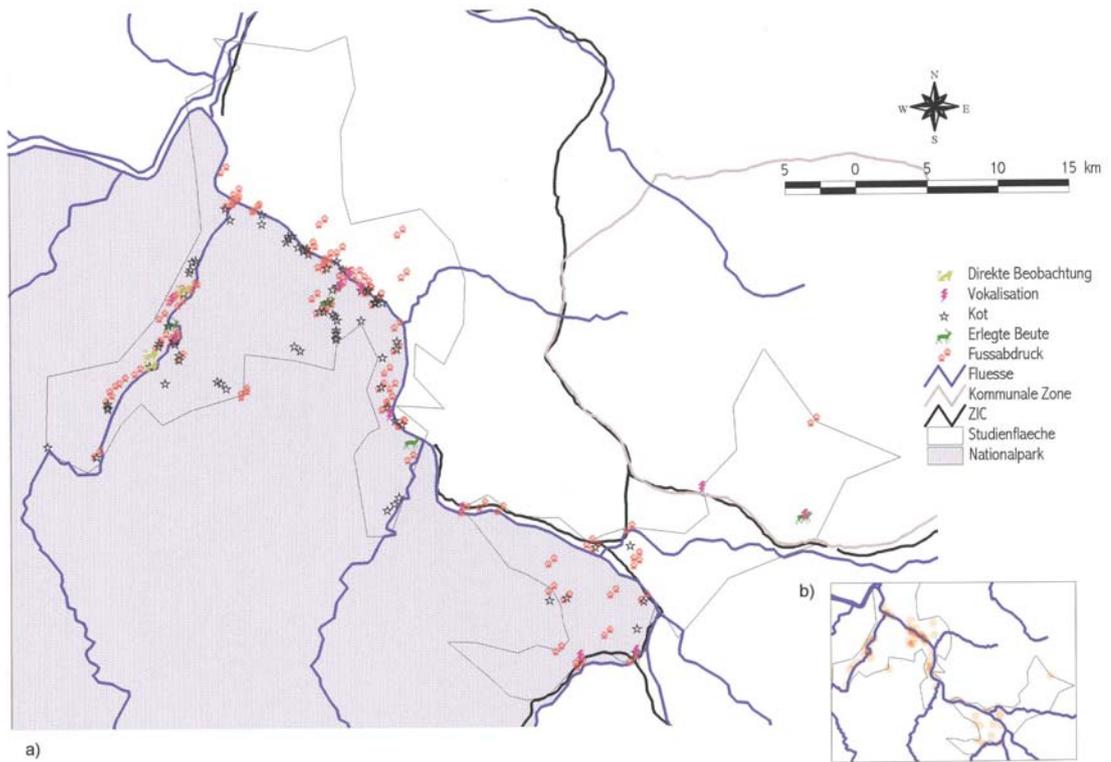


Abbildung 30 Vorgefundene Löwenzeichen (a) mit Index der Fußspurendichte im und um den Faro NP

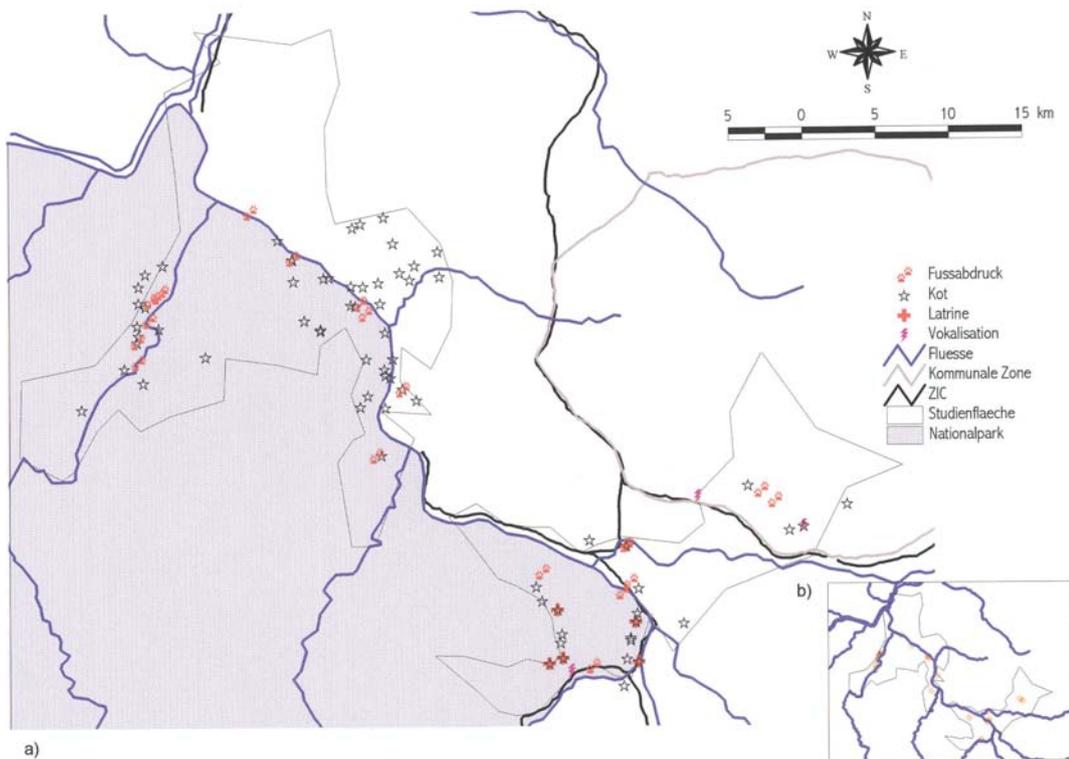


Abbildung 31 Vorgefundene Tüpfelhyänenzeichen (a) mit Index der Fußspurendichte im und um den Faro NP

Fußspuren wurden 19-mal gesehen, 199 Kothaufen gesammelt und viermal Hyänen gehört. Fünf Latrinen wurden im Osten des Parks gefunden.

Die Fußabdruckdichte zeigt, dass die meisten Abdrücke in der Nähe der Löwenzeichen lagen. Die Mehrzahl der Fußspuren ist entlang des Mayo Nial zu finden. Nur einmal konnten Spuren von mehreren Tiere gesichtet werden. Ansonsten handelte es sich um solitäre Tiere.

5.3.2.1.3 Leoparden

Zeichen von Leoparden sind in Abbildung 32 zu sehen.



Abbildung 32 Vorgefundene Leopardenzeichen

Leoparden wurden stets in der Nähe von Mayos entdeckt. Dies wurde auch früher erwähnt (BOSCH 1976). Viermal wurden Leoparden nachts gehört; 30 Kothaufen wurden geortet. Auf die Kartierung von Fußspuren ist verzichtet worden, da die Identifizierung im Feld schwierig war. Zudem fanden sich häufig Spuren im Sand. Allerdings konnte auf diesen Böden nicht zwischen jungen Löwen und Leoparden unterschieden werden.

5.3.2.2 Nahrungsspektrum anderer Karnivoren

5.3.2.2.1 Löwen

Zur Bestimmung des Nahrungsspektrums wurden insgesamt 119 Kothaufen analysiert. Alle Proben stammen aus dem Gebiet im und um den Faro NP. In den Proben fanden sich 172 Beutebestandteile, die sich auf 14 Säugerarten verteilen. Dies ergibt eine Quote von mehr als 1,4 Beutearten pro analysiertem Kothaufen. Ein Beutebestandteil konnte nicht identifiziert werden (Tabelle 15).

Tabelle 15 Relative und absolute Beutetier-Frequenzen in Löwenkot

Beuteart	n = r	n/N (119) (in %)	r/R (R=173) (in %)
nicht identifiziert	1	0,8	0,6
<i>Syncerus caffer</i>	1	0,8	0,6
<i>Civettictis civetta</i>	1	0,8	0,6
<i>Colobus guereza</i>	2	1,7	1,2
<i>Phacochoerus africanus</i>	4	3,4	2,3
<i>Redunca redunca</i>	5	4,2	2,9
<i>Sylvicapra grimmia</i>	9	7,6	5,2
<i>Ourebia ourebi</i>	11	9,2	6,4
<i>Hippotragus equinus</i>	12	10,1	6,9
<i>Papio anubis</i>	12	10,1	6,9
<i>Potamochoerus porcus</i>	12	10,1	6,9
<i>Hystrix cristata</i>	13	10,9	7,5
<i>Kobus ellipsipymnus</i>	13	10,9	7,5
<i>Tragelaphus scriptus</i>	16	13,4	9,2
<i>Kobus kob</i>	61	51,3	35,3

Das Gewicht der vorgefundenen Arten variiert zwischen 12 und 450 kg. Das Durchschnittsgewicht der Beute beträgt 64,6 kg. Grasantilopen wurden in 61 Kothaufen gefunden und sind die häufigste Beute des Löwen ($r/R = 35,3\%$). Es folgen mit Abstand Schirrantilopen (9,2%), Wasserböcke (7,5%), Stachelschweine (7,5%), Pinselohrschweine (6,9%), Anubis-Paviane (6,9%),

Pferdeantilopen (6,9%), Bleichböckchen (6,4%) und Kronenducker (5,2%), die weitere wichtige Beutearten darstellen.

Seltener vertreten sind Riedböcke (2,9%), Warzenschweine (2,3%) und Guereza Mantelaffe (1,2%). Vom Kaffernbüffel (0,6%) und der Afrika Zibetkatze (0,6%) wurden Überreste in nur jeweils einer Kotprobe gefunden.

Bei den getöteten Tieren, die gefunden wurden handelt es sich um eine Grasantilope, eine Schirrantilope, ein Pinselohrschwein und einen Wasserbock.

5.3.2.2 Tüpfelhyänen

Während der Feldarbeit im Faro NP und den umliegenden Schutzgebieten wurden insgesamt 199 Kothaufen gesammelt. Bereits bei der Probenentnahme spielte der Umstand, ob, die Kothaufen Haare und andere Beutebestandteile enthielten, eine wichtige Rolle. Es stellte sich bei der Analyse jedoch heraus, dass 51 Kotproben keine Beutebestandteile oder weniger als die verlangten 25 Haare enthielten.

Tabelle 16 gibt die absolute und relative Frequenz der Beutearten wieder. Die Analyse der 148 Kotproben lieferte 198 Beutebestandteile, die sich auf 16 Beutearten verteilen. Durchschnittlich erhält jede Probe mehr als 1,3 Beutearten. Maximal wurden Überreste von drei Beutetiere im Kot vorgefunden. Drei Beutebestandteile konnten nicht eindeutig identifiziert werden. Das Lebendgewicht der im Kot gefundenen Säugetiere variiert von 0,5 bis 450 kg.

Die Grasantilopen stellen mit Abstand die häufigste Beute dar ($r/R = 59,2\%$) und kamen in 118 der untersuchten Kotproben vor. Daneben sind Schirrantilopen (9%) und Bleichböckchen (5%) ein wichtiger Bestandteil des Nahrungsspektrums der Tüpfelhyänen. Weitere Beutearten sind Kronenducker (4,5%), Wasserbock (4,5%), Riedbock (3%), Anubis-Pavian (2,5%), Rotflankenducker (2,5%), Pferdeantilope (2%), Kaffernbüffel (1,5%), Stachelschwein (1,5%), Warzenschwein (2%) und Kuhantilope (2%). Tantalusmeerkatze (0,7%), Guereza Mantelaffe (0,7%) und ein Kleinsäuger aus der Überfamilie der Muroidea (0,7%) kamen jeweils nur in einer Kotprobe vor. Der rattenartige Rodentia konnte weder bis auf Artebene, noch bis auf Gattungsebene identifiziert werden, da entsprechendes Vergleichsmaterial fehlte.

Tabelle 16 Relative und absolute Beutetier-Frequenzen in Tüfelhyänenkot

Beuteart	N=r	n/N (N=148) (in%)	r/R (R=201) (in%)
<i>Kobus kob</i>	119	80,4	59,2
<i>Tragelaphus scriptus</i>	18	12,2	9
<i>Ourebia ourebi</i>	10	6,8	5
<i>Kobus ellipsipymnus</i>	9	6,1	4,5
<i>Sylvicapra grimmia</i>	9	6,1	4,5
<i>Redunca redunca</i>	6	4,1	3
<i>Cephalophus rufilatus</i>	5	3,4	2,5
<i>Papio anubis</i>	5	3,4	2,5
<i>Hippotragus equinus</i>	4	2,7	2
<i>Hystrix cristata</i>	3	2	1,5
<i>Syncerus caffer</i>	3	2	1,5
<i>Alcelaphus buselaphus</i>	2	1,4	1
<i>Phacochoerus africanus</i>	2	1,4	1
<i>Cercopithecus tantalus</i>	1	0,7	0,5
<i>Colobus guereza</i>	1	0,7	0,5
Muroidea	1	0,7	0,5
nicht identifiziert	3	2	1,5

5.3.2.2.3 Leoparden

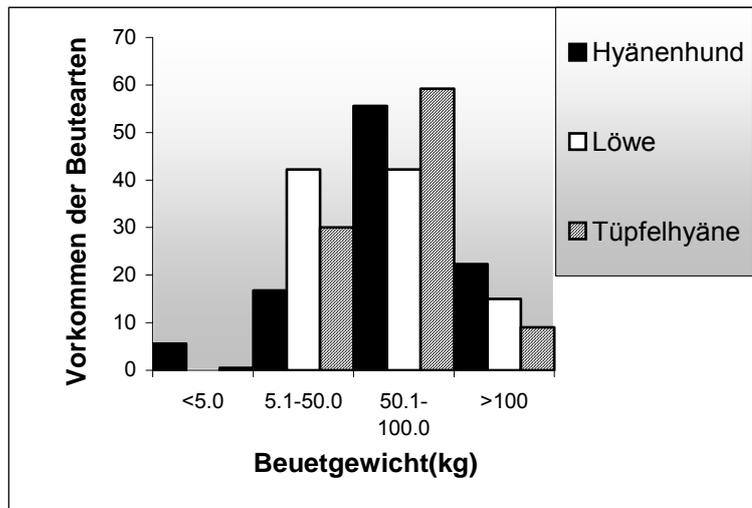
Das bevostehende Ende der Feldforschungen vor Ort verhinderte eine Analyse der Kotproben des Leoparden.

5.3.2.2.4 Andere Prädatoren

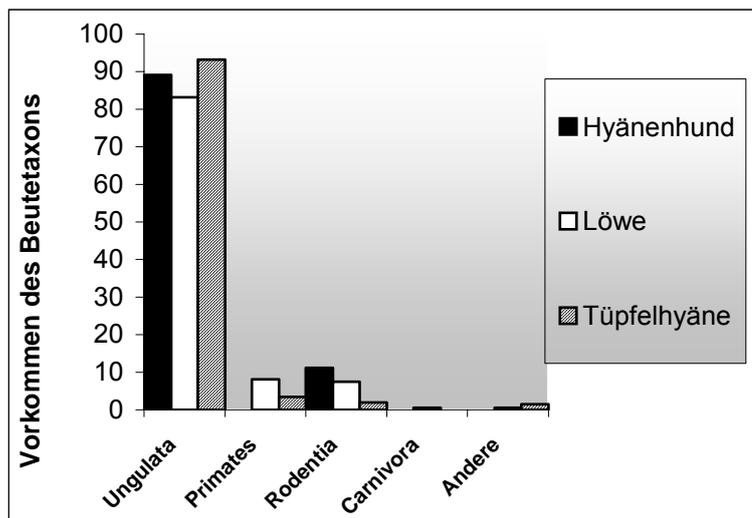
Zusätzlich wurden fünf Paviankotproben untersucht, die Haare beinhalteten. Die Proben enthielten 4 x Grasantilopenhaare und 1 x Schirrantilopenhaare. Außerdem konnte ein ein männlicher Pavian beim Töten einer jungen Grasantilope beobachtet werden.

5.3.2.2.5 Nahrungsüberlappung

Nahrungsüberlappungsindizes betragen 0,92 zwischen Hyänenhunden und Löwen, 0,95 zwischen Hyänenhunden und Tüpfelhyänen sowie 0,93 zwischen Löwen und Tüpfelhyänen. Mittelgroße Antilopen wurden am häufigsten in den Kotproben der drei Großkarnivoren vorgefunden (Abbildung 33a). Huftiere machen den größten Teil der Raubtiernahrung aus (Abbildung 33b).



a)



b)

Abbildung 33 Vorkommen (%) der einzelnen Gewichtsklassen (a) und Beutetaxa (%) (b) im Kot großer Karnivoren in Nordkamerun.

6. Diskussion

6.1 Zeichen der Präsenz des Hyänenhundes in Nordkamerun

Insgesamt konnten im Norden des Faro NP zwischen Januar und Juni 2001 nur sehr wenige indirekte Zeichen von Hyänenhunden vorgefunden werden. Fußspuren sind auf dem harten und unebenen Boden nur sehr schwer zu entdecken und zudem nicht von langer Dauer. Im Sand der Mayos verwischen Antilopen und der Wind existierende Spuren sehr schnell. Nur im Schlamm der Mayos bleiben die Fußspuren über einen längeren Zeitraum erhalten.

In der Regensaison sind die Fußspuren sehr gut sichtbar, werden jedoch schnell von neuem Regen verwischt. Da im Juni, zu Beginn der Regenzeit, die ZIC 13 erforscht wurde, ist es kaum verwunderlich, dass sich dort viele Zeichen fanden.

Zu direkten Beobachtungen kommt es gegen Ende der Trockensaison und zu Beginn der Regensaison (OWADA 2000), wenn die Sichtweite noch groß ist und die Hyänenhunde lange tägliche Wanderungen unternehmen. Am Ende der Regensaison sind die Gräser mannshoch und Tiere sind sehr schwer zu beobachten (BAGGETT 1998).

Keine Seltenheit waren Hyänenhundsichtungen von Fährtenlesern in ZIC 13; es scheint, dass die Rudel dieses Gebiet häufig aufsuchen. Es ist jedoch verwunderlich, dass besonders im Osten des Faro NP und den angrenzenden ZICs von Beobachtungen sehr selten berichtet wurde. Zudem handelte es sich immer um Einzeltiere oder sehr kleine Rudel von maximal drei Tieren, die gesichtet wurden. Dies steht in starkem Widerspruch zu der früheren Abundanz. Sichtungen von Rudeln von mehr als 30 Tieren waren keine Seltenheit. Der Grund für den Rückgang der Population in dieser Region ist ungeklärt, mag jedoch auf direkte Verfolgung und den Tollwutausbruch zurückzuführen sein.

6.2 Status und Populationsgröße des Hyänenhundes in Nordkamerun

Die Bestimmung der Populationsgröße durch Identifizierung individueller Hyänenhunde verlangt Jahre intensiver Feldarbeit und ist meist nur erfolgreich in offenen Habitaten mit leichtem Zugang und guter Infrastruktur möglich (GROS et al. 1996).

Im Laufe der vorliegenden Studie gelang es nicht Hyänenhunde direkt zu beobachten oder zu photographieren. Dies ist jedoch nicht verwunderlich, da die Tiere ein enorm großes Streifgebiet haben und täglich weite Wanderungen unternehmen. Hyänenhunde sind extrem schwer aufzufinden und zu verfolgen, besonders in dichtem Buschland (CREEL 1996). So verbrachten Forscher bei einer anderen Untersuchung alleine die ersten fünf Monate mit der Suche nach Hyänenhunden (CREEL 1996).

Ohne Wissen über Aufenthaltsort und Bewegungsrichtung ist ein Folgen und Auffinden der Tiere fast aussichtslos, zumal die Feldarbeit im Faro NP zu Fuß unternommen wurde, da im Park keine Pisten existieren.

Dennoch bildete dieser Ansatz die Grundlage, um möglichst viele Informationen aus dem Feld zu erhalten. Außerdem stellten die zuvor durchgeführten Arbeiten größte Erfolgchance im Faro NP und nicht im Benoue NP aus. Ein Arbeiten in den ZICs ist wegen der Präsenz der Jägerschaft sehr schwierig und schafft viele Probleme mit den 'guides de chasse'.

Die Schätzung der Tiere erfolgte aus diesem Grund anhand indirekter Informationen, die meist aus Interviews gewonnen wurden. Dieser Ansatz hat gute Ergebnisse für Geparde geliefert, die ebenfalls in geringen Dichten vorkommen (GROS et al. 1996; GROS 1998).

In der Interviewstudie von BENE BENE et al. (1999) wurde der Norden des Faro NP mit ZIC 13, sowie die Doudja-Region (ZIC 2/ZIC 25/ZIC 26) als Gebiete mit den meisten Hyänenhunden beschrieben. Dies konnte durch eigene Beobachtungen und weitere Aussagen bestätigt werden. Informationen aus anderen Gebieten sind dagegen sehr selten. Auch scheinen die dortigen Rudel sehr klein zu sein. In ZIC 9 wurden keine Beobachtungen in dieser Saison gemacht, obwohl dort Hyänenhunde vorkamen (BENE BENE et al. 1999). Dafür wurden Tiere 2000/2001 mehrfach südlich des Bouba Ndjida

NP gesichtet. BOSCH (1976) schätzte die Population der Hyänenhunde allein im Bouba Ndjida NP auf 40-80 Tiere.

Während einer Bestandsaufnahme der großen Säuger Anfang 2001 im Park wurden keine Hyänenhunde gesichtet (GOMSÉ pers. Mitt.). Mit Sicherheit ist die Population der Hyänhunde im Bouba Ndjida NP seit Mitte der 70er Jahre entscheidend gesunken. Auch im Benoue NP sind die Beobachtungen von Hyänenhunden sehr seltene Ereignisse geworden.

Hyänenhunde scheinen über das gesamte Projektgebiet in sehr geringer Dichte verteilt zu sein. Die Bestandsschätzung von BENE BENE et al. (1999) beschreibt treffend die mosaikartige Verteilung kleiner Rudel. Die Anzahl der Tiere ist mit Sicherheit eine Unterschätzung und liefert nicht annähernd so gute Ergebnisse wie in gut besuchten Schutzgebieten (GROS et al. 1996).

Es ist jedoch anzunehmen das 50-100 Hyänenhunde in Nordkamerun verblieben sind.

Eine Analyse der Überlebensfähigkeit der Hyänenhundpopulationen mittels VORTEX (LACY et al. 1995) hat gezeigt, dass Hyänenhunde durch ihre großen Würfe und ihr hohes reproduktives Potential in der Lage sind viele Störungen abzuf puffern, falls die Population nicht schon zu stark geschwächt wurde (WOODROFFE et al. 1997). Katastrophen (wie z.B. Krankheiten) haben zumeist nur dramatische Auswirkungen auf extrem kleine Populationen von ungefähr 20 Tieren. In diesen PVA-Modellen wurden neben genetischen und demographischen Effekten auch einmalige Ereignisse, wie Habitatverlust und direkte Verfolgung berücksichtigt, was die Ergebnisse realistisch erscheinen lässt (CAUGHLEY 1994; HARCOURT 1995). Doch ist darauf hinzuweisen, dass diese einmaligen Ergebnisse (Bevölkerungswachstum, Habitatverlust, Anstieg an Haushunden...) meist gemeinsam Auftreten, was sich aber schwer berechnen lässt (WOODROFFE et al. 1997).

Dabei ist nicht nur die Gesamtzahl der Population für das Überleben der Art wichtig. Es sollten Informationen über die räumliche Verteilung der Tiere existieren, da eine mosaikartige Verteilung einen entscheidenden Einfluss

auf Fragen bezüglich der Populationsgenetik und der Demographie hat (GILPIN 1987).

Es konnte gezeigt werden, dass steigende Adult- und Jungensterblichkeit eine Population, selbst wenn sie groß ist, sehr schnell zum Aussterben bringen kann und dass im Gegensatz dazu episodische Katastrophen, wie Krankheiten, überstanden werden können, wenn die Population nur groß genug ist.

Deshalb ist der Erhalt einer großen Population die wichtigste Naturschutzaufgabe, selbst wenn dies für eine Art mit einer extrem geringen Dichte zur wahren Herausforderung wird (WOODROFFE et al. 1997).

6.3 Genetische Vielfalt

Die effektive Populationsgröße (N_e) von Hyänenhunden ist viel kleiner als die gezählten Individuen einer Population (N), da untergeordnete Tiere in ihrer Reproduktion unterdrückt werden und zudem oft ein ungleiches Geschlechterverhältnis vorherrscht (CREEL & CREEL 1998). Als Faustregel führt $N_e < 50$ zu Inzuchtdepression (FRANKLIN 1980; SOULÉ 1980).

Berechnet man N_e unter Berücksichtigung der sozialen Organisation der Hyänenhunde so erhält man eine Größe von ungefähr 20-35% von N (CREEL 1998). Mit einer notwendigen effektiven Populationsgröße von 500 Tieren (LANDE & BARROWCLOUGH 1987; LANDE 1995) und einer Dichte von 18 Adulttieren/ 1000 km² bedeutet dies, dass mindestens 95.000-114.000 km² Schutzgebiet nötig sind, um die genetische Vielfalt in einer solchen Population aufrechtzuerhalten (CREEL & CREEL 1998). Selbst das Selous GR mit seinen 43000 km² (CREEL & CREEL 1995a) wäre damit für eine solche Population zu klein. Im Moremi Wildlife Reservat pflanzten sich nur 70-80 Paare in einer Gesamtpopulation von 700 Tieren fort (BOTHMA 1998).

Es ist daher von entscheidender Bedeutung, den genetischen Austausch zwischen Populationen zu erhalten. In einigen Wildnisgebieten geschieht Immigration und Emigration noch auf natürliche Art und Weise. Doch dort, wo

Hyänenhunde an ihrem natürlichen Ausbreitungsverhalten gehindert werden, ist unter genetischen Gesichtspunkten über Translokation nachzudenken, um neue Gene in eine isolierte Population einzubringen (CREEL & CREEL 1998).

Die Ergebnisse, die in der vorliegenden Studie gewonnen werden konnten, bekräftigen die Bedeutung des Migrationskorridors zwischen Faro NP und Benoue NP. Es ist von entscheidender Bedeutung die Kontinuität der beiden Schutzgebiete zu erhalten.

6.4 Verhalten und Sozialstruktur

Die Aussagen aus den Interviews und Diskussionen bestätigen die Informationen über Aktivitätsperiode, Gruppenstruktur, Jagdverhalten, Brutsaison und Fluchtverhalten aus einer anderen Studie in Zentralafrika (PFEFFER 1972). Auch in anderen Studien in Ostafrika und im Südlichen Afrika wurde gleiches Verhalten nachgewiesen.

Die Rudelgröße in Nordkamerun ist in den letzten Jahrzehnten dramatisch zurückgegangen und große Rudel von mehr als 30 Tieren sind in den letzten Jahren nicht mehr gesichtet worden. Die maximale Gruppengröße beträgt heute ca. 15 Tiere, doch wurden auch viele Einzeltiere gesichtet. Die Daten sind allerdings nicht mit den Ergebnissen anderer Studien vergleichbar, da die vorliegenden Informationen über Gruppenzusammensetzung in anderen Studiengebieten detaillierte Ergebnisse liefern.

Die Beobachtungen in Kamerun berufen sich hingegen auf die Anzahl aller Tiere eines Rudels inklusive Jungtiere, ohne genauer auf die Gruppenzusammensetzung einzugehen. Es ist jedoch deutlich erkennbar, dass in Nordkamerun große Rudel sehr selten geworden sind.

Die Rudelgröße kann einen Einfluss auf die Jagd haben, da der Jagderfolg mit der Anzahl der Tiere im Rudel steigt (FANSHAWE & FITZGIBBON 1993). Einzeltiere jagen hauptsächlich Jungtiere. Die Anzahl jagdbarer Tiere steigt mit der Rudelgröße (COURCHAMP & MACDONALD 2001).

Geringe Rudelgröße kann mehr Konkurrenz mit anderen Karnivoren bedeuten, die den Hyänenhunden die Beute streitig machen. Studien in Ostafrika haben deutlich gezeigt, dass kleinere Rudel ihre Beute häufiger an Tüpfel-

hyänen verlieren (FANSHAWE & FITZGIBBON 1993; CREEL & CREEL 1996; CARBONE 1997). So konnte in der Zentralafrikanischen Republik beobachtet werden, wie drei Tüpfelhyänen zwei Hyänenhunde von ihrer Beute vertrieben (PFEFFER 1972). Mit der Verringerung der Rudelgröße sind die Hyänenhunde daher auch einem erhöhten Risiko ihrer natürlichen Antagonisten ausgesetzt.

Zusätzlich haben kleinere Rudel einen geringeren Fortpflanzungserfolg und Paare scheitern oft bei der Aufzucht der Jungen (HEINSOHN 1992; MUNFORT et al. 1997). Diesbezüglich sind größere Rudel wesentlich erfolgreicher. Deshalb kann absinkende Rudelgröße einen entscheidenden Einfluss auf Fortpflanzungserfolg und Populationsgröße haben (COURCHAMP & MACDONALD 2001). Mitglieder größerer Rudel können die Mutter der Jungen besser mit hochgewürgtem Fleisch versorgen. Die Größe des Wurfs korreliert positiv mit der Rudelgröße (VUCETICH & CREEL 1999). COURCHAMP & MACDONALD (2001) nennen eine kritische Rudelgröße von fünf Adulttieren (siehe auch COURCHAMP & RASMUSSEN 2001).

Laut BOSCH (1976) jagen die Hyänenhunde einige Tage an einem Platz, bevor sie ihren Standort wechseln. Dadurch können sie zeitweise die Verteilung ihrer Beute verändern. BERE (1955: S.180) schreibt treffend: "[I]ndeed a strange absence of antelope from an area is often the first sign of the wild dogs' presence". Ohne genaue Daten für diese Vermutung zu haben, kann es sein, dass die Beutetiere die Gebiete meiden, in denen die Hyänenhunde vor kurzem gejagt haben. Um weitere Beute zu machen sind die Hyänenhunde demnach gezwungen weiterzuwandern. MILLS & GORMAN (1997) schreiben, dass das Vorkommen von Löwen entscheidend dazu beiträgt, dass Hyänenhunde große Distanzen zurücklegen. Möglicherweise hat aber auch deren Einfluss auf die Beutetiere reziproken Einfluss auf ihre Bewegungen. Eine Interviewstudie im Gashaka Gumti NP, Nigeria, beschreibt, dass die Bewegungen der Hyänenhunde im Park durch die Verteilung der Beute, der Viehnomaden Fulani und der Präsenz anderer Karnivoren bestimmt werden (BAGGETT 1998).

Der Hyänenhund der während der Feldforschungen vor uns flüchtete versteckte sich gegen 11.30 h in einer Erdferkelhöhle. Dieses Verhalten ist viel-

fach in anderen Gebieten angetroffen worden, da die Tiere sich während der Mittagszeit in kühlen Höhlen ausruhen (KÜHME 1965; GRZIMEK 1972).

Auch in Nordkamerun weisen die Hyänenhunde ein typisches Fluchtverhalten auf. Befinden sie sich in großen Rudeln, haben die Tiere kaum Furcht vor dem Menschen und lassen sich nur durch Steine werfen o. Ä. vertreiben. Dies wurde mehrfach von Spurenlesern und Wildhütern bestätigt. Am Beispiel des Adulttieres, welches mehrere Stunden verfolgt wurde zeigte sich, dass Einzeltiere hingegen eher ängstlich sind und den Menschen meiden. Eine treffende Aussage findet sich in einer Sammlung von Zitaten verschiedener Naturvölker. So spricht ein Vater vom Stamm der !Kung im Südlichen Afrika zu seinem Sohn: "die Hyänenhunde sind wie die Leute, sind sie wenige, haben sie Angst, sind sie viele, haben sie keine Angst" (BLURTON-JONES & KONNER 1989).

Die Brutsaison ist zu Beginn der Trockenzeit um die Monate Oktober – Dezember. Im Selous GR/Tansania wurden die Jungen im Juli am Anfang der Trockensaison geboren und hielten sich im Bau bis maximal Oktober auf (CREEL & CREEL 1993). Auch im Krüger NP werden die Jungen stets Ende Mai in der Trockensaison geboren (MILLS 1996).

6.5 Gründe für den Rückgang der Hyänenhunde in Nordkamerun

Wie durch die Feldarbeit erarbeitet und durch die diversen Informationsquellen berichtet, sind die Hyänenhunde in Nordkamerun den gleichen Risiken ausgesetzt wie alle anderen Populationen in Afrika.

Nordkamerun leidet unter den allgemeinen Problemen des Bevölkerungsanstiegs eines Entwicklungslandes (BELL 1987). Habitatverlust, direkte Verfolgung, Reduktion der Beute durch erhöhten Fleischbedarf sind entscheidende Faktoren für den Rückgang des Hyänenhundes. Im Folgenden werden ich nochmals auf die entscheidenden Gefahren im Detail eingehen. Es ist jedoch zu erwähnen, dass viele Faktoren in einem engen Zusammenhang stehen.

6.5.1 Habitatverlust - und Fragmentierung

Kleine Populationen sind einem erhöhten Aussterberisiko ausgesetzt (SOULÉ 1987; BERGER 1990). Dies gilt sowohl für demographische Fluktuationen als auch bezüglich Populationsgenetik (LANDE 1988; RALLS et al. 1988). Zusätzlich sind kleine Populationen anfälliger gegen Krankheiten (O'BRIEN & EVERMANN 1988). Schutzgebiete von geringer Größe reichen möglicherweise nicht aus, um eine überlebensfähige Hyänenhundpopulation zu beherbergen, selbst wenn andere Karnivoren dort überleben können (WOODROFFE & GINSBERG 1999a). Große Reservate mit ausreichend Beutetieren, minimieren die Anzahl der Rudel mit Kontakt zur menschlichen Bevölkerung und sichern eine ausreichend große Population, um Störungen infolge von Krankheiten zu überstehen (WOODROFFE & GINSBERG 1999a).

Prinzipiell bieten die drei Nationalparks und angrenzenden ZICs mit einer Fläche von mehr als 30.000 km² ausreichend Platz, selbst für eine so raumbeanspruchende Spezies wie den Hyänenhund.

Doch existieren in Realität viele Habitatfragmente, unterbrochen von menschlichen Siedlungen, Kulturflächen und nomadische Viehhirten in den Fragmenten. Sobald Reservatsgrenzen verlassen werden, sind die Tiere einem extrem hohen Risiko ausgesetzt (WOODROFFE & GINSBERG 1998). WOODROFFE & GINSBERG (1998) untersuchten Schutzgebiete in dem ehemaligen geographischen Verbreitungsgebiet der Hyänenhunde in Ostafrika und berechneten anhand eines Modells, diejenige "kritische" Reservatsgröße in der die Art mit einer 50%igen Wahrscheinlichkeit überleben könne. Demnach sollten mindestens 3.600 km² ununterbrochenem Schutzgebiet zur Verfügung stehen. Die Priorität sollte jedoch nicht nur in der Vergrößerung der Schutzgebiete liegen, sondern auch an die Verringerung direkter Verfolgung an Reservatsgrenzen gedacht werden. Sie fanden, dass Anfälligkeit gegen Aussterben einer Art mit der Streifgebietsgröße eines Weibchens zusammenhängt.

6.5.2 Direkte Verfolgung

Direkte Verfolgung scheint ein entscheidender Grund für den Rückgang der Population darzustellen. Wie in verschiedenen Analysen dargestellt, ist es besonders die Adultsterblichkeit, die eine Hyänenhundpopulation limitiert (s. o.). Wie in anderen Ländern werden die Hyänenhunde von Viehhirten getötet, weil sie angeblich ihre Herden angreifen (CONNIFF 1999; RASMUSSEN 1999).

Mbororo Viehhirten scheinen diesbezüglich ein wichtiger Faktor darzustellen. Da sie sich nicht nur außerhalb der Schutzgebiete mit ihren Viehherden aufhalten, sondern auch regelmässig den Westen vom Faro NP, den Westen von ZIC 13 und den Norden der Kommunalen Jagdzone durchqueren sind Hyänenhunde in diesen Gebieten hohen Risiken ausgesetzt. Durch die gegen Ende der Regensaison in der Zone durchgeführten Wanderungen der Mbororos, sind zusätzlich die Neugeborenen gefährdet. Auch in anderen Ländern Zentralafrikas sind die Mbororos feindselig gegen die Hyänenhunde eingestellt (WOODROFFE et al. 1997; NCF/WWF-UK 1998). Diese Gefahren treffen auch auf die anderen Regionen um den Benoue und Bouba Ndjida NP zu.

Aussagen deuten darauf hin, dass weiterhin Hyänenhunde in den ZICs von den „guide de chasse“ getötet werden. Nach deren Aussage limitiert der Hyänenhund "ihre" Antilopen. Dies widerspricht jeder synökologischen Erfahrung. Oft ist es gerade die Beute die den Prädator limitiert und nicht umgekehrt. Wie alle anderen Karnivoren sind die Hyänenhunde wichtig für das Gleichgewicht zwischen Karnivoren und Beute. Ihre ökologische Rolle ist essentiell, da sie kranke und alte Tiere jagen und so die Reproduktionskraft ihrer Beute Aufrecht erhalten (BOSCH 1976). "Large carnivores occupy the top trophic levels of most food chains and offer stability to food webs" (GITTLEMAN et al. 2001). Die Karnivoren sind nicht Schuld an der Reduktion der Beutepopulationen, sondern passen ihre Anzahl durch Auswanderung, territoriales Verhalten und Änderung der Reproduktionsrate an die Dichte der Beute an (BOSCH 1976). Wilderei hat einen viel größeren Einfluss. Außerdem sind die Haupttrophäen ausgewachsene männliche Elenantilopen, Elefanten, Büffel und Löwen, die nicht von Hyänenhunden angegriffen werden.

SCHALLER (1972) schreibt treffend: "predators are the best wildlife managers".

Hinzu kommen gelegentliche Tötungen durch Dorfbewohner, die die Hyänenhunde für ihre Haustierverluste verantwortlich machen. Die Umstände warum Hyänenhunde außerhalb der Schutzgebiete jagen und Haustiere töten bleibt zu erforschen.

6.5.3 Beutetierverteilung

Die Bestandsabschätzungen in den 70ern wurden über einen langen Zeitraum durchgeführt, wobei verschiedene Linientransekte mehrfach abgelaufen wurden (VAN LAVIEREN & BOSCH 1976; VAN LAVIEREN & ESSER 1979; STARK 1986). Generell bestehen positive Korrelationen zwischen jährlicher Niederschlagsmenge und Biomasse in den Savannengebieten Afrikas (COE et al. 1976). Trotz hoher Niederschläge ist die vorgefundene Biomasse in Zentralafrika relativ gering und erreicht bei weitem nicht die Größenordnung der Nationalparks in Ostafrika (z.B. ELTRINGHAM & DIN 1977; MWALYOSI 1977; MILLIGAN et al. 1982), deren Vegetation auf nährstoffreichen vulkanischen Böden wächst. EAST (1984) zeigte, dass diese geringen Biomassen zudem mit dem Nährstoffgehalt der unproduktiven Böden zusammenhängen. BELL (1982) schreibt weiterhin, dass die geringe Biomasse der Herbivorengilde durch die Qualität der Vegetation und nicht ihrer Quantität bestimmt wird und typisch für die Schutzgebiete West- und Zentralafrikas ist (GEERLING & BOKDAM 1973).

Die lange Periode der menschlichen Präsenz in den Schutzgebieten hatte erheblichen Einfluss auf die Anzahl großer Herbivoren in Form von Überjagung und Wilderei (STARK 1986). Dies ist auch in anderen Gebieten Westafrikas bestätigt worden (GEERLING & BOKDAM 1973; MILLIGAN et al. 1982).

Obwohl keine Transekte abgelaufen wurden, sind die ermittelten Beuteabundanz mit früheren Zählungen des WWF-NSSP-Teams vergleichbar (Tabelle 17) (GOMSÉ & MAHOP 2000b)

Tabelle 17 Populationsgröße großer Säugetiere im Faro NP

Art	Gras-antilope	Kuh-antilope	Riedbock	Bleichböckchen	Warzenschwen	Kronenducker	Schirrantilope	Pferdeantilope
Pop-Gr.	20397	8889	2530	2509	2286	2044	938	2931

Quelle: GOMSE & MAHOP (2000b)

Grasantilopen (Abbildung 32) sind mit Abstand am häufigsten anzutreffen, gefolgt von Kuhantilopen. Alle anderen Säuger kommen in einer Dichte von weniger als einem Tier/km² vor.



Abbildung 32 Grasantilopenbock. Im Faro und Benoue NP ist diese Antilopenart mit Abstand am häufigsten und macht einen großen Anteil an der Nahrung der Großkarnivoren aus.

Der in dieser Studie ermittelte KIA-Wert für Kuhantilopen mag einen falschen Eindruck geben, da diese Art hauptsächlich im Süden des Parks vorkommt. Außerdem ist der ermittelte Wert (KIA) möglicherweise für Arten in der Nähe der Flüsse gewichtet, da dort die meiste Zeit nach Spuren gesucht wurde.

In der Trockensaison findet man die meisten Tiere in der Nähe der Flussläufe und an anderen Wasserstellen. Viele Kilometer vom nächsten Wasser sind dagegen keine Tiere anzutreffen.

Man nimmt an, dass Karnivoren auf den Rückgang der Beute reagieren (BERGER 1998). Andere Studien haben gezeigt, dass Hyänenhunde in Gebieten geringer Beutedichte vorkommen (MILLS & GORMAN 1997). Die Si-

tuation in Nordkamerun ist möglicherweise anders, da die Biomasse viel geringer ist. In Gebieten, wo kein Beutetier während der täglichen Märsche gefunden wurde, mag es auch für Hyänenhunde schwer sein Beute zu machen. Deshalb scheinen auch ihre Jagdaktivitäten auf die Mayos konzentriert zu sein. Im Allgemeinen sind durchschnittliche Beutedichten optimal für Hyänenhunde (CREEL 2001a). Nur Radiotelemetriestudien können einen besseren Einblick in diese Vermutung geben.

6.5.4 Wilderei

Viel Zeit wurde während der Feldarbeit mit Antiwildereiaktivitäten verbracht. In Kamerun stehen nur 450 Wildhüter zum Schutz von mehr als 4 Mio. ha Schutzgebiet zur Verfügung (BAUER 1999). Zur Bekämpfung der Wilderei gibt es in der Nordprovinz 76 Wildhüter (gardes forestiers et des chasses) (MINEF & WWF 1999). Ein Wildhüter in der Nordprovinz muss im Durchschnitt 40000 ha Schutzgebiet überwachen, und dies in den meisten Fällen zu Fuß (KOULAGNA & PLANTON 1998).

Zur erfolgreichen Bekämpfung der Wilderei ist eine Prämie von 15000 F cfa ausgesetzt. In der Realität erhält aber jeder Wildhüter die Prämie, selbst wenn er, aus diversen Gründen, seit Monaten oder sogar Jahren keine einzige Patrouille mehr gemacht hat. Außerdem besitzen die Wildhüter eine schlechte Ausrüstung, was besonders Waffen und Munition betrifft.

Es besteht ein allgemeiner Strafkatalog (MINEF & WWF 1999) bei bestimmten Vergehen. Dieser wird jedoch nur selten eingehalten und Korruption beherrscht oftmals die weitere Vorgehensweise der Bestrafung von Wilddieben. So hat nach verschiedensten Informationsquellen die Wilderei seit dem Jahr 1985 nicht wirklich abgenommen (MINEF & WWF 1999).

Im Faro NP gibt es keine Pisten (BRUGIÈRE 1996), was Antiwildereipatrouillen extem erschwert. Schon seit seiner Umwandlung in einen Nationalpark vor mehr als 20 Jahren wurde auf die extreme Wilderei vom Nachbarland Nigeria hingewiesen (MAHAMAT 1981). Mit steigender Bevölkerung wächst eine immer größer werdende Nachfrage nach Buschfleisch und die Wilderer marschieren viele Kilometer, um an dieses zu gelangen. Eine weite-

re Bedrohung des Parks kommt von Flüchtlingen aus der Republik Tschad (EAST 1995), die sich östlich von Tchamba in Tapare niedergelassen haben.

Die Wildhüter im Faro NP sind sehr schlecht verteilt. Die meisten Wildhüter sind zwischen Voko und Mayo Djarendi und nur sehr wenige im Westen und Süden des Parks. Zudem haben sie meist keine Motivation ihre Arbeit korrekt durchzuführen.

Wilderei ist im gesamten Schutzgebietsystem ein Problem und führt zu einer entscheidenden Reduktion der Großsäugerarten. Zusätzlich hat Wilderei Einfluss auf die Verteilung, Gruppenzusammensetzung, Fluchtdistanz und Alterstruktur. Oft wurden Jungtiere der Grasantilopen ohne deren Mutter angetroffen, und zweimal bewegte sich ein Jungtier mit einer Schirrantilope. Es ist stark anzunehmen, dass diese Unterschiede in der Gruppenzusammensetzung erfolgten, da die Adultiere durch Kabelschlingen getötet wurden. Die Jungtiere sind zu leicht und verfangen sich nicht in den Fallen. GOMSÉ & MAHOP (2000b) fanden ebenfalls, dass in den Grasantilopen- und Kuhantilopenpopulationen Juvenile überrepräsentiert sind.

Durch die anhaltende Wilderei haben die Tierpopulationen keine Chance sich zu erholen. In vielen Gebieten, wie z. B. dem Nordwesten der ZIC 13, sind nur noch sehr selten Antilopen vorzufinden. Dazu kommt, dass diese Gebiete landwirtschaftlich genutzt werden. Diese extreme Verringerung der Beute sorgt nicht nur zu interspezifischer Konkurrenz der großen Karnivoren, sondern kann auch zu intraspezifischer Konkurrenz der Hyänenhunde führen. Außerdem kommen die Hyänenhunde in diesen Gebieten oft in Kontakt mit Haustieren, was zu Konflikten führen kann. Diese Gebiete bieten nicht mehr genug Beute und fallen so als potentielle Habitate der Hyänenhunde weg, wodurch sich der verfügbare Lebensraum weiter reduziert.

DUNN (in BAGGETT 1998) vermutet, dass einige Hyänenhunde wegen der vielen Wilderei im Faro NP in den Gashaka Gumti NP in Nigeria ausgewandert sind.

6.5.5 Krankheiten

Wie KUWONG (1999) zeigen konnte, besitzen die Haushunde in der Region um den Faro NP eine Reihe von Krankheiten und Parasiten, die potentiell auf

die Hyänenhunde übertragen werden können. In den anderen Regionen Nordkameruns bestehen ähnliche Krankheitserscheinungen vorherrschen, so dass die Haushunde auch dort ein Reservoir für Krankheiten bilden (KAT et al. 1995). Diese Gefahr wurde besonders durch den Tollwutausbruch deutlich.

BERGER (1990) zeigte, dass kleine Populationen einem größeren Aussterberisiko ausgesetzt sind als große Populationen. Dies gilt besonders für fatale Auswirkungen von Krankheiten (O'BRIEN & EVERMANN 1988). Prinzipiell können Krankheiten eine Population direkt zum Aussterben bringen, oder ihre Größe in Form von erhöhter Sterblichkeit erheblich herabsetzen (WOODROFFE 1999). Für eine kleine fragmentierte Population kann jede Krankheit verheerende Auswirkungen haben. Deshalb sollte die Gefahr, die die Haushunde als Reservoir für Krankheiten bilden nicht unterschätzt werden, obwohl von keinem direkten Kontakt mit Hyänenhunden berichtet wurde.

6.5.6 Straßenunfälle

Selbst auf der unasphaltierten Piste zwischen Voko und Dschalingo wurde ein Hyänenhund bei einem Autounfall getötet. Die Schnellstraße zwischen Garoua und Ngaoundere könnte ein realistischer Grund für die Sterblichkeit der Tiere sein.

6.5.7 Kabelschlingen

Kabelschlingen findet man im ganzen Gebiet verteilt. Da Hyänenhunde den Antilopenpfaden folgen, sind sie einem besonders hohen Risiko ausgesetzt. Diese Gefahr wurde durch eine Tüpfelhyäne demonstriert, die sich in einer solchen Falle verfang.

6.5.8 Nahrungsökologie und -konkurrenz des Hyänenhundes mit anderen Prädatoren

Die Identifizierung der Beutetiere anhand ihrer Schuppenmuster stellte sich als sehr arbeitsaufwendig heraus. Die gleiche Art besitzt unterschiedliche Muster auf verschiedenen Haartypen (DREYER 1966). Zusätzlich kommen unterschiedliche Muster auf der Länge eines Haares vor (KEOGH 1983). Haare im Hyänenkot kommen nur selten in ihrer natürlichen Länge vor und sind oft zerkleinert. Deshalb ist ihre Identifizierung besonders schwierig, da die Haare der *Bovidae* sich sehr stark ähneln (KEOGH 1983). Außerdem sind die Schuppenmuster an der Basis bei fast allen Arten sehr ähnlich (TEERINK 1991). Viele Studien benutzten Identifikationsschlüssel zur Artbestimmung anhand der Form, Farbe und Struktur der Haare (z. B. AMERASINGHE 1983; KEOGH 1985). Aus Zeitmangel musste auf die Herstellung von Querschnitten (MATHIAK 1938; FORD & SIMMENS 1959; DOUGLAS 1989) und die Betrachtung der Marklufträume (BRUNNER & COMAN 1974; AMERASINGHE 1983; TEERINK 1991) verzichtet werden.

Häufig konnten verschiedenen Arten relativ schnell anhand ihrer makroskopischen Besonderheit identifiziert werden. Besonders schwierig stellte sich jedoch die Unterscheidung zwischen *Kobus kob*, *Ourebia ourebi* und *Redunca redunca* heraus, die ähnliche Form, Farbe und Muster besitzen. Diese Probleme traten gerade dann auf, wenn nur sehr wenig Haarmaterial zur Verfügung stand. Mehrfach wurde auf die Schwierigkeit der Zuordnung bestimmter Haare hingewiesen (FEDER 1975).

Maximal wurden drei Beutearten im Kot vorgefunden. Andere Studien großer Karnivoren zeigten, dass einige Beutebestandteile bis zu fünf Tage im Kot vorzufinden sind (BOTHMA & RICHE 1994).

Durchschnittlich wurden 1,4 Beutearten im Kot der Hyänenhunde gefunden. KRÜGER et al. (1999) fanden im Durchschnitt 1,5 Arten in ihren 78 untersuchten Kotproben. Hyänenhunde in Nordkamerun scheinen alle Ungulatenarten, außer Büffel und Elenantilopen zu töten. BAGGETT (1998) nennt folgende Beutearten: Wasserbock, Schirrantilope, Rotflankenducker und Grasantilope. Andere Studien kamen für Zentralafrika zu dem Ergebnis, dass Hyänenhunde Grasantilopen, Kuhantilopen, Schirrantilopen und Wasserböcke getötet haben (RUGGIERO 1991). Einmal wurde in Zentralafrika

gesehen, wie zwei Adulttiere eine Kuhantilope niederstreckten (PFEFFER 1972).

Obwohl nur 13 Kotproben analysiert wurden, ist stark anzunehmen, dass Grasantilopen die wichtigste Beute der Hyänenhunde darstellen (Abbildung 18). Sie sind die häufigste Beuteart (GOMSÉ & MAHOP 2000b). Durch ihre schnelle Reproduktion scheinen Grasantilopen kein limitierender Faktor für die Präsenz des Hyänenhundes darzustellen. Ihre räumliche Verteilung kann jedoch einen entscheidenden Einfluss auf die Verteilung der Hyänenhunde haben, da sie stets in der Nähe von Wasser zu finden sind.

Kuhantilopen sind laut GOMSÉ & MAHOP (2000b) die zweihäufigste Beuteart im Faro NP. Trotzdem wurden sie nicht in den untersuchten Kotproben nachgewiesen. Dies mag an der kleinen Stichprobe oder an der Lage des Studiengebiets liegen, da Kuhantilopen meist im südlichen Drittel des Faro NPs zu finden sind.

Die im Kot vorgefundene Pferdeantilope zeigt, dass Hyänenhunde in der Lage sind, auch große Beute zu töten. KRÜGER et al. (1999) fanden im Kot von Hyänenhunden in Südafrika auch kleinere Antilopen (*Cephalophus rufilatus*), obwohl direkte Beobachtungen diese Beuteart nicht bestätigen konnten. Auch in einer Probe, der 13 analysierten Kothaufen konnte eine sehr kleine Art (<2kg) identifiziert werden. Dies ist typisch für Kotuntersuchungen, die oft kleinere Arten als Beute identifizieren (MILLS 1993a; KARANTH & SUNQUIST 1995). Hyänenhunde sind durchaus auch in der Lage sehr kleine Beute zu jagen. Es ist jedoch nicht anzunehmen, dass diese Arten ausreichend für einen täglichen Fleischbedarf von 3-4 kg sind.

Weiterhin bemerken KRÜGER et al. (1999), dass geringere Sichtweite in dichten Habitaten den Jagderfolg nicht zu beeinflussen scheint. Dementsprechend wurden Hyänenhunde in dem Studiengebiet in dichten Wäldern und Dickichten gesichtet. Die Hyänenhunde verlassen sich dort auf Überraschungsangriffe und jagen ihre Beute selten weiter als 1 km (KRÜGER et al. 1999). Dies wurde auch in anderen Studiengebieten beobachtet (CREEL & CREEL 1993; MILLS & BIGGS 1993). Hyänenhunde jagen ihre Beute auf und treiben sie auf offeneres Gelände (GINSBERG & COLE 1994). Es konnte gezeigt werden, dass Hyänenhunde für ihre Jagd gezielt dichteres Gelän-

de aufsuchen, möglicherweise, um Kleptoparasiten auszuweichen (LAWSON 1996).

Direkte Beobachtungen werden meist zur Bestimmung der Nahrungökologie des Löwen dokumentiert. Nur selten wurden Kotanalysen dafür herangezogen (INAGAKI & TSUKAHARA 1993). Im Kot wurden prozentuell weniger Grasantilopen gefunden. Die meisten Beutearten kommen in der Nähe der Mayos vor. Löwen verzehren auch kleine Antilopen, scheinen aber größere Beute zu bevorzugen. Ähnliches Verhalten wurde in der Zentralafrikanischen Republik nachgewiesen (RUGGIERO 1991).

Tüpfelhyänen verzehren mit Vorliebe Grasantilopen, möglicherweise weil diese am häufigsten sind. Vielerorts hängt die Diät der Tüpfelhyänen von der Verfügbarkeit und Abundanz der Beutetiere ab (HENSCHERL & SKINNER 1990). 16 Beutearten wurden identifiziert, von kleinen Säugern bis zu Büffeln. Obwohl Kotuntersuchungen keine Information darüber lieferten, ob ein Beutetier getötet wurde oder Aas gefressen wurde, ist hier stark anzunehmen, dass Tüpfelhyänen nicht in der Lage sind Büffel zu töten. Deshalb stammt das hohe durchschnittliche Beutegewicht von 83,3 kg auch von Tieren, die nicht von Hyänen getötet wurden. In den Kotproben konnten eine Reste eines Haustiers gefunden werden. Da Kotuntersuchungen keine Information über Alter und Geschlecht der erlegten Beute liefern, können die Biomasse Schätzungen ungenau sein.

Die Nahrung der drei Karnivoren überlappt enorm, was auf hohe Beutekonkurrenz deuten lässt. Es kamen nur Säugetiere im Kot der Karnivoren vor. Überreste eines Haustieres konnten nicht nachgewiesen werden. Die Beuteselektivität (KARANTH & SUNQUIST 1995) wurde nicht berechnet, da Beutedichten nur unzureichend bekannt sind.

Im Gegensatz zu den vielen Proben der anderen Karnivoren, konnten während der Studienperiode nur 15 Kotproben von Hyänenhunden gesammelt werden. Dies hat mehrere Gründe:

- Hyänenhunde leben in viel geringeren Dichten als die anderen Karnivoren und ihr Kot ist daher viel seltener (CREEL & CREEL 1998).

- Oftmals lassen die Hyänenhunde ihren Kot an ihren Ruheplätzen ab, die oft im schattigen Gebüsch liegen und schwer zugänglich sind (WOODROFFE et al. 1997).
- Der Kot von Hyänen ist durch ihre weisse Farbe (Kalziumreichtum) schon von weitem sichtbar (SILLERO-ZUBIRI & GOTELLI 1992) und deshalb leichter aufzufinden.
- Viel Hyänenkot kann an Latrinen gesammelt werden (SILLERO-ZUBIRI & GOTELLI 1992).
- Leoparden und Löwen lassen ihren Kot auf Pisten, prominenten Stellen und im Sand der Mayos ab (BOSCH 1976; RAMAKRISHNAN et al. 1999; PARNELL 2000). Folgt man den Pisten und Mayos findet man immer Kot (pers. Beob.). Hyänenhunde folgen dieser Praxis dagegen nicht.

Andere Autoren empfehlen 80 Kotproben für ein aussagekräftiges Ergebnis (MUKHERJEE et al. 1999). Die analysierten 13 Proben sind möglicherweise zu wenig und mögen einen falschen Eindruck über Beutearten und durchschnittliche Beutegewichte geben.

Es konnte gezeigt werden, dass Paviane vielfach junge Antilopen jagen und damit ebenfalls einen Nahrungskonkurrenten der Hyänenhunde darstellen. Da Paviane im Faro NP (GOMSÉ & MAHOP 2000b) und angrenzenden ZICs (pers. Beob.) sehr häufig sind, ist ihre Rolle als Nahrungskonkurrent nicht zu unterschätzen.

Da die Feldforschungen für diese Untersuchung nur in der Trockenperiode durchgeführt wurden, bleibt zu klären, ob saisonale Unterschiede in der Nahrungswahl bestehen, da die Antilopen eine andere räumliche Verteilung in der Regensaison haben (TSAGUE 1991).

6.5.9 Verteilung der anderen Großkarnivoren

Hyänenhunde können durch andere Karnivoren in ihre Verbreitung, Habitatwahl, Beutewahl, Nahrungseinnahme und Reproduktion eingeschränkt werden.

Laut BENE BENE et al. (1999) mag die relativ hohe Abundanz der Tüpfelhyänen und Löwen in den NPs erklären, warum man die Hyänenhunde ver-

mehrt in den ZICs außerhalb der NPs antrifft. Auch in Tansania überleben Hyänenhunde besser in GRs als in NPs (CREEL 2001b). Es sollte aber darauf hingewiesen werden, dass von Sichtungen von Hyänenhunden in den NP selten berichtet wird, da der hiervon Berichtende seine meist illegale Aktivität im NP erklären müsste.

Im Faro Gebiet kommen Leoparde, Tüpfelhyänen und Löwen entlang der Mayos (besonders Mayo Faro und Mayo Nial) vor. Dort befinden sich auch die meisten Beutetiere. Deshalb kommt es zu ständigen Kontakt der Hyänenhunde mit den anderen Karnivoren. Dies wird durch die Tatsache verstärkt, dass die Wilderei sowohl die Beute als auch deren Prädatoren auf wenige Gebiete drängt.

Es wurde berichtet, dass fünf Hyänenhunde einen ausgewachsenen Löwen in ein Gebüsch verjagt hätten, was zeigt, dass sie sich verteidigen können, wenn sie zahlreich sind. Einerseits sollten Hyänenhunde die anderen Karnivoren meiden, aber andererseits auch genügend Beute finden (CREEL 2001b).

Eine genaue Bewertung des Einflusses der natürlichen Antagonisten der Hyänenhunde bleibt offen. Dies ist nur möglich, wenn man die Populationsdichten der anderen Karnivoren kennt.

Die Ermittlung von Dichten großer Karnivoren für Naturschutzzwecke erfolgt zumeist über indirekte Methoden (GROS et al. 1996). Da sie in geringen Dichten leben, meist nachtaktiv sind und oft im Dickicht Versteck suchen, ist eine Populationsabschätzung besonders schwierig.

Nur Langzeitstudien erlauben eine genaue Bestimmung der Anzahl der Tiere im Untersuchungsgebiet (KELLY et al. 1998; KELLY & DURANT 2000). Zählungen entlang von Transekten eignen sich nur bedingt zur Abschätzung der Dichte, besonders im dichten Buschland mit begrenzter Sichtweite (NORTON-GRIFFITH 1978; CARO 1999a; CARO 1999b). Dies gilt sowohl für Zählungen am Boden als auch aus der Luft. Neben Dichtebestimmung durch Extrapolation anhand von direkten Beobachtungen bekannter, meist besenderter Individuen (SCHALLER 1972; MILLS 1990; BAILEY 1993), existieren zur Populationsabschätzung großer Karnivoren besondere Methoden (MILLS 1993a).

In der vorliegenden Studie sollte das Abspielen von Geräuschen zum Zählen der Löwen und Tüpfelhyänen getestet werden (MILLS 1993; MILLS & HOFER 1998; OGUTU & DUBLIN 1998). Die dafür notwendige Kassette mit den Geräuschen wurde allerdings erst in der Mitte der Regensaison zuge stellt. Aufgrund der schlechten Pistenbeschaffenheit und des Regeneinfluss auf die Ausbreitung der Geräusche (LAROM et al. 1997) konnte die Methode nicht getestet werden.

7. Empfehlungen

7.1 Minimierung direkter Verfolgung an Reservatsgrenzen

Wie die Ergebnisse der Studie zeigen, stellen Habitatverlust und direkte Verfolgung die größte Gefahr für das Überleben der Hyänenhunde in Nordkamerun dar.

Es ist von entscheidender Bedeutung die direkten Tötungen der Hyänenhunde zu stoppen. Studien an Wölfen in Italien zeigten, dass sich deren Schutz entscheidend mit dem Rückgang von vergifteten Ködern und vergiftetem Wasser verbesserte (BOITANI 1992).

Erziehungskampagnen, Diskussionen, Verteilung von Flugblättern und Postern können helfen, die nomadischen Viehhirten, traditionelle Auhoritäten und lokale Bevölkerung über den alarmierenden Zustand der Hyänenhunde in Nordkamerun zu informieren. Nur durch solche Maßnahmen kann eine öffentliche Akzeptanz erreicht werden, selbst wenn der ökonomische Anreiz fehlt (SILLERO-ZUBIRI & LAURENSEN 2001). Durch solche Aktivitäten wurde die Tötung von Jungtieren an ihren Bruthöhlen in Kenia gestoppt (SILLERO-ZUBIRI & LAURENSEN 2001).

Studien in Tansania zeigten, dass Misstrauen zwischen der lokalen Bevölkerung und Naturschützern durch einfache Gespräche abgeschafft werden kann (NEWMARK et al. 1993). Solche Kampagnen können das Ansehen einer Canidenart bedeutend verbessern (BOITANI 1992).

Falls die Mbororos die illegalen Tötungen nicht stoppen, sollten harte Strafen als Abschreckungsmassnahme ausgesetzt werden, und es sollte versucht werden die nomadischen Viehhirten aus den Schutzgebieten zu entfernen, um weitere Verluste einer kleinen Population zu vermeiden.

Eine ständige Überwachung der Schutzgebiete ist die Voraussetzung, um illegale Aktivitäten aufzudecken. Es könnte versucht werden die Viehherden weiter durch die kommunale Zone ziehen zu lassen. Viele verschiedene Beispiele zeigen, dass die Existenz von Viehherden mit dem Management von Schutzgebieten durchaus vereinbar ist (LINDSAY 1987).

In den Dörfern sollten die freilaufenden Haustiere zumindest am Tage von Hirten bewacht werden, die die Hyänenhunde leicht mit Steinen vertreiben können. Nachts ist es sinnvoll die Tiere in Bomas zu halten. Studien an Hyä-

nenhunden in Kenia (FULLER & KAT 1990) und Wölfen in Italien (BOITANI 1992) zeigen, dass dadurch Angriffe auf Haustiere entscheidend verringert wurden.

Versuche die Viehverluste gering zu halten, sollten in Zusammenarbeit mit der lokalen Bevölkerung unternommen werden. Dabei sollten insbesondere traditionelle Methoden zum Schutz der Haustiere Anwendung finden (WOODROFFE 2001b). Solche Aktivitäten beinhalten die erhöhte Wachsamkeit, nächtlichen Stallaufenthalt, die Vermeidung beutereicher Gebiete oder das Halten von Wachhunden (RIGG 2001; SILLERO-ZUBIRI & LAURENSEN 2001).

7.2 Sicherung von ausreichend großen Hyänenhundhabitat

Aktive Maßnahmen zum Schutz des Hyänenhundes in Nordkamerun helfen nicht nur der bedrohten Art, sondern haben auch positive Effekte auf das ganze Studiengebiet mit seinen Tier- und Pflanzengemeinschaften. Es ist von entscheidender Bedeutung, Habitatfragmentierung und -Verlust so gering



wie möglich zu halten, da Hyänenhunde einen enormen Raumbedarf haben und bei zu starker Fragmentierung in Konflikt mit der menschlichen Bevölkerung geraten. Die Verbindung von Schutzgebieten durch Korridore (Abbildung 33) und Zusammenschlüsse ist dabei entscheidend.

Abbildung 33 Beginn des Tierkorridors von Djongué nach Bantadje (östl. Faro NP).

Die Ansiedlung der Bevölkerung erfolgt hauptsächlich entlang der Schnellstraße zwischen Garoua und Ngaoundere. Gerade dieser Abschnitt (ZIC 15/ZIC 5) ist wichtig um die Kontinuität der Populationen im Faro- und Benoue-Gebiet zu gewährleisten. Daher ist es notwendig diese Region als Migrationskorridor aufrechtzuerhalten. Kürzlich hat der Lamido von Rey Bouba einen Korridor zwischen ZIC 9 und ZIC 10 vorgeschlagen. Solche Ansätze sind zu begrüßen, da dadurch die Tiere des Benoue NP und Bouba Ndjida NP in Verbindung bleiben. Idealerweise sollte mit Gashaka Gumti NP in Nigeria ein Schutzkomplex gebildet werden, um die beiden Populationen sinnvoll zu schützen.

7.3 Sicherung der Beutetiere / Antiwildereimassnahmen

Eine entscheidende Maßnahme betrifft die Beute der Hyänenhunde. Der Erhalt hoher Beutedichte durch Antiwildereimaßnahmen ist absolut notwendig, um die Nahrungsgrundlage der Hyänenhunde zu sichern. Allgemein ist die Karnivorendichte positiv korreliert mit der Beutedichte. Steigende Beutezahlen können zu Veränderungen der Reproduktion und des Ausbreitungsverhaltens führen, wodurch die Population anwächst (FULLER & SIEVERT 2001). Nur regelmäßige Kontrollen können die Wilderei stoppen. Wildhüter müssen motiviert, Wilderer gerechtfertigt bestraft und die Korruption verringert werden. Man könnte über die Deplatziierung der Wildhüter um den Faro NP nachdenken oder die Einstellung neuer, junger, motivierter Wildhüter. Ein kürzlich veröffentlichter Bericht hat diesbezüglich viele sinnvolle Vorschläge gemacht (FAC 2001). Man muss abwarten, ob die Vorschläge in die Tat umgesetzt werden.

Im Faro NP ist es zudem entscheidend Pisten zu eröffnen, um Antiwildereimassnahmen zu erleichtern und den Park touristisch zu erschließen. Dadurch wird eine permanente Antiwildererpräsenz garantiert. Das Dorf Dundai in ZIC 13 scheint mit Wildereiaktivitäten in Verbindung zu stehen. Eine Verlagerung des Dorfs nach Dschalingo ist ein möglicher Lösungsvorschlag.

Nicht nur um die Reduzierung der Beutetiere zu stoppen, sondern auch um die Gefahr durch Kabelschlingen zu verringern, muss mit der lokalen Bevölkerung diskutiert werden (LEWIS & PHIRI 1998). Dies hängt auch damit

zusammen, das die lokale Bevölkerung kaum von den ZICs profitiert. So kamen nur 3% des gesamten Einkommen der Jagdsaison 1994/1995 der lokalen Bevölkerung zu, während der Staatstresor 25% erhielt und die restlichen 72% alleine den professionellen Jägern zukamen (KOULAGNA & PLANTON 1998). Daher ist es wichtig, die lokale Bevölkerung in Naturschutzaktivitäten zu integrieren. Kommunale Jagdzonen können diesbezüglich eine gute Alternative für Schutzgebiete darstellen. Die Entwicklung der Tierbestände in diesen Gebieten bedarf eines ständigen Monitorings, um einen solchen Ansatz zu bewerten.

7.4 Limitierung der Verkehrsunfälle

Hyänenhunde benutzten Pisten und Straßen zur Jagd. Um zukünftige Tötungen durch Straßenunfälle zu vermeiden, sollten Schilder aufgestellt werden, die auf mögliche Migrationskorridore hinweisen. Die Geschwindigkeit des Verkehrs in solchen Bereichen sollte reduziert werden (DONFACK et al. 2000); notfalls durch "Speedbraker". Weiterhin sollte darauf verzichtet werden, Pisten zu asphaltieren, die durch Schutzgebiete führen (WOODROFFE et al. 1997).

7.5 Schutz vor Krankheiten

Impfungen der Haushunde, die eine Infektionsquelle für Krankheiten darstellen, scheinen aus Kostengründen, Arbeitsaufwand und mangelnder vorhandener Impfstoffe unrealistisch. Auch hier ist Aufklärungsarbeit nötig, um die Anzahl der Haushunde gering zu halten. Eine vernünftige Strategie sollte mit lokalen Autoritäten besprochen werden.

7.6 Wiedereinbürgerung oder Umsiedlung

Nur wenige Wiedereinbürgerungsversuche des Hyänenhundes sind bisher erfolgreich verlaufen (WOODROFFE & GINSBERG 1999b). Zur Zeit gibt es nur drei Projekte, die sich mit weiteren Versuchen beschäftigen (Hluhluwe-

Umfolzi Park und Madikwe GR, Südafrika, sowie Mkomazi GR in Tansania (WOODROFFE & GINSBERG 1999b).

Kein einziges Individuum vom Zentralafrikanischen Genotyp ist für ein solches Projekt verfügbar. Aufzuchtprogramme gibt es meist nur in Südafrika (FRANTZEN et al. 2001).

Auch Umsiedlungen scheinen keine Lösung für den langfristigen Schutz des Hyänenhundes in Nordkamerun zu sein, da es einfach viel zu arbeitsaufwendig und kostspielig sein würde, Tiere im dichten Buschland zu fangen (pers. Beob.; KUWONG pers. Mitt.). Auch besteht zu wenig Information über mögliche Umsiedlungsgebiete, da diese eine möglichst geringe Löwendichte haben sollten (CREEL & CREEL 1996).

7.7 Populationsbestimmung und Monitoring großer Karnivoren

Weitere Regionen sollten nach Zeichen der Präsenz von Hyänenhunden untersucht werden.

Dies trifft besonders auf die Region zwischen Faro NP und Benoue NP zu (ZIC 18, ZIC 16, ZIC 5), um zu verstehen ob die beiden Populationen eine Metapopulation bilden und zwischen ihnen genetischer Austausch stattfindet. Mehr Information ist über ZIC 9 zu erfahren, in der Hyänenhunde 1999 noch häufiger gesehen wurden. Weiterhin sollte um den Berg Tschabal Mababo im Adamawa-Plateau 100 km südwestlich vom Faro NP nach Hyänenhunden gesucht werden.

Es können Flugblätter mit Abbildung eines Hyänenhundes verteilt werden, die auf die Problematik hinweisen und um Kooperation bitten. Dies betrifft alle direkten (Anzahl, Alter, Geschlecht) und indirekten Beobachtungen, sowie Informationen über die Wanderungen der Mbororos. Da Hyänenhunde individuell unterscheidbar sind, sollten die professionellen Jäger und deren Kundschaft nach Fotos gefragt werden, die von Hyänenhunden gemacht wurden (MADDOCK & MILLS 1994).

Eine Methode mehr direkte Beobachtungen zu erhalten und so Fotos von den Hyänenhunden zu machen beinhaltet "playback"-Abspielen. Dabei werden mit Hilfe des "hoo"-Kontaktlautes die Tiere angelockt, die aus einer Ent-

fernung von 800 m bis 2 km ankommen (KÜHME 1965; ROBBINS & MCCREERY 2001). Diese Methode funktioniert in dichten und offenen Habitaten. Es gibt nur wenig Wissen über Löwen in Nordkamerun und ihre Verbreitung und Abundanz bleibt ohne Populationsschätzungen ungeklärt (BAUER et al. 2001). Ökologische Beziehungen unter den Karnivoren müssen verstanden werden, um Naturschutzbemühungen erfolgreicher zu machen. Dies gilt sowohl für Jäger als auch für Beute (CREEL 2001b). Andere Karnivoren können anhand der Playback-Methode (MILLS 1993; MILLS & HOFER 1998; OGUTU & DUBLIN 1998) im Benoue NP, Bouba Ndjida NP und angrenzenden ZICs gezählt werden.

7.8 Radiotelemetriestudien an Hyänenhunden

Obwohl einige Autoren annehmen, dass Radiotelemetrie und direkte Behandlung zum Aussterben der Population im Serengeti-Ökosystem führte (BURROWS 1992; BURROWS et al. 1994; BURROWS et al. 1995), wurde dies vielfach angezweifelt (CREEL 1992; MACDONALD et al. 1992; DYE 1996; CREEL et al. 1997a). Vergleichsstudien aus unterschiedlichen Populationen wiesen auf keine Unterschiede der Überlebensrate zwischen behandelten und unbehandelten Individuen hin (GINSBERG et al. 1995; CREEL et al. 1997).

Die gewonnenen Ergebnisse radiotelemetrischer Studien überbieten die theoretischen Kosten (GINSBERG et al. 1995; LAURENSEN & CARO 1994). Während jeder Radiotelemetrestudie sollte allerdings ein Monitoringprotokoll über den Gesundheitszustand der behandelten Tiere geführt werden und so viel Information wie möglich gesammelt werden (WOODROFFE 2001a).

Hyänenhunde sind extrem schwer zu finden und zu verfolgen. Besondere Tiere können hingegen täglich aufgesucht und beobachtet werden. Ohne radiotelemetrische Studien können keine demographischen Informationen gewonnen, ökologischen Prozesse aufgezeichnet oder Krankheiten identifiziert werden (CREEL 1996). Dies sind alles wichtige Aspekte zum Verstehen und besseren Schutz der Hyänenhunde in Nordkamerun. Das betrifft auch eine Bewertung der Angriffe auf Haustiere und der Identifizierung von Konfliktzonen. Können Rudel verfolgt werden, sollten nach den Richtlinien der

IUCN/SSC CSG (WOODROFFE et al. 1997) einzelne Tiere betäubt und mit Radiohalsbändern versehen werden. Dies müsste mit einem Betäubungspfeil vom Auto aus geschehen (MILLS 1993a). Narkotika und Dosierungen sollten mit der Lycaon Working Group abgesprochen werden.

Es gezielmte sich allerdings auf die Problematik des Einfangens und Betäubens hinzuweisen werden. Erste Fangversuche mit Kastenfallen in der Nähe vom Faro NP verliefen erfolglos (KUWONG 2000). Die beste Methode ist die Betäubung vom Fahrzeug (MILLS 1993a). Teure Methoden, wie Treibjagden mit einem Hubschrauber (ENGLISH et al. 1993) sind sicherlich nicht durchführbar. Kürzlich zeigten Versuche, dass Netze den Hyänenhunden am wenigsten Stress verursachen (RASMUSSEN 2001).

Sind einzelne Tiere besendert, können Wanderungsbewegungen aufgezeichnet und die Streifgebiete ermittelt werden (FULLER & KAT 1990). Unterschiedliche Aktivitäten (Jagd, Nahrungssuche, Nahrungsaufnahme,...) werden alle 15 Minuten notiert (MARTIN & BATESON 1993; CARO 1994).

Idealerweise sollten zusätzlich Subadulttiere besendert werden, um mehr Informationen über das Ausbreitungsverhalten des Hyänenhundes in Nordkamerun zu erhalten. Diese Daten, besonders maximale Ausbreitungsdistanzen und Richtungen (CHEPKO-SADE & HALPIN 1987), sind von entscheidender Bedeutung für den Schutz des Hyänenhundes, da genetische Heterozygotät und demographische Verhältnisse in kleinen Populationen durch Immigration erhalten werden (FRANKEL & SOULÉ 1981; LANDE 1988). Es wäre außerdem sehr wichtig zu wissen, ob die Hyänenhunde zwischen Faro NP und Gashaka Gumti NP wandern.

GPS-Halsbänder gibt es zwar schon für Wölfe (LOOMIS pers. Mitt.); diese sind aber noch zu schwer für Hyänenhunde (WOODROFFE pers. Mitt.). Satellitenhalsbänder bieten den Vorteil einer durchgehenden Aufzeichnung der Rudelpositionen auch in der Regensaison, wenn die Befahrbarkeit der Pisten limitiert ist. VHF-Halsbänder erlauben es, die Rudel jeden Tag im Feld aufzusuchen, um Information über ihre Verhaltensökologie zu erhalten. Idealerweise sollten zwei Rudelmitglieder mit jeweils einem dieser Halsbänder besendert werden. Eine Langzeitstudie kann zusätzlich für einige Leute aus der Umgebung einen lukrativen Job bedeuten und möglicherweise Wilderer zu Wildhütern machen (SILLERO-ZUBIRI & LAURENSEN 2001).

Zusammengefasst sind folgende Massnahmen notwendig, um den Hyänenhund langfristig in Nordkamerun zu sichern:

1. Schutz des Hyänenhundes in seinem natürlichen Lebensraum

- Direkte Verfolgung muss stoppen
- Die Beutedichte muss hoch bleiben – Patrouillen müssen regelmäßig erfolgen
- Mbororo Viehhirten müssen erzogen werden
- Traditionelle Autoritäten (Lamidos) müssen über die Naturschutzziele informiert werden
- Die Anzahl der Haushunde darf nicht steigen
- Es sollten Schilder an Hauptverkehrslinien aufgestellt werden, die auf Hyänenhunde hinweisen (besonders zwischen Voko und Dschalingo, auf Nationalhighway Nr.1 an der Grenze von ZIC 5)

2. Erhalt großer Schutzgebiete

- Nähe und Zusammenhang der Schutzgebiete muss aufrecht erhalten bleiben (innerhalb von Kamerun und mit Gashaka Gumti NP, Nigeria)
- Habitatverlust sollte sehr gering gehalten werden
- Viehherden müssen aus den Schutzgebieten vertrieben werden
- Korridore zwischen den Schutzgebiete müssen erhalten bleiben (besonders zwischen Benoue NP und Faro NP)

3. Verhaltensökologische/Langzeit Studien

- Es Bedarf der Notierung aller Sichtungen von Hyänenhunden (Verteilung von Flugblättern und Postern)
- Radiotelemetriestudien sind notwendig, um mehr Information über Verbreitung, Streifgebiete und Verhalten zu gewinnen - bestes Gebiet: ZIC 13 oder Region südöstlich vom Benoue NP (Doudja)
- Es Bedarf einer Zählung der anderen Karnivoren (Löwen und Tüpfelhyänen) im Benoue NP, Bouba Ndjida NP und in ZICs

8. Zusammenfassung

In den letzten Jahrzehnten sind die Populationen des Afrikanischen Hyänenhundes im gesamten Afrika dramatisch gesunken. Die Informationen über den Afrikanischen Hyänenhund in Zentralafrika, besonders in Nordkamerun, sind sehr gering. In der Trockensaison 2001 wurden menschliche und ökologische Faktoren untersucht, die den Hyänenhund in und um den Faro NP in Nordkamerun limitieren. Die Nahrungsökologie des Hyänenhundes (n=13) und seiner natürlichen Gegenspieler (Löwen (n=119) und Tüpfelhyänen (n=148)) wurde anhand von Kotuntersuchungen bestimmt. Die Karnivoren verzehrten nur Säugetiere. Es wurden 388 Beutebestandteile mit einem Durchschnitt von 1,4 Beutebestandteilen/Probe identifiziert. Grasantilopen kamen in 56% und Wasserböcke in 17% der Kotproben der Hyänenhunde vor. Im Kot von Tüpfelhyänen fand man bei 59% Grasantilopen und bei 9% Schirrantilopen. Löwen verzehrten 35% Grasantilopen, 9% Schirrantilopen und Wasserböcke. Stachelschweine, Pinselohrschweine, Paviane und Pferdeantilopen machten jeweils 7% der vorgefundenen Beutebestandteile im Löwenkot aus. Es konnten keine Bestandteile eines Haustiers in den untersuchten Kotproben gefunden werden. Zwei frische Hyänenhundkotproben wurden für genetische Analysen gesammelt. Hyänenhunde in Nordkamerun zeigen ähnliche Verhaltensweisen wie in anderen Gebieten Afrikas. Die Anzahl der Hyänenhunde in Nordkamerun ist dramatisch gesunken und die Rudelgröße ist in den letzten Jahrzehnten drastisch geschrumpft. Hyänenhunde kommen im gesamten Schutzgebiet in Nordkamerun in sehr geringer Dichte vor. Die Anzahl der verbliebenen Tiere wird auf 50 bis 100 geschätzt. Interviews und Literaturrecherche zeigten, dass Habitatverlust, Verlust der Beutetiere und direkte Verfolgung durch Mbororo Viehhirten die entscheidenden Gründe für den Rückgang der Population in Nordkamerun sind. Alle anderen Faktoren, die die Anzahl der Hyänenhunde gering halten, sind die gleichen wie in anderen Ländern im Südlichen und Ostafrika: Kabelschlingen, Verkehrsunfälle, Krankheiten und Konkurrenz mit anderen Großkarnivoren. Der Erhalt großer Schutzgebiete und die Verringerung der direkten Tötungen sind entscheidende Voraussetzungen, um den Hyänenhund langfristig in Nordkamerun zu schützen. Radiotelemetriestudien werden empfohlen, um mehr Wissen über die Verhaltenökologie der Hyänenhunde in Nordkamerun zu erfahren.

9. Summary

The African wild dog has declined dramatically during the last decades in the whole of southern Africa. Not much information is known on wild dogs in Central Africa especially the population in northern Cameroon. Human and ecological factors limiting wild dogs in and around Faro NP were investigated in the dry season 2001.

Feeding ecology of wild dog (N=13) and major antagonists (lion (*Panthera leo*) (N=119) and spotted hyena (*Crocuta crocuta*) (N=148)) was determined from scat analysis. Carnivores consumed only mammalian prey. 388 prey items were identified giving an average of 1.4 prey items/sample. Buffon's kob (*Kobus kob*) accounted for 56% and waterbuck (*Kobus ellipsipymnus*) for 17% of the wild dogs' diet. In spotted hyena faeces 59% of identified prey items were kob and 9% bushbuck (*Tragelaphus scriptus*). Kobs comprised 35%, bushbucks 9% and waterbucks, porcupines (*Hystrix cristata*), red river hogs (*Potamochoerus porcus*), baboons (*Papio anubis*) and roan antelopes (*Hippotragus equinus*) 7% of prey items in lion faeces. No prey item of domestic animal was found in the faeces. Two fresh faecal samples were collected for genetic analysis.

Wild dogs in northern Cameroon show similar behaviour to other study populations in Africa. Wild dogs' numbers have been drastically reduced and pack size has declined immensely in the last decades. Wild dogs are distributed over the whole protected areas net in northern Cameroon in very low density. The number of remaining wild dogs ranges between 50 and 100. Interviews and literature review show that habitat loss, loss of prey and direct persecution by Mbororo herdsmen have been the major causes for wild dogs' decline, and these threats still exist today. All other factors keeping wild dogs' numbers low, are the same than in other countries in Southern and East Africa, namely snaring, road kills, diseases, and competition with other large carnivores. The highest priority for wild dog conservation in northern Cameroon is to maintain contiguity of wildlife areas and limiting direct persecution. Radio telemetry studies are highly recommended to increase knowledge of wild dogs' behavioural ecology.

10. Anhang

10.1 Schutzgebiete und deren Fläche in Nordkamerun

ZIC-Nr.	Name	Fläche (ha)
	Faro NP	330000
	Benoue NP	180000
	Bouba Ndjida NP	220000
1	Buffle Noir/Sakje	39552
2	Bandjoukri	75648
3	Mayo Oldiri	55328
4	Bel Eland	40640
5	Mayo Alim/Cobas	85120
7	Campement D'Elephant	97920
8	Mayo Boulel/Tatou	35040
8bis	Louga	8320
9	Grande Capitaine	50072
10	Rey Bouba/Landou	46464
11	Mayo Bidjou/Vaimba	63192
12	Campement des rhinoceros	115520
13	Campement des hippopotames	61216
14	Boumedje	142656
15	Faro coron	76128
16	Faro ouest	164000
17	Ndock	96256
18	Demsa	58624
18bis	Mayo Bigoue/Mana	118976
19	Tcheboa	214080
20	Mayo Duele	49792
21	Sorembeo	32448
22	Vogzoum	114752
22bis	Djivorke	93824
23	Djibao	71424
24	Kourouk	146912
25	Mayo Oldiri Nord	97888
26	Mayo Oldiri Sud	86368
	Zone communautaire Voko-Bantadje	74884
	Zone communautaire Doupa	65000

Quelle: OWADA (2000)

10.2 Jährlicher Regenfall (mm) um den Faro NP

	1996		1997		1998		1999	
Monat	Poli	Pate Manga	Poli	Gode	Poli	Gode	Poli	Gode
März	33	0	0	0	0	0	8	0
April	82	73	108	33	73	25	53	58
Mai	169	160	255	177	223	183	164	149
Juni	273	0	247	319	52	80	176	167
Juli	94	242	322	313	266	345	231	309
August	399	527	365	293	356	242	297	164
September	419	708	224	223	347	293	375	229
Oktober	99	75	255	287	0	147	287	223
Gesamt	1568	1785	1778	1645	1317	1315	1591	1299

Quelle: DONFACK et al. (2001)

10.3 Temperaturen in Poli und Fignole 1970-1979 (Faro Department)

J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	Ø Jahr
22,0	25,5	29,1	30,3	28,7	26,4	25,2	25,5	25,1	25,5	23,9	22,9	25,8

Quelle: MAHAMAT (1981)

10.4 Hyänenhundsichtungen 2000/2001

Datum	Schutzgebiet	Gegend	Anzahl	Erwach- sene	Männlich	Weiblich	Jungtiere
September 2000	Bouba Ndjida NP	Mayo Demsa	4	?	?	?	?
März 2001	Südlich von Bouba Ndjida NP	15 km von Dorf Tam	6	?	?	?	?
Dezember 2000	Faro NP (ost)	15 km südöstlich von Camp. Hippopotame.	7	?	?	?	?
Mitte April 2001	Faro NP (ost)	Östliche Spitze	2	?	?	?	?
Anfang 2000	Faro NP (nord)		12	?	?	?	?
10. November 2000	Faro NP (nord)	Mayo Isselou nahe Tongo	8	6	3	3	2
20. November 2000	Faro NP (nord)	Nähe Mali	12	9	5	4	3
November 2000	Faro NP (nord)	Mayo Nial	2	?	?	?	?
November 2000	Faro NP (nord)	Zusammenfluß von Mayo Kokalti & Faro	14-15	?	?	?	?
Anfang Februar 2001	Faro NP (nord)	Faro NP (Tapare)	2	2	?	?	?
März 2001	Faro NP (nord)	nahe Mayo Fel	viele	?	?	?	?
Mitte März 2001	Faro NP (nord)	Mayo Faro, nahe Mayo Fel	6	6	?	?	?
16. April 2001	ZCB Voko-Bantadje	Mayo Boukar zwischen Djonge und Bantadje	2	?	?	?	?
Januar 2001	ZCB Voko-Bantadje	Bantadje	1	1	?	?	?
November 2000	ZIC 2		?	?	?	?	?
2000/2001	ZIC 5		?	?	?	?	?
Februar 2001	ZIC 7		4	?	?	?	?
?	ZIC 12		6	?	?	?	?
März 2000	ZIC 12		8	?	?	?	?
20. Mai 2001	ZIC 13	nahe Dundai	14-15	?	?	?	?
25. Mai 2001	ZIC 13		15	10	?	?	5
April 2000	ZIC 13		1	?	?	?	?
Anfang März 2001	ZIC 13	8 km nordöstlich von Dschalingo	viele	?	?	?	?
Ende März 2001	ZIC 13	Nähe Mayo Djarendi	3	3	?	?	?
Januar 2001	ZIC 13		6	6	?	?	?
März 2001	ZIC 13	5 km von Mayo Faro	1	?	?	?	?
März 2001	ZIC 13		8	8	?	?	?
März 2001	ZIC 13	Mayo Konoue	4	?	?	?	?
Mai 2001	ZIC 13		8	8	?	?	?
Mitte April 2001	ZIC 13	Nähe Campement des Hippopotame	6	?	?	?	?
November 2000	ZIC 13		14-15	10	?	?	4
November 2000	ZIC 13	Nähe Dundai	14-15	?	?	?	?
10. Juni 2001	ZIC 18	Mayo Djarendi nahe Taroua	1	1	1	?	?
?	ZIC 23/21	Mayo-Djame	4	?	?	?	?
4. Juni 2000	ZIC 26	Hosere Mbansi	6	?	?	?	?

10.5 Populationsgröße großer Säugetiere im Benoue NP

Art ¹	Boden- zählung ²	Schätzung ³	Boden- zählung ⁴	Boden- zählung ⁵
Warzenschwein	1.200	n.c. ⁶	864	- ⁷
Büffel	235	300-400	-	-
Schirrantilope	650	<800	702	281
Elenantilope	375	200-300	126	-
Rotflanken- ducker	1.000	<1.000	-	-
Kronenducker	1.650	<1.500	828	2.077
Bleichböckchen	73	2.000	1.638	2.952
Riedbok	15	200	972	1.435
Wasserbock	1.350	500-800	702	-
Grasantilope	2.850	2.500	7.002	12.229
Kuhantilope	3.000	<3.000	3.384	27.418
Leierantilope	3	20-30	-	0
Pferdeantilope	325	>1.000	1.188	-
Elefant	20	540	-	0
Giraffe	17	100	-	-
Flusspferd	n.c.	n.c.	n.c.	590
Schwarzes Nashorn	8	n.c.	0	0

¹nur Ungulata (ohne Tubulidentia & Hyracoidea) Quelle: ²STARK 1986 (im Jahr 1975); ³EAST 1995 (im Jahr 1994) (außer Elefant: TCHAMBA et al. 1991); ⁴WWF 1998 (im Jahr 1998); ⁵GOMSÉ & MAHOP 2000 (außer Flusspferd: ZIBRINE & GOMSÉ 1999) (im Jahr 1999); ⁶"n.c." = nicht gezählt; ⁷"-" = nicht genügend Beobachtungen

10.6 Populationsgröße großer Säugetiere im Bouba Ndjida NP

Art ¹	Luftzählung ²	Bodenzählung ³	Schätzung ⁴
Warzenschwein	1.090	2.196	n.c. ⁵
Büffel	4.331	1.500-2.000	<400
Schirrantilope	- ⁶	700-1.000	<1.000
Elenantilope	974	800-1.100	300-400
Rotflankenducker	-	1.000-1.500	1.000
Kronenducker	1.279	5.400	1.500
Bleichböckchen	3.983	11.736	4.000
Riedbok	3.221	5.663	3.000
Wasserbock	1.243	1.383	<800
Grasantilope	-	0-20	20
Kuhantilope	6.659	6.988	3.500
Leierantilope	239	100-200	40
Pferdeantilope	4.114	4.356	<2.000
Elefant	232	150-300	600
Giraffe	169	75-150	100
Flusspferd	n.c.	n.c.	n.c.
Schwarzes Nashorn	53	25-50	?

¹nur Ungulata (ohne Tubulidentia & Hyracoidea) Quelle: ²VAN LAVIEREN & BOSCH 1976 (im Jahr 1976); ³ VAN LAVIEREN & ESSER 1979 (im Jahr 1977); ⁴ EAST 1995 (im Jahr 1994) (außer Elefant: TCHAMBA et al. 1991); ⁵"n.c." = nicht gezählt; ⁶"-" = nicht genügend Beobachtungen

10.7 Auszug aus dem Feldtagebuch vom 22. Juni 2001

Zusammen mit den beiden Fährtenlesern Malgambo und Naissa verlasse ich das "Campement des Hippos" erst gegen 7.45 h. In der Nacht und am Vorabend hat es seit langemwieder heftig geregnet. Endlich. Jetzt kann man Spuren sehen und ihnen folgen.

Die meisten Kobs (Grasantilopen), die wir sehen, liegen im nassen Gras. Wenn es nicht geregnet hat, suchen die Kobs um diese Uhrzeit bereits nach frischen Gräsern.

Auf den Autopisten finden wir keine Spuren. Auch in der Gegend um Mayo Konoue ist nichts zu finden. Der Mayo, der gestern nur einige wenige Wasserlöcher besaß, führt jetzt fließendes Wasser und wird, so wurde mir berichtet, im August zum reißenden Fluss.

Ich entscheide mich, in einem Band von 2-5 km vom Mayo Faro nach Spuren zu suchen. An gleicher Stelle haben wir gestern zwei Tage alte Spuren von Wild dogs (Hyänenhunden) gefunden. Komischerweise haben sie sich in einem Wilderercamp ausgeruht und zwar exakt dort, wo die Wilderer ihre Hütte platziert hatten.

Um 11 h nach 15 km finden wir eine Spur vom Vorabend. Es ist der Pfotenabdruck eines Adulttieren, sehr wahrscheinlich ein Rüde. Ich bemesse die Pfotenausmaße und schicke die Fährtenleser in beide Richtungen, um nach weiteren Spuren anderer Rudelmitglieder zu suchen.

Naissa findet einen frischen Abdruck vom Morgen. Die erste richtige Fährte seit Januar.

Wir folgen der Spur einige Meter als plötzlich etwas aus dem Gebüsch vor uns flüchtet. Ich renne nach links, Malgambo nach rechts - nichts zu sehen. Das Gebüsch hat uns die Sicht verdeckt. Die Spur des Wild dog führt uns direkt ins Gebüsch. Der Wild dog hat sich in einem Erdloch verkrochen und ist nur 10 m vor unseren Augen geflohen.

Wir folgen der Spur, die uns Richtung Süden führt. Es scheint, dass das Tier keine Pause macht. Wie mir berichtet wurde, bewegen sich die Wild dogs nach einem Regentag mit starker Bewölkung (wie heute) den ganzen Tag. Vielfach haben wir Probleme der Spur zu folgen, da das Tier Sprünge von einigen Metern einlegt. Nach rund zwei Kilometer finden wir frischen Kot, den ich sehr dringend für die genetische Analyse benötige. Nach einem wei-

teren Marsch finden wir den zweiten Kothaufen. Mich wundert die graugrünliche Farbe des frischen Kots, ähnlich wie bei Gorillas und Pavianen. Nach der Farbe der Haare im Kot zu urteilen, scheint das Tier einen Kob verzehrt zu haben; nicht verwunderlich, da die Zone von Mr. Marty (ZIC 13) schon längst nicht mehr viele große Antilopen besitzt - zu viel Wilderei von allen Seiten und zu wenig Patrouillen.

Die Verfolgung des Tiers ist nicht einfach und hängt entscheidend vom Bodenbelag ab.

Wir sind der Spur nun schon seit zwei Stunden gefolgt. Das Tier behält seine Richtung bei. Vielfach folgt es dabei den Trampelpfaden der Kobs und, wie nicht anders zu erwarten war, finden wir einige Fallenlöcher und Fallentämme aus dieser Trockensaison. Kabelschlingen sind ein echtes Problem während dieser Jahreszeit und scheinen zudem Wild dogs getötet zu haben, nicht verwunderlich, wenn sie die gleichen Pfade benutzen wie die Antilopen.

Aus dem vor uns liegenden Mayo flüchten panikartig drei Kobs auf uns zu. Es scheint sie haben den Wild dog gesehen oder gerochen. Sie laufen Zick Zack und schauen sich ständig um.

Leider müssen wir die Verfolgung gegen 14.30 h abbrechen. Die Spuren sind auf dem steinigen Boden nicht mehr zu erkennen. Wir verzehren schnell unsere Marschverpflegung und machen uns auf den Rückweg, da wir mehr als 12 km Luftlinie vom Camp entfernt sind.

Nachdem wir weitere Kabellöcher gefunden haben, stossen wir auf ein aktives Wilderercamp. Niemand ist anwesend. Dunkle Regenwolken tauchen sowohl im Westen und Osten auf. Ich beschließe das gesamte Material (Platane, Kleidung, Töpfe, Wasserkanister, Pfeil & Bogen, Messer, Moskitonetze) mitzunehmen. Anhand der Kleidung kann man die Wilderer später identifizieren. Wir zerstören das Hüttengestell und folgen den Fußspuren einige 100 m. Sie führen zu der Region, die kürzlich niedergebrannt wurde. Sicherlich haben die Wilderer gehofft, dass das frische Gras viele Antilopen anlockt und so eine leichte Beute für sie ist.

Nach 34 km Fußmarsch erreichen wir unser Camp gegen 18.30 h. Erst am Abend realisiere ich, wie nah wir heute an einer direkten Beobachtung oder sogar einem Foto waren. Auf ein neues am nächsten Morgen.

10.8 Ausrüstung

10.8.1 Navigation

GPS (Garmin 12XL)

Kompass (Recta DP 65)

Schrittmesser (K&R Walk 20)

Karten 1/200.000



Abbildung 34 Feldausrüstung

10.8.2 Datenaufnahme

Notizblock

Bleistift und Kugelschreiber

Maßband

10.8.3 Fotoausrüstung

Spiegelreflexkamera (Canon EOS 1000FN)

Standard-Objektiv (Canon 1:1,8 50 mm)

Zoom-Objektiv (Sigma 3,8-5,6 28-200 mm)

Telezoom-Objektiv (Tokina 4,5-5,6 80-400 mm)

10.8.4 Probenentnahme

OP-Handschuhe

Zip-Lock-Plastikbeutel

Pinzette

1,5 ml Phyole (genetische Proben)

10.8.5 Chemikalien und Mikroskope

95% Alkohol zur Speicherung der frischen Kotproben (genetische Proben)

Alkohol (90 %) zur Reinigung der Kotproben

Azeton zur Reinigung der Kotproben

Eindeckmittel für die Mikroskopie (Nagellack, Eukitt, Entelan, Neomount)

Leica Zoom 2000 Stereozoom-Mikroskop (max. Auflösung 45fach)

Bausch & Lomb Lichtmikroskop (max. Auflösung 500fach)

10.9 Wichtige Kontaktadressen

Thomas Breuer
Rübenacher Straße 29
56220 Kaltenengers
Deutschland
Tel.: +49 -2630/ 84334
e-mail: breuer1@gmx.de

WWF-NSSP
B.P. 126
Garoua
Kamerun
Tel.: +237- 27- 20- 69
Fax: +237- 27- 20- 22
e-Mail: wwfnsp@iccnet.cm

Georg-August-Universität Göttingen
Zentrum für Naturschutz
Prof. Dr. Michael Mühlenberg
Von-Siebold-Str.2
37075 Göttingen
Tel.: +49-551-39-9282
Fax.: +49-551-39-9234
e-Mail: mmuehle@gwdg.de

Dr. Robert Wayne
Department of Biology
621 Circle Drive South
University of California at Los Angeles
Los Angeles, CA 90024
U.S.A.
e-mail: rwayne@ucla.edu

10.10 Wichtige Internetseiten

www.canids.org

Homepage der IUCN/SSC Canid Specialist Group

www.iucn.org

Homepage von IUCN

www.nczooeletreck.org

Elefantenprojekt der NCZS in Nordkamerun

www.panda.org

Homepage von WWF-International

www.wwfcameroon.org

Homepage von WWF-CPO

www.carnivoreconservation.org

Nützliche Informationen zum Schutz von Karnivoren weltweit

11. Literaturverzeichnis

- ACKERMANN, B.B., LINDZEY, F.G., Hemker, T.P., 1984: Cougar food habits in Southern Utah. *Journal of wildlife management*. 48: 147-155.
- ALEXANDER K.A., APPEL, M., 1994: African wild dogs (*Lycaon pictus*) endangered by a canine distemper epizootic among domestic dogs near the Masai Mara National Reserve, Kenya. *Journal of Wildlife Diseases*. 30: 481-485.
- ALEXANDER, K.A., CONRAD, P.A., GARDNER, I.A., PARISH, C., APPEL, M., LEVY, M.G., LERCHE, N., KAT, P., 1993a: Serologic survey for selected microbial pathogens in African wild dogs (*Lycaon pictus*) and sympatric domestic dogs (*Canis familiaris*) in Masai Mara, Kenya. *Journal of Zoo & Wildlife Medicine*. 24: 140-144.
- ALEXANDER, K.A., KAT, P.W., FRANK, L.G., HOLEKAMP, K.E., SMALE, L., HOUSSE, C., APPEL, M.J.G., 1995a: Evidence of canine distemper virus infection among free-ranging spotted hyaenas (*Crocuta crocuta*) in the Masai Mara, Kenya. *Journal of Zoo & Wildlife Medicine*. 26: 201-206.
- ALEXANDER, K.A., KAT, P.W., HOUSSE, J., HOUSE, C., O'BRIEN, S.J., LAURENSEN, M.K., MCNUTT, J.W., OSBURN, B.I., 1995b: African horse sickness and African carnivores. *Veterinary Microbiology*. 47: 133-140.
- ALEXANDER, K.A., KAT, P.W., MUNSON, L.A., KALAKE, A., APPEL, M.J.G., 1996: Canine distemper-related mortality among wild dogs (*Lycaon pictus*) in Chobe National Park, Botswana. *Journal of Zoo & Wildlife Medicine*. 27: 426-427.
- ALEXANDER, K.A., RICHARDSON, J.D., MUNSON, L., KAT, P.W., 1993b: An outbreak of Rabies among African wild dogs (*Lycaon pictus*) in the Masai Mara, Kenya. *Proceedings of the American Association of Zoo Veterinarians*. 388
- AMERASINGHE, F.P., 1983: The structure and identification of the hairs of the mammals of Sri Lanka. *Ceylon Journal of Science*. 16(1+2): 76-125.

- ANDREKA, G., LINN, I.J., PERRIN, M.R., MADDOCK, A.H., 1999: Range use by the wild dog in the Hluhluwe-Umfolozi Park, South Africa. *South African Journal of Wildlife Research*. 29: 1-9.
- AUBRÉVILLE, A., 1950: *La flore forestière soudano-guinéenne*. Paris: Société d'éditions géographiques, maritimes et coloniales.
- BAGGETT, S., 1998: A questionnaire survey of the African wild dog in Gashaka Gumti National Park, Nigeria, M. Res. Dissertation. London: University College.
- BAILEY, T.N., 1993: *The African Leopard*. New York: Columbia University Press.
- BAILLIE, J., GROOMBRIDGE, B., 1996: 1996 IUCN red list of threatened animals. Gland: IUCN/SSC.
- BALDUS, R., 1991: *Community Wildlife Management and the Selous Game Reserve*. Wildlife Division and Selous Conservation Programme. Discussion paper No. 12. Dar es Salaam: GTZ.
- BANAGE, W.B., 1979: *Wildlife conservation and its problems in Zambia*. In: JOHNSON, D.S., ROEDER, W. (Hrsg.): *A review of some environmental problems in Zambia*. Proceeding of the national Seminar on Environment & Developpement.
- BARNAUD, M., 1996: *Projet de conservation et gestion de la biodiversité au Cameroun – Composante "Ecosysthèmes des savanes"*. Unveröffentlicher Bericht der Weltbank.
- BAUER, H., 1999: "People and Parks": The Stakes of Co-Management. In: BAUER, H., MADI, A. (Hrsg.): *People, Parks and Wildlife: Contributions from Cameroon – Proceedings on the seminar "People and Park" organised by CEDC in Maroua, Cameroon on 6 February 1998*. Maroua: CECG.
- H. BAUER, H., DE IOMGH, H.H., PRINCEE, F.P.G., NGANTOU, D. (Hrsg.) 2001: *Status und Needs for Conservation of Lions in West und Central Africa: An Information Exchange Workshop Report*, Conservation Breeding Specialist Group (IUCN/SSC), Apple Valley, MN.

- BELL, R.H.V., 1982: The effect of soil nutrient availability on community structure in African ecosystems. In: HUNTLEY, B.J., WALKER, B.H. (Hrsg.): Ecology of Tropical Savannas. New York: Springer.
- BELL, R.H.V., 1987: Conservation with a human face: conflict and reconciliation in African land use planning. In: ANDERSON, D., GROVE, R. (Hrsg.): Conservation in Africa - people, policies and practice. Cambridge: Cambridge University Press.
- BENE BENE, L.C., GOMSÉ, A., TCHAMBA, M., DONFACK, P., 1999: Distribution passée, nombre et répartition actuelle du Lycaon (*Lycaon pictus* Temminck 1820) et d'autres espèces de carnivores (lion, hyène tachetée et chien domestique) au nord Cameroun. Unveröffentlicher Bericht. Garoua: WWF-NSSP.
- BERE, R.M., 1955: The African wild dog. *Oryx*. 3: 180-182.
- BERGER, J., 1990: Persistence of different-sized populations: an empirical assessment of rapid extinctions in bighorn sheep. *Conservation Biology*. 61: 91-98.
- BERGER, J., 1998: Future prey: consequences of the loss and restoration of large carnivores. In: CARO, T. (Hrsg.): Behavioural ecology and conservation biology. New York: Oxford University Press.
- BININDA-EMONDS, O.R.P., GITTLEMAN, J.L., PURVIS, A., 1999: Building large trees by combining phylogenetic information: a complete phylogeny of the extant Carnivora (Mammalia). *Biological Review*. 74: 143-175.
- BLUMENSCHINE, R.J., CARO, T.M., 1986: Unit flesh weights of some East African bovids. *African Journal of Ecology*. 24: 273-286.
- BLURTON-JONES, N.S., KONNER, M.J., 1989: !Kung knowledge of animal behaviour. In: JOHANNES, R.E. (Hrsg.) Traditional ecological knowledge: a collection of essays. Gland: IUCN.
- BOITANI, L., 1992: Wolf research and conservation in Italy. *Biological Conservation*. 61: 125-132.
- BOSCH, M.L., 1976: Enquête écologique du Parc National de Bouba Ndjida. Rom: FAO.

- BOTHMA, J. DU P., 1998: Carnivore ecology in arid lands. Heidelberg: Springer.
- BOTHMA, J. DU P., LE RICHE E.A.N., 1994: Scat analysis and aspects of defecation in northern Cape leopards. *South African Journal of Wildlife Research*. 24(1&2): 21-25.
- BOURLIÈRE, 1962: La structure sociale des meutes de Lycaons. *Mammalia*. 26(2): 167-170.
- BOWLAND, A.E., 1993: The 1990/1991 cheetah photographic survey. Unveröffentlicher Bericht, Sukuza: Krüger National Park.
- BOWLAND, J.M., BOWLAND, A.E., 1991: Differential passage rates of prey components through the gut of serval *Felis serval* and black-backed jackal *Canis mesomelas*. *Koedoe*. 34: 37-39.
- BOWLAND, J.M., PERRIN, M.R., 1993: Diet of serval *Felis serval* in a highland region of Natal. *South African Journal of Zoology*. 28: 132-135.
- BRABANT, P., GAVAUD, M., 1985: Les sols et les ressources en terres du Nord Cameroun (Province du Nord et de l'extreme Nord). Bondy: O.R.S.T.O.M.
- BRABANT, P., HUMBEL, F.X., 1974: Notice explicative de la carte pédologique de Poli (N°51). Paris: O.R.S.T.O.M.
- BRUGIÈRE, D., 1996: State of wildlife and national parks in Northern Cameroon. *Wildlife and Nature*. 12 (1): 2-13.
- BRUNNER, H., COMAN, B., 1974: The identification of mammalian hair. Melbourne: Inkata Press.
- BUCKLAND, S.T., ANDERSON, D.R., BURNHAM, K.P., LAAKE, J.L., 1993: Distance sampling: estimating abundance of biological populations. London: Chapman & Hall.
- BUECHNER, H.K., 1974: Implication of social behaviour in the management of Uganda Kob. *IUCN Publication new series*. 24: 853-870.
- BUK, K.G., 1994: Conservation status of wild dog in Zambia. Vorläufiger Bericht. Livingstone: Zambia Wild Dog Project.

- BURNHAM, K.P., ANDERSON, D.R., LAAKE, J.L., 1980: Estimation of density from line transect sampling of biological populations. *Wildlife Monographs*. 72: 1-205.
- BURROWS, R., 1992: Rabies in wild dogs. *Nature*. 359: 277.
- BURROWS, R., 1995: Demographic changes and social consequences in wild dogs 1964-1992. In: SINCLAIR, A.R.E., ARCESE, P. (Hrsg.): *Serengeti II: research, management, and conservation of an ecosystem*. Chicago: Chicago University Press.
- BURROWS, R., HOFER, H., EAST, M.L., 1994: Demography, extinction and intervention in a small population: The case of the Serengeti wild dogs. *Proceedings of the Royal Society of London B*. 256: 281-292.
- BURROWS, R., HOFER, H., EAST, M.L., 1995: Population dynamics, intervention and survival in African wild dogs (*Lycaon pictus*). *Proceedings of the Royal Society of London B*. 262: 235-245.
- BUYS, D., KEOGH, H.J., 1984: Notes on the microstructure of hair of the Orycteropodidae, Elephantidae, Equidae, Suidae and Girrafidae. *South African Journal of Wildlife Research*. 14: 111-119.
- CARBONE, C., DUTOIT, J.T., GORDON, I.J., 1997: Feeding success in African wild dogs: does kleptoparasitism by spotted hyenas influence hunting group size? *Journal of animal Ecology*. 66: 318-326.
- CARBYN, L.N., PAQUET, P.C., 1986: Long distance movements of a coyote from Riding Mountain National Park. *Journal of Wildlife Management*. 50: 89.
- CARO, T.M., 1994: *Cheetahs of the Serengeti plains - Group living in an asocial species*. Chicago: University of Chicago Press.
- CARO, T.M., 1999a: Abundance and distribution of mammals in Katavi National Park, Tanzania. *African Journal of Ecology*. 37: 305-313.
- CARO, T.M., 1999b: Conservation monitoring: estimating mammal densities in woodland habitats. *Animal Conservation*: 2: 305-315.
- CARO, T.M., DURANT, S.M., 1995: The importance of Behavioural Ecology for Conservation Biology: Examples from Serengeti Carnivores. In:

- SINCLAIR, A.R.E., ARCESE, P. (Hrsg.): Serengeti II – Dynamics, Management and Conservation of an Ecosystem. Chicago: Chicago University Press.
- CARO, T.M., O'DOHERTY, G., 1999: On the Use of Surrogate Species in Conservation Biology. *Conservation Biology*. 13: 805-814.
- CAUGHLEY, G., 1994: Directions in conservation biology. *Journal of Animal Ecology*. 63: 215-244.
- CHARDONNET, P. (Hrsg.), 1995: Faune sauvage africaine- la ressource oubliée. Band I. Brüssel: Commission Européenne.
- CHEPKO-SADE, B.D., HALPIN, Z.T., 1987: Mammalian dispersal patterns: the effects of social structure on population genetics. Chicago: University of Chicago Press.
- CHILDES, S.L., 1988: The status and distribution of *Lycaon pictus* in Zimbabwe. *Biological Conservation*. 44: 301-316.
- COE, M.J., CUMMING, D.H., PHILLIPSON, J., 1976: Biomass and production of large African herbivores in relation to rainfall and primary production. *Oecologia*. 22: 341-354.
- CONNIFF, R., 1999: Africa's wild dogs. *National Geographic*. 5: 36-63.
- COURCHAMP, F., MACDONALD, D.W., 2001: Crucial importance of pack size in the African wild dog *Lycaon pictus*. *Animal Conservation*. 4:169-174.
- COURCHAMP, F., RASMUSSEN, G., 2001: The Implication of the allee effect for the conservation of painted hunting dogs. Abstract from the Canid Biology and Conservation conference 17-21 September. Oxford: IUCN/SSC Canid Specialist Group.
- CREEL, S., 1992: Cause of wild dog deaths. *Nature*. 360: 633.
- CREEL, S., 1996: Conserving wild dogs. *Trends in Ecology and Evolution*. 11 (80): 337.
- CREEL, S.R., 1998: Social organization and effective population size in carnivores. In: CARO, T.M. (Hrsg.): Behavioural ecology and conservation biology. Oxford: Oxford University Press.

- CREEL, S., 2001a: Four factors modifying the effect of competition on carnivore population dynamics as illustrated by African wild dogs. *Conservation Biology*. 15 (1): 271-274.
- CREEL, S., 2001b: Interspecific competition and the population biology of extinction-prone carnivores. In: GITTLEMAN, J.L., FUNK, S.M., MACDONALD, D.W., WAYNE, R.K (Hrsg.): *Carnivore conservation*. Cambridge: Cambridge University Press.
- CREEL, S.R., CREEL, N.M., 1993: Conservation of African wild dogs (*Lycaon pictus*): a photographic census in Mikumi National Park. Unveröffentlicher Bericht. Dar el Salaam: Tanzania National Parks.
- CREEL, S., CREEL, N.M., 1995a: Communal hunting and pack size in African wild dogs, *Lycaon pictus*. *Animal Behaviour*. 50: 1329-1339.
- CREEL, S., CREEL, N.M., 1995b: Status of African wild dogs in the Selous Game Reserve and Mikumi National Park. *Canid News* 3:34-35. Oxford: IUCN/SSC Canid Specialist Group.
- CREEL, S., CREEL, N.M., 1996: Limitation of African wild dogs by competition with other larger carnivores. *Conservation Biology*. 10: 526-538.
- CREEL, S., CREEL, N.M., 1998: Six ecological factors that may limit African wild dogs, *Lycaon pictus*. *Animal Conservation*. 1: 1-9.
- CREEL, S., CREEL, N.M., MATOVELO, J.A., MTAMBO, M.M.A., BATAMUZI, E.K., COOPER, J.E., 1995: The effects of anthrax on endangered African wild dogs (*Lycaon pictus*). *Journal of Zoology*. 236: 199-209.
- CREEL, S., CREEL, N.M., MONFORT, S.L., 1996: Social stress and dominance. *Nature*. 379: 212.
- CREEL, S.R., CREEL, N.M., MONFORT, S.L., 1997a: Radiocollaring and stress hormones in African wild dogs. *Conservation Biology*. 11: 544-548.
- CREEL, S.R., CREEL, N.M., MUNSON, L.; SANDERLIN, D., APPEL, M.J.G., 1997b: Serosurvey for selected viral diseases and demography of African wild dogs in Tanzania. *Journal of Wildlife Diseases*. 33 (4): 823-832.
- CUMMING, M., DU TOIT, D.H., STUART, S.N., 1990: African Elephants and Rhinos: Status Survey and Conservation Action Plan. Gland: IUCN.

- DAVIES, C., 1992: Status of the Lycaon in Zimbabwe. Unveröffentlicher Bericht. Arusha: Proceedings of a Workshop on the conservation & recovery of the African wild dog, *Lycaon pictus*.
- DAVIES, T.D., MILLS, M:G.L., MADDOCK, A., WILKINSON, I., 2001: Wild dogpopulation dynamics in Kruger national park, South Africa. Abstract from the Canid Biology and Conservation conference 17-21 September. Oxford: IUCN/SSC Canid Specialist Group.
- DAY, M.G., 1966: Identification of hair and feather remains in the gut and faeces of stoats and weasels. *Journal of Zoology*. 148: 201-217.
- DE BLASE, A.F., MARTIN, R.B., 1974: A Manual of Mammalogy - with keys to families of the world. Dubuque: Wcb.
- DEKEYSER, P.L., 1955: Les Mammifères de L'Afrique Noire Française. Dakar: I.F.A.N.
- DEKKER, D., 1968: Breeding the Cape hunting dog at Amsterdam Zoo. *International Zoo Yearbook*. 8: 27-30.
- DE IONGH, H.H., 1999: Potentials of community-based wildlife management systems in Africa. In: BAUER, H., MADI, A. (Hrsg.): *People, Parks and Wildlife: Contributions from Cameroon –Proceedings on the seminar "People and Park" organised by CEDC in Maroua, Cameroon on 6 February 1998*. Maroua: CECG.
- DE IONGH, H., TCHAMBA, M., TAMIS, W., VAN`T ZELFDE, M., PRINS, H., DE HAES, H.U., BAUER, H., TIAWAOUN, S., 1999: Results of four years` satellite tracking of Elephants in northern Cameroon. *Pachyderm*. 27: 62-65.
- DEPIERRE, D., VIVIEN, J., 1992: *Mammifères sauvages du Cameroun*. Paris: Ministère de la coopération et du développement.
- DJANKOUA, W.D., 2000: Perspectives et contribution économiques de la flore et de la faune sauvage au développement local dans la province du Nord Cameroun. Unveröffentlicher Bericht. Garoua: WWF-NSSP.
- DOBSON, A.P., HUDSON, P.J., 1986: Parasites, disease and the structure of ecological communities. *Trends in Ecology & Evolution*. 1: 11-14.

- DOBSON, A.P., MAY, R.M., 1986: Disease and Conservation. In: Soulé, M. (Hrsg.): Conservation biology: The science of scarcity and diversity. Sunderland: Sinauer Associates, INC.
- DONFACK, P., BEKKER, R., STELLINGWERF, W., 2000: Importance des corridors dans la gestion des ressources biologiques des aires protégées autour du parc national de la Bénoué (Nord Cameroun). Maroua: Bericht zur Konferenz "Management of fragile Ecosystems in north Cameroon: the need for an adaptive approach", Parallel Workshop, Session 4 "Co-Management of Benoue Valley Ecosystem" CEDC, 13-16 November.
- DONFACK, P., GOMSÉ, A., MOUSSA, C., TOUBA, G., LABONNE, M., 1998: Contribution à la faisabilité d' un projet de Game-Ranching: Analyse du potentiel bio-écologique et contexte socio économique de la zone 8bis (Louga). Unveröffentlicher Bericht. Garoua: WWF-NSSP/SNV.
- DONFACK, P., TCHAMBA, M.N., GOMSÉ, A., 1999: Etude bio-écologique et analyse du cadre juridique et institutionnel de la zone de chasse communautaire Doupa en cours de création au Nord Cameroun. Unveröffentlicher Bericht. Garoua: WWF-NSSP.
- DONFACK, P., TSAKEM, S.C., YELLO, Y., KINKEU, G.D., 2001: Etude de la végétation du parc national du Faro en relation avec les facteurs du milieu. Unveröffentlicher Bericht. Garoua: WWF-NSSP.
- DORST, J., DANDELLOT, P., 1970: A field guide to the larger mammals of Africa. London: Collins.
- DOUGLAS, R.M., 1989: A new method of cross-sectioning hair of larger mammals. South African Journal of Wildlife Research. 19 (2): 73-76.
- DOWSETT, R.J., 1969: Bird notes from the Central Cameroon. Bulletin of the Nigerian Ornithological Society. 6: 103-105.
- DOWSETT-LEMAIRE, F., DOWSETT R.J., 1999: Etudes ornithologiques et mammalogiques dans les parc nationaux de la Bénoué et du Faro. Unveröffentlicher Bericht. Garoua: WWF-NSSP.
- DREWS, C., 1995: Road kills of animals by public traffic in Mikumi National Park, Tanzania, with notes on baboon mortality. African Journal of Ecology. 33: 89-100.

- DREYER, J.H., 1966: A study of hair morphology in the family Bovidae. Onderstepoort Journal of Veterinary Research. 1966: 379-472.
- DUNN, A., 1993: The large mammals of Gashaka Gumti National Park: Line transect surveys from forest and Savannah. NCF/WWF-UK.
- DURCHFELD, B., BAUMGARTNER, W., HERBST, W., BRAHM, R., 1990: Vaccine associated canine distemper infection in a litter of African hunting dogs (*Lycaon pictus*). Zentralblatt für Veterinärmedizin B. 37: 203-212.
- DYE, C., 1996: Serengeti wild dogs: what really happened? Trends in Ecology and Evolution. 11: 188-189.
- EAST, R., 1984: Rainfall, soil nutrient status and biomass of large African savanna mammals. African Journal of Ecology. 22: 245-270.
- EAST, R., 1995: Antelope Survey Update Number 1. Gland: IUCN.
- EAST, R., 1999: African Antelope Database 1998. Gland: IUCN.
- EHRlich, P.R., 1992: Der Verlust der Vielfalt: Ursachen und Konsequenzen. In: WILSON, E.O. (Hrsg.): Ende der biologischen Vielfalt? Heidelberg: Spektrum.
- ELTRINGHAM, S.K., DIN, N.A., 1977: Estimates of the population size of some ungulate species in the Rwenzori National Park, Uganda. East African Wildlife Journal. 15: 305-316.
- EMSLIE, R., BROOKS, M., 1999: African Rhino: Status Survey and Conservation Action Plan. IUCN/SSP African Rhino Specialist Group. Gland: IUCN.
- ENGLISH, R.A., STALMANS, M., MILLS, M.G.L., VAN WYK, A., 1993: Helicopter assisted boma capture of African wild dogs *Lycaon pictus*. Koedoe. 36: 103-106.
- E.N.G.R.E.F., 1991: Bénoué (Cameroon) Typologie et cartographie de la végétation du parc national. Unesco, MAB.
- ESTES, R.D., GODDARD, J., 1967: Prey selection and hunting behaviour of the African wild dog. Journal of Wildlife Management. 31: 52-70.
- EWER, R.F., 1973: The carnivores. Ithaca, New York: Cornell University Press.

- FAC, 2001: Plan d' action d' urgence de lutte contre le braconnage - Eléments de réflexion sur le braconnage dans la province du Nord Cameroun et propositions d' interventions pour l' année 2001-2002. Unveröffentlicher Bericht. Garoua: FAC.
- FANSHAWE, J.H., FITZGIBBON, C.D., 1993: Factors influencing the hunting success of an African wild dog pack. *Animal Behaviour*. 45: 479-490.
- FANSHAWE, J.H., FRAME, L.H., GINSBERG, J.R., 1991: The wild dog - Africa's vanishing carnivore. *Oryx*. 25: 137-146.
- FEDER, F., 1975: Untersuchungen an Fellhaaren ostafrikanischer Wildwiederkäuer. *Säugetierkundliche Mitteilungen*. 23 (4): 307-319.
- FITZJOHN, T., 1995: African hunting dog (*Lycaon pictus*) capture and translocation. Unveröffentlicher Bericht. Dar el Salaam: Ministry of Tourism, Natural Resources & Environment.
- FLIZOT, P. (1962) Les réserves de faune du Cameroun. Jaunde: Chambre d' Agriculture, d' Elevage et de Forêts du Cameroun.
- FLIZOT (1970) Etude sur la situation des parcs nationaux, de réserves, et de la forêt dans le Nord Cameroun. Jaunde: Rapport au Service des Eaux et Forêts.
- FLOYD, T.J., MECH, L.D., JORDAN, P.A., 1978: Relating Wolf scat content to prey consumed. *Journal of wildlife management*. 42: 528-532.
- FORD, J.E., SIMMENS, S.C., 1959: Fibre section cutting by the plate method. *J.Text. Inst. Proc.* 50: 496-526.
- FRAME, G.F.L., FRAME, L.H., 1981.: Swift and enduring: cheetahs and wild dogs of the Serengeti. New York: E.P. Dutton.
- FRAME, L.H., FRAME, G.W., 1976: Female African wild dogs emigrate. *Nature*. 263: 227-229.
- FRAME, L.H., MALCOLM, J.R., FRAME, G.W., VAN LAWICK, H., 1979: Social organization of African wild dogs (*Lycaon pictus*) on the Serengeti Plains, Tanzania 1967-1978. *Zeitschrift für Tierpsychologie*. 50: 225-229.
- FRANK, L.G., 1986: Social organisation of the spotted hyaena (*Crocuta crocuta*). I. Demography. *Animal Behaviour*. 34: 1500-1509.

- FRANKEL, O.H., SOULÉ, M.E., 1981: Conservation and Evolution. Cambridge: Cambridge University Press.
- FRANKLIN, I.R., 1980: Evolutionary change in small populations. In: SOULÉ, M.E., WILCOX, B.A., (Hrsg.) Conservation Biology: An Evolutionary-Ecological Perspective. Sunderland: Sinauer Associates.
- FRANTZEN, M.A.J., FERGUSON, J.W.H., DE VLLIERS, M.S, 2001: The conservation role of captive African wild dogs (*Lycaon pictus*). Biological Conservation. 100: 253-260.
- FRITTS, S.H., 1983: Record dispersal by a wolf from Minnesota. Journal of Mammalogy. 64: 166-167.
- FULLER, T.K., KAT, P.W., 1990: Movements, activity, and prey relationships of African wild dogs (*Lycaon pictus*) near Aitong, southwestern Kenya. African Journal of Ecology. 28: 330-350.
- FULLER, T.K., KAT, P.W., 1993: Hunting success of African wild dogs in southwestern Kenya. Journal of Mammalogy. 74: 464-467.
- FULLER, T.K., KAT, P.W., BULGER, J.B., MADDOCK, A.H., GINSBERG, J.R., BURROWS, R., MCNUTT, J.W., MILLS, M.G.L., 1992a: Population dynamics of African wild dogs. In: MCCULLOUGH, D.R., BARRETT, H. (Hrsg.): Wildlife 2001: Populations. London: Elsevier Science Publishers.
- FULLER, T.K., MILLS, M.G.L., BORNER, M., LAURENSEN, K.; KAT, P.W., 1992b: Long distance dispersal by African wild dogs in East and South Africa. Journal of African Zoology: 106: 535-537.
- FULLER, T.K., NICHOLLS, T.H., KAT, P.W.; 1995: Prey and estimated consumption of African wild dogs in Kenya. South African Journal of Wildlife Research. 25: 106-110.
- FULLER, T.K., SIEVERT, P.R., 2001: Carnivore demography and the consequences of changes in prey availability In: GITTLEMAN, J.L., FUNK, S.M., MACDONALD, D.W., WAYNE, R.K (Hrsg.): Carnivore conservation. Cambridge: Cambridge University Press.
- GASCOYNE, S.C., KING, A.A., LAURENSEN, M.K., BORNER, M., SCHILDGER, B., BARRAT, J., 1993a: Aspects of rabies infection and con-

- trol in the conservation of the African wild dog (*Lycaon pictus*) in the Serengeti region, Tanzania. Onderstepoort Journal of Veterinary Research. 60: 415-420.
- GASCOYNE, S.C., LAURENSEN, M.K., LELO, S., BORNER, M., 1993b: Rabies in African wild dogs (*Lycaon pictus*) in the Serengeti region, Tanzania. Journal of Wildlife Diseases. 29: 396-402.
- GEERLING, C., BOKDAM, J., 1971: The Senegal Kob (*Kobus (Andrenota) kob kob* ERXLEBEN) in the Comoe National Park, Ivory Coast. Mammalia. 35 (1): 17-24.
- GEERLING, C., BOKDAM, J., 1973: Fauna of the Comoe National Park, Ivory Coast. Biological Conservation. 5: 251-257.
- GILPIN, M.E., 1987: Spatial structure and population vulnerability. In: SOULÉ, M.E., (Hrsg.) Viable populations for conservation. Cambridge: Cambridge University Press.
- GINSBERG, J.R., 1993: Mapping wild dogs. Canid News 1:2-6. Oxford: IUCN/SSC Canid Specialist Group.
- GINSBERG, J.R., ALEXANDER, K.A., CREEL, S., KAT, P.W., MCNUTT, J.W., MILLS, M.G.L., 1995: Handling and survivorship of African wild dog (*Lycaon pictus*) in five ecosystems. Conservation Biology. 9: 665-674.
- GINSBERG, J.R., COLE, M., 1994: Wild at heart. New Scientist. 144: 34-39.
- GINSBERG, J.R., MACDONALD, D.W., 1990: Foxes, wolves, jackals and dogs: An action plan for the conservation of canids. Gland: IUCN.
- GIRMAN, D., 1996: A molecular genetic and morphologic analysis of the African wild dog (*Lycaon pictus*): Phylogenetics, populations, and social structure. PhD Thesis. California: University of California.
- GIRMAN, D., MILLS, M.G.L., GEFFEN, E., WAYNE, R.K., 1997: A molecular genetic analysis of social structure, dispersal, and pack interactions in the African wild dog (*Lycaon pictus*). Behavioral Ecology & Sociobiology. 40: 187-198.
- GIRMAN, D.J., WAYNE, R.K., KAT, P.W., MILLS, M.G.L., GINSBERG, J.R., BORNER, M., WILSON, V., FANSHAWE, J.H., FITZGIBBON, C.D., LAU,

- L.M., 1993: Molecular-genetic and morphological analyses of the African wild dog (*Lycaon pictus*). *Journal of Heredity*. 84: 450-459.
- GITTLEMAN, J.L., FUNK, S.M., MACDONALD, D.W., WAYNE, R.K., 2001: Why 'carnivore conservation'? In: GITTLEMAN, J.L., FUNK, S.M., MACDONALD, D.W., WAYNE, R.K. (Hrsg.): *Carnivore conservation*. Cambridge: Cambridge University Press.
- GITTLEMAN, J.L., HARVEY, P.H., 1982: Carnivore home range size, metabolic needs and ecology. *Behavioural Ecology and Sociobiology*. 10: 57-63.
- GOMSÉ, A., MAHOP, J.-P., 1999: Analyse des potentialités fauniques de la zone chasse communale en cours de création dans l'arrondissement de Poli. Unveröffentlicher Bericht. Garoua: WWF-NSSP.
- GOMSÉ, A., MAHOP, J.-P., 2000a: Dénombrement des grands mammifères dans le parc national de la Bénoué et les zones de chasse N° 1&4. Unveröffentlicher Bericht. Garoua: WWF-NSSP.
- GOMSÉ, A., MAHOP, J.-P., 2000b: Dénombrement des grands mammifères dans le parc national du Faro. Unveröffentlicher Bericht. Garoua: WWF-NSSP.
- GORMAN, M.L., MILLS, M.G.L., FRENCH, J., 1992: Satellite tracking of African wild dog *Lycaon pictus*. In: PRIEDE, I.G., SWIFT, S.M. (Hrsg.): *Wildlife telemetry: remote monitoring and tracking of animals*. London: Ellis Horwood.
- GORMAN, M.L., MILLS, M.G.L., RAATH, J.P., SPEAKMAN, J.R., 1998: High hunting costs make African wild dogs vulnerable to kleptoparasitism by hyaenas. *Nature*. 391: 479-481.
- GRENFELL, B.T., DOBSON, A.P. (Hrsg.), 1995: *Ecology of infectious diseases in natural populations*. Cambridge: Cambridge University Press.
- GROUPE CHEVREUIL, 1991: Méthode de suivi des populations des chevreuil en forêt de plaine, exemple de l'indice kilométrique. *Bulletin Mensuel de l'ONC* 157: fiche technique No. 70.

- GROS, P.M., 1998: Status of the cheetah *Acinonyx jubatus* in Kenya: a field-interview assessment. *Biological Conservation*. 85: 137-149.
- GROS, P.M., KELLY, M.J., CARO, T.M., 1996: Estimating carnivore densities for conservation purposes: indirect methods compared to baseline demographic data. *OIKOS*. 77: 197-206.
- GRZIMEK, B., 1972: Grzimeks Tierleben - Enzyklopädie des Tierreiches, 12.Band, Säugetiere 3. Zürich: Kindler.
- HARCOURT, A.H., 1995: Population viability estimates: Theory and practice for a wild gorilla population. *Conservation Biology*. 9: 131-142.
- HART, J.A., KATEMBO, M., PUNGA, K., 1996: Diet, prey selection and ecological relations of leopard and golden cat in the Ituri forest, Zaire. *African Journal of Ecology*. 34: 364-379.
- HEINSOHN, R., 1992: When conservation goes to the dogs. *Trends in Ecology and Evolution*. 7: 214-215
- HENSCHER, J.R., SKINNER, J.D., 1990: The diet of the spotted hyaena (*Crocuta crocuta*) in Kruger National Park. *African Journal of Ecology*. 28: 69-82.
- HINES, C.J.H., 1990: Past and present distribution and status of the Wild Dog *Lycaon pictus* in Namibia. *Madoqua*. 17: 31-36.
- HISCOCKS, K., BOWLAND, A.E., 1989: Passage rates of prey components through cheetahs. *Lammergeyer*. 40: 18-20.
- HOFER, H., EAST, M.L., 1993: The commuting system of Serengeti spotted hyaenas: how a predator copes with migratory prey. I Social organization. *Animal Behaviour*. 46: 559-574.
- HOFER, H., EAST, M.L., CAMPBELL, K.L.I., 1993: Snares, commuting hyaenas and migratory herbivores: humans as predators in the Serengeti. *Symposia of the Zoological Society of London B*. 65: 347-366.
- HOPPE-DOMINIK, B., 1984: Etude du spectre des proies de la panthère, *Panthera pardus*, dans le Parc National de Taï en Côte d'Ivoire. *Mammalia*. 48: 477-487.

- INAGAKI, H., TSUKAHARA, T., 1993: A method of identifying chimpanzee hairs in lion feces. *Primates*. 34 (1): 109-112.
- IUCN, 1992: Protected areas of the world: A review of national systems. Gland: IUCN.
- IUCN/UNEP, 1987: The IUCN Directory of Afrotropical Protected areas. Gland: IUCN.
- KAMGA, K.S., 2000: Analyse des possibilités de réalisation du concept de tourisme écologique durable dans les aires protégées au Cameroun: cas du Parc National de la Bénoué. Forschungsbericht. PGBC/SNC-Eco développement & IFFN. Göttingen: Universität Göttingen.
- KARANTH, K.U., SUNQUIST, M.E., 1995: Prey selection by tiger, leopard and dhole in tropical forests. *Journal of Animal Ecology*. 64: 439-450.
- KAT, P.W., ALEXANDER, K.A., SMITH, J.S., MUNSON, L., 1995: Rabies and African wild dogs in Kenya. *Proceedings of the Royal Society of London B*. 262: 229-233.
- KELLY, M.J., DURANT S.M., 2000: Viability of the Serengeti Cheetah Population. *Conservation Biology*. 14: 786-797.
- KELLY, M.J., LAURENSEN, M.K., FITZGIBBON, C.D., COLLINS, D.A., DURANT, S.M., FRAME, G.W., BERTRAM, B.C.R., CARO, T.M., 1998: Demography of the Serengeti cheetah (*Acinonyx jubatus*) population: the first 25 years. *Journal of Zoology*. 244: 473-488.
- KELODJOUE, S., 1994: La repartition spatiale et le devenir de la population Camerounaise. Jaunde: MINPAT.
- KENNEDY, D.J., 1988: An outbreak of rabies in north-western Zimbabwe. *Veterinary Record*. 122: 129-133.
- KEOGH, H.J., 1983: A photographic reference system of the microstructure of the hair of southern African bovids. *South African Journal of Wildlife Research*. 13: 89-132.
- KEOGH, H.J., 1985: A photographic reference system based on the cuticular scale patterns and groove of the hair of 44 species of southern African

- Cricetidae and Muridae. South African Journal of Wildlife Research. 15: 109-159.
- KINGDON, J., 1997: The Kingdon Field Guide to African Mammals. San Diego: Academic Press.
- KIRDA, P., 2000: Les activités cynégétiques dans la province du Nord Cameroun entre 1983 et 1997. Unveröffentlicher Bericht. Garoua: WWF-NSSP.
- KOHN, M.H., YORK, E.C., KAMRADT, D.A., HAUGHT, G., SAUVAJOT, R.M., WAYNE, R.K., 1999: Estimating population size by genotyping faeces. Proceedings of the Royal Society of London B. 266: 657-663.
- KOHN, M.H., WAYNE, R.K., 1997: Facts from feces revisited. Trends in Ecology and Evolution. 12: 223-227.
- KORB, J., 2000: Methods to study elusive spotted hyenas in the Comoé National Park. IUCN/SSC Hyaena Specialist Group Newsletter. 7: 3-11.
- KOULAGNA, K.D., PLANTON, H., 1998: La province du Nord: Potentiel en ressources naturelles, problématique et perspective. Unveröffentlicher Bericht. Garoua: FAC.
- KRÜGER, S.C., LAWES, M.J., MADDOCK, A.H., 1999: Diet choice and capture success of wild dog (*Lycaon pictus*) in Hluhluwe-Umfolozi Park, South Africa. Journal of Zoology. 248: 543-551.
- KRUUK, H., 1972: The Spotted Hyaena. Chicago: Chicago University Press.
- KRUUK, H., TURNER, M., 1967: Comparative notes on predation by lion, leopard, cheetah and wild dog in the Serengeti area, East Africa. Mammalia. 31: 1-27.
- KÜHME, W.D., 1965: Freilandstudien zur Soziologie des Hyänenhundes (*Lycaon pictus lupinus* Thomas 1902). Zeitschrift für Tierpsychologie. 27: 495-541.
- KUWONG, M.V., 1999: The impact of diseases in the decline of African wild dog (*Lycaon pictus*) populations in northern Cameroon. Unveröffentlicher Bericht. Garoua: WWF-NSSP.

- KUWONG, M.V., 2000: Report on the study of locations and features around dens of African wild dog (*Lycaon pictus*) in Voko area and east Faro National Park. Unveröffentlicher Bericht. Garoua: WWF-NSSP.
- LAAKE, J.L., BUCKLAND, S.T., ANDERSON, D.R., BURNHAM, K.P., 1993: DISTANCE User's Guide. Colorado Cooperative Fish and Wildlife Research Unit. Fort Collins: Colorado State University.
- LACY, R.C., HUGHES, K.A., MILLER, P.S., 1995: VORTEX: a stochastic simulation of the extinction process. Version 7 User's Manual. Apple Valley: IUCN/SSC Conservation Breeding Specialist Group.
- LALUBIE, C., 1985: Qui mange qui: La lutte pour la vie dans le monde animal. Balland.
- LAMARQUE, F., STARK, M.A., FAY, J.M., ALERS, M.P.T., 1990: Cameroun. In: EAST, R. (Hrsg.): Antelopes. Global survey and regional action plans. Gland: IUCN.
- LAMPREY, H., 1983: Pastoralism yesterday and today: the overgrazing problem. In: BOURLIÈRE, F. (Hrsg.): Ecosystems of the world 13, Tropical Savannas. Amsterdam: Elsevier.
- LANDE, R., 1988: Genetics and demography in biological conservation. *Science*. 241: 1455-1460.
- LANDE, R., 1995: Mutation and conservation. *Conservation Biology*. 9: 782-791.
- LANDE, R., BARROWCLOUGH, G.F., 1987: Effective population size, genetic variation, and their use in population management. In: SOULÉ, M. (Hrsg.): Viable populations for conservation. Cambridge: Cambridge University Press.
- LAROM, D., GARSTANG, M., PAYNE, K., RASPEL, R., Lindeque, M., 1997: The influence of surface atmospheric conditions on the range area reached by animal vocalisations. *Journal of experimental biology*. 200: 421-431.
- LAURENSEN, M.K., 1994: High juvenile mortality in cheetahs (*Acinonyx jubatus*) and its consequences for maternal care. *Journal of Zoology*. 234: 387-408.

- LAURENSEN, M.K., CARO, T.M., 1994: Monitoring the effects of non-trivial handling in free-living cheetahs. *Animal Behaviour*. 47: 547-557.
- LAURENSEN, K., ESTERHUYSEN, J., STANDER, P., VAN HEERDEN, J., 1997: Aspects of rabies epidemiology in Tsumkwe District, Namibia. *Onderstepoort Journal of Veterinary Research*. 64: 39-45.
- LAURENSEN, M.K., WIEBLEBOWSKI, N., CARO, T., 1995: Extrinsic factors and juvenile mortality in cheetahs. *Conservation Biology*. 9: 1329-1331.
- LAWSON, T., 1996: The wild dogs of Africa. *The Geographical Magazine*. March: 22-25.
- LE HOUÉROU, H.N., GILLET, H., 1986: Conservation versus Desertization in African arid lands. In: SOULÉ, M. (Hrsg.): *Conservation biology: The science of scarcity and diversity*. Sunderland: Sinauer Associates, INC.
- LETOUZEY, R., 1985: Notice de la carte phytogéographique du Cameroun au 1:500000. Yaounde: Institut de la recherche agronomique.
- LEWIS, D.M., MWENYA, A., KAWECHE, G.B., 1991: African solutions to wildlife problems in Africa: insights from a community-based project in Zambia. *Nature et Faune*. 7 (1): 10-23.
- LEWIS, D.M., PHIRI, A., 1998: Wildlife snaring - an indicator of community response to a community conservation project. *Oryx*. 64: 39-45.
- LINDSAY, W.K., 1987: Integrating parks and pastoralists: some lessons from Amboseli. In: ANDERSON, D., GROVE, R. (Hrsg.): *Conservation in Africa - people, policies and practice*. Cambridge: Cambridge University Press.
- LOUETTE, M., 1981: Birds of Cameroon. An annotated check-list. *Verhand. A.W.L.S.K.* 163: 1-295.
- MAAS, B., 1993: Bat-eared fox behavioural ecology and the incidence of rabies in the Serengeti National Park. *Onderstepoort Journal of Veterinary Research*. 60: 389-393.
- MACDONALD, D.W., ARTOIS, M., AUBERT, M., BISHOP, D.L., GINSBERG, J.R., KING, A., KOCK, N., PERRY, B.D., 1992: Cause of wild dog deaths. *Nature*. 360: 633-634.

- MADDOCK, A.H., MILLS, M.G.L., 1994: Population characteristics of African wild dogs *Lycaon pictus* in the eastern Transvaal Lowveld, South Africa, as revealed through photographic records. *Biological Conservation*. 67: 57-62.
- MADDOCK, L., 1979: The "migration" and grazing succession. In: SINCLAIR, A.R.E., NORTON-GRIFFITH, M. (Hrsg.): *Serengeti -Dynamics of an ecosystem*. Chicago: University of Chicago Press.
- MAHAMAT, A., 1981: *Etude de la transformation de la réserve forestière du Faro en parc national*. Ecole nationale supérieure agronomique. Dschang: Universität Dschang.
- MALCOLM, J.R., 1979: Social organisation and communal rearing in African wild dogs. PhD These. Harvard University.
- MALCOLM, J.R., MARTEN, K., 1982: Natural selection and the communal rearing of pups in African wild dogs (*Lycaon pictus*). *Behavioural Ecology & Sociobiology*. 10: 1-13.
- MALCOLM, J.R., VAN LAWICK, H., 1975: Notes on wild dogs (*Lycaon pictus*) hunting zebras. *Mammalia*. 39: 231-240.
- MARKS, S.A., 1996: Local hunters and wildlife surveys: An assessment and comparison count for 1989, 1990 and 1993. *African Journal of Ecology*. 34: 237-257.
- MARTIN, P., BATESON, P., 1993: *Measuring Behaviour: an introductory guide*. Cambridge: Cambridge University Press.
- MARTIN, R.B., 1986: Communal Area Management Plan for Indigenous Resources (Project CAMPFIRE). In: BELL, R.H.V., MCSHANE-CALUZI, T. (Hrsg.): *Conservation and Wildlife Management in Africa*. Washington: US Peace Corps.
- MATHIAK, H.A., 1938: A rapid method of cross-sectioning mammalian hairs. *Journal of Wildlife Management*. 2: 162-164.
- MAUGHAM, R.C.F., 1914: *Wild game in Zambesia*. London: John Murray.
- MAY, R.M., 1988: Conservation and disease. *Conservation biology*. 2: 28-30.

- MAY, R.M., LAWTON, J.H., STORK, N.E., 1995: Assessing extinction rates. In: LAWTON, J.H., MAY, R.M. (Hrsg.): Extinction Rates. Oxford: Oxford University Press.
- MAYAKA, T.B., 1999: Preliminaries on a comparative approach to three wild-life management regimes in the Benoue valley. In: BAUER, H., MADI, A. (Hrsg.): People, Parks and Wildlife: Contributions from Cameroon – Proceedings on the seminar "People and Park" organised by CEDC in Maroua, Cameroon on 6 February 1998. Maroua: CECG.
- MCCORMICK, A.E., 1983: Canine distemper in African hunting dogs (*Lycaon pictus*) – possibly vaccine induced. *Journal of Zoo Animal Medicine*. 14: 66-71.
- MCCREERY, E.K., 1999: The formation of new reproductive units in free-ranging African wild dogs – nicht publizierte Doktorarbeit. Davies: University of California.
- MCCREERY, E.K., 2000: Spatial relationship as an indicator of successful pack formation in free-ranging African wild dogs. *Behaviour*. 137: 579-590.
- MCDUGAL, C., 1977: The face of the Tiger. London: Rivingstone Books.
- MCNUTT, J.W., 1996: Sex-biased dispersal in African wild dog. *Lycaon pictus*. *Animal Behaviour*. 52: 1067-1077.
- MECH, L.D., 1970: The Wolf: The Ecology and Behaviour of an Endangered Species. Minneapolis: University of Minnesota Press.
- MERZ, G., 1986: Field guide to the footprints of larger mammals of East Africa and Southern Sudan. Göttingen: University of Göttingen.
- METCALFE, S., 1990: Le programme Campfire au Zimbabwe. *Nature et Faune*. 6 (1): 54-88.
- MILLER, S.K., 1994: Lions die of "sneering sickness". *New Scientist*. 142 (1928): 5.
- MILLIGAN, K. AJAKI, S.S., HALL, J.B., 1982: Density and biomass of the large herbivore community in Kainji Lake National Park, Nigeria. *African Journal of Ecology*. 20: 1-12.
- MILLS, M.G.L., 1990: Kalahari Hyaenas. London: Unwin Hyman.

- MILLS, M.G.L. 1991: Conservation management of large carnivores in Africa. *Koedoe*. 34 (1): 81-90.
- MILLS, M.G.L., 1992: A comparison of methods used to study food habits of large African carnivores. In: MC CULLOUGH, D.R., BARRET, R.H. (Hrsg.): *Wildlife 2001: Populations*. London/New York: Elsevier Applied Science.
- MILLS, M.G.L., 1993a: Methodological Advances in Capture, Census, and Food-Habits Studies of Large African Carnivores. In: GITTLEMAN, J.L. (Hrsg.): *Carnivore Behaviour, Ecology and Evolution Vol. 2*. Ithaca, New York: Cornell University Press.
- MILLS, M.G.L., 1993b: Social systems and behaviour of the African wild dog *Lycaon pictus* and the spotted hyaena *Crocuta crocuta* with special reference to rabies. *Onderstepoort Journal of Veterinary Research*. 60: 405-409.
- MILLS, M.G.L., 1996: Krugers's wild dogs. *Wildlife and Nature*. 12 (2): 38-46.
- MILLS, M.G.L., BIGGS, H.C., 1993: Prey apportionment and related ecological relationships between large carnivores in Kruger National Park. *Symposia of the Zoological Society of London*. 65: 253-268.
- MILLS, M.G.L., GORMAN, M.L., 1997: Factors affecting the density and distribution of wild dogs in the Kruger National Park. *Conservation biology*. 11: 1397-1406.
- MILLS, M.G.L., HOFER, H., 1998: *Hyenas - Status Survey and Action Plan*. Gland: IUCN.
- MILLS, M.G.L., WOLFF, P., LE RICHE, E.A.N., MEYER, I.J., 1978: Some population characteristics of the lion (*Panthera leo*) in the Kalahari Gemsbok National Park. *Koedoe*. 21: 163-171.
- MINEF, 1997: *Republik of Cameroon - Convention on Biological Diversity*. Jaunde: National Report 1997.
- MINEF, 1998: Arrêté N° 0580/A/MINEF/DFAP/SDF/SRC du 27 août 1998 portant plan de chasse des zones d'intérêt cynégétique de la province du Nord. Jaunde.

- MINEF, 1999a: Arrêté N° 0002/A/MINEF/DFAP/SDF/SRC du 4 janvier 1999 fixant de plan de chasse des zones d` intérêt cynégétique pour l`exercice 1998/1999 de la République du Cameroun. Yaounde.
- MINEF, 1999b: Rapport national sur l' état d' avancement du processus d'élaboration du plan d'action national sur la mise en œuvre de la convention sur la lutte contre la desertification au Cameroun. Yaounde: MINEF.
- MINEF, WWF, 1999: Séminaire - Atelier sur les stratégies de lutte antibraconnage dans la province du Nord. Unveröffentlicher Bericht. Garoua: MINEF,WWF-NSSP.
- MITCHELL, B.L., SHENTON, J.B., UYS, J.C.M., 1965: Predation on large mammals in the Kafue National Park, Zambia. *Zoologica Africana*. 1: 297-318.
- MINTHAPALA, S., SEIDENSTICKER,J., PHILLIPS, L.G., FERNANDO, S.B.U., SMALLWOOD, J.A., 1989: Identification of individual leopards (*Panthera pardus kotiya*) using spot pattern variation. *Journal of Zoology*. 218: 527-536.
- MONFORT, S.L., CREEL, S.R., CREEL, N.M., 1997: Rank and reproduction in cooperatively breeding African wild dogs: behavioural and endocrine correlates. *Behavioural Ecology*. 8: 298-306.
- MOUSSA, C., 2000: Gestion communautaire des zones chasse au Nord Cameroun – Mythe ou réalité: Etude de cas des cantons de Voko et de Bantadjé. Unveröffentlicher Bericht. Garoua: SNV.
- MOUSSA, C., Wim, C., 2000: Faisabilité d'une zone de chasse communale dans l' arrondissement de Poli. Unveröffentlicher Bericht. Garoua: SNV.
- MUKHERJEE, S., GOYAL, S.P., CHELLAM, R., 1994: Standardisation of scat analysis techniques for leopard (*Panthera pardus*) in Gir National Park, Western India. *Mammalia*. 58 (1): 139-143.
- MWALYOSI, R.B.B., 1977: A count of large mammals in Lake Manyara National Park. *East African Wildlife Journal*. 15: 333-335.
- NCF/WWF-UK, 1998: Gashaka Gumti Natinal Park: A management plan for developing the park and its support zone 1998-2002. NCF/WWF-UK.

- NEL, J.A.J., 1993: The bat-eared fox - a prime candidate for rabies vector. *Onderstepoort Journal of Veterinary Research*. 60: 385-397.
- NEWMARK, W.D., LEONARD, N.L., SARIKO, H.I., GAMASSA, D.M., 1993: Conservation attitudes of local people living adjacent to five protected areas in Tanzania. *Biological Conservation*. 63: 177-183.
- NIEKISCH, M., 2000: Artenschutz In: GTZ/BFN (Hrsg.): *Naturschutz in Entwicklungsländern – Neue Ansätze für den Erhalt der biologischen Vielfalt*. Heidelberg: Kasperek.
- NORTON-GRIFFITH, M., 1978: *Counting Animals*. Handbook No. 1. Nairobi: African Wildlife Leadership Foundation.
- NOWELL, K., JACKSON, P., 1996: *Wild Cats Status Survey and conservation plan*. IUCN/SSC Cat Specialist Group. Gland: IUCN.
- O'BRIEN, S.J., EVERMANN, J.F., 1988: Interactive influence of infectious disease and genetic diversity of natural populations. *Trends in Evolution and Ecology*. 3: 254-259.
- OGUTU, J.O., DUBLIN, H.T., 1998: The response of lions and spotted hyenas to sound playbacks as a technique for estimating population size. *African Journal of Ecology*. 36: 83-95.
- OWADA, J.C., 2000: *Quelques aspects de l'écologie du Lycaon (Lycaon pictus TEMMINCK 1820) dans la région du Faro*. Dschang: Universität Dschang.
- PACKER, C., 1986: The ecology of sociality in felids. In: RUBERNSTEIN, D.I., WRANGHAM, R.W. (Hrsg.): *Ecological Aspects of Social Evolution*. Princeton: Princeton University Press.
- PACKER, C., RUTTAN, L., 1988: The evolution of cooperative hunting. *American Naturalist*. 132: 159-198.
- PACKER, C., SCHEEL, D., PUSEY, A.E., 1990: Why lions form groups: food is not enough. *American Naturalist*. 136: 1-19.
- PARNELL, R.J., 2000: Information from animal tracks and trail. In: WHITE, L., EDWARDS, A. (Hrsg.): *Conservation research in the African Rainforest: a technical handbook*. New York: Wildlife Conservation Society.

- PELTIER, R., TRIBOULET, C., NJITI, C.F., HARMAND, J.M., 1993: Les fronts pionniers soudaniens. Bois et Forêts de Tropiques. 236: 5-23.
- PERRIN, M.R., CAMPBELL, B.S., 1980: Key to the mammals of the Andries Vosloo Kudu Reserve (eastern Cape), based on their hair morphology, for use in predator scat analysis. South African Journal of Wildlife Research. 10: 1-14.
- PFEFFER, P., 1972: Observations sur le compartement sociale et predateur du lycaon (*Lycaon pictus*) en republique Centrafricaine. Mammalia. 36: 1-7.
- PIANKA, E.R., 1973: The structure of lizard communities. Annual Review of Ecology and Systematics. 4: 53-74.
- PIENAAR, U.D.V., 1969: Predator-prey relationships amongst the larger mammals of the Kruger National Park. Koedoe. 12: 108-176.
- PLANTON, H., 1999: Rhinocéros Noir du nord ouest de l` Afrique (*Diceros bicornis longipes*): Le Compte à Rebours Continue. Pachyderm. 27: 86-100.
- PUTMAN, P.J., 1984: Facts from faeces. Mammal Review. 14: 79-97.
- RALLS, K., BALLOU, J.D., TEMPLETON, A., 1988: Estimates of lethal equivalents and the costs of inbreeding in mammals. Conservation Biology. 2: 185-193.
- RAMAKRISHNAN, U., COSS, R.G., PELKEY, N.W., 1999: Tiger decline caused by the reduction of large ungulate prey: evidence from a study of leopard diets in southern India. Biological Conservation. 89: 113-120.
- RAPHAEL, H., 1998: Etude de quelques aspects du braconnage dans et autour du Parc National de la Bénoué. Dschang: Universität Dschang.
- RASMUSSEN, G.S.A., 1999: Livestock predation by the painted hunting dog *Lycaon pictus* in a cattle ranching region of Zimbabwe: a case study. Biological Conservation. 88: 133-139.
- RASMUSSEN, G., 2001: Evaluation of different techniques for capture and anaesthesia of painted hunting dogs. Abstract from the Canid Biology and

- Conservation conference 17-21 September. Oxford: IUCN/SSC Canid Specialist Group.
- RIGG, R., 2001: Livestock guarding dogs: their current use world wide. IUCN/SSC Canid Specialist Group Occasional Paper No 1. Oxford: IUCN/SSC Canid Specialist Group.
- ROBBINS, R.L., MCCREERY, E.K., 2001: Use of hoo calls in African wild dog conservation. Abstract from the Canid Biology and Conservation conference 17-21 September. Oxford: IUCN/SSC Canid Specialist Group.
- ROELKE-PARKER, M.E., MUNSON, L., PACKER, C., KOCK, R., CLEVELAND, S., CARPENTER, M., O'BRIEN, S.J., POPOSCHIL, A., HOFMANN-LEHMANN, R., LUTZ, H., MWAMEN-GELE, G.L.M., MGASA, M.N., MACHANGE, G.A., SUMMERNIS, B.A., APPEL, M.J.G., 1996: A canine distemper virus epidemic in Serengetilions (*Panthera leo*). *Nature*. 379: 441-445.
- ROGERS, D.J., RANDOLPH, S.E., 1988: Tsetse flies in Africa: bane or boon? *Conservation Biology*. 2: 57-65.
- ROY, M.S., GIRMAN, D.J., TAYLOR, A.C., WAYNE, R.K., 1994: The use of museum specimens to reconstruct the genetic variability and relationships of extinct populations. *Experientia*. 50: 551-557.
- RUDOLPH, S., TIDJANI, H., 2000: Situation actuelle du tourisme et potentialités de l' eco-tourisme dans la province du nord. Unveröffentlicher Bericht. Garoua: SNV.
- RUGGIERO, R.G., 1991: Prey selection of the lion (*Panthera leo* L.) in the Manovo-Gounda-St.Floris National Park, Central African Republik. *Mammalia*. 55 (1): 23-35.
- RUNYORO, V.A., HOFER, H., CHAUSI, E.B., MOEHLMANN, P.D., 1995: Long-term trends in the herbivore populations of the Ngorongoro crater, Tanzania In: SINCLAIR, A.R.E., ARCESE, P. (Hrsg.): *Serengeti II: research, management, and conservation of an ecosystem*. Chicago: Chicago University Press.
- SALI, O.B., 1999: Anthroposation et utilisation des ressources naturelles dans les zones d'intérêt cynégétique (ZIC) autour du parc national de la

- Bénoué: cas du village Doudja dans la ZIC No. 2. Jaunde: Universität Jaunde.
- SAYER, J.A., HARCOURT, C.S., MARK COLLINS, N., 1992: Conservation Atlas of tropical forests: Africa. Gland: IUCN.
- SCHALLER, G.B., 1972: The Serengeti Lion: a study of Predator-Prey Relations. Chicago: University of Chicago Press.
- SCHALLER, G.B., 1996: Introduction: Carnivores and conservation biology. In: GITTLEMAN, J.L. (Hrsg.): Carnivore Behaviour, Ecology and Evolution Vol. 2. Ithaca, New York: Cornell University Press.
- SCHEEPERS, J.L., VENZKE, K.A.E., 1995: Attempts to reintroduce African wild dogs *Lycaon pictus* into Etosha National Park, Namibia. South African Journal of Wildlife Research. 25: 138-140.
- SCHNEIDERBAUER, S., 2000: Geographische Informationssysteme. In: GTZ/BFN (Hrsg.): Naturschutz in Entwicklungsländern – Neue Ansätze für den Erhalt der biologischen Vielfalt. Heidelberg: Kasperek.
- SCOTT, M.E., 1988: The impact of infection and disease on animal populations: implications for conservation biology. Conservation Biology. 2: 40-56.
- SECA, 1990: Evaluation des effects sur l' environnement des projets FED, Pays: Cameroun, Projet: Nord-Est Bénoué. Montpellier: SECA.
- SELOUS, F.C., 1908: African nature notes and reminiscences. London: MacMillan.
- SENSIN, B., HEYMANS, J., 1986: Problèmes liés à la transhumance des animaux domestiques dans les parc nationaux du Bénin. Nature et Faune. 4 (2): 27-30.
- SILLERO-ZUBIRI, C., 1995: A survey of African wild dogs in south eastern Sénégal. Unveröffentlicher Bericht. Oxford: IUCN/SSC Canid Specialist Group.
- SILLERO-ZUBIRI, C., DI SILVESTRE, I., MARINO, J., MASSALY, S., NOVELL, O., 1997: Distribution and status of carnivore species in Niokolo Badiar. Project Niokolo Badiar Report No. 17 Commision des Communau-

- tés Europeenes, Fonds Europeen de Developpement, No. 4213/Reg, June, 1997.
- SILLERO-ZUBIRI, C., GOTELLI, D., 1992: Feeding ecology of spotted hyaena (Mammalia: *Crocuta crocuta*) in a mountain forest habitat. *Journal of African Zoology*. 106: 169-176.
- SILLERO-ZUBIRI, C., KING, A.A., MACDONALD, D.W., 1996: Rabies and mortality in Ethiopian wolves (*Canis simensis*). *Journal of Wildlife Diseases*. 32: 80-86.
- SILLERO-ZUBIRI, C., LAURENSEN, M.K., 2001: Interactions between carnivores and Local communities: conflict or co-existence? . In: GITTLEMAN, J.L., FUNK, S.M., MACDONALD, D.W., WAYNE, R.K. (Hrsg.): *Carnivore conservation*. Cambridge: Cambridge University Press.
- SILLERO-ZUBIRI, C., MACDONALD, D.W., (Hrsg.) 1997: *The Ethiopian wolf: status survey and conservation action plan*. Gland: IUCN.
- SMALLWOOD, K.S., FITZHUGH, E.L., 1993: A rigorous technique for identifying individual mountain lion *Felis concolor* by their tracks. *Biological Conservation*. 65: 51-59.
- SMALLWOOD, K.S., FITZHUGH, E.L., 1995: A track count for estimating mountain lion *Felis concolor californica* population trend. *Biological Conservation*. 71: 251-259.
- SMITH, G.R., 1982: Animal disease and conservation. *Nature*. 295: 16.
- SMITHERS, R.H.N., 1983: *The mammals of the southern african subregion*. Pretoria: University of Pretoria.
- SØRENSEN, U.G., BECH, J., KRABBE, E., 1996: New and unusual records of birds in Cameroon. *Bulletin of the British Ornithological Club*. 116: 145-146.
- SOULÉ, M.E., (Hrsg.) 1986: *Conservation biology: The science of scarcity and diversity*. Sunderland: Sinauer Associates, INC.
- SOULÉ, M.E., (Hrsg.) 1987: *Viable populations for conservation*. Cambridge: Cambridge University Press.

- SOULÉ, M.E., 1980: Thresholds for survival: maintaining fitness and evolutionary potential. In: SOULÉ, M.E., WILCOX, B.A. (Hrsg.): Conservation Biology: An Evolutionary-Ecological Perspective. Sunderland: Sinauer Associates.
- STANDER, P.E., 1998: Spoor counts as indices of large carnivore populations: the relationship between spoor frequency, sampling effort and true density. *Journal of Applied Ecology*. 35: 378-385.
- STANDER, P.E., GHAY, //., TSISABA, D., TXOMA, X., 1997: Tracking and the interpretation of spoor: a scientifically sound method in ecology. *Journal of Zoology*. 242: 329-341.
- STARK, M.A., 1986: The numbers, seasonal distribution patterns, densities and biomass of the large herbivores, Benoue National Park, Cameroon. *Mammalia*. 50: 341-350.
- STARK, M.A., WIT, P., 1977: Ecological studies in Benoue National Park, Cameroon. Rom: FAO Projekt No.5.
- STAUCH, A., 1966: Le bassin Camerounais de la Bénoué et sa pêche. Paris: O.R.S.T.R.O.M.
- STUART, C., STUART, T., 1994: A field guide to the tracks and signs of southern and east African wildlife. Halfway House: Southern Book Publishers.
- TAGUEGUIM, E., 1999: Anthroposation et utilisation des ressources naturelles dans les zones d'intérêt cynégétique (ZIC) autour du parc national de la Bénoué: cas du village Sakdjé dans la ZIC No. 1. Dschang: Universität Dschang.
- TAYLOR, C.R., SCHMIDT-NIELSEN, K., DMI'EL, R., FEDAK, M., 1971: Effect of hypothermia on heat balance during running in the African hunting dog. *American Journal of Physiology*. 220: 823-827.
- TCHAMBA, M.N., 1993: Numbers and migration patterns of savanna elephants in Northern Cameroun. *Pachyderm*. 16: 66-71.

- TCHAMBA, M.N., 1996: History of present status of the human/elephant conflict in the Waza-Longone region, Cameroon, West Africa. *Biological Conservation*. 75: 35-41.
- TCHAMBA, M., WANZIE, C.S., YADJI, B., GARTLAND, S., 1991: National Plan for elephant conservation. Janude: Ministry of Tourism.
- TEERINK, B.J., 1991: Hair in West European mammals. Cambridge: Cambridge University Press.
- TEMMINCK, C.J., 1820: Ann. Gen. Sci. Phys. II 1820-1841: Monographies des mammalogies, 2 Vols. Paris/Amsterdam.
- THESIGER, W., 1970: Wild dog at 5894 m. *East African Wildlife Journal*. 8: 202.
- TSAGUE, L., 1991: Etude écologique du cobe de Buffon (*Kobus kob kob* ERXLEBEN 1777) au Parc National de la Bénoué. Ph D These. Jaunde: Universität Jaunde.
- TSAGUE, L., 1996: Population structure of the Buffon's Kob (*Kobus kob kob* ERXLEBEN 1777, and its use of space in Benoue National Park (Cameroon). *Wildlife and Nature*. 12 (1): 31-47.
- TSAKEM, S.C., DONFACK, P., GOMSÉ, A., 2000: Contribution à la création d'une zone de protection intensive des espèces menacées: Caractérisation de la zone du Hoséré Makat au Sud Est du Parc National de la Bénoué pour la conservation du Rhinocéros et du Lycaon. Unveröffentlicher Bericht. Garoua: WWF-NSSP.
- TSAKEM, S.C., DONFACK, P., TCHAMBA, N.M., GOMSÉ, A., 1999: Les formations ripicoles du parc national de la Bénoué: Typologie, Diversité et utilisation par la faune sauvage. Unveröffentlicher Bericht. Garoua: WWF-NSSP.
- TURNBULL, P.C.B., BELL, R.H.V., SAIGAWA, K., MUNYEN-YEMBE, F.E.C., MULENYA, C.K., MAKAL, L.H.C., 1991: Anthrax in wildlife in the Luangwa valley, Zambia. *Veterinary Record*. 128: 399-403.
- VAN HEERDEN, J., 1979: The transmission of canine ehrlichiosis to the wild dog *Lycaon pictus* (Temminck) and black-backed jackal *Canis mesomelas*

- Schreber. *Journal of South African Veterinary Medical Association*. 50: 189-191.
- VAN HEERDEN, J., 1980: The transmission of *Babesia canis* to the wild dog *Lycaon pictus* (Temminck) and black-backed jackal *Canis mesomelas* Schreber. *Journal of South African Veterinary Medical Association*. 51: 119-120.
- VAN HEERDEN, J., BOOMKER, J., BOOYSE, D.G., MILLS, M.G.L., 1994: The wild dog (*Lycaon pictus*): a new host for *Ancylostoma caninum*. *Journal of the South African Veterinary Association*. 65: 18-19.
- VAN HEERDEN, J., KUHN, F., 1985: Reproduction in captive hunting dogs *Lycaon pictus*. *South African Journal of Wildlife Research*. 15: 80-84.
- VAN HEERDEN, J., MILLS, M.G.L., VAN VUUREN, M.J., KELLY, P.J., DREYER, M.J., 1995: An investigation into the health status and diseases of wild dogs (*Lycaon pictus*) in the Kruger National Park. *Journal of the South African Veterinary Medical Association*. 66: 18-27.
- VAN LAVIEREN, L.P., BOSCH, M.L., 1976: Evaluation des densités de grands mammifères dans le parc national de Bouba Ndjida. *La terre et la Vie*. 31: 3-32.
- VAN LAVIEREN, L.P., ESSER, J.D., 1979: Numbers, distribution and habitat preference of large mammals in Bouba Ndjida National Park, Cameroon. *African Journal of Ecology*. 17: 141-153.
- VAN VALKENBURGH, B., 1989: Carnivore dental adaptations and diet: a study of trophic diversity within guilds. In: GITTLEMAN, J.L. (Hrsg.): *Carnivore Behaviour, Ecology and Evolution*. Ithaca, New York: Cornell University Press.
- VAN VALKENBURGH, B., 1996: Feeding behaviour in free-ranging large African carnivores. *Journal of Mammalogy*. 77 (1): 240-254.
- VENKATARAMAN, A.B., ARUMUGAM, R., SUKUMAR, R., 1995: The foraging ecology of dhole (*Cuon alpinus*) in Mudumalai Sanctuary, southern India. *Journal of Zoology*. 237: 543-561.

- VERWILGHEN, A., 1999: Contribution à l'amélioration de la gestion des feux de brousses: Etude de l'influence du feu sur l'utilisation de l'habitat par les grands herbivores dans le Parc national de la Bénoué, Nord Cameroun. Garoua: WWF/E.N.G.R.E.F.
- VIVIEN, J., 1991: Faune du Cameroun - Guide des Mammifères et poissons. Yaoundé: GCCAM.
- VUCETICH, J.A., CREEL, S., 1999: Ecological interactions, social organization, and extinction risk in African wild dogs. *Conservation biology*. 13: 1172-1182.
- WALKER, C., 1981: Signs of the wild. Johannesburg: Natural History Publications.
- WAYNE, R.K., LEHMAN, N., HONEYCUTT, R.L., 1992: Mitochondrial DNA variability of the gray wolf: genetic consequences of population decline and habitat fragmentation. *Conservation Biology*. 6: 559-569.
- WEINGART, E.L., 1973: A simple technique for revealing the hair scale patterns. *Amer. Midl. Nat.* 90: 508-509.
- WELADJI, R.B., 1999: Present status and distribution of the black Rhinoceros (*Diceros bicornis longipes*) in Northern Cameroun and baseline vegetation surveys in potential intensive protection zones. Garoua: MINEF.
- WHITE, F. (1983) *The vegetation of Africa*. Paris: Unesco.
- WHITE, L.J.T., 1994: Biomass of rain forest mammals in Lopé Reserve, Gabon. *Journal of Animal Ecology*. 63: 499-512.
- WILDMAN, A.B., 1954: *The microscopy of animal textile fibres*. Leeds: Wool Industries Research Association.
- WILKIE, D.S., CARPENTER, J.F., 1998: Can nature tourism help finance areas in the Congo Basin? *Oryx*. 33: 332-338.
- WILLIAMSON, V.H.M., 1951: Determination of hairs by impressions. *Journal of Mammalogy*. 32: 80-84.
- WOODROFFE, R., 1999: Managing disease threats to wild mammals. *Animal Conservation*. 2: 185-193.

- WOODROFFE, R., 2000: Predators and people: using human densities to interpret declines of large carnivores. *Animal Conservation*. 3: 165-173.
- WOODROFFE, R., 2001: Assessing the risks of intervention: immobilization, radio-collaring and vaccination of African wild dogs. *Oryx*. 3: 234-244.
- WOODROFFE, R., GINSBERG, J.R., 1998: Edge effects and the extinction of populations inside protected areas. *Science*. 280: 2126-2128.
- WOODROFFE, R., GINSBERG, J.R., 1999a: Conserving the African wild dog *Lycaon pictus*. I. Diagnosing and treating causes of decline. *Oryx*. 33: 132-142.
- WOODROFFE, R., GINSBERG, J.R., 1999b: Conserving the African wild dog *Lycaon pictus*. II. Is there a role for reintroduction? *Oryx*. 33: 143-151.
- WOODROFFE, R., GINSBERG, J.R., MACDONALD, D.W., 1997: The African Wild Dog: Status Survey and Action Plan. Gland: IUCN.
- WORLD BANK, 1984: Desertifikation and the Sahelian and Sudanian zones in West Afrika. Internes Dokument. Washington: West African Projects Department.
- WOYZENCRAFT, W.C., 1989: Classification of the recent Carnivora. In: GITTLEMAN, J.L. (Hrsg.): *Carnivore Behaviour, Ecology and Evolution*. Ithaca, New York: Cornell University Press.
- WWF, 1998: Abondance, distribution et biomasse de quelques grands mammifères dans le Parc National de la Bénoué. Unveröffentlicher Bericht. Garoua: WWF-NSSP.
- WWF, SNV, MINEF, 2001: Parc Natonal de la Bénoué - Plan d'amanagement et de gestion du Parc et sa zone périphérique (2001-2005). Unveröffentlicher Bericht. Garoua.
- ZIBRINE, M., 2000a: Etude sur les activités de pêche dans le site du Projet GEF-Savane. Unveröffentlicher Bericht. Garoua: WWF-NSSP.
- ZIBRINE, M., 2000b: Distribution et dynamique des populations d`hippopotames et des espèces animales liées aux galeries forestières dans le Parc National du Faro. Unveröffentlicher Bericht. Garoua: WWF-NSSP.

ZIBRINE, M., GOMSÉ, A., 1999: Distribution et dynamique des populations d'hippopotames et des espèces animales liées aux galeries forestières dans le Parc National de la Bénoué. Unveröffentlicher Bericht. Garoua: WWF-NSSP.