

**Untersuchung der Ernährungsweise und der
Populationsdichte des Leoparden (*Panthera pardus*) im
Lopé Reservat, Gabun, Zentralafrika**

Diplomarbeit

vorgelegt von

Philipp Henschel

aus

Lich,

angefertigt

am Zentrum für Naturschutz

an der Biologischen Fakultät

der Georg-August-Universität zu Göttingen

2001

Referent: Prof. Dr. Michael Mühlenberg

Korreferent: Prof. Dr. Matthias Schaefer

Tag der Abgabe der Diplomarbeit: 27. September 2001

Letzter Tag der mündlichen Prüfung: 28. Oktober 1999

Inhaltsverzeichnis:

	Seite
1. Einführung	1
2. Studiengebiet	6
3. Material und Methoden	10
3.1. Untersuchung der Ernährungsweise	10
3.2. Untersuchung der Populationsdichte	13
4. Ergebnisse	18
4.1. Ernährungsweise	18
4.2. Populationsdichte	22
5. Diskussion	28
6. Zusammenfassung	35
7. Literaturverzeichnis	36
8. Appendix	41

Danksagungen

Für die Betreuung und die Korrektur dieser Arbeit möchte ich mich bei Michael Mühlenberg und Matthias Schaefer bedanken. Für Anregungen und Diskussionen im Vorfeld bedanke ich mich bei Hermann Hondong und Jolanta Slowik, und für Hilfe bei organisatorischen Fragen bei dem Personal des Sekretariates im Zentrum für Naturschutz. Besonders dankbar bin ich Kate Abernethy, die diese Arbeit ermöglicht hat und immer für Fragen und Diskussionen zur Verfügung stand. Besonderer Dank geht auch an Lee White und Caroline Tutin, vor allem für die Hilfe in logistischen und finanziellen Fragen, und für viele hilfreiche Diskussionen. Finanziert wurde diese Arbeit durch ein Stipendium der Wildlife Conservation Society (WCS), und für die Unterbringung in der SEGC gilt mein Dank dem Centre International de Recherches Médicales de Franceville (CIRMF). Für die Erlaubnis diese Studie im Lopé Reservat durchzuführen bedanke ich mich bei dem Ministerium für Wasser und Wald (Eaux et Forêts) und besonders bei Jean-Daniel Moukani. Für die Mithilfe beim Sammeln von Leopardenkot und dem Auffinden sonstiger Anzeichen der Präsenz von Leoparden geht mein Dank an Kate Abernethy, Lee White, Caroline Tutin, Edmond Dimoto, Jean Thoussaint, Ludovic Momont, Richard Parnell und Benoit Fontaine. Bei allen Mitarbeitern der SEGC möchte ich mich außerdem für ihre Freundschaft und Unterstützung während meines Aufenthaltes dort bedanken. Bei meinen Eltern bedanke ich vor allem dafür, dass sie mein Interesse an der Natur geweckt haben und heute, für ihre Toleranz und ihr Interesse an meiner Arbeit. Meiner Schwester möchte ich für logistische Hilfe beim Zusammenschreiben der Arbeit danken.

1. Einführung

Der Leopard (*Panthera pardus*, LINNAEUS) ist die am weitesten verbreitete Art aller Großkatzen (NOWELL & JACKSON 1996). Sein Verbreitungsgebiet erstreckt sich vom Süden Sibiriens, über China und Südostasien, Indonesien, Indien, bis nach Arabien und über Großteile des afrikanischen Kontinents. Vor allem im östlichen und südlichen Afrika wurde die Biologie des Leoparden im Detail studiert (HAMILTON 1981, BERTRAM 1982, BOTHMA & LE RICHE 1984, NORTON & HENLEY 1987, BAILEY 1993), es gibt jedoch auch mehrere Studien aus Indien und Sri Lanka (AMERASINGHE et al., 1990, MUKHERJEE et al., 1994, KARANTH & SUNQUIST 1995, RAMAKRISHNAN et al., 1999), sowie jeweils eine Studie aus China und Südostasien (JOHNSON et al., 1993, RABINOWITZ 1989). Innerhalb Afrikas gilt der Leopard jedoch als die am wenigsten studierte Großkatze (SCHALLER 1972), der Grund hierfür ist seine überwiegend nocturne Lebensweise, und seine Bevorzugung für Habitate mit dichter Vegetation. Besonders schlecht ist der Wissensstand für die tropischen Regenwaldgebiete Afrikas (NOWELL & JACKSON 1996), in denen paradoxer Weise die größten verbleibenden Bestände an Leoparden vermutet werden (MARTIN & DE MEULENAER 1988).

Der Status des Leoparden sorgt für kontroverse Diskussionen seit 1973, als er zum ersten Mal unter Appendix 1 des Washingtoner Artenschutzabkommens (CITES) gelistet wurde, aus Angst vor dem Einfluß des damals florierenden Pelzhandels. Mehrere Versuche wurden seitdem unternommen den Status des Leoparden im Afrika südlich der Sahara zu bestimmen, die meisten basierend auf Interviews und Fragebögen. Auch MARTIN & DE MEULENAER (1988) führten großflächig Interviews durch, gingen jedoch noch einen Schritt weiter, indem sie ein Populationsmodell für Leoparden entwickelten. In diesem Modell benutzten sie eine Regressionsgrade, die Leopardendichten mit jährlichen Niederschlagsmengen korrelierte, um die Zahlen von Leoparden in der Region vorherzusagen. Sie wählten den Niederschlag als entscheidenden Faktor aus, da im südlichen Afrika gezeigt wurde, dass Leoparden in feuchteren Savannengebieten höhere Dichten erreichen als in Trockeneren (BOTHMA & LE RICHE 1984, NORTON & HENLEY 1987). Bis heute stellt dieses Modell den praktischsten Versuch da, über einen großen geographischen Bereich Leopardenzahlen abzuschätzen. Für Afrika südlich der Sahara schätzten sie die Population auf 714.000 Tiere, und sie spekulierten, dass die Demokratische Republik Kongo allein 33 % dieser

Population halten könne. Dies resultiert aus der Annahme, dass Leoparden in tropischen Regenwäldern sehr hohe Dichten von bis zu 40 Individuen pro 100 km² (ein Individuum pro 2,5 km²) erreichen können (MARTIN & DE MEULENAER 1988).

Diese Schätzungen werden jedoch von vielen Wissenschaftlern als zu hoch angesehen (JACKSON 1989, NORTON 1990), und BAILEY (1993) ist eine von mehreren Autoritäten die argumentierte dass, da die Biomasse terrestrischer Beute in Regenwäldern niedriger ist als in Savannesystemen, auch die Leopardendichte dementsprechend niedriger sein müsste. Ein weiterer Faktor der die Dichte von Leoparden senken könnte, ist die Verminderung vorhandener Beute durch Jagd, und auch dies wird vom Modell MARTIN und DE MEULENAR'S (1988) nicht mit einbezogen. Das Resultat könnten vor allem für West- und Zentralafrika zu hohe Schätzungen sein, da dort die Wildtierpopulationen unter der immer größer werdenden Nachfrage an Buschfleisch leiden.

Es gibt jedoch bis heute nur vier Publikationen zur Biologie des Leoparden aus Regenwäldern Afrikas. HOPPE-DOMINIK (1984) studierte das Nahrungsspektrum von Leoparden im Taï Nationalpark der Elfenbeinküste, indem er 215 Kothaufen auf ihre Inhalte untersuchte. JENNY (1996) führte im gleichen Gebiet eine Studie mit Radiohalsbändern durch. Er fing drei Leoparden, zwei Weibchen und ein Männchen, und folgte den einzelnen Individuen für 2-13 Monate. Er ist der einzige, der eine Dichteabschätzung an Leoparden in einem afrikanischen Regenwald vornahm, und sein Ergebnis von einem Leoparden pro 9-14 km² liegt deutlich unter dem von MARTIN und DE MEULENAR (1988) postulierten Wert von einem Individuum pro 2,5 km².

Neben den Studien aus dem Taï Nationalpark gab es noch zwei Untersuchungen des Nahrungsspektrums von Leoparden in Zentralafrika. Die Erste wurde im Ituri Wald in der Demokratischen Republik Kongo durchgeführt (HART et al., 1996), die Zweite im Dzanga-Sangha Reservat in der Zentralafrikanischen Republik (RAY & SUNQUIST 2001). Bei den Studien zum Nahrungsspektrum waren in allen Gebieten mittelgroße Huftiere wie Blauducker, Rotducker und Pinselohrschweine die wichtigsten Beutetiere des Leoparden (HOPPE-DOMINIK 1984, HART et al., 1996, RAY & SUNQUIST 2001). Die zweitwichtigste Gruppe waren Primaten, die einen Anteil von 20-25 % in der Nahrung des Leoparden ausmachten, aber auch große Nagetiere wie Rohrratte und Quastenstachler waren wichtige Beutetiere, mit einem gemeinsamen Anteil von bis zu 15 % (HOPPE-DOMINIK 1984, HART et al., 1996, RAY & SUNQUIST 2001).

Alle diese genannten Arten jedoch stehen immer mehr im Fokus menschlicher Jäger, in der immer akuter werdenden Buschfleischkrise in West- und Zentralafrika (ANGELICI et al., 1999). Leoparden gelten in ihrer Beutewahl als sehr flexibel, und in Gegenden mit geringen Zahlen mittelgroßer Huftiere können sie ihre Nahrung auf große Nagetiere, Hasen, Schliefer und Vögel umstellen (BOTHMA & LE RICHE 1984). In West- und Zentralafrika weicht jedoch auch der Mensch als Jäger in vielen Gebieten schon auf Schuppentiere, Nagetiere, kleine Primaten und sogar Vögel als Jagdbeute aus, da in vielen Wäldern Ducker und Schweine schon sehr rar sind. In einer Langzeitstudie an Tigern in Indien wurde festgestellt, dass nicht direkter Jagddruck, sondern die Verminderung der natürlichen Beute der kritische Faktor für Populationen von Großkatzen ist (KARANTH & STITH 1999). Die Konkurrenz um Beute mit dem Menschen im Großteil seines Verbreitungsgebietes in West- und Zentralafrika, stellt daher im Falle des Leoparden eine ernste Bedrohung für immer mehr lokale Populationen dar (NOWELL & JACKSON 1996). Es ist daher eines der Projekte (Project 34) im Aktionsplan der "IUCN Cat Specialist Group", die Ökologie der Leoparden und vor allem ihre Dichten im tropische Regenwald Afrikas zu studieren, um genauere Bestandsabschätzungen vornehmen zu können (NOWELL & JACKSON 1996). Wichtig wäre vor allem Dichteabschätzungen in verschiedenen Gebieten mit bekanntem Ausmaß anthropogener Störungen durchzuführen, um verschiedene menschliche Einflüsse auf Leopardedichten zu quantifizieren. Besonders interessant wären hierbei Vergleiche zwischen verschiedenen Regionen, in denen es Unterschiede in der Intensität der Jagd, und in den dort verwandten Jagdtechniken gibt. Es wird vermutet, dass vor allem die Jagd mit Kabelschlingen verheerende Folgen hat, da diese nicht selektiv töten und sehr viel Fleisch verkommt, weil meist nicht alle Schlingen regelmäßig kontrolliert werden. Auch der Einfluß von Veränderungen des Habitates, wie Holzeinschlag oder Brandrodung, auf Leopardedichten ist nicht bekannt und müßte überprüft werden. Erst wenn die Leopardedichten in den repräsentativen Vegetationszonen eines Landes, und unter den prinzipiellen anthropogenen Beeinflussungen die in dem Land vorherrschen bekannt sind, läßt sich eine Abschätzung des Leopardbestandes für dieses Land vornehmen. Dies wäre dann der erste wichtige Schritt zur Entwicklung eines Programms zum Schutz der Leoparden in dem jeweiligen Land.

Es ist jedoch nicht einfach eine verlässliche Dichteabschätzung für Leoparden vorzunehmen. Vor allem in Gegenden in denen gejagt wird sind sie sehr scheu und

überwiegend bei Nacht aktiv. JENNY (1996) berechnete die Dichte indem er die Reviergröße seiner drei mit Radiohalsbändern versehenen Leoparden, und deren Überlappungsgrad verglich. So erhielt er die mittlere Größe eines exklusiven Reviers und konnte so auf eine mittlere Dichte hochrechnen (JENNY 1996). Studien unter Verwendung von Radiohalsbändern sind jedoch sehr kosten- und zeitaufwendig, und stellen auch immer ein Risiko für die Gesundheit der Tiere dar, da diese gefangen und betäubt werden müssen um das Halsband anzulegen. Viele nicht invasive Methoden sind jedoch unzuverlässig, so wurde in Indien versucht den Bestand an Tigern zu bestimmen, indem im Gelände gefundene Pfotenabdrücke aufgrund ihrer Maße Individuen zugeordnet wurden. Kritiker der Methode testeten die Wildhüter, die diese Bestandsabschätzung vornahmen, indem sie ihnen 33 Pfotenabdrücke verschiedener Tiger zur Identifikation vorlegten, und sie bestimmen ließen von wie vielen verschiedenen Tigern die Abdrücke stammten. Alle Wildhüter überschätzten die Anzahl der Tiger, die höchste Schätzung lag 600 % über dem richtigen Wert von vier Tigern (KARANTH 1993).

Als erfolgversprechender könnten sich computergestützte Analysen von Pfotenabdrücken erweisen. In einer Studie an Berglöwen in der Vereinigten Staaten gelang es SMALLWOOD & FITZHUGH (1993) in 96 % der Fälle, den für einen Satz von Spuren verantwortlichen Berglöwen korrekt zu identifizieren. Einer der beiden Wissenschaftler analysierte hierbei die Abdrücke mittels Diskriminanzanalysen elf verschiedener Maße der Hinterpfoten, während der andere den, mit Radiohalsbändern ausgestatteten Berglöwen im Studiengebiet folgte, um zu wissen welcher Spurensatz von welchem Individuum stammte (SMALLWOOD & FITZHUGH 1993). Die Verwendung dieser Methode bietet sich jedoch nur in Studiengebieten an, in denen es genügend geeignetes Bodensubstrat gibt, das brauchbare Pfotenabdrücke aufnimmt. Besonders gut hierfür eignen sich sandige Straßen, Schnee und ausgetrocknete Flußbetten. In tropischen Regenwäldern ist es jedoch nicht sehr häufig, dass man einen brauchbaren Satz von Pfotenabdrücken findet, da der Waldboden von Laub bedeckt ist und das Substrat auf Wildpfaden meist zu hart ist um deutliche Spuren aufzunehmen. Einzig in der Regenzeit findet man häufiger Spuren im Wald, da die Pfade dann aufgeweicht sind und es viele morastige Stellen gibt. Spuren aus sehr weichem Untergrund lassen sich jedoch auch nicht verwenden, da Katzen in einem solchen Substrat die Zehen spreizen, um nicht noch tiefer einzusinken. Dies führt zu einer

Deformierung des Abdrucks, und die Maße sind für die Diskriminanzanalyse nicht mehr zu gebrauchen (SMALLWOOD & FITZHUGH 1993).

Die Technik, mittels Fang-Wiederfang die Größe einer Population zu ermitteln, wurde ursprünglich für Vögel und kleine Säugetiere entwickelt, deren Zahlen sich nicht leicht durch die Verwendung von Punkt- oder Linientransekten erfassen lassen (BUCKLAND et al., 1993). Beim Fang-Wiederfang wird mit einem genau festgelegten Aufwand ein Teil einer Population gefangen und markiert. Werden nun mit dem gleichen Aufwand ein zweites Mal Tiere derselben Population gefangen, so sollte theoretisch das Verhältnis von bereits markierten und unmarkierten Tieren unter den Neufängen, gleich dem Verhältnis der beim ersten Mal markierten Tiere zur Gesamtpopulation sein. Da die Zahl der zuvor markierten Tiere bekannt ist, läßt sich nun die Populationsgröße berechnen, und anhand der Wiederfänge lassen sich zusätzlich Daten über die Überlebensrate der einzelnen Individuen erheben. Bei Tieren mit markanten Fellzeichnungen, oder sonstigen Charakteristika die eine eindeutige Identifizierung des Individuums erlauben, läßt sich der Fang-Wiederfang auch als nicht invasive Methode anwenden, indem die Tiere beispielsweise photographisch "gefangen" werden. Hierfür bietet sich bei Leoparden und andere Großkatzen die Verwendung von Kamerafallen an, da diese meist sehr scheu, und vorwiegend bei Nacht oder in der Dämmerung aktiv sind. KARANTH (1995) berechnete so die Populationsdichte von Tigern in Nagarahole in Indien, indem er drei Kamerafallen durch sein Studiengebiet bewegte und, mit einem genau definiertem Aufwand an Fangtagen, Photographien von Tigern machte. Dies wiederholte er neun mal mit jeweils gleichbleibendem Aufwand und erhielt so neun Ereignisse von Fang und Wiederfang. Zur Berechnung der resultierenden Populationsgröße bediente er sich des Computerprogrammes CAPTURE, da die Berechnung um so komplexer wird, je mehr Fangereignisse durchgeführt werden. KARANTH (1995) verglich die Dichteabschätzungen aus seiner Kamerafallenstudie mit bekannten Tigerdichten aus einer Langzeitstudie, und bezeichnete seine Ergebnisse als sehr akkurat. In einer zweiten Studie mit Kamerafallen verglich er die Tigerdichten in vier verschiedenen Reservaten innerhalb Indiens, und konnte so den starken Einfluß von Wilderern auf die Tigerzahlen in einem der vier Reservate dokumentieren (KARANTH & NICHOLS 1998).

In dieser Studie soll mit den gleichen Methoden versucht werden, erstmals die Populationsdichte für Leoparden in Zentralafrika zu bestimmen. Der erste Schritt hin zur Entwicklung einer Schutzstrategie für Leoparden besteht darin, eine nicht invasive,

relativ kostengünstige Methode zu finden, mit der sich Leopardenpopulationen bestimmen lassen. Nur so lassen sich die Faktoren finden, die die Populationsdichten beeinflussen. Daneben soll in dieser Studie die Nahrung der Leoparden im Lopé Reservat untersucht werden, um auf eine eventuell vorhandene Selektivität beim Beutefang zu testen. Lopé bietet dafür eine fast einzigartige Möglichkeit innerhalb des tropischen Afrikas, da für fast alle mittelgroßen und großen Säugetiere Berechnungen der Populationsdichten vorliegen. Es kann also unterschieden werden, ob Leoparden eine bestimmte Art häufig töten da diese sehr häufig vorhanden ist, oder ob sie für diese Art selektionieren. Auch dies ist wichtig für den Schutz von Leoparden, da sich so feststellen läßt welche Beutetierarten für ihn am wichtigsten sind, und welche er eventuell nur nutzt, da seine bevorzugte Beute schon im Bestand abgenommen hat.

2. Studiengebiet

Die Untersuchung wurde im Lopé Reservat, im Zentrum Gabuns an der Station d'Etudes des Gorilles et Chimpanzés (SEGC) durchgeführt. Gabun liegt auf dem Äquator an der Westküste Afrikas (3°N-3°S, 8°E-15°E), und 85% der 267,667 km² Landesfläche sind von Tieflandregenwald bedeckt. Das Lopé Reservat befindet sich im Zentrum des Landes und erstreckt sich über 4.964 km² (Abb. 1). In ungefähr 2,500 - 3,000 km² des Waldes innerhalb der Reservatsgrenzen fand selektiver Holzeinschlag niedriger Intensität (1-2 Bäume pro Hektar) statt.

Der jährliche Regenfall an der SEGC beträgt 1506 mm (WHITE 1994) und es gibt zwei Trockenzeiten und zwei Regenzeiten. Besonders ausgeprägt ist eine große Trockenzeit von Juli bis September, gefolgt von einer großen Regenzeit von Oktober bis Dezember, mit den stärksten Niederschlägen im November. Die kleinen Regen- und Trockenzeiten sind kürzer und können in Dauer und Intensität stark schwanken. Die Temperaturen bleiben im Jahresverlauf relativ konstant, aber das durchschnittliche Monatsminimum (20-23°C) und –maximum (26-33°C) ist am niedrigsten in der großen Trockenzeit (White 1994).

Der Großteil des Reservats ist semi-immergrüner Regenwald, doch im Norden und Osten erstreckt sich ein Savannen-Galeriewald Mosaik über eine Fläche von 300 km² (Abb. 2). Diese Savannen sind Überbleibsel trockener Perioden in der Vergangenheit, und neuere Carbon-Datierungen haben gezeigt, dass einige dieser Savannen seit mindestens 8000 Jahren bestehen. Unter heutigen Klimaverhältnissen werden Savannen

jedoch aktiv von Wald wiederbesiedelt und es werden zwei Sukzessionsstadien unterschieden, "colonizing forest" und "marantacea forest". "Colonizing forest" wird von zwei schnell wachsenden Baumarten dominiert, *Aucoumea klaineana* PIERRE (*Burseraceae*) und *Lophira allata* BANKS EX GAERTN. (*Ochnaceae*), die bis zu 80% der Individuen ausmachen können. Dieser Waldtyp beschränkt sich jedoch auf schmale Streifen entlang der Savannenzone. "Marantaceae forest" zeichnet sich durch eine erhöhte Speziesdiversität aus, und durch einen sehr dichten, krautigen Unterwuchs, dominiert von Pflanzen der Familien Marantaceae und Zingiberaceae. Es ist der dominierende Waldtyp im Studiengebiet, und nur weiter südlich im Reservat gibt es ausgedehnte Flächen muren Tieflandregenwaldes (Abb. 2).

Für die Untersuchung des Nahrungsspektrums und der Populationsdichte des Leoparden wurde ein etwa 50 km² großes Gebiet ausgesucht, in dessen Zentrum die SEGC liegt (Abb. 2). Etwa 50 % dieser Fläche sind mit "Marantaceae forest" bedeckt, der Rest ist durch ein Mosaik aus Galeriewäldern und Savanne charakterisiert.

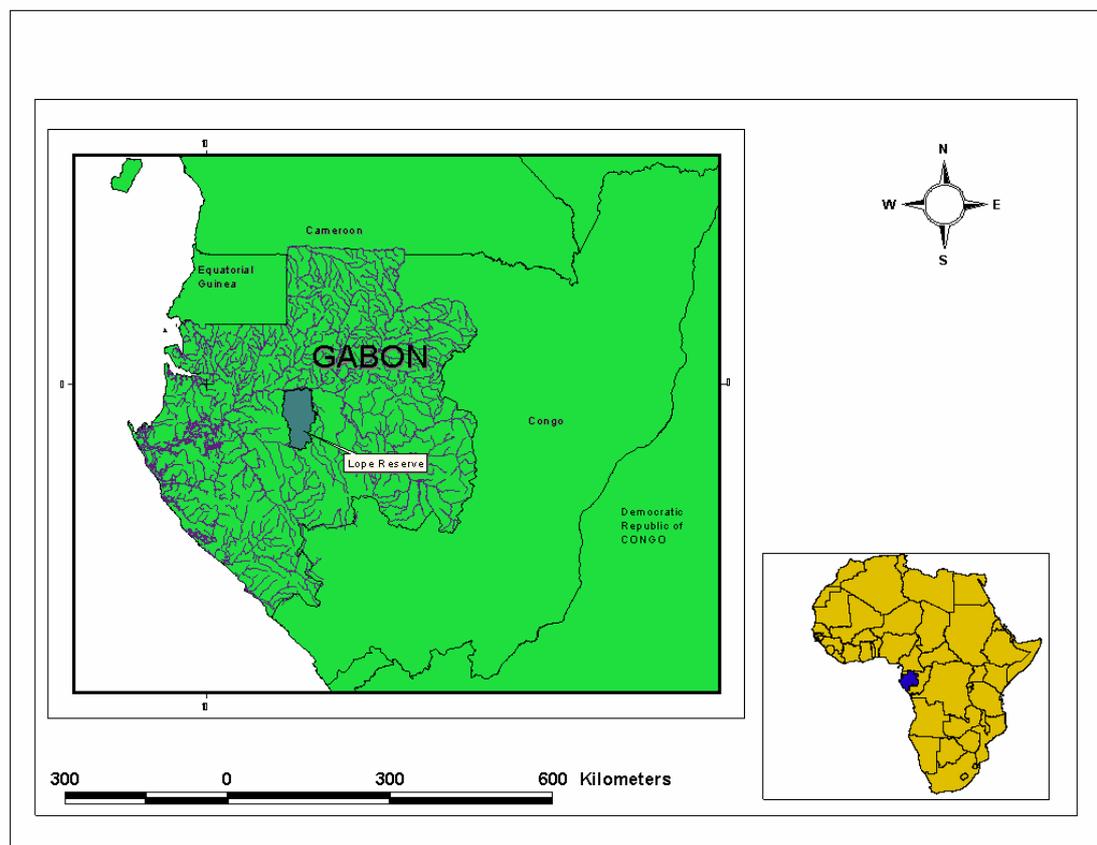


Abb. 1: Die Lage des Lopé Reservats innerhalb von Gabun, und die Lage Gabuns in Afrika.

Der Holzeinschlag in diesem Gebiet endete vor 15 Jahren und Jagd und Fischerei im Reservat sind untersagt. Überbleibsel aus der Zeit des Holzeinschlags ist ein Netz von Straßen in der Savannenzone, das heute von Touristenführern und den Fahrzeugen der Station genutzt wird. Im Waldblock südlich der Station gibt es weiterhin ein Netz von Pfaden, das überwiegend aus Elefantenspuren besteht, die vom Personal der SEGC regelmäßig von Vegetation freigehalten werden (Abb. 3).

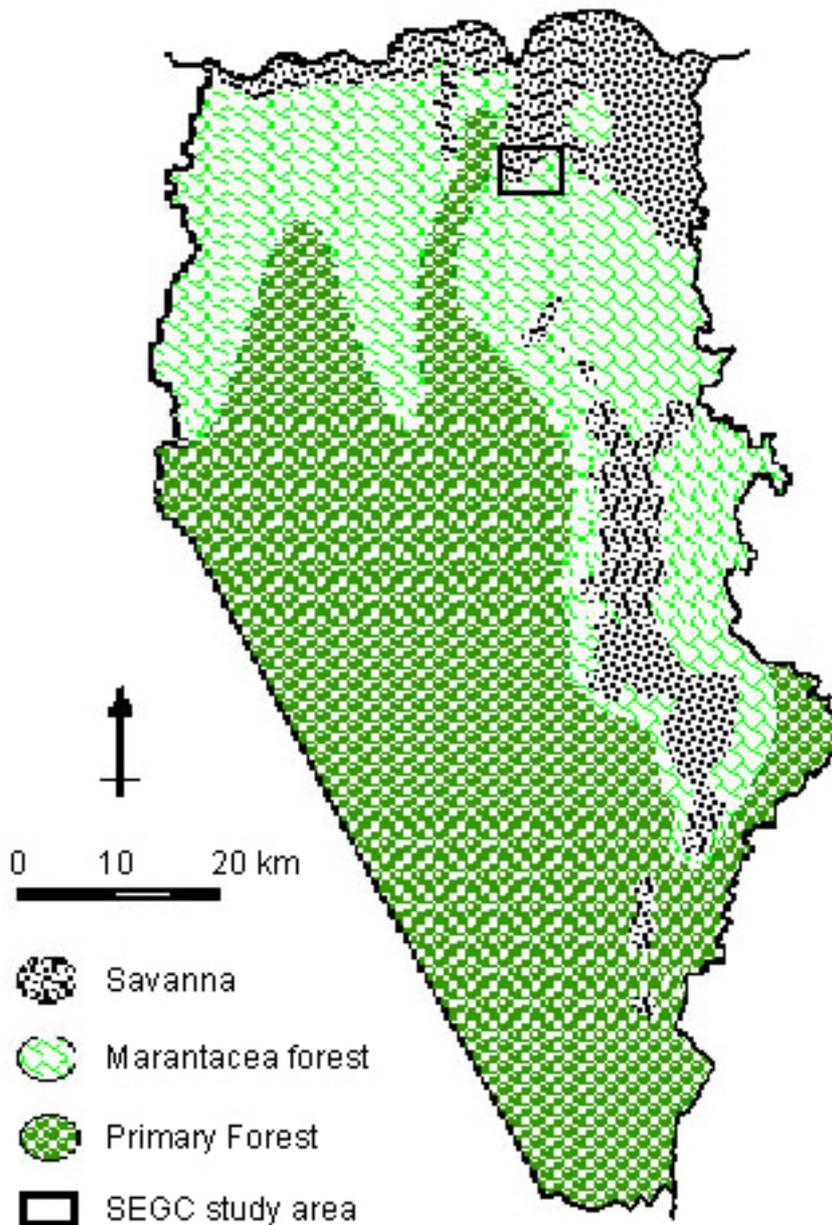


Abb. 2: Vegetationszonen des Lopé Reservats in Gabun, und die Lage des SEGC Studiengebietes.

Im Studiengbiet gibt es 45 Arten großer und mittelgroßer Säugetiere, darunter 14 Primaten, 12 Huftierarten und 11 Carnivoren (Appendix I). Mit wenigen Ausnahmen sind dies Arten, die für den Regenwald charakteristisch sind und es gibt keine echten Savannenspezialisten. Der Buschbock (*Tragelaphus scriptus*) kommt gewöhnlich in gemischten Habitaten vor und er nutzt in Lopé nur die Savannenzone. Bei Arten mit weiter geographischer Verbreitung, wie Büffel (*Syncerus caffer*) und Elefant (*Loxodonta africana*), bei denen im Wald lebende Unterarten unterschieden werden, sind es diese, die in Lopé vorkommen. In den vergangenen Jahren gab es mehrere Studien in denen die verfügbare Biomasse großer und mittelgroßer Säugetiere im Studiengbiet bestimmt wurde (WHITE 1994; TUTIN et al., 1997), und die Werte lagen mit 5,000-6,000 kg km⁻² über anderen Abschätzungen aus tropischen Regenwaldgebieten, jedoch unter den Zahlen von bis zu 20,000 kg km⁻² aus den ausgedehnten Savannensystemen Ostafrikas (PRINS & DOUGLAS-HAMILTON 1990).

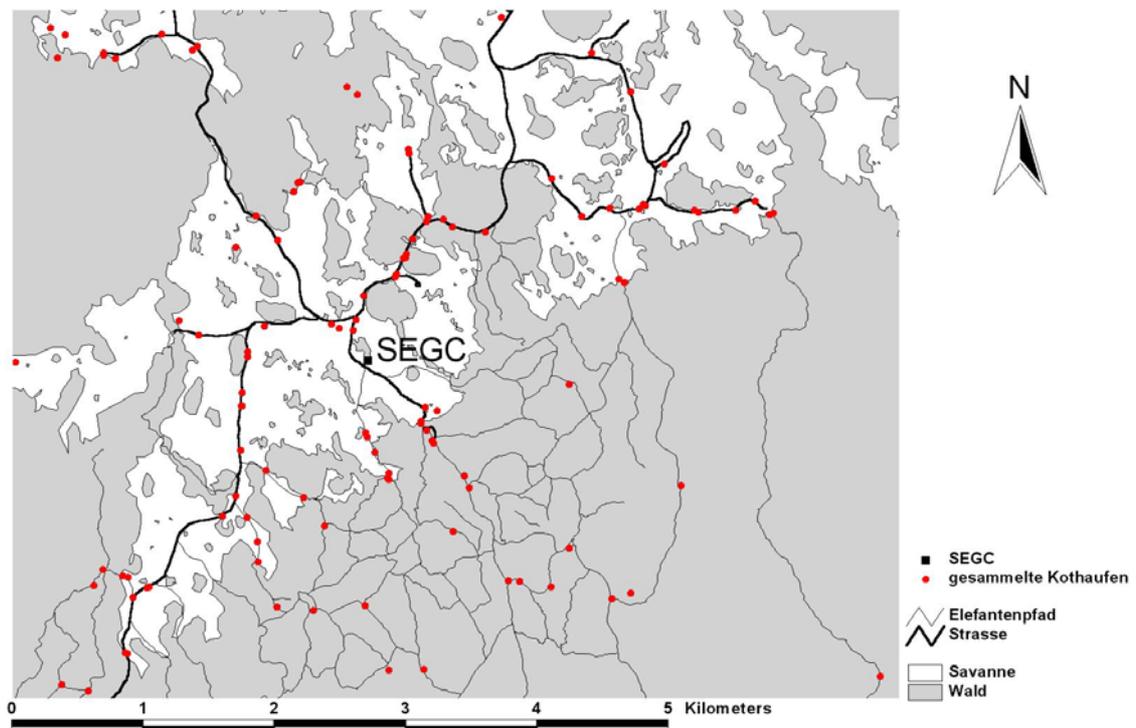


Abb. 3: Das SEGC Studiengbiet im Lopé Reservat in Gabun.

3. Material und Methoden

3.1 Untersuchung des Ernährungsweise

Sammlung von Kot im Gelände

Seit Mai 1995 wurde von Carnivoren stammender Kot von den Wissenschaftlern der SEGC gesammelt, an der Luft getrocknet und gelagert. Zusätzlich wurden Datum und Fundort notiert. Seit Beginn dieser Studie im Oktober 2000 wurden außerdem die Koordinaten mittels eines Garmin 12XS GPS (Global Positioning System) bestimmt und festgehalten. Auf die Trocknung wurde seit diesem Zeitpunkt verzichtet, da die weitere Analyse der Kotes in der Regel wenige Tage nach dem Auffinden durchgeführt wurde.

Die Sammlung der SEGC enthielt neben dem Kot von Leoparden vorwiegend den von Ziebetkatze (*Civettictis civetta*) und Goldkatze (*Profelis aurata*). Die Kriterien bei der Identifizierung des Leopardenkotes sind maximaler Durchmesser, Größe im Kot vorhandener Knochenfragmente und Assoziation mit Spuren in der näheren Umgebung. Kot mit einem maximalen Durchmesser von weniger als 21 mm wurde nicht verwandt, da er auch von einer Goldkatze stammen könnte (HART et al., 1996). War eine Bestimmung des Durchmessers, aufgrund von Desintegration des Kothaufens nicht möglich, wurden bei der Analyse im Kot enthaltene Knochenfragmente vermessen. HART et al. (1996) fanden, dass die Knochenfragmente im Kot der Goldkatze (N=60) nie eine Länge von mehr als 21 mm oder einer Stärke von mehr als 1 mm erreichten. Kot mit größeren Fragmenten wurde daher als Leopard identifiziert. Kothaufen ohne Knochenfragmente, ohne bestimmbarer Durchmesser und ohne assoziierte Leoparden Spuren in der Umgebung wurden nicht verwandt, da eine eindeutige Identifizierung nicht sichergestellt werden konnte. 197 Kothaufen konnten so als vom Leopard stammend identifiziert werden. Nach MUKHERJEE et al. (1994) waren 80 Kothaufen ausreichend um die Ernährungsweise von Leoparden im Gir Nationalpark in Indien zu untersuchen, und das Hinzufügen weiterer Proben brachte keine Veränderung in der Artenzusammensetzung in der Ernährung mit sich. Es wurde daher in dieser Studie davon ausgegangen, dass eine Analyse von 197 Kothaufen die Ernährungsweise der Leoparden im Lopé Reservat ausreichend genau widerspiegelt.

Analyse des Kotes

Zur weiteren Analyse wurde der Kot über einem ENDECOTTS LTD. Metallsieb mit einer Maschenweite von 1 mm mit Wasser gesiebt. Alle im Kot enthaltenen Haare, Knochenfragmente und andere Hartteile, wie Zähne, Hufe und Krallen wurden aufgefangen und an der Luft getrocknet. Die tierischen Überreste im Kot wurden nach vollständiger Trocknung im Labor untersucht und mit einer Referenzsammlung der SEGC verglichen, die Haare und/oder komplette Skelette aller in Appendix I aufgeführten Arten enthält.

Als am besten für eine Identifikation der Beutespezies geeignet erwiesen sich die im Kot enthaltenen Haare. Zur Analyse wurden Eigenschaften wie Farbe, Länge, Dicke und Konfiguration der Medulla benutzt. Die Haare der verschiedenen Beutespezies erwiesen sich als sehr unterschiedlich in Struktur und Farbe, und ermöglichten so fast immer eine Bestimmung der Beute bis zu Artniveau. Probleme bei der Identifikation stellten einzig sehr eng verwandte Arten dar. Bei den vier mittelgroßen Duckern der Arten Weissbauchducker (*Cephalophus leucogaster*), Petersducker (*Cephalophus callipygus*), Schwarzückenducker (*Cephalophus dorsalis*) und Ogilbyducker (*Cephalophus ogilby*), konnten makroskopisch keine ausreichenden Unterschiede festgestellt werden, und auch eine mikroskopische Untersuchung der Epidermikularschuppen nach PERRIN & CAMPBELL (1980) ergab keine ausreichenden Unterscheidungsmerkmale. Diese Arten wurden daher als Rotducker zusammengefaßt. Bei eng verwandten Cercopithecinen ist eine Unterscheidung bis zum Artniveau jedoch schon makroskopisch möglich, da die Haare aller im Studiengebiet auftretender Arten unterschiedliche Streifungen aufweisen. Die Haare von Schimpanse (*Pan t. troglodytes*) und Gorilla (*Gorilla g. gorilla*) sind sich makroskopisch sehr ähnlich, doch eine mikroskopische Untersuchung der relativen Medullaweite ergibt ausreichende Unterschiede für eine Identifizierung (CLEMENT et al., 1980).

Knochenfragmente und andere Hartteile waren im Gegensatz zu Haaren nicht in jedem Kot enthalten und bei kleinen Fragmenten war eine Identifizierung bis zum Artniveau oft nicht möglich. Größere Knochenfragmente, Zähne und Hufe waren jedoch hilfreich um die Ergebnisse der Haaruntersuchung zu stützen.

Rekonstruktion der Ernährungsweise

Die Inhalte des Kots wurden präsentiert als Häufigkeit des Vorkommens (Häufigkeit des Auffindens der Überreste einer bestimmten Art im Kot), Anteil im Kot (prozentualer Anteil der Kothaufen, in denen Überreste einer bestimmten Art gefunden wurden) und Anteil in den Überresten (prozentualer Anteil der Überreste einer Art, an der Gesamtzahl gefundener Überreste). Eine Unterscheidung der letzteren ist nötig, da in einem Kothaufen häufig die Überreste mehrerer Spezies enthalten sind. Anteil in den Überresten gibt daher einen besseren Eindruck der prozentualen Anteile der einzelnen Spezies, da die Summe aus Anteil im Kot größer als Hundert ist.

Obwohl Anteil im Kot und Anteil in den Überresten häufig verwendet werden um die Ernährungsweise von Raubtieren zu studieren, können diese Anteile, bei hoher Variabilität der Beutegröße, die relative Wichtigkeit einzelner Arten im Beutespektrum verzerren (ACKERMANN et al., 1984). In solchen Fällen ist es angebrachter zusätzlich die relativen Biomassen- und Individuenanteile für die einzelnen Beutearten zu kalkulieren, die von der untersuchten Raubtierpopulation genutzt wurden. Dazu wurde in dieser Studie die von ACKERMANN et al. (1984) für Berglöwen (*Puma concolor*) entwickelte Methode verwandt, um die Anteile im Kot, in relative aufgenommene Biomasse, und relative Anzahl gerissener Individuen zu übertragen. ACKERMANN et al. (1984) führten Fütterungsexperimente durch und fanden ein lineares Verhältnis zwischen aufgenommener Biomasse pro ausgeschiedenem Kothaufen, und Gewicht des Beutetieres. In der von ihnen aufgestellten Gleichung

$$Y = 1,98 + 0.035 X$$

ist Y die aufgenommene Biomasse pro ausgeschiedenem Kothaufen, und X das Gewicht des Beutetieres. Unter der Annahme, dass das Verdauungssystem des Leoparden vergleichbar mit dem des Berglöwen ist (KARANTH & SUNQUIST 1995; HART et al., 1996) wurde diese Gleichung nun als Korrektionsfaktor verwandt, um Anteil im Kot in relative aufgenommene Biomasse umzuwandeln. Für Beutetiere unter 2 kg wurde nicht korrigiert, da jedes Vorkommen als ein aufgenommenes Individuum gewertet wurde. Es wurde daher lediglich das Lebendgewicht der Art mit dem Anteil im Kot multipliziert, um die relative aufgenommene Biomasse zu erhalten. Die Lebendgewichte wurden aus WHITE (1994) übernommen, der das selbe Protokoll wie OATES et al., (1990) benutzte, um ein Gewicht für ein "durchschnittliches" Individuum

zu kalkulieren, welches sich aus den Gewichten eines männlichen und weiblichen Adulttieres und, je nach Spezies, ein bis mehrerer Jungtiere zusammensetzt.

Um mögliche saisonale Unterschiede in der Ernährungsweise zu beleuchten, wurden die Inhalte aller Kothaufen die in der großen Trockenzeit von Juli bis September gefunden wurden, und alle Kothaufen die in der großen Regenzeit von Oktober bis Dezember gefunden wurden, getrennt betrachtet und mit den Anteilen in der gesamten Sammlung verglichen.

Analyse auf Selektivität beim Beutefang

Um die Möglichkeit einer Selektivität im Beutefang des Leoparden zu testen, wurde die absolute aufgenommene Biomasse der einzelnen Beutetierspezies mit der relativen vorhandenen Biomasse verglichen. Die absolute aufgenommene Biomasse wurde kalkuliert aus der Häufigkeit des Vorkommens (Häufigkeit des Auffindens der Überreste einer bestimmten Art im Kot), multipliziert mit dem Korrektionsfaktor (aufgenommene Biomasse pro ausgeschiedenem Kothaufen). Um die absolute aufgenommene Biomasse mit der vorhandenen Biomasse vergleichen zu können wurde die vorhandene Biomasse mittels Dreisatz auf den gleichen Gesamtwert wie die insgesamt während der Studie aufgenommene Biomasse gebracht, und relative vorhandene Biomasse genannt. Werte für die vorhandene Biomasse im Studiengebiet existieren für alle Huftierarten und alle tagaktiven Primaten (WHITE 1994; TUTIN et al., 1997), und die Untersuchung einer Selektivität beim Beutefang beschränkt sich demnach auf diese beiden Gruppen. TUTIN et al., (1997) bestimmten die Biomassen sowohl für den "Marantaceae forest", als auch für das Mosaik aus Galeriewäldern und Savanne. Da die gesammelten Kothaufen etwa zu gleichen Teilen aus beiden Habitattypen stammen (Abb. 3), wurde zur Analyse der Selektivität ein Mittelwert aus den beiden Biomassen gebildet.

3.2 Untersuchung der Populationsdichte

Methoden im Gelände

Für den Fang-Wiederfang wurden in dieser Studie TRAILMASTER TR-1500 (Goodson and Associates, Lenexa, Kansas, USA) Kamerafallen verwandt. Diese Kamerafallen

bestehen aus einer Einheit, die einen Infrarotstrahl produziert, und einem programmierbaren Empfänger. Die Einheiten wurden in einem jeweiligen Abstand von 2 m auf beiden Seiten eines Weges an Bäumen oder Holzpfählen befestigt, wobei der Infrarotstrahl stets in einer Höhe von 40 cm über den Weg verlief. Mit dem Empfänger verbunden wurden zwei YASHIKA T5, 35 mm Autofokus-Kameras, die auf beiden Seiten des Weges montiert wurden, um simultan beide Seiten des Tieres zu photographieren. Sie werden gleichzeitig vom Empfänger ausgelöst, wenn der Infrarotstrahl ausreichend lange gebrochen wird. Die minimale Dauer die der Strahl gebrochen werden muß bevor die Kameras ausgelöst werden, läßt sich über die Empfindlichkeit des Empfängers regeln. Die Empfindlichkeitsstufen stellen keine absoluten Zeiten dar für die der Strahl gebrochen werden muß, sondern Empfindlichkeitsklassen von 1-9. Es wurde stets eine mittlere Empfindlichkeit von 5 verwandt, um einerseits zu verhindern, dass fallende Blätter und Regen die Kameras auslösen können, und um andererseits zu vermeiden, dass die Kameras nicht ausgelöst werden da die Empfindlichkeit zu grob gewählt wurde, und den Weg nutzende Tiere den Strahl nicht lange genug brechen. Es wurde außerdem eine Verzögerung von 2 Minuten programmiert, für die die Kameras nach einmaligem Auslösen blockiert sind. Dies verhindert, dass passierende Gruppen von Tieren mehrere Photos produzieren und so schneller die Filmrollen füllen. Für die Aufnahmen, wurde handelsüblicher 35 mm Farbfilm mit 100 ASA und 36 Bildern verwandt.

Um die Chancen zu erhöhen Leoparden in den Fallen zu “fangen”, wurden zuvor Wege und Pfade identifiziert, die regelmäßig von Leoparden genutzt wurden. Es wurde dafür im Studiengebiet nach indirekten Zeichen der Präsenz des Leoparden, wie Spuren und Kot gesucht, und für jede der Spuren wurde eine Position mittels GPS bestimmt. Unter allen Positionen wurden dann 30 für die Kamerafallen ausgesucht, mit denen eine Fläche von ca. 18 km² im Studiengebiet gleichmäßig von Fallen beprobt wurde (Abb. 4). Es wurde versucht die Positionen so zu wählen, dass “Marantacae forest” und das Mosaik aus Savannen und Galeriewäldern zu gleich großen Teilen abgedeckt wurde. Es wurde eine Fläche von weniger als 20 km² ausgewählt, da die Positionen nicht zu weit von der SEGC entfernt sein durften, um zu gewährleisten, dass der Aufbau aller Fallen innerhalb eines Tages möglich ist. 30 Positionen erschienen ausreichend um die gesamte Fläche abzudecken, ohne zu große Lücken zu lassen, in denen sich ein Leopard innerhalb der Fangperiode bewegen könnte. Da nur 5 Kamerafallen zur Verfügung standen wurden diese periodisch zwischen den Positionen hin- und herbewegt.

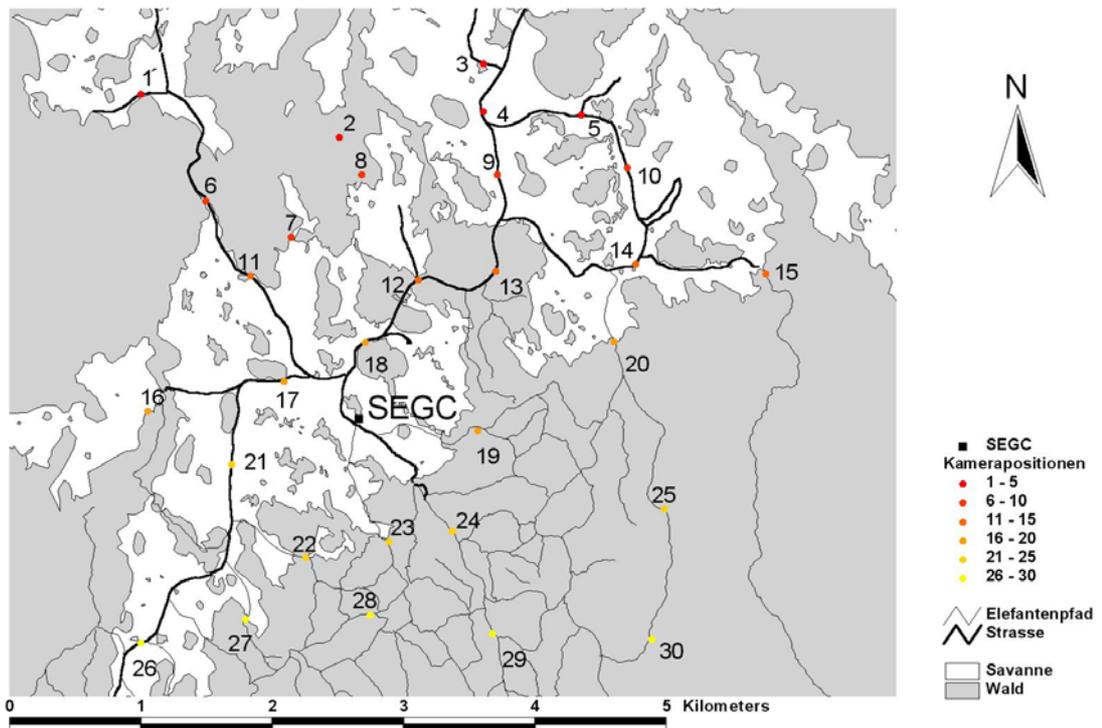


Abb. 4: Die Positionen der Kamerafallen im SEGC Studiengebiet, im Lopé Reservat in Gabun.

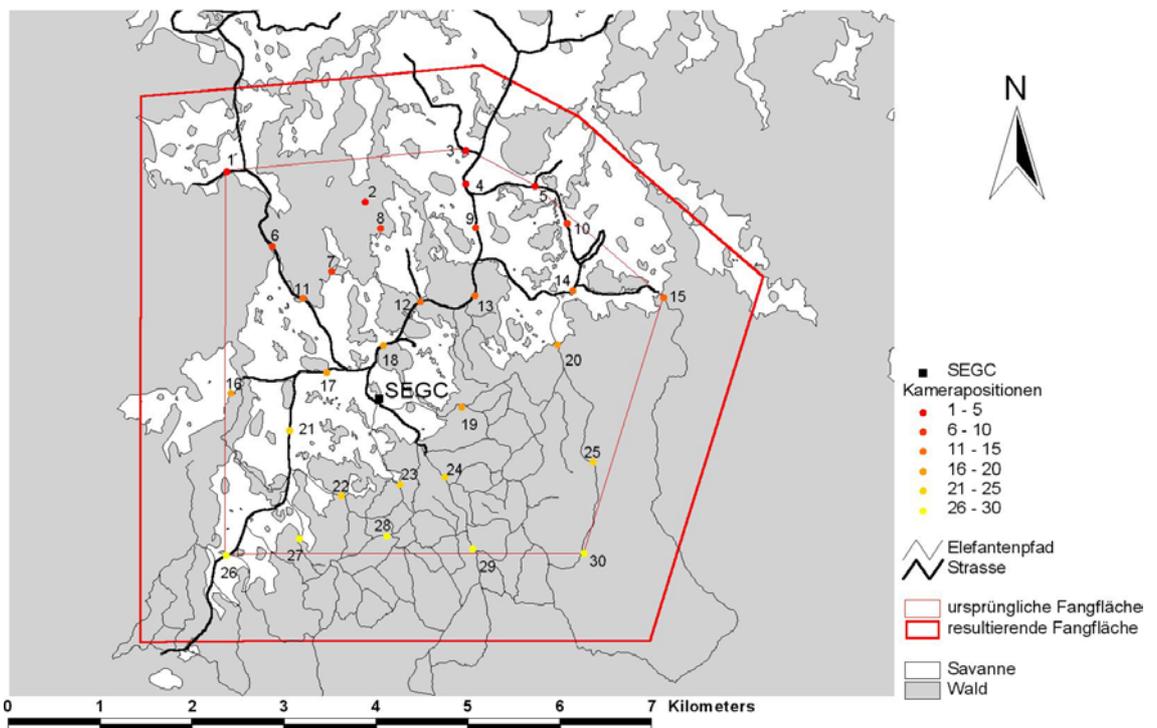


Abb. 5: Die Fläche des Einzugsgebietes der Kamerafallen im SEGC Studiengebiet, im Lopé Reservat in Gabun.

Die 30 Positionen wurden dazu in 6 Fanglinien, a 5 Positionen unterteilt (Abb. 4). Es wurde mit der nördlichsten Fangline begonnen und die 5 Fallen wurden jeweils für 2 Tage auf einer Linie belassen. Danach wurden alle 5 Fallen abgebaut und am selben Tage auf der am nächsten südlich liegenden Fanglinie wiederaufgebaut. Nachdem die Fallen 2 Tage auf der am weitesten südlich liegenden Fanglinie aufgebaut waren, was nach jeweils 12 Tagen der Fall war, wurden sie von dort entfernt und am selben Tag auf der nördlichsten Linie wiederaufgebaut. Die Fangperiode sollte eine Dauer von 2-3 Monaten nicht überschreiten, da für eine Kalkulation der Dichte mittels Fang-Wiederfang die Annahme einer geschlossenen Population erfüllt werden soll, und ein Zeitraum von 3 Monaten dies bei Großkatzen aller Wahrscheinlichkeit nach gewährleistet (KARANTH & NICHOLS 1998). Die Dauer der Fangperiode wurde daher auf 72 Tage festgelegt, was 6 komplette Fangereignisse mit einer Dauer von je 12 Tagen erlaubte, in denen das Untersuchungsgebiet je einmal erfaßt wurde. Obwohl erwartet wurde dass die Leoparden eher dämmerungs- oder nachtaktiv sind, waren die Fallen rund um die Uhr aktiviert, um nicht Gefahr zu laufen Leoparden zu verpassen, die eine der Fallen bei Tag passieren.

Berechnung der Populationsdichte

Alle Photos, die Leoparden enthielten, wurden in einen Computer eingescannt und im ADOBE PHOTOSHOP 4.0.1 LE miteinander verglichen. Leoparden lassen sich aufgrund ihres unterschiedlichen Fleckenmusters individuell identifizieren (MITHTHAPALA et al., 1989) und aufgrund des ausgeprägten Sexualdimorphismus läßt sich anhand der Photos zusätzlich das Geschlecht des Tieres bestimmen. Für alle identifizierten Individuen wurde eine Fanggeschichte entwickelt, die für jedes Tier aus einer Reihe von 6 Einträgen für die 6 durchgeführten Fangereignisse besteht. Jeder Eintrag hat entweder einen Wert von "0", falls das Tier in einem bestimmten Fangereignis nicht photographiert wurde, oder "1", falls das Tier in diesem Ereignis photographiert wurde. Analysiert wurde die daraus resultierende Matrix mit dem Programm CAPTURE (OTIS et al., 1978, REXSTAD & BURNHAM 1991), das entwickelt wurde, um Daten aus Fang-Wiederfang in geschlossenen Populationen zu untersuchen. Dieses Programm bietet verschiedene Modelle an, um die Populationsgröße im Studiengebiet zu berechnen. Das einfachste Modell (M_0) geht davon aus, dass es keine Unterschiede in der Fangwahrscheinlichkeit zwischen

verschiedenen Individuen und Fangereignissen gibt. M_h testet auf unterschiedliche Fangwahrscheinlichkeiten zwischen einzelnen Individuen, und M_b erlaubt Unterschiede in der Fangwahrscheinlichkeit speziell zwischen neu gefangenen und bereits fotografierten Individuen. M_t geht von Unterschieden in der Fangwahrscheinlichkeit zwischen den einzelnen Fangereignissen aus, und es besteht weiterhin die Möglichkeit jeweils zwei der aufgeführten Annahmen in einem Modell zu vereinen, M_{bh} , M_{th} , und M_{tb} . Es ist jedoch auch möglich, die Populationsgröße von allen Modellen zugleich kalkulieren zu lassen, und das Programm CAPTURE wählt aus diesen dann das Wahrscheinlichste aus.

Um aus der berechneten Populationsgröße eine Leopardendichte zu berechnen, ist es nötig, die Größe des Studiengebiets genau zu erfassen. Es ist anerkannt, dass in Studien mit einem Fangraster, die Fläche aus der Tiere gefangen werden, nicht gleich der Fläche ist, die von den äußersten Fallen eingeschlossen wird (OTIS et al., 1978). Es ist daher typisch, einen Streifen um die äußersten Fallen zur Fläche hinzuzufügen, da auch Tiere aus diesem Gebiet gefangen werden können (OTIS et al., 1978). Um die Breite dieses Streifens zu berechnen, wurden die maximalen Distanzen verwandt, die die Leoparden in dieser Studie zwischen verschiedenen Kamerafallen zurücklegten (KARANTH & NICHOLS 1998). Aus diesen maximalen Distanzen wurde der Mittelwert gebildet und die Breite des Streifens wurde festgelegt, als die Hälfte dieses Mittelwertes (KARANTH & NICHOLS 1998). Daraus folgt:

$$W = (\sum d / m) / 2,$$

wobei W die resultierende Breite des Streifens, d die maximale zurückgelegte Distanz und m die Anzahl der verglichenen Distanzen ist. Ein Streifen der berechneten Breite wurde im geographischen Informationssystem (GIS) ARCVIEW um die Positionen der äußersten Kamerafallen herum gelegt und die resultierende Gesamtfläche des Gebietes wurde im Programm ARCVIEW abgelesen (Abb. 5). Die Leopardendichte wurde nun berechnet aus

$$D = N / A(W),$$

wobei D die resultierende Leopardendichte, N die vom Programm CAPTURE berechnete Populationsgröße und $A(W)$ die resultierende Gesamtfläche des Gebietes ist.

4. Ergebnisse

4.1 Ernährungsweise

Artenzusammensetzung in der Ernährung

In den 197 untersuchten Kothaufen wurden 296 Überreste von Beutetieren entdeckt (Tabelle 1). In 62,9 % der Kothaufen wurden die Überreste nur einer Art gefunden, 25,4 % enthielten Überreste von zwei Arten, 10,2 % von drei Arten und 1,5 % von vier verschiedenen Beutetierarten. Nur 2,7 % der Überreste konnten nicht eindeutig identifiziert werden, es ließ sich jedoch eine Zuordnung zu Klassen wie Vogel, Reptil und Säugetier vornehmen. Insgesamt wurden mindestens 30, maximal jedoch 33 verschiedene Spezies im Kot der Leoparden gefunden. Wird die Gruppe der Rotducker als eine Art gezählt, resultiert daraus ein Wert von 30 verschiedenen Beutetierarten, es ist jedoch wahrscheinlich, dass alle vier Arten von Rotduckern vom Leoparden genutzt wurden, was die Zahl der im Nahrungsspektrum des Leoparden vertretenen Arten auf 33 ansteigen läßt. Von diesen 33 Arten sind 30 Säugetiere und es wurden nur sieben mal Überreste gefunden, die nicht von Säugetieren stammten. Zweimal handelte es sich dabei um die Überreste eines Zwergkrokodiles (*Osteoleamus tetraspis*), zweimal um die eines nicht identifizierten Vogels, und einmal um die einer nicht identifizierten Schlange.

Am häufigsten wurden die Überreste von Rohrratten gefunden, sie waren in 25,4 % aller Kothaufen vorhanden. Überreste von Pinselohrschweinen und Rotduckern wurden je 38 mal gefunden, und waren damit in 19,3 % aller Kothaufen vertreten. Weiterhin häufig aufzufinden waren die Überreste von Quastenstachlern mit 10,7 % Vorkommen im Kot, Buschböcken (8,6 %), Weißnasenmeerkatzen (8,1%), Büffeln (7,1 %), und von Mandrills und Colobusaffen (je 5,6 %).

Auch die Überreste von Carnivoren wurden im Kot gefunden, unter anderem vier mal Leopard, und fünf mal Goldkatze. Bei den Funden von Leopardüberresten handelte es sich nicht bloß um Fell im Kot, und ein Verschlucken eigener Haare bei der Fellpflege ist daher als Erklärung ausgeschlossen. Es wurden in jedem der vier Fälle mehrere Leopardkrallen und Fußknochen im Kot gefunden, und drei mal handelte es sich dabei um die Krallen adulter Tiere. Kannibalismus ist daher die einzig mögliche Erklärung.

Tabelle 1: Zusammensetzung (%) der Nahrung des Leoparden im SEGC Studiengebiet, Lopé Reservat, Gabun, Mai 1993-Juli 2001.

Beute	insgesamt ^a		Trockenzeit ^b	Regenzeit ^c	
	Häufigkeit des Vorkommens	Anteil in den Überresten (%)	Anteil in den Überresten (%)	Anteil in den Überresten (%)	
Huftiere					
<i>Cephalophus monticola</i>	6	2,0	3,0	1,3	1,4
<i>Hyemochus aquaticus</i>	8	2,7	4,1	3,8	-
Rotducker	38	12,8	19,3	12,5	9,6
<i>Cephalophus silvicultor</i>	6	2,0	3,0	2,5	2,7
<i>Tragelaphus scriptus</i>	17	5,7	8,6	5,0	6,8
<i>Tragelaphus spekii</i>	6	2,0	3,0	5,0	-
<i>Potamocheirus porcus</i>	38	12,8	19,3	13,8	17,8
<i>Syncerus caffer nanus</i>	14	4,7	7,1	6,3	5,5
Primaten					
<i>Cercopithecus nictitans</i>	16	5,4	8,1	11,3	1,4
<i>Cercopithecus pogonias</i>	2	0,7	1,0	-	-
<i>Cercopithecus cephus</i>	3	1,0	1,5	-	-
<i>Cercocebus albigena</i>	4	1,4	2,0	1,3	1,4
<i>Colobus satanas</i>	11	3,7	5,6	2,5	4,1
<i>Mandrillus sphinx</i>	11	3,7	5,6	3,8	4,1
<i>Pan t. troglodytes</i>	4	1,4	2,0	-	2,7
<i>Gorilla g. gorilla</i>	6	2,0	3,0	2,5	2,7
Nagetiere					
<i>Thryonomys swinderianus</i>	50	16,9	25,4	15,0	20,5
<i>Atherurus africanus</i>	21	7,1	10,7	8,8	8,2
nicht identifiziertes Nagetier	1	0,3	0,5	-	-
Raubtiere					
<i>Nandinia binotata</i>	4	1,4	2,0	-	-
<i>Civettictis civetta</i>	1	0,3	0,5	-	1,4
<i>Profelis aurata</i>	5	1,7	2,5	-	2,7
<i>Panthera pardus</i>	4	1,4	2,0	1,3	2,7
nicht identifiziertes Raubtier	1	0,3	0,5	-	-
Schuppentiere					
<i>Manis tetradactyla</i>	2	0,7	1,0	1,3	-
<i>Manis tricuspis</i>	7	2,4	3,6	2,5	1,4
<i>Manis gigantea</i>	2	0,7	1,0	-	2,7
Reptilien					
<i>Osteoleamus tetraspis</i>	2	0,7	1,0	-	-
nicht identifizierte Schlange	1	0,3	0,5	-	-
nicht identifizierter Vogel	2	0,7	1,0	-	-
nicht identifiziertes Säugetier	3	1,0	1,5	-	-
gesamt	296	100,0	150,3	100,0	100,0

^a 197 Kothaufen mit 296 Überresten (1.50 Überreste/Kot)

^b 54 Kothaufen mit 80 Überresten (1.48 Überreste/Kot)

^c 52 Kothaufen mit 73 Überresten (1.40 Überreste/Kot)

Ausgeprägte saisonale Unterschiede in der Beutetierwahl konnten für die meisten Arten nicht nachgewiesen werden. Lediglich bei Sitatunga und Weißnasenmeerkatze war der Anteil dieser Arten in den Überresten, in der großen Trockenzeit von Juli bis September signifikant höher ($p < 0.05$) als in der Regenzeit (Tabelle 1).

Biomassenanteile der einzelnen Arten im Beutespektrum

In Bezug auf die relative konsumierte Biomasse ist das Pinselohrschwein, mit einem Anteil von 17.5 % an der insgesamt konsumierten Biomasse, das wichtigste Beutetier (Tabelle 2). Danach folgen Büffel mit 16.0 %, Rohrratte mit 12.0 % und Rotducker mit 10.7 %. Auch Buschbock und Quastenstachler stellen mit einem Anteil von 6.3 % bzw. 4.8 % noch wichtige Beutetiere dar.

Das wichtigste Beutetiertaxon sind, mit einem Anteil von 59.5 % an der insgesamt konsumierten Biomasse, die Huftiere (Tabelle 2, Abb. 6). Es folgen die Nagetiere mit 16.8 %, sowie die Primaten mit 16.1 %. Raubtiere und Schuppentiere machen mit 4.0 % und 2.6 % nur einen kleinen Teil der konsumierten Biomasse aus.

Bevorzugt wurden Beutetiere mittlerer Größe (5 - 50 kg), fast 30 % aller Überreste stammen von Tieren dieser Größenklasse (Abb. 7). Die anderen Größenklassen gruppieren sich entsprechend einer Normalverteilung um diese bevorzugte Größenklasse. Das mittlere Gewicht aller konsumierten Beutetiere betrug 33,2 kg.

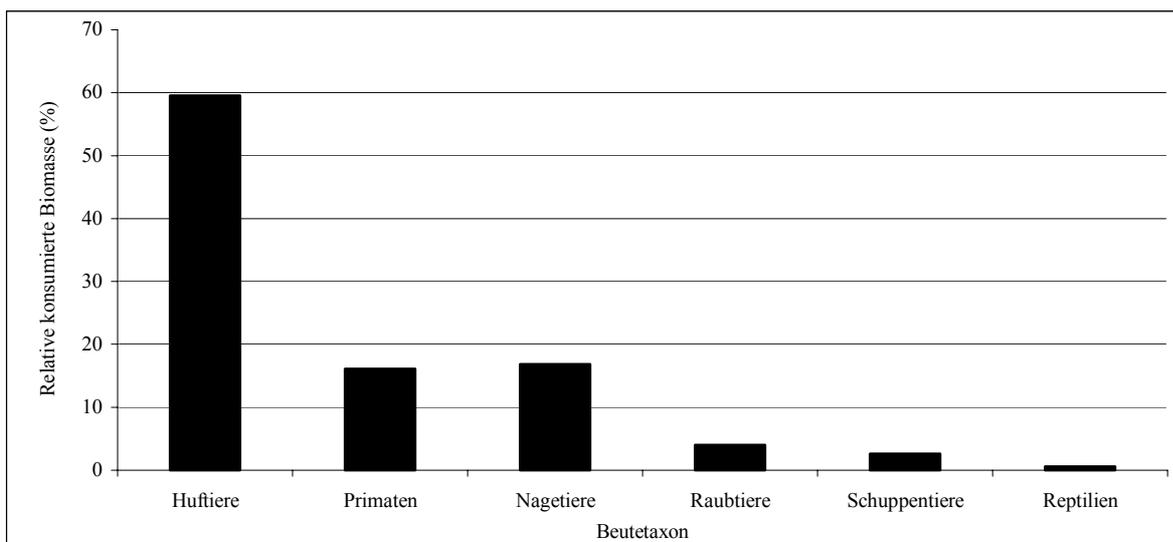


Abb. 6: Anteile der einzelnen Beutetiertaxa an der insgesamt vom Leoparden konsumierten Biomasse. Berechnung basiert auf einer Sammlung von 197 Kothaufen aus dem SEGC Studiengebiet, Lopé Reservat, Gabun, 1993-2001.

Tabelle 2: Berechnung der von einer Leopardenpopulation konsumierten relativen Biomasse, sowie der relativen Anzahl konsumierter Individuen, basiert auf einer Sammlung von 197 Kothaufen aus dem SEG-C Studiengebiet, Lopé Reservat, Gabun, 1993-2001.

Beute	(A) Anteil im Kot (%) ^a	(B) Gewicht (kg) ^b	(C) Korrektionsfaktor (kg/Kot) ^c	(D) Relative konsumierte Biomasse (%) ^d	(E) Relative Anzahl konsumierter Individuen (%) ^e
Huftiere					
<i>Cephalophus monticola</i>	3,0	3,9	2,12	1,4	2,8
<i>Hyemoschus aquaticus</i>	4,1	10,4	2,34	2,1	1,4
Rotducker	19,3	15,5	2,52	10,7	6,3
<i>Cephalophus silvicultor</i>	3,0	56,7	3,96	2,6	0,4
<i>Tragelaphus scriptus</i>	8,6	38,4	3,32	6,3	1,5
<i>Tragelaphus spekii</i>	3,0	62,8	4,18	2,8	0,2
<i>Potamocheilus porcus</i>	19,3	61,9	4,15	17,5	2,6
<i>Syncerus caffer nanus</i>	7,1	237,5	10,29	16,0	0,5
Huftiere gesamt				59,5	
Primaten					
<i>Cercopithecus nictitans</i>	8,1	3,2	2,09	3,7	9,4
<i>Cercopithecus pogonias</i>	1,0	2,2	2,06	0,5	1,9
<i>Cercopithecus cephus</i>	1,5	2,0	2,05	0,7	3,1
<i>Cercocebus albigena</i>	2,0	4,1	2,12	0,9	2,1
<i>Colobus satanas</i>	5,6	8,4	2,27	2,8	3,0
<i>Mandrillus sphinx</i>	5,6	10,2	2,34	2,9	2,6
<i>Pan t. troglodytes</i>	2,0	38,7	3,33	1,5	0,4
<i>Gorilla g. gorilla</i>	3,0	78,1	4,71	3,1	0,3
Primaten gesamt				16,1	
Nagetiere					
<i>Thryonomys swinderianus</i>	25,4	5,0	2,16	12,0	21,2
<i>Atherurus africanus</i>	10,7	2,3	2,06	4,8	18,3
nicht identifiziertes Nagetier	0,5	0,1	0,1 ^f	0,0	1,0
Nagetiere gesamt				16,8	
Raubtiere					
<i>Nandinia binotata</i>	2,0	2,1	2,05	0,9	4,0
<i>Civettictis civetta</i>	0,5	11,3	2,38	0,3	0,2
<i>Proelis aurata</i>	2,5	9,8	2,32	1,3	1,2
<i>Panthera pardus</i>	2,0	40,3	3,39	1,5	0,3
nicht identifiziertes Raubtier	0,5	0,5	0,5 ^f	0,1	1,0
Raubtiere gesamt				4,0	
Schuppentiere					
<i>Manis tetradactyla</i>	1,0	2,3	2,06	0,5	1,8
<i>Manis tricuspis</i>	3,6	1,9	1,9 ^f	1,5	5,1
<i>Manis gigantea</i>	1,0	27,1	2,93	0,7	0,2
Schuppentiere gesamt				2,6	
Reptilien					
<i>Osteoleamus tetraspis</i>	1,0	5,0	2,16	0,5	0,9
nicht identifizierte Schlange	0,5	1,0	1,0 ^f	0,1	1,0
nicht identifizierter Vogel	1,0	0,1	0,1 ^f	0,0	2,0
nicht identifiziertes Säugetier	1,5	1,0	1,0 ^f	0,3	3,1
nicht identifiziert, gesamt				0,5	

^a aus Tabelle 1.

^b Lebendgewichte übernommen aus WHITE (1994).

^c aufgenommene Biomasse pro ausgeschiedenem Kothaufen ($C = 1,98 + 0,035B$).

^d $D = (A \times C) / (A \times C)$.

^e $E = (D \div B) / (D \div B)$.

^f kein Korrektionsfaktor, siehe Text.

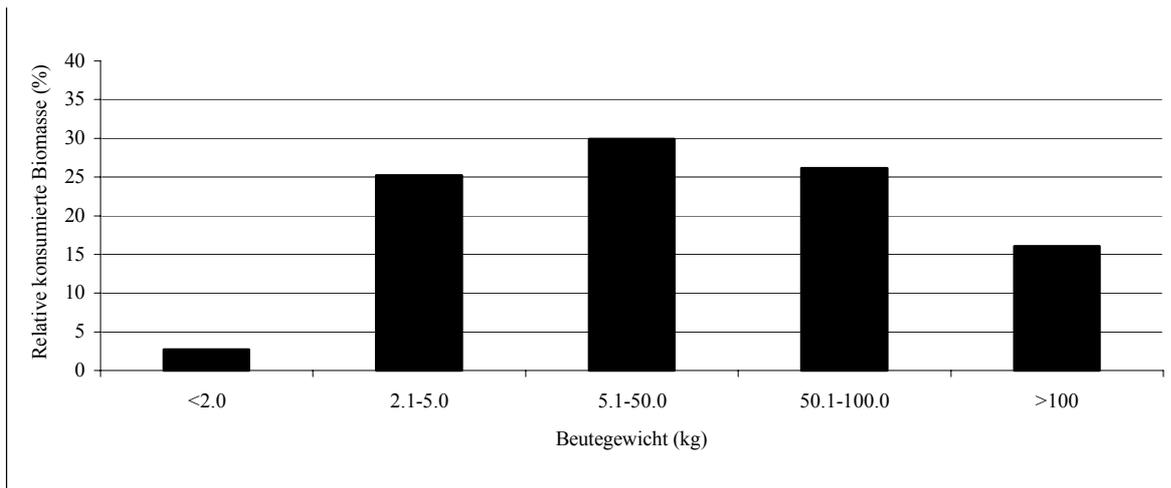


Abb. 7: Anteile verschiedener Größenklassen von Beutetieren, an der insgesamt vom Leoparden konsumierten Biomasse. Berechnung basiert auf einer Sammlung von 197 Kothaufen aus dem SEGC Studiengebiet, Lopé Reservat, Gabun, 1993-2001.

Selektivität für einzelne Beutetierarten

Beim Vergleich der absoluten aufgenommenen Biomasse der einzelnen Beutetierspezies, mit der relativen vorhandenen Biomasse, ließ sich eine starke Selektivität der Leoparden für mittelgroße Huftiere erkennen (Tabelle 3, Abb. 8). Die Chi-Quadrat Werte liegen im signifikanten Bereich ($p < 0.001$) für Blauducker, Rotducker, Hirschferkel, Buschbock und Sitatunga. Eine signifikante Vermeidung ($p < 0.001$) wurde einzig beim Rotbüffel festgestellt, und die meisten anderen Beutetierarten wurden entsprechend der vorhandenen Biomasse konsumiert. Weitere Ausnahmen hierbei waren das Pinselohrschwein, welches im Kot unterrepräsentiert war, was auf eine moderate Vermeidung ($p < 0.05$) schließen läßt, und der Gorilla, dessen Überreste im Kot häufiger gefunden wurden als es die Biomassedaten erwarten ließen, was eine leichte Selektivität ($p < 0.01$) für Gorillas als Beute suggeriert.

4.2 Populationsdichte

Fangaufwand

In der Periode von 72 Tagen betrug der gesamte Fangaufwand mit fünf Kamerafallen 360 Fangtage (Tabelle 4). In diesem Zeitraum wurden 43 Rollen Film mit je 36 Aufnahmen verbraucht, um 16 verwertbare Photographien von Leoparden zu erhalten.

Tabelle 3: Untersuchung auf Selektivität beim Beutefang in einer Leopardenpopulation. Basierend auf Biomassedaten von 1992-1994 (WHITE 1994; TUTIN et al., 1997) und einer Sammlung von 197 Kothaufen aus dem SEGC Studiengebiet, Lopé Reservat, Gabun, 1993-2001.

Beute	(A)	(B)	(C)	(D)	(E) Absolute konsumierte Biomasse (kg) ^d	Chi-Quadrat- Werte	Wahrschein- lichkeit (p)
	Vorhandene Biomasse im "marantacea forest" (kg/km ²) ^a	Vorhandene Biomasse in Galeriewald/ Savanne (kg/km ²) ^a	Vorhandene Biomasse im Studiengebiet (kg/km ²) ^b	Relative vorhandene Biomasse im Studiengebiet (kg) ^c			
<i>Cephalopus monticola</i>	1,3	23,9	12,6	3,8	12,7	20,97	0,001
<i>Hyemoschus aquaticus</i>	0,4	1,5	1,0	0,3	18,8	1194,23	0,001
red duiker spec.	51,2	177,0	114,1	34,3	95,9	110,49	0,001
<i>Cephalopus sylvicultor</i>	54,7	117,4	86,1	25,9	23,8	0,17	0,7
<i>Tragelaphus scriptus</i>		52,2	26,1	7,8	56,5	301,86	0,001
<i>Tragelaphus speki</i>		18,2	9,1	2,7	25,1	182,34	0,001
<i>Potamocheirus porcus</i>	89,8	1136,5	613,2	184,3	157,6	3,88	0,05
<i>Syncerus caffer nanus</i>	95,1	1752,8	924,0	277,7	144,1	64,29	0,001
<i>Cercopithecus nictitans</i>	71,2	135,3	103,3	31,0	33,5	0,19	0,7
<i>Cercopithecus pogonias</i>	12,4	8,4	10,4	3,1	4,1	0,31	0,7
<i>Cercopithecus cephus</i>	10,6	61,9	36,3	10,9	6,2	2,07	0,2
<i>Cercocebus albigena</i>	43,1	33,9	38,5	11,6	8,5	0,82	0,5
<i>Colobus satanus</i>	107,9	65,0	86,5	26,0	25,0	0,04	0,9
<i>Mandrillus sphinx</i>	11,4	221,0	116,2	34,9	25,7	2,43	0,2
<i>Pan t. troglodytes</i>	21,3	38,1	29,7	8,9	13,3	2,18	0,2
<i>Gorilla g. gorilla</i>	66,4	37,4	51,9	15,6	28,3	10,31	0,01
gesamt	636,8	3880,5	2258,7	678,9	678,9		

^a Daten aus TUTIN et al. (1997).

^b C = (A + B) / 2

^c D = C x (?E / ?D)

^d E = Häufigkeit des Vorkommens (Tabelle 1) x Korrektionsfaktor (Tabelle 2).

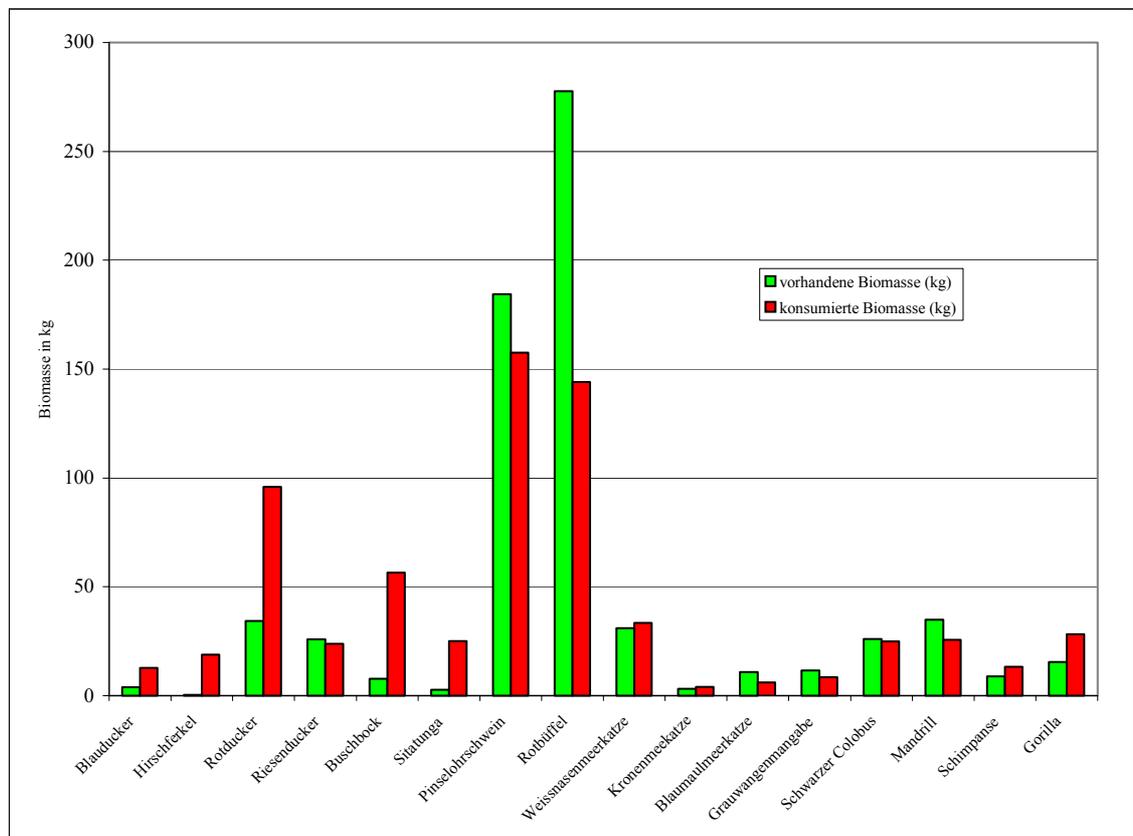


Abb. 8: Untersuchung einer Selektivität beim Beutefang des Leoparden. Berechnung basiert auf einer Sammlung von 197 Kothaufen aus dem SEGC Studiengebiet, Lopé Reservat, Gabun, 1993-2001.

Dies entspricht einem Fangaufwand von 22.5 Tagen pro Fang, und einem Filmverbrauch von 96 Aufnahmen pro Fang. Der Filmverbrauch war sehr hoch, da auch andere Tiere, häufig die Kameras auslösten. Auf den Straßen der Savannenzone trugen zusätzlich Fahrzeuge mit Touristen zum hohen Filmverbrauch bei.

Tabelle 4: Fangaufwand und Fangerfolg im Verlauf einer Fotofallenstudie, zur Berechnung der Populationsdichte des Leoparden im Studiengebiet der SEGC, im Lopé Reservat, Gabun.

Fangzeitraum	Anzahl Fangereignisse	Aufwand (Fangtage)	Anzahl gefangener Individuen	Anzahl aller Fänge
24/3-4/6/2001	6	360	6	9

Identifikation individueller Leoparden

Die erhaltenen Photographien waren von hoher Qualität, und auch wenn nur Ausschnitte der Leoparden zu sehen waren oder die Perspektiven mitunter variierten, ließen sich die Individuen aufgrund ihres einzigartigen Fleckenmusters problemlos identifizieren (Abb. 9). Die Proportionen der Tiere gaben zusätzlich Aufschluß darüber, ob es sich um ein adultes oder um ein juveniles Tier hielt handelte, und bei adulten Tieren ließ sich auch das Geschlecht der Tiere bestimmen (Abb. 10).

Fanggeschichten und Modellauswahl

Insgesamt wurden sechs verschiedene Leoparden auf den Photographien identifiziert, ihre Fanggeschichten sind in Tabelle 5 dargestellt. Die Ergebnisse der Auswertung dieser Fangmatrix mit dem Programm CAPTURE, sind in Tabelle 6 zusammengefaßt. Das Programm CAPTURE wählte das Modell M_0 als das wahrscheinlichste aus, denn es gab keine Hinweise auf unterschiedliche Fangwahrscheinlichkeiten zwischen verschiedenen Leoparden, oder zwischen Neufängen und Wiedorfängen. Zur Berechnung der Populationsdichte wurde daher das Ergebnis dieses Modells verwandt, es wurde demnach mit einer Populationsgröße von acht Leoparden im Studiengebiet weitergerechnet.



Abb. 9: Beispiel für die eindeutige Identifizierung des männlichen Leoparden M-01 mit Hilfe des einzigartigen Fleckenmusters. Auch unvollständige Aufnahmen des Tieres lassen sich für solch eine Identifizierung verwenden.



Abb. 10: Beispiel für die Unterschiede in Fleckenmuster und Proportionen zwischen dem adulten Weibchen F-01 (oben) und dem adulten Männchen M-01 (unten).

Populationsdichte im SEGC Studiengebiet

Die von den äußeren Kamerafallen eingeschlossene Fläche betrug 18,1 km², und der Mittelwert aus den maximalen zurückgelegten Distanzen der Leoparden im Studiengebiet belief sich auf 2,24 km. Es wurde daher ein Streifen mit einer Breite von 1,12 km um die, von den äußersten Kamerafallen eingeschlossene Fläche herumgelegt (Abb. 5). Die Addition beider Flächen ergab eine Gesamtfläche von 36,4 km², und dieser Wert wurde zum Berechnen der Populationsdichte verwandt. Hieraus resultierte eine Populationsdichte von 22,0 Leoparden pro 100 km², oder anders ausgedrückt, einem Leoparden pro 4,5 km².

Tabelle 5: Fanggeschichte individuell identifizierter Leoparden im Studiengebiet der SEGC, im Lopé Reservat, Gabun.

Individuum		Fanggeschichte ^a					
f-01	Adultes Weibchen	1	1	0	1	0	0
s-01	Subadultes Tier	1	0	0	0	0	0
m-01	Adultes Männchen	0	0	0	1	0	1
f-02	Adultes Weibchen	0	0	1	0	0	0
s-02	Subadultes Weibchen	0	0	1	0	0	0
f-03	Adultes Weibchen	0	0	0	0	1	0

^a 1, Fang; 0, kein Fang. Die sechs Reihen dieser Matrix stehen für die sechs Fangereignisse von März - Juni 2001.

Tabelle 6: Werte für Fangwahrscheinlichkeit (p), Populationsgröße (N), Standardabweichung von N (SE), und den Bereich von N außerhalb des 5% Ablehnungsbereiches (N_{ci}), für eine Leopardenpopulation im Studiengebiet der SEGC, im Lopé Reservat, Gabun. Die Werte wurden mit dem Programm CAPTURE (REXSTADT & BURNHAM 1991) berechnet, alle Daten stammen von März - Juni 2001.

Modell	p	N	SE	N _{ci}
M ₀	0,1934	8	2,5512	7-20
M _h	0,1875	8	3,1839	7-23
M _b	0,3529	6	1,0798	6-6
M _t	- ^a	8	1,8624	7-15

^a Beim Modell M_t werden sechs verschiedene Fangwahrscheinlichkeiten für die einzelnen Fangereignisse generiert. Der Wert ist daher mit den Wahrscheinlichkeiten in den anderen Modellen nicht zu vergleichen.

5. Diskussion

Ernährungsweise

Das Nahrungsspektrum der Leoparden im Lopé Reservat war mit 33 verschiedenen genutzten Beutetierarten ähnlich divers wie in anderen Studien an Leoparden in tropischen Regenwäldern. HART et al., (1996) fanden 37 verschiedene Arten bei ihrer Studie im Ituri Wald, Demokratische Republik Kongo, HOPPE-DOMINIK (1984) fand 32 Arten im Taï Nationalpark, Elfenbeinküste, OSOSKY (1998) notierte 25 Arten im Nouabale-Ndoki Nationalpark, Kongo und RAY & SUNQUIST (2001) identifizierten 17 verschiedene Arten während ihrer Studie im Dzanga-Sangha Reservat, Zentralafrikanische Republik. In allen Studien stellten Säugetiere den Großteil der identifizierten Arten dar, und Reptilien und Vögel machten jeweils weniger als ein Prozent der gesamten Nahrung der Leoparden aus (HOPPE-DOMINIK 1984, HART et al., 1996, OSOSKY 1998; RAY & SUNQUIST 2001).

Der hohe Anteil von Huftieren an der insgesamt konsumierten Biomasse von fast 60 % aus dieser Studie, deckt sich mit den Ergebnissen aus anderen Untersuchungen in tropischen Regenwaldgebieten (HOPPE-DOMINIK 1984, RABINOWITZ & WALKER 1991, HART et al., 1996, OSOSKY 1998; RAY & SUNQUIST 2001). In offeneren Habitaten im östlichen und südlichen Afrika, und in Trockenwäldern Indiens, in denen die vorhandene Biomasse an mittelgroßen Huftieren höher ist, können sie sogar bis zu 90 % der konsumierten Biomasse ausmachen (KRUUK & TURNER 1967, PIENAAR 1969, SCHALLER 1972, AMERASINGHE et al., 1990, KARANTH & SUNQUIST 1995). In allen anderen Studien sind innerhalb der Huftiere Antilopen wie Thompson Gazellen (KRUUK & TURNER 1967, SCHALLER 1972), Impalas (PIENAAR 1969), Ducker (HOPPE-DOMINIK 1984, OSOSKY 1998; RAY & SUNQUIST 2001), oder Hirsche (AMERASINGHE et al., 1990, RABINOWITZ & WALKER 1991, KARANTH & SUNQUIST 1995) die wichtigsten Beutetiere. In dieser Studie ist es jedoch mit dem Pinselohrschwein ein Vertreter der Suidae, der in Bezug auf die konsumierte Biomasse die wichtigste Beutetierart im Nahrungsspektrum des Leoparden war. Zu erklären ist dies nicht mit einer Selektivität für Schweine, da Leoparden in ihrer Beutewahl wie in Abbildung 8 zu erkennen ist, eine leichte Vermeidung gegenüber Schweinen erkennen lassen. Eine Beobachtung die auch KARANTH & SUNQUIST (1995) machten, als sie die Beuteselektivität bei Leoparden

in Indien untersuchten. Die Erklärung könnte vielmehr die ungewöhnlich hohe Biomasse von Pinselohrschweinen in Lopé sein, die deutlich höher ist als die kombinierte Biomasse aller anderen Huftiere (exklusive Büffel) im Studiengebiet (Tabelle 3). In Studien in denen mittelgroße Antilopen und Hirsche die Hauptbeute der Leoparden waren, machten diese Arten auch den Großteil der vorhandenen Biomasse aus (PIENAAR 1969, KARANTH & SUNQUIST 1995). Auch in dieser Studie zeigen Leoparden die stärkste Selektivität in der Beutewahl für mittelgroße Antilopen wie Buschbock, Rotducker, Sitatunga und Hirschferkel (Abb. 8). Diese Arten machen jedoch, aufgrund ihrer niedrigeren Biomasse im Studiengebiet, einen geringeren Anteil in der gesamten Nahrung des Leoparden aus als die Pinselohrschweine. Der Vorteil in einer Selektion auf diese Antilopen könnte in einer Verringerung des Verletzungsrisikos für die Leoparden liegen, da diese Arten im Gegensatz zu Pinselohrschweinen nicht gruppenlebend sind, und aufgrund ihres geringeren Gewichts auch leichter zu überwältigen sein dürften (KARANTH & SUNQUIST 1995).

Bemerkenswert war in dieser Studie auch der hohe Anteil von Rotbüffeln in der Nahrung des Leoparden, da bis jetzt in keiner Studie an Leoparden, die im Verbreitungsgebiet des Rotbüffels durchgeführt wurde, Überreste dieser Art im Kot des Leoparden gefunden wurden. Einzige Hinweise auf das Vorkommen von Rotbüffeln in Nahrungsspektrum des Leoparden, sind einige wenige Beobachtungen von Attacken auf Büffel aus dem Südwesten der Zentralafrikanischen Republik (FAY et al., 1995). Die Erklärung für das häufige Vorkommen von Büffelüberresten im Kot der Leoparden in Lopé, könnte die sehr hohe Biomasse dieser Art in den Savannen von Lopé sein, eventuell gepaart mit dem Fehlen größerer Beutegreifer wie Löwe (*Panthera leo*) oder Tiger (*Panthera tigris*). Diese beiden Großkatzen jagen meist größere Huftierarten (>175 kg), was zur Folge hat, dass Leoparden in Gegenden sympatrischen Vorkommens mit einer der beiden Arten, auf kleinere Beutetiere ausweichen (BERTRAM 1982, KARANTH & SUNQUIST 1995, KARANTH & SUNQUIST 2000). Ein Indiz für das Fehlen größerer Raubtiere und die Abundanz von Huftieren in Lopé, ist auch das mit 33,2 kg sehr hohe mittlere Gewicht der Beutetiere des Leoparden in dieser Studie. In der Studie von RAY & SUNQUIST (2001) lag das mittlere Gewicht der Beute bei nur 7,3 kg, OSOSKY fand ein mittleres Gewicht von 17,0 kg, und das mittlere Beutetiergewicht bei KARANTH & SUNQUIST (1995) und HART et al., (1996) lag bei etwa 24 kg. Daten über die vorhandene Biomasse an Beutetieren lagen aber für die meisten dieser Studien nicht vor, und es ist daher nicht möglich die sehr starken Schwankungen im

mittleren Beutetiergewicht zu erklären. Die Biomasse mittelgroßer Huftiere wurde im Studiengebiet von KARANTH & SUNQUIST (1995) als sehr hoch eingeschätzt, doch dort waren neben dem Leoparden noch Tiger und Rothunde (*Cuon alpinus*) als große Beutegreifer vorhanden, was das im Vergleich zu dieser Studie geringere mittlere Beutetiergewicht der Leoparden erklären könnte.

Der Primatenanteil war in Lopé mit 16,1 % an der gesamten konsumierten Biomasse niedriger als in anderen Studien aus dem tropischen Afrika, in denen der Anteil an Primaten in der Nahrung meist bei etwa 25 % lag (HOPPE-DOMINIK 1984, HART et al., 1996, RAY & SUNQUIST 2001). Da bei der Beutewahl des Leoparden keine Selektion für Primaten festgestellt werden konnte (Abb. 8), kann davon ausgegangen werden, dass sie vom Leoparden nur entsprechend der vorhandenen Biomasse genutzt wurden. Ihr Anteil am gesamten Nahrungsspektrum sollte daher, aufgrund der hohen Huftierdichte in Lopé, geringer sein als in den anderen Studiengebieten.

Deutlich höher jedoch als in anderen Studien, sind die Anteile von Menschenaffen in der Nahrung der Leoparden in Lopé. Es ist das erste Mal, dass in einer Leopardenstudie im Verbreitungsgebiet des Gorillas, Überreste dieses Primaten im Kot nachgewiesen werden konnten. FAY et al., (1995) beschreiben jedoch die Attacke eines Leoparden auf Gorillas und fanden während einer Gorillastudie im Südwesten der Zentralafrikanischen Republik Leopardenkot, der Phalangen eines Gorillas enthielt. Auch JOHNSON (1931) und SCHALLER (1963) berichteten von Angriffen durch Leoparden auf Berggorillas, und dokumentierten deren Verzehr durch den Beutegreifer. Überreste von Schimpansen wurden auch in anderen Studien im Kot von Leoparden gefunden (HART et al., 1996, OSOSKY 1998), und im Taï Nationalpark gelten Leoparden als der größte Mortalitätsfaktor in der dort untersuchten Schimpansenpopulation (BOESCH 1991). Dortige Wissenschaftler vermuten einen "chimp-killer" hinter den Angriffen, einen Leoparden der eine Präferenz für Schimpansen als Beute entwickelt hat (BOESCH 1991). Das Vorhandensein eines solchen Spezialisten in Lopé, könnte eine Erklärung für das ungewöhnlich häufige Auffinden der Überreste von Menschenaffen im Kot der Leoparden sein. Es ist bekannt, dass Schimpansen aktiv Leoparden vertreiben wenn sie diesen begegnen, und deren Nachwuchs töten wenn sich die Gelegenheit bietet (HIRAIWA-HASEGAWA et al., 1986). Bei Gorillas ist ein solches Verhalten bisher nicht beobachtet worden, durch die Nähe der einzelnen Mitglieder einer Gruppe von Gorillas zueinander, sähe sich ein angreifender Leopard jedoch immer mit dem Silberrücken konfrontiert, der ein Vielfaches seiner selbst wiegt. Es ist daher schwierig

eine plausible Erklärung für diese Nahrungspräferenz zu finden, da es in Lopé reichlich Beute gibt die weniger wehrhaft, und bei weitem zahlreicher ist als Menschenaffen. Große Beutegreifer sollten bei der Wahl ihrer Beute gewonnene Energie maximieren und ihr Verletzungsrisiko minimieren (SUNQUIST & SUNQUIST 1989), es gibt jedoch immer wieder Berichte über einzelne Individuen die einen besonderen "Geschmack" entwickeln, und sich bei ihrer Jagd auf besonders große, und damit oft sehr wehrhafte Arten spezialisieren (JACKSON 2001). Erklärt wird dies von Wissenschaftlern mit positiven Erfahrungen des Beutegreifers bei der Jagd auf diese Spezies, oder der Weitergabe einer Präferenz von der Mutter auf die Jungtiere, oder innerhalb eines Rudels, bei im Sozialverband lebenden Raubtieren (JACKSON 2001). Nagetiere wurden von den Leoparden in Lopé mit einem Anteil von fast 17 Prozent an der insgesamt konsumierten Biomasse stärker genutzt als in vielen anderen Studien, in denen sie häufig 1-5 % der konsumierten Biomasse ausmachten (SCHALLER 1972, AMERASINGHE et al., 1990, KARANTH & SUNQUIST 1995). In allen Leopardstudien jedoch, die im tropischen Wäldern durchgeführt wurden, lag der Anteil von Nagetieren in der Ernährung bei über zehn Prozent (HOPPE-DOMINIK 1984, RABINOWITZ & WALKER 1991, HART et al., 1996, OSOSKY 1998, RAY & SUNQUIST 2001). Die Erklärung könnte schlichtweg eine hohe Abundanz dieser Gruppe in Regenwäldern sein, es liegen jedoch bisher noch keine Abschätzungen zur vorhandenen Biomasse von Nagetieren für Lopé, oder andere Gebiete vergleichbaren Habitates vor, um diese Hypothese zu stützen oder zu verwerfen.

Der Anteil anderer Raubtiere am gesamten Nahrungsspektrum war mit vier Prozent insgesamt gering, und mit den Anteilen in anderen Studien vergleichbar (HOPPE-DOMINIK 1984, RABINOWITZ & WALKER 1991, HART et al., 1996, OSOSKY 1998). Das Auffinden der Überreste von Leoparden im Kot ist definitiv auf Kannibalismus zurückzuführen, da in jedem der Kothaufen auch Knochen und Krallen von Leoparden gefunden wurden, und ein Verschlucken von eigenen Haaren bei der Fellpflege demnach als Erklärung ausgeschlossen ist. Auch in anderen Studien an Leoparden in West- und Zentralafrika wurden Überreste von Leoparden im Kot gefunden (HOPPE-DOMINIK 1984, HART et al., 1996), und auch aus anderen Untersuchungen ist bekannt, dass sich vor allem Männchen bei Auseinandersetzungen um Reviere zum Teil fatale Verletzungen zufügen (BAILEY 1993). Dass getötete Artgenossen auch gefressen werden, wurde jedoch nur in den Studien im afrikanischen Regenwald dokumentiert (HOPPE-DOMINIK 1984, HART et al., 1996). Eine

Erklärung hierfür könnte die, im Vergleich mit offeneren Habitaten, im Regenwald deutlich geringere Biomasse potentieller Beutetiere sein. Wenn ein Leopard das Risiko auf sich nimmt einen Artgenossen zu töten, wäre es in vergleichsweise beuteärmeren Gegenden unrentabel, diese verfügbare Biomasse nicht zu konsumieren.

Die geringen saisonalen Unterschiede in der Beutetierwahl waren zu erwarten, da es bei den Huftieren und Primaten in Lopé keine Migrationen gibt, und das Beutetierangebot daher über den Jahresverlauf relativ konstant bleiben dürfte. Für Huftiere und die meisten Primaten ist es nicht bekannt, ob Geburten gehäuft in einer bestimmten Zeit des Jahres auftreten. Wissenschaftler der SEGC vermuten jedoch, dass es keine ausgesprochene Saisonalität im Reproduktionsverhalten der meisten Arten gibt.

Dass Überreste von Weißnasenmeerkatzen und Sitatungas gehäuft in der großen Trockenzeit gefunden wurden, könnte mit Besonderheiten in der Lebensweise dieser Arten zu erklären sein. Weißnasenmeerkatzen sind die einzige Meerkatzenart in Lopé, die regelmäßig Savannenstreifen überquert um zu isolierten Waldinseln zu gelangen. Dieses Verhalten tritt gehäuft in der Trockenzeit auf, da in dieser Periode das Angebot an Früchten im Wald deutlich geringer ist (TUTIN et al., 1997). Durch die geringeren Primatendichten in den isolierte Waldinseln, gibt es dort jedoch noch fruchtttragende Bäume bis weit in die Trockenzeit hinein. Vor allem männliche Weißnasenmeerkatzen überqueren in diesem Zeitraum häufig die Savanne, um in diese Waldinseln zu gelangen (TUTIN 1999). Ihr erhöhter Anteil in der Nahrung des Leoparden in dieser Periode, zeigt das hohe Risiko, dass die Meerkatzen bei diesen Savannenüberquerungen eingehen.

Sitatungas sind auf ein Leben in Sümpfen und Marschlandschaften spezialisiert. Ihre Hufe sind lang und gespreizt, und verhindern so ein Einsinken in sumpfigem Substrat. Sie sind dadurch in Sümpfen Angreifern überlegen, da sie sich selbst in tiefem Morast schnell bewegen können. In der großen Trockenzeit sind die meisten Sumpfbiete in Lopé jedoch fast vollständig ausgetrocknet und es wird angenommen, dass die Sitatungas sich in dieser Zeit tiefer in den Wald zurückziehen. Es könnte sein, dass ihr Risiko dort einem Leoparden zum Opfer zu fallen, höher ist als in den sumpfigen Gebieten in der Regenzeit.

Populationsdichte

Die Methode Photographien aus Kamerafallen zu verwenden, um mit Hilfe von Fang-Wiederfang Statistiken die Populationsgröße von Großkatzen zu bestimmen, ist relativ neu, und es liegen daher nicht viele Vergleichsdaten vor, mit denen die Resultate dieser Studie verglichen werden könnten. Der Fangaufwand von 23 Tagen pro "Fang" eines Leoparden, und der Filmverbrauch von 96 Aufnahmen pro Fang waren höher als bei KARANTH (1995), der in seiner Studie an Tigern in Nagarahole in Indien im Durchschnitt 13 Tage und 18 Aufnahmen pro Fang benötigte. Ein Grund für den markanten Unterschied könnte darin bestehen, dass Karanth seine Fallen ausschließlich auf Straßen aufbaute. Die Hälfte der Stellen an denen die Kameras in Lopé aufgebaut wurden, befand sich auf schmalen Pfaden im Wald, in dem es keine Straßen gibt. Der Fangerfolg war jedoch entlang der Straßen deutlich höher, acht der insgesamt neun "Fänge" in Lopé wurden auf den Straßen in der Savannenzone erzielt. Funde von Spuren und Kot ließen jedoch nicht darauf schließen, dass die Savannen stärker genutzt werden als die angrenzenden Waldgebiete. Der Unterschied ist wahrscheinlich eher das schlichte Vorhandensein von Straßen in der Savannenzone. Auch für Tiger und Jaguare ist bekannt, dass sie von Menschen angelegte Straßen häufig nutzen um zügig größere Distanzen zurückzulegen (SUNQUIST 1981, KARANTH 1995), und diese auch als Reviergrenzen verwenden, wenn natürliche Barrieren wie Flüsse in der Landschaft rar sind (RABINOWITZ & NOTTINGHAM 1986). Die Chancen ein Tier zu photographieren sind daher auf den wenigen Straßen in der Savannenzone in Lopé höher, als auf dem dichten Netzwerk kleiner Pfade im zusammenhängenden Wald. Dies ist unter anderem auch der Fall, da es einfach sehr viele solcher Elefantenpfade gibt, und die Chancen daher geringer sind die Falle gerade dort zu haben, wo ein Leopard den Weg passiert.

Bei der Berechnung der Populationsgröße wurde das Modell M_0 des Computerprogrammes CAPTURE verwandt. Dieses Modell wurde von dem Programm selbst als angemessenes Modell ausgewählt, da in der Fangmatrix keine Hinweise auf Unterschiede in der Fangwahrscheinlichkeit zwischen verschiedenen Individuen, oder Fangereignissen zu erkennen war. Auch Karanth verwandte im Rahmen seiner Studien an Tigern das Modell M_0 um die Populationsgröße zu kalkulieren (KARANTH 1995, KARANTH & NICHOLS 1998).

Die resultierende Populationsdichte von einem Individuum pro $4,5 \text{ km}^2$ Fläche ist sehr hoch, und läßt sich vermutlich auf die hohe verfügbare Biomasse an Huftieren, und das Fehlen von anderen großen Beutegreifern wie Löwen oder Hyänen zurückführen.

Bailey berechnete noch höhere Dichten von einem Individuum pro 3,3 km² in Buschland im Kruger Nationalpark, für ein Gebiet, in dem allein Impalaantilopen, die dortige Hauptbeute der Leoparden, eine Biomasse von bis zu 5000 kg/km² erreichen können (BAILEY 1993). SMITH (1977) kalkulierte eine Dichte von einem Individuum pro 6 km² für ein beutereiches Baumsavannengebiet in Zimbabwe. Abschätzungen in zwei Studien in Buschsavannen lagen bei einem Leoparden pro 11-17 km² (HAMILTON 1981, NORTON & HENLEY 1987). BOTHMA & LE RICHE (1984) fanden bei ihrer Untersuchung in der Kalahari eine noch bei weitem geringere Dichte von einem Leoparden pro 160 km². Die einzige Dichteabschätzung für einen afrikanischen Regenwald wurde von JENNY (1996) im Taï Nationalpark, Elfenbeinküste durchgeführt, und ergab einen Wert von einem Leoparden auf 9-14 km². Die Dichte für Lopé liegt zwischen dieser Abschätzung für ein Regenwaldgebiet und den Werten für beutereiche Savannen. Dies macht Sinn, da die Fläche, für die in Lopé eine Populationsgröße bestimmt wurde, sowohl Wald- als auch Savannengebiete umfaßt. Aus Asien ist bekannt, dass solche Gebiete in denen Grasländer und Wälder ein Mosaik formen, die höchsten Tigerdichten beherbergen, da dort auch die höchsten Dichten und Artenzahlen von Huftieren anzutreffen sind (SEIDENSTICKER et al., 1999). Dieses gemischte Habitat ist jedoch für Zentralafrika nicht repräsentativ, und diese Studie diene vielmehr dem Zweck der Erprobung einer Dichteabschätzung mit Photofallen. Die Methode erscheint geeignet, um mit überschaubarem Aufwand Dichtdaten für diese scheue Großkatze zu erhalten. Der nächste Schritte wäre, dieselbe Methode in verschiedenen Gebieten mit bekannter menschlicher Beeinflussung einzusetzen, um anthropogene Störungen auf Leopardenpopulationen zu quantifizieren. Mögliche Szenarien wären Dichteabschätzungen in Gebieten mit direkter Jagd auf Leoparden und/oder der Jagd auf die, in dieser Studie als wichtig identifizierten Beutetiere des Leoparden. Auch in Gebieten mit verschiedenen Habitatalterierungen, wie selektivem Holzeinschlag oder Brandrodung, sollten die Populationsdichten bestimmte werden. Daneben müßten weiterhin Dichteabschätzungen in störungsfreien Referenzgebieten verschiedenen Habitates durchgeführt werden. Wenn sich so die wichtigsten Kategorien abdecken ließen, könnte daraufhin die Landesfläche in diese Kategorien aufgeteilt werden, und es ließe sich eine landesweite Bestandsabschätzung vornehmen. Dies ist unumgänglich um wirksame Management- oder Schutzstrategien für Leoparden in Gabun und in anderen Ländern entwickeln zu können.

6. Zusammenfassung

In dieser Studie wurde im Lopé Reservat in Gabun erstmals versucht, die Populationsdichte von Leoparden in Zentralafrika zu berechnen. Die Kalkulation der Populationsdichte geschah basierend auf Fang-Wiederfang Modellen, unter Benutzung von Daten aus Kamerafallen. Hierzu wurden von März bis Juni 2001, in einem Gebiet von etwa 18 km², fünf Kamerafallen abwechselnd an 30 verschiedenen Stellen aufgebaut, um Bilder von Leoparden zu erhalten. Der Fangzeitraum von insgesamt 72 Tagen wurde in 6 Ereignisse von Fang und Wiederfang unterteilt, und in dieser Periode wurden 9 mal Leoparden photographisch "gefangen". Es handelte sich dabei um 6 verschiedene Individuen, und die Analyse der Daten mit dem Computerprogramm CAPTURE resultierte in einer Kalkulation von 8 Leoparden für das Studiengebiet. Basierend auf Informationen zum Wanderverhalten der Leoparden in Lopé, wurde das gesamte Einzugsgebiet der Kamerafallen auf 36 km² geschätzt. Es resultiert eine Populationsdichte von einem Leoparden pro 4,5 km² Fläche. Die Methode erscheint geeignet um Leoparden in tropischen Regenwäldern zu bestimmen. Als nächster Schritt wäre es interessant, die Populationsdichten zwischen Gebieten mit verschiedenen starken anthropogenen Störungen vergleichen, um Einflüsse des Menschen auf Leopardenpopulationen zu quantifizieren. Dies wäre der erste Schritt hin zum Schutz dieser Art im tropische Afrika.

Daneben wurde in dieser Studie auch das Nahrungsspektrum des Leoparden untersucht. Besonderes Interesse galt hier einer möglichen Selektivität des Leoparden auf bestimmte Beutetierarten. Mit 59,5 % Anteil an der insgesamt konsumierten Biomasse waren Huftiere die wichtigste Beutegruppe. Es folgten Nagetiere mit 16,8 % und Primaten mit 16,1 %. Die wichtigste Beuteart war das Pinselohrschwein mit einem Anteil von 17,5 % an der insgesamt konsumierten Biomasse, gefolgt von Rotbüffel (16,0 %) und Rohratte (12,0 %). Diese Arten wurden jedoch nicht selektiv vom Leoparden genutzt, sie sind vielmehr die Arten, die im Studiengebiet in den höchsten Biomassen vorkommen. Eine markante Selektivität ($p < 0.001$) konnte für mittelgroße Antilopen wie Buschbock, Rotducker, Hirschferkel und Sitatunga festgestellt werden. Dies unterstreicht die Wichtigkeit dieser Arten für den Leoparden, und liefert ein weiteres Argument für eine zunehmende Kontrolle beim Handel mit Buschfleisch im tropischen Afrika, bei dem Rotducker und Pinselohrschweine zu den gefragtesten Arten gehören.

7. Literaturverzeichnis

- ACKERMANN, B.B., LINDZEY, F.G., HEMKER, T.P., 1984: Cougar food habits in Southern Utah. *J. Wildl. Manage.* 48(1): 147-155.
- AMERASINGHE, F.P., EKANAYAKE, U.B., BURGE, R.D.A., 1990: Food habits of the leopard (*Panthera pardus fusca*) in Sri Lanka. *Ceylon J. Sci.* 21: 17-24.
- ANGELICI, F.M., LUISELLI, L., POLITANO, E., AKANI, G.C., 1999: Bushmen and mammal fauna: a survey of the mammals traded in bush-meat markets of local people in the rainforests of southeastern Nigeria. *Anthropozoologica* 30: 51-58.
- BAILEY, T.N., 1993: The African leopard: ecology and behaviour of a solitary felid. Columbia University Press, New York.
- BERTRAM, B.C.R., 1982. Leopard ecology as studied by radio tracking. *Symp. Zool. Soc. London* 49: 341-352.
- BOESCH, C., 1991: The effect of leopard predation on grouping patterns in forest chimpanzees. *Behaviour* 117(3-4): 220-242.
- BOTHMA, J. Du P., LE RICHE, E.A.N., 1984: Aspects of the ecology and the behaviour of the leopard (*Panthera pardus*) in the Kalahari desert. *Koedoe (Suppl.)* 27: 259-279.
- BUCKLAND, S.T., ANDERSON, D.R., BURNHAM, K.P., LAAKE, J.L., 1992: Distance sampling: estimating abundance of biological populations. Chapman and Hall, New York.
- CLEMENT, J.-L., SOTTON, M., GASTALDI, G., LE PAREUX, A., HAGEGE, R., CONNET, J., 1980: Etude comparative des poiles des singes anthropoïdes et de l'homme. *L'Anthropologie (Paris)* 84: 243-253.
- FAY, J.M., CARROLL, R., KERBIS PERTERHANS, J.C., HARRIS, D., 1995: Leopard attack on and consumption of gorillas in the Central African Republic. *J. Hum. Evol.* 29: 93-99.
- HAMILTON, P.H., 1981: The leopard (*Panthera pardus*) and the cheetah (*Acinonyx jubatus*) in Kenya. Ecology, status, conservation and management. Unpubl. report for the U.S. Fish and Wildlife Service, the African Wildlife Leadership Foundation, and the Government of Kenya.
- HART, J.A., KATEMBO, M., PUNGA, K., 1996: Diet, prey selection and ecological relations of leopard and golden cat in the Ituri Forest, Zaire. *Afr. J. Ecol.* 34: 364-379.

- HIRAIWA-HASEGAWA, M., BYRNE, R.W., TAKASAKI, H., BYRNE, J.M.E., 1986: Aggression toward large carnivore by wild chimpanzees of Mahale Mountains National Park, Tanzania. *Folia Primatol.* 47: 8-13.
- 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.
- JACKSON, M., 2001: Meow Mix. Some big cats seem to go out of their way to satisfy cravings for rare species. *Wildl. Cons.* 104(2): 22-29.
- JACKSON, P., 1989: The status of the leopard in sub-Saharan Africa. A review by leopard specialists. Unpubl. report of the Cat Specialist Group, IUCN.
- JENNY, D. 1996: Spatial organization of leopards (*Panthera pardus*) in Taï National Park, Ivory Coast: is rainforest habitat a 'tropical heaven'?. *J. Zool.* 240: 427-440.
- JOHNSON, K.G., WEI, W., REID, D.G., JINCHU, H., 1993: Food habits of Asiatic leopards (*Panthera pardus fusea*) in Wolong Reserve, Sichuan, China. *J. Mamm.* 74(3): 646-650.
- JOHNSON, M., 1931: Congorilla. Harcourt Brace and Co., New York.
- KARANTH, K.U., 1993: How many tigers? Field censuses in India. *Hornbill* 1: 2-9.
- KARANTH, K.U., 1995: Estimating tiger (*Panthera tigris*) populations from camera-trap data using capture-recapture models. *Biological Conservation* 71: 333-338.
- KARANTH, K.U., NICHOLS, J.D., 1998: Estimation of tiger densities in India using photographic captures and recaptures. *Ecology* 79: 2852-2862.
- KARANTH, K.U., STITH, B.M., 1999: Prey depletion as a critical determinant of tiger population viability. In: SEIDENSTICKER, J., CHRISTIE, S., JACKSON, P. (Hrsg.): *Riding the tiger: Tiger conservation in human-dominated landscapes*: 1-5. Cambridge University Press.
- KARANTH, K.U., SUNQUIST, M.E., 1995: Prey selection by tiger, leopard and dhole in tropical forests. *J. Anim. Ecol.* 64: 439-450.
- KARANTH, K.U., SUNQUIST, M.E., 2000: Behavioural correlates of predation by tiger (*Panthera tigris*), leopard (*Panthera pardus*) and dhole (*Cuon alpinus*) in Nagarhole, India. *J. Zool. Lond.* 250: 255-265.
- KRUUK, H., TURNER, M. 1967: Comparative notes on predation by lion, leopard, cheetah and wild dog in the Serengeti Area, East Africa. *Mammalia* 31(11): 1-27.

- MARTIN, R.B., DE MEULENAER, T., 1988: Survey of the status of the leopard (*Panthera pardus*) in sub-Saharan Africa. Lausanne, Switzerland: Secretariat of CITES.
- MITHTHAPALA, 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. J. Zool. Lond. 218: 527-536.
- 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: 139-143.
- NORTON, P.M., 1990: How many leopards? A criticism of Martin and De Meulenaer's population estimate for Africa. S. Afr. J. Sci. 86: 218-220.
- NORTON, P.M., HENLEY, S.R., 1987: Home range and movements of male leopards in Cedarberg wilderness area, Cape Province. S. Afr. J. Wildl. Res. 17: 41-48.
- NOWELL, K., JACKSON, P. 1996: Wild cats: Status survey and conservation action plan. Gland, Switzerland, IUCN.
- OATES, J.F., WHITESIDES, G.H., DAVIES, A.G., WATERMAN, P.G., GREEN, S.M., DASILVA, G.L., MOLE, S., 1990: Determinants of variation in tropical forest primate biomass: new evidence from West Africa. Ecology 71: 328-343.
- OSOSKY, J.J., 1998: Diet of leopards and golden cats in Ndoki Park, Republic of Congo. MSc thesis, Northern Illinois University.
- OTIS, D.L., BURNHAM, K.P., WHITE, G.C., ANDERSON, D.R., 1987: Statistical inference from capture data on closed animal populations. Wildlife Monographs 62: 1-135.
- 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. S. Afr. J. Wildl. Res. 10: 1-14.
- PIENAAR, U. de V., 1969: Predator-prey relationships amongst the larger mammals of the Kruger National Park. Koedoe 12: 108-176.
- RABINOWITZ, A.R., 1989: The density and behavior of large cats in a dry tropical forest mosaic in Huai Kha Khaeng Wildlife Sanctuary, Thailand. Nat. Hist. Bull. Siam Soc. 37(2): 235-251.
- RABINOWITZ, A.R., NOTTINGHAM, B.G., 1986: Ecology and behaviour of the jaguar (*Panthera onca*) in Belize, Central America. J. Zool. Lond. 210: 149-159

- RABINOWITZ, A.R., WALKER, S.R., 1991: The carnivore community in a dry tropical forest mosaic in Huai Kha Khaeng Wildlife Sanctuary, Thailand. *J. Trop. Ecol.* 7: 37-47.
- RAMAKRISHNAN, U., COSS, R.G., PELKEY, N.W., 1999: Tiger decline caused by reduction of large ungulate prey: evidence from a study of leopard diets in southern India. *Biological Conservation* 89: 113-120.
- RAY, J.C., SUNQUIST, M.E., 2001: Trophic relations in a community of African forest carnivores. *Oecologica*, in press.
- REXSTAD, E., BURNHAM, K.P., 1991: User's guide for interactive program CAPTURE. Abundance estimation for closed animal populations. Colorado State University, Fort Collins, Colorado, USA.
- SCHALLER, G.B., 1963: The mountain gorilla. University of Chicago Press, Chicago.
- SCHALLER, G.B., 1972: The Serengeti Lion. University of Chicago Press, Chicago.
- SEIDENSTICKER, J., CHRISTIE, S., JACKSON, P., 1999: Introducing the tiger. In: SEIDENSTICKER, J., CHRISTIE, S., JACKSON, P. (Hrsg.): *Riding the tiger: Tiger conservation in human-dominated landscapes*: 1-5. Cambridge University Press.
- SMALLWOOD, K.S., FITZHUGH, E.L., 1993: A rigorous technique for identifying individual mountain lions (*Felis concolor*) by their tracks. *Biological Conservation* 65: 51-59.
- SMITH, R.M., 1977: Movement patterns and feeding behaviour of leopard in the Matopos National Park, Rhodesia. *Arnoldia* 13: 1-16.
- SUNQUIST, M.E., 1981: The social organization of tigers (*Panthera tigris*) in Royal Chitwan National Park, Nepal. *Smithson. Contr. Zool.* 336: 1-98.
- SUNQUIST, M.E., SUNQUSIT, F.C., 1989: Ecological constraints on predation by large felids. In: GITTLEMAN, J.L. (Hrsg.): *Carnivore Behavior, Ecology and Evolution*: 283-301. Ithaca, Cornell University Press.
- TUTIN, C.E.G., 1999: Fragmented living: Behavioural ecology of primates in a forest fragment in the Lopé Reserve, Gabon. *Primates* 40(1): 249-265.
- TUTIN, C.E.G., HAM, R.M., WHITE, L.J.T., HARRISON, M.J.S., 1997: The primate community of the Lopé Reserve, Gabon: Diets, responses to fruit scarcity, and effects on biomass. *Am. J. Primatol.* 42: 1-24.

TUTIN, C.E.G., WHITE, L.J.T., MACKANGA-MISSANDZOU, A., 1997: The use by rain forest mammals of natural forest fragments in an Equatorial African savanna. *Conservation Biology* 11: 1190-1203.

WHITE, L.J.T., 1994: Biomass of rain forest mammals in the Lopé Reserve, Gabon. *J. Anim. Ecol.* 63: 449-512.

8. Appendix

Appendix I: Liste grosser und mittelgrosser Säugetiere im Lopé Reservat, Gabun

Spezies		Grösse ^a	Aktivität ^b	Lebensweise ^c	Ernährung ^d
Artiodactyla					
Batesböckchen	<i>Neotragus batesi</i> (De Winton, 1903)	K	T	terr	frug/fol
Hirschferkel	<i>Hyemoschus aquaticus</i> (Ogilby, 1841)	M	N	terr	omn
Blauducker	<i>Cephalophus monticola</i> (Thunberg, 1789)	K	T	terr	frug/fol
Weißbauchducker	<i>Cephalophus leucogaster</i> (Gray, 1873)	M	T	terr	frug/fol
Petersducker	<i>Cephalophus calypygus</i> (Peters, 1876)	M	T	terr	frug/fol
Schwarzrückenducker	<i>Cephalophus dorsalis</i> (Gray, 1846)	M	N	terr	frug/fol
Ogilbyducker	<i>Cephalophus ogilby</i> (Waterhouse, 1838)	M	T	terr	frug/fol
Riesenducker	<i>Cephalophus silvicultor</i> (Afzelius, 1815)	G	T	terr	omn
Buschbock	<i>Tragelaphus scriptus</i> (Pallas, 1776)	M	T & N	terr	herb
Sitatunga	<i>Tragelaphus spekii</i> (Sclater, 1864)	G	T & N	terr	herb
Pinselohrschwein	<i>Potamocheirus porcus</i> (Linnaeus, 1758)	G	T & N	terr	omn
Rotbüffel	<i>Syncerus caffer nanus</i> (Boddaert)	G	T & N	terr	herb
Primates					
Urwalgalago	<i>Galagoides demidoff</i> (Fischer, 1808)	K	N	arb	insect
Thomas Galago	<i>Galagoides thomasi</i> (Elliot, 1907)	K	N	arb	insect
Suedlicher Kielnagelgalago	<i>Eutoticus elegantulus</i> (Le Conte, 1857)	K	N	arb	sap/insect
Buschwaldgalago	<i>Galago alleni</i> (Waterhouse, 1837)	K	N	arb	insect
Calabar Bärenmaki	<i>Arctocebus calabarensis</i> (J.A. Smith, 1860)	K	N	arb	insect
Potto	<i>Perodicticus potto</i> (P.L.S. Müller, 1766)	K	N	arb	omn
Kronenmeekatze	<i>Cercopithecus pogonias</i> (Bennet, 1833)	K	T	arb	frug
Blaumaulmeerkatze	<i>Cercopithecus cephus</i> (Linnaeus, 1758)	K	T	arb	frug
Weissnasenmeerkatze	<i>Cercopithecus nictians</i> (Linnaeus 1766)	K	T	arb	frug
Grauwangenmangabe	<i>Cercocebus albigena</i> (Gray, 1850)	K	T	arb	frug
Schwarzer Colobus	<i>Colobus satanus</i> (Waterhouse, 1838)	M	T	arb	frug/fol
Mandrill	<i>Mandrillus sphinx</i> (Linnaeus, 1758)	M	T	terr	frug/fol
Schimpanse	<i>Pan t. troglodytes</i> (Blumenbach, 1779)	M	T	terr	frug
Gorilla	<i>Gorilla g. gorilla</i> (Savage & Wyman, 1847)	G	T	terr	frug/fol
Rodentia					
Rohrratte	<i>Thryonomys swinderianus</i> (Temminck, 1827)	M	N	terr	herb
Quastenstachler	<i>Atherurus africanus</i> (Gray, 1842)	K	N	terr	frug/fol
Carnivora					
Fleckenhalsotter	<i>Lutra maculicollis</i> (Lichtenstein, 1835)	M	T	aqu	carn
Waldginsterkatze	<i>Genetta servalina</i> (Pucheran, 1855)	K	N	terr	omn
Grossfleck Ginsterkatze	<i>Genetta tigrina</i> (Schreber, 1776)	K	N	terr	omn
Pardehroller	<i>Nandimia binotata</i> (Gray, 1830)	K	N	arb	omn
Rotichneumon	<i>Herpestes sanguinea</i> (Rüppel, 1835)	K	N	terr	omn
Schwarzfuss Ichneumon	<i>Bdeogale nigripes</i> (Pucheran, 1855)	K	N	terr	omn
Sumpfnichneumon	<i>Atilax paludinosus</i> (G. Cuvier, 1829)	K	N	terr	omn
Ziebetkatze	<i>Civettictis civetta</i> (Schreber, 1776)	M	N	terr	omn
Honigdachs	<i>Mellivora capensis</i> (Schreber, 1776)	M	N	terr	omn
Goldkatze	<i>Profelis aurata</i> (Temminck, 1827)	M	N	terr	carn
Leopard	<i>Panthera pardus</i> (Linnaeus, 1758)	M	N	terr	carn
Hyracoidea					
Baumschliefer	<i>Dendrohyrax dorsalis</i> (Fraser, 1855)	K	N	arb	omn
Insectivora					
Riesenotterspitzmaus	<i>Potamogale velox</i> (Du Chaillu, 1860)	K	N	aqu	carn
Pholidota					
Schwarzbauchschuppentier	<i>Manis tetradactyla</i> (Linnaeus, 1766)	K	N	arb	insect
Weißbauchschuppentier	<i>Manis tricuspis</i> (Rafinesque, 1821)	K	N	arb	insect
Riesenschuppentier	<i>Manis gigantea</i> (Illiger, 1815)	M	N	terr	insect
Proboscidea					
Waldelefant	<i>Loxodonta africana cyclotis</i> (Matschie, 1900)	G	T & N	terr	fol/frug

^a Grösse: K, <5 kg; M, 5-49 kg; G, >50 kg.

^b Aktivitätsmuster: T, tagaktiv; N, nachtaktiv; T & N, tag- und nachtaktiv.

^c Lebensweise: terr, terrestrisch; arb, arborikol; aqu, aquatisch.

^d Ernährungsweise: frug, frugivor; fol, folivor; omn, omnivor; carn, carnivor; insect, insectivor; herb, herbivor; sap, saprophag.