

Leitlinien für Managementpläne auf Populationsniveau für Großraubtiere

Vertragsnr. 070501/2005/424162/MAR/B2

Abschließende Version 1. Juli 2008



Erstellt von der Initiative Großraubtiere für Europa
c/o Istituto di Ecologia Applicata, Juli 2008
Via Arezzo 29 – IT 00161 Rome

Leitlinien für Managementpläne auf Populationsniveau für Großraubtiere

Erstellt durch

Initiative Großraubtiere für Europa
(IUCN/SSC/LCIE)
www.lcie.org

Zusammengestellt von

J. LINNELL
Norwegisches Institut für Naturforschung
(NINA)
Tungasletta 2
Trondheim 7485, Norwegen

V. SALVATORI
Institut für angewandte Ökologie (IEA)
Via Arezzo 29, Rom 00161 Italien

L. BOITANI
Dept. für Biologie der Tiere und des Menschen
Università di Roma "La Sapienza"
Viale dell'Università 32
00185 Rom, Italien

Unter Mitwirkung von

Henrik Andrén, Alistair Bath, Juan Carlos Blanco, Urs Breitenmoser, Djuro Huber, Ovidiu Ionescu, Arild Landa, Eric Marboutin, Yorgos Mertzanis, Henryk Okarma, Agnieszka Olszanska, Janis Ozolins, Ilka Reinhardt, Lotta Samuelson, Beate Striebel, Jon Swenson, Manuela von Arx.

Finanziert durch

Die Europäische Kommission
DG Umwelt
Vertragsnr. 070501/2005/424162/MAR/B2

Empfohlene Zitierweise:

Linnell J., V. Salvatori & L. Boitani (2008). Leitlinien für Managementpläne auf Populationsniveau für Großraubtiere. Ein Bericht der Initiative Großraubtiere für Europa erstellt für die Europäische Kommission (Vertrag 070501/2005/424162/MAR/B2).

Inhaltsverzeichnis

1. Einleitung.....	4
2. Was ist eine Population? Definitionen des Konzepts und die Entwicklung eines funktionsfähigen Verständnisses.....	6
3. Die Populationen großer Raubtiere in Europa und die Notwendigkeit eines Managements auf Populationsniveau.....	8
3.1. Hintergrund und Definitionen.....	8
3.2. Zusammenfassung der Ergebnisse.....	8
3.3. Was ist mit dem Leitbild Population gemeint?.....	9
4. Richtlinien bewährter Praxis für die Erhaltung großer Raubtiere.....	11
5. Verfahrensweisen zur Anwendung des günstigen Erhaltungszustands für Großraubtiere...13	13
5.1. Hintergrund und Quellen.....	13
5.2. Die Konzepte der Lebensfähigkeit von Populationen.....	13
5.3. Verbindung der Konzepte günstiger Erhaltungszustand und Lebensfähigkeit.....	15
5.4. Ein anwendbarer Vorschlag zur Definition einer günstigen Referenzpopulation.....	17
5.5. Ein anwendbarer Vorschlag zur Definition eines günstigen Referenzverbreitungsgebietes...20	20
5.6. Eine anwendbare Definition des günstigen Erhaltungszustandes für Großraubtiere.....21	21
5.7. Zielsetzungen für die Erhaltung großer Raubtiere in Europa.....	23
6. Rechtliche und fachspezifische Erwägungen für Managementpläne auf Populationsniveau26	26
6.1. Großraubtiere in der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie und anderen Konventionen.....	26
6.2. Rechtliche Aspekte bezüglich des Populationsniveaumanagements.....	26
6.3. Die Ökonomie der Erhaltung großer Raubtiere.....	27
6.4. Ausnahmen für streng geschützte Arten der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie.....	27
7. Entwicklung von Managementplänen auf Populationsniveau.....	32
7.1. Der Prozess.....	32
7.2. Das Ergebnis.....	35
Literaturverzeichnis.....	38
Tabelle 1. Überblick über die Populationsstruktur des Braunbären (<i>Ursus arctos</i>) in Europa...45	45
Tabelle 2. Überblick über die Populationsstruktur des Eurasischen Luchses (<i>Lynx lynx</i>) in Europa.....	46
Tabelle 3. Überblick über die Populationsstruktur des Vielfraßes (<i>Gulo gulo</i>) in Europa.....	47
Tabelle 4. Überblick über die Populationsstruktur des Wolfes (<i>Canis lupus</i>) in Europa.....	48
Tabelle 5. Überblick über internationale Konventionen und Abkommen, die von verschiedenen Staaten Kontinentaleuropas unterzeichnet wurden, mit Details über artspezifische Ausnahmen.....	49
Anhang 1. Die Populationen der Großraubtiere in Europa.....	51
BRAUNBÄR (<i>Ursus arctos</i>).....	52
EURASISCHER LUCHS (<i>Lynx lynx</i>).....	57
WOLF (<i>Canis lupus</i>).....	63
VIELFRASS (<i>Gulo gulo</i>).....	68
Anhang 2. Grundsatzserklärungen der Initiative Großraubtiere für Europa.....	70
Kontrolle durch Tötung und Jagd auf Großraubtiere.....	71
Erhaltung der Großraubtiere und Forstwirtschaft.....	74
Umsiedlungen als Methode zur Erhaltung der Großraubtiere.....	76
Antworten auf die Hybridisierung von wilden Wölfen und Haushunden.....	77
Aussetzung in Gefangenschaft gezüchteter Individuen als Methode zur Erhaltung der großen Raubtiere.....	79
Anwendung von Kompensationen und ökonomischen Anreizsystemen zur Verminderung durch Großraubtiere verursachter ökonomischer Verluste.....	81
Monitoring der Großraubtiere.....	83



1. Einleitung

Europa ist die Heimat von vier Arten großer Raubtiere – der Braunbär (*Ursus arctos*) der Wolf (*Canis lupus*), der Vielfraß (*Gulo gulo*) und der Eurasische Luchs (*Lynx lynx*).¹ Diese vier Arten in so dicht besiedelten und modifizierten Landschaften, wie wir sie in Europa haben, zu erhalten, ist eine große Herausforderung. Die größte Herausforderung folgt aus ihrer wichtigsten Eigenschaft – als Topprädatoren brauchen diese Arten große Lebensräume. Die Reviergrößen einzelner Großraubtiere in Europa pflegen zwischen 100 und 1000 km² zu variieren – abhängig von der Charakteristik des Habitats und der Produktivität des Ökosystems (Nilsen *et al.* 2005; Herfindal *et al.* 2005). Dies bedeutet, dass sie nie eine sehr große Dichte erreichen – diese reicht typischerweise von 0,1 bis 3 je 100 km². Zusätzlich zu dieser Eigenschaft ortsfester, erwachsener Individuen streifen junge Großraubtiere in ihrer Ausbreitungsphase oft weit umher, manche Individuen mehrere hundert Kilometer. Als Folge davon, lassen sich die Populationen dieser Arten nicht auf Schutzgebiete begrenzen – tatsächlich sind nur sehr wenige Schutzgebiete in Europa in der Lage, die Reviere von mehr als ein paar Individuen einer Art großer Raubtiere aufzunehmen (Linnell *et al.* 2001a). Dies bedeutet, dass ihre Erhaltung von ihrer Präsenz sowohl in den Schutzgebieten als auch im Netzwerk der diese umgebenden multifunktionalen Habitats, abhängt, die faktisch den größten Teil der europäischen Landschaften ausmachen. Glücklicherweise haben alle vier Arten bewiesen, dass sie relativ anpassungsfähig an diese modernen europäischen Landschaften sind (Breitenmoser 1998; Kaczensky 2000; Linnell *et al.* 2001b). Dies macht es möglich, sich eine realisierbare Zukunft für ihre Erhaltung vorzustellen. Allerdings führt ihre Anwesenheit in diesen vielfach genutzten Landschaften zu einer Reihe von Konflikten mit menschlichen Interessen (worauf später eingegangen wird).

Eine andere Konsequenz ihrer geringen Dichte und ihres große Reviere beanspruchenden Verhaltens ist, dass wir gezwungen sind, eine geeignete Größenordnung, in die sie gelenkt werden sollen, neu zu bedenken. Vom biologischen Standpunkt aus, erstreckt sich die Populationen großer Raubtiere über hunderte, tausende und oftmals zehntausende Quadratkilometer. Solch große Gebiete sind immer von einer Vielzahl administrativer Grenzen unterteilt, einschließlich solcher von Schutzzonen, Kommunen, Regionen, Teilstaaten, Ländern und übernationalen Einheiten, wie der Europäischen Union. Auf der Maßstabsebene von der wir sprechen, sind nur wenige Verwaltungseinheiten selbst in der Lage, eine lebensfähige Population einer Großraubtierart aufzunehmen. Deshalb ist es entscheidend, dass die Planung für die Erhaltung der Großraubtiere in einer koordinierten und kooperativen Weise zwischen allen Verwaltungseinheiten, die sich eine Population teilen, stattfindet. Ein erster Versuch, dies zu erreichen, wurde unternommen, als 1999 die Berner Konvention einer Reihe von Aktionsplänen für Bären, Wölfe, Vielfraße und Eurasischen Luchs (Boitani 2000; Breitenmoser *et al.* 2000; Landa *et al.* 2000; Swenson *et al.* 2000), die von der Initiative Großraubtiere für Europa erstellt worden waren, zustimmte. Diese strategischen Dokumente starteten einen Prozess, der unsere Art zu Denken in Bezug auf das Management dieser Arten verändert hat. Aber mit der fortschreitenden Erweiterung der Europäischen Union ist es notwendig, diese Art zu Denken bei der Umsetzung der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie in einer formaleren und strukturierten Weise zu integrieren.

Zwei fundamentale Konzepte müssen verstanden werden. Das erste ist, dass die Einheit, für die ein Erhaltungsplan erstellt wird, nicht nur der Teil einer Population sein kann, der sich innerhalb der Grenzen eines Staates befindet, sondern dass die gesamte biologische Einheit und alle Verwaltungseinheiten innerhalb ihres Verbreitungsgebietes darin einbezogen werden. Das andere Konzept ist, dass die Erhaltung großer Raubtiere in einer von

¹ Eine fünfte Art wird oft zu den großen Raubtieren gezählt, der Iberische Luchs (*Lynx pardinus*), der im Süden Spaniens vorkommt. Dieser wird in diesem Bericht jedoch nicht behandelt, da sein Verbreitungsgebiet sehr begrenzt ist und sich die Maßnahmen zu seiner Erhaltung stärker von denen der anderen vier Arten unterscheiden. Diese besondere Erhaltungsmaßnahme wird im Bericht LIFE-Nature-project LIFE-Nature project LIFE02NAT/E/008617 and LIFE02NAT/E/008609 behandelt.



Menschen dominierten Landschaft in die menschlichen Aktivitäten integriert werden muss. Das bedeutet Koexistenz zwischen Großraubtieren und Menschen, die nicht immer leicht zu erreichen ist. Erforderlich ist fast immer ein aktives Management (wie Wiedereinführung, Umsiedlung, Jagd, Kontrolle durch Tötung) der Großraubtierpopulationen und eine koordinierte Planung bei Konflikten kollidierender Landnutzung und Aktivitäten. Jedoch variieren die Notwendigkeit, die Akzeptanz und die verschiedenen Managementoptionen in Europa sehr stark. Um diese globale Vision zu erreichen, ist es deshalb notwendig, ein Managementsystem einzurichten, das sowohl koordiniert als auch flexibel ist, um die lokale Anpassung der notwendigen Mittel zu erlauben. Der aktuelle Mangel an einem solchen System spiegelt sich in den vielen Konflikten, die Großraubtiere verursachen und dem Einsatz an Zeit, die das Büro der Berner Konvention und die Europäische Kommission mit Angelegenheiten für Großraubtiere verbringen, wieder.

Als Antwort auf diese Notwendigkeit, startete die Europäische Kommission 2005 eine Ausschreibung (ENV.B.2/SER/2005/0085r) für die Entwicklung von „Leitlinien für Managementpläne auf Populationsniveau für Großraubtiere“. Den Vertrag erhielten das „Institut für angewandte Ökologie“ (Italien) in Kooperation mit dem Norwegischen Institut für Naturforschung (Norwegen), Callisto (Griechenland) und KORA (Schweiz). Zusätzlich haben wir während des Entwicklungsprozesses dieses Berichts in großem Umfang Fachwissen aus ganz Europa genutzt, hauptsächlich von der IUCN SSC Arbeitsgruppe – der Initiative Großraubtiere für Europa und Spezialistengruppen für Wolf, Bär und Katzen. Außerdem haben wir, nach der Bericht vorangekommen war, viele wertvolle Rückmeldungen aus den Mitgliedstaaten erhalten und die verschiedenen Entwürfe auf den Treffen des Habitat-Komitees vorgestellt.

Nach Einleitung des ersten Projekts, schrieb die Kommission ein zweites, ein Nachfolgeprojekt, aus (ENV.B.2/SER/2006/0059). Diesen Vertrag erhielt dasselbe Konsortium. Das Projekt organisierte eine Reihe von Arbeitskreisen, die in den meisten Mitgliedstaaten², die Großraubtiere beherbergen, abgehalten wurden. Diese Arbeitskreise dienten dazu, die Kommentare zu den Leitlinien, von verantwortlichen Behörden und den Hauptinteressengruppen, für die Kommission zu kanalisieren. Der Prozess fand seinen Abschluss mit einem paneuropäischen Kongress vom 10. – 11. Juni 2008 in Slowenien, bei dem die abschließende Version der Leitlinien präsentiert wurde.

Dieses Dokument ist eines der Ergebnisse dieses Vertrages. Es hat die Absicht die Diskussion über den fachlichen Hintergrund darzustellen, der für die Entwicklung von Managementplänen auf Populationsniveau für große Raubtiere erforderlich ist. Es besteht aus folgenden Teilen: (1) eine konzeptionelle Diskussion über Populationen und einige anwendbare Vorschläge für die Definition von Populationseinheiten großer Raubtiere, (2) einem Überblick über die Populationen der Großraubtiere in Europa, (3) eine Untersuchung über die potentiellen Verbindungen zwischen einer lebensfähigen Population und einem günstigen Erhaltungszustand und die Entwicklung eines anwendbaren Vorschlags zu einer passenden Definition des günstigen Erhaltungszustands bei Großraubtieren und (5) Empfehlungen für den Prozess zur Entwicklung von Managementplänen auf Populationsebene und einen Entwurf für den Inhalt eines solchen Plans.

Unser Auftrag bestand auch darin, alle Länder westlich des 35. Grades östlicher Länge einzubeziehen. Dies schließt viele Länder, die nicht Mitglied der europäischen Union sind und deshalb nicht an die Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie gebunden sind, ein. Weil die Anwendung eines Populationsansatzes oftmals die Zusammenarbeit zwischen EU und Nicht-EU Ländern erfordert, variiert der Umfang der Managementsituationen und gesetzlichen Grenzen viel stärker, als wenn wir nur EU-Länder betrachtet hätten.

² Arbeitskreise wurden abgehalten in: Schweden, Finnland, Lettland/Estland (gemeinsamer Workshop), Litauen, Slowakei/Tschechische Republik (gemeiner Workshop), Spanien, Italien, Portugal, Rumänien, Bulgarien, Deutschland, Österreich. Zusätzlich zu diesen EU-Ländern wurden Arbeitskreise in der Schweiz und Kroatien abgehalten und die Richtlinien wurden im Nordischen Rat präsentiert. Norwegische Verwaltungsbehörden haben sich ebenfalls an der Entwicklung der Richtlinien beteiligt. Kommentare von vielen regionalen Verwaltungsbehörden, Personen und Organisationen wurden entgegen genommen und berücksichtigt.



2. Was ist eine Population? Definitionen des Konzepts und die Entwicklung eines funktionsfähigen Verständnisses

Das Konzept der Population ist eines der grundlegendsten Konzepte in der Biologie – doch es bleibt das am wenigsten definierte Konzept in ständigem Gebrauch. Die grundlegende Idee beruht auf einer Gruppe von Individuen, die im gleichen Gebiet leben und sich untereinander fortpflanzen können. Die Realität ist jedoch oft unscharf und die Dinge erscheinen selten als ordentliche Einheit. Bei Tieren, die viele verschiedene Bewegungsmuster und Formen der sozialen Organisation haben, ist es oft schwer zu bestimmen, wo eine Population beginnt und eine andere endet. Dies hat im Ergebnis zu vielen Diskussionen geführt, einerseits über die operative (wie sie in der Praxis definiert werden soll) und andererseits über die konzeptionelle (was versuchen wir eigentlich zu beschreiben) Natur der Population (Camus & Lima 2002; Berryman 2002; Baguette & Stevens 2003; Schaefer 2006). Als ein Ergebnis davon wurden viele verschiedene Ansätze verwendet, einschließlich solcher, die den Fokus auf die Taxonomie (z.B. Unterarten und evolutionär wichtige Einheiten), Genetik, Verbreitung (kontinuierlich im Vergleich zu diskontinuierlich), Verhalten (Heimatrevier, saisonale Wanderungen, Ausbreitung), Ökosysteme (einschließlich Energiefluss), Demografie (der Grad synchroner Schwankungen der Populationsgröße) und sogar Ökonomische (Waples & Gaggiotti 2006). In Ermangelung einer allgemein anerkannten Definition haben Forscher und Manager für gewöhnlich ihre eigenen ad-hoc Abgrenzungen definiert, die zu ihrer jeweiligen Situation passten.

Trotz der fortgesetzten Debatte, geht die Entwicklung hin zu der Idee, dass die Population eigentlich ein hierarchisches Konzept ist, in dem verschiedene Elemente und Prozesse, Funktionen auf verschiedenen räumlichen und zeitlichen Ebenen haben. (vgl. in Linnell 2005; Schaefer 2006). Im größten zeitlichen Maßstab haben wir Arten, die in evolutionären Zeiträumen als Population betrachtet werden können. Im kleinsten Maßstab können wir isolierte Gruppen von wenigen Zehnern Individuen haben, die zeitweilig ein begrenztes Habitatstück besetzen und das vielleicht nur flüchtig. Zwischen diesen Extremen gibt es ein weites Feld möglicher Verteilungen und Prozesse. Für Erhaltungszwecke müssen im Allgemeinen zwei Prozesse berücksichtigt werden: genetische und demografische. Die genetischen Vorgänge des Populationsprozesses ereignen sich in größeren räumlichen und zeitlichen Maßstäben, als die demografischen, da die gelegentliche Bewegung von Tieren zwischen zwei abgegrenzten Einzugsgebieten ausreicht, um eine genetische Differenzierung zu verhindern, jedoch nicht genug ist, um den demografischen Prozess signifikant zu beeinflussen. Wie wir weiter unten diskutieren werden, ist die Bewahrung der genetischen Diversität ein Langzeitproblem der Erhaltung, das eine viel größere Zahl an Individuen erfordert, als die kurzfristige Erhaltung der Anzahl, die notwendig ist, um die demografische Ausrottung zu verhindern.

Um diese Konzepte anwendbar zu machen, schlagen wir deshalb vor, dass die Populationen gleichzeitig als verschachtelte Hierarchie von Einheiten betrachtet werden. Wir schlagen vor, dass das Wort „Metapopulation“³ verwendet wird, um den großen Umfang der Phänomene zu bezeichnen, die die Verteilung von Individuen mit ähnlicher genetischer Struktur umfassen. Diese Verteilung mag räumlich unterbrochen sein, aber sie sollte zeitlich und räumlich ausreichend verbunden sein, um eine Ausbreitung der Tiere zu erlauben, die einen Genaustausch und eine gewisse demografische Stabilisierung sicherstellt. Dies kann bereits auf dem Niveau einiger weniger Tiere pro Generation stattfinden. Innerhalb dieser Metapopulation können eine Reihe von „Subpopulationen“ vorkommen, die in einer einigermaßen konstanten Verteilung und in einer viel größeren Frequenz interagieren, sodass die Demografie hauptsächlich von der Geburten- und Sterberate beeinflusst wird, als von der Zuwanderung von Tieren von außerhalb (von benachbarten Subpopulationen

³ In diesem Zusammenhang benutzen wir den Begriff Metapopulation nicht in seiner strengsten Bedeutung, welcher die Ausrottung und Wiederbesiedlung von Subpopulationen erfordert. Wir verwenden ihn vielmehr im breiteren Kontext einer fragmentierten/ lückenhaften Verbreitung, mit unabhängigen demographischen Mustern der Subpopulationen. Bei Elmhagen & Angerbjörn (2001) findet sich eine Diskussion, die sich explizit mit der Anwendung von Metapopulationen auf große Säugtiere befasst.



innerhalb der Metapopulation). Innerhalb der Subpopulationen kann es auch einige feinmaßstäbliche räumliche Strukturierungen geben, die dazu führen, dass Individuen zu uneinheitlichen Gruppen zusammengedrängt werden. Für die Zwecke dieses Berichts, nennen wir diese Gruppen „Populationssegmente“.⁴ Schließlich kann es auch noch einzelne Individuen und sehr kleine Gruppen geben, die außerhalb des Verbreitungsgebiets der Subpopulation vorkommen. Wenn diese mobil sind, keine abgegrenzten und voraussehbaren Reviere besetzen und sich nicht reproduzieren, werden diese Individuen als „Vaganten“ bezeichnet. Wenn sie ortsfest sind und ein überschaubares Gebiet über mehrere Jahre besetzen, können sie als „Einzelvorkommen“ bezeichnet werden. Typischerweise wird eine Reproduktion bei Einzelvorkommen nur sporadisch dokumentiert werden können. Subpopulation ist der formale biologische Begriff für die Vorkommen, die wir in diesem Dokument diskutieren, allerdings werden wir der Einfachheit halber und zur Harmonisierung mit dem allgemeinen Sprachgebrauch der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie im Folgenden die Subpopulationen einfach als „Populationen“ bezeichnen.

Um zu entscheiden, wo geografische Grenzen zwischen verschiedenen Subpopulationen gezogen werden sollten, werden in der Praxis Daten der Verbreitungsgebiete der Tiere mit Kenntnissen über die potentielle Qualität des Habitats, der Existenz von Barrieren und der Ausbreitungsfähigkeit der Arten kombiniert. Da sich die Verbreitungsgebiete mit der Zeit verändern, ist es wahrscheinlich, dass diese Grenzen dynamisch sind. Diese Dynamik, in Verbindung mit der unvollständigen Information über die Verteilung der Arten, wird es bisweilen notwendig machen, die Grenzen subjektiv, nach pragmatischen Kriterien zu ziehen. In diesen Fällen kann die Kenntnis der geografischen Beschaffenheit des Habitats als bester Ersatz dienen. Wenn zwei Gebiete sehr groß sind, sich ökologisch stark unterscheiden (verschiedene Habitat und Klimate) oder sie sehr verschiedene Managementsysteme, Konfliktebenen oder Erhaltungszustände aufweisen, kann es in manchen Situationen am Pragmatischsten sein, sie in zwei unterschiedliche Populationen aufzuteilen.

Wir sollten betonen, dass diese Definitionen lediglich entwickelt wurden, um das Konzept der Population für die Erhaltung der Großraubtiere anwendbar zu machen und dass andere Arten sehr wohl andere Strukturen mit anderen Definitionen benötigen können. Der wesentliche Punkt für die Erhaltung ist, dass wir akzeptieren, dass es nicht nur einen Gegenstand, den wir Population nennen, der nur einer Ebene angehört und auf den wir alle Managementmaßnahmen konzentrieren, gibt. Eine Population ist ein auf verschiedenen Ebenen strukturiertes Konzept, das sollten Managemententscheidungen berücksichtigen. Wenn wir die hierarchische Natur des Populationskonzepts akzeptieren, eröffnen wir das Potential, differenzierte Entscheidungen nach räumlichen (und zeitlichen) Maßstäben treffen zu können. Entscheidungen über übergeordnete politische Ziele können auf der größten räumlichen Ebene getroffen werden.⁵ Dies wird auch Gebiete betreffen, die größer als jede Population sind (z.B. Europa, die Alpen oder die Karpaten). Jedoch werden sich die erforderlichen Maßnahmen, um diese übergeordneten Ziele zu erreichen, zwischen den verschiedenen Regionen (z.B. verschiedenen Ländern oder Staaten) oder den Teilpopulationen, die eine Population bilden, unterscheiden. Tatsächlich wird es bei vielen Maßnahmen notwendig sein, diese in einer räumlich strukturierten Weise (z.B. Kompensationszahlungen und Jagdquoten) einzuteilen und erfordern, dass große Populationen in kleinere „Managementeinheiten“ unterteilt werden. Die niedrigste Ebene wird nicht so sehr für die Entscheidungsfindung verwendet werden, sondern ist eine Möglichkeit, die Maßnahmen räumlich aufzuteilen. Diese hierarchische Struktur entspricht dem EU-Prinzip der Subsidiarität und den Malawi-Prinzipien der Konvention über die biologische Vielfalt (Prins 1999), diese empfehlen so viel Entscheidungsfreiheit wie möglich, innerhalb eines größeren Rahmens, der von den zentralen Entscheidungsorganen vorgegeben wird,

⁴ Nicht zu verwechseln mit dem Rechtsbegriff „Abgegrenztes Populationssegment“ das im „US endangered species act“ und daher häufig in der Fachliteratur benutzt wird.

⁵ Zum Beispiel hat während des laufenden Norwegischen Managementverfahrens das nationale Parlament beschlossen, dass Großraubtiere in Norwegen existieren sollten und hat die gewünschten Populationsgrößen für die acht Managementgebiete festgelegt. Innerhalb dieser Regionen wurde die Kompetenz zur Festsetzung von Jagdquoten und die Entscheidung wo in der Region welche Raubtierart vorkommen soll, an die lokalen Behörden delegiert. Diese lokalen Behörden haben einen großen Einfluss auf das tägliche Management der Raubtiere, sind aber an die grundsätzlichen Entscheidungen und numerischen Ziele der nationalen Regierung und der zentralen Verwaltungsbehörden gebunden.



auf die niedrigste mögliche Ebene zu übertragen. Wir nennen dieses Konzept „Freiheit innerhalb von Rahmen“.

3. Die Populationen großer Raubtiere in Europa und die Notwendigkeit eines Managements auf Populationsniveau

3.1. Hintergrund und Definitionen

Die großen Raubtiere sind in Europa weit verbreitet – einige Arten kommen von der spanischen Atlantikküste im Westen bis zur russischen Taiga im Osten und von den mediterranen Wäldern Griechenlands bis in die Tundra Nordnorwegens, vor. Infolge jahrhunderter langer Verfolgung und Einschränkung der Lebensräume, ist ihre Verbreitung sehr uneinheitlich. Stattdessen ist ihre Verteilung stark fragmentiert, mit einem Flickenteppich zersplitterter Vorkommen, die über die europäische Landschaft verteilt sind. Einige dieser Vorkommen sind groß und bestehen aus tausenden Individuen, während andere nur zehn oder weniger Tiere umfassen. Einige sind über hunderte Kilometer von einander isoliert, andere liegen nahe beisammen. In einigen Fällen sind die dazwischen liegenden Habitate von guter Qualität, während sie in anderen Fällen lebensfeindlich sind. Die Situation ist komplex und um die Sache noch schwieriger zu machen, ist sie dynamisch, mit natürlicher und unterstützter Ausbreitung auf der einen und schwindenden Populationen auf der anderen Seite.

Um diese Komplexität zu systematisieren, haben wir die bestmöglichen Daten über die Verbreitung und den Zustand der Großraubtiere über ganz Europa gesammelt (siehe Anhang 1 und das Online-Informationen-System unter www.lcie.org). Auf Grund dieser Verbreitungsdaten, haben wir versucht eine Reihe von Einheiten, die wir Populationen nennen, zu identifizieren. Wie in Teil zwei erklärt wird, sind diese Populationen Einheiten, wenn eine Art eine mehr oder weniger einheitliche Verbreitung hat, so dass die Individuen oft genug miteinander interagieren können, um diese Einheit zu einer kontinuierlichen demografischen Einheit zu machen. Die Grenzen zwischen den Populationen werden in erster Linie auf Grund der uneinheitlichen Verbreitung gezogen. Auch geographische Merkmale wurden hier benutzt. Ebenso wurden artspezifische Unterschiede in der Verbreitung berücksichtigt. Von den vier Arten haben die Wölfe die größte Ausbreitungsfähigkeit, bei denen Individuen beider Geschlechter in der Lage sind über hunderte von Kilometern zu wandern (Linnell *et al.* 2005). Luchse und Vielfraße haben eine mittlere Ausbreitungsfähigkeit. Studien haben gezeigt, dass die individuellen Höchstleistungen der Ausbreitungsdistanzen mehrere hundert Kilometer bei beiden Geschlechtern betragen können, dass jedoch männliche Tiere im Durchschnitt weiter wandern, als weibliche, auch kann die Gesamtausbreitungsdistanz in hohem Maße kontextabhängig und in einigen hoch fragmentierten Landschaften sehr begrenzt sein (Andersen *et al.* 2005; Flagstad *et al.* 2004; Schmidt 1998; Vangen *et al.* 2001; Zimmermann *et al.* 2005). Bären weisen die größte geschlechtsspezifische Abhängigkeit bei der Ausbreitungsfähigkeit auf. Während Männchen mehrere hundert Kilometer wandern können, verlassen Weibchen kaum ihre Geburtsreviere (Støen *et al.* 2006; Swenson *et al.* 1998). In den Fällen, in denen ein sehr großes Verbreitungsgebiet Bereiche enthielt, in denen die Arten sehr unterschiedlichen Management- oder ökologischen Bedingungen ausgesetzt waren, haben wir uns in dem Bestreben, Einheiten mit einer relativ einheitlichen Demografie zu identifizieren, für die Aufteilung in zwei oder mehr Populationen entschieden. Dies war im Besonderen in den östlichen Ländern an der Grenze zu Russland notwendig. Für den Eurasischen Luchs, Bären und Wölfe repräsentiert Russland eine enorme Population, die sich von der Ostsee bis zum Pazifik erstreckt. Um unseren Aufgabenbereich zu begrenzen, haben wir nur die Provinzen (Oblasten) westlich von Moskau (35 Grad östlicher Länge) berücksichtigt. Zusätzlich zu dieser Ost-West-Eingrenzung, haben wir für eine Nord-Süd-Einteilung vorgenommen, indem die Provinzen Murmansk und Karelien mit Norwegen und Finnland zu einer Population gruppiert und die, an die Baltischen Staaten, Weissrussland und



die Ukraine grenzen Provinzen, zu einer anderen Population zusammengefasst wurden. Obwohl eine Reihe geografischer Merkmale diese Grenze markieren (Onegasee, Ladogasee und das weiße Meer) breiten sich die Raubtierpopulationen kontinuierlich über diese Region aus, unsere Unterscheidung ist daher eher von pragmatischer, als von biologischer Natur.

In einigen anderen Fällen, in denen sich die Verteilung der Arten in gewisser Weise innerhalb einer Population konzentriert, haben wir diese ebenfalls als abgegrenzte Populationsteile anerkannt. Weitere Forschungen zur Populationsgenetik, der Bewegungsökologie der markierten Individuen oder einfach eine bessere Kartierung der Artenverteilung können diese Festsetzungen verändern. Dies wird höchstwahrscheinlich zur Neubestimmung einiger Populationssegmente zu Populationen führen. Weiterhin wird die Ausdehnung oder Schrumpfung der Ausbreitungsgebiete der Arten in bestimmten Gebieten eine kontinuierliche Überprüfung ihrer Populationsstruktur notwendig machen.

3.2. Zusammenfassung der Ergebnisse

Die folgenden Tabellen (Tabellen 1-4) fassen die Ergebnisse von Anhang 1 zusammen, indem sie die Populationen, die wir für jede Art identifiziert haben, auflisten. Zu besserer Orientierung haben wir die Populationen nach ihren geografischen Hauptregionen gruppiert und eine Liste mit allen Populationssegmenten, die in diesen Populationen auftreten, zur Verfügung gestellt. Zu jeder Population haben wir auch die geschätzte Populationsgröße und das Land (EU und nicht EU), in dem sie vorkommen, angegeben. In Bezug auf die Größe und Ausbreitung dieser Populationen ist Vorsicht geboten, da die Qualität der Daten von Land zu Land sehr stark variiert. Für Länder mit föderalen Systemen listen wir die Regionen und Teilstaaten, aus denen sie bestehen, in den Fußnoten auf. Es soll hervorgehoben werden, dass dies der erste Versuch einer solchen Klassifikation ist und hauptsächlich dazu gedacht ist, den Rahmen für eine Diskussionen zur Verfügung zu stellen. Je mehr detaillierte und aktuelle Daten in Zukunft zur Verfügung stehen werden, umso größer ist die Wahrscheinlichkeit, dass sich einige Grenzen ändern werden.

Von den 33 Populationen, die wir identifiziert haben, liegen nur vier innerhalb eines Landes, dies impliziert, dass 88 % grenzüberschreitender Natur sind. Manche Populationen erstrecken sich über acht Länder. Die vier Populationen, die keine nationalen Grenzen überschreiten, kommen in Ländern mit föderalen Systemen vor, in denen die Verantwortung für die Umwelt an die Regionen delegiert wurde – was eine intranationale Form der grenzüberschreitenden Zusammenarbeit erfordert. Außerdem wird deutlich, dass es sehr große Variationen bei der Größe dieser Populationen gibt – von weniger als 20 bis zu mehreren tausend Individuen. Diese einfache Statistik unterstreicht die Prämisse für diesen Bericht – dass ein populationsbasiertes Management der großen Raubtiere eine großräumige internationale Verwaltungszusammenarbeit erfordert.

Dieses Prinzip wurde bereits in Dokumenten der Kommission anerkannt. Zum Beispiel wird auf Seite 17 der „Leitlinien zum strengen Schutz für Tierarten von gemeinschaftlichem Interesse im Rahmen der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie 92/43/EWG“ vom 7. Februar 2007 festgestellt „Ein abgestimmtes grenzüberschreitendes Vorgehen ist für die Umsetzung der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie nützlich, wenn sich beispielsweise zwei Mitgliedsländer die Population einer bestimmten Art teilen und nur dann Zugang zur Gesamtsituation haben (und als Konsequenz effektive Maßnahmen festlegen können), wenn sie die Situation auf der anderen Seite der Grenze mit in Betracht ziehen.“

3.3. Was ist mit dem Leitbild Population gemeint?

Es ist deutlich, dass die überwiegende Mehrheit der demografischen Einheiten (i.E. Populationen) europäischer Großraubtiere die Trennlinien zwischen vielen intranationalen und internationalen Verwaltungsgrenzen überschreiten. Um sicherzustellen, dass sie in einer nachhaltigen Weise gemanagt werden, ist es dringend notwendig, dass der Maßstab ihres



Managements mit dem Maßstab ihrer Verbreitung korrespondieren sollte. Deshalb besteht die klare Notwendigkeit, Managementpläne in dem geeigneten Maßstab zu entwickeln. Vom Standpunkt der Biologie aus, sollte das Management immer im größtmöglichen Maßstab erfolgen, allerdings gibt es vom praktischen Standpunkt aus Grenzen für die in Frage kommenden Maßstäbe. Wir sind daher der Meinung, dass die Populationsebene am Besten geeignet ist, um den formalen Prozess zur Formulierung von Managementplänen zu durchlaufen. Da jedoch die Population ein Konzept mit mehreren Ansätzen ist, ist es in jedem Fall notwendig, sowohl den Zusammenhang innerhalb der Population als auch die externen Verbindungen zwischen den Populationen zu berücksichtigen. Wie wir später ausführen werden, ist die Ebene der Population am besten geeignet, um darauf Bewertungen über den Erhaltungszustand zu konzentrieren (5.6.).⁶

⁶ Dies steht in Übereinstimmung mit den Empfehlungen in Kapitel 1.2.4 a) Leitlinien zum strengen Schutz für Tierarten von gemeinschaftlichem Interesse im Rahmen der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie 92/43/EWG (Entwurfsversion vom 5. April 2006) – „Der Zustand einer Art sollte von der biogeographischen Ebene in den Mitgliedstaaten bestimmt werden (für Überblick, nationale/regionale Strategien, Ziele und Berichtszwecke). Im Fall der grenzüberschreitenden Populationen und in Bezug auf Arten, die über die EU-Grenzen migrieren, sollte ihre natürliche Gesamtausbreitung, einschließlich der Migrationszonen außerhalb der EU, berücksichtigt werden, sofern dies durchführbar ist.“ Dieser Abschnitt enthält weiterhin folgende Definition – „In Bezug auf den Begriff Population, können lokale Population oder eine Reihe von Populationen (z.B. Meta-Populationen, die in einem engen Kontakt zueinander stehen, als biologisch/ökologisch aussagekräftige Referenzeinheiten benutzt werden. Dieser Ansatz muss an die entsprechenden Arten, unter Berücksichtigung ihrer Biologie/Ökologie, angepasst werden“ – in Fußnote 33. Mit anderen Worten, was wir hier als Population betrachten, entspricht den lokalen Populationen im Referenzdokument der EU.



4. Richtlinien bewährter Praxis für die Erhaltung großer Raubtiere

Die großen Raubtiere sind charismatische Arten, stellen aber für ihre Erhaltung auf einem dicht besiedelten Kontinent, wie Europa, wegen ihres Potentials Konflikte mit menschlichen Interessen zu verursachen, eine besondere Herausforderung dar. Die schließt Schäden am Viehbestand und der Ernte, Konkurrenz mit Jägern um Wildarten und in extremen Fällen auch ein Risiko für die menschliche Sicherheit, ein (Kaczensky 1999; Linnell *et al.* 2002, 2005; Skogen 2003; Skogen & Kränge 2003; Swenson *et al.* 1999). Die Rückkehr der großen Raubtier kann auch ernsthafte Proteste in ländlichen Kommunen auslösen, was potentiell negative Konsequenzen für die Erhaltung der Biodiversität insgesamt haben kann. Die erfordert eine sehr pragmatische Herangehensweise beim Management großer Raubtiere (Breitenmoser 1998; Boitani 2003; Linnell *et al.* 2005; Skogen *et al.* 2003). Es ist deshalb konstruktiv die Hauptziele der Richtlinie 92/43/EWG (Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie) eingehend zu betrachten. Diese legen deutlich das Hauptziel, die biologische Vielfalt in der Gemeinschaft zu bewahren und zu erhalten und einen günstigen Erhaltungszustand der Arten und Habitate anzustreben, fest. Sie stellen aber auch deutlich klar, dass der Bezug zu anderen ökonomischen, sozialen und kulturellen Erfordernissen, insbesondere eine nachhaltige Entwicklung zu erreichen, bei der Entscheidung über die zu ergreifenden Maßnahmen, berücksichtigt werden muss. Wir interpretieren das so, dass dies die Möglichkeit bestimmter Kompromisse, in Bezug auf die zur Erhaltung der Großraubtiere zutreffenden Maßnahmen, einschließt, um die menschlichen Interessen zu berücksichtigen, auch wenn das Hauptziel der Richtlinie ganz deutlich die Erhaltung der Biodiversität ist.

Wenn wir die großen Raubtiere betrachten, ist es wichtig sich zu vergegenwärtigen, wo wir bezüglich ihrer Bewahrung in Europa stehen. In den 1960er und 1970er Jahren hatten die Raubtierpopulationen insgesamt ihren absoluten Tiefstand erreicht und die Erhaltung in diesem Stadium bestand darin, die verbliebenen Populationen vor der Ausrottung zu bewahren. Glücklicherweise haben wir dieses Stadium für viele, aber nicht alle, Populationen hinter uns gelassen und versuchen nun Managementmodelle zu entwickeln, die eine nachhaltige Koexistenz von Großraubtieren und Menschen in multifunktionalen Landschaften sicherstellen. Jetzt da sich viele Populationen wieder ausbreiten, wird die Herausforderung darin bestehen, mit diesem Erfolg zu leben (Swenson *et al.* 1998). Der springende Punkt, um das europaweite Ziel der Erhaltung großer Raubtiere zu erreichen, ist die Notwendigkeit einer flexiblen und pragmatischen Herangehensweise bezüglich der Mechanismen, die zur Erreichung diese Ziels eingesetzt werden (Boitani 2003). In einem kulturell und ökologisch facettenreichen Kontinent wie Europa, erfordert dies die Anwendung verschiedener Ansätze in verschiedenen Bereichen. Wir empfehlen deshalb das Prinzip „Freiheit innerhalb von Rahmen“ (Linnell 2005). Wenn übergreifende Ziele und Grundsätze auf einer zentralen europäischen Ebene festgelegt und populationsspezifische Managementpläne entwickelt werden, sollte es möglich sein, ein großes Maß an Flexibilität auf dem Niveau der Subpopulationen oder Managementeinheiten zu erlauben, um diese in einer mit lokalen Traditionen, Bedingungen und Konflikten vereinbaren Weise, umzusetzen. Mit anderen Worten, solange die Ziele auf einer oberen Ebene entschieden werden, sollte es eine gewisse Flexibilität bei der Anpassung der angewandten Mittel auf einer mehr lokalen Ebene geben. Innerhalb sehr großer Populationen gibt es einen viel größeren Spielraum für unterschiedliche Ansätze und Handlungsfreiheit, als in kleinen Populationen. Allerdings ist die untere Grenze immer die Notwendigkeit, sich nach der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie zu richten, um einen günstigen Erhaltungszustand zu erreichen und zu erhalten.

Die Erholung vieler Populationen der Großraubtiere während der letzten Jahrzehnte hat gezeigt, dass sie in Bezug auf viele menschliche Aktivitäten recht widerstandsfähig sind. Ihre Erhaltung bedeutet nicht, dass jedes Individuum geschützt werden muss oder dass alle menschlichen Nutzungen ihres Habitats ausgeschlossen sind. Es gibt allerdings Grenzen sowohl für den Grad als auch die Art und Weise der Ausnutzung ihrer Habitate durch den Menschen, die Raubtiere tolerieren können. Um die Entscheidungsträger im Prozess der Erstellung lokal angepasster Managementsysteme zu leiten, hat die Initiative Großraubtiere



für Europa eine Reihe von grundsätzlichen Festlegungen (siehe Anhang 2) erarbeitet, die ein breites Spektrum für die Erhaltung der Großraubtiere relevanter Maßnahmen umfassen. Insgesamt bieten diese einen Überblick über die existierenden Managementoptionen, die mit der Erhaltung der großen Raubtiere vereinbar sind. Diese Festlegungen beruhen auf einer Zusammenstellung der neuesten wissenschaftlichen Forschungen und einer beträchtlichen Zahl von Erfahrungen, die in Europa über Erhaltung, Management und Wiederherstellung der Großraubtierpopulationen existieren.

Die Themenfelder, zu denen wir in dieser Phase Leitlinien zur Verfügung stellen, umfassen:

- Kontrolle durch Tötung und Jagd auf große Raubtiere;
- Wolf-Hund-Hybridisierung
- Forstwirtschaft
- Umsiedlung
- Aussetzung in Gefangenschaft gezüchteter Großraubtiere;
- Kompensationssysteme;
- Monitoringmethoden.



5. Verfahrensweisen zur Anwendung des günstigen Erhaltungszustands für Großraubtiere

5.1. Hintergrund und Quellen

Seit seiner Einführung ist das Hauptziel der Artenschutzkonvention in der EU, das Konzept des günstigen Erhaltungszustandes (FCS), viel diskutiert worden. Die Hauptdiskussion dreht sich darum, wie es für so unterschiedliche Arten wie Flechten und Luchse unter den verschiedenen Bedingungen, die die Natur Europas ausmachen, anwendbar gemacht werden kann. Der folgende Abschnitt ist unser Versuch, das FCS-Konzept auf die großen Raubtiere anzuwenden. Die Argumentation beruht auf einer Kombination aus Forschung und der Einschätzung von Experten. Um die Übereinstimmung mit anderen Erhaltungsaktivitäten innerhalb der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie sicherzustellen, haben wir versucht sie auf den neuesten Definitionen und Interpretationen, die von der EU verwendet werden, aufzubauen. Wir haben sie folgenden Dokumenten entnommen:

- Bewertung, Monitoring und Berichterstattung des Erhaltungszustands – Vorbereitung des Berichts nach Art. 17 der FFH-Richtlinie für den Zeitraum von 2001-2007 (DocHab-04-03/03 rev3).
- Bewertung, Monitoring und Berichterstattung nach Art. 17 der FFH-Richtlinie: Erläuterungen und Leitlinien (Abschließender Entwurf November 2006).
- Leitfaden für den strengen Schutz der Tierarten von gemeinschaftlichem Interesse nach der FFH-Richtlinie 92/43/EWG (Entwurf 5. April 2006)
- Abschlussbericht der Arbeitsgruppe Artikel 12 "Beitrag zur Interpretation des strengen Artenschutzes – FFH-Richtlinie Artikel 12 "(Abschließende Version April 2005).

Wir haben uns auch in erheblichen Umfang auf das folgende Diskussionspapier des Europäischen Habitats Forums zur FFH-Richtlinie bezogen: „Auf dem Weg zu einem europäischen Biodiversitätsmonitoring“

http://www.panda.org/about_wwf/what_we_do/species/news/index.cfm?uNewsID=70720

Die Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie ist jedoch nicht der einzige in Europa gültige Akt zur Umweltgesetzgebung, da alle EU-Mitgliedstaaten und die meisten anderen europäischen Länder auch die Berner Konvention (Übereinkommen über die Erhaltung der europäischen wildlebenden Pflanzen und Tiere und ihrer natürlichen Lebensräume), die Bonner Konvention (Übereinkommen zur Erhaltung wandernder wild lebender Tierarten) und die Konvention zur Biodiversität unterzeichnet haben. Außerdem haben die meisten europäischen Länder die Verfahren der Roten Liste der IUCN übernommen. Um potentielle Widersprüche zwischen den unterschiedlichen Rechtsvorschriften zu vermeiden und die Zusammenarbeit mit Nachbarstaaten, die nicht EU-Mitglieder sind, zu erleichtern, haben wir versucht die Richtlinien so zu entwickeln, dass sie mit allen vorhandenen Regelwerken der internationalen Konventionen im Einklang stehen.

Die zentrale Herausforderung, die mit der Entwicklung von Verfahren zur Anwendung des FCS-Konzepts verbunden ist, ist es, die Verbindung zwischen dem philosophischen, politischen und rechtlichen Konzept des FCS, dem biologischen Konzept der lebensfähigen Population, anderen Formen zur Klassifizierung des Artenstatus, den spezifischen Verteilungsmustern und der Biologie der Großraubtiere, herzustellen.

5.2. Die Konzepte der Lebensfähigkeit von Population

Das Konzept der lebensfähigen Population besteht aus zwei allgemein anerkannten und sich gegenseitig beeinflussenden Bestandteilen: dem genetischen und dem demografischen (Beissinger & McCullough 2002). Die demografische Lebensfähigkeit beschäftigt sich mit der Berechnung der Wahrscheinlichkeit, ob eine Population einer gegebenen Größe innerhalb



einer bestimmten Zeitspanne aussterben wird. Die Theorie zur Analyse der demografischen Lebensfähigkeit (PVA) ist gut erforscht, verfügt über ein breites Feld mathematischer Modelle und viele publizierte Beispiele, bei denen empirische Daten aus Feldstudien mit diesen Modellen verarbeitet wurden. Allerdings wurde bisher keine Einigkeit über die am besten geeigneten Modelle, Wahrscheinlichkeitsgrenzen und Zeithorizonte, die für die Bestimmung der „Lebensfähigkeit“ berücksichtigt werden sollten, erzielt, mit Ausnahme derjenigen, die in der Roten Liste der IUCN enthalten sind. Auch für diese Standards, können Details der Modelle das Ergebnis beeinflussen; einschließlich der Art und Weise wird die Abhängigkeit von der Dichte berücksichtigt, Unsicherheitsaspekte bei der Parametereinschätzung und der Art und Weise, wie demografische und ökologische Variabilität in diese Modelle einbezogen wird. (Bessinger & McCullough 2002; Sjögren-Gulve & Ebenhard 2000; Sæther & Engen 2002). Auch mit denselben Eingangsparametern können unterschiedliche Softwarepakete sehr unterschiedliche Ergebnisse produzieren (Mills *et al.* 1996). Außerdem gibt es in der Wissenschaftsgemeinschaft ein fortlaufende Debatte darüber, in welchem Umfang die Analyse der Populationslebensfähigkeit dazu benutzt werden sollte, Ziele oder Minimumniveaus (MVP) für die Lebensfähigkeit einer Population in der realen Welt festzulegen (Allendorf & Ryman 2002; Brook *et al.* 2000, 2002; Coulson *et al.* 2001; Ellner *et al.* 2002; Morris *et al.* 2002; Ralls *et al.* 2002; Reed *et al.* 2002). Als Folge davon, betrachten viele Artenschutzbiologen die PVA für die Erforschung relativer Effekte verschiedener Szenarien als am besten geeignet, eher, als für die Festsetzung absoluter Ziele, außer in recht allgemeinen Begriffen. Jedoch stärkt die Summierung der Fallstudien und Felddaten fortlaufend die Grundlagen für die Anwendung der PVA bei der Planung von Erhaltungsmaßnahmen. Zudem stellt die Durchführung der PVA einen transparenten Prozess zur Verfügung, in dem Annahmen klar dargelegt werden und offen sind, für Kontrolle und Widerlegung und damit zur Nachprüfung (Chapron & Arlettaz 2006). Ein großes Risiko, das mit der PVA verbunden ist, besteht darin, Prognosen aufzustellen, die zu weit in die Zukunft reichen. Dieses Problem kann minimiert werden, wenn eine Population kontinuierlich überwacht wird, entweder durch Zählung oder durch Indexmethoden, wie sie in adaptiven Managementprozessen möglich sind, bei denen das Management an die Veränderungen des Populationszustands angepasst werden kann (Ludwig & Walters 2002). Dies ermöglicht eine größere Stabilität des Managementsystems und erlaubt es, Ziele und Managementmaßnahmen anzupassen, wenn Erfahrungen hinzukommen oder sich die Situation ändert. Deshalb ist es möglich, falls eine fehlerhafte PVA zu einer schlechten Schätzung für ein MVP führt, das Management anzupassen, bevor eine Population dem Aussterben entgegengeht (Soulé 1987). Insgesamt gibt es viele Beispielfälle für die Anwendung der PVA zur Definition von Artenschutzzielen (Carroll *et al.* 2006; Tear *et al.* 2005), jedoch sollten all die Vorbehalte, die mit ihrer Anwendung für diesen Zweck verbunden sind, nicht vergessen werden.

Die „genetische Lebensfähigkeit“ ist mit der langfristigen Erhaltung der genetischen Variabilität, dem evolutionären Potential und der Vermeidung von Inzucht verbunden (Allendorf & Ryman 2002). Auch wenn die Theorie dieses Konzepts gut entwickelt ist, gibt es doch wenige empirische Beispiele und Schätzungen der Parameter. Allerdings impliziert die Existenz einiger gut dokumentierter Fälle von Inzuchtdepression bei Großraubtieren, sowohl in Gefangenschaft als auch in freier Wildbahn (Bensch *et al.* 2006; Laikre & Ryman 1991, Laikre *et al.* 1993, 1996; Liberg *et al.* 2005), dass diese ein wichtiges Problem bei der Betrachtung der langfristigen Aspekte der Lebensfähigkeit ist. In Ermangelung guter empirischer Daten, benutzen einige Experten immer noch die so genannte 50/500 Daumenregel (die effektive Populationsgröße⁷, die zur kurz- und langfristigen Vermeidung des Verlusts genetischer Variabilität und Inzucht notwendig ist), auch wenn die Grundlage dafür zu schwach ist (hauptsächlich beruhend auf Studien bei der Viehzucht und mit

⁷ Die effektive Populationsgröße ist ein Konzept der Populationsgenetik das grundsätzlich auf die Anzahl der Individuen (beider Geschlechter), die tatsächlich genetische Variabilität zur Populationsgröße beitragen, Bezug nimmt; die Zahl wird von vielen Faktoren beeinflusst (Geschlechterverhältnis, Überschneidung der Generationen, Schwankungen beim reproduktiven Erfolg, Populationsfluktuation). Deshalb ist sie normalerweise substanziiell niedriger, als die totale Populationsgröße und noch geringer, als die Anzahl der geschlechtsreifen Individuen, da nur diese einen potentiellen Beitrag zur genetischen Variabilität leisten können.



Fruchtfliegen) und manche Experten glauben, dass die Werte eine Größenordnung höher sein sollten (Franklin & Frankham 1998; Lynch & Lande 1998). Ein anderes komplexes Problem betrifft das Verhältnis zwischen der effektiven Populationsgröße und der totalen Populationsgröße, die bisher nur für sehr wenige Populationen großer Säugetiere geschätzt wurde – das jedoch wahrscheinlich bei 10% bis 20 % der Gesamtpopulationsgröße liegen dürfte. Trotz der vielen Unsicherheiten, ist die Hauptschlussfolgerung, dass zur Erhaltung der genetischen Lebensfähigkeit normalerweise eine sehr viel größere Population nötig ist, als für die demografische Lebensfähigkeit. In Anbetracht des enormen Raumbedarfs und der geringen Dichte der Großraubtiervorkommen, ist die wichtigste praktische Schlussfolgerung zur Erhaltung der genetischen Lebensfähigkeit, dass eine größtmögliche Verbundenheit der Populationen sichergestellt werden muss (Liberg *et al.* 2006; Miller & Waits 2003).

Zusätzlich zu den genetischen und demografischen Komponenten der Lebensfähigkeit, gibt es einen weniger anerkannten Bestandteil. In Übereinstimmung mit den modernen Definitionen der Biodiversität, die sich auf die drei Ebenen der Gene, der Art und des Ökosystems konzentrieren (wie sie beispielsweise in der Konvention zur Biodiversität definiert ist)⁸, bezieht sich das Konzept der ökologischen Lebensfähigkeit auf die Interaktion der Arten mit ihrer Umwelt. Für die großen Raubtiere umfasst dies, das Erfordernis einer Umwelt, die alle Bestandteile enthält, die Großraubtiere zum Überleben brauchen (z.B. Beutearten, Deckung, Höhlen für Bären) bezieht sich aber auch darauf, in welchem Maß die Arten ihre Umwelt beeinflussen. Für die Raubtiere bedeutet das zumindest einen Einfluss auf die Beutepopulationen. Die Notwendigkeit, die Interaktion zwischen den Arten zu erhalten, hat in Amerika in den letzten Jahren viel Aufmerksamkeit bekommen, das Fazit ist, dass die Erhaltung der ökologischen Lebensfähigkeit ein weit größere Anzahl an Tieren erfordert, als nur einfach die minimale überlebensfähige Population (Soulé *et al.* 2003, 2005; Tear *et al.* 2005). Dies ist mehr ein konzeptioneller, als ein quantitativer Aspekt der Lebensfähigkeit, insbesondere auf einem Kontinent wie Europa, wo kaum ein Prozess als rein „natürlich“ betrachtet werden kann, aber er richtet den Fokus auf die Notwendigkeit, dass die Arten einen Lebensraum haben müssen und zwingt zur Beachtung der Wirkungen, die diese Arten auf die anderen Bestandteile des Habitats haben (Andersen *et al.* 2006). Am wichtigsten ist es, anzuerkennen, dass das Beutemachen ein natürlicher Prozess ist, der es wert ist ein Erhaltungsziel zu sein, viel mehr, als bloß eine minimale Anzahl von Tieren, isoliert von ihrer ökologischen Rolle, am Leben zu erhalten (Linnell *et al.* 2005). Mit anderen Worten, Artenschutz ist mehr, als nur Arten vor dem Aussterben zu bewahren.

Innerhalb der hierarchischen Betrachtungsweise des Populationskonzepts, wie wir es oben dargestellt haben, ist das Problem der demografischen und ökologischen Lebensfähigkeit hauptsächlich bei der Population angesiedelt, wohingegen die genetische Lebensfähigkeit bei der Metapopulation sichergestellt werden muss (wovon möglicherweise einige der größten Populationen ausgenommen werden können)

5.3. Verbindung der Konzepte günstiger Erhaltungszustand und Lebensfähigkeit

Der günstige Erhaltungszustand (FCS) ist in Art. 1 der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie wie folgt definiert:

„Erhaltungszustand einer Art: die Gesamtheit der Einflüsse, die sich langfristig auf die Verbreitung und die Größe der Populationen der betreffenden Arten in dem in Artikel 2 bezeichneten Gebiet auswirken können. Der Erhaltungszustand wird als „günstig“ betrachtet, wenn

- aufgrund der Daten über die Populationsdynamik der Art anzunehmen ist, dass diese Art ein lebensfähiges Element des natürlichen Lebensraumes, dem sie angehört, bildet und

⁸ "Biologische Vielfalt bedeutet die Variabilität unter lebenden Organismen jeglicher Herkunft, darunter unter anderem Land-, Meeres- und sonstige aquatische Ökosysteme und die ökologischen Komplexe, zu denen sie gehören; dies umfasst die Vielfalt innerhalb der Arten und zwischen den Arten und die Vielfalt der Ökosysteme"



langfristig weiterhin bilden wird, und

- das natürliche Verbreitungsgebiet dieser Art weder abnimmt noch in absehbarer Zeit vermutlich abnehmen wird und

- ein genügend großer Lebensraum vorhanden ist und wahrscheinlich weiterhin vorhanden sein wird, um langfristig ein Überleben der Populationen dieser Art zu sichern.“

DocHab-04-03/03 rev3 und die Leitliniendokumente fordern, dass der FCS auf zwei günstigen Hauptreferenzwerten (FRV) beruhen soll – dem des günstigen natürlichen Verbreitungsgebiets (FRR) und dem der günstigen Referenzpopulation (FRP), die wie folgt erklärt werden:

günstiges natürliches Verbreitungsgebiet = „Gebiet innerhalb dessen alle für eine biogeografische Region bedeutenden ökologischen Variationen des Lebensraums/der Art vorkommen und das groß genug ist, um das langfristige Überleben des Lebensraums/der Art zu ermöglichen. Als günstiger Referenzwert muss ein sowohl in Bezug auf Größe als auch Verteilung zumindest dem Verbreitungsgebiet zur Zeit des Inkrafttretens der Richtlinie entsprechendes Gebiet herangezogen werden. War das Verbreitungsgebiet nicht von ausreichender Größe, um einen günstigen Erhaltungszustand zu ermöglichen, sollte der Referenzwert für das günstige Verbreitungsgebiet dies berücksichtigen und größer sein (in einem solchen Fall kann es sinnvoll sein, bei der Abgrenzung des günstigen Verbreitungsgebiets auf Informationen über die historische Ausdehnung und Verteilung zurückzugreifen); Eine Experteneinschätzung nach den besten fachlichen Erkenntnissen („best expert judgement“) kann in Ermangelung anderweitiger Daten herangezogen werden.“

und

günstige Referenzpopulation = „Die in einer gegebenen biogeografischen Region zur Sicherstellung des langfristigen Fortbestands der Art als minimal erforderlich erachtete Populationsgröße; der günstige Referenzwert muss mindestens der bei Inkrafttreten der Richtlinie vorliegenden Populationsgröße entsprechen; bei der Definition des günstigen Gesamtbestands kann es sinnvoll sein, Informationen zur historischen Verbreitung/Population mit heranzuziehen. Eine Experteneinschätzung nach den besten fachlichen Erkenntnissen („best expert judgement“) kann in Ermangelung anderweitiger Daten herangezogen werden.“

Obwohl die Definitionen des FCS und FRV viele Formulierungen enthalten, die bei Lebensfähigkeitsanalysen verwendet werden, gibt es einige größere Herausforderung bei der Operationalisierung des Konzepts, da die Richtlinie nicht die Anzahl der Jahre definiert, wenn sie von „langfristig“ oder „in absehbarer Zukunft“ spricht oder den genauen Prozentsatz der Wahrscheinlichkeit der bei „wahrscheinlich andauern“ gemeint ist. Es ist kaum überraschend, das ein Richtlinienentwurf, wie jeder Rechtstext, nicht auf wissenschaftlichen Definitionen basiert, sondern dazu gedacht ist, Aussagen zu allgemeinen Prinzipien zu machen – in diesem Fall, das die EU die Absicht hat ihre Tierarten und Habitate für die Zukunft zu erhalten. Außerdem ist sie eine gemeinsame Stellungnahme für alle Tier- und Pflanzenarten, die den europäischen Kontinent besiedeln. Auch wenn Wissenschaftler diesen Fakt kritisieren mögen, würde es kaum realistisch sein, dies anders zu handhaben.

Das Leitliniendokument „Bewertung, Monitoring und Berichterstattung des Erhaltungszustands – Vorbereitung des Berichts nach Art. 17 der FFH-Richtlinie“ geht indes einen Schritt weiter und weist auf die potenzielle Verbindung zwischen dem formalen Konzept der lebensfähigen Minimumpopulation (MVP) und der günstigen Referenzpopulation hin. Das Dokument legt fest (S.19): „Da es jedoch als Konzept zur Schätzung der MVP eher für die Abschätzung des Aussterberisikos benutzt wird, kann es nur als Ersatz für die niedrigste tolerierbare Populationsgröße dienen. Die MVP ist per definitionem von dem Populationsniveau, das als günstiger Erhaltungszustand betrachtet wird, verschieden – und in der Praxis niedriger.“ Das bedeutet mit anderen Worten, dass eine Population, um ihr



günstiges natürliches Verbreitungsgebiet zu erreichen, mindestens größer als die MVP sein muss, aber die Richtlinie enthält die klare Intention, die Populationen in signifikant größerem Maß zu erhalten, als es für die Verhinderung des Aussterbens notwendig ist. Dieses Leitliniendokument regt weiterhin an, dass es nützlich sein könnte, die Populationsgröße zu schätzen, „wenn das potenzielle Verbreitungsgebiet mit einer optimalen Populationsdichte besiedelt ist“, was in den meisten Fällen weit mehr als die MVP sein dürfte – aber es kann auch Fälle geben, wenn ein passendes Habitat fehlt, in denen das potenzielle Verbreitungsgebiet kleiner ist, als zur Aufnahme der MVP notwendig. Dies könnte deshalb bedeuten, dass die FFH-Richtlinie einen FRP verlangt, der größer als die MVP ist und potentiell an das Niveau heranreicht, welches das Habitat tragen kann (bei optimaler Dichte). Es sollte daher nicht kleiner ausfallen, als zum Zeitpunkt des Inkrafttretens der Richtlinie.

Obwohl die Richtlinie und ihre Leitliniendokumente nicht explizit spezifizieren, ob sie demografische oder genetische Komponenten der Lebensfähigkeit berücksichtigen, werden wir unseren Vorschlag auf die Annahme stützen, dass die Definitionen der Biodiversität der FFH-Richtlinie mit denen der Biodiversitätskonvention übereinstimmen. Deshalb stützen wir diesen Vorschlag auf die Annahme, dass die Art der Lebensfähigkeit, auf die die Richtlinie abzielt, sowohl lang- als auch kurzfristige genetische Komponenten berücksichtigt und das die Bedeutung der Interaktion der Arten (z.B. ihre ökologische Lebensfähigkeit) anerkannt wird. Diese Art der Lebensfähigkeit erfordert sehr große Populationsgrößen – obwohl, wie wir bereit früher diskutiert haben, der Stand der Wissenschaft derzeit nicht ausreicht, um mehr als allgemeine Leitlinien, über das Erfordernis effektiver Populationsgrößen von mehreren hundert sich reproduzierender Individuen hinaus, zur Verfügung zu stellen.

5.4. Ein anwendbarer Vorschlag zur Definition einer günstigen Referenzpopulation

Auf Grund der obigen Diskussion, scheint die absolute Untergrenze für die günstige Referenzpopulation (FRP) etwas größer, als die lebensfähige Minimumpopulation zu sein. Es ist deshalb wichtig, diese Untergrenze detaillierter zu bestimmen. Einer der am weitesten verbreiteten internationalen Standards für das Aussterberisiko und den Zeitrahmen für die MVP ist zurzeit die Rote Liste der IUCN Kriterium E. Gemäß Kriterium E der Roten Liste der IUCN ist eine Population nicht vom Aussterben bedroht, wenn die Wahrscheinlichkeit ihres Aussterbens über 100 Jahre weniger als 10 % beträgt (IUCN 2003, 2006). Dies bedeutet, dass die Population nicht länger unter eine der Hauptgefährdungskategorien (vom Aussterben bedroht, stark gefährdet, Verletzlich) und stattdessen unter die IUCN-Kategorien „potenziell gefährdet“ und „nicht gefährdet“ fällt. „Potenziell gefährdet“ ist keine formelle Gefährdungskategorie und die Erhaltung von Arten auf dieser Ebene sollte einen belastbaren Richtwert für die Größe der Minimumpopulation liefern. Da dies zurzeit der am weitesten verbreitete Standard ist, ist es wichtig, darauf hinzuweisen, dass viele Artenschutzbiologen diesen als zu liberal betrachten und stattdessen empfehlen, dass das akzeptable Risikoniveau 5 % oder weniger über 100 Jahre betragen sollte (Soulé 2002). Eine kurze Durchsicht der PVA Literatur deutet darauf hin, dass das 5 % in 100 Jahren Kriterium deutlich verbreiteter ist, als der IUCN Wert von 10 %.

Um jedoch eine robuste PVA zur Berechnung der Aussterbewahrscheinlichkeit durchführen zu können, sind große Datenmengen erforderlich, einschließlich der demografischen Stochastizität, Inzuchtdepression, ökologische Schwankungen und der Effekte seltener Katastrophen; diese Daten können normalerweise nur durch viele Jahre oder Jahrzehnte teurer und umfassender Feldforschung gewonnen werden. Dies spiegelt sich in der Tatsache wider, dass bisher nur sehr wenige PVA für die großen Raubtiere Europas durchgeführt wurden, die auf aktuellen Felddaten beruhen. Beispiele die individuenbasierte demografische Daten verwenden sind: Andrén & Liberg 1999 für den Luchs in Skandinavien; Sæther *et al.* 1998 für die skandinavischen Bären; Sæther *et al.* 2005 für die Vielfraße in Skandinavien; und Wiegand *et al.* 1998 für ein Beispiel, dass Zählraten kantabrischer Bären benutzt. Abgesehen von diesen wenigen Beispielen, beruhen die anderen PVA auf der Verwendung



einer Vielzahl plausibler Daten oder Daten aus anderen Studien oder von Tieren in Gefangenschaft (e.g. Chapron *et al.* 2003a,b; Ebenhard 2000; Kramer-Schadt *et al.* 2005; Nilsson 2003). Diese Versuche sollten jedoch wirklich nur als sehr informative, ernsthafte Gedankenexperimente, über das was möglich ist, verstanden werden – denn als eindeutige Populationsanalysen, die als Grundlage für das Management kleiner bedrohter Populationen gebraucht werden. Die demografischen Parameter können zwischen den Populationen und Jahren variieren, abhängig vom Klima, Habitat, Nahrungsangebot, Populationsdichte, lokalen Anpassungen und Managementmaßnahmen (Mech & Boitani 2003; Sæther *et al.* 1998). Die bisher durchgeführten PVA deuten darauf hin, dass die Raubtierpopulationen beim Überleben der adulten Tiere sehr sensibel auf Veränderungen reagieren. Feldstudien zeigen, dass diese Parameter sehr stark von menschlichen Aktivitäten beeinflusst werden, einschließlich von Wilderei. Das Ausmaß der Wilderei festzustellen, ist sehr schwierig, auch wenn intensive Studien dazu durchgeführt werden, und variiert extrem stark zwischen den Regionen (z.B. Andrén *et al.* 2006). Daten von einer Situation auf eine andere zu übertragen, ist deshalb sehr riskant. Das Durchspielen verschiedener Szenarien führt zu informativeren Ergebnissen, bei denen die Folgen der Unterschiede in den Parameterschätzungen besser erkennbar sind (e.g. Chapron *et al.* 2003a, b). Vorausgesetzt, dass die Artenverteilung und die potenzielle Artenverteilung innerhalb des Verbreitungsgebietes einer Population uneinheitlich sein können, würde eine PVA erheblich realistischer werden, wenn sie in einer räumlich eindeutigen Weise durchgeführt werden könnte.

In Ermangelung ausreichender arten- und populationsspezifischer Daten für die Durchführung einer belastbaren PVA, ist es möglich ein anderes Kriterium der IUCN zur Lebensfähigkeit zu verwenden, das auf der geschätzten Anzahl geschlechtsreifer Individuen⁹ in der Population beruht. Bei Kriterium D liegt der Grenzwert bei den globalen Kriterien für „potenziell gefährdet“ bei mehr als 1000 geschlechtsreifen Individuen in der Population. Dieser Wert wurde auf der Grundlage einer Vielzahl von Analysen und Experimenten für ein breites Spektrum von Arten ermittelt und wird für die meisten Arten als belastbar angesehen. Generell sind die IUCN-Kriterien für Bewertungen auf globaler Ebene gedacht. Wenn diese auf regionale Bewertungen angewandt werden, ist das Verfahren so, dass die globalen Kriterien auf jede regionale Population angewandt werden und überprüft wird, ob die untersuchte Population in solchem Ausmaß mit den benachbarten Populationen verbunden ist, dass die Immigration einen signifikanten demografischen Effekt auf die Aussterbewahrscheinlichkeit der Population hat (Gärdenfors *et al.* 2000, 2001; IUCN 2003). Falls eine Population in einem solchen Ausmaß verbunden ist, das die sich daraus ergebene kombinierte Population das Minimum für den Gefährdungswert überschreitet (z.B. nicht die VU-Kriterien erfüllt), kann die Gefährdungskategorie um eine Stufe herabgesetzt werden. Anders ausgedrückt, eine Population die isoliert als „verletzlich“ eingestuft wird, sinkt auf „potenziell gefährdet/nicht gefährdet“, wenn sie mit anderen verbunden ist und die Summe beider Populationen das erforderliche Minimum für die VU-Kategorie überschreitet. Grenzt allerdings die Population an ein Gebiet, das wie eine Senke¹⁰ funktioniert, könnte die Gefährdungskategorie potenziell erhöht oder zumindest nicht verändert werden. Für Einstufungen nach Kategorie D würde die sachgemäße Rückstufung bedeuten, dass Populationen die ausreichend vernetzt sind, um eine Zuwanderung mit demografischen Einfluss zu haben, im Prinzip nur 250 geschlechtsreife Individuen in der Population brauchen, um als nicht gefährdet gestuft zu werden. Es würde jedoch bei auf Kriterium E basierenden Einstufungen (PVA Ansatz) undurchdacht erscheinen, erst eine verfeinerte Analyse durchzuführen und dann eine umfassende Korrektur vorzunehmen. Lieber sollte das globale Kriterium von <10% Aussterberisiko in 100 Jahren beibehalten werden, aber das Modell sollte eine realistische Anzahl an zuwandernden Individuen erlauben.

⁹ Zu beachten ist, dass dies kein Äquivalent zum Konzept der effektiven Populationsgröße ist. Die Zahl der geschlechtsreifen Individuen umfasst die Individuen beider Geschlechter, die potenziell im reproduktionsfähigen Alter sind, verlangt aber nicht, dass sich alle aktiv reproduzieren.

¹⁰ Eine Senke ist eine Population, die nicht ohne Zuwanderung überleben kann – z.B. würde ihr Trend in der Isolation negativ sein. Solche Populationen tragen nicht positiv zum Wachstum der Gesamtpopulation bei – tatsächlich ziehen sie Tiere ab, die sonst einen Beitrag hätten leisten können.



Bei der Betrachtung der Verbundenheit, ist es wichtig die individuelle Ausbreitungsökologie der vier betreffenden Arten zu beachten (siehe Abschnitt 3). Diese Unterschiede müssen berücksichtigt werden, wenn eingeschätzt wird, in welchem Maß abgegrenzte Populationen verbunden sind. Ein Spezialfall der Verbindung ist die Umsiedlung von Tieren, um die Lebensfähigkeit von Populationen in Gebieten zu erhöhen, die wenig oder keine Möglichkeit zu einem natürlichen Austausch in naher Zukunft haben. Wir schlagen vor, dass diese Form der Verbindung akzeptiert wird, solange sie formal in einem Managementplan auf einer Ebene enthalten ist, die für diesen Zweck geeignet ist und in einer verantwortlichen, mit den aktuellen Leitlinien guter Praxis (im Moment werden diese von der IUCN Spezialgruppe zur Wiederansiedlung zur Verfügung gestellt) vereinbaren, Art und Weise durchgeführt wird.

Die MVP sollte ausreichen, um die Lebensfähigkeit (demografisch und genetisch) für jede vorgegebene Population einer Art, wie die Großraubtiere (die Methode kann bei Arten mit einer ganz anderen Lebensgeschichte weniger erfolgreich sein) kurz- und mittelfristig sicherzustellen, vorausgesetzt die Daten sind korrekt und die Bedingungen sind stabil. Die Leitliniendokumente zur FFH-Richtlinie legen fest, dass die MVP nur „ein Ersatz für die niedrigste tolerierbare Populationsgröße ist“ der in Betracht gezogen werden kann. Deshalb muss die MVP als absolut kleinste Populationsgröße betrachtet werden, die als vorläufiges Niveau für einen günstigen Erhaltungsstatus toleriert werden kann. Dies spiegelt die Tatsache wieder, dass die meisten PVA nicht immer genetische Information oder Katastrophenereignisse einbeziehen, wie beispielsweise den Ausbruch von Seuchen, wie Parvovirus oder Tollwut, von denen gut dokumentiert ist, dass sie einen potenziellen Einfluss auf die Populationen der Großraubtiere haben (Wilmers *et al.* 2006). Ein weiterer Grund, sich nicht zu sehr auf die Minimalzahlen zu verlassen, liegt in der Problematik, dass alle PVA Richtung und Rate der Veränderungen von Umweltbedingungen und demografischen Parametern über den gesamten Vorhersagezeitraum festlegen. (Soulé2002). Angesichts des vorhergesagten Einflusses der Klimaveränderungen, den fortlaufenden dramatischen Veränderungen der europäischen Umwelt (z.B. Infrastrukturentwicklung, Änderung der Landnutzung) und der Sozioökonomie, Verhaltensweisen und Werte (was die Wilderei und andere menschlichen Faktoren beeinflussen wird), ist diese Annahme wahrscheinlich falsch. Es ist deshalb entscheidend, verschiedene Parameter, die die Populationsgröße und Status wiedergeben, zu beobachten, um eine Anpassung der Ziele durch adaptive Managementansätze zu erlauben. Dieses Erfordernis ist bereits in den Definitionen der FFH-Richtlinie Art. 11 enthalten, wo sie ständiges Monitoring genannt wird. Außerdem ist es unwahrscheinlich, dass MVP, die hauptsächlich auf demografischen Überlegungen beruhen, ausreichen, um die Niveaus genetischer und ökologischer Lebensfähigkeit zu erreichen, von denen wir annehmen, dass die FFH-Richtlinie sie intendiert.

Wir empfehlen deshalb dringend, dass FRP auf einem deutlich höheren Niveau definiert werden, als auf den von PVA vorausgesagten Minimumniveaus. Diese Empfehlung stützt sich auf die beste verfügbare Forschung und die Intention der FFH-Richtlinie, was verdeutlicht wird durch (1) die verschiedenen Leitliniendokumente, die unterstreichen, dass FCS beabsichtigt ein positives Ziel zu verkörpern und nicht nur ein Minimum, (2) das wirkliche Langzeitüberlegungen die Beachtung genetischer Probleme erfordern und (3) die Richtlinie feststellt, dass die Arten ein lebensfähiger Teil ihres Lebensraums sein sollen, was einen gewissen Grad ökologischer Funktionalität bedeutet. Wir sind uns aber auch bewusst, dass der Alternativvorschlag, einen Maximalwert des FCS zu definieren, in der Form, dass auf dem Niveau das eintreten soll, alle potenziellen Habitate besetzt sind, im Fall der großen Raubtiere nicht umsetzbar wäre, insbesondere nicht für Arten wie den Wolf, der die meisten Habitate besiedeln kann, aber mit einer großen Zahl an Konflikten in Verbindung gebracht wird.(siehe Abschnitt 5.7 unten)

Zusammenfassend schlagen wir vor, dass eine günstige Referenzpopulation als Summe folgender Kriterien definiert wird:



- (1) Die Population muss mindestens so groß sein, wie beim Inkrafttreten der Habitat-Richtlinie¹¹ und
- (2) Die Population muss mindestens so groß (vorzugsweise viel größer) sein, wie die MVP, wie sie vom IUCN-Kriterium E definiert wird (Aussterberisiko basierend auf PVA mit <10% Aussterberisiko in 100 Jahren), oder Kriterium D (Anzahl der geschlechtsreifen Individuen).
- (3) Der Populationszustand wird ständig überwacht, unter Verwendung zuverlässiger Methoden.

5.5. Ein anwendbarer Vorschlag zur Definition eines günstigen Referenzverbreitungsgebietes

Das günstige Referenzverbreitungsgebiet (FRR) ist grundsätzlich das Gebiet, das notwendig ist, um die günstige Referenzpopulation aufzunehmen. Obwohl das relativ einfach klingt, gibt eine Reihe von Schlüsselproblemen, die beachtet und gelöst werden müssen.

Zuerst ist da das Problem der Habitatqualität. Große Raubtiere sind relativ tolerant gegenüber menschlichen Aktivitäten und Landnutzungsmustern. Sie stellen jedoch einige grundlegende Ansprüche in Form der Beutedichte, Bau/Wohnhöhle (insbesondere für Wölfe und Vielfraße) und Deckung. Es ist auch wichtig, sich der Tatsache bewusst zu sein, dass die Transportinfrastruktur sowohl ein Tötungsrisiko als auch eine potenzielle Barriere für die Bewegungen der Individuen darstellt (Kaczensky *et al.* 2003). Bevor ein Gebiet als FRR ausgewiesen wird, wäre es wünschenswert, eine geographische Bewertung (durch ein geografisches Informativsystem) seiner Eignung durchzuführen (Bessa-Gomes & Petrucci-Fonseca 2003; Corsi 1999; Doutaz & Koenig 2003; Kramer-Schadt *et al.* 2004; Lande *et al.* 2003; Molinari & Molinari-Jobin 2001; Posillico *et al.* 2004; Salvatori 2004; Zimmermann & Breitenmoser 2002).

Zweitens gibt es das Problem der Verbreitungsdichte. Das Niveau der Lebensfähigkeit, die in einer bestimmten Region erreicht wurde, hängt von der Zahl der Raubtiere in einem gegebenen Gebiet ab. Dieses wird im Allgemeinen von vielen Faktoren bestimmt. Ein breites Spektrum von Umweltfaktoren, das mit der Habitatqualität und der Beutedichte verknüpft ist, bestimmt das Potenzial der ökologischen Tragfähigkeit einer Region (Herfindal *et al.* 2005). Ein Hauptfaktor von entscheidender Bedeutung für Arten wie die Großraubtiere, die viele Konflikte mit menschlichen Interessen verursachen können, ist die gesellschaftliche Tragfähigkeit (Decker *et al.* 2001). Dies bezieht sich auf die Bereitschaft der lokalen Gemeinden, die Anwesenheit großer Raubtiere zu akzeptieren und die ökonomischen und sozialen Kosten dieser Präsenz zu tragen (z.B. Schäden am Viehbestand, Kompensation für verringerte Jagdausbeute, Angst). Alle unsere Untersuchungen, weisen darauf hin, dass dies das alles entscheidende Element für die Erhaltung der großen Raubtiere in Europa ist und es ist in der Praxis wahrscheinlich der übergreifende limitierende Faktor, der die potenzielle Verteilung und Dichte der Arten in Zukunft bestimmt (Linnell *et al.* 2005; Andersen *et al.* 2006). Da zu erwarten ist, dass die gesellschaftliche Tragfähigkeit eng mit dem Konfliktniveau verbunden ist, wird es große Unterschiede in Europa geben, die von den lokalen Traditionen, der sozioökonomischen Situation, den Erfahrungen, die die lokale Bevölkerung im Zusammenleben mit Raubtieren hat, und der Art und Weise wie die großen Raubtiere gemanagt werden, abhängen (Bath & Majic 2001). Während der Umfang der Forschung zur menschlichen Dimension bezüglich großer Raubtiere in Europa ständig wächst, ist es doch notwendig, dass sie sich in Zukunft zu einer Wissenschaft entwickelt, die präzise Voraussagen machen kann, auch wenn bereits einige allgemeine Prinzipien für eine gesteigerte gesellschaftliche Akzeptanz existieren. Die gesellschaftliche Tragfähigkeit wird wahrscheinlich unter der ökologischen Tragfähigkeit liegen. Die Maximierung der lokalen

¹¹ Dieses Erfordernis kommt aus den Leitliniendokumenten und ist daher formal nicht bindend. Nach vielen Diskussionen sind wir der Meinung, dass dieser Grundsatz ein Teil der allgemeinen Definition des günstigen Erhaltungszustands bleiben sollte – aber, dass Ausnahmen zulässig sein sollten, solange diese nicht im Widerspruch zu den anderen Erfordernissen von FRP, FRR und FCS stehen – z.B. muss die Population lebensfähig sein und die Verbundenheit erhalten bleiben. Bei sorgfältig geplanten Managementmaßnahmen kann es akzeptabel sein, die Populationsgröße als Ausnahmemassnahme zu reduzieren.



Dichte sollte deshalb nicht automatisch als Ziel an sich betrachtet werden, da eine hohe Populationsdichte oft mehr Konflikte mit den ländlichen Kommunen mit sich bringt. Im Gegensatz dazu, könnte eine Reduzierung der Population auf ein Niveau, das niedriger ist als das, das potenziell erreicht werden könnte, auch die Intensität der lokalen Konflikte senken. Als Folge dieses Prinzips wird sich der ökologische Einfluss der Großraubtiere auf die Beutepopulationen reduzieren, was streng genommen auch ihre ökologische Lebensfähigkeit verringert. Im europäischen Kontext jedoch, wo, wenn überhaupt, nur wenige Naturräume wirklich wild sind, müssen wir uns eine pragmatische Einstellung bei der Zielsetzung zu Eigen machen, bei der die Aufgabe der ökologischen Funktionalität zu Gunsten des Ziels der demografischen und genetischen Lebensfähigkeit etwas reduziert wird. Da jedoch dieser Effekt kontextabhängig sein könnte, sind durchaus Fallgestaltungen denkbar, in denen das Konfliktniveau durch Konzentration der Raubtiere auf ein begrenzteres Gebiet gesenkt wird, weil weniger Menschen ihrer Anwesenheit ausgesetzt sind (Linnell *et al.* 2005). Die genaue Art des Konflikts und der Stellenwert, der den verschiedenen Konflikten beigemessen wird, wird die optimale Strategie für eine bestimmte Region beeinflussen. Ein zentrales Ziel dieser Richtlinien ist, dass ein strenges, aber die Öffentlichkeit wahrnehmendes, Management die gesellschaftliche Tragfähigkeit steigern sollte.

Das dritte Problem ist die Verbundenheit. Die Erreichung einer langfristigen Lebensfähigkeit wird verbessert, wenn die Populationen mit einander verbunden sind (Liberg *et al.* 2006). Zwei Populationen gleicher Größe, die miteinander verbunden sind, haben eine viel größere gemeinsame Lebensfähigkeit, als jede für sich allein hätte. Anders gesagt, die Verbundenheit steigert den Grad der Lebensfähigkeit je Einheit eingesetztem Erhaltungsaufwand. Als Daumenregel kann der Austausch wenigstens eines genetisch wirksamen Migranten je Generation, als Quantifikation für das Mindestmaß an Verbundenheit zum Zwecke der Inzuchtvermeidung, verwendet werden, obwohl höhere Migrationsraten nötig sind, um einen demografischen Effekt zu erhalten. Die Idee, die Maximaldichte zu vermeiden und die Population über ein größeres Gebiet zu verteilen, um die Intensität der Konflikte zu reduzieren, ist mit der Aufrechterhaltung der Verbundenheit vereinbar. Allerdings wird die Ausweitung des Verbreitungsgebietes zur Wiederherstellung der Verbundenheit oft mit einer Intensivierung der Konflikte in Verbindung gebracht, wenn Raubtiere in Gebiete zurückkehren, aus denen sie seit Jahrzehnten verschwunden waren (Ericsson & Heberlein 2003). Dieser Konflikt wird sich voraussichtlich mit der Zeit abschwächen (auch wenn er anfangs kurzfristig ansteigt). Der Nutzen durch die Wiederherstellung der Verbundenheit ist für die langfristige Lebensfähigkeit so groß, dass die Vorteile die Nachteile überwiegen. Als Ergebnis empfehlen wir generell, dass das günstige Referenzverbreitungsgebiet größer ist, als das Gebiet, das zur Aufrechterhaltung der günstigen Referenzpopulation absolut notwendig ist und das es versucht sicherzustellen, (1) die Kontinuität der Verteilung innerhalb einer bestimmten Population und (2) die Möglichkeit für Verbindungen zwischen den Populationen. Wir sind uns jedoch auch bewusst, dass manche Populationen durch beträchtliche Distanzen und große Gebiete völlig ungeeigneter Habitate isoliert sind, so dass es vielleicht unmöglich ist oder bestenfalls sehr lange Zeiträume erfordert, die Verbundenheit wiederherzustellen (z.B. die kleine Wolfpopulation in Andalusien, Bären in den Pyrenäen). In diesen Fällen ist die Möglichkeit der Umsiedlung von Individuen eine Form der unterstützten Verbundenheit, die als potenziell wertvolle Erhaltungsmaßnahme in Betracht gezogen werden sollte.

5.6. Eine anwendbare Definition des günstigen Erhaltungszustandes für Großraubtiere

Auf Grundlage der in den vorhergehenden Abschnitten dargestellten Argumentation haben wir versucht, konkrete Empfehlungen für eine mess- und anwendbare Definition des günstigen Erhaltungszustandes zu entwickeln, die auf wissenschaftlich präzisen, realistischen Erwartungen und dem existierenden Rechtsrahmen der EU aufbaut. Wir schlagen deshalb



vor, dass das Erreichen eines FCS für eine Population angenommen werden kann, wenn alle folgenden Kriterien erfüllt sind;

(1) „aufgrund der Daten über die Populationsdynamik der Art anzunehmen ist, dass diese Art ein lebensfähiges Element des natürlichen Lebensraumes, dem sie angehört, bildet und langfristig weiterhin bilden wird“ (Art. 1 i).

Wir interpretieren das so, dass die Monitoringdaten darauf hindeuten, dass der Populationstrend stabil oder steigend ist. Wir nehmen an, dass eine leichte Reduzierung der Populationsgröße erlaubt werden kann, wenn sie das Ergebnis einer Reaktion auf Änderungen der Beutedichte oder Habitatqualität ist, die nicht direkt auf menschliche Aktivitäten zurückgeführt werden kann, ausgenommen Bedingungen für die Anwendung von Ausnahmen (vgl. 6.4.) Alle Teile einer Population sollten einen stabilen oder positiven Trend haben und nicht nur die Population als ganzes. Und,

(2) „das natürliche Verbreitungsgebiet dieser Art weder abnimmt noch in absehbarer Zeit vermutlich abnehmen wird“ (Art. 1 i). Wir interpretieren das so, dass die Gesamtverbreitung der Population stabil oder steigend ist. Und,

(3) „ein genügend großer Lebensraum vorhanden ist und wahrscheinlich weiterhin vorhanden sein wird, um langfristig ein Überleben der Populationen dieser Art zu sichern“ (Art. 1 i). Wir interpretieren das so, dass die Qualität und Kontinuität des Habitats ausreichend sind und einen stabilen oder steigenden Trend haben. Und,

(4) Die Größe und Verbreitung der Population gleich oder größer sind, wie zum Zeitpunkt des Inkrafttretens der Richtlinie. Und,

(5) Die günstige Referenzpopulation erreicht wurde. Entsprechend unseres Vorschlags, wird dieses in Bezug auf die Lebensfähigkeit auf ein Niveau über den Kriterien E und D der Roten Liste der IUCN festgesetzt werden. Und,

(6) Das günstige Referenzverbreitungsgebiet wurde besetzt. Und,

(7) Die Verbundenheit zwischen den Populationen (wenigstens ein genetisch wirksamer Migrant je Generation) wird erhalten oder vergrößert. Und,

(8) „Die Mitgliedstaaten überwachen den Erhaltungszustand der in Artikel 2 genannten Arten und Lebensräume, wobei sie die prioritären natürlichen Lebensraumtypen und die prioritären Arten besonders berücksichtigen.“ und „Die Mitgliedstaaten führen ein System zur fortlaufenden Überwachung des unbeabsichtigten Fangs oder Tötens der in Anhang IV Buchstabe a) genannten Tierarten ein.“ Diese Feststellungen weisen gemeinsam darauf hin, dass die Populationen einem robusten Monitoringprogramm unterworfen werden.

Die Kriterien 1 – 3 und 8 wurden der FFH-Richtlinie entnommen, die Kriterien 4 und 6 stammen aus den Leitliniendokumenten, während die Kriterien 5 und 7 auf unseren eigenen Empfehlungen beruhen.

Ein Ergebnis dieser Herangehensweise ist, dass die Bewertung des günstigen Erhaltungszustands, wie er in den Art. 11 und 17 gefordert wird, auf der Ebene der Populationen durchgeführt werden sollte. Die aktuellen Leitlinien fordern die Bewertung auf der Ebene der biogeografischen Region innerhalb eines Landes, wenn ein Land mehr als eine Region umfasst – aber sie sind auch offen für die Berücksichtigung „ergänzender Informationen“ und erwähnen explizit das Problem der grenzüberschreitenden Populationen von Großraubtieren¹² als ein Fall, wo dies in Betracht gezogen werden sollte. Wir empfehlen, dass dieser Mechanismus formell ausgenutzt wird, um die Integration des Populationsansatzes in die bestehenden Protokolle zu erlauben. Die Kommission informierte auf der Konferenz in Slowenien im Juni 2008 darüber, dass sie dieses Problem in den Leitliniendokumenten „Bewertung, Monitoring und Berichterstattung

¹² Zitat aus Bewertung, Monitoring und Berichterstattung unter Art. 17 der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie - „In vielen Fällen kann eine Art eine Population oder Habitat haben, das sich über zwei oder mehr Mitgliedstaaten erstreckt, zum Beispiel die Population des Braunbären der Pyrenäen (*Ursus arctos*) in Frankreich und Spanien oder die Tatra-Gämse (*Rupicapra rupicapra tatrica*) in der Slowakei und Polen. In diesen Fällen sind die Mitgliedstaaten dazu aufgefordert gemeinsame Bewertungen vorzunehmen, jedoch getrennt zu berichten. In diesen Fällen können die Titel „komplementäre Information“ aus Anhang B & D verwendet werden, um anzuzeigen, dass ein grenzüberschreitender Lösungsansatz verfolgt wurde. In manchen Fällen, kann es nötig sein auch Populationen zu berücksichtigen, die sich über Nicht-EU Länder erstrecken, z.B. der Luchs in Österreich und der Schweiz.“



unter Art. der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie“ näher erläutern wird, wenn diese überarbeitet werden. Weiterhin indiziert der „Leitfaden zum strengen Schutzsystem für Tierarten von gemeinschaftlichem Interesse“, dass die Population vielleicht der realistischste Maßstab für die Bewertung weit ¹³verbreiteter Arten ist.

Eine Folge der Bewertung auf Populationsniveau wäre, dass die Länder die eine Population teilen, in der Lage sein werden, den FCS auf Populationsebene zu erreichen, was ihnen nicht gelänge, wenn sie nur ihren eigenen isolierten Populationsteil berücksichtigen würden. Auf der anderen Seite werden Länder, die zwei separate Populationen beherbergen oder teilen, sicherstellen müssen, dass beide den FCS unabhängig voneinander erreichen.

Ein letzter Punkt der berücksichtigt werden muss ist, dass einige Populationen der europäischen Raubtiere sehr klein und isoliert und weit davon entfernt sind, den FCS unter diesen Definitionen zu erreichen. Für diese Populationen ist es wichtig, dass die Manager Veränderungen des Zustands der ihnen anvertrauten Populationen dokumentieren, wenn sie hoffentlich eine Entwicklung in Richtung FCS beginnen.

5.7. Zielsetzungen für die Erhaltung großer Raubtiere in Europa

In der Tat ist das Erreichen einer lebensfähigen Minimumpopulation das absolute Minimalerfordernis, das auf dem Weg, den nationalen Verpflichtungen zu gemeinsamen Erhaltungszielen zur Erreichung eines günstigen Erhaltungsstatus zuzureichen, erfüllt werden muss. Trotzdem bleibt eine Frage offen, wie günstig genau muss der Erhaltungszustand einer Art sein? Heutzutage haben wir in Europa Länder, deren Raubtierpopulationen sehr klein (weit unterhalb jedes denkbaren Grenzwertes) und andere deren Raubtierpopulationen sehr groß (um ein vielfaches größer als jeder denkbare Grenzwert) sind. Ist es möglich, ein einheitliches Leitprinzip zu finden?

Aus einer strengen Erhaltungsperspektive wäre das bevorzugte Generalziel, eine Metapopulation aus vernetzten Populationen zu etablieren, jede davon auf einem Niveau, das den Mindestgrenzwert für den günstigen Erhaltungszustand überschreitet. Dies würde sowohl die Sicherung bestehender Populationen als auch die Förderung der Expansion durch steigende Verbundenheit beinhalten. Im gegenwärtigen Zustand der Habitate in Europa gibt es viele Gebiete, in denen große Raubtiere überleben könnten, wo sie aber aktuell fehlen und in vielen Gebieten siedeln sich Großraubtiere wieder an, wo sie über Jahrzehnte verschwunden waren. Diese Ausbreitung zu begleiten, ist die größte Herausforderung, da das Konfliktniveau in den kürzlich wiederbesiedelten Gebieten dazu neigt, recht hoch zu sein. Als Ergebnis versuchen einige Länder das Niveau der Ausbreitung zu begrenzen, indem sie Maximalziele für die Wiederansiedlung großer Raubtiere setzen.

Die Leitliniendokumente betrachten den FCS als positives Ziel, bei dem es darum geht, den Zustand der Arten so günstig wie möglich zu gestalten – und nicht nur den Mindestgrenzwert der Günstigkeit passiert zu haben – „Deshalb geht die Verpflichtung der Mitgliedstaaten darüber hinaus, nur das Aussterben zu verhindern“ (Leitfaden zum strengen Schutzsystem für Tierarten). Anders ausgedrückt, scheint es die Absicht der Richtlinie zu sein, dass die Länder keine Grenzen für die potenzielle Ausbreitung der Großraubtiere setzen sollten, sobald sie das Minimumniveau des FCS erreicht haben (in Kooperation mit den Nachbarländern, mit denen sie eine Population teilen). Die Leitliniendokumente erwähnen auch die Besetzung aller potenziellen Verbreitungsgebiete als einen möglichen Weg, die

¹³ Dies befindet sich in Übereinstimmung mit den Empfehlungen in Abschnitt 1.2.4 a) Leitfaden zum strengen Schutzsystem für Tierarten von gemeinschaftlichem Interesse im Rahmen der FFH-Richtlinie 92/43/EWG (Entwurfsversion 5. April 2006) „Der Erhaltungszustand der Arten ist auf biogeografischer Ebene innerhalb der Mitgliedstaaten (für die Ausarbeitung von Übersichten, nationalen/regionalen Strategien, Zielvorgaben und für Berichterstattungszwecke) sowie gegebenenfalls auf Populationsebene (für die Festlegung von notwendigen Maßnahmen, Management und Ausnahmen) zu ermitteln. Bei grenzüberschreitenden Populationen und Arten, die bei ihren Wanderungen die Grenzen der EU überqueren, ist, soweit möglich, ihr gesamtes natürliches Verbreitungsgebiet, einschließlich der Wanderungsgebiete außerhalb der EU zu berücksichtigen.“



günstige Referenzpopulation zu schätzen. Dies würde auch die Absicht indizieren, die Reintegration der Großraubtiere in so vielen Landschaften der Gemeinschaft wie möglich zu unterstützen. Die Präambel der Richtlinie stellt jedoch klar, dass die Richtlinie im Kontext eines Vielzahl anderer europäischer Ziele gesehen werden muss, einschließlich der nachhaltigen Entwicklung und sozialer und ökonomischer Interessen, die es (unter bestimmten Umständen) rechtfertigen mögen, künstliche Begrenzungen dafür, wie günstig der Zustand einer Art eigentlich werden kann, zu setzen. Die Leitliniendokumente erkennen auch ausdrücklich an, dass der FRR kleiner, als das maximale potenzielle Verbreitungsgebiet für Arten mit großem Raumbedarf sein kann – „*in solchen Fällen ist es vielleicht nicht nötig, dass alle historischen Verbreitungsgebiete wiederbesiedelt werden, wenn langfristig Überleben und Lebensfähigkeit mit weniger gesichert werden können.*“ Dies bedeutet, dass die Länder in einigen Fällen, wenn die Konflikte groß und schwer zu lösen sind, das Recht haben, Grenzen für die potenzielle Wiederbesiedlung zu setzen und ebenso Ausnahmen zuzulassen, um unter bestimmten Umständen Kontrolle durch Tötung ausüben zu können. (vgl. 6.1.)

Um eine anwendbare Liste an Zielen zu erstellen, empfehlen wir, dass es großen Raubtieren erlaubt sein sollte, standardmäßig so viele Gebiete wie möglich wieder zu besiedeln, aber zu akzeptieren, dass es Grenzen dafür geben kann. Wenn das Subsidiaritätsprinzip angewendet wird, würde das bedeuten, dass es dem demokratischen Prozess innerhalb jedes Landes obliegt, zu entscheiden, wie weit sie über das Minimalerfordernis der Erreichung des FCS hinausgehen wollen. Die Übernahme flexibler und lokal angepasster Managementmethoden wird hoffentlich das Gebiet, in dem ihre Anwesenheit akzeptiert wird ausweiten. Wir sind jedoch auch der Ansicht, dass es wichtig ist zu unterstreichen, dass die Festsetzung über die Minimumniveaus hinausgehender Ziele, die zu Erfüllung der gemeinschaftlichen Ziele erforderlich sind, ebenso eine Sache der Werturteile, wie der Wissenschaft ist.

Die absoluten Minimalerfordernisse, die die Mitgliedstaaten erfüllen müssen, sind:

(1) Länder, die eine Population oder Segmente einer Population teilen, tragen unter sich dazu bei, sicherzustellen, dass die Population den FCS erreicht und erhält, und

(2) Sie erlauben die Verbindung zwischen benachbarten Populationen und Segmenten innerhalb derselben Population, und

(3) Die Managementmaßnahmen dürfen nicht zu einem Absinken führen, dass den FCS der Population oder ihrer Segmente beeinflusst, und

(4) Es soll generell nicht erlaubt sein, dass Populationen unter das Niveau beim Inkrafttreten der Richtlinie auf ihrem Gebiet absinken.¹⁴

Ein letztes Problem betrifft die aktive Wiedereinführung von großen Raubtieren in ein Gebiet, in dem sie zurzeit nicht vorkommen. Generell bevorzugt unsere Expertenmeinung so weit wie möglich die Unterstützung der natürlichen Ausbreitung und Wiederbesiedlung, da die Wiedereinführung ein sehr teurer und riskanter Prozess ist und weil die öffentliche Akzeptanz bei der natürlichen Wiederansiedlung für gewöhnlich größer ist. Wir empfehlen, dass die Wiedereinführung von Individuen in Gebiete, in denen sie zurzeit nicht vorkommen, aber in historischer Zeit präsent waren, (z.B. die britischen Inseln, BENELUX-Länder) nicht als Verpflichtung der Gemeinschaft unter der FFH-Richtlinie betrachtet werden sollte, obwohl

¹⁴ Dieses Erfordernis stammt aus den Leitliniendokumenten und ist nicht formal bindend. Nach vielen Diskussionen sind wir der Ansicht, dass diese Feststellung Teil der allgemeinen Definition des günstigen Erhaltungszustands sein sollte – aber dass Ausnahmen möglich sein sollen. Wenn beispielsweise die ökologische Tragfähigkeit sinkt (durch natürliche Abnahme der Beutedichte) sollte die Erlaubnis für ein entsprechendes Absinken der Großraubtierpopulation akzeptabel sein. Weiterhin kann es unter sorgfältig geplanten Managementmaßnahmen akzeptabel sein, die Populationsgröße als außergewöhnliche Maßnahme zu reduzieren. Es ist jedoch entscheidend, dass diese Veränderungen keine anderen Erfordernisse für die FRP beeinträchtigen – z.B. muss die Population lebensfähig sein und die Verbundenheit muss erhalten bleiben.



es den Ländern natürlich freisteht, dies auf eigene Initiative zu tun (solange sie den Kriterien, die von der Spezialistengruppe für Wiedereinführung der IUCN genügen). Dieser Standpunkt wird auch vom Abschlussbericht (S. 28) der Artikel-12-Arbeitsgruppen auf Grundlage ihrer Lesart von Art. 22 der FFH-Richtlinie, eingenommen. Es sollte jedoch hervorgehoben werden, dass die Umsiedlung von Individuen zur Unterstützung kleiner Populationen (wie den Bären in den Pyrenäen und Alpen) unter Umständen notwendig sein kann, um sicherzustellen, dass sie einen günstigen Erhaltungszustand erreichen und erhalten, wenn sie geografisch von anderen Populationen isoliert sind und wenn sorgfältig geplante und genau bestimmte Wiedereinführungen zur Verbesserung der Verbundenheit nützlich sind. Dies kann auch der Fall sein, wenn menschliche Unterstützung zur Wiederherstellung der Verbundenheit zwischen isolierten Populationen notwendig ist.



6. Rechtliche und fachspezifische Erwägungen für Managementpläne auf Populationsniveau

6.1. Großraubtiere in der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie und anderen Konventionen

Alle Großraubtierarten sind standardmäßig im Anhang II (erfordert Natura-2000 Standorte) und Anhang IV (streng geschützt) der FFH-Richtlinie erfasst. Ebenso sind Wölfe, Bären und Vielfraße standardmäßig in Appendix II (streng geschützt) und der eurasischer Luchs in Appendix III (geschützt) der Berner Konvention aufgeführt. Es gibt jedoch erhebliche Unterschiede zwischen den Ländern, da viele von ihnen Ausnahmen in ihrem nationalen Gebiet oder Teilen davon zugelassen haben. Der Status der großen Raubtiere in der internationalen Gesetzgebung in 38 Ländern Europas, in denen sie vorkommen, ist in Tabelle 5 zusammengefasst.

6.2. Rechtliche Aspekte bezüglich des Populationsniveaumanagements

Rein formal wird in der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie nicht explizit aufgeführt, dass der FCS auf Populationsebene erreicht werden soll. Ihre Verfahrensweisen zur Berichterstattung erfordern, dass der FCS innerhalb jedes Landes (oder innerhalb jeder biogeografischen Region, die im Land vorkommt) ermittelt wird, was auf ihre Intension hinweist, in einem nationalen oder subnationalen Maßstab zu arbeiten. Dieser Betrachtungsmaßstab mag für viele kleine Arten passend sein, aber die Großraubtiere repräsentieren ein breites Spektrum spezieller Herausforderungen. Als Topprädatoren mit großen Körpern wandern sie naturgemäß über große Gebiete und kommen in relativ geringen Dichten vor. Das bedeutet, dass viele (vielleicht die meisten) Länder niemals in der Lage sein werden, genügend Individuen zu beherbergen, um eine Population zu haben, die einen FCS erreichen kann. Damit die Intentionen der Richtlinie für die spezielle Gruppe der großen Raubtiere erreicht werden können, müssen räumliche Größenordnungen berücksichtigt werden, die über Grenzen hinausreichen. Dies wird in der Präambel der Richtlinie als eines der obersten Ziele tatsächlich ausgeführt.¹⁵ Die Managementpläne auf Populationsniveau können einfach als Instrument zur Erreichung dieses Zieles angesehen werden. In den technischen Spezifikationen zur Ausschreibung dieses Projektes sagt die Kommission auch, dass *„die Koordinierung des Managements über nationale Grenzen hinweg, die Lösung sein könnte, um lebensfähige Populationen langfristig zu erhalten, ein Ansatz, der auch wichtig ist, um die Erhaltung der Großraubtiere in den größeren Zusammenhang der Biodiversitätserhaltung zu stellen.“* Eine gewisse rechtliche Klarstellung wird jedoch von der Kommission, bezüglich der vorgeschlagenen Praxis der Anbindung der Bewertungen zum günstigen Erhaltungszustand an die Populationsebene, gefordert, was die Mitgliedstaaten in einigen Fällen von der Verpflichtung dies selbst zu erreichen befreien könnte.

Alle EU-Länder sind auch Unterzeichner der Berner Konvention. Die Berner Konvention legt in der Präambel und den Art. 1, 10 und 11 einen deutlichen Schwerpunkt auf die Förderung, grenzüberschreitende Herangehensweisen zu fördern. Die Empfehlung 115 (2005) ruft die Länder auch dazu auf, auf grenzüberschreitende Aktionspläne für die großen Raubtiere hinzuwirken. Diesem Thema wurde auf dem Workshop in Slowenien 2005 besondere Aufmerksamkeit gewidmet (Bath 2005). Weiterhin sind die meisten EU-Länder auch Unterzeichner der Bonner Konvention, die speziell auf über internationale Grenzen wandernde Arten zugeschnitten ist. Die Bonner Konvention erlaubt es auch Staaten, die wandernde Populationen teilen, rechtlich bindende Abkommen zur Regelung des Managements für diese Arten zu unterzeichnen. Obwohl die grenzüberschreitenden

¹⁵ „Die bedrohten Lebensräume und Arten sind Teil des Naturerbes der Gemeinschaft, und die Bedrohung, der sie ausgesetzt sind, ist oft grenzübergreifend; daher sind zu ihrer Erhaltung Maßnahmen auf Gemeinschaftsebene erforderlich.“



Wanderungen der Großraubtiere nicht den strikten Definitionen für saisonale Wanderungen entsprechen, ist es vielleicht lohnenswert, das Potenzial zur Anwendung dieser Konvention zu erschließen, was in einigen vergleichbaren Fällen bereits getan wurde. Das gemeinsame Gewicht der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie und dieser beiden Konventionen sollte ausreichen, um die EU-Länder zur Entwicklung von Managementplänen auf Populationsniveau zu motivieren, insbesondere, weil es ihnen ermöglicht flexiblere Managementmethoden anzuwenden, als es ihnen aus einer strikt nationalen Perspektive erlaubt wäre. Außerdem sollten die Berner und die Bonner Konventionen einen geeigneten Rahmen bieten, um Nicht-EU-Länder von der Teilnahme an diesen Plänen zu überzeugen. Obwohl viele Unterzeichner der Berner Konvention Vorbehalte gegen die Aufnahme der Wölfe und Bären in Appendix II haben – finden sich diese Arten fortwährend in den allgemeinen Zielsetzungen der Konventionen in Art. 1 und 2. Leider gibt es drei Schlüsselländer, die an keine der drei Konventionen oder Richtlinien gebunden sind – Bosnien Herzegowina, Montenegro und Russland. Die Einbeziehung dieser Länder erfordert neue Ansätze, um viele Herausforderungen zu lösen. Die einzige relevante internationale Konvention, die diese Länder unterzeichnet haben, ist die Konvention zur Biodiversität.

In Fällen, in denen es sich als unmöglich erweist eine grenzüberschreitende Übereinkunft oder Management mit solchen Nachbarn zu erreichen, wäre die kleinste Stufe die Erstellung eines nationalen Plans in Abhängigkeit vom vorliegenden Status (Entwicklung, Zahl, Verbreitung) der Raubtiere über die Grenzen hinweg. Dies würde es den nationalen Plänen erlauben, sich zu verändern, um sich dem veränderten Zustand auf der anderen Seite der Grenze anzupassen. Eine solche Koordination würde lediglich den Zugang zu aktuellen Monitoring und Studiendaten erfordern, was nur der Zusammenarbeit zwischen Wissenschaftlern und Experten bedarf, die für gewöhnlich auch grenzüberschreitend gut funktioniert.

6.3. Die Ökonomie der Erhaltung großer Raubtiere

Die Erhaltung großer Raubtiere kann teuer sein. Scheinbar einfache Aufgaben wie das Monitoring der Populationsgröße und Verbreitung, können logistisch sehr kostspielig werden. Andere Aufgaben, wie die Durchführung ökologischer, genetischer oder gesellschaftlicher Untersuchungen und die Zahlung von Schadenersatz oder die Finanzierung der Entwicklung von Konfliktlösungsmaßnahmen, können ein Land potenziell mehrere Millionen pro Jahr kosten. Derzeit gibt es ein klares Muster, nachdem die ärmeren Staaten in Ost- und Südeuropa die größten Populationen großer Raubtiere haben. Ein möglicher Mechanismus, um diesem Ungleichgewicht abzuweichen, wäre, die Aufgaben für Großraubtiere in das EU-Programm zur Entwicklung des ländlichen Raumes aufzunehmen und Gelder bei LIFE+ zu beantragen. Das LIFE-Natur Programm hat viele Projekte, die Leitfäden zur bewährten Praxis im Umgang mit Konflikten durch Großraubtiere entwickelt haben, unterstützt. Die Kommission führt interne Beratungen zwischen dem Umwelt- und dem Landwirtschaftsdepartement durch, wenn es die nationalen Programme zur Entwicklung des ländlichen Raumes bewertet, bevor es Gespräche mit den Mitgliedsländern beginnt. Diese Beratungen konzentrieren sich auf eine gegenseitige Übereinstimmung und stellen sicher, dass Natura 2000 und umfangreiche Aufgaben zur Biodiversität von den nationalen Programmen umfasst werden. Letztendlich obliegt es jedoch den Nationalen Behörden, darüber zu entscheiden, welche Maßnahmen finanziert werden sollen. Die Kommission hat auch Workshops zur Natura 2000 Finanzierung in allen Mitgliedstaaten organisiert, um die Möglichkeiten der EU-Finanzierung bei der Umsetzung der zwei (Vogel und Habitat) Naturrechtlinien zu diskutieren.

6.4. Ausnahmen für streng geschützte Arten der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie

Wie wir gesehen haben, stellen uns die Großraubtiere als Artengruppe vor eine Reihe einzigartiger Herausforderungen, wenn wir versuchen sie in einem dicht besiedelten, vom



Menschen dominierten und stark veränderten Ökosystem wie Europa zu erhalten. Diese Herausforderungen umfassen ihr Potenzial, lokal schwere Auswirkungen auf (1) den Viehbestand, (2) Beutearten, die eine wertvolle Jagdresource für Jäger darstellen, (3) die Angst, die sie vielen Menschen machen, (4) ihre Verbindung mit einer Vielzahl sozialer Konflikte und (5) der Tatsache, dass in sehr seltenen Fällen Wölfe und Bären eine Bedrohung für die menschliche Sicherheit durch Angriffe auf Menschen oder als Überträger von Krankheiten, wie Tollwut, darstellen können, zu haben (Kaczensky 1999; Linnell *et al.* 2002, 2005; Skogen 2003; Skogen & Krange 2003; Swenson *et al.* 1999). Für viele Konflikte gibt es ein großes Spektrum möglicher Konfliktlösungsmaßnahmen, die zur Reduzierung des Konfliktniveaus beitragen können. Zum Beispiel gibt es viele moderne und traditionelle Methoden, die helfen können, Viehbestände vor den Verwüstungen durch große Raubtiere zu schützen. Elektrische Zäune und der Einsatz von Hirten mit Wachhunden sind zwei Methoden, die gezeigt haben, dass sie unter vielen Bedingungen besonders effektiv sind. Soziale Konflikte und Angst können, zumindest zum Teil, durch die Entwicklung von Ausbildungskampagnen und verschiedenen Formen von Kommunikationsstrukturen reduziert werden. Im Text zu den Ausnahmen der FFH-Richtlinie ist es entscheidend, dass die Mitgliedstaaten den potenziellen Nutzen der existierenden Konfliktlösungsmaßnahmen evaluieren.

Die Möglichkeit zu solchen Konflikten, erfordert jedoch, dass unter besonderen Umständen sowohl die selektive Entfernung bestimmter Individuen als auch die Begrenzung ihrer Zahl und/oder Verbreitung auf ein gewisses Niveau durch Managementmaßnahmen, als mit ihrer Erhaltung vereinbar und zur Verbesserung der öffentlichen Akzeptanz wünschenswert, betrachtet werden. Ausgenommen von einigen sehr besonderen Umständen, in denen die Umsiedlung oder das Verjagen potenziell gefährlicher Tiere eine Option sind, ist die Kontrolle durch Tötung die einzige praktische Methode für diese Aufgabe (Linnell *et al.* 1997). Die FFH-Richtlinie erkennt im Artikel der Ausnahmen an, dass Tötungen möglich sind, wenn drei Bedingungen dieses Artikels erfüllt sind: 1) keine anderen Lösungen existieren, 2) kein nachteiliger Effekt für den FCS eintritt und 3) einer der fünf Ausnahmegründe erfüllt ist. Außerdem gibt es in vielen europäischen Ländern, in denen große Raubtiere relativ häufig vorkommen, die Tradition der Jäger große Raubtiere als Freizeitaktivität oder für Trophäen zu erlegen. In manchen Situationen ist die Raubtierjagd (aber auch Raubtiertourismus) mit erheblichen ökonomischen Gewinnen verbunden und in vielen Zusammenhängen wird sie als entscheidend betrachtet, um die lokale Akzeptanz für die Anwesenheit dieser Arten zu erreichen (Hofer 2002; Knapp 2006).

Vom konservatorischen Standpunkt aus, gibt es keinen prinzipiellen Grund, warum Raubtierpopulationen nicht ein gewisses Maß an letaler Kontrolle tolerieren können oder nach demselben Jagdsystem wie wilde Huftiere oder Federwild gemanagt werden, vorausgesetzt, dass die Jagdausbeute gut geregelt wird. Ein richtiges Management erfordert in diesen Fällen ein effektives Monitoring der Populationsgröße, die Festlegung geeigneter Quoten und Jagdzeiten und eine sorgfältige Durchsetzung dieser Bestimmungen. Anders ausgedrückt, kann eine gut geregelte Jagdausbeute, wenn sie richtig organisiert ist, potenziell nachhaltig sein. Zusätzlich zur Nachhaltigkeit, verlangen die modernen ethischen Normen, dass die Jagdmethoden so human wie möglich sein müssen. Die Gerichtsentscheidung C-342/05 bestätigt auch (Abschnitt 45), dass die Anwendung von Höchstgrenzen zur Tötung einzelner Wölfe in Jagdmanagementgebieten nicht im Widerspruch zu Art. 16 (1) der FFH-Richtlinie steht. Dieses Beispiel stammt aus der finnischen Praxis, wo diese Grenzen in Abhängigkeit von der Zahl der Individuen, die getötet werden können, ohne die betreffende Art zu gefährden, festgesetzt werden (diese Quote wird von einer nationalen Forschungsinstitution festgelegt. Sie wird als Rahmen betrachtet, in dem die Managementgebiete Lizenzen für Tötungen ausstellen können, wenn die Bedingungen in Art. 16 (1) FFH-Richtlinie erfüllt sind.

Allerdings sind die vier Großraubtierarten, mit denen wir uns hier befassen, fast in ganz Europa in Anhang IV aufgelistet, was bedeutet, dass sie dem strengen Schutz gemäß Art. 12



der FFH-Richtlinie unterliegen, der verbietet „*alle absichtlichen Formen des Fangs oder der Tötung von aus der Natur entnommenen Exemplaren dieser Arten*“ (Article 12.1(a)). Art. 16 der FFH-Richtlinie bietet die Möglichkeit zu Ausnahmen von Art. 12, um Aktivitäten zu erlauben, die sonst verboten wären. Die Ausweitung dieser Ausnahmen auf die Anwendung zur Kontrolle und Jagd auf Großraubtiere, war lange Gegenstand von Auseinandersetzungen. Kürzlich wurden zwei Dokumente von der Kommission vorgestellt, die einige dieser Probleme klären sollten. Das sind der Abschlussbericht der Arbeitsgemeinschaft zu Art. 12 „Beitrag zur Interpretation des strengen Artenschutzes“ und „Leitfaden zum strengen Schutzsystem für Tierarten von gemeinschaftlichem Interesse im Rahmen der FFH-Richtlinie 92/43/EWG – Entwurfsversion 5“, beide vom 5. April 2005.

Der Abschlussbericht hebt in den einleitenden Abschnitten die Notwendigkeit einer pragmatischen und flexiblen Herangehensweise durch die FFH-Richtlinie hervor „*Es ist notwendig eine praktikierbare Umsetzung sicherzustellen, die sich auf öffentliche Unterstützung gründet und die unnötige Konflikte vermeiden wird, die den allgemeinen Zielen der Richtlinie entgegenwirken.*“ Die Bedeutung des hier gesagten für den Aufgabentyp, den wir hier erörtern, wurde weiterhin durch die Aussage hervorgehoben, dass „*Die Arbeitsgruppe muss die Möglichkeiten für eine flexible Herangehensweise an den Schutz der Arten in Anhang IV, die z.B. regional oder national häufig sind, gründlich prüfen*“

Die Anwendung der Ausnahmen hängt davon ab, dass die zuständigen nationalen Behörden das Vorliegen der drei Voraussetzungen feststellen. Die erste Voraussetzung ist die Begründung für die gewünschte Ausnahme. Der Kern dieser Begründung hängt von der Interpretation der fünf potenziellen Situationen ab, für die Art. 16 Ausnahmen erlaubt. Diese umfassen:

- (a) „zum Schutz der wildlebenden Tiere und Pflanzen und zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume“;
- (b) „zur Verhütung ernster Schäden insbesondere an Kulturen und in der Tierhaltung sowie an Wäldern, Fischgründen und Gewässern sowie an sonstigen Formen von Eigentum“;
- (c) „im Interesse der Volksgesundheit und der öffentlichen Sicherheit oder aus anderen zwingenden Gründen des überwiegenden öffentlichen Interesses, einschließlich solcher sozialer oder wirtschaftlicher Art oder positiver Folgen für die Umwelt“;
- (d) „im Interesse der Volksgesundheit und der öffentlichen Sicherheit oder aus anderen zwingenden Gründen des überwiegenden öffentlichen Interesses, einschließlich solcher sozialer oder wirtschaftlicher Art oder positiver Folgen für die Umwelt“;
- (e) „um unter strenger Kontrolle, selektiv und in beschränktem Ausmaß die Entnahme oder Haltung einer begrenzten und von den zuständigen einzelstaatlichen Behörden spezifizierten Anzahl von Exemplaren bestimmter Tier- und Pflanzenarten des Anhangs IV zu erlauben.“

Wenn man unser Verständnis der Erhaltungsprobleme bei Großraubtieren voraussetzt, ist es möglich alle diese Gründe bei irgendeiner Situation in Europa zu finden. Die Rechtfertigung (a) wird wahrscheinlich selten benutzt, aber es gibt potenziell Situationen, in denen seltene Raubtierarten durch eine häufigere Raubtierart lokal gefährdet sein könnten. (e.g. Kojola *et al.* 2004). Die Rechtfertigung (d) ist wahrscheinlich nur relevant, wenn Individuen zur Erhaltungszwecken umgesiedelt (Breitenmoser *et al.* 2001) oder zur Ausstattung mit Sendern gefangen werden (was formal auch eine Ausnahme ist). Dass die Tötung ausdrücklich zu Forschungszwecken von Ethikkomitees in Europa für akzeptabel befunden wird, ist unwahrscheinlich – aber das schließt natürlich nicht aus, dass Skelette und Proben von Tieren, die aus anderen Gründen getötet wurden, benutzt werden.

Tatsächlich wird zur maximalen Ausnutzung dieser Individuen aufgefordert. Die Begründung (b) wird wahrscheinlich am häufigstes benutzt, da die großen Raubtiere das Potenzial haben Nutztierarten (vor allem Schafe und halbdomestizierte Rentiere) und Haustiere zu reißen. Der wesentliche Punkt dieses Grundsatzes ist, dass diese Rechtfertigung dazu gedacht ist ernsthaften Schäden vorzubeugen, nicht aber, um auf eingetretene Schäden zu reagieren.



Die Arbeitsgruppe hat diese Interpretation bestätigt.¹⁶ Deshalb könnte diese Begründung benutzt werden, um sowohl die versuchsweise als auch selektive Entfernung bestimmter Individuen, von denen angenommen wird, dass sie für übermäßige Schäden am Viehbestand verantwortlich sind (so genannte „Problemtiere“), durchzuführen oder die Raubtierpopulation auf ein Niveau zu begrenzen, dass die Schäden in einem akzeptablen Rahmen hält (Linnell *et al.* 1999, 2005; Odden *et al.* 2002; Sagør *et al.* 1997; Stahl *et al.* 2001). Das Problem, welcher Schaden ein ernsthafter Schaden ist, lässt sich schwer definieren, da es vom lokalen Akzeptanzniveau abhängt, er muss aber von schwerwiegender Natur sein. Die Vogel-Richtlinie hat dieselbe Vorschrift „um ernsthafte Schäden... der Ernte... zu verhindern“. Der Leitfaden zur Jagd unter der Vogel-Richtlinie stellt in Punkt 3.5.11 fest: „Im Rahmen der Umsetzung der Vogel-Richtlinie stellt die Gerichtsentscheidung 247/85 fest, dass das Ziel der Vorschrift „Verhinderung ernsthafter Schäden“ gemäß der Vogel-Richtlinie nicht dazu da ist, drohende geringe Schäden abzuwenden. Bloße Belästigungen und das normale Geschäftsrisiko sollen nicht unter diese Ausnahme fallen.“ Begründung (c) könnte potenziell benutzt werden, um die Erbeutung jagdbarer Wildarten zu begrenzen, falls jemals nachgewiesen werden könnte, dass dies in überragendem öffentlichen Interesse ist. Es ist allerdings eher wahrscheinlich, dass sie zur Entfernung tollwütiger, aggressiver, scheuloser oder anderer bestimmter Individuen, die ein unerwünschtes Verhalten zeigen, angewendet wird. Begründung (e) schließlich, könnte zur sorgfältig regulierten Jagd einiger Tiere angewendet werden. Die Rechtfertigungen (c) und (e) könnten Fälle abdecken, in denen die Jagd durch Jäger de facto notwendig ist, um lokale Akzeptanz für Großraubtiere in der ländlichen Bevölkerung zu finden. Diese Situation liegt deutlich in den Nord- und Osteuropäischen Ländern vor und wurde durch gesellschaftswissenschaftliche Studien gut dokumentiert. Lettland hat seine fortlaufende Bejagung des Luchses mit Begründung (e) gerechtfertigt (Ozolins 2001) und wurde von der Arbeitsgruppe zu Art. 12 als Beispiel für eine erfolgreiche Demonstration einer gut begründeten Anwendung der Ausnahme in Punkt (e) angeführt. Es erscheint allerdings unwahrscheinlich, dass der einfache Wunsch die Bejagung fortzusetzen, eine Begründung in Übereinstimmung mit der ursprünglichen Absicht der Richtlinie sein könnte. Zusammenfassend kann gesagt werden, dass es wahrscheinlich viele Situationen gibt, bei denen eine oder mehrere Begründungen greifen.

Die zweite Bedingung ist das Erfordernis nachzuweisen, dass es „keine zufrieden stellende Alternative“, als die Anwendung der Ausnahmeregel, in diesem Fall Kontrolle durch Tötung, gibt. Diese Frage wird höchstwahrscheinlich immer dann diskutiert, wenn die Anwendung von Ausnahmeregeln zur Verminderung der Schäden am Viehbestand gewünscht wird. Es gibt viele erprobte und verlässliche Methoden, deren Eignung gut dokumentiert ist, um die Schäden am Viehbestand auf ein sehr geringes Maß zu senken (Linnell *et al.* 1996; Breitenmoser *et al.* 2005). Diese allerdings bei vielen Viehzuchtssystemen einzuführen, würde eine große und sehr teure Umstellung der landwirtschaftlichen Praxis erfordern, wenn dies in großem Maßstab geschehen soll. Ob jedoch ökonomische Hindernisse als Argument für „eine keine zufriedenstellende Alternative“ berücksichtigt werden können, ist eine offene Frage. Die Arbeitsgruppe zu Art. 12 hat klargestellt, dass es wegen des Subsidiaritätsprinzips Sache der Rechtssysteme der jeweiligen Nationen ist, zu bestimmen, was als zufrieden stellend betrachtet wird („Gemäß dem Subsidiaritätsprinzip liegt es bei den zuständigen nationalen Behörden, die notwendigen Vergleiche anzustellen und die Alternativen zu bewerten“. S. 65). Die Arbeitsgruppe hat jedoch hervorgehoben, dass eine Ausnahme der letzte Ausweg und ein beschränkte Lösung eines Problem ist („Was die Faktoren für die Bewertung des Vorhandenseins einer anderen zufrieden stellenden Lösung betrifft, so ist dies bekanntlich Sache des nationalen Gerichts. Die Feststellung, ob eine andere zufriedenstellende Lösung bei einem gegebenen Sachverhalt besteht, muss sich auf objektiv überprüfbare Umstände wie etwa auf wissenschaftliche und technische Erwägungen stützen. Darüber hinaus ist die letztlich gewählte Lösung, selbst wenn sie eine Abweichung

¹⁶ Diese Sichtweise wurde kürzlich durch die Entscheidung des Europäischen Gerichtshofs (C-342/05), verkündet am 14. Juni 2007 gegen Finnland, unterstützt.



beinhaltet, auf das Maß zu beschränken, das objektiv nötig ist, um dem betreffenden Problem oder der betreffenden Situation abzuhelpfen“ (S. 66)

Die dritte Bedingung ist das Erfordernis nachzuweisen, dass die Anwendung der Ausnahmeregel keinen nachteiligen Effekt auf den Erhaltungszustand einer Art hat. Die Arbeitsgruppe weist darauf hin, dass dieser Prozess erst den Erhaltungszustand einer Art klären und danach den Einfluss der Ausnahme auf diesen Status analysieren sollte. Die Leitliniendokumente heben auch hervor, dass diese Bewertung verschiedene Maßstäbe beachten sollte, dass jedoch das Populationsniveau Vorrang haben sollte – ausdrücklich werden als Beispiel Wirbeltiere mit großem Verbreitungsgebiet und grenzüberschreitenden Populationen angegeben. Eine sehr wichtige Frage für die Erhaltung der Großraubtiere, ist die Schlussfolgerung der Arbeitsgruppe, dass es nicht absolut notwendig ist, dass sich die Zielpopulation einer Art in einem günstigen Erhaltungszustand¹⁷ befindet, damit eine Ausnahme genehmigt werden kann, aber das nach dem Prinzip der Verhältnismäßigkeit die Argumente unter diesen Umständen sehr stark und die Maßnahmen sehr begrenzt sein müssen. Es ist entscheidend, dass die Auswirkungen solcher Maßnahmen sehr genau überwacht werden. Die Arbeitsgruppe zu Art. 12 hat auch hervorgehoben, dass es in höchst wünschenswert wäre, wenn ein detaillierter Erhaltungs-/Managementplan vorliegen würde, um sicherzustellen, dass es keinen nachteiligen Effekt gibt. Dies ist der Hauptgrund für die Entwicklung grenzüberschreitender Managementpläne auf Populationsniveau, wenn man ihre Empfehlung bedenkt, dass die Population der wichtigste Maßstab für die Bewertung dieses Effekts ist und angesichts der Tatsache, dass viele Populationen großer Raubtiere in Europa von grenzüberschreitender Natur sind. Tatsächlich ist das Vorliegen von Managementplänen auf Populationsniveau geradezu entscheidend, um sicherzustellen, dass die Summe aller bewilligten Ausnahmen keinen nachteiligen Effekt hat. Für Populationen, deren günstiger Erhaltungszustand mit Hilfe eines quantitativen PVA-Ansatzes bewertet wurde, kann es nützlich sein, den Einfluss der vorgeschlagenen Managementmaßnahmen auf das Aussterberisiko zu überprüfen.

Im Ergebnis eröffnet Art. 16 die Möglichkeit zur Genehmigung der Kontrolle durch Tötung und auch für die Aufrechterhaltung der allgemeinen Jagd auf Anhang-IV-Arten, solange die drei Bedingungen erfüllt sind. Im Jahr 2003 kam ein gemeinsames Meeting der Europäischen Kommission und der Junta de Castilla y León in Spanien, in Bezug auf die Anfrage zur Erlaubnis der Jagd auf Wölfe, die formal in Anhang IV stehen, zu folgendem Schluss: *„Dort wo Maßnahmenpläne aufgestellt wurden, um den günstigen Erhaltungszustand der Wolfspopulationen sicherzustellen, ermöglicht Art. 16 eine ausreichende Flexibilität, um das erforderliche Populationsmanagement zu erlauben. Dies kann die Erlaubnis zu kontrollierten Jagdquoten einschließen.“* Das ähnelt sehr der Berner Konvention, die ebenfalls solche Flexibilität erlaubt. (Shine 2005).

¹⁷ Diese Sichtweise wurde kürzlich durch die Entscheidung des Europäischen Gerichtshofs (C-342/05), verkündet am 14. Juni 2007 gegen Finnland, unterstützt.



7. Entwicklung von Managementplänen auf Populationsniveau

In diesem Abschnitt werden wir einige Leitsätze zum Verfahren, das angewendet werden sollte, und zum Ergebnis, das erzielt werden sollte, bereitstellen. Das Erfordernis der grenzüberschreitenden Kooperation wird sowohl internationale Grenzen als auch jene zwischen Bundesstaaten/autonomen Regionen in föderalen Staaten (z.B. Spanien, Italien, Deutschland, Österreich) betreffen. Allerdings wird der Text aus Platzgründen nur die internationalen Fälle betrachten, weil alles das, was auf internationale grenzüberschreitende Kooperationen angewendet werden kann, auch auf intranationale Fälle passt.

7.1. Der Prozess

- Der wichtigste Faktor ist die Verbindung des Prozesses mit dem Ergebnis. Die Idee des Prozesses ist die Entwicklung des Ergebnisses und die Teilnehmer an diesem Prozess sollten einen tatsächlichen Einfluss auf die Form des Ergebnisses haben. Erfahrungen aus ganz Europa zeigen, dass ein gutes Verfahren den Menschen helfen kann ein kontroversielles Ergebnis zu akzeptieren und auch das beste Ergebnis nicht akzeptiert wird, wenn das Verfahren mangelhaft war. Handlungsspielräume für die Öffentlichkeit und die Beteiligung von Interessengruppen sind entscheidend, außerdem gibt es viele Beteiligungsmodelle und verschiedene Modelle werden für unterschiedliche Situationen geeignet sein. Allgemein kann gesagt werden, je kontroversieller das Thema, umso notwendiger ist ein offener Prozess.
- Auch wenn die Beteiligung der Öffentlichkeit und von Interessengruppen notwendig ist, ist es nicht möglich ihnen die Verhandlung auf einem weißen Blatt anzubieten. Die Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie und andere internationale Abkommen, wie die Berner und die Bonner Konventionen und ein breites Spektrum nationaler und lokaler Gesetze regeln die Voraussetzungen für die Erhaltung der großen Raubtiere. Deshalb kann sich die Diskussion nicht darum drehen, ob die Raubtiere erhalten werden sollten, sondern darum, wie dieses Ziel auf die bestmögliche Weise erreicht werden kann.
- Es sollte hervorgehoben werden, dass es das Ziel ist, ein technisches Instrument für das Management zu produzieren – z.B. einen Managementplan, nicht ein Strategiepapier, denn eine Strategie gibt es bereits.
- Es werden zwei parallele Prozesse notwendig sein. Das äußere internationale Verfahren wird parallel mit dem inneren nationalen Verfahren durchgeführt werden müssen. Es wird jedoch in den Fällen, in denen ein guter nationaler Prozess zur Erstellung eines bestehenden Managementplans bereits abgeschlossen ist, nicht notwendig sein, einen ebenso umfangreiches Verfahren durchzuführen, wie in den Fällen, in denen vorher kein Verfahren auf nationaler Ebene stattgefunden hat. Ein internationales Verfahren sollte versuchen die existierenden nationalen Pläne zu harmonisieren und dann zu ihren jeweiligen Interessenvertretern zurückkehren, um erforderliche Änderungen zu beraten. Für Staaten mit föderaler Struktur ist es entscheidend, dass alle betroffenen Teilstaaten in das Verfahren mit einem internationalen Nachbarn eingebunden sind.
- Viele europäische Populationen der Großraubtiere breiten sich derzeit aus. Darüber hinaus gibt es einige Regionen in Europa, wo große Raubtiere derzeit fehlen, aber die in der Zukunft eine Schlüsselrolle bei der Sicherstellung der Verbundenheit zwischen benachbarten Populationen spielen werden. Es ist deshalb wichtig, Managementorgane der, an derzeitige Verbreitungsgebiete angrenzenden Regionen, einzubeziehen, da in diese Regionen bald Individuen einwandern.



- Moderation ist entscheidend. Jedes Diskussionsforum, an dem die Öffentlichkeit, Interessengruppen oder verschiedene Managementbehörden teilnehmen, müssen von einem kompetenten und neutralen Vermittler moderiert werden. In Fällen, in denen Uneinigkeit über grundlegende Fakten oder deren Interpretation herrscht, kann es wünschenswert sein, eine kleine Gruppe internationale Experten einzuberufen, um die vorhandenen Daten zu bewerten.
- Für jede Population großer Raubtiere sollte ein Land oder Teilstaat die Führung übernehmen. Dies kann entweder das Land, mit dem größten Anteil an der Population sein, oder das Land, welches am meisten von der Kooperation profitiert.
- Die Erzielung einer Einigung wird erleichtert, wenn durch die Kommission Anreize gesetzt werden. Der Anreiz, der wahrscheinlich am attraktivsten ist, ist die Idee, dass die Kooperation zu mehr Freiheit und Flexibilität im Management führt und dass die Kommission stark dazu ermuntert, auf Populationsniveau zu arbeiten, wie durch die Initiative zur Ausarbeitung dieser Leitlinien belegt wird. Wenn beispielsweise die Population als Ganzes gemanagt wird, wird das den FCS befördern und den beteiligten Ländern mehr lokal angepasste Flexibilität beim Management ihres Teils der Population erlauben. Die Möglichkeit die Festsetzung im Anhang, für bestimmte Arten in bestimmten Populationen, zu ändern (z.B. Wechsel zwischen Anhang IV und V) oder die Klärung der akzeptablen Managementmethoden innerhalb einer bestehenden Festsetzung, würde auch zur Kooperation anregen. Weiterhin würde die Einrichtung zentraler Finanzierungsfonds (z.B. durch das Programm zur Entwicklung des ländlichen Raums oder LIFE+ Programm), um einige der hohen Kosten für die Erhaltung der Großraubtiere aufzufangen, die Kooperation ebenfalls unterstützen, wenn die Fonds an die Einführung eines Managementplans auf Populationsniveau geknüpft werden.
- Die Erhaltung der Großraubtiere erfordert die Zusammenarbeit zwischen verschiedenen Fachgebieten. Jeder effektive Planungsprozess muss deshalb Vertreter für Umwelt, Landwirtschaft, Forstwirtschaft, Tourismus und Infrastruktur/Transport beteiligen.
- Die meisten der Großraubtierpopulationen in Europa erstrecken sich über Länder, die nicht EU-Mitglieder sind. Diese Länder müssen durch neue diplomatische Ansätze in den Prozess eingebunden werden, da ihre Kooperation nur erbeten, aber nicht gefordert werden kann. Länder, die Unterzeichner der Berner Konvention sind, sollten zur Kooperation ermutigt werden können, wenn die Konvention auch diese Richtlinien aufnehmen würde. Die Empfehlung Nr. 115 (2005) des Sekretariats der Berner Konvention zur Erhaltung und Management grenzüberschreitender Populationen großer Raubtiere, reicht bereits sehr weit in Richtung einer Förderung dieses Prozesses. Für Schlüsselländer, die nicht Unterzeichner der Berner Konvention sind, müssen andere Anreize gefunden werden, um sie zur freiwilligen Mitarbeit zu bewegen. Die Bonner Konvention könnte als geeignete Plattform genutzt werden, ebenso wie die Konvention über die biologische Diversität.
- Es kann nützlich sein, den Teilnehmern bei der Visualisierung der Folgen verschiedener Entscheidungen oder Managementalternativen zu helfen, indem sichergestellt wird, dass jede Arbeitsgemeinschaft GIS-basierte visuelle Unterstützung zur Verfügung hat, die die Verbreitung der Großraubtiere und der potenziellen Habitate zeigen kann. Ebenso nützlich kann es sein, wenn einige grundlegende Populationsmodelle verwendet werden, welche die Folgen verschiedener Populationsgrößen und Managementszenarien aufzeigen können. Schließlich könnte die kombinierte Anwendung der Modelle mit einigen Grunddaten aus Infrastrukturentwicklungsplänen, menschlicher Landnutzung und menschlichen Bevölkerungstrends verbunden werden (e.g. Westley & Miller 2003). Dieses Gesamtmodell der Umwelt könnte dabei helfen, den Einfluss alternativer Managementstrategien und Szenarien zu visualisieren. Die effektive Nutzung dieser Instrumente erfordert ein gewisses Maß an Vorbereitung der Arbeitsgemeinschaften – sollte aber bei der Integration der vielen verschiedenen Erwägungen, die ein effektiver Planungsprozesse abstimmen muss, sehr



effektiv sein. Diese Herangehensweise sollte auch dabei helfen, den Entscheidungsträgern und Managern die wissenschaftlichen Erkenntnisse zu vermitteln.

- Während diese Pläne nur eine Art betreffen können, wäre es in Gebieten, in denen zwei oder mehrere Großraubtierarten vorkommen, logisch, die Erstellung eines Multi-Spezies-Planes in Betracht zuziehen. Allerniedrigstens sollten mögliche Synergien berücksichtigt werden. Allerdings werden die verschiedenen Arten mit unterschiedlichen ökologischen Anforderungen und unterschiedlichen Konflikten in Verbindung gebracht, wobei die Wölfe am meisten kontroversiell sind und die Luchse am wenigsten.
- Es sollte hervorgehoben werden, dass diese Managementpläne einen Mindestkatalog von Aufgaben darstellen, über die die für eine geteilte zuständigen Behörden Einigkeit erzielen müssen, um eine effektive Herangehensweise an das Management auf Populationsniveau zu gewährleisten. Es sollte betont werden, dass es innerhalb einer vorgegebenen Population erhebliche Abweichungen im Managementsystem geben kann und dass dies akzeptabel ist, solange der Gesamtplan (der auch in Form eines Abkommens zwischen benachbarten Staaten vorliegen kann) darauf abgestimmt ist, auf ein gemeinsames Ziel zur Erhaltung und Förderung eines günstigen Erhaltungszustands der betreffenden Population hinzuarbeiten. Die Möglichkeit ein flexibles Management zu erlauben, sollte bei der Findung von Kompromissen eine große Hilfe sein.
- Im wichtigsten ist die Aufstellung dieses Typs von Managementplänen für eigenständige Populationen (definiert in den Tabellen 1-4), die sich mehr oder weniger kontinuierlich über Grenzen hinweg verbreiten. Es ist jedoch auch wichtig, die Verbundenheit zwischen den Populationen in einer größeren Metapopulation zu berücksichtigen. Deshalb sollten die verschiedenen Prozesse für die unterschiedlichen Populationen koordiniert werden. In den Fällen, in denen eine Anzahl verschiedener abgegrenzter Populationen in den Bereich eines Schirms bereits bestehender Traditionen der Zusammenarbeit fallen – wie die Alpenkonvention und SCALP¹⁸ für den Luchs – ist es vielleicht eine Idee, den Prozess für alle Population zu koordinieren, die unter diesen Schirm fallen.

¹⁸ SCALP = der „Zustand und Erhaltung der alpinen Luchspopulation“ ist ein bestehendes Konzept, das versucht die Überwachungs- und Erhaltungseinsätze für den Eurasischen Luchs in den Alpeennationen zu koordinieren.



7.2. Das Ergebnis

Das Folgende, ist eine Entwurfsvorlage für die Punkte, die ein grenzüberschreitender Managementplan enthalten sollte. Es sollte drei Abschnitte geben mit Schwerpunkt auf den Hintergrundinformationen, der Formulierung messbarer zeitlich und örtlich bestimmter Richtwerte und Ziele und einem Katalog mit Maßnahmen die erforderlich sind, um diese Vorgaben zu erreichen.

Titel	Erläuterungen
1. Hintergrund	Dieser Abschnitt fasst die Hintergrundinformationen zu den einzelnen Populationen und den Zusammenhang zur Metapopulation zusammen. Er ist dazu gedacht, als Referenz für die Begründung der Ziele und damit verbundenen Maßnahmen, die später im Dokument aufgeführt werden, zu dienen und Transparenz, Glaubwürdigkeit und Belastbarkeit des Gesamtplans zu erhöhen .
1.1 Definition der Population	Beschreibt die geografischen Grenzen der Population, wenn möglich unterschieden zwischen (1) der Verbreitung des reproduzierenden Teils der Population, (2) dem Gesamtgebiet mit regulären Vorkommen ortsfester Individuen und (3) Gebiete in denen wandernde Tiere zeitweilig vorkommen. Wenn sich die Verteilung der Tiere innerhalb einer Population konzentriert, müssen diese Populationssegmente beschrieben werden.
1.2 Managementeinheiten	Beschreibt die bestehenden Managementeinheiten – solche wie nationale, teilstaatliche oder regionale Grenzen, Grenzen der Wildmanagementeinheiten oder die Grenzen geschützter Gebiete, die diese Verteilung überlagern.
1.3. Beschreibung der Population	Beschreibt die Geschichte, Zustand, Trend und Ökologie der Population. Wenn Daten zu den demografischen Parametern verfügbar sind (Reproduktion oder Sterblichkeit) sollten diese erfasst und dargestellt werden. Ebenso sollten, so detailliert wie möglich, die Daten der Zeitserien der Populationstrends und eventueller menschlicher Eingriffe in einem möglichst kleinräumigen Maßstab erfasst werden. Besondere Schwerpunkte sollten auf die Beschreibung der verwendeten Survey-, Monitoring- und Zensusmethoden gelegt werden, so dass die Daten evaluiert werden können.
1.4. Beschreibung des Habitats	Beschreibt die Qualität des Habitats innerhalb der geografischen Grenzen der Population und in den umgebenden Gebieten, in die eine Ausbreitung möglich ist. Stellt Daten für vom Menschen verursachten (Bevölkerung, Infrastruktur, Landwirtschaft, Landnutzung) und biologischen (Waldbedeckung, Beuteverteilung) Parameter dar.
1.5. Kontinentaler Zusammenhang	Beschreibt die existierenden und potenziellen Verbindungen der benachbarten Populationen innerhalb der Metapopulation. Bewertet die Bedeutung dieser Population innerhalb des europäischen Zusammenhangs – nach Anzahl und Verbundenheit.
1.6. Derzeitiges Management	
1.6.1. Rechtsstatus und Managementsystem	Beschreibt die derzeitigen Managementmaßnahmen in jeder Managementeinheit.
1.6.2. Schäden und Konflikte	Fasst die Daten der verschiedenen Konflikte, die vorgekommen sind und die Art und Weise, wie sie gelöst wurden.
1.6.3. Hindernisse für Erhaltung	Identifiziert die Hauptbedrohungen, die limitierenden Faktoren und Hindernisse für eine erfolgreiche Erhaltung in der Region. Eine SWOT oder DSPIR Methode könnte zur Strukturierung dieser Debatte eingesetzt werden.
1.6.2. Erhaltungszustand	Fasst den Erhaltungszustand der Population und alle Erhaltungsmaßnahmen die kürzlich ergriffen wurden, um diesen Zustand zu stärken.
2. Definition der Ziele und Richtwerte	Dieser Abschnitt entwickelt die Gesamtvision und die zeitlichen, räumlichen, messbaren Richtwerte und Ziele, die der Plan zu erreichen versucht. Er enthält die folgenden Unterabschnitte.



2.1. Darlegung der Gesamtvision	Entwickelt eine Gesamtvision für die Erhaltung der Großraubtiere in der Region. ¹⁹ Sie könnte auch Stellungnahmen über die Erhaltung der Großraubtiere beinhalten und sollte sich auf andere sozioökonomische und Erhaltungsziele derselben Region beziehen.
2.2. Messbare Ziele	Dies ist der Abschnitt, in dem bestimmte und messbare Ziele im Rahmen der Gesamtvision entwickelt werden. Diese Ziele sollten ergebnisorientiert (den gewünschten Endzustand darstellen), messbar, zeitlich begrenzt, bestimmt und glaubwürdig sein. Diese Ziele sollten auf den besten verfügbaren wissenschaftlichen Erkenntnissen aufbauen, auf die jeweilige Art und Region zugeschnitten sein, lang- und kurzfristige Ziele enthalten und Unsicherheiten transparent darstellen (Tear <i>et al.</i> 2005).
2.2.1. Günstige Referenzpopulation	Entwickelt ein gemeinsames Verständnis darüber, was der Grenzwert für die günstige Referenzpopulation für diese Population sein soll.
2.2.2. Günstiges Referenzverbreitungsgebiet	Entwickelt ein gemeinsames Verständnis darüber, was der Grenzwert für ein günstiges Referenzverbreitungsgebiet für diese Population sein soll.
2.2.3. Populationsziele	Untersucht, wie weit die Population über die Grenzwerte hinaus anwachsen muss, um die Erfordernisse der gemeinschaftlichen Verpflichtungen zu erfüllen.
2.2.4. Erfolgskriterien	Entwickelt einen Katalog messbarer Parameter, wie Populationsgröße oder -trend, Jagdquoten, Schadensniveau, Wildereinebene, die als Maß für den Erfolg der Managementmaßnahmen benutzt werden können.
2.2.5. Verbundenheit und Ausbreitung	Eigens entwickelter Plan zur Aufrechterhaltung oder Förderung der Verbundenheit sowohl innerhalb der Population als auch mit benachbarten Populationen. Gebiete in denen die Ausbreitung gefördert oder bevorzugt wird und Korridore, die für die Verbundenheit entscheidend sind, sollen definiert werden.
2.2.6 Räumliche Aspekte des Managements	Die in den vorherigen Abschnitten entwickelten Gesamtziele sollten zwischen den verschiedenen Managementeinheiten, wie Ländern, Teilstaaten, Regionen, Wildmanagementgebieten oder geschützten Gebieten aufgeteilt werden. Die Beziehung zwischen dem Plan und den geschützten Gebieten, besonders Natur2000-Gebiete, sollten im Detail betrachtet werden. Besonderes Augenmerk sollte auf der Integration der Anforderungen an die Verbundenheit der Populationen in die nationalen Infrastruktur- und Industrieentwicklungspläne gelegt werden.
3. Maßnahmen	Dies sind die einzelnen Maßnahmenpunkte, die berücksichtigt werden müssen. Sie konzentrieren sich auf Maßnahmen, die hauptsächlich zur Managementplanung auf Populationsniveau gehören – andere nationale Maßnahmen kann es auch geben, aber es muss nicht alles wiederholt werden. Die Maßnahmen müssen nicht in allen Managementeinheiten automatisch identisch sein – aber sie sollten untereinander abgestimmt und miteinander vereinbar sein. Allzu scharfe Abgrenzungen zwischen sehr unterschiedlichen Maßnahmen sollten vermieden werden.
3.1. Erhaltung von Größe und Ausbreitung der Population	Behandelt die konkreten Maßnahmen, die auf die Population angewendet werden, um sicherzustellen, dass der Erhaltungszustand erhalten bleibt oder verbessert wird (wenn angemessen). Skizziert die Schritte, die unternommen werden, um die interne Verbundenheit innerhalb der Population zu erhalten oder zu verbessern, insbesondere wenn es eine Reihe von Populationssegmenten gibt.
3.2. Erhaltung und Verbesserung der Verbundenheit	Behandelt die genauen Maßnahmen, die ergriffen werden müssen, um die externe Verbundenheit zwischen benachbarten Populationen zu erhalten oder zu verbessern. Entwickelt klare Landnutzungspläne für entscheidende Korridore. Wenn Umsiedlungen oder Wiedereinführungen in Betracht gezogen werden, muss dies im Detail beschrieben werden.
3.3. Anpassung der Rechtslage	Beschreibt jede Änderung der Gesetzgebung, die notwendig ist, um die Erstellung eines Managementplanes auf Populationsebene zu bewirken.

¹⁹ Mit Region beziehen wir uns sowohl auf die interne Struktur als auch auf die betreffende Population und seiner externen Verbundenheit zu benachbarten Populationen.



	Allzu scharfe Abgrenzungen zwischen Managementeinheit mit sehr unterschiedlichen Rechtsrahmen sollten vermieden werden.
3.4. Sicherung einer angemessenen Basis wilder Beutetiere, natürlichem Angebot an Nahrung und Habitatqualität	Beschreibt Maßnahmen, die ergriffen werden, um sicherzustellen, dass ausreichend Beutetiere und Lebensraum für die großen Raubtiere zu Verfügung steht. Für Bären ist es wichtig, dass die Forstwirtschaft Futterbäume erhält und dass Jagd und forstwirtschaftliche Aktivitäten die Bären nicht während des Winterschlafs stören. Für den Luchs und den Wolf ist es entscheidend, dass bei der Festlegung von Jagdquoten für wilde Huftiere die Anwesenheit der Raubtiere berücksichtigt wird.
3.5. Schadenskontrolle und Konfliktlösung	Beschreibt, wie die verschiedenen Konflikte gelöst werden sollen und wie diese Lösung finanziert werden soll. Um das Fairness- und Gerechtigkeitsgefühl zu stärken, wäre es nützlich, wenn die gleichen oder zumindest ähnliche Motivationsmaßnahmen und Unterstützungsebenen in allen Managementeinheiten, die eine Population teilen, zur Verfügung stehen würden.
3.6. Koordination der Jagd, Kontrolle der Raubtiere	Es ist äußerst wichtig, dass die Entfernung von Großraubtieren zwischen allen Managementeinheiten, die eine Population teilen koordiniert wird. Es sollte ein Grenzwert für die Zahl der Tiere, die pro Jahr entfernt werden sollen, auf Populationsebene festgelegt werden. Die Entwicklung einer Logik hinter der Anwendung von Ausnahmevorschriften, beruht auf einer einheitlichen, aber dennoch lokal relevanten, Logik. Stellt sicher, dass die Bewertung des „nicht nachteiligen Effekts“ bei der Anwendung von Ausnahmeregeln auf Populationsniveau durchgeführt wird.
3.7. Durchführung	Berichtet, dass die Durchführung (Anti-Wilderei) ernsthaft geplant und zwischen den Managementeinheit koordiniert wird, um sicherzustellen, dass nicht Wilderei in einem Gebiet, als legale Jagd im einem anderen durchgeht.
3.8. Grenzüberschreitender Austausch von Erfahrungen zwischen Akteuren und Interessengruppen	Etabliert ein Forum für Akteure und Interessengruppen aus allen Managementeinheiten, um sich zu treffen und die, das Management der Großraubtiere betreffenden Fragen, gemeinsam zu diskutieren.
3.9. Institutionelle Koordination der Managementbehörden	Etabliert ein Kontaktforum für alle Managementbehörden, die sich eine Population teilen, um sich regelmäßig zu treffen und Informationen auszutauschen.
3.10. Monitoring des Monitorings und der wissenschaftlichen Forschungsprogramme	Es ist entscheidend, dass das Monitoring der Populationen auf eine vergleichbare und koordinierte Weise durchgeführt wird. Verschiedene Managementeinheiten mögen unterschiedliche Methoden benutzen und sich auf unterschiedliche Parameter konzentrieren, aber es muss ein Minimum an Übereinstimmung in den gesammelten Daten geben, um die Bewertung von Zustand und Trend der Population auf Populationsebene zu erlauben. Beschreibt, wie die grenzüberschreitende Kooperation in der Forschung gefördert werden soll.
3.11. Sicherstellung der Koordination einzelner Sektoren innerhalb und zwischen Ländern	Etabliert ein Kontaktforum zur Koordination der Interessen verschiedener Bereiche (z.B. Umwelt, Tourismus, Landwirtschaft, Forstwirtschaft, Infrastruktur) zwischen allen Managementeinheiten der betreffenden Region. Dieses Forum sollte sicherstellen, dass Planung und andere Aktivitäten der Sektoren keine Konflikte in den Verbreitungsgebieten der Raubtiere verstärken oder Habitate oder Verbindungskorridore innerhalb des Verbreitungsgebietes zerteilen.
3.12. Überwachung der Wirksamkeit der umgesetzten Managementmaßnahmen	Ein System zur Bewertung der Wirkungen der angewendeten Managementmaßnahmen muss installiert werden, um die Überprüfung des Managementplans und seine eventuelle Überprüfung und Anpassung, zu erlauben.



Literaturverzeichnis

- Allendorf, F. W. and Ryman, N. (2002). Die Rolle der Genetik in der Lebensfähigkeit der Populationen. In *Population viability analysis*: 50-85. Beissinger, S. R. and McCullough, D. R. (Eds.). London: University of Chicago Press.
- Andersen, R., Linnell, J. D. C. and Solberg, E. J. (2006). Die zukünftige Rolle von Großraubtieren auf terrestrische Nahrungsbeziehungen: der nördliche gemäßigte Standpunkt. In *Large herbivore ecology, ecosystem dynamics and conservation*: 413-448. Danell, K., Bergström, R., Duncan, P. and Pastor, J. (Eds.). Cambridge: Cambridge University Press.
- Andersen, R., Odden, J., Linnell, J. D. C., Odden, M., Herfindal, I., Panzacchi, M., Høgseth, Ø., Gangås, L., Brøseth, H., Solberg, E. J. and Hjeljord, O. (2005). Luchs und Rehe in südöstlichen Norwegen: Aktivität 1995-2004 [Gaupe og rådyr i sørøst-Norge: oversikt over gjennomførte aktiviteter 1995-2004]. NINA Rapport 29: 1-41.
- Andrén, H. and Liberg, O. (1999). Demographie und lebensfähige Mindestpopulation für den Luchs [Demografi och minsta livskraftiga population hos lodjur]. In *Livskraftiga rovdjursstammar*: 119-124. Ebenhard, T. and Höggren, M. (Eds.). Uppsala: Centrum för Biologisk Mångfald.
- Andrén, H., Linnell, J. D. C., Liberg, O., Andersen, R., Danell, A., Karlsson, J., Odden, J., Moa, P. F., Ahlqvist, P., Kvam, T., Franzén, R. and Segerström, P. (2006). Die Überlebensraten und Todesursachen des Eurasischer Luchs (*Lynx lynx*) in multifunktionalen-Landschaften. *Biological Conservation* 131: 23-32.
- Baguette, M. and Stevens, V. M. (2003). Lokale Populationen und Metapopulationen sind sowohl natürliche als auch operative Kategorien. *Oikos* 101(3): 661-663.
- Bath, A. (2005). *Seminar über grenzüberschreitendes Management von Großraubtierpopulationen Osilnica, Slowenien 15-17 April 2005*. Strasbourg: Council of Europe T-PVS (2005) 10.
- Bath, A. J. and Majic, A. (2001). *Menschliche Dimensionen im Wolfsmanagement in Kroatien: Verständnis, Einstellungen und Überzeugungen der Bewohner in Gorski Kotar, Lika und Dalmatien in Bezug auf Wölfe und Wolfsmanagement*. Large Carnivore Initiative for Europe www.lcie.org.
- Bensch, S., Andrén, H., Hansson, B., Pedersen, H. C., Sand, H., Sejberg, D., Wabakken, P. and Åkersson, M. (2006). Selektion der Heterozygotie gibt Hoffnung für eine wilde Population von Inzuchtwölfen. *PLOS One* 1(1): e72. doi:10.1371/journal.pone.0000072.
- Berryman, A. A. (2002). Population: ein zentrales Konzept für die Ökologie? *Oikos* 97(3): 439-442.
- Bessa-Gomes, C. and Petrucci-Fonseca, F. (2003). Die Anwendung künstlicher neuraler Netzwerke für Bewertung der Wolfsverbreitungsmuster in Portugal. *Animal Conservation* 6(3): 221-230.
- Bessinger, S. R. and McCullough, D. R. (eds) (2002). *Analyse der Populationslebensfähigkeit*. University of Chicago Press, London.
- Boitani, L. (2000). *Maßnahmenplan zum Erhalt der Wölfe (Canis lupus) in Europa*. Nature and Environment, Council of Europe Publishing 113: 1-86.
- Boitani, L. (2003). *Erhaltung und Regeneration des Wolfs*. In *Wolves: behavior, ecology, and conservation*: 317-340. Mech, L. D. and Boitani, L. (Eds.). Chicago: University of Chicago Press.
- Breitenmoser, U. (1998). Großraubtiere in den Alpen: Der Fall und Aufstieg der Konkurrenten des Menschen. *Biological Conservation* 83(3): 279-289.
- Breitenmoser, U., Angst, C., Landry, J. M., Breitenmoser-Würsten, C., Linnell, J. D. C. and Weber, J. M. (2005). Nicht tödliche Techniken zur Reduzierung der Prädation. In *People and wildlife: conflict or coexistence?*: 49-71. Woodroffe, R., Thirgood, S. and Rabinowitz, A. (Eds.). Cambridge: Cambridge University Press.
- Breitenmoser, U., Breitenmoser-Würsten, C., Carbyn, L. N. and Funk, S. M. (2001). Bewertung der Wiederansiedlung von Raubtieren. In *Carnivore conservation*: 241-281. Gittleman, J. L., Funk, S. M., Macdonald, D. W. and Wayne, R. K. (Eds.). Cambridge: Cambridge University Press.



- Breitenmoser, U., Breitenmoser-Würsten, C., Okarma, H., Kaphegyi, T., Kaphegyi-Wallmann, U. and Müller, U. M. (2000). Maßnahmenplan zur Erhaltung der Eurasischen Luchs in Europa (*Lynx lynx*). Council of Europe Nature and Environment 112: 1-69.
- Brook, B. W., Burgman, M. A., Akcakaya, H. R., O'Grady, J. J. and Frankham, R. (2002). Die Kritik der PVA stellt die falschen Fragen: Ausschütten des heuristischen Kindes mit dem numerischen Badewasser. *Conservation Biology* 16(1): 262-263.
- Brook, B. W., O'Grady, J. J., Chapman, A. P., Burgman, M. A., Akcakaya, H. R. and Frankham, R. (2000). Vorhersagegenauigkeit der Populationslebensfähigkeitsanalyse in der Erhaltungsbiologie. *Nature* 404: 385-387.
- Camus, P. A. and Lima, M. (2002). Populationen, Metapopulationen und das offengeschlossene Dilemma: Der Konflikt zwischen operativen und natürlichen Populationskonzepten. *Oikos* 97(3): 433-438.
- Carroll, C., Noss, R. F., Paquet, P. C. and Schumaker, N. H. (2004). Ausmaß des Aussterbens in geschützten Gebieten sich entwickelnder Landschaften. *Conservation Biology* 18(4): 1110-1120.
- Carroll, C., Phillips, M. K., Lopez Gonzalez, C. and Schumaker, N. H. (2006). Definition der Erholungsziele und Strategien für die bedrohten Arten: der Wolf als Fallstudie. *BioScience* 56(1): 25-37.
- Chapron, G. and Arlettaz, R. (2006). Anwendung von Modellen zum Management von Raubtieren. *Science* 314: 1682-1683.
- Chapron, G., Legendre, S., Ferrière, R., Clobert, J. and Haight, R. G. (2003). Erhaltung und Kontrollstrategien für den Wolf (*Canis lupus*) in Westeuropa auf der Basis demographischer Modelle. *Compt Rend Biol* 326: 575-587.
- Chapron, G., Quenette, P. Y., Legendre, S. and Clobert, J. (2003). Welche Zukunft für die französische Pyrenäenpopulation des Braunbären (*Ursus arctos*)? Ein Ansatz mit phasenstrukturierten, deterministischen und stochastischen Modellen. *Compt Rend Biol* 326: S174-S182.
- Corsi, F., Dupre, E. and Boitani, L. (1999). Eine großräumiges Modell der Wolfsverbreitung in Italien zur Erhaltungsplanung. *Conservation Biology* 13(1): 150-159.
- Coulson, T., Mace, G. M., Hudson, E. and Possingham, H. (2001). Der Gebrauch und Missbrauch der Populationslebensfähigkeitsanalyse. *Trends in Ecology and Evolution* 16(5): 219-221.
- Decker, D. J., Brown, T. L. and Siemer, W. F. (2001). Die menschliche Dimensionen des Wildtiermanagements in Nordamerika. Bethesda, Maryland, USA: The Wildlife Society.
- Doutaz, J. and Koenig, A. (2003). Die Rückkehr des Wolfes in die Schweiz: eine Analyse zur Bestimmung der Verfügbarkeit potenzieller Habitate [Le retour du Loup (*Canis lupus L.*) en Suisse: Analyse des données disponibles en vue de la réalisation d'un modèle de distribution potentielle]. KORA Bericht 21: 1-27.
- Ebenhard, T. (2000). Populationslebensfähigkeitsanalyse im Management gefährdeter Arten: Wolf, Otter und Wanderfalke in Schweden. *Ecological Bulletins* 48: 143-163.
- Ellner, S. P., Fieberg, J., Ludwig, D. and Wilcox, C. (2002). Die Genauigkeit der Populationslebensfähigkeitsanalyse. *Conservation Biology* 16(1): 258-261.
- Elmhagen, B. and Angerbjörn, A. (2001). Die Anwendbarkeit der Metapopulationstheorie auf große Säugetiere. *Oikos* 94: 89-100.
- Ericsson, G. and Heberlein, T. A. (2003). Das Verhalten der Jäger, Einheimischen und der allgemeinen Öffentlichkeit in Schweden, jetzt da die Wölfe zurück sind. *Biological Conservation* 111: 149-159.
- European Habitats Forum (2005) Auf dem Weg zu einem europäischen Biodiversitätsmonitoring. http://www.panda.org/about_wwf/what_we_do/species/news/index.cfm?uNewsID=70720
- Flagstad, Ø., Hedmark, E., Landa, A., Brøseth, H., Persson, J., Andersen, R., Segerstrom, P. and Ellegren, H. (2004). Besiedelungsgeschichte und nichtinvasive Überwachung einer wiederangesiedelten Vielfraßpopulation. *Conservation Biology* 18(3): 676-688.
- Frankham, R. (1995). Effektive Populationsgröße/Verhältnisse der adulten Populationsgröße im Tierreich: eine Bewertung. *Genetical Research* 66: 95-107.



- Franklin, I. R. and Frankham, R. (1998). Wie groß muss eine Population sein, um ihr evolutionäres Potenzial zu erhalten. *Animal Conservation* 1: 69-70.
- Gärdenfors, U. (2000). Populationslebensfähigkeitsanalyse in der Klassifizierung der bedrohten Arten: Probleme und Potentiale. *Ecological Bulletins* 48: 181-190.
- Gärdenfors, U., Hilton-Taylor, C., Mace, G. M. and Rodríguez, J. P. (2001). Die Anwendung der Kriterien der Roten Liste IUCN auf regionaler Ebene. *Conservation Biology* 15(5): 1206-1212.
- Herfindal, I., Linnell, J. D. C., Odden, J., Nilsen, E. B. and Andersen, R. (2005). Beutedichte, Umweltproduktivität und Heimatreviergröße beim eurasischen Luchses (*Lynx lynx*). *Journal of Zoology*, London 265: 63-71.
- Hofer, D. (2002). Der Löwenanteil der Jagd: Trophäenjagd und Naturschutz: eine Überprüfung des Rechts des eurasischen touristischen Trophäenjagdmарktes und der Trophäenhandel unter CITES. *TRAFFIC Europe*: 1-72.
- IUCN (2003). Richtlinien für die Anwendung der IUCN Rote-Liste-Kriterien auf regionaler Ebene: Version 3.0. Gland, Switzerland and Cambridge, UK: IUCN Species Survival Commission.
- IUCN (2006). Richtlinien für die Verwendung der IUCN Rote-Liste-Kategorien und Kriterien. Version 6.1 (July 206). Standards and Petitions Working Group, IUCN SSC Biodiversity Assessments Sub-Committee.
- Kaczensky, P. (1999). Großraubtierübergriffe auf Nutztiere in Europa. *Ursus* 11: 59-72.
- Kaczensky, P. (2000). Koexistenz von Braunbären und Menschen in Slowenien. PhD Thesis, Department for Ecosystem and Land Use Management, Technical University of Munich, Germany.
- Kaczensky, P., Knauer, F., Krze, B., Jonozovic, M., Adamic, M. and Grossow, H. (2003). Die Auswirkungen von Hochgeschwindigkeitsverkehrsachsen mit hohem Verkehrsaufkommen auf Braunbären in Slowenien. *Biological Conservation* 111: 191-204.
- Knapp, A. (2006). Bedürfnisse der Bären: Eine Analyse des Braunbärenmanagements und Handel in ausgewählten Verbreitungsstaaten und die Rolle der Europäischen Union im Trophäenhandel Brüssels: *Traffic Europe Report*.
- Kojola, I., Huitu, O., Toppinen, K., Heikura, K., Heikkinen, S. and Ronkainen, S. (2004). Die Prädation europäischer Waldrentiere (*Rangifer tarandus*) von Wölfen (*Canis lupus*) in Finnland. *Journal of Zoology*, London 263(3): 229-236.
- Kramer-Schadt, S., Revilla, E. and Wiegand, T. (2005). Luchs Wiederansiedlungen in fragmentierten Landschaften in Deutschland: Projekt mit Zukunft oder missverständlicher Artenschutz? *Biological Conservation* 125: 169-182.
- Kramer-Schadt, S., Revilla, E., Wiegand, T. and Breitenmoser, U. (2004). Fragmentierte Landschaften, Mortalität auf Straßen und Teilstückvernetzung: Modellierung der Einflüsse auf die Verteilung des Eurasischen Luchses. *Journal of Applied Ecology* 41: 711-723.
- Laikre, L. and Ryman, N. (1991). Inzuchtdepression in einer Population gefangener Wölfe (*Canis lupus*). *Conservation Biology* 5(1): 33-40.
- Laikre, L., Andren, R., Larsson, H. O. and Ryman, N. (1996). Inzuchtdepression bei Braunbären. *Biological Conservation* 76(1): 69-72.
- Laikre, L., Ryman, N. and Thompson, E. A. (1993). Erbliche Blindheit in einer Population gefangener Wölfe (*Canis lupus*): Frequenzreduktion eines schädlichen Allels im Verhältnis zur Generhaltung. *Conservation Biology* 7(3): 592-602.
- Landa, a., Lindén, M. and Kojola, I. (2000). Maßnahmenplan für die Erhaltung des Vielfraßes in Europa (*Gulo gulo*). Council of Europe Nature and Environment 115: 1-45.
- Lande, U. S., Linnell, J. D. C., Herfindal, I., Salvatori, V., Brøseth, H., Andersen, R., Odden, J., Andrén, H., Karlsson, J., Willebrand, T., Persson, J., Landa, a., May, R., Dahle, B. and Swenson, J. E. (2003). Potenzielle Lebensräume für Großraubtiere in Skandinavien: GIS-Analyse auf Ebene der Ökoregionen [Potensielle leveområder for store rovdyr i skandinavia: GIS -analyser på et økoregionalt nivå]. Norwegian Institute for Nature Research Fagrapport 64: 1-31.



- Liberg, O. (2006). Genetische Aspekte der Lebensfähigkeit in kleinen Wolfspopulationen mit Schwerpunkt auf der skandinavischen Wolfspopulation. Report from an international expert workshop at Färna Herrgård, Sweden 1st-3rd May 2002. . Swedish Environmental Protection Agency, Stockholm. Rapport 5436.
- Liberg, O., Andrén, H., Pedersen, H. C., Sand, H., Sejberg, D., Wabakken, P., Åkesson, M. and Bensch, S. (2005). Schwere Inzuchtdepression in einer wilden Wolfspopulation (*Canis lupus*). *Biology Letters* 1: 17-20.
- Linnell, J. D. C. (2005) Räumliche Aspekte der Verwaltung von natürlichen Ressourcen und die Erhaltung der Biodiversität - Integration des Globalen und des Lokalen. Norwegian Institute for Nature Research Rapport 62: 1-42
- Linnell, J. D. C., Aanes, R., Swenson, J. E., Odden, J. and Smith, M. E. (1997). Umsiedlung von Raubtieren als eine Methode zur Management von Problemtieren: Eine Übersicht. *Biodiversity and Conservation* 6: 1245-1257.
- Linnell, J. D. C., Andersen, R., Kvam, T., Andrén, H., Liberg, O., Odden, J. and Moa, P. (2001a). Die Größe des Heimatverbreitungsgebietes und Auswahl der Managementstrategie für den Luchs in Skandinavien. *Environmental Management* 27(6): 869-879.
- Linnell, J. D. C., Brøseth, H., Solberg, E. J. and Brainerd, S. M. (2005). Die Ursprünge der südlichen skandinavische Wolfspopulation: Potenzial für natürliche Einwanderung im Hinblick auf Ausbreitungsdistanzen, Geographie und das baltische Eis. *Wildlife Biology* 11: 383-391.
- Linnell, J. D. C., Løe, J., Okarma, H., Blancos, J. C., Andersone, Z., Valdmann, H., Balciauskas, L., Promberger, C., Brainerd, S., Wabakken, P., Kojola, I., Andersen, R., Liberg, O., Sand, H., Solberg, E. J., Pedersen, H. C., Boitani, L. and Breitenmoser, U. (2002). Die Angst vor Wölfen: Eine Überprüfung der Wolfsangriffe auf Menschen. Norwegian Institute for Nature Research Oppdragsmelding 731: 1-65.
- Linnell, J. D. C., Nilsen, E. B., Lande, U. S., Herfindal, I., Odden, J., Skogen, K., Andersen, R. and Breitenmoser, U. (2005). Zonierung als Mittel zur Reduzierung von Konflikten mit großen Raubtieren: Prinzipien und Realität. In *People & Wildlife: conflict or co-existence?* pp 162-175. Woodroffe, R., Thirgood, S. and Rabinowitz, a. (Eds.). Cambridge: Cambridge University Press.
- Linnell, J. D. C., Odden, J., Smith, M. E., Aanes, R. and Swenson, J. E. (1999). Großraubtiere die Nutztiere töten: Existieren wirklich "Problemtiere?" *Wildlife Society Bulletin* 27(3): 698-705.
- Linnell, J. D. C., Promberger, C., Boitani, L., Swenson, J. E., Breitenmoser, U. and Andersen, R. (2005). Die Verknüpfung von Naturschutzstrategien für Großraubtiere und biologischer Vielfalt: der Blick aus den "halb vollen"-Wäldern Europas. In *Carnivorous animals and biodiversity: does conserving one save the other?* pp 381-398. Ray, J. C., Redford, K. H., Steneck, R. S. and Berger, J. (Eds.). Washington: Island Press.
- Linnell, J. D. C., Swenson, J. and Andersen, R. (2001b). Prädatoren und Menschen: Die Erhaltung von Großraubtieren ist bei hohen Siedlungsdichten möglich, wenn die Managementpolitik erfolgreich ist. *Animal Conservation* 4(4): 345-350.
- Ludwig, D. and Walters, C. J. (2002). Die Einpassung der Populationslebensfähigkeitsanalyse in das adaptive Management. In *Population viability analysis*: 511-520. Beissinger, S. R. and McCullough, D. R. (Eds.). London: University of Chicago Press.
- Lynch, M. and Lande, R. (1998). Die kritische effektive Größe für eine genetisch sichere Population. *Animal Conservation* 1: 70-72.
- Mech, L. D. and Boitani, L. (2003). Wolf Sozialökologie. In *Wolves: behavior, ecology, and conservation*: 1-34. Mech, L. D. and Boitani, L. (Eds.). Chicago: University of Chicago Press.
- Miller, C. R. and Waits, L. P. (2003). Die Geschichte der effektiven Populationsgröße und genetischen Vielfalt bei den Yellowstone Grizzlies (*Ursus arctos*): Bedeutung für die Erhaltung. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 100(7): 4334-4339.



- Mills, L. S., Hayes, S. G., Baldwin, C., Wisdom, M. J., Citta, J., Mattson, D. J. and Murphy, K. (1996). Faktoren, die bei einem Datensatz zu Grizzlybären zu unterschiedlichen Vorhersagen für die Lebensfähigkeit führen. *Conservation Biology* 10(3): 863-873.
- Molinari, P. and Molinari-Jobin, A. (2001). Identifizierung von Passagen für Braunbären und andere Wildtiere in der südöstlichen italienischen Alpen. *Ursus* 12: 131-134.
- Morris, W. F. and Doak, D. F. (2002). *Quantitative Naturschutzbiologie: Theorie und Praxis der Populationslebensfähigkeitsanalyse*. Sunderland, Massachusetts: Sinauer Associates Inc.
- Nilsen, E. B., Herfindal, I. and Linnell, J. D. C. (2005). Können zwischenartliche Variationen im Heimatverbreitungsgebiet von Raubtieren durch Anwendung von Fernerkundungsschätzungen der Umweltproduktivität erklärt werden. *EcoScience* 12: 68-75.
- Nilsson, T. (2003). Die Integration der Auswirkungen von Jagdpolitik, Katastrophenereignissen und Inzuchtdepression, in die PVA-Simulation: die skandinavische Wolfspopulation als Beispiel. *Biological Conservation* 115: 227-239.
- Odden, J., Linnell, J. D. C., Moa, P. F., Herfindal, I., Kvam, T. and Andersen, R. (2002). Übergriffe des Luchses auf domestizierte Schafe in Norwegen. *Journal of Wildlife Management* 66(1): 98-105.
- Ozolins, J. (2001). Zustand der Großraubtiere in den baltischen Staaten: Maßnahmenplan für die Erhaltung des Eurasischer Luchses (*Lynx lynx*) in Lettland. Council of Europe T-PVS (2001) 73 addendum 1: 1-18.
- Posillico, M., Meriggi, A., Pagnin, E., Lovari, S. and Russo, L. (2004). Ein Habitatmodell für Braunbärenschutz und Raumplanung in den zentralen Apenninen. *Biological Conservation* 118: 141-150.
- Prins, H. H. T. (1999). Die Malawi-Prinzipien: Die Erläuterung der grundlegenden Gedanken, für den Ökosystemansatz. In *The Norway / UN conference on the ecosystem approach for sustainable use of biological diversity* September 1999 - Trondheim, Norway: 23-30. Schei, P. J., Sandlund, O. T. and Strand, R. (Eds.). Trondheim: Norwegian Directorate for Nature Management.
- Ralls, K., Beissinger, S. R. and Cochrane, J. F. (2002). Richtlinien für die Verwendung der Populationslebensfähigkeitsanalyse beim Management gefährdeter Arten. In *Population viability analysis*: 521-550. Beissinger, S. R. and McCullough, D. R. (Eds.). London: University of Chicago Press.
- Reed, J. M., Mills, L. S., Dunning, J. B., Menges, E. S., McKelvey, K. S., Frye, R., Beissinger, S. R., Anstett, M. C. and Miller, P. (2002). Neue Themen in der Populationslebensfähigkeitsanalyse. *Conservation Biology* 16(1): 7-19.
- Sæther, B. E. and Engen, S. (2002). Berücksichtigung von Unsicherheiten in der Populationslebensfähigkeitsanalyse durch Anwendung von Populationsprognoseintervallen. In *Population viability analysis*: 191-212. Beissinger, S. R. and McCullough, D. R. (Eds.). University of Chicago Press, London
- Sæther, B. E., Engen, S., Persson, J., Brøseth, H., Landa, A. and Willebrand, T. (2005). Management-Strategien für den Vielfraß in Skandinavien. *Journal of Wildlife Management* 69(3): 1001-1014.
- Sæther, B. E., Engen, S., Swenson, J. E., Bakke, Ø. and Sandegren, F. (1998). Lebensfähigkeit der skandinavischen Braunbärpopulationen *Ursus arctos*: Die Auswirkungen der Schätzungen unsicherer Parameter. *Oikos* 82: 403-416.
- Sagør, J. T., Swenson, J. E. and Røskaft, E. (1997). Vereinbarkeit des Braunbären *Ursus arctos* und frei lebenden Schafen in Norwegen. *Biological Conservation* 81: 91-95.
- Salvatori, V. (2004). Kartierung der Erhaltungsgebiete für Großraubtiere in den Karpaten. Faculty of Engineering, Sciences and Mathematics, University of Southampton: PhD Thesis.
- Schaefer, J. A. (2006). Hin zur Reifung des Populationskonzepts. *Oikos* 112(1): 236-240
- Schmidt, K. (1998). Mütterliches Verhalten und Verteilung der Jungen beim Eurasischer Luchs. *Acta Theriologica* 43(4): 391-408.
- Shine, C. (2005). Rechtsbericht über die mögliche Notwendigkeit, Anhang II der Konvention für den Wolf zu ergänzen. Strasbourg: Council of Europe Report T-PVS/Inf (2005) 18.



- Sjögren-Gulve, P. and Ebenhard, T. (eds) (2000). Die Anwendung der Populationslebensfähigkeitsanalyse in der Erhaltungsplanung. Lund, Sweden: *Ecological Bulletins* 48.
- Skogen, K. (2003). Die Anpassung des adaptiven Managements an ein kulturelles Verständnis der Landnutzungskonflikte. *Society and Natural Resources* 16: 435-450.
- Skogen, K. and Kränge, O. (2003). Ein Wolf vor dem Tor: Die Antiraubtierallianz und die symbolische Konstruktion von Gemeinschaft. *Sociologia Ruralis* 43(3): 309-325.
- Skogen, K., Haaland, H., Brainerd, S. and Hustad, H. (2003). Lokale Ansichten über Großraubtiere und deren Management: eine Studie in vier Gemeinden [Lokale syn på rovvilt og rovviltforvaltning. En undersøkelse i fire kommuner: Aurskog-Høland, Lesja, Lierne og Porsanger]. Norwegian Institute for Nature Research Fagrapport 070: 1-30.
- Soulé, M. (2002). Vorwort: Die Erhöhung der Messlatte. In *Population viability analysis*: ix-xi. Beissinger, S. R. and McCullough, D. R. (Eds.). London: University of Chicago Press.
- Soulé, M. E. (1987). Wohin gehen wir von hier aus? In *Viable populations for conservation*: 175-184. E., S. M. (Ed.) Cambridge: Cambridge University Press.
- Soulé, M. E., Estes, J. A., Berger, J. and Martinez del Rios, C. (2003). Ökologische Wirksamkeit: Schutzziele für interaktive Arten. *Conservation Biology* 17(5): 1238-1250.
- Soulé, M., Estes, J. A., Miller, B. and Honnold, D. L. (2005). Stark interagierende Arten: Erhaltungsgrundsätze, Management und Ethik. *BioScience* 55(2): 168-176.
- Stahl, P., Vandel, J. M., Herrenschmidt, V. and Migot, P. (2001). Die Wirkung der Entfernung von Luchsen zur Verringerung der Angriffe auf Schafe im französischen Jura. *Biological Conservation* 101:15-22.
- Støen, O. G., Zedrosser, A., Sæbø, S. and Swenson, J. E. (2006). Die reziproke dichteabhängige Verbreitung des Braunbären *Ursus arctos*. *Oecologia* 148: 356-364.
- Swenson, J. E., Gerstl, N., Dahle, B. and Zedrosser, A. (2000). Maßnahmenplan für die Erhaltung des Braunbären (*Ursus arctos*) in Europa. Report to the Council of Europe Convention on the Conservation of European Wildlife and Natural Habitats T-PVS (2000) 24: 1-68.
- Swenson, J. E., Sandegren, F. and Söderberg, A. (1998). Geographische Ausbreitung einer wachsenden Braunbärenpopulation: Beweis der Wanderung vor Erreichen der Habitatsättigung. *Journal of Animal Ecology* 67: 819-826.
- Swenson, J. E., Sandegren, F., Bjärvall, A. and Wabakken, P. (1998). Leben mit dem Erfolg: Forschungsbedarf für eine wachsende Braunbärenpopulation. *Ursus, International Conference on Bear Research and Management* 10: 17-23.
- Swenson, J. E., Sandegren, F., Söderberg, A., Heim, M., Sørensen, O. J., Bjärvall, A., Franzén, R., Wikan, S. and Wabakken, P. 1999. Wechselwirkungen zwischen Braunbären und Menschen in Skandinavien. *Biosphere Conservation* 2: 1-9.
- Swenson, J. E., Sandegren, F., Soderberg, A., Heim, M., Sørensen, O. J., Bjarvall, A., Franzen, R., Wikan, S. and Wabakken, P. (1999). Wechselwirkungen zwischen Braunbären und Menschen in Skandinavien. *Biosphere Conservation* 2(1): 1-9.
- Tallmon, D. A., Bellemain, E., Swenson, J. E. and Taberlet, P. (2004). Genetische Überwachung der skandinavischen Braunbären: effektive Populationsgröße und Einwanderung. *Journal of Wildlife Management* 68: 960-965.
- Tear, T. H., Kareiva, P., Angermeier, P. L., Comer, P., Czech, B., Kautz, R., Landon, L., Mehlman, D., Murphy, K., Ruckelshaus, M., Scott, J. M. and Wilhere, G. (2005). Wie viel ist genug? Das wiederkehrende Problem der Festlegung messbarer Erhaltungsziele. *BioScience* 55(10): 835-849.
- Vangen, K. M., Persson, J., Landa, A., Andersen, R. and Segerstrom, P. (2001) Charakteristiken in der Verbreitung der Vielfraße. *Canadian Journal of Zoology* 79: 1641-1649.
- Waples, R. S. and Gaggiotti, O. (2006). Was ist eine Population? Eine empirische Auswertung einiger genetischer Methoden zur Ermittlung der Anzahl der Genpools und dem Grad ihrer Verbundenheit. *Molecular Ecology* 15(6): 1419-1439



- Westley, F. R. and Miller, P. S. (eds) (2003). Experimente in Übereinstimmung: Die Integration gesellschaftlicher und wissenschaftlicher Antworten zur Rettung gefährdeter Arten. London: Island Press.
- Wiegand, T., Naves, J., Stephan, T. and Fernandez, A. (1998). Bewertung des Aussterberisikos des Braunbären (*Ursus arctos*) in den Katabrischen Kordilleren in Spanien. *Ecological Monographs* 68(4): 539-570.
- Wilmers, C. C., Post, E., Peterson, R. O. and Vucetich, J. (2006). Der Ausbruch von Raubtierseuchen top-down und bottom-up moduliert und die klimatischen Auswirkungen auf die Pflanzenfresserpopulationsdynamik. *Ecology Letters* 9: 383-389.
- Zimmermann, F. and Breitenmoser, U. (2002). Ein Verbreitungsmodell für den Eurasischen Luchs (*Lynx lynx*) im Juragebirge, Schweiz. In *Predicting species occurrences: issues of accuracy and scale*. Scott, J. M., Heglund, P. J., Samson, F., Haufler, J., Morrison, M., Raphael, M. and Wall, B. (Eds.). Covelo, California: Island Press.
- Zimmermann, F., Breitenmoser-Würsten, C. and Breitenmoser, U. (2005). Geburtenverteilung des Eurasischen Luchses (*Lynx lynx*) in der Schweiz. *Journal of Zoology* 267: 381–395.



Tabelle 1. Überblick über die Populationsstruktur des Braunbären (*Ursus arctos*) in Europa

Region	Population	EU-Staaten	Nicht EU-Staaten	Populations-segmente	Größe
Iberien	Kantabrisch	Spanien ¹		•westlich •östlich	120
Pyrenäen	Pyrenäen	Frankreich, Spanien ²	Andorra	•westlich •zentral	15-17
Apennin	Apennin	Italien ³			40-50
Alpen	Alpen	Italien ⁴ , Österreich	Schweiz	•Trentino •Zentralösterreich ⁵ •Südösterreich ⁶ / •Slowenische Alpen	30-50
Dinarischer Pindos	Dinarischer Pindos	Slowenien Griechenland	Bosnien & Herzegowina Kroatien Serbien Montenegro EJR Mazedonien, Albanien	•Nördliche Dinarien ⁷ •Zentrale Dinarien ⁸ •Pindos ⁹	2100 - 2500
Ostbalkan	Ostbalkan	Bulgarien, Griechenland	Serbien	•Rila Rhodopen •Stara Planina •Ostserbien – Nordwestbulgarien	720
Karpaten	Karpaten	Tschechische Republik, Polen, Slowakei, Rumänien	Ukraine, Serbien	•Westlich ¹⁰ •Hauptkette ¹¹ •Apusenigebirge	8000
Skandinavien	Skandinavisch	Schweden	Norwegen	•südlich •zentral •nördlich	2600
Nordost-europa	Karelisch	Finnland	Norwegen, Russland ¹²		4300
	Baltisch	Estland Lettland	Russland ¹³ , Weißrussland		6800

¹ Das Verbreitungsgebiet umfasst 4 autonome Regionen – Asturien, Kantabrien, Kastilien-León und Galizien.

² Das Verbreitungsgebiet umfasst 3 autonome Regionen - Navarra, Aragon und Katalonien.

³ Im Apennin umfasst das Verbreitungsgebiet 3 Regionen: Latium, Abruzzen und Molise.

⁴ Das Verbreitungsgebiet umfasst 5 autonome Gebiete: Provinz Trient, Provinz Bozen, Regionen Venetien, Lombardei und Friaul.

⁵ Die österreichischen Bundesländer Niederösterreich, Steiermark und Oberösterreich.

⁶ Das österreichische Bundesland Kärnten.

⁷ Südslovenien, Kroatien, Bosnien & Herzegowina, Westserbien, Montenegro

⁸ Nordalbanien - das Verbreitungsgebiet der Bären in dieser Region ist nicht gut erforscht, deshalb ist auch über die genaue Lage von Diskontinuitäten wenig bekannt

⁹ Ostalbanien, EJR Mazedonien, Nord- und Zentralgriechenland

¹⁰ Einschließlich südliches Zentralpolen und zentrale Slowakei.

¹¹ Einschließlich Südostpolen, den östlichsten Teil der Slowakei, die Ukraine und die Hauptkette der Karpaten durch Rumänien und bis in den Osten Serbiens.

¹² Russische Oblaste Leningrad, Nowgorod, Pskow, Twer, Smolensk, Brjansk, Moskau, Kaliningrad, Kaluga, Tula, Kursk, Belgorod und Orjol.

¹³ Russische Oblaste Murmansk und Karelien. Die südlichen und östlichen Grenzen entsprechen den natürlichen geografischen Strukturen des Onega- und des Ladogasees sowie des Weißen Meeres. Diese Einteilung wurde hauptsächlich vorgenommen, um Einheiten mit einer Größe, die gemanagt werden kann zu erhalten. Die Verbreitung der Raubtiere ist über diese Einteilung hinweg zusammenhängend.

**Tabelle 2. Überblick über die Populationsstruktur des Eurasischen Luchses (*Lynx lynx*) in Europa**

Region	Population ¹	EU-Staaten	Nicht EU-Staaten	Populations-segmente	Größe
Böhmen – Bayern	Böhmisch – Bayerisch	Deutschland Österreich Tschechische Republik			75
Vogesen	Vogesen	Frankreich Deutschland		•Süd- & Zentral Vogesen •Nordvogesen & Pfälzer Wald	30-40
Jura	Jura	Frankreich	Schweiz		80
Alpen	Westalpen	Frankreich, Italien Deutschland(?)	Schweiz		80
	Ostalpen	Italien, Österreich Slowenien			30-40
Dinarisches Gebirge	Dinarisch	Slowenien	Kroatien Bosnien & Herzegowina		130
Balkan	Balkan	Griechenland (?)	Albanien, EJR Mazedonien, Serbien, Montenegro		<100
Karpaten	Karpaten	Polen, Slowakei Tschechische Republik, Rumänien, Ungarn	Ukraine Serbien		2500
Skandinavien	Skandinavien	Schweden Finnland	Norwegen		2.000
Nordost - europa	Karelisch	Finnland	Russland ²		1500
Baltisch		Estland, Lettland Litauen, Polen	Russland ³ Weißrussland Ukraine		3400

¹ Zusätzlich zu diesen Populationen gibt es eine Reihe kleiner „Vorkommen“ des Luchses. Das prominenteste Beispiel ist das, der in Gefangenschaft aufgezogener Luchse, die im Harz in Mitteldeutschland wiederangesiedelt wurden. Der zukünftige Zustand dieses Vorkommens muss aktualisiert werden, wenn dessen Entwicklung überprüft wird.

² Russische Oblaste Murmansk und Karelien. Die südlichen und östlichen Grenzen entsprechen den natürlichen geografischen Strukturen des Onega- und des Ladogasees sowie des Weißen Meeres. Diese Einteilung wurde hauptsächlich vorgenommen, um Einheiten mit einer Größe, die gemanagt werden kann zu erhalten. Die Verbreitung der Raubtiere ist über diese Einteilung hinweg zusammenhängend.

³ Russische Oblaste Leningrad, Nowgorod, Pskow, Twer, Smolensk, Brjansk, Moskau, Kaliningrad, Kaluga, Tula, Kursk, Belgorod und Orjol. Diese Einteilung wurde hauptsächlich vorgenommen, um Einheiten mit einer Größe, die gemanagt werden kann zu erhalten. Die Verbreitung der Raubtiere ist über diese Einteilung hinweg zusammenhängend.



Tabelle 3. Überblick über die Populationsstruktur des Vielfraßes (*Gulo gulo*) in Europa

Region	Population	EU-Staaten	Nicht EU-Staaten	Populations-segmente	Größe
Nordeuropa	Skandinavisch	Schweden, Finnland	Norwegen	•Südnorwegen ¹ •Zentralskandinavien ² •Nördliches Fennoskandinavien ³ • Wälder Schwedens	750
	Karelisch	Finnland	Russland ⁴	•Karelien •Westfinnland	450

¹ Norwegische Regionen Sør-Trøndelag (westlich des Flusses Gaula), Hedmark (westlich des Flusses Glomma), Møre & Romsdal, Oppland und weitere südwestlich.

² Norwegische Regionen Sør-Trøndelag (westlich des Flusses Gaula), Hedmark (westlich des Flusses Glomma), Nord Trøndelag, Nordland und die schwedischen Provinzen Jämtland, Dalarna, Norrbotten, und Västerbotten.

³ Norwegische Regionen Troms und Finnmark und die nordwestlichen und nördlichen Teile der Finnischen Provinz Lapland.

⁴ Russische Oblaste Murmansk und Karelien.



Tabelle 4. Überblick über die Populationsstruktur des Wolfs (*Canis lupus*) in Europa

Region	Population	EU-Staaten Staaten	Nicht EU-	Populations- segmente	Größe
Iberien	Nordwestlich	Spanien ¹ , Portugal		•Nördlich des Duero •Südlich des Duero in Portugal, •Südlich des Duero in Spanien	2400 (mindestens 325 Rudel)
	Sierra Morena	Spanien			50
Alpin / Italien	Westalpen	Frankreich, Italien ²	Schweiz		100-120
	Italienische Halbinsel	Italien ³			500-800
Dinarischer – Balkan ⁶	Dinarischer Balkan	Slowenien, Griechenland Bulgarien	Kroatien, Bosnien & Herzegowina, Serbien, Montenegro, EJR Mazedonien, Albanien		5000
Karpaten	Karpatisch	Tschechische Republik, Slowakei, Polen, Rumänien, Ungarn	Ukraine, Serbien		4000
Skandinavien	Skandinavisch	Schweden	Norwegen		130-150
Nordosteuropa	Karelisch	Finnland,	Russland ⁴		750
	Baltisch	Estland, Lettland Litauen, Polen	Russland ⁵ Weißrussland Ukraine		3600
Zentral Europa	Deutschland / Westpolen	Deutschland / Polen			<50

¹ Das Verbreitungsgebiet umfasst 8 autonome Regionen – Galizien, Asturien, Kantabrien, Kastilien-León, Baskenland, La Rioja und Kastilien - La Mancha

² Das Verbreitungsgebiet umfasst 3 Regionen: Aostatal, Piemont, westliches Ligurien. In der Lombardei ist die Anwesenheit nicht bestätigt

³ Das Verbreitungsgebiet umfasst 11 Regionen: Lombardei, zentrales und östliches Ligurien, Emilia-Romagna, Toskana, Marken, Latium, Abruzzen, Molise, Kampanien, Basilicata, Apulien, Kalabrien.

⁴ Russische Oblaste Murmansk und Karelien. Die südlichen und östlichen Grenzen entsprechen den natürlichen geografischen Strukturen des Onega- und des Ladogasees sowie des Weißen Meeres. Diese Einteilung wurde hauptsächlich vorgenommen, um Einheiten mit einer Größe, die gemanagt werden kann und einem gemeinsamen biogeografischen und ökologischen Zusammenhang, zu erhalten. Die Verbreitung der Raubtiere ist über diese Einteilung hinweg zusammenhängend.

⁵ Russische Oblaste Leningrad, Nowgorod, Pskow, Twer, Smolensk, Brjansk, Moskau, Kaliningrad, Kaluga, Tula, Kursk, Belgorod & Orjol. Diese Einteilung wurde hauptsächlich vorgenommen, um Einheiten mit einer Größe, die gemanagt werden kann und einem gemeinsamen biogeografischen und ökologischen Zusammenhang, zu erhalten. Die Verbreitung der Raubtiere ist über diese Einteilung hinweg zusammenhängend.

⁶ Es ist sehr wahrscheinlich, dass es einen hohen Grad an Segmentierung in dieser riesigen Population gibt, die existierenden Daten sind zu grobmaschig, um diese Diskontinuitäten in der Verteilung anzuerkennen.



Tabelle 5. Überblick über die Konventionen und Abkommen, die von den verschiedenen Staaten Kontinentaleuropas unterzeichnet wurden, mit Details artspezifischer Ausnahmen.

Land	FFH-Richtlinie ¹	Bern ¹²	Bonn	CBD
Albanien		Y	Y	Y
Andorra		Y		
Österreich	Y	Y	Y	Y
Weißrussland			Y	Y
Belgien	Y	Y	Y	Y
Bosnien und Herzegowina				Y
Bulgarien	Y ²	Y ¹³	Y	Y
Kroatien	A	Y ¹⁴	Y	Y
Tschechische Republik	Y	Y ¹⁵	Y	Y
Dänemark	Y	Y	Y	Y
Estland	Y ³	Y	Y	
Finnland	Y ⁴	Y ¹⁶	Y	Y
Frankreich	Y	Y	Y	Y
Deutschland	Y	Y	Y	Y
Griechenland	Y ⁵	Y	Y	Y
Ungarn	Y	Y	Y	Y
Italien	Y	Y	Y	Y
Lettland	Y ⁶	Y ¹⁷	Y	Y
Lichtenstein		Y	Y	Y
Litauen	Y ⁷	Y ¹⁸	Y	Y
Luxemburg	Y	Y	Y	Y
Moldau		Y	Y	Y
Montenegro				Y
Niederlande	Y	Y	Y	Y
Norwegen		Y	Y	Y
Polen	Y ⁸	Y ¹⁹	Y	Y
Portugal	Y	Y	Y	Y
Rumänien	Y	Y	Y	Y
Russische Föderation			MoU	Y
San Marino				Y
Serbien		Y	Y	Y
Slowakei	Y ⁹	Y ²⁰	Y	Y
Slowenien	Y	Y ²¹	Y	Y
Spanien	Y ¹⁰	Y ²²	Y	Y
Schweden	Y ¹¹	Y	Y	Y
Schweiz		Y	Y	Y
Ehemalige Jugoslawische Republik Mazedonien		Y	Y	Y
Türkei		Y ²⁴		Y
Ukraine		Y ²⁵	Y	Y

Y= Ja, A= assoziiertes Land, das bald Mitglied wird, MoU = hat nicht ratifiziert, nimmt aber an einigen bestimmten Übereinkommen durch ein "memorandum of understanding" teil.

¹ Standardmäßig stehen Wolf, Bär, Luchs und Vielfraß in Anhang II und Anhang IV der FFH-Richtlinie.

² Bulgarien: Wolf in Anhang II und Anhang V, aber keine Ausnahmen.

³ Estland: Ausnahmen für Wolf, Bär Luchs von Anhang II; Wolf und Luchs stehen in Anhang V.

⁴ Finnland: Ausnahmen für Wolf, Bär Luchs von Anhang II; Wolf in Rentierhaltungsgebieten stehen in Anhang V.

⁵ Griechenland: Ausnahmen für den Wolf nördlich 39. Breitengrad von Anhang II; Wolf nördlich 39. Breitengrad stehen in Anhang V.

⁶ Lettland: Ausnahmen für Wolf und Luchs von Anhang II; Wolf steht in Anhang V.

⁷ Litauen: Ausnahmen für Wolf von Anhang II, Wolf steht in Anhang V.

⁸ Polen: Ausnahme so, dass der Wolf in Anhang V steht.

⁹ Slowakei: Ausnahme so, dass der Wolf in Anhang V steht.

¹⁰ Spanien: Ausnahmen nördlich des Flusses Duero so, dass der Wolf in Anhang V steht.

¹¹ Schweden: Ausnahmen für Bären von Anhang II.



- ¹² Standardmäßig stehen Wolf, Bär, und Vielfraße in Anhang II, Luchse auf Appendix III der Berner Konvention.
- ¹³ Bulgarien: Wölfe von Anhang II ausgeschlossen.
- ¹⁴ Kroatien: Wölfe werden wie in Anhang II behandelt.
- ¹⁵ Tschechische Republik: Wölfe und Bären sind von Anhang II ausgeschlossen.
- ¹⁶ Finnland: Wölfe und Bären sind von Anhang II ausgeschlossen.
- ¹⁷ Lettland: Wölfe sind von Anhang II ausgeschlossen.
- ¹⁸ Litauen: Wölfe werden wie in Anhang II behandelt.
- ¹⁹ Polen: Wölfe sind von Anhang II ausgeschlossen.
- ²⁰ Slowakei: Wölfe und Bären sind von Anhang II ausgeschlossen.
- ²¹ Slowenien: Wölfe und Bären sind von Anhang II ausgeschlossen.
- ²² Spanien: Wölfe werden wie in Anhang III behandelt.
- ²³ Mazedonien: Wölfe sind von Anhang II ausgeschlossen.
- ²⁴ Türkei: Wölfe und Bären sind von Anhang II ausgeschlossen.
- ²⁵ Ukraine: Wölfe und Bären bleiben in Anhang II, aber die Ukraine behält sich das Recht vor, Populationskontrolle auszuüben, um Schäden zu begrenzen.



Anhang 1. Populationen großer Raubtiere in Europa

Die folgenden Tabellen enthalten die Beschreibung jeder Population der vier Arten, einschließlich ihrer Bezeichnung, der geografischen Beschreibung, der genetischen Struktur, der Verbundenheit mit anderen Populationen, des aktuellen Managements, der Belastungen und Reaktionen und die Einstufung auf der Roten Liste der IUCN. Es sollte beachtet werden, dass die Grenzen hauptsächlich auf Grundlage des Zusammenhanges in der Verbreitung gezogen wurden, obwohl wir in einigen Fällen pragmatische Entscheidungen getroffen und Gebiete nach unterschiedlichen sozialen, politischen und ökologischen Situationen eingeteilt haben. Die Verbreitungsgebiete werden sich ständig verändern und müssen nicht neu bewertet werden, da die Raubtierpopulationen sich ausbreiten und zurückziehen und in Zukunft detailliertere Daten zur Verfügung stehen werden. Als solche sind sie nur ein Arbeitsvorschlag, der auf den vorhandenen Erkenntnissen beruht und als Grundlage für künftige Diskussionen dienen kann.

Braunbär (*Ursus Arctos*)

Eurasischer Luchs (*Lynx lynx*)

Wolf (*Canis lupus*)

Vielfraß (*Gulo gulo*)



BRAUNBÄR (*Ursus arctos*)

Name	Geografische Beschreibung	Genetische und demografische Struktur	Verbundenheit mit anderen Populationen	Derzeitiges Management	Belastungen und Reaktionen	Rote Liste der IUCN
Skandinavien (2600 Bären)	Die Population verteilt sich über Schweden und Norwegen, wobei sich über 95 % der Individuen in Schweden befinden. In Norwegen, werden Bären meistens entlang der schwedischen Grenze vorgefunden. Die nördliche Grenze liegt bei ca. 60° N, dort wo Norwegen, Schweden und Finnland zusammentreffen. Die Bären in Norwegen nördlich und östlich dieser Linie (Provinz Finnmark) gehören zur nordosteuropäischen Population. Die Gebiete zwischen Skandinavien und den nordosteuropäischen Populationen sind sehr spärlich von Bären besiedelt.	Durch starke Verfolgung in beiden Ländern, wurde die einst zahlreiche Population der Bären auf ca. 130 Tiere in vier Gebieten, wo sie seit 1930 überlebt haben, reduziert. Die Population in Schweden ist auf ca. 2550 angewachsen, mit ca. 50 Bären in Norwegen. Der sich reproduzierende Anteil besteht aus vier relativ abgegrenzten Populationsteilen. Die Männchen wandern zwischen diesen Teilen, aber Wanderungen der Weibchen sind derzeit begrenzt. In Schweden hat die Verbreitung der Bären heute wieder das Niveau von 1800 erreicht, mit Bärenvorkommen in ca. 50% der schwedischen Provinzen. Die Population gehört zu den produktivsten der Welt und wächst jährlich mit ca. 5,5%. Diese Population wird als lebensfähig betrachtet, sowohl genetisch als auch demografisch, es wurde jedoch ein sehr geringer Genaustausch zwischen dem südlichsten und den anderen Populationsteilen festgestellt. Die Verbreitung der Bären in Norwegen, entspricht dem westlichen Rand dieser vier Populationsteile. Als Ergebnis sind die meisten Bären verstreut lebende junge Männchen, während nur ca. 1,6 – 2,4 Weibchen mit Nachkommen jedes Jahr registriert werden, was ca. 2-6 erwachsenen Weibchen im Land entspricht.	Die Population ist potenziell mit der nordosteuropäischen Population durch wandernde Männchen verbunden, aber wahrscheinlich nicht durch wandernde Weibchen.	Es gibt ein System mit Jagdquoten in Schweden. Die Abschussrate wurde gesenkt, jedoch nicht gestoppt. Die Population wächst. Norwegen tötet jedes Jahr eine Anzahl von Bären zur Vermeidung von Schäden. Die Tötungen in Norwegen, sind wahrscheinlich nur durch die Zuwanderung von Bären aus Schweden nachhaltig.	Die Hauptbelastung in Norwegen bezieht sich auf frei weidende Schafe. Obwohl das Konfliktniveau in Schweden gering ist, entstehen neue Konflikte, wenn sich die Bären in dichter besiedelte Gebiete ausbreiten.	Obwohl sie durch Bejagung kontrolliert wird, wächst die Population ständig und mit relativ hoher Rate. Das es keinen derzeitigen Rückgang gibt, kann diese Population nicht als gefährdet nach Kriterium C eingestuft werden. Sie ist als „nicht gefährdet“ klassifiziert.
Nordosteuropäische Populationen (11100 Bären) Karelische Population (4300 Bären) & baltische Population (6800 Bären)	Die nordosteuropäische Population ist Teil der größten zusammenhängenden Bärenpopulation der Welt. In seinem vollen Ausmaß bildet sie zusammen mit anderen Bärenpopulationen eine mehr oder weniger kontinuierliche Population, die sich von der Ostsee bis zum Pazifik erstreckt. Wir haben unsere Evaluation jedoch auf den Bereich westlich des 35° Ost beschränkt. Die schließt die östlichen Teile der Provinz Finnmark in Norwegen, Finnland, Westrussland, Estland, Weißrussland und Lettland ein. Für Managementzwecke schlagen wir eine Teilung in zwei administrative Populationen vor. Zur Karelischen Population zählen wir die Bären Norwegens, Finnlands und der russischen Oblasten Murmansk und Karelien. Zur Baltischen Population zählen wir die Bären Estlands, Lettlands, Weißrusslands und	Die Dichte ist allgemein niedrig, mit der höchsten Dichte im südöstlichen Teil der Population und der niedrigsten im Norden und Südwesten. Die Verbreitung der Bären ist mehr oder weniger zusammenhängend, obwohl sie an den westlichen und südlichen Rändern etwas fragmentiert wird. In Norwegen ist die Verbreitung der Bären der karelischen Population auf die Kommune Sør-Varanger (insbesondere das Pasviktal) und im Ostteil des Finnmarkplateaus, beide Provinz Finnmark, begrenzt. Im norwegischen Teil gibt es pro Jahr zwei Würfe, was etwa 3-5 erwachsenen Weibchen entspricht. Dreißig bis Fünfzig Bären wurden durch DNA mittels Kotproben in einem kleinen Gebiet im nordöstlichen Norwegen zwischen Russland und Finnland, geschätzt, aber die meisten ziehen wahrscheinlich nur durch. Finnland hat ca. 810-860 Bären (Schätzung 2005), die auf dem Festland verbreitet sind. Die Zahl der Bären wächst mit 10% im Süden und ist stabil im Norden. Die Verbreitung der Bären im Westen Russlands ist recht zusammenhängend, obwohl die Verbindungen zu Estland und Weißrussland etwas fragmentiert sind (in den Oblasten Pskow und Smolensk). Die Zahl der Bären in Russland scheint relativ stabil zu sein. Estland hat eine große Anzahl Bären (440-600) mit relative hohen Dichten, während	Die karelische Population hat ein gewisses Maß an genetischem Austausch mit der skandinavischen Population im Süden und Westen. Sowohl die karelische als auch die baltische Population sind mit dem Hauptverbreitungsgebiet in Russland und miteinander verbunden. Die hier erfolgte Aufteilung in zwei Populationen ist eine rein administrative Entscheidung, um Einheiten mit handhabbarer Größe und einheitlicheren internen Bedingungen, zu erhalten.	Die Bären werden in den meisten Gebieten sowohl als Jagdtiere verwaltet als auch faktisch wie Jagdbeute behandelt und unter verschiedenen Quotensystemen bejagt. Mit Ausnahme von Lettland und Weißrussland, wo die Bären geschützt sind. Obwohl die Bären in Norwegen geschützt sind, werden jedes Jahr einige nach Angriffen auf Viehbestände getötet. Zudem wurde eine Form der Lizenzjagd eingeführt, um die Populationsgröße zu regulieren.	Auf Grund der hohen Gesamtgröße und des großen Gebietes ist die Population in einem günstigen Erhaltungszustand. Die Hauptkonflikte stehen in Verbindung mit Angriffen auf Viehbestände in Norwegen.	Die Einstufung auf der Roten Liste ist „nicht gefährdet“. Allerdings können Bären durch die geringe Dichte in den Randbereichen als verletzlich eingestuft und in manchen Gebieten auch gefährdet sein.



Leitlinien für Managementpläne auf Populationsniveau für Großraubtiere



Name	Geografische Beschreibung	Genetische und demografische Struktur	Verbundenheit mit anderen Populationen	Derzeitiges Management	Belastungen und Reaktionen	Rote Liste der IUCN
	der russischen Oblasten Leningrad, Nowgorod, Pskow, Twer, Smolensk, Brjansk, Moskau, Kaliningrad, Kaluga, Tula, Kursk, Belgorod und Orjol. Die Grenze zwischen diesen zwei Populationen verläuft entlang des Onega- und Ladogasees und des Weißen Meeres. Im Osten sind diese Populationen mit anderen Bärenpopulationen verbunden.	Lettland nur wenige Bären am östlichen Rand des Landes hat. Weißrussland hat 100-200 Bären, hauptsächlich im nordöstlichen Teil des Landes.				
Karpaten (8100 Bären)	Die Karpaten erstrecken sich vom Osten der Tschechischen Republik durch die Slowakei, Polen, Ukraine und Rumänien bis Serbien. Bären können überall im Gebirge angetroffen werden. Es scheint jedoch so zu sein, dass die Verbreitung der Weibchen nicht zusammenhängend ist. Deshalb haben wir 3 Segmente innerhalb der Population ausmachen können. Ein westliches Segment an der Grenze der nördlichen Zentralslowakei zum südlichen Zentralpolen, das Segment der Karpaten-hauptkette erstreckt sich vom südöstlichen Polen und Ostslowakei durch die Ukraine und Rumänien bis nach Serbien und das Apuseni-Gebirge in den Westen der Karpatenhauptkette in Rumänien.	Die Gesamtzahl der Bären in den Karpaten wird auf ca. 8100 geschätzt, die sie zur zweitgrößten Population Europas machen. Ausgenommen von einer offensichtlichen Lücke an reproduzierenden Weibchen in der Ostslowakei und dem Apuseni-Gebirge im Westen Rumäniens ist die Verbreitung mehr oder weniger zusammenhängend. Jüngste Schätzungen lassen den Schluss zu, dass in Rumänien ca. 6000 Bären vorkommen, der Populationstrend ist stabil. In den letzten 50 Jahren hat sich die Population von weniger als 1000 Tieren auf über 6000 Individuen erhöht. Der Erholungsprozess wurde sowohl von den Umweltbedingungen als auch vom Wildmanagement beeinflusst.	Die nächste Population befindet sich im nördlichen Bulgarien und südöstlichen Serbien, aber die Wanderungen einzelner Bären sind sehr begrenzt, da die Donau eine physische Barriere darstellt. Die Tatsache, dass Bären in diesem Gebiet nur sporadisch vorkommen, hat zu der Annahme geführt, dass die Wanderungen der Bären sehr unstetig sind.	In Rumänien und der Slowakei werden die Bären als Art gejagt, während sie in anderen Ländern verschiedenen System unterliegen, meist einem System zur Schadenskontrolle. Jährlich werden in Rumänien ca. 250 Bären geschossen, was ca. 4% der geschätzten Population entspricht. Seit 2005 gibt es einen nationalen, von den Behörden genehmigten, Managementplan für Bären. Seine Umsetzung wurde vom Ministerium für Umwelt und Wassermanagement zusammen mit dem Ministerium für Land- und Forstwirtschaft und Entwicklung des ländlichen Raums begonnen. Eine der ersten Maßnahmen waren Populations-schätzungen in größeren Gebieten (geografische Kriterien) und die Festlegung von Jagdquoten auf der Grundlage von Analysen auf nationaler Ebene. Ersatz für von Bären verursachte Schäden sind für Jagdverwalter in Gebieten vorgesehen, in denen Bären nicht gejagt werden. Die Leistungen werden vom Ministerium für Umwelt und Wassermanagement gezahlt. (zuständige Behörde für die Art)	Die sozioökonomischen Entwicklungen in Rumänien haben mittel- und langfristig einen gewissen Einfluss auf die Bärenpopulation. Die rumänische Bärenpopulation wird als verletzlich eingestuft. Die neuen Entwicklungen haben gewisse negative Auswirkungen auf die Bären, das reicht von Verhaltensänderungen (bei ortsfesten Bären) bis Habitatzersplitterung und reproduktiver Isolation. Verschiedene Gebiete (Korridor zwischen Apuseni-Gebirge und Karpatenhauptkamm, Prahovatal, südlicher Teil der Karpaten nahe der Donau) fangen an, vom Isolationsprozess beeinflusst zu werden, aber es besteht immer noch eine Verbundenheit innerhalb der gesamten rumänischen Karpatenpopulation.	Allgemein wird die gesamte Population als „verletzlich“ eingestuft, mit einigen lokalen Teilen, die „gefährdet“ sind.
Dinarischer Pindos (2100 – 2500 Bären)	Die Population reicht vom zentralen und südlichen Slowenien, Kroatien, Bosnien-Herzegowina, Ostserbien, Montenegro, Albanien, EJR Mazedonien bis nach Nordgriechenland. Es gibt einige kleine	Die Population als Ganzes ist bisher stabil, mit ständigem Wachstum in Slowenien und Kroatien, ein starker Rückgang in Bosnien & Herzegowina 1990 lässt sich auf den Krieg zurückführen und ist im Süden der Dinarischen Alpen wahrscheinlich stabil bis leicht wachsend. Im Pindosgebiet wird sie als stabil	In Slowenien liegt die Population im Norden nahe an einer der Alpen und an Bären in Österreich. Dort gibt es keine zusammenhängende Verbreitung	Im größten Teil des Verbreitungsgebietes der Population (Slowenien, Kroatien, Bosnien-Herzegowina, Serbien und Mazedonien) sind Bären	Die politische Instabilität und der Mangel an finanziellen Ressourcen sind eine Belastung im zentralen Teil des	Die Population ist so strukturiert, dass jede Subpopulation weniger als 1000



Leitlinien für Managementpläne auf Populationsniveau für Großraubtiere



Name	Geografische Beschreibung	Genetische und demografische Struktur	Verbundenheit mit anderen Populationen	Derzeitiges Management	Belastungen und Reaktionen	Rote Liste der IUCN
	Gebiete, in denen die Informationen darauf hindeuten, dass Lücken in Albanien, Montenegro, Westserbien und Kosovo entstehen können, weshalb wir 2-3 Populationsteile unterscheiden.	charakterisiert und frühere Gebiete werden wiederbesiedelt. Eine geringe Rate genetischer Variabilität wurde im NO Pindos festgestellt. Es gibt große Variationen in der Qualität der Population zwischen den Ländern. Die Waldgebiete dieser Länder sind weniger zusammenhängend, als in der Karpatenregion und zerteilen bis zu einem gewissen Grad die funktionalen Habitate in mehr oder weniger isolierte Teilgebiete, obwohl es Korridore gibt. Zurzeit reichen die Kenntnisse in feinem Maßstab nicht aus, um zu entscheiden, ob die Population in kleinere Einheiten unterteilt werden sollte. Der nördliche Block, bestehend aus Südslowenien, Kroatien und Bosnien & Herzegowina ist zusammenhängend, ebenso wie der südliche Block im griechischen Pindosgebirge, westliche und zentrale EJR Mazedonien und östliches Albanien. Allerdings könnte die Verbreitung in Nordalbanien, Montenegro, Westserbien und Kosovo fragmentiert sein.	weiblicher Bären in den Alpen, aber es gibt Wanderungen männlicher Bären. In Griechenland ist die nächste Population das Rila-Rhodope-Populationssegment entlang der Grenze von Griechenland und Bulgarien, aber die Verbindung ist nicht nachgewiesen.	jagdbares Wild. Es gibt einen Managementplan für Bären in Kroatien (entwickelt 2005 und überarbeitet 2007). Braunbären werden in Slowenien unter geschütztem Status gejagt. In Albanien und Griechenland sind Bären ganz geschützt.	Verbreitungsgebietes. Der Mangel an neueren Daten für den zentralen Teil des Verbreitungsgebietes - Montenegro und die serbisch-albanische Provinz Kosovo – bedeutet, dass die internationale Verbundenheit kaum bewertet werden kann. Es müssen standardisierte Zensusmethoden eingeführt werden.	Tiere enthält. Der Populationstrend ist kaum bekannt und obwohl sie mehr oder weniger stabil zu sein scheint, ist ein leichter Rückgang zu verzeichnen. In der Konsequenz muss sie als ‚verletzlich‘ eingestuft werden.
Alpen (35-40 Bären)	Zurzeit gibt es Bären in drei Alpregionen. Das Segment in Zentralösterreich bildet eine kleinen Kern, der auf drei Bären zurückgeht, die 1989 – 1993 in einem Gebiet, mit einem natürlich vorkommenden männlichen Bären, ausgesetzt wurden. Das Südalpensegment befindet sich in den zentralen italienischen Alpen, mit Zentrum in der Provinz Trient. Dieser Kern (20-25 Individuen, von zwischen 1999-2003 umgesiedelten Tiere abstammend) besetzt ein Gebiet von ca. 1500 km ² , von dem nur 240 km ² regelmäßig genutzt werden. Schließlich gibt es das Segment der österreichischen und slowenischen Alpen.	Die Alpenpopulation besiedelt ein großes Gebiet mit sehr wenigen Bären. Diese Bären bilden Gruppen in 3 Segmenten, die durch große Gebiete, ohne dauerhafte Präsenz von Bären getrennt sind, obwohl die Tiere ihre Fähigkeit sich frei zwischen den Segmenten zu bewegen gezeigt haben. Sie ist als solche keine homogene Population, auch wenn wir entschieden haben, sie als Population zu bezeichnen, weil ihre zukünftige Lebensfähigkeit völlig von der Verbesserung der Verbundenheit zwischen den Segmenten abhängt. In Zentralösterreich besteht die Population jetzt aus weniger als 10 Bären. Nach anfänglichem Wachstum, als Folge der Wiedereinführung und lokaler Reproduktion, hat ihre Zahl in den letzten Jahren abgenommen. In Nordwestitalien hatten nicht mehr als 4 Bären überlebt, bis 10 Tiere aus Slowenien von 1999-2003 wiederangesiedelt wurden. Mit späteren Reproduktionen überschreitet die Population jetzt 20 Bären und wächst weiter; 2006 bestand die Population aus 6-7 adulten Tieren und 16-17 Halbwüchsigen und Jungen. Die ursprünglichen Bären in den Alpen waren genetisch denen der dinarischen Alpen ähnlich und sind nun nach den jüngsten Wiederansiedlungen mit ihnen identisch. Sowohl das zentralösterreichische als auch das Populationssegment der Sudalpen sind von der Zuwanderung neuer Individuen abhängig, um ihre genetische Variabilität zu vergrößern. Es bleibt die Frage offen, ob eine ausreichende natürliche Zuwanderung stattfindet oder ob mehr Tiere umgesiedelt werden müssen.	Wenigstens drei Individuen aus dem Kernbestand im Trient sind Richtung Österreich, Schweiz und Deutschland gewandert. Keines hat ein neues Revier etabliert, aber ihre Wanderung hat gezeigt, dass die Verbundenheit der Habitate innerhalb der Alpen für eine Wiederansiedlung ausreicht. Individuen, die gelegentlich vom Kernbestand der Ostalpen auswandern, haben den Kernbestand der zentralen italienischen Alpen erreicht und bestätigt, dass eine potenzielle Verbundenheit zwischen den Kernbeständen der Alpen besteht.	Die Kernbestände der italienischen und österreichischen Bären stehen unter strengem Schutz. Die Tötung eines Bären in Deutschland hat zu einem großen öffentlichen Aufschrei und Kontroversen zwischen verschiedenen internationalen und nationalen Regierungs- und Nichtregierungsorganisationen geführt. Zum Glück hat dieser Fall auch das Bewusstsein für die Notwendigkeit eines Managementplans auf Populationsebene gesteigert. Zurzeit arbeiten Initiativen daran, das Management zwischen Italien, der Schweiz, Österreich und Deutschland zu koordinieren und abzustimmen.	Von Bären verursachte Schäden, können potenziell die öffentliche Akzeptanz reduzieren, besonders Individuen, die Probleme verursachen. Ein intensives Management aller auf bärenbezogenen Probleme wird derzeit erarbeitet. Der Verlust von 15 Bären in der Bärenpopulation Zentralösterreichs und 2 wandernden Tieren aus Italien bedeuten eine unnatürlich hohe Mortalitätsrate unter den Bären der Alpen. Unglücklicherweise scheinen illegale Tötungen die wahrscheinlichste Erklärung zu sein. Ein Bär wurde in Deutschland im Juli 2006 legal geschossen, da er eine potenzielle Gefahr für die menschliche Sicherheit darstellte. (Er war mehrfach in Dörfer eingedrungen und in Ställe eingebrochen). Während	Trotz eines konstanten Wachstums des zentral-italienischen Kernbestandes, zeigt die begrenzte Anzahl der Tiere, die für das alpine Verbreitungsgebiet charakteristisch ist, dass diese Bären ‚vom Aussterben bedroht‘ sind.



Leitlinien für Managementpläne auf Populationsniveau für Großraubtiere



Name	Geografische Beschreibung	Genetische und demografische Struktur	Verbundenheit mit anderen Populationen	Derzeitiges Management	Belastungen und Reaktionen	Rote Liste der IUCN
					die zwei anderen Bären verschwanden, ohne Spuren zu hinterlassen.	
Östlicher Balkan (720 Bären)	In der Population des Ostbalkans können wir drei Segmente erkennen. Erstens das Rila-Rhodope-Segment, welches das bulgarische Rila-Gebirge das Pirin-Gebirge und das westliche Rhodope-Gebirge auf beiden Seiten der Nationalgrenze, umfasst. Von den insgesamt 520 Bären, befinden sich nur 25-30 in Griechenland. Die Verbindung zwischen den Bären in Griechenland und Bulgarien besteht wahrscheinlich aus wandernden Männchen aus Bulgarien und saisonal von Griechenland nach Bulgarien wandernden Familiengruppen. Das Stara Planina Segment reicht vom Kottenska-Gebirge im Osten bis zum Zlatitsa-Teteven-Gebirge im Westen, entlang der 120 km langen Zlatitsa-Teteven-Gebirgskette (Balkangebiet). Das westliche Ende erstreckt sich bis nach Serbien hinein und einige Bären bilden einen kleinen, über die Grenze reichenden, Populationsteil.	Über die genetische Struktur ist wenig bekannt. Die Verbindungen zwischen den Segmenten wurden erst jüngst bestätigt und können ein Zeichen einer vor kurzem erfolgten Wiederbesiedlung sein. In den frühen 1980er Jahren wurden karpatische Bären im Rhodope- und Stara Planina-Gebirge ausgesetzt. Die Anzahl ist nicht bekannt, da die Daten nur beschränkt zugänglich sind. Von der Stara Planina Population wurde früher angenommen, dass sie von den Populationen im Süden und Westen vollkommen isoliert sei, aber es wurden kürzlich Bären in den Korridoren im Süden in Richtung Rila-Rhodope-Gebirge nachgewiesen, einschließlich Familiengruppen. Deshalb haben die Stara Planina und Rila Rhodope Segmente ihre Identität als eigenständige Populationen, wie in früheren Berichten angegeben, verloren.	Der griechische Teil des Rila Rhodope Segments befindet sich nahe an der Population des Dinarischen Pindos, aber es wurde keine Verbindung zwischen diesen beiden Populationen nachgewiesen. Im Norden der Stara Planina Population gibt es eine potenzielle, aber nicht nachgewiesene Verbindung zur karpatischen Population.	Die Bären in Bulgarien sind geschützt. Die Entfernung von problematischen Individuen ist erlaubt. Der griechische Teil ist streng geschützt, ebenso wie die wenigen Vertreter in Serbien. Bulgarien entwickelt zurzeit einen neuen Managementplan.	In Bulgarien gibt es zurzeit ein liberales (nicht gut funktionierendes) System, um Tiere als problematisch zu erklären, um sie zu entfernen, ebenso wie kaum kontrollierte Wilderei. Die zukünftigen Entwicklungen können einen spürbaren Verlust und Fragmentation des natürlichen Habitats bedeuten.	Die Population ist "verletzlich", aber die Verbindungen sind sehr fragil und ihre Unterbrechung kann zu einer Einstufung der Art als „stark gefährdet“ führen.
Apenninen (40-50 Bären)	Die Population befindet sich hauptsächlich im Nationalpark Abruzzen und ist umgeben vom Apennin in Mittelitalien.	Ein Survey ermittelte 1985 eine geschätzte Population von 70-80 Bären. Jedoch ist die Population seitdem wahrscheinlich gesunken, so dass 40 – 50 Bären die realistischere Schätzung sein dürften. Manche erwarten, dass die Population wächst, da die Wilderei in den letzten Jahren zurück gegangen ist und den Nationalpark Abruzzen umgebende Gebiete geschützt wurden, um geeignete Habitate zu sichern. Allerdings liegt die Population in einem dicht bevölkerten Gebiet und es gibt potenzielle Konflikte zwischen der Erhaltung der Bären und der Entwicklung von Freizeitaktivitäten.	Die Population war über ein Jahrhundert vollkommen isoliert. Es gibt keine Möglichkeit die Verbundenheit kurzfristig wiederherzustellen.	Sie ist streng geschützt, aber es kommt zu gelegentlichen Verlusten durch Wilderei oder andere menschenverursachte Zwischenfälle.	Die Hauptbelastung ist der Verlust erwachsener Tiere durch menschliche Einflüsse.	Die Population ist „vom Aussterben bedroht“.
Kantabrien (130 Bären)	Zurzeit gibt es zwei Kernbestände an Bären in der Population des kantabrischen Gebirges im Norden Spaniens. Sie werden als westliches und östliches Populationssegment definiert.	Die Populationssegmente waren seit Anfang des 20. Jh. offenbar isoliert und zeigen jetzt genetische Unterschiede. Heute sind sie durch 30-50 km bergiges Terrain getrennt und der Austausch zwischen den Populationssegmenten ist nur schwer denkbar, hauptsächlich wegen der geringen Habitatqualität und einem Transportkorridor mit Autobahn. Trotz verzeichneter Wanderungen von Individuen vom westlichen ins östliche Segment, wurden keine Reproduktionen von Individuen der beiden Segmente verzeichnet. Trotzdem betrachten wir sie als eine Population, weil ihre Zukunft	Die Population war über ein Jahrhundert vollkommen isoliert. Es gibt keine Möglichkeit die Verbundenheit kurzfristig wiederherzustellen.	Sie ist streng geschützt, aber es kommt zu Verlusten durch Wilderei oder andere menschenverursachte Zwischenfälle.	Die Hauptbelastung ist der Verlust erwachsener Tiere durch vom Menschen verursachte Mortalität. Potenzielle Zerstörung von Habitaten in beiden Segmenten durch Pläne zur Entwicklung von Infrastruktur und Skitourismus.	Die Population ist „vom Aussterben bedroht“.



Leitlinien für Managementpläne auf Populationsniveau für Großraubtiere



Name	Geografische Beschreibung	Genetische und demografische Struktur	Verbundenheit mit anderen Populationen	Derzeitiges Management	Belastungen und Reaktionen	Rote Liste der IUCN
		<p>vollständig von der Wiederherstellung der Verbindung abhängt, was einen ganzheitlichen Managementansatz erfordert. Das westliche Populationssegment (100) Bären scheint in der letzten Dekade gewachsen zu sein und verbreitet sich über ein Gebiet von 2600 km². Der letzte Zensus mit genetischen Methoden (Garcia-Garitaigoitia et. al. 2004, unveröffentlichter Bericht) schätzte den westlichen Kernbestand auf 85-143 Bären, mit einem Durchschnitt von 107.</p> <p>Das östliche Populationssegment (25-30 Bären) zeigt weniger Potenzial zur Erholung, bis der Korridor zur westlichen Segment wiederhergestellt ist.</p>				
<p>Pyrenäen (15-17) Bären</p>	<p>Die Bärenpopulation der Pyrenäen besteht aus zwei Populationssegmenten. Das westliche Segment (4 Bären) befindet sich in einem 1000 km² großen Gebiet beiderseits der Nationalgrenze zwischen Frankreich und Spanien im westlichen Teil der Pyrenäenkette. Es wird jedoch normalerweise nur die Hälfte es Gebietes genutzt. Das Segment der Zentralpyrenäen (11-17 Bären) befindet sich beiderseits der Nationalgrenze zwischen Frankreich und Spanien im zentralen Teil der Pyrenäenkette.</p>	<p>Die alteingesessene Population wurde auf 2 Individuen geschätzt. Die letzten Reproduktionen wurden 1995 und 1998 dokumentiert. Die eingesessene zentrale Population starb in der letzten Dekade des 20. Jh. aus. In den Jahren 1996 – 1997 wurden drei Bären und 2006 fünf Bären aus Slowenien wiederangesiedelt. In der Folge fanden Reproduktionen statt, auch mit einem Männchen, das aus dem Segment der westlichen Pyrenäen zugewandert war. Bis vor Kurzem wurden das westliche und zentrale Pyrenäensegment als getrennte Einheiten behandelt. Die Zuwanderung eines männlichen Bären zeigt jedoch das Potenzial für eine Verbundenheit.</p>	<p>Die Population war über ein Jahrhundert vollkommen isoliert. Es gibt keine Möglichkeit die Verbundenheit kurzfristig wiederherzustellen.</p>	<p>Sie ist streng geschützt, aber es kommt zu gelegentlichen Verlusten durch Wilderei oder andere menschenverursachte Zwischenfälle.</p>	<p>Die Hauptbelastung ist der Verlust erwachsener Tiere durch Konflikte mit Menschen. Die Erhaltung der Bären in den Pyrenäen ist sehr umstritten, hauptsächlich wegen Angriffen auf extensiv gehaltene Viehbestände.</p>	<p>Die Population ist „vom Aussterben bedroht“.</p>



EURASISCHER LUCHS (*Lynx lynx*)

Name	Geografische Beschreibung	Genetische und demografische Struktur	Verbundenheit mit anderen Populationen	Derzeitiges Management	Belastungen und Reaktionen	Rote Liste der IUCN
Skandinavische Population (2000 Luchse)	Der Luchs kommt in ganz Norwegen und Schweden vor, mit Ausnahme der Südwestküste Norwegens. Die Population in Südschweden in ein einer Kolonisierungsphase.	Im Populationsmaßstab scheint die Größe derzeit mit ca. 2000 Tieren mehr oder weniger stabil zu sein. Die Population in Norwegen hat in den letzten 10 Jahren geschwankt, weil das Management versucht hat nachhaltige Jagdquoten einzurichten. Neueste Daten weisen auf einen gewissen Grad der Stabilisierung hin. In Nordschweden hat die Zahl der Luchse in den letzten Jahren als Ergebnis der Managementmaßnahmen erheblich abgenommen, aber es gibt einen deutlichen Anstieg im Süden. Die neusten genetischen Analysen zeigen, dass auf der skandinavischen Halbinsel wahrscheinlich mehr grenzüberschreitende Verbindungen in Richtung Ost-West besehen, als in Nord-Süd-Richtung innerhalb des Landes. Die genetischen und Bewegungsdaten weisen jedoch darauf hin, dass die Wanderungen der Luchse so ausfallen, dass die gesamte Halbinsel als eine einzige Populationseinheit betrachtet werden kann.	Auch wenn es einige Verbindungen zur karelischen Population gibt, sind diese wahrscheinlich sehr begrenzt, da es nur wenige Luchse in den Rentierhaltungsgebieten im Norden Finnlands gibt. Die genetischen Daten bestätigen das Muster, dass die finnischen Luchse enger mit den baltischen, als mit den skandinavischen Luchsen verwandt sind.	In Norwegen werden die Luchse als Jagdwild gemanagt, für das eine jährliche Quote in einer festen Jagdsaison festgelegt wird. In Schweden ist der Luchs durch die FFH-Richtlinie geschützt, aber es werden begrenzte Jagdquoten als Ausnahmen im Zentrum und Süden zugelassen. In den Rentierhaltungsgebieten in Nordschweden wird Kontrolle durch Tötung angewandt, um die Schäden am Viehbestand zu begrenzen. Diese Schäden sind hoch: bis zu 10.000 Schafe in Norwegen und 100-200 in Schweden und einige tausend halbzahme Rentiere in beiden Ländern, werden jedes Jahr getötet. In beiden Ländern zahlt der Staat für getötete Haustiere. In Norwegen werden halbzahme Rentiere ersetzt, wenn sie getötet werden, während die Rentierhirten in Schweden bereits für das Vorkommen der Luchse, nicht für Verluste, entschädigt werden. Schweden hat im Jahr 2000 einen Managementplan eingeführt. Das norwegische Parlament hat 2004 eine Gesetzesvorlage verabschiedet, die Managementziele	Bedrohungen: Illegale Tötungen wurden als erhebliche Ursache für die Sterblichkeit in ganz Skandinavien dokumentiert. Die Jagdquoten in Norwegen waren in einigen Perioden ebenfalls hoch. Die wichtigsten Erhaltungsmaßnahmen sind: Änderung der Haltungsbedingungen für Schafe in Norwegen, Festlegung der Jagdquoten auf ein nachhaltiges Niveau.	„Potenziell gefährdet“. Groß, zusammenhängend und verbunden. PVA Ergebnisse weisen darauf hin, dass nur eine geringe Gefahr des Aussterbens besteht.
Nordosteuropäische Population (4900 Luchse) Karelische Population (1.500 Luchse) & Baltische Population (3.400 Luchse)	Die nordosteuropäische Population ist Teil der größten zusammenhängenden Luchspopulation der Welt. Gemeinsam mit anderen Luchspopulationen bildet sie in ihrer vollen Ausdehnung eine mehr oder weniger zusammenhängende Population, die von der Ostsee bis zum Pazifik reicht. Wir haben jedoch diese Evaluation auf das Gebiet westlich des 35° Ost begrenzt. Für Zwecke des Managements schlagen wir vor, diese große Population in zwei administrative Populationen aufzuteilen.	Karelische Population: In Finnland kamen 1950 keine Tiere mehr vor, bevor eine Wiederbesiedlung aus Russland begann. Seitdem wächst die Population und breitet sich aus, insbesondere in den letzten beiden Jahrzehnten. 2004 betrug die Schätzung für Finnland 1050-1100 Tiere mit Trend zu Wachstum und Ausbreitung. Die Schätzung im Jahr 2005 für den Oblast Karelien waren 510 Tiere und scheint stabil zu sein. Baltische Population: Die Population besteht aus ca. 3400 Luchsen, von denen 1600 zum russischen Teil gehören. Obwohl ihre Anzahl in Estland und Lettland in den 1990er Jahren etwas gesunken ist, scheint sich die Zahl nach einer Anpassung der Jagdquoten stabilisiert zu	Karelische Population: Die karelische Population liegt genetisch nahe an der baltischen Population und ihre Verbreitung ist mehr oder weniger zusammenhängend. Die Verbindung zur skandinavischen Population ist wahrscheinlich eingeschränkt, obwohl mit genetischen Methoden umherwandernde Tiere nachgewiesen werden konnten. Im Osten verbindet sich die karelische Population mit der zusammenhängenden sibirischen Population. Baltische Population: Im Osten verbindet sich die baltische Population mit der zusammenhängenden sibirischen Population und im Norden gibt es gute	Karelische Population: Der Luchs ist in Finnland seit 1995 offiziell durch die FFH-Richtlinie geschützt. Vom vollständigen Schutz sind jedoch in Übereinstimmung mit Art. 16 EU-FFH-Richtlinie Ausnahmen möglich (mit gewissen Jagdquoten als Folge). In der Realität hat das Land das Niveau der Jagdausbeute von Beginn bis Ende der 1990er Jahre beibehalten. Das Niveau (68 Luchse jährlich in 2004-05) ist nachhaltig. Es wurde begonnen, einen neuen Managementplan zu entwickeln. Der Luchs ist in Russland eine jagdbare Art, wurde aber seit 1995 in Karelien nicht mehr gejagt.	Karelische Population: Bedrohungen: Potenzielle Jagd, wenn auf die aktuellen Niveaus niedrig sind. Die Schäden am Viehbestand sind in dieser Region sehr gering, obwohl die Angriffe auf halbzahme Rentiere sie aus den nördlichen Gebieten ausschließen. Finnische Jäger verstehen den Luchs als ernsthaften Konkurrenten um Wild, insbesondere um Rehe und Weißwedelhirsche.	Karelische Population: „nicht gefährdet“. Obwohl die Zahl der adulten Tiere unter 1000 liegt, unsere Unterteilung ist etwas künstlich, da sie mit den größeren baltischen und sibirischen Populationen verbunden ist.



Leitlinien für Managementpläne auf Populationsniveau für Großraubtiere



Name	Geografische Beschreibung	Genetische und demografische Struktur	Verbundenheit mit anderen Populationen	Derzeitiges Management	Belastungen und Reaktionen	Rote Liste der IUCN
	<p>Die karelische Population erstreckt sich über Finnland und die russischen Oblasten Murmansk und Karelien. In Finnland kommt der Luchs im ganzen Land vor, mit der höchsten Dichte im Südosten. In den Rentierhaltungsgebieten im Norden Finnlands kommen nur sehr wenige Luchse vor. Der Luchs ist im Oblast Karelien weit verbreitet, kommt aber in den Waldgebieten des Oblast Murmansk nur vereinzelt vor.</p> <p>Es gibt eine mehr oder weniger zusammenhängende Verbreitung innerhalb der Baltischen Population in ganz Estland (einschließlich der großen Inseln), ganz Lettland, großen Teilen Weißrusslands und den russischen Oblasten Leningrad, Nowgorod, Pskow, Twer und Smolensk. Die Verbreitung ist jedoch in Litauen, nordöstlichem Polen, dem Oblast Kaliningrad und der nördlichen Ukraine stark fragmentiert.</p>	haben. Die Anzahl in Russland scheint stabil zu sein. Die hoch fragmentierte Verbreitung der Tiere in Litauen, Nord- und Westweißrussland und im Nordosten Polens gibt Anlaß zur Sorge.	<p>Verbindungen zur karelischen Population, mit der sie sich genetische Ähnlichkeiten teilt. Die Population ist im südlichen Teil stark fragmentiert. Es ist sehr unwahrscheinlich, dass eine Verbindung zur Population der Karpaten im Süden erhalten bleibt.</p> <p>Die hier erfolgte Aufteilung in zwei Populationen ist eine rein administrative Entscheidung, um Einheiten mit handhabbarer Größe und einheitlicheren internen Bedingungen, zu erhalten.</p>	<p>Baltische Population: Die Luchse werden in Estland und Lettland als Jagdwild gemanagt (die Aufnahme des Luchs in Anhang IV der FFH-Richtlinie wurde vorbehalten), 100 – 150 Luchse dürfen jedes Jahr geschossen werden. In den benachbarten russischen Oblasten sind sie ebenfalls Jagdwild – aber die jährliche Ausbeute scheint sehr gering zu sein (<50). In Polen, Weißrussland, Litauen und der Ukraine ist der Luchs geschützt. Sowohl Estland als auch Lettland haben einen Managementplan für Luchse erarbeitet und eingeführt. Die regionale Koordination zwischen den Managern ist gut – eine regionale Bewertung des Zustands des Luchses und seines Managements wurde 2006 abgeschlossen.</p>	<p>Die wichtigsten Erhaltungsmaßnahmen sind: Einführung eines verlässlichen Monitoringsystems in Russland. Das Finden von Lösungen für Konflikte durch Raubtiere in Bezug auf Viehbestände in Finnland, Festlegung der jährlichen Quoten auf Grundlage guter Zensusdaten, Etablierung einer Zusammenarbeit zwischen den Ländern.</p> <p>Baltische Population: Bedrohungen: Fragmentation der Population (besonders im Süden) verstärkt durch illegale Tötungen. Die wichtigsten Erhaltungsmaßnahmen sind: wiederherstellen der Verbundenheit zwischen den Fragmenten am westlichen und südlichen Rand. Verbesserung und Koordinierung des Monitoring der Arten, Entwicklung einer umfassenden Erhaltungsstrategie auf Grundlage eines Metapopulationskonzepts, das die Habitatqualität und Verbundenheit berücksichtigt.</p>	Baltische Population: „nicht gefährdet“ Die Population ist sehr groß und verbunden.
Population der Karpaten (2500 Luchse)	Das Verbreitungsgebiet bedeckt zurzeit fast die gesamte Karpatenregion. Das schließt den Osten der Tschechischen Republik, Südpolen, die Slowakei, den westlichen Teil der Ukraine, Rumänien und Ostserbien ein. Es ist auch möglich, dass Individuen bis nach Bulgarien streifen.	Die Gesamtzahl für diese Population liegt bei ca. 2500 Luchsen. Es ist jedoch wahrscheinlich, dass manche Länder ihre Zahlen überschätzen. Populationstrends sind für gewöhnlich leichter zu bewerten, als die absolute Größe oder Dichte. Es gibt verschiedene Tendenzen im nordwestlichen und südöstlichen Teil der Population. In der Slowakei, Polen und der Ukraine wurde ein negativer Populationstrend beobachtet, während in Rumänien von steigenden Zahlen einer Ausbreitung nach Süden berichtet wurde. Mehr als die Hälfte der	Obwohl die Karpatenpopulation sehr groß ist, scheint sie von anderen Populationen isoliert zu sein. Im Norden scheint die Verbindung zur baltischen Population unterbrochen zu sein, da Luchse im Tiefland der Westukraine fehlen und die Luchsvorkommen im östlichen Polen außergewöhnlich fragmentiert sind. Im Westen gibt es vielleicht das Potenzial, eine Verbindung zur bayrisch-böhmischen Population einzurichten.	In allen Ländern, außer Rumänien, ist der Luchs vollständig gesetzlich geschützt, in der Slowakei jedoch erst seit Kurzem (2001). Bis 2000, betrug die jährliche Jagdquote in der Slowakei fast 150 Tiere, was als Bedrohung für die Population betrachtet wurde. In Polen erhielt der Luchs den vollen Schutz 1995. Rumänien ist das einzig verbliebene Land, in dem Luchse legal gejagt werden. Doch war die Zahl der geschossenen Luchse, im Vergleich zur potenziellen Quote und der	Bedrohungen: Potenzielle illegale Jagd und Habitatfragmentation durch Entwicklung der Infrastruktur und Abholzung. Die wichtigsten Erhaltungsmaßnahmen sind: Verbesserung des Monitoring und Zensusystems, Habitaterhaltung, Information der Öffentlichkeit, Durchführung einiger	„Nicht Bedroht“ Die Population ist groß.



Leitlinien für Managementpläne auf Populationsniveau für Großraubtiere



Name	Geografische Beschreibung	Genetische und demografische Struktur	Verbundenheit mit anderen Populationen	Derzeitiges Management	Belastungen und Reaktionen	Rote Liste der IUCN
		Karpatenpopulation befindet sich in Rumänien, gefolgt von der Slowakei. Die Verbreitung scheint mehr oder weniger zusammenhängend zu sein. Obwohl das Verbreitungsgebiet im östlichen Teil der polnischen und slowakischen Karpaten sehr schmal wird. Außerdem ist die Datenlage aus der Ukraine unzureichend, weshalb sich die gesamte interne Verbundenheit kaum bewerten lässt – die vorhandenen Daten zeigen jedoch die Präsenz des Luchses.		geschätzten Zahl der Luchse sehr moderat. Es ist jedoch zu vermuten, dass es keine echte Kontrolle der Jagd gibt, da die Zahlen, die in der Literatur gefunden werden, differieren.	Feldstudien in verschiedenen Teilen der Karpaten, um mehr über die Biologie der Art in dieser Region herauszufinden, Entwicklung einer allgemeinen Strategie für den Luchs in den gesamten Karpaten. Maßnahmenpläne sind ebenfalls notwendig.	
Böhmisch-Bayerische Population (75 Luchse)	Die Population erstreckt sich über das Dreieck am Treffpunkt der Tschechischen Republik, Deutschlands und Österreichs, einschließlich folgender Gebiete: im Westen der Tschechischen Republik (Sumavagebirge, NW-Teil des Cesky les Gebirges = Oberpfälzerwald, des Sumavavorgebirges, S-Novohradské Gebirge; im Norden eher isoliert, kleines aber stabiles Vorkommen im Brdy Hochland in Verbindung mit der Kernpopulation), östliches Deutschland (Bayerischer und Oberpfälzer Wald, Fichtelgebirge, Frankenwald) und nördliches Österreich (Böhmerwald, Mühlviertel, Waldviertel).	Obwohl es vielleicht Fälle einer natürlichen Besiedlung aus den Karpaten gegeben hat, geht der Ursprung hauptsächlich auf 5-9 Luchse zurück, die 1970-72 in Deutschland im Bayerischen Wald und 18 Luchse, die 1982-89 in den Tschechischen Sumava Bergen, wieder angesiedelt wurden. Das Herkunftsgebiet waren die slowakischen Karpaten. Die aktuelle Schätzung liegt bei ca. 75 Tieren. Während die Population bis in die 1990er Jahre angewachsen ist und sich ausgebreitet hat, wurde seit 1999 eine merkliche Abnahme in allen drei Ländern notiert, besonders jedoch in der Tschechischen Republik, die ca. 60% der Gesamtpopulation beherbergt.	Im nördlichen Teil des Verbreitungsgebietes, ist die Verbreitung weniger zusammenhängend, als im Süden. Deshalb könnte die interne Fragmentation zum Problem werden, insbesondere im Nord-Westen. Dies beeinflusst die Lebensfähigkeit einer eventuellen Verbindungspopulation mit der Population der Karpaten durch das Elbsandsteingebirge. Es scheint geeignete Korridore ganz im Osten des Elbsteingebirges zu geben. Bisher gibt es jedoch keine bestätigten Nachweise für Bewegungen zwischen der Böhmisch-Bayerischen Population und der Population der Alpen. In Österreich liegen die besiedelten Gebiete recht dicht beieinander, werden jedoch von der Donau und einer Autobahn zerteilt. Auf der deutschen Seite machen es mehrere Autobahnen in der Ebene zwischen Bayerischem Wald und Alpen sehr unwahrscheinlich, dass sich der Luchs nach Süden und Süd-Westen ausbreiten kann. Im Norden (Richtung Schwarzwald) sind die Infrastrukturbarrieren noch stärker.	Der Luchs ist in der Böhmisch-Bayerischen Population vollständig gesetzlich geschützt. Eine Zusammenarbeit und der Informationsaustausch wurden vor einigen Jahren begonnen und auch die Einrichtung eines Diskussionsforums wurde angeregt (CELTIC – Erhaltung des Europäischen Luchses: Management und Internationale Zusammenarbeit). Es gibt jedoch bis jetzt keinen gemeinsamen Managementansatz. In Deutschland und Österreich liegt die Zuständigkeit für das Wildmanagement bei den Bundesländern und da es keine nationale Managementstrategie für den Luchs gibt, lässt sich eine internationale Kooperation nur schwer umsetzen.	Bedrohungen: Illegale Tötungen, Habitatfragmentation durch Straßenbau. Die wichtigsten Erhaltungsmaßnahmen sind: Lösungen für die weitverbreiteten illegalen Tötungen zu finden, die Verbundenheit zuerst innerhalb der Populationen verbessern, aber danach auch zu den benachbarten den Vorkommen, eine klare Verpflichtung und strengeres Eingreifen der Behörden zu erreichen.	„Vom Aussterben bedroht“. Die Population ist klein, isoliert und zeigt keine Anzeichen von Wachstum.
Balkanpopulation (<100 Luchse)	Die Verbreitung dieser Population liegt verstreut entlang der Grenzen Albaniens, der EJR Mazedonien, Serbiens (vor allem der Provinz Kosovo), Montenegros und möglicherweise Griechenlands. Der Luchs kommt in den albanischen Alpen & zentral-zentralost Albanien, im Westen der EJR Mazedonien, (hauptsächlich in den Gebieten	Die Balkanpopulation des Luchses durchlief einen empfindlichen Flaschenhals 1935-1940, als nur noch geschätzte 15-20 Individuen übrig waren. Nach dem 2. Weltkrieg, begann sich die Population zu erholen, insbesondere im Kosovo und der EJR Mazedonien. In den 1960-70er Jahren, erschien sie auch wieder in Montenegro. Die Population wurde 1974 auf ca. 280 Luchse geschätzt. Zurzeit beläuft sich die Schätzung bestenfalls auf ca. 100 Individuen, die sich über verschiedene Einzugsgebiete	Die dinarische Population in Bosnien-Herzegowina hat sich jüngst, ebenso wie die Population der Karpaten in Serbien und Bulgarien, nach Süden ausgebreitet. Beides könnte potenziell zu einer Vermischung mit der Balkanpopulation führen. Die wäre einerseits als Unterstützung für diese vom Aussterben bedrohte Population willkommen, andererseits könnte der taxonomische Status des Balkanluchses durch die Ein-	Die Art ist in allen Ländern des Verbreitungsgebietes vollständig gesetzlich geschützt. Es gibt keinen nationalen Managementplan, allerdings es eines der Ziele eines grenzüberschreitenden Erhaltungsprojekts, eine Strategie zur Erholung der Luchsbestände zu entwickeln, aus der nationale Maßnahmen abgeleitet werden können.	Bedrohungen: zahlenmäßig kleine Population, begrenzte Basis an Beutetieren, Habitatzerstörung (insbesondere in Albanien), wahrscheinlich illegale Tötungen, fehlende Kenntnisse zur Anzahl, Verbreitung und Ökologie. Die wichtigsten Erhaltungsmaßnahmen sind: Durchführung einer systematischer	„Vom Aussterben bedroht“. Eine sehr geringe Anzahl von Tieren, die isoliert sind. Es gibt keine Anzeichen für ein Wachstum der Population.



Leitlinien für Managementpläne auf Populationsniveau für Großraubtiere



Name	Geografische Beschreibung	Genetische und demografische Struktur	Verbundenheit mit anderen Populationen	Derzeitiges Management	Belastungen und Reaktionen	Rote Liste der IUCN
	zwischen Marovo, Galizien & Pelister Nationalpark, aber höchstwahrscheinlich auch im Shar Planina Gebirge an der Grenze zum Kosovo) ebenso wie in Serbien (Provinzen Kosovo und Metohija) und Montenegro. Von Zeit zu Zeit wurde von einzelnen unbestätigten Beobachtungen in der Grenzregion von Griechenland mit der der EJR Mazedonien und Albanien berichtet.	verteilen und auf eine starke interne Fragmentation hindeuten. Es ist unmöglich die neueste Entwicklung der Populationsgröße und Verbreitung zu bewerten, allerdings weisen lokale Experten auf eine Verringerung in den Perioden 1990-1995 und 1996-2001 hin.	wanderung von Luchsen aus dem Norden und/oder Westen beeinflusst werden. Diese zwei potenziellen Verbindungen bestehen mit Luchsen mit genetischem Ursprung in den Karpaten.		Feldstudien, im gesamten potenziellen Verbreitungsgebiet, Einrichtung eines standardisierten Monitorings des Luchses und seiner Beutetiere, Forschung zur Ökologie und Entwicklungsgeschichte des Luchses auf dem Balkan, Definition des taxonomischen Status, Steigerung des öffentlichen Bewusstseins, Rechtsdurchsetzung, Verbesserung von Habitat und Beutebasis	
Dinarische Population (130 Luchse)	Diese Population reicht von Slowenien, durch Kroatien bis nach Bosnien-Herzegowina. Vom zentralen-südlichen Slowenien (S und SO der Autobahn Jesenice-Ljubljana-Triest) durch Kroatien (Regionen Gorski Kotar und Lika) ins westliche Bosnien (für die zeitweilige Präsenz in diesem Gebiet liegen keine Daten vor).	Diese Population beruht genetisch auf 6 Tieren, die 1973 von den Karpaten nach Slowenien wiedereingeführt wurden. Zurzeit scheint die Population fast das gesamte die dinarische Gebirgskette zu besiedeln, obwohl die Situation im südlichen Kroatien und südöstlichen Bosnien-Herzegowina nicht geklärt ist, z.B. fehlt die Information über zeitweilig besetzte Gebiete. Die Größe der Population beträgt grob geschätzt 130 Tiere. In Bosnien-Herzegowina, glaubt man, dass die Population im Moment stabil ist, in Kroatien und Slowenien wurde 2001 ein leichter Rückgang berichtet. Die Schätzung der Gesamtpopulation weist auf einen Rückgang im Vergleich zum Beginn der 1990er Jahr hin. Da in einem großen Teil des Verbreitungsgebietes erst vor kurzem ein zuverlässiges Monitoring eingeführt wurde, ist die langfristige Entwicklung schwer zu bewerten. In früheren Berichten wurde die Populationsgröße wahrscheinlich überschätzt.	Nach den zurzeit vorliegenden Informationen besetzt die Population ein zusammenhängendes Verbreitungsgebiet und ist mit dem slowenischen Teil der Alpenpopulation verbunden, obwohl doch nicht ganz klar ist, wie gut die Verbindung der zwei Populationen über die Autobahn Jesenice-Ljubljana-Triest hinweg eigentlich ist. Es gibt eine potenzielle Verbindung mit der Balkanpopulation im Süden. Anzeichen einer Präsenz von Luchsen werden gelegentlich von der Grenze zwischen Serbien und Montenegro/Bosnien-Herzegowina berichtet.	Der Luchs wurde 1995 in Kroatien unter Schutz gestellt. Mit der Mitgliedschaft in der Europäischen Union 2004 hat Slowenien die FFH-Richtlinie ratifiziert und daher den Luchs unter gesetzlichen Schutz gestellt. Der rechtliche Status in Bosnien-Herzegowina ist unklar. Kroatien ist das einzige Land im Verbreitungsgebiet, das einen Managementplan hat und aktuell eine Initiative betreibt, die zum Ziel hat, einen transnationalen Managementplan für Kroatien und Slowenien zu entwickeln.	Bedrohungen: Illegales Erlegen, Kollisionen mit Autos/Zügen, Inzucht, begrenzte Beutebasis und allgemeiner Habitatverlust Die wichtigsten Erhaltungsmaßnahmen sind: Entwicklung einer grenzüberschreitenden Erhaltungsstrategie (einschließlich Gesetzgebung in Bosnien-Herzegowina), Verbesserung und Fortsetzung des Monitorings für den Luchs und seiner Beute, Steigerung der Beutegrundlage.	„Stark gefährdet“. Eine kleine Population, die von anderen isoliert ist.
Population der Westalpen (80 Luchse)	Diese Population konzentriert sich auf die Schweizer Alpen (hauptsächlich in den Kantonen Wallis, Waadt, Freiburg und Bern) und den französischen Alpen. Außerhalb dieses Gebietes ist die Verbreitung mehr zerstreut, ohne ständige Anwesenheit des Luchses in Frankreich (Südosten des Landes)	Der Luchs wurde in den Alpen im 19. Jh. ausgerottet, die letzten Individuen überlebten in den westlichen Alpen in Italien und Frankreich bis in die 1930er Jahre. Der taxonomische Zustand des ursprünglichen Luchses der Alpen ist Gegenstand von Diskussionen. Die Luchse, die in Alpen wiederangesiedelt wurden, kamen alle aus den Karpaten, der nächsten eigenständigen Population. Heute besteht die alpine Population aus verschiedenen Vorkom-	Die beobachtete Entwicklungsrate wird in den nächsten Jahrzehnten wahrscheinlich keine natürliche Verbindung der westlichen und östlichen Alpenpopulation erlauben. Die Fähigkeit zur Ausbreitung ist in Folge der starken Habitatfragmentation begrenzt. Trotzdem sind die Alpen das Gebiet in West und Mitteleuropa, das potenziell die am besten lebensfähige Population der Luchse beherbergt -	Der Luchs ist zurzeit in allen Alpenländern geschützt. In der Schweiz und Frankreich können Luchse, die zu große Schäden am Viehbestand verursachen, entfernt werden. Die nationalen Umweltbehörden sind für das Luchsmanagement zuständig. Mit Ausnahme der Schweiz fehlen bisher nationale Managementpläne. In den frühen 1990er Jahren, bildeten Wissenschaftler aus allen Alpenländern	Bedrohungen: Illegale Tötungen, Entwicklung der Infrastruktur (besonders Straßen), Kollisionen mit Autos und Zügen, begrenzte Wanderungen, Genetik. Die wichtigsten Erhaltungsmaßnahmen sind: Förderung der Ausweitung des besetzten Gebietes, Durchsetzung der	„Stark gefährdet“. Eine kleine Population, die von anderen relativ isoliert ist.



Leitlinien für Managementpläne auf Populationsniveau für Großraubtiere



Name	Geografische Beschreibung	Genetische und demografische Struktur	Verbundenheit mit anderen Populationen	Derzeitiges Management	Belastungen und Reaktionen	Rote Liste der IUCN
	vom Genfer See bis zum Departement Hautes-Alpes und in den italienischen Alpen)	men, die alle von den Wiedereinführungen der 1970er Jahre (Schweiz 1970-76) abstammen. Obwohl der Luchs in den folgenden 30 Jahren in benachbarte Länder (Frankreich, Italien) eingewandert ist, hat sich keine zusammenhängende Population im Alpenraum gebildet. Die Gesamtgröße der Luchspopulation in den Alpen wurde 2001 auf ca. 120 (geschlechtsreife) Individuen geschätzt. Die Gesamtzahl ist in den letzten 10 Jahren mehr oder weniger stabil geblieben, allerdings mit stark abweichenden Entwicklungen in den Regionen. Es gab eine leichte Erweiterung des Verbreitungsgebiete in Frankreich, östliches Italien und der Schweiz (letztere durch Umsiedlungen von Tieren aus den Westalpen ins Juragebirge der Ostalpen)	Habitatmodelle sagen eine mögliche Kapazität von 960-1800 Luchsen voraus, in Abhängigkeit der vermuteten Dichte. Es gibt eine potenzielle Verbindung zwischen der westalpinen Population und der Jurapopulation, welche ihrerseits eine potenzielle Verbindung zur Population der Vogesen hat.	eine Expertengruppe, um die Zustand des Luchses zu untersuchen und die Maßnahmen für die alpine Luchspopulation zu koordinieren. SCALP (Zustand und Erhaltung der alpinen Luchspopulation) definierte gemeinsame Standards zur Interpretation der gesammelten Monitoringdaten und hat eine pan-alpine Erhaltungsstrategie entwickelt, die vom der Ständigen Komitee der Berner Konvention angenommen wurde.	Gesetze verbessern, Überwachung der demografischen und genetischen Parameter und Steigerung der Akzeptanz der lokalen Bevölkerung.	
Population der Ostalpen (30-40)	Diese kleine und verstreute Population befindet sich im nord-westlichen Teil Sloweniens (Slowenische Alpen) erstreckt sich in die angrenzenden Regionen Italiens (Trevisiano, Friaul-VG, Venetien, Belluno Venetien) und Österreichs (Kärnten, Nördliche Kalkalpen, Oberkärnten, Niedere Tauern).	Diese Population stammt von Tieren ab, die aus den Karpaten 1973 nach Slowenien und 1977-79 nach Österreich wiedereingeführt wurden.	Die beobachtet Entwicklungsrates wird in den nächsten Jahrzehnten höchstwahrscheinlich keine natürliche Verbindung der westlichen und östlichen Alpenpopulation erlauben. Die Fähigkeit zur Ausbreitung ist in Folge der starken Habitatfragmentation begrenzt. Trotzdem sind die Alpen das Gebiet in West und Mitteleuropa, das potenziell die am besten lebensfähige Population der Luchse beherbergt - Habitatmodelle sagen eine mögliche Kapazität von 960-1800 Luchsen voraus, in Abhängigkeit der vermuteten Dichte. Es gibt eine gute potenzielle Verbindung zwischen der ostalpinen Population und mit der dinarischen Population	Der Luchs ist in all diesen Alpenländern gesetzlich geschützt. Tiere die Tierbestände angreifen, können in Frankreich trotzdem entfernt werden. Die Umweltministerien sind für das Management der Art zuständig. Es gibt eine Zusammenarbeit auf wissenschaftlicher und administrativer Ebene, aber kein gemeinsames systematisches Monitoring oder einen gemeinsamen Managementplan für die gesamte Population.	Bedrohungen: Illegale Tötungen, Entwicklung der Infrastruktur (besonders Straßen), Kollisionen mit Autos und Zügen, begrenzte Wanderungen, Genetik. Die wichtigsten Erhaltungsmaßnahmen sind: Förderung der Ausweitung des besetzten Gebietes, Durchsetzung der Gesetze verbessern, Überwachung der demografischen und genetischen Parameter und Steigerung der Akzeptanz der lokalen Bevölkerung.	„Vom Aussterben bedroht“. Die Population ist klein.
Population des Jura (80 Luchse)	Diese Population ist im Juragebirge entlang der Grenze der Westschweiz mit Frankreich verbreitet.	Die Jurapopulation stammt von Wiedereinführungen im Schweizer Juragebirge in den Jahren 1974/75 ab. Bereits im selben Jahr wurden einige Exemplare im französischen Jura beobachtet, von da ab breiteten sie sich entlang der gesamte Gebirgskette aus. Zurzeit erreicht die Population ca. 80 Tiere, die sich fast über die gesamte Gebirgskette ausbreiten. Frankreich beherbergt schätzungsweise zwei Drittel der Population. Von 1996-2001 wuchs die Population, diese Entwicklung hält im nord-	Entsprechend einem Habitatmodell wird vorausgesagt, dass das Juragebirge ca. 74-101 ortsfeste Luchse beherbergen könnte. Die Gesamtpopulationsgröße wird daher begrenzt werden. Es gibt potenzielle Korridore zu benachbarten Luchsvorkommen (Alpen, Vogesen-Pfälzerwald und Schwarzwald), aber es gibt einige Barrieren, wie Autobahnen und Flüsse, die überwunden werden müssen. Die Verbindungen nach Chartreuse sind	Der Luchs ist in all diesen Ländern gesetzlich geschützt. Tiere die Viehbestände angreifen, können dennoch entfernt werden. Dafür wurden in Frankreich und der Schweiz ähnliche Kriterien eingeführt. In der Praxis sind die Angriffe auf Haustiere in Frankreich viel ausgeprägter, als im Schweizer Jura. Die Umweltministerien sind für das Management der Art zuständig.	Bedrohungen: Illegale Tötungen, Verkehrsunfälle begrenzte Wanderungen, Die wichtigsten Erhaltungsmaßnahmen sind: Fortsetzung und Verbesserung des Monitoring, genetische Überwachung der Population, Durchsetzung der Gesetze, Verbesserung der Verbundenheit mit anderen	„Vom Aussterben bedroht“. Die Population ist klein.



Leitlinien für Managementpläne auf Populationsniveau für Großraubtiere



Name	Geografische Beschreibung	Genetische und demografische Struktur	Verbundenheit mit anderen Populationen	Derzeitiges Management	Belastungen und Reaktionen	Rote Liste der IUCN
		östlichen Schweizer Jura an. Die Zahl ist zurzeit mit Ausnahme einiger lokaler Schwankungen mehr weniger stabil.	am einfachsten und könnten bereits genutzt worden sein, wie Anzeichen für die Anwesenheit von Luchsen vermuten lassen. Aus genetischen Gründen wäre ein Austausch mit anderen Populationen wichtig, da sich herausgestellt hat, dass die Jurapopulation, im Vergleich mit der Ursprungspopulation der Slowakei, einen Teil ihrer genetischen Variabilität verloren hat.	Es gibt eine Zusammenarbeit auf wissenschaftlicher und administrativer Ebene, aber kein gemeinsames systematisches Monitoring oder einen gemeinsamen Managementplan für die gesamte Population.	Luchspopulationen oder Vorkommen.	
Population der Vogesen und der Pfalz (30-40 Luchse)	Die Population besteht aus zwei Populationssegmenten, eine in den südlichen Zentralvogesen in Frankreich und die zweite in den nördlichen Vogesen, die sich bis in den Südwesten Deutschlands (Pfälzerwald) erstrecken.	Die Luchse des Vogesenpopulationssegments stammen von 21 Individuen, die 1983-93 ausgesetzt wurden, ab. Die Population bedeckt jetzt ein mehr oder weniger zusammenhängendes Gebiet von 3000 km ² . Die Ankunft des Luchses im Pfälzerwald wird unterschiedlich beurteilt, je nach Quelle 1980 oder 1986. Der Ursprung dieser Tiere ist nicht bekannt, aber natürliche Einwanderung erscheint unwahrscheinlich. Die nördlichen Vogesen sind von den Zentralvogesen durch eine Hauptstraße und den Marne-Rhein-Kanal im Distrikt Saverne getrennt und es ist nicht bekannt, wie die Tiere diesen eigentlich überqueren. Nach der aktuellen Schätzung existieren im Gebiet der Vogesen und des Pfälzerwaldes ca. 30 (höchstens 40) Tiere. Während die jüngsten Entwicklungen auf eine leichte Ausbreitung in den Süden hindeuten, ist im Norden ein Rückgang zu verzeichnen.	Es könnte noch etwas optimistisch sein, die Vogesen-Pfalz-Population als eigenständige Population zu bezeichnen, da die Verbindung des südlichen Zentralvogesensegments und des nördlichen Vogesen-Pfalz-Segments wahrscheinlich noch nicht gut etabliert ist. Eine Ausbreitung nach Osten durch das Rheintal ist unwahrscheinlich und im Westen wahrscheinlich durch fehlende Waldgebiete auch begrenzt. Entlang des linken Rheinuferes eröffnet jedoch eine Reihe untergeordneter Berggebiete die Möglichkeit für eine größere Metapopulation. Es gibt offensichtlich eine Verbindung ins Juragebirge, jedoch mit einigen Barrieren, die nicht einfach zu überwinden sind. Trotzdem wurde seit 1997 über einige Hinweise aus dem Departement Haute-Saône, das zwischen den beiden Bergmassiven liegt, berichtet.	Der Luchs ist in all diesen Alpenländern gesetzlich geschützt. Tiere die Tierbestände angreifen, können trotzdem entfernt werden. Die Umweltministerien sind für das Management der Art zuständig. Es gibt eine Zusammenarbeit auf wissenschaftlicher und administrativer Ebene, aber kein gemeinsames systematisches Monitoring oder einen gemeinsamen Managementplan für die gesamte Population.	Bedrohungen: Illegale Tötungen, Verkehrsunfälle begrenzte Wanderungen, Die wichtigsten Erhaltungsmaßnahmen sind: Fortsetzung und Verbesserung des Monitoring, genetische Überwachung der Population, Durchsetzung der Gesetze, Verbesserung der Verbundenheit mit anderen Luchspopulationen oder Vorkommen.	Vom Aussterben bedroht“. Die Population ist klein.



WOLF (Canis lupus)

Name	Geografische Beschreibung	Genetische und demografische Struktur	Verbundenheit mit anderen Populationen	Derzeitiges Management	Belastungen und Reaktionen	Rote Liste der IUCN
Iberische Halbinsel (2500 Wölfe)	Wir erkennen auf der iberischen Halbinsel zwei Populationen. Die größte Population liegt im nordwestlichen Viertel der iberischen Halbinsel (in Spanien und Portugal), einschließlich des westlichen Baskenlandes. Nicht in den Pyrenäen, aber südlich bis Avila. Die Wölfe südlich des Dueroflusses in Portugal bilden ein eigenes Segment (ca. 30 Tiere), es gibt keinen Nachweis für eine Verbindung zu den Wölfen nördlich des Flusses.	Der iberische Wolf (Canis lupus signatus) ist vielleicht eine Unterart. Nachdem die Population bis in die 60er Jahre zurückging, wächst sie zurzeit und erweitert ihr Verbreitungsgebiet über Zentralspanien. Die nordwestliche Population breitet sich aus. Es gibt zwei unterschiedliche Populationssegmente innerhalb der Population. Das größte liegt nördlich des Dueroflusses in beiden Ländern. Südlich des Duero in Portugal gibt es ein kleines Populationssegment mit ca. 30 Wölfen, welches zurzeit von der zusammenhängenden Hauptpopulation im NW isoliert zu sein scheint, worauf Ergebnisse der Genetik und von Feldstudien hindeuten. Ihre Erhaltung ist von der Wiederherstellung der Verbundenheit mit der Hauptpopulation, konkret mit dem spanischen Teil südlich des Duero, abhängig.	Die nächste Wolfpopulation, ist die der Westalpen. Eine Verbindung zwischen den beiden besteht nicht. In Cataluna wurden von 2000 bis 2007 sechs Wölfe umcodiert. In den französischen Pyrenäen wurden in den letzten 10 Jahren 3 Wölfe entdeckt, die sich von denen in Cataluna unterscheiden. Es wurden also im letzten Jahrzehnt 9 unterschiedliche Wölfe in den französischen und spanischen Pyrenäen entdeckt.	Die Wölfe sind in ganz Portugal vollständig geschützt, in Spanien nur südlich des Duero (obwohl sie jetzt, als Reaktion auf Angriffe auf Nutztiere, einer gewissen Kontrolle unterliegen) (FFH-Richtlinie Anhang IV in beiden Fällen). Nördlich des Duero in Spanien sind Wölfe Jagdbeute (FFH-Richtlinie Anhang V) und unterliegen verschiedenen Managementsystemen, in Abhängigkeit der Gesetzgebung in 8 verschiedenen autonomen Regionen. Asturien und Castilla y Leon haben Managementpläne, Galicien wird seinen in Kürze verabschieden. Die in Portugal gezahlten Entschädigungen für Schäden durch Wölfe, zählen zu den höchsten Europas.	Illegale Tötungen kommen immer noch häufig vor und es werden vergiftete Köder benutzt. Die autonomen Regionen verabschieden sukzessive ihre Maßnahmenpläne. Allerdings ist die Koordination der regionalen Verwaltungen und zwischen Portugal und Spanien sehr begrenzt. In einigen Gebieten scheint das Fortbestehen der Art in hohem Maß von Nahrungsquellen, die sich auf menschliche Aktivitäten beziehen, abzuhängen. Das verursacht Konflikte, die schwer zu lösen sind.	Die Hauptpopulation ist „potenziell gefährdet“. Die iberische Population ist groß (ca. 2500 Wölfe, obwohl sie vielleicht nicht vielmehr als 1000 geschlechtsreife Tiere umfasst) und breitet sich nach Süden und Westen aus. Deshalb ist sie nicht als „verletzlich“ einzustufen. Sie verbleibt in der Kategorie „potenziell gefährdet“, weil sie nahe der Kategorie „verletzlich“ liegt, auf Grund der Aufteilung in Managementsysteme, dem Fehlen eines Managementplanes auf Populationsniveau, dem Vorkommen größtenteils unvorhersagbarer menschlicher Reaktionen auf Wölfe (Vergiftung, Erschießen, etc.), welche die Population auf lokaler Ebene gefährden können.
Population der Sierra Morena (50 Wölfe)	Eine sehr kleine Wolfpopulation ist seit den letzten 40-50 Jahren im Gebirge der Sierra Morena in Andalusien und Castilla-La-Mancha isoliert.	Die isolierte Population der Sierra Morena scheint stabil zu sein.	Die Population ist von der Population im Nordwesten über 270 Kilometer isoliert.	Vollständig geschützt.	Diese Wölfe werden auf Grund der wahrgenommenen Schäden, die sie bei Jagdwild (hauptsächlich Rotwild) verursachen, illegal verfolgt. Dieses ist die Haupteinkommensquelle in den großen privaten Landgütern der Sierra Morena, wo sie leben. Zusätzlich schränkt ihre Isolation die Lebensfähigkeit dieser Population ein.	Die kleine Population der Sierra Morena liegt weit von der Hauptpopulation im Norden entfernt und sollte als „vom Aussterben bedroht“ eingestuft werden.
Population der westlichen Zentralalpen (100-120 Wölfe)	Die Population besetzt ein Gebiet, das den größten Teil der Westalpen in Frankreich und Italien einschließt.	Diese Population ist italienischen Ursprungs und alle Wölfe teilen sich den gleichen italienischen genetischen Haplotypen. Von den Apennin einwandernde einzelne Wölfe	Die genetische Kontinuität mit der Apenninpopulation wurde kürzlich auf 2,5 Tiere je Generation geschätzt, von denen alle von den Apennin in die	Die Population ist durch französisches, italienisches und schweizer Recht voll geschützt. Die	Aus Frankreich und Italien wurden verschiedene Fälle von illegalen Tötungen berichtet. Das Vorkommen	„Stark gefährdet“. Die alpine Population ist die jüngste Ausgründung der italienischen Wolfspopulation und zahlenmäßig



Name	Geografische Beschreibung	Genetische und demografische Struktur	Verbundenheit mit anderen Populationen	Derzeitiges Management	Belastungen und Reaktionen	Rote Liste der IUCN
	Viele Wolfsreviere sind grenzüberschreitend und liegen entlang der Grenze von Frankreich und Italien, südlich des Aostatales. Die Individuen wandern regelmäßig bis in die Schweiz nach Grisons. Es ist ihnen bisher aber nicht gelungen, eine ständige Gruppe zu etablieren.	siedelten sich zuerst 1992 in den Alpen an und es gelang ihnen eine dauerhafte und expandierende Population zu etablieren, die ein hochdynamisches räumliches Muster aufweist und sich Richtung Westen und Norden ausbreitet. Die Gesamtzahl wird auf 100-120 Wölfe geschätzt und wächst mit durchschnittlich 10% pro Jahr.	Alpenpopulation eingewandert sind. Im Jahr 2005 ist ein mit Sender markierter junger Wolf über 1000 km von Parma bis Nizza gewandert und lieferte den Nachweis einer natürlichen Verbreitung entlang der nördlichen Apenninkette. Trotz der Verbindung zwischen den beiden Populationen, ist ihr ökologischer und sozioökonomischer Kontext ausreichend verschieden, um eine Aufteilung für Managementzwecke zu rechtfertigen.	Maßnahmenpläne in Frankreich und der Schweiz, enthalten Vorschriften zur legalen Entnahme von Wölfen unter strengen Auflagen nach Angriffen auf Viehbestände. Die drei Länder haben kürzlich (2006) ein formelles Abkommen über die Kooperation beim Management der gesamten Population unterzeichnet. Dieses markiert ein innovatives Verfahren und beruht auf der Erkenntnis, dass eine biologische Population durch eine gemeinsame und akzeptierte Herangehensweise gemanagt werden muss.	der Wölfe wird noch längst nicht von den lokalen Landwirten und Viehzüchtlern akzeptiert. Es wird in zunehmenden Maß von Konflikten mit Jägern berichtet, die ungelöst bleiben. Frankreich und die regionale Verwaltung in Piemont Italien haben eine umfassenden und andauernde Untersuchung und Überwachung der Population und der Schäden am Viehbestand durchgeführt, sodass hervorragende Daten für Managementzwecke vorliegen.	immer noch klein. Aber sie wächst schnell und wird aktuell auf 120-150 Tiere geschätzt. Die genetischen und demografischen Kontakte mit den benachbarten Populationen des Apennins sind begrenzt. Ihre geringe Größe rechtfertigt die Einstufung in die Kategorie „stark gefährdet“.
Population der italienischen Halbinsel (500–800 Wölfe)	Diese Population besetzt des gesamte Apenninengebiet von Ligurien bis nach Kalabrien (Aspromonte) und breitet sich in das nördliche Latium und die Mitte der westlichen Toskana (Provinzen Siena, Grosseto und Pisa) aus.	Die Population wurde 1921 (Altobello 1921) beschrieben und 1999 (Nowak 1999) als eigene Unterart bestätigt (<i>Canis lupus italicus</i>), genetisch anerkannt durch das Vorhandensein eines einzigartigen mtDNA Haplotypen. Nach dem die Population einen Engpass in den 1960er Jahren durchlaufen hatte, als ihre Zahl auf ca. 100 Tiere geschätzt wurde, hat sich die Population stetig erholt und in die westlichen Alpen ausgebreitet. Im Jahr 2006 wurde die Population auf 500-800 Wölfe geschätzt.	Die nächste Population (abgesehen von jener der Westalpen, siehe oben) ist in Slowenien (dinarische-balkanische Population). Allerdings werden die italienische und die dinarische Population durch große Teile der Alpen und das landwirtschaftlich genutzte Tal des Po wirksam getrennt.	Die Population ist durch das nationale Recht vollständig geschützt, aber es gibt verschiedene Umfänge im Schadensersatz, der durch 14 unterschiedliche regionale Rechte zur Verfügung gestellt wird. Die pro Wolf gezahlte Entschädigung wurde als eine der höchsten in den EU-Ländern eingeschätzt, jedoch wurde die Wirksamkeit des Entschädigungsprogramms nie überprüft und wird zunehmend in Frage gestellt. Abgesehen vom formalen Schutz wird die Population nicht aktiv gemanagt. Die Art kommt in verschiedenen Gebieten innerhalb ihres Verbreitungsgebietes vor, aber deren Größe ist viel zu klein, um eine lebensfähige Population zu schützen. Trotz des formalen Schutzes, wird	Die Population ist zwar auf dem Papier geschützt, aber das Recht wird nur schwach durchgesetzt und illegale Tötungen kommen im ganzen Verbreitungsgebiet sehr häufig vor. Vergiftete Köder werden in steigendem Ausmaß gegen Hunde, Füchse und Wölfe eingesetzt. Es wurden Hybridisierungen mit Hunden gefunden und scheinen wenigstens 5% der gesamten Wolfspopulation zu betreffen. Ein nationaler Maßnahmenplan bietet eine umfassende Grundlage für das Management, wird aber von den nationalen und regionalen Verwaltungen nicht umgesetzt.	„Verletzlich“. Die italienische Wolfpopulation wird auf 500-800 Individuen geschätzt, die sich entlang des Apennins verbreiten. Die Form des Gebietes ist schmal, langgestreckt und auf die Apenninen beschränkt. Der Austausch der Population mit der Population der Alpen ist begrenzt und neuere genetische Beweise weisen darauf hin, dass der Genaustausch nur in Richtung der Alpen erfolgt. Trotz des jüngsten Wachstums bei Anzahl und Ausbreitung ist die italienische Wolfpopulation immer noch sehr anfällig für die Ausrottung durch den Druck des Menschen (Gift, Jagd, Autounfälle) und wegen der stochastischen Natur dieser Ereignisse ist es empfehlenswert, diese vorsichtige Bewertung aufrechtzuerhalten. Die Population muss derzeit nicht als „stark gefährdet“ eingestuft



Leitlinien für Managementpläne auf Populationsniveau für Großraubtiere



Name	Geografische Beschreibung	Genetische und demografische Struktur	Verbundenheit mit anderen Populationen	Derzeitiges Management	Belastungen und Reaktionen	Rote Liste der IUCN
				vermutet, dass ein erheblicher Teil der Population (15-20%) jedes Jahr illegalen Tötungen zum Opfer fällt.		werden, aber ihr günstiger Status leicht kann sich leicht umkehren.
Dinarische – Balkanpopulation (5000 Wölfe)	Diese Population bedeckt ein weites Gebiet von Slowenien bis ins nördliche Zentralgriechenland und umfasst das gesamte Dinarische Gebirge durch Kroatien Bosnien-Herzegowina, westliches Serbien (und Provinz Kosovo), Montenegro, EJR Mazedonien, Albanien, westliches und südliches Bulgarien.	Die Population scheint in der gesamten Region mehr oder weniger zusammenhängend zu sein, auch wenn für einige Länder wenige Daten zur Verfügung stehen. Die Population überschreitet grob geschätzt 5000 Individuen, doch die lokale Dichte kann stark variieren und die demografische Gesamtentwicklung ist weitestgehend unbekannt. In Kroatien und Slowenien hat sich die Population signifikant erholt, seit 1990 ein aktives Management begonnen hat. Zurzeit sind unsere Kenntnisse über diese enorme Population zu gering, um sie in Segmente einzuteilen oder auch nur die Gesamtverteilung genau zu bewerten. Es ist möglich, dass feinkörnigere Studien es ermöglichen werden, Einteilungen in kleinerem Maßstab vorzunehmen.	Im Norden hat die Population keinem Kontakt zur nächsten Population in Italien, obwohl von wandernden Tieren in Österreich und Ostitalien berichtet wurde. Im Osten gibt es möglicherweise einen Austausch mit der großen Wolfspopulation der Karpaten, die bis ins nördliche Bulgarien reicht.	Das Management ist durch mehrere unterschiedliche nationale Rechte zersplittert. Sie ist eine jagdbare Art in fast allen Ländern, ausgenommen Slowenien, Kroatien und in Griechenland südlich des 39° Breitengrades, wo die Wölfe vollständig geschützt sind. In Kroatien gibt es eine effektiven Maßnahmenplan, der auch umgesetzt wird (überarbeitet 2007) und eine gewisse begrenzte Jagd erlaubt. In den meisten Ländern ist die Durchsetzung der Gesetze schwach oder fehlt ganz, auch für geschützte Arten.	Legaler Jagd und illegalen Tötungen fällt eine unbekannte Anzahl von Wölfen fast im gesamten Verbreitungsgebiet zum Opfer. Andere Belastungen, die für gewöhnlich berichtet werden, sind: Habitatfragmentation durch den Bau eingezäunter Autobahnen, Mangel an wilden Beutetieren, der weitverbreitete Gebrauch von Gift und Konflikte mit menschlichen Interessen.	„Nicht gefährdet“. Diese große Wolfspopulation (mehr als 5000 Tiere) scheint in einem günstigen Erhaltungszustand zu sein, hauptsächlich wegen des begrenzten Managements, das durch die politische Instabilität in weiten Teilen der Region verursacht wurde. Allerdings könnten die eher am Rand des Verbreitungsgebietes gelegenen Teile (Slowenien, Zentralgriechenland) einem zu starkem Druck durch menschliche Störungen ausgesetzt sein, deshalb sollten kurzfristige Erhaltungsmaßnahmen umgesetzt werden.
Die Population der Karpaten (3000-4000 Wölfe)	Die zentralen Karpaten sind die Heimat einer der größten Wolfspopulationen in Europa. Diese Population erstreckt sich quer über mehrere Länder vom nördlichen Bulgarien bis nach Ostserbien, Rumänien, südwestliche Ukraine, Slowakei und Südpolen. Einige Wölfe werden gelegentlich im Osten der Tschechischen Republik gemeldet.	Es wird geschätzt, dass die Population 5000 Tiere übersteigt, der Hauptteil lebt in Rumänien und der Ukraine. Die Slowakei beherbergt 400-500 Wölfe und Südpolen trägt mit guten Wolfshabitaten in den Gebieten entlang der südöstlichen Grenzen bei.	Es ist wahrscheinlich, dass ein gewisses Niveau an genetischem Austausch mit der dinarisch-balkanischen Population im Westen Bulgariens und mit der baltischen Population durch Polen vorkommt, obwohl diese Verbindung fragmentiert ist.	Die Wölfe sind in der Tschechischen Republik und Polen vollständig geschützt. Sie werden in Rumänien und der Slowakei, trotz des Status Anhang IV der FFH-Richtlinie, faktisch als Jagdwild verwaltet. In der Ukraine sind Wölfe eine jagdbare Art und in den letzten Jahren wurden Kopfprämien gezahlt. Auch in Serbien sind Wölfe Jagdwild.	Trotz des großen Umfangs der Population, ist die Zersplitterung der Managementsysteme in den Randbereichen des Verbreitungsgebietes eine Bedrohung und sollte in Angriff genommen werden. Der Gebrauch von Gift und illegale Tötungen sind im gesamten Gebiet weit verbreitet.	„Nicht gefährdet“. Diese große Wolfspopulation (mehr als 5000 Tiere) scheint hauptsächlich durch die Erhaltungsmaßnahmen, die in Rumänien umgesetzt werden, lebensfähig zu sein. Allerdings könnten Randgebiete des Verbreitungsgebietes (südliches Polen, Slowakei) zu starken Belastungen ausgesetzt sein und kurzfristige Erhaltungsmaßnahmen erfordern.
Nordost Europäische Population (4350 Wölfe) Karelische Population (750 Wölfe)	Die nordosteuropäische Population ist Teil der größten zusammenhängenden Wolfspopulation der Welt. In ihrer vollen Ausdehnung verbindet sie sich mit anderen Wolfspopulationen und bildet eine mehr oder weniger zusammenhängende Population, die sich von der Ostsee	Karelische Population: Nach der weitgehenden Kontrolle der Population in der ersten Hälfte des 20. Jh. hat sich die Population nach den 80er und 90er Jahren erholt. Die aktuellen Schätzungen basieren auf Zählungen der Familiengruppen in Finnland (ca. 200 Wölfe in Finnland) und die Population breitet sich aus. Die Zahl der	Die karelische Population ist Teil der großen russischen Population und verbindet sich mit der baltischen Population im Süden. Ein gewisser gelegentlicher Austausch mit der skandinavischen Population kommt vor.	Karelische Population: In Finnland unterliegen in den Rentierhaltungsgebieten vorkommende Wölfe Anhang V der FFH-Richtlinie; außerhalb der Rentierhaltungsgebiete unterliegen sie Anhang IV. Wegen der Konflikte mit der	Karelische Population: In Finnland verursachen Wölfe nur sehr geringe Schäden an Viehbeständen; die Tötung von Haushunden ist der häufigste Schaden, der großen Unmut in der öffentlichen Meinung ver-	Karelische Population: „potenziell gefährdet“. Die Zahl der Wölfe in russisch Karelien ist wenig bekannt, wird aber als hoch eingeschätzt. In Anbetracht dieser Ungewissheit und dem Management in Finnland, wo die Art auf einer niedrigen Anzahl gehalten wird, lassen es als gerechtfertigt erscheinen, die



Leitlinien für Managementpläne auf Populationsniveau für Großraubtiere



Name	Geografische Beschreibung	Genetische und demografische Struktur	Verbundenheit mit anderen Populationen	Derzeitiges Management	Belastungen und Reaktionen	Rote Liste der IUCN
& Baltische Population (3600 Wölfe)	<p>bis zum Pazifik erstreckt. Wir haben diese Untersuchung jedoch auf das Gebiet westlich des 35° O beschränkt. Für Managementzwecke schlagen wir eine Aufteilung dieser großen Population in zwei administrative Populationen vor.</p> <p>Die karelische Population kommt in Finnland und den russischen Oblasten Karelien und Murmansk vor. Die Wölfe sind im russischen Karelien weitverbreitet, leben aber verstreut in Murmansk. In Finnland kommen die Wölfe in der größten Dichte im Südosten vor, aber es sind in den letzten Jahren reproduzierende Rudel im Zentrum und Westen aufgetaucht.</p> <p>Die baltische Population bedeckt das östliche Polen, Litauen, Lettland, Estland, Weißrussland, die Nordukraine und die russischen Oblaste Kaliningrad, Leningrad, Nowgorod, Pskow, Twer, Smolensk, Brjansk, Moskau, Kurk, Belgorod und Orjol.</p>	<p>karelischen Wölfe scheint stabil zu sein.</p> <p>Baltische Population: Die Entwicklung in der gesamten Region scheint sehr beständig gewesen zu sein. Zu Beginn des 20. Jh. war die Population reduziert, aber immer noch weit verbreitet und wuchs während und nach dem I. Weltkrieg. Im Zeitraum zwischen den Kriegen wurde die Population erneut stark reduziert, erholte sich aber während des II. Weltkrieges auf Spitzenwerte, nur um in den 1950er Jahren wieder stark verfolgt zu werden, sodass in den 1960er und frühen 1970er Jahren erneut sehr niedrige Niveaus erreicht wurden. Die Population scheint danach gewachsen zu sein, mit einem Spitzenwert in den frühen 1990er Jahren – bevor sie in den späten 1990er Jahren erneut dezimiert wurde. Die Entwicklungen scheinen sich jetzt in den EU-Ländern stabilisiert zu haben, nehmen aber im Westen Russlands immer noch ab. Es gibt ca. 1000 Wölfe in Polen und den baltischen Staaten, ca. 1000 in Weißrussland und 1600 in den benachbarten russischen Oblasten.</p>	<p>Baltische Population: Diese Population ist der westlichste Teil der großen russischen Population und ist mit der karelischen Population verbunden. Obwohl die Verbreitung in Polen nicht zusammenhängend ist, könnten Wanderungen zwischen der baltischen und der Karpatenpopulation noch möglich sein.</p> <p>Die Aufteilung zwischen der karelischen und baltischen Population, wurde hier nur als administrative Entscheidung getroffen, um Einheiten von praktischer Größe mit einheitlicheren Bedingungen zu erhalten.</p>	<p>Rentierhaltung wird die Anwesenheit von Wölfen im nördlichen Finnland nicht toleriert. Es werden jedoch auch Wölfe außerhalb der Rentierhaltungsgebiete getötet, um die Konflikte zu reduzieren. Finnland hat kürzlich einen nationalen Managementplan angenommen, der die Entfernung einiger Wölfe unter kontrollierten Umständen einschließt. Im russischen Teil Kareliens werden Wölfe im gesamten Verbreitungsgebiet und zu jeder Zeit getötet.</p> <p>Baltische Population: Die Standardmanagementpraxis im größten Teil des 20. Jh. war die offene Jagd, oft mit Kopfgeldprämien, all das mit dem Ziel die Wölfe auszurotten oder zumindest ihre Zahl stark zu reduzieren. Diese Situation dauerte bis in die 1990er Jahre an, als Beschränkungen der Jagd schrittweise in allen Ländern eingeführt wurden. Sie sind zurzeit in Polen geschützt, werden aber in den 3 baltischen Staaten (FFH-Richtlinie Appendix V), Weißrussland und der Ukraine gejagt.</p>	<p>ursacht. Finnland hat einen Plan verabschiedet, um die Population in ihrer aktuellen Größe zu erhalten. Der ständige Zustrom wandernder Wölfe aus Russland erlaubt einen halbwegs positiven Ausblick auf die Erhaltung dieser Population.</p> <p>Baltische Population: Die lettischen Wölfe scheinen auf dem Weg zu sein, zweigeteilt zu werden – wobei das südliche Gebiet Riga dabei ist, ein raubtierfreies Gebiet zu werden. Diese Entwicklung wird die Verletzlichkeit der Raubtierpopulation im Westen Lettlands stark erhöhen. Die Wölfe in Litauen und im nordöstlichen Polen besetzen auch eine hoch fragmentierte Landschaft.</p>	<p>Population in diese Kategorie einzustufen. Angenommen, dass ein Management auf Populationsniveau umgesetzt wird, könnte die Kategorie herunter gestuft werden; allerdings sollte im Fall einer fehlenden Zusammenarbeit zwischen Finnland und Russland zu einem gemeinsamen Management dieser Population, der finnische Teil auf „verletzlich“ hoch gestuft werden.</p> <p>Baltische Population: „Nicht gefährdet“. Die Zahl und die Kontinuität des Verbreitungsgebietes bis nach Russland stützen die Einstufung in die Kategorie „nicht gefährdet“. Trotzdem erfordern die kleinen Teile der Population in Polen und einigen baltischen Staaten Erhaltungsmaßnahmen, um ihren langfristigen Fortbestand zu sichern.</p>
Deutschland/ Westpolen (<50 Wölfe)	<p>Diese Population besteht aus verstreut lebenden Rudeln im Osten Deutschlands (Sachsen) und im Westen Polens.</p>	<p>Die Wölfe wurden in Deutschland im 19. Jh. ausgerottet, es wurden jedoch gelegentlich aus Polen einwandernde Wölfe im 20. Jh. geschossen. Mitte der 1990er Jahre begann sich ein Rudel in Sachsen zu vermehren und es gibt aktuell (2008) vier reproduzierende Rudel. Die Wölfe im Westen Polen hatten eine bewegte Geschichte, aber es gibt zurzeit</p>	<p>Diese Population ist innerlich sehr stark fragmentiert. Es gibt potenzielle Verbindungen zur baltischen und zur Population der Karpaten, aber die Entfernungen bewegen sich in Größenordnungen von mehreren hundert Kilometern.</p>	<p>Die Wölfe sind in beiden Ländern geschützt, aber das Ausmaß, in dem der Schutz in Polen durchgesetzt wird, ist fraglich.</p>	<p>Das Hauptrisiko für diese Population ist die sehr geringe Größe, die stark fragmentierte innere Struktur und die weite Entfernung von anderen Quellen. Die Kooperation zwischen Deutschland und</p>	<p>„Vom Aussterben bedroht“. Die Population ist sehr klein, fragmentiert und isoliert.</p>



Leitlinien für Managementpläne auf Populationsniveau für Großraubtiere



Name	Geografische Beschreibung	Genetische und demografische Struktur	Verbundenheit mit anderen Populationen	Derzeitiges Management	Belastungen und Reaktionen	Rote Liste der IUCN
		nur wenige weit verstreut lebende Rudel in der Region			Polen ist entscheidend. Ein einzelner Wurf mit Wolf-Hund-Hybridwelpen wurde 2003 geboren.	
Skandinavien (130-150 Wölfe)	Das Verbreitungsgebiet der Population liegt in Mittelschweden und dem Südosten Norwegens.	Die Population stammt von einem Paar ab, das aus Finnland einwanderte und sich 1983 erstmals in Schweden vermehrte. Ein dritter Einwanderer beförderte die Reproduktion und die Population wird jetzt auf ca. 130-150 Wölfe geschätzt (davon ca. 15% in Norwegen), welche 2006 ganze 15 Würfe produzierten. Die Population wuchs beständig von 1983 bis 2001, sank leicht 2002-03 und wächst aktuell wieder.	Es gibt Nachweise für einen sehr begrenzten genetischen Austausch mit der karelischen Wolfspopulation. Die Einwanderung aus der karelischen Population ist der einzige mögliche Weg, um die genetische Variabilität der Population zu erhöhen. Mit Ausnahme einer gelegentlichen Route über das baltische Eis, müssen alle Einwanderer die Rentierhaltungsgebiete im Norden Finnlands, Schwedens und Norwegens passieren, wo Wölfe nur selten toleriert werden.	Formell sind die Wölfe in Schweden und Norwegen vollständig geschützt. Allerdings wendet Norwegen ein strenges Zonensystem an, dass die Ausrottung der Wölfe in den Gebieten außerhalb dieser Zone vorsieht, wo Schäden als unakzeptabel betrachtet werden. Schweden ist bei der Ausstellung von Lizenzen zur Tötung von Wölfen restriktiver vorgegangen.	Der Inzuchtkoeffizient ist sehr hoch, in einigen Fällen höher als bei reiner Geschwisterpaarung. Die Angriffe auf Haushunde, Schafe in Norwegen und Rentiere in Schweden sind die häufigsten Schäden, die eine fortgesetzte Debatte über die Erhaltung der Wölfe verursachen. Sowohl Schweden als auch Norwegen bieten vollen Ersatz für Schäden an Viehbeständen. Schweden wendet ein präventives Kompensationssystem für Rentierzüchter, die in Gebieten mit Wolfsvorkommen arbeiten.	„Stark gefährdet“. Die Zahl der geschlechtsreifen Individuen wird auf weniger als 250 Tiere geschätzt. Die Population hat eine geringe genetische Variabilität und der genetische Austausch mit der finnischen Population wird als sehr gering eingeschätzt.



VIELFRASS (Gulo gulo)

Name	Geografische Beschreibung	Genetische und demografische Struktur	Verbundenheit mit anderen Populationen	Derzeitiges Management	Belastungen und Reaktionen	Rote Liste der IUCN
Skandinavien (750 Vielfraße)	Diese Population ist hauptsächlich an der Grenze zwischen Norwegen und Schweden verbreitet, Erweiterungen in den Bergen Südnorwegens und der Provinz Finnmark in Nordnorwegen (Region Lappland). Innerhalb dieses Verbreitungsgebietes registrieren wir vier Populationssegmente, das Südnorwegische, das zentral-skandinavische Populationssegment an der norwegisch/schwedischen Grenze, das nördliche fennoskandinavische Segment in den Norwegischen Provinzen Troms und Finnmark und finnisch Lappland, einige Tiere vermehren sich in den borealen Waldgebieten im Osten Schwedens.	Genetische Studien für die skandinavische Subpopulation haben eine geringe genetische Variabilität und Aufgliederung in den Subpopulationen aufgezeigt, das weist darauf hin, dass der Vielfraß in Skandinavien möglicherweise durch ein früheres Flaschenhalseignis an genetischer Variabilität verloren hat und die derzeitige Population das Ergebnis eines jüngeren gemeinsamen genetischen Ursprungs ist. Der südliche Teil scheint eine Senke zu bilden, mit wenigen Tieren, die aus der nördlichen zusammenhängenden Population zuwandern. Das südliche norwegische Populationssegment hat sich auf natürliche Weise in den späten 1970er Jahren wieder angesiedelt und war das Ergebnis einer schützenden Gesetzgebung. Dieses Populationssegment hat kürzlich bei Anzahl und Ausbreitung zugelegt, scheint sich jedoch bei ca. 100 Individuen stabilisiert zu haben. Genetische Studien haben gezeigt, dass sich die südliche norwegische Population vom nördlichen Populationssegment (ca. 220 Individuen in Norwegen) genetisch unterscheidet, doch der geografische Abstand nach Norden und Osten zwischen der südlichen und der Hauptpopulation hat sich von 100-200 km in den frühen 1990er Jahren auf eine praktische Verbundenheit im Jahr 2006 verringert. Es gibt schätzungsweise 380 Individuen im schwedischen Teil des zentralen Populationssegments, die 1 Jahr oder älter sind. Zuletzt hat sich in den 1990er Jahren in der südlichen borealen Region des Landes eine kleine abgegrenzte Population gebildet, die sich reproduziert. Populationsdaten der letzten 9 Jahre (1996-2006) deuten auf einen recht stabilen Gesamtpopulationstrend hin, mit einem leichten Wachstum in den letzten 5 Jahren. Die demografischen Folgen dieser räumlichen und genetischen Diskontinuitäten müssen untersucht werden.	Es gibt wahrscheinlich eine Verbindung mit der karelischen Population im Osten, obwohl eine bessere geografische Erfassung im Nordwesten Russlands notwendig ist.	Die Vielfraße sind sowohl der tatsächlichen Bejagung als auch von den Behörden organisierten Maßnahmen zur Kontrolle durch Tötungen ausgesetzt. Das nationale Ziel in Norwegen ist eine Kontrolle der Gesamtpopulation auf ein Limit von 39 aktiven Geburtshöhlen pro Jahr. Kontrollmessungen, Tötung von Familiengruppen im zeitigen Frühjahr und Lizenzjagden werden als Managementinstrumente eingesetzt, um die Angriffe der Vielfraße auf unbewachte Schafe im Sommer und auf domestizierte Rentiere während des ganzen Jahres zu begrenzen. Das nationale Ziel in Schweden ist es, mindestens 90 Reproduktionen pro Jahr, was ca. 550 Individuen entspricht zu erreichen. Der Vielfraß ist in Schweden geschützt, obwohl nach akuten Schadensereignissen in begrenzten Umfang letale Kontrolle angewendet wird. Die norwegische und schwedische Population wird durch jährliche Bestandsaufnahmen überwacht und es gibt eine Zusammenarbeit und Datenaustausch zwischen den nationalen Programmen. In Finnland wird die Art durch ein nationales Fauna-Monitoring-Programm überwacht, das auf sich kreuzenden Fahrten in festgelegten Dreiecken von 4x4 km basiert. Während der letzten Jahrzehnte gab es in Fennoskandinavien ein Wachstum in Anzahl und Verbreitung der Populationen, aber eine abnehmende Entwicklung in Russland.	Das hohe Niveau der Angriffe auf domestizierte Schafe in Norwegen und domestizierte Rentiere in Norwegen, Schweden und Finnland erzeugen große Konflikte. Dies führt zu einem starken Druck zur Reduktion der Population durch legale und illegale Tötungen. Es ist entscheidend, Lösungen für eine Reduzierung der Angriffe auf Schafe zu finden. Es ist zurzeit unklar, ob das existierende Niveau der Bestandsreduzierung, insbesondere in Norwegen, nachhaltig ist. Wegen der Angriffe auf domestizierte Rentiere sind Lösungen schwerer zu finden, da Vielfraße in großem Umfang auf die halbdomestizierten Rentiere als Nahrung angewiesen sind.	Verletzlich*



Leitlinien für Managementpläne auf Populationsniveau für Großraubtiere



Name	Geografische Beschreibung	Genetische und demografische Struktur	Verbundenheit mit anderen Populationen	Derzeitiges Management	Belastungen und Reaktionen	Rote Liste der IUCN
Karelische Population (450 Individuen)	<p>Die Population erstreckt sich quer durch das südliche und zentrale Finnland (ganz Finnland außer Lappland) und die russischen Oblasten Murmansk und Karelien. Die Hauptverbreitung scheint zusammenhängend zu sein, aber es gibt es relativ isoliertes Populationssegment im Westen Finnlands.</p>	<p>Das westfinnische Segment ist das Ergebnis einer Umsiedlung von Tieren aus den nördlichen Rentierhaltungsgebieten. Der Trend für den finnischen Teil dieses Segments scheint leicht anwachsend zu sein (60 Individuen 2004). Über den Trend in Russland ist wenig bekannt (390 Individuen 1999), aber er wird als abnehmend betrachtet.</p>	<p>Es gibt eine potenzielle Verbundenheit sowohl mit der skandinavischen Population als auch mit der zusammenhängenden nördlichen Vielfraßpopulation in Russland, die sich ostwärts ausbreitet. Es wird jedoch eine bessere geografische Erfassung für das nordwestliche Russland benötigt.</p>	<p>Vielfraße sind in Finnland und im russischen Karelien geschützt.</p>	<p>Es wird angenommen, dass der wirtschaftliche Niedergang in Russland in den 1990er Jahren zu einer weitverbreiteten Wilderei bei Huftierarten geführt hat. Außerdem gab es einen Rückgang in der Rentierindustrie durch große Verluste bei den Kälbern/Aufzuchten. Es wird angenommen, dass dies indirekt negative Auswirkungen auf die Vielfraßpopulationen in Westrussland gehabt hat. Die hauptsächliche Beutegrundlage der Vielfraße (Wild und domestizierte Rentiere) wurde weniger zahlreich und die Population hat in den letzten Jahrzehnten in der Anzahl und Verbreitung abgenommen.</p>	<p>„Stark gefährdet.“</p>



Anhang 2. Grundsatzklärungen der Initiative Großraubtiere für Europa (LCIE)

Diese Grundsatzrichtlinien wurden von der LCIE erarbeitet und sollen dabei helfen, Manager und Entscheidungsträger zu leiten, wenn sie Großraubtiere managen. Sie basieren auf einer Kombination der neusten Forschungen (sowohl der Ökologie als auch Gesellschaftswissenschaften) und den kombinierten Erfahrungen der Forscher, Naturschützer und Wildtiermanager aus ganz Europa. Als solche bilden sie eher Empfehlungen für „bewährte Praktiken“, als einen Versuch Regeln vorzuschlagen.

1. Kontrolle durch Tötungen und die Jagd großer Raubtiere
2. Forstwirtschaft
3. Umsiedlungen
4. Wolf-Hund Hybridisierung
5. Die Aussetzung in Gefangenschaft aufgezogener Großraubtiere
6. Entschädigungssysteme
7. Monitoring der Großraubtierpopulationen



LCIE Grundsatzerklärung

Kontrolle durch Tötungen und die Jagd großer Raubtiere

Während derzeit große Gebiete Europas potenziell geeignete Habitats für eine oder mehrere Großraubtierarten, über ihre zurzeit reduzierte Verbreitung hinaus, bieten, gibt es keine großen Wildnisgebiete mehr in Europa. Deshalb muss die Erhaltung großer Raubtiere oft in mehrfach genutzten Landschaften stattfinden. In solchen Landschaften können viele reale oder empfundene Konflikte mit Menschen auftreten, einschließlich:

- (1) Schäden an Viehbeständen oder anderen produktiven Einheiten
- (2) Konkurrenz mit Jägern um Huftierwild
- (3) Angst um die persönliche Sicherheit (besonders vor Bären und Wölfen) und andere psycho-sozialen Konflikte.

Eine pragmatische Folge daraus ist, dass in einigen Situationen eine Koexistenz leichter zu erreichen sein kann, wenn die Dichte in den Populationen der Großraubtiere auf einem niedrigeren Niveau gehalten wird, als ein Gebiet potenziell tragen könnte. Es gibt eine Reihe von nichtletalen Methoden, die benutzt werden können, um einzelne Großraubtiere zu entfernen oder die Wachstumsrate der Population zu begrenzen (z.B. Umsiedlungen). Diese sind allerdings oft unpraktisch oder zu kostspielig, um sie in großem Maßstab anzuwenden. In den meisten Fällen bleiben in vielen Teilen Europas die letalen Methoden, die praktischsten und effektivsten.

Die Jagd auf Großraubtiere ist in vielen Teilen Europas seit langem Tradition gewesen und ist es immer noch. Die Gründe sind vielfältig, sie reichen von der Begrenzung von Schäden und anderen Konflikten, über Freizeitbeschäftigung, bis zum Wunsch nach Trophäen. Zusätzlich wird die Kontrolle der Individuen durch Tötung zur Schadensbegrenzung derzeit in vielen Gebieten praktiziert, in denen Freizeitjagd verboten ist. Obwohl wir uns bewusst sind, dass die Jagd und Kontrolle durch Tötung der großen Raubtiere umstritten sind, ist die LCIE der Auffassung sie in vielen, aber natürlich nicht allen Regionen und Situationen, mit ihrer Erhaltung vereinbar sein kann. Es ist wichtig daran zu erinnern, dass Großraubtiererhaltung, nicht notwendig strikten Schutz bedeutet.

Der potenzielle Nutzen der Raubtierjagd/Kontrolle durch Tötung umfasst:

- (1) Erlaubt die Fortsetzung seit langem bestehender Traditionen in ländlichen Gebieten, in denen Großraubtiere vorkommen.
- (2) Erhöht die Akzeptanz von Großraubtieren unter Jägern, wenn diese sie als lohnende Beutart oder Einkommensquelle betrachten, denn als Konkurrenten.
- (3) Erhöht das Gefühl der Selbstbestimmung unter der Lokalbevölkerung, die in denselben Gebieten, wie die Großraubtiere leben muss.
- (4) Erlaubt die Erhaltung der Großraubtierpopulationen in einer Dichte, bei der Schäden am Viehbestand und die Erbeutung von Wild auf einem tolerierbaren Niveau gehalten werden können. Außerdem können Jäger in der Lage sein, bei der Kontrolle durch Tötung bestimmter Tiere, die sich zu gewohnheitsmäßigen Räubern der Viehbestände entwickelt haben, zu helfen.
- (5) Hilft die Scheu unter den Populationen der Großraubtiere zu erhalten und dadurch potenzielle Konflikte reduzieren.
- (6) Eröffnet die Möglichkeit Trophäenjagden zu verkaufen und dadurch Einkommensquellen in ländlichen Gebieten zu erzeugen (und dadurch einen Anreiz zur Erhaltung gesunder Großraubtierpopulationen zu schaffen).
- (7) In Gebieten, in denen sich die Populationen der Großraubtiere erholen, kann es die langfristige Akzeptanz erhöhen, wenn die Erholungsrate verlangsamt wird.
- (8) Die LCIE lehnt Wilderei unter allen Umständen strikt ab und betrachtet sie als die Hauptbedrohung für das Überleben der Großraubtierpopulationen in vielen Gebieten. Die



LCIE glaubt jedoch, dass die Erlaubnis zu legalen Jagden in lebensfähigen Populationen bei der Reduzierung der Wilderei helfen kann, wenn die Lokalbevölkerung das Gefühl bekommt, in den Managementprozess einbezogen zu werden.

- (9) Das Erreichen eines Populationsniveaus, das es erlaubt, mit der Jagd zu beginnen, kann einen Richtwert für den Erfolg der Erhaltungs/Erholungsprozessplanung bieten – dies sollte den verschiedenen Interessengruppen auch die Flexibilität des Erhaltungsplans demonstrieren.

Es gibt allerdings eine Reihe potenzieller Belastungen, die mit der Zulassung der Jagd und Kontrolle durch Tötung verbunden sind, einschließlich:

- (1) Einige Populationen könnten nicht in der Lage sein, eine zusätzliche vom Menschen verursachte Mortalität zu tolerieren.
- (2) Bei einigen Arten kann die Störung der sozialen Struktur zu nicht voraussehbaren Folgen führen, wie zum Beispiel vermehrter Tötung von Nachkommen.
- (3) Die Erlaubnis zur Tötung von Raubtieren kann in der größeren Öffentlichkeit sehr umstritten sein.
- (4) Es kann schwieriger sein, zwischen legalen und illegalen Tötungen zu unterscheiden.

Deshalb muss eine Reihe von Bedingungen erfüllt sein, um sicherzustellen, dass Jagd/Kontrolle durch Tötung mit der Erhaltung der Großraubtiere vereinbar ist. Die LCIE akzeptiert die Jagd/Kontrolle durch Tötung der Großraubtierpopulationen nur, wenn folgende Umstände vorliegen:

- (1) Jagd/Kontrolle durch Tötung ist Teil eines umfassenden Managementplans zur Erhaltung der ganzen Population und ihres Habitats. Dieser Plan sollte von einer geeigneten Verwaltungsbehörde, unter Beratung mit der Lokalbevölkerung und anerkannten Naturschutzinteressengruppen (sowohl staatlichen als auch nichtstaatlichen), verfasst werden. Der Plan sollte für eine Mehrheit der betroffenen Gruppen und die Mehrheit der Lokalbevölkerung akzeptabel sein. Diese Managementpläne sollten voll mit dem nationalen und internationalen Gesetzen und Abkommen übereinstimmen.
- (2) Im Managementplan zur Erhaltung muss dokumentiert sein, dass die Großraubtierpopulation demografisch lebensfähig ist und/oder in der Lage ist das vorgeschlagene Niveau der Jagd/Kontrolle durch Tötung zu tragen, ohne den Erhaltungsstatus zu gefährden.
- (3) Die soziale Organisation und die Auswirkungen darauf, durch die Entfernung von Individuen, müssen berücksichtigt werden.
- (4) Ziele für eine Mindestgröße der Population müssen im Plan festgelegt sein. Es muss ein geeignetes Monitoringsystem eingerichtet werden, um sicherzustellen, dass die Population über dem Mindestniveau gehalten wird. In Fällen, in denen die Populationsgröße nicht direkt geschätzt werden kann, könnte sich das Monitoring auf Indikatoren konzentrieren, die die Entwicklung der Population und ihrer Verbreitung widerspiegeln.
- (5) Wichtige biologische Daten (Geschlecht, Alter, Zustand, Körpermaße, Geschlechtsorgane, genetische Proben) sollten von allen erlegten Tieren für Monitoring und Managementzwecke gesammelt werden. Die Ergebnisse der Jagd und des Monitoring müssen jedes Jahr berichtet und mit den Zielen des Managementplans zu Erhaltung verglichen werden.
- (6) Die benutzten Methoden dürfen nicht gegen internationale, nationale oder regionale Gesetze verstoßen und die Tötungen sollten unter Beachtung der



Tierschutzprinzipien erfolgen. Alle an den Tötungen von Großraubtieren Beteiligten sollten speziell ausgebildet sein, wenn sie nicht sehr erfahren sind.

- (7) Es müssen ausreichenden Begrenzungen für die Jagd eingeführt werden, um ihre Nachhaltigkeit sicherzustellen. Im Ergebnis wird dies eine Form abgeschlossener Jagdsaisons und in den meisten Fällen ein Form der Quote erfordern. Die Einführung einer Unterquote für Weibchen wird ebenfalls dringend empfohlen, um übermäßige Entnahmen zu vermeiden.
- (8) Alle durch Menschen verursachten Tötungen (einschließlich durch Jagd, zur Schadenskontrolle, in Selbstverteidigung oder bei Verkehrsunfällen getöteter Raubtiere) sollten bei der Setzung der Quoten berücksichtigt werden. Zusätzlich sollten verletzte Tiere, die sich nicht wieder erholt haben, als getötet gerechnet werden.
- (9) Vorbeugende Maßnahmen sollten untersucht und wo möglich umgesetzt worden sein, bevor mit Kontrolle durch Tötung oder Jagd, hauptsächlich zur Begrenzung von Viehbestandsschäden, begonnen wird.

Die LCIE erkennt auch an, dass die Akzeptanz für die Verwendung staatlichen Personals statt Freizeitjägern für den Abschuss der Großraubtiere von Region zu Region unterschiedlich ist. Deshalb müssen der Nutzen der Koexistenz und die Kosten dieses Erfordernisses von Fall zu Fall sorgfältig abgewogen werden.

Diese Positionserklärung ist nur dazu gedacht, einen allgemeinen Rahmen für die von der LCIE für akzeptabel erachteten Managementinstrumente zu Verfügung zu stellen, sie stellt ausdrücklich fest, dass die lokalen sozialen und ökologischen Faktoren diskutiert werden müssen, um herauszufinden, welche Herangehensweise lokal am besten funktioniert. Diese Positionserklärung ist nicht dazu gedacht, festzustellen, dass Großraubtiere gejagt werden sollten oder daran gehindert werden sollten zu zahlreich zu werden oder das tödliche Methoden der einzige geeignete Weg sind, ihre Anzahl zu kontrollieren, falls dies notwendig sein sollte. Hingegen ist die LCIE der Auffassung, dass die Jagd auf Großraubtiere unter bestimmten Umständen akzeptabel ist, dass dies einige Vorteile haben kann und dass es in bestimmten Situationen für ihre Erhaltung nützlich (und vereinbar) sein kann. Gleichermaßen empfiehlt die LCIE nachdrücklich den Gebrauch nichttödlicher Reduktionsmaßnahmen, um Konflikte zu vermindern, aber akzeptiert, dass Kontrolle durch Tötung ein einigen Situationen erforderlich sein kann. In Anbetracht der komplexen gesellschaftlichen Aufgaben, welche die Erhaltung der Großraubtiere umgeben, empfiehlt die LCIE nachdrücklich, dass sowohl die Studien zur menschlichen als auch zur ökologischen Dimension angemessen berücksichtigt werden, wenn Entscheidungen über Managementmaßnahmen getroffen werden.



LCIE Grundsatzklärung

Die Erhaltung von Großraubtieren und Forstwirtschaft

Die europäischen Großraubtiere sind eng mit bewaldeten Lebensräumen verbunden. Deshalb hat die kommerzielle Forstwirtschaft große Möglichkeiten ihre Populationen zu beeinflussen. Glücklicherweise gehören die Großraubtiere nicht zu den Habitatspezialisten und sind im Allgemeinen gegenüber forstwirtschaftlichen Methoden viel toleranter, als viele andere Arten, die stark von einer Baumart oder einer bestimmten Waldstruktur abhängen. Die LCIE ist der Meinung, dass sorgfältig geplante kommerzielle Forstwirtschaft und nicht auf Holzgewinnung bezogene Aktivitäten prinzipiell mit der Erhaltung von Großraubtieren vereinbar sind. Trotzdem gibt es eine Reihe von Überlegungen, die berücksichtigt werden müssen.

Die Beute der Großraubtiere

Große Pflanzefresser (vorrangig Rothirsche, Rehe, Elche, Wildschweine) sind unerlässliche Beute für Wölfe und den Eurasischen Luchs (und Vielfraße als Aasfresser) und unter bestimmten Umständen für Bären. Es ist deshalb entscheidend, dass ein kommerziell bewirtschafteter Wald eine ausreichende Beutegrundlage für die Großraubtiere erhält. Die meisten Formen nachhaltiger Forstwirtschaft haben einen potenziell positiven Effekt auf die großen Pflanzefresser, in dem sie Pionierlebensräume erhalten. Trotzdem veranlassen die Verbisschäden der großen Pflanzefresser an nachwachsenden Bäumen die Förster oftmals dazu, ihre Anzahl zu kontrollieren. Zwar sind die Großraubtiere in der Lage mit einem breiten Spektrum unterschiedlicher Beutedichten auszukommen, aber es gibt untere Grenzen. Es ist entscheidend, dass die durch Forstschäden motivierte Kontrolle der Anzahl großer Pflanzefresser ihre Population nicht unter eine Bestandsdichte reduziert, die ausreicht, um die lokale Großraubtierpopulation zu versorgen. Es ist wichtig, im Kopf zu behalten, dass der relative Einfluss der Großraubtiere auf die Populationen der großen Pflanzefresser bei ihrer geringeren Dichte ansteigt. Wenn die Population wilder Pflanzefresser eines Waldes für die Ausbeutung durch Jagd gemanagt wird, bedeutet dies eine wachsende Konkurrenz zwischen Jägern und Großraubtieren bei abnehmenden Bestandsdichten der Pflanzefresser. Weiterhin können stark reduzierte Dichten wilder Pflanzefresser auch zum Ansteigen anderer Konflikte, wie Übergriffen auf Viehbestände, führen. Es ist deshalb wünschenswert, dass andere nicht tödliche Maßnahmen zur Reduzierung der Forstschäden angewendet werden, wo dies möglich ist.

Bären fressen ausgiebig eine Menge Mastfutter (z.B. Eicheln), Beeren und Pflanzen. In Gebieten, in denen diese Nahrungsquellen wichtig sind, ist es entscheidend, dass die Forstwirtschaft die Erfordernisse der Bären bei der Planung der Artzusammensetzung und Abholungszyklen beachtet.

Der Iberische Luchs ist stark von Kaninchen als Nahrung abhängig. Kaninchen kommen in sehr vielen Lebensräumen vor, gedeihen aber nicht in Pflanzungen mit exotischen Arten, wie Eukalyptus. In Anbetracht des vom Aussterben bedrohten Status dieser Katze, ist es zwingend erforderlich, dass die Forstwirtschaft im südlichen Iberien Methoden anwendet, die mit der Erhaltung gesunder Kaninchenpopulationen vereinbar sind. Die erfordert, dass die mediterranen Wälder erhalten oder wiederhergestellt und nicht in Farmland oder Eukalyptusplantagen umgewandelt werden. Außerdem benutzt der Iberische Luchs oftmals sehr große hohle Bäume als Geburtshöhlen.

Beweidung der Viehbestände

Wälder werden in vielen Ländern als Viehweiden genutzt. Die Hauptaufgabe bezüglich der Großraubtiere ist hier, dass das Ausmaß der Beweidung nicht die wilden Pflanzefresser auskonkurriert, die potenzielle Beute für Großraubtiere sind (Kaninchen für den Iberischen



Luchs) und das Haltungsmethoden daran angepasst sind, den Viehbestand vor Angriffen zu schützen. Eine Situation mit niedriger Beutedichte und hoher Viehbestandsdichte führt automatisch zu einem hohen Konfliktniveau.

Störungen

Forstwirtschaftliche Aktivitäten können eine Störungsquelle für Großraubtiere sein. Allerdings sind große Raubtiere sehr mobil und meistens hat es für sie nur geringe Folgen, wenn sie vor einer lokalen Störung, wie Baumfällarbeiten oder Pflanzungen davon laufen. Eine Ausnahme besteht zu Zeiten, wenn sie in ihrer Bewegungsfreiheit eingeschränkt sind, so wenn sie Junge in einem Bau aufziehen oder Bären Winterschlaf halten. Während dieser Zeiträume können Störungen im Umkreis von einem Kilometer um einen Bau größere Folgen haben. Auch wenn wir die Schwierigkeiten, die mit der Vermeidung von Störungen verbunden sind, kennen, empfehlen wir, dass forstwirtschaftliche Aktivitäten, wo immer möglich, versuchen sollten jede Tätigkeit in der näheren Umgebung bekannter Wohnhöhlen in den kritischen Zeiten des Jahres zu vermeiden.

Zugang

Die schwerwiegendsten Auswirkungen der Forstwirtschaft auf die Großraubtiere haben Straßen, die oft gebaut werden, um den Zugang für forstwirtschaftliche Aktivitäten zu ermöglichen. Einmal gebaut, ermöglichen sie auch einer Vielzahl anderer Nutzer den Zugang und erlauben es den Menschen auch Teile des Waldes zu erreichen, die normalerweise zu weit entfernt oder unzugänglich wären. Dies führt zu vermehrten Störungen, sowohl von Fußgängern als auch mechanisierten Quellen, erhöht das Mortalitätsrisiko durch Fahrzeugkollisionen und steigert die Wilderei durch die Gewährung von besserem Zugang. Die LCIE empfiehlt forstwirtschaftliche Methoden, die nicht zu mehr Straßenbau führen und betrachtet es als wünschenswert, dass Forststraßen, wenn immer möglich, für den Verkehr mit anderen Fahrzeugen geschlossen werden.



LCIE Grundsatzerklärung

Umsiedlungen als Methode zur Erhaltung der Großraubtiere

Umsiedlung ist definiert als „absichtliche und herbeigeführte Verbringung wilder Individuen oder Populationen von einem Teil ihres Verbreitungsgebietes in einen anderen“. Es gibt viele Umstände, in denen Umsiedlungen eine potenziell wichtige Methode bei Erhaltung und Management der Großraubtiere sind. Es gibt aber auch viele Sachlagen, bei denen Umsiedlungen nicht anwendbar sind.

Die Umstände, unter denen die LCIE Umsiedlungen als angemessene Erhaltungsmethode betrachtet sind:

- um Populationen, die gefährlich klein sind, bei der Erhöhung ihrer genetischen Variabilität und/oder Anzahl zu unterstützen.
- als Teil einer gut geplanten Wiedereinführung.
- als nicht tödliche Methode, um örtlich und zeitliche hohe Populationsdichten in gelegentlichen Fällen zu reduzieren, in denen die öffentliche Meinung keine anderen Methoden zulässt.

Die LCIE betrachtet die Umsiedlung von Großraubtieren als unakzeptabel, wenn:

- sie die gewöhnliche Verfahrensweise für den Umgang mit Tieren ist, die unerwünschtes Verhalten zeigen (siehe Angriffe auf Viehbestände bei Bären, Wölfen oder Eurasischem Luchs oder bei Bären die sich an menschliche Nahrungsquellen gewöhnt haben)

Ausnahmen vom oben gesagten können gemacht werden, wenn wenigstens eines der folgenden Kriterien erfüllt ist:

- ein sehr großes Zielgebiet, in dem es keine vergleichbaren potenziellen Konfliktquellen gibt, zur Verfügung steht (in den meisten Teilen Europas unwahrscheinlich)
- das Tier Mitglied einer vom Aussterben bedrohten Art ist (z.B. Iberischer Luchs) oder einer sehr kleinen Population angehört, in der alle Tiere wichtig sind.
- ein Tier innerhalb eines Bereichs, der als sein natürliches Heimatrevier betrachtet werden kann, umgesetzt wird, als Teil eines strukturierten aversiven Konditionierungsprogramms.

Wann immer eine Umsiedlung durchgeführt wird, ist es zwingend erforderlich, dass die Richtlinien der IUCN Spezialistengruppe für Wiedereinführungen befolgt werden, unter besonderer Berücksichtigung folgender Punkte:

- das Wohlergehen der Tiere und einbezogenen Logistik beim Lebendfang und Transport der Tiere
- der Umstand, dass viele umgesiedelte Tiere versuchen an den Punkt ihrer Gefangennahme zurückzukehren. Diese Wanderungen können sich über mehrere hundert Kilometer erstrecken. Die Zurückhaltung der Tiere in einer entsprechenden Einrichtung über mehrere Wochen am Ort der Aussetzung, kann dieses Homingverhalten reduzieren, verlangt aber seinerseits die Beachtung einer Reihe von logistischen und Fürsorgeaspekten.
- sorgfältige Bewertung der ökologischen Eignung des Aussetzungsgebietes und Beratung mit der Lokalbevölkerung.



LCIE Grundsatzerklärung

Reaktionen auf die Hybridisierung zwischen wilden Wölfen und Haushunden

Hunde wurden ursprünglich aus Wölfen domestiziert. Heute ist die Beziehung zwischen Wölfen und Hunden hoch komplex, mit wenigstens fünf Berührungspunkten, die für die Erhaltung der Wölfe relevant sind. Hunde werden zum Schutz von Viehbeständen vor Wolfsangriffen eingesetzt, Wölfe können Hunde töten, Hunde können Krankheiten auf Wölfe übertragen und verwilderte Hunde können mit Wölfen um Nahrung konkurrieren. Zusätzlich können sich wilde Wölfe und Hunde (sowohl domestizierte als auch verwilderte) fortpflanzen und fruchtbare Nachkommen hervorbringen.

Hybridisierung wurde in vielen Teilen Europas gut dokumentiert – von Spanien bis Russland, mit neueren Fällen in Deutschland, Norwegen, Finnland, Italien und Lettland. Die verfügbaren Daten weisen darauf hin, dass Hybridisierung am wahrscheinlichsten vorkommt in (1) Gebieten mit sehr niedriger Wolfdichte, in denen die Verfügbarkeit potenzieller Partner gering ist oder (2) in Gebieten, in denen Wölfe starken Störungen, zum Beispiel durch intensive Jagd, ausgesetzt sind. Das sind auch die Umstände, unter denen die Hybridisierung die größten negativen Auswirkungen haben kann, da die Hybriden einen relativ großen Teil der Population bilden.

Die potenziellen negativen Effekte der Hybridisierung sind zweifach:

Genetisch: Über die Jahrtausende, in denen Hunde aus Wölfen domestiziert wurden, ist ihnen ein breites Spektrum von Eigenschaften angezchtet worden, die der Mensch wünschenswert fand. Dies schließt eine frühe Geschlechtsreife, zwei Vermehrungszyklen pro Jahr (bei den meisten Rassen), Verzögerung bei der Verhaltensreife, einer Vielzahl von physischen Eigenschaften einschließlich Größe, Fell- und Skelettmodifikationen und Zähmheit. Alle diese Eigenschaften reduzieren die Fitness eines Tieres in der Wildnis.

Verhalten: Uns fehlen belastbare Daten über das Verhalten freilebender Wolf-Hund-Hybriden, aber es gibt Gründe zu der Annahme, dass sie auf Grund ihrer schlechteren Anpassung mehr unerwünschtes Verhalten zeigen, als reine Wölfe. Diese Verhaltensweisen könnten potenziell auch eine größere Neigung zu Angriffen auf Viehbestände und zum Zeigen aggressiven Verhaltens, als reine Wölfe, einschließen.

Reaktionen:

Die LCIE erkennt an, dass es wahrscheinlich unmöglich sein wird, die 100% Freiheit der Wolfspopulationen von Genen domestizierter Hunde sicherzustellen. Außerdem ist es wahrscheinlich, dass die Selektion diese Gene aus der Population entfernen wird. Trotzdem, wegen des hohen Grades öffentlicher Besorgnis, der Möglichkeit, dass auch wenige Würfe mit Hybriden kleine, sich erholende Wolfspopulationen überschwemmen und der allgemeinen Ziele zur Erhaltung der wilden Genpools, empfiehlt die LCIE, unterstützt von der IUCN Wolfsspezialistengruppe „Wolf manifesto“, dass:

- Alles, was möglich ist, unternommen wird, um das Risiko für die Hybridisierung zwischen Wölfen und Hunden zu minimieren. Dies erfordert, dass die Haltung von Wölfen und Wolf-Hund-Hybriden als Haustiere verboten, von ihr abgeraten oder sie zumindest sorgfältig reguliert wird und dass harte Maßnahmen ergriffen werden, um die Zahl verwilderter und streunender Hunde zu minimieren.
- Alles praktisch Mögliche getan wird, um offensichtliche Hybriden aus der Wildnis zu entfernen, sollte solch ein Ereignis vorkommen und entdeckt werden. In der Realität wird dies am effektivsten durch letale Kontrolle zu erreichen sein, da die Chance, die spezifischen



Mitglieder eines hybriden Rudels selektiv lebend zu fangen, minimal ist. Außerdem müssen die Fürsorgeaufgaben, die mit der Haltung wild geborener Hybriden in Gefangenschaft verbunden sind, berücksichtigt werden – da es fast unvermeidlich ist, dass sie nach dem Zeitraum, in dem sie potenziell an Menschen gewöhnt werden können, gefangen werden.

- Es ist wichtig, dass die Managementbehörden ihre Gesetzgebung in Bezug auf den rechtlichen Status wild geborener Wolf-Hund-Hybriden klarstellen. Ihr Managementstatus sollte gegenüber Jägern und der Bevölkerung dem der Wölfe entsprechen, um eine potenzielle Gesetzeslücke für die illegale Tötung von Wölfen zu schließen – jedoch so, dass sie mit speziellen Lizenzen von sorgfältig geschulten, von den Behörden bestimmten Wächtern, effektiv entfernt werden können, wenn es notwendig ist. Vom Standpunkt der EU-Regularien aus, sollte es eine automatische Ausnahme vom Schutz der FFH-Richtlinie geben und alle effektiven Methoden, auch solche die bei der normalen Jagd untersagt sind, sollten erlaubt werden, vorausgesetzt, dass sie selektiv sind und die Tierschutzprinzipien beachten.
- Bei der Entfernung potenzieller Hybriden aus der Wildnis ist es entscheidend, dass alle eingesetzten Mitarbeiter mit den physischen Eigenschaften der Wölfe und Hybriden vertraut sind und das sehr sorgfältig darauf geachtet wird, nicht aus Versehen reinrassige Wölfe zu töten. Im Vorfeld sollte ein deutlicher Katalog mit Kriterien festgelegt werden. Aus der Erfahrung können F1-Hybriden generell auf Grund von morphologischen Kriterien erkannt werden – spätere Generationen können jedoch schwerer zu entdecken sein – auch mit genetischen Methoden. In Fällen, in denen die Identität unklar ist, ist es möglich, Exkrememente zu sammeln und DNA-Test durchzuführen, bevor eine Managemententscheidung getroffen wird.



LCIE Grundsatzerklärung

Die Aussetzung in Gefangenschaft gezüchteter Individuen als Methode zur Erhaltung der großen Raubtiere

Die Wiedereinführung und Vergrößerung der Populationen bedrohter Raubtiere sind potenziell leistungsstarke Instrumente im Methodenkatalog des Naturschutzes. Diese Methoden sind auf allen Kontinenten bei einer Vielzahl von Taxa angewendet worden. Es gibt zwei potenzielle Quellen für Individuen – aus größeren Wildpopulationen und in Gefangenschaft aufgezogene. Beide Quellen wurden für Raubtiererhaltungsprojekte angewendet und es gibt erfolgreiche und erfolglose Beispiele für beide. Wiedereinführungs- und Populationsvergrößerungsprojekte sollten niemals ohne sorgfältige Abwägung vorgenommen werden, da sie sehr teuer, hoch technisch, in der Öffentlichkeit sehr umstritten sind und sie haben, obwohl es viele erfolgreiche Beispiele gibt, insgesamt eine relative geringe Erfolgsrate. Als Ergebnis, kann die LCIE keine Wiedereinführungs- oder Populationsvergrößerungsprojekte unterstützen, die nicht sorgfältig die Empfehlungen der Spezialistengruppe für Aufzucht in Gefangenschaft der IUCN befolgen. Jede solche Maßnahme sollte nur nach erschöpfenden Untersuchungen der Ursache des Aussterbens oder Abnahme einer Population, nach sorgfältigen Analysen, um zu bestimmen, dass die Zuführung neuer Tiere in ein Gebiet/Population die Erhaltung signifikant unterstützen und detaillierter Bewertung sowohl des Aussetzungsgebietes als auch der Methodologie, durchgeführt werden. Außerdem sollte jede Aussetzung sorgfältig überwacht werden.

Zusätzliche Bedenken bestehen, wenn aus Gefangenschaft stammende Tiere ausgesetzt werden.

- **Bedenken zur Genetik.** Tiere in Gefangenschaft sind oftmals von ungewisser Herkunft, da nicht immer Zuchtbücher geführt wurden. Wenn möglich, ist die Erhaltung der lokalen genetischen Charakteristiken, als wichtig für die Erhaltung, zu berücksichtigen und sollte nur dann absichtlich gestört werden, wenn es Beweise für Inzuchtdepression oder so gut wie keine Chance für natürliche Wanderungen gibt.

- **Tierschutz.** Die Erfahrungen weisen darauf hin, dass umgesiedelte wild geborene Tiere eine höhere Überlebensrate haben als ausgesetzte in Gefangenschaft geborene Individuen. Dies deutet darauf hin, dass es einige Bedenken in Bezug auf den Tierschutz für in Gefangenschaft geborene Tiere geben kann, wenn sie nicht in der Lage sind, sich an die Wildnis anzupassen und es keine Nachbeobachtung oder Unterstützung für die ausgesetzten Tiere gibt.

- **Öffentliche Sicherheit.** Einige Großraubtiere, wie Wölfe und Bären, sind für den Menschen potenziell gefährlich. Es gibt Gründe anzunehmen, dass Individuen, die sich an Menschen gewöhnen oder ihre Angst auf Grund ihrer Erfahrungen in Gefangenschaft verlieren, gefährlicher sein können oder mit größerer Wahrscheinlichkeit problematisches Verhalten entwickeln, wenn sie ausgesetzt werden. Es ist auch möglich, dass die fehlende Scheu sie in näheren Kontakt zu Menschen und mehr Konfliktsituationen bringen könnte, was die öffentliche Meinung negativ beeinflussen kann.

Deshalb empfiehlt die LCIE unter keinen Umständen die Aussetzung von in Gefangenschaft gezüchteter Wölfe und Bären in einer von Menschen dominierten Umwelt, wie sie für Europa charakteristisch ist. Für andere in Europa lebende Großraubtierarten sprechen wir uns gegen den Einsatz in Gefangenschaft gezüchteter Tiere in allen Fällen aus, in denen wild lebende Tiere aus Populationen, die die Entnahme verkraften können und eine ähnlichen genetischen Hintergrund, wie die im Aussetzungsgebiet lebenden Tiere, haben, zur Verfügung stehen. Die Aussetzung von in Gefangenschaft gezüchteten Individuen sollte nur in Situationen erwogen werden, in denen (1) ein klares Erfordernis zur Wiedereinführung und



Populationsvergrößerung in einem Zusammenhang besteht, der einen substanziellen Beitrag zu ihrer Erhaltung leisten kann, und (2) keine andere alternative Quelle für Tiere existiert. Es ist sehr schwer, sich eine solche Situation für den Eurasischen Luchs oder den Vielfraß vorzustellen. Allerdings ist ein Beispiel, das diese Kriterien erfüllt, der Iberische Luchs, für den keine Quellenpopulation gibt und dessen Überleben von der Wiedereinführung und Vergrößerung der Populationen in der Wildnis abhängt.



LCIE Grundsatzerklärung

Anwendung von Kompensationen und ökonomischen Anreizsystemen zur Verminderung durch große Raubtiere verursachter ökonomischer Verluste

Große Raubtiere verursachen oftmals eine Vielzahl von Konflikten mit menschlichen Interessen. Diese Konflikte umfassen Übergriffe auf Viehbestände, die Tötung von Haushunden, die Zerstörung von Bienenkörben, Schäden an der Ernte und Obstbäumen und in Ausnahmefällen das Risiko von Verletzungen für Menschen. Diese Konflikte sind hauptsächlich ökonomischer Natur (obwohl es auch eine Reihe nichtmaterieller gesellschaftlicher Konflikte geben kann) und betreffen unverhältnismäßig oft die ländlichen Gemeinden im Verbreitungsgebiet der Großraubtiere. Im Gegensatz dazu, sind die Vorteile, die mit den Großraubtieren assoziiert werden, oftmals mehr von ästhetischer und ethischer, als materieller Natur und werden auf einer nationalen und internationalen Ebene erfahren.

Es gibt mehrere mögliche Mechanismen, um wirtschaftliche Ungleichheiten auszugleichen. Am häufigsten wird eine nachträgliche Kompensation angewendet – bei der Barzahlungen erfolgen, um die Verluste (teilweise oder vollständig) nach erlittenen Schäden, die von den Großraubtieren verursacht wurden, zu decken. Es existieren auch Versicherungssysteme, bei denen beispielsweise Landwirte eine Police abschließen, um den eventuellen Verlust von Tieren zu decken. Es gibt wenige wirtschaftliche Prämien (Zahlungen für das Risiko), bei denen Gelder an Menschen, die potenziell durch Großraubtiere beeinträchtigt sind, gezahlt werden und die diese entweder zur Reduzierung oder Deckung von Verlusten einsetzen können. Schließlich gibt es eine Reihe von Unterstützungsmodellen, bei denen Gelder verteilt werden, um bei der Reduzierung von Schäden durch die Subventionierung der Einführung effektiver schadensvorbeugender Maßnahmen zu helfen.

Obwohl Großraubtiere als natürlicher Teil der Landschaft und damit als natürliche Risikofaktoren anerkannt werden müssen, erkennt die LCIE an, dass die von Großraubtieren verursachten Konflikte in manchen Situationen sehr ernst sein können und dass Kosten und Nutzen nicht gleich verteilt sind.

Weiterhin findet die Erhaltung von Großraubtieren in Europa in einer vom Menschen dominierten Umwelt statt, in der die Akzeptanz durch die lokale Bevölkerung entscheidend ist. Deshalb ist die LCIE der Ansicht, sowohl vom pragmatischen als auch ethischen Standpunkt, dass es wichtig ist, Belange der sozialen Gerechtigkeit zusammen mit den Erhaltungszielen zu berücksichtigen. Dies bedeutet, dass es oft wünschenswert sein kann, sowohl Kosten als auch Nutzen, die mit den Großraubtieren verbunden sind, gleichmäßiger zu verteilen.

Prinzipiell ist die LCIE der Meinung, dass ein erfolgreiches Modell den Empfängern ein Gefühl der Verantwortung verleihen sollte und dass Konfliktvorbeugung besser ist, als Reaktionen darauf. Die LCIE ist auch der Meinung, dass die ökonomischen Systeme in erster Linie für die Schäden an privatem Eigentum (z.B. Viehbestand, Hunde, Bienenkörbe, Ernten und Obstplantagen) vorgesehen sein sollten, als für die von Jägern empfundenen Verluste, die durch die Konkurrenz mit Raubtieren reduzierte Jagdausbeuten an Wildtieren haben. Jeder finanzielle Anreiz sollte sorgfältig überwacht werden, um vor Betrug zu schützen.

Von den zur Verfügung stehenden potenziellen Mechanismen, unterstützt die LCIE nachdrücklich den Einsatz von Unterstützungssystemen. Die Versorgung mit Zuschüssen oder subventionierten Krediten für technische Unterstützung oder Materialien (z.B. elektrische Zäune, Hütehunde, Sicherheitszwinger für Hunde, bessereachteinzäunungen und temporäre Unterkünfte für Schafhirten auf den Weiden) kann dabei helfen, die meisten, der mit der Einführung raubtierkompatibler Haltungssysteme verbundenen, Anfangskosten zu decken. Wir empfehlen jedoch, dass von den Empfängern ein erheblicher Eigenanteil, in



Form von Arbeit oder Geldmitteln, verlangt wird, um ein Gefühl des Eigentums zu vermitteln und das Verantwortungsgefühl für die Unterhaltung zu steigern.

Finanzielle Anreize für die mit der Anwesenheit großer Raubtiere verbundenen Risiken sind eine wenig untersuchte Alternative, von der die LCIE glaubt, dass sie eine weitere Prüfung verdient. Das Prinzip besteht darin, dass der Empfänger selbst bestimmt, wie die Mittel eingesetzt werden sollen. Es sollten klare Bedingungen, bezüglich der Entwicklung der Großraubtierpopulationen, mit dieser Art des Systems verbunden werden, so dass verstanden wird, dass, wenn beispielsweise die Wilderei auf unakzeptablem Niveau anhält, das System gestoppt wird. Es muss auch verstanden werden, dass keine nachträglichen Entschädigungen für erlittene Schäden gezahlt werden. Finanzielle Anreize könnten potenziell in Geld oder in einer Art Reduzierung von Abgaben, die mit Zugang zu öffentlichem Weideland verbunden sind, bestehen.

Der Einsatz von Versicherungssystemen wird ebenfalls empfohlen, da es ein Gefühl der Verantwortung an den Policeinhaber vermittelt. Es kann akzeptabel sein, dieses System staatlich zu betreiben oder das System teilweise zu subventionieren, wenn es von privaten Unternehmen betrieben wird.

Die LCIE ist der Meinung, dass die Zahlung von nachträglichen Kompensationen von allen finanziellen Mechanismen, als der am wenigsten wünschenswerte betrachtet werden sollte. Wenn nachträgliche Kompensationen gezahlt werden, sollte es deutliche Anforderungen für ein Mindestmaß an effektiven Schadensminderungsmaßnahmen im Haltungssystem geben. Die einzigen Situationen, in denen nachträgliche Kompensationen wünschenswert sein können, sind: (1) für seltene und unvorhersehbare Ereignisse, in denen eine Reduzierung schwierig oder unmöglich ist (z.B. Verlust von Haushunden bei der Jagd), (2) in Situationen, in denen wilde Beute knapp oder nicht vorhanden ist und die Großraubtiere für ihr Überleben auf den Zugang zu domestizierten Tieren angewiesen sind und (3) wenn einzelne Großraubtiere weit außerhalb ihres normalen Verbreitungsgebietes auftauchen und Schäden verursachen, so dass realistischer Weise nicht erwartet werden kann, dass effektive Schadensminderungsmaßnahmen vorhanden sind.

Ein letzter Punkt betrifft die Frage, wer zahlen soll. Die LCIE ist der Meinung, dass diejenigen, die die Vorteile der Großraubtiere wahrnehmen, dabei helfen sollten, die Kosten zu tragen. In den meisten Fällen bedeutet das, die nationale oder übernationale Ebene. In den Fällen allerdings, in denen die Gelegenheit zur Jagd auf Großraubtiere an Trophäenjäger verkauft oder wo Großraubtiere zur Förderung des Ökotourismus eingesetzt werden, wäre es für diese Anbieter angemessen, ebenfalls einen Beitrag zu leisten.



LCIE Grundsatzerklärung

Monitoring der Großraubtiere

Das Monitoring der Großraubtierpopulationen ist eine entscheidende Aufgabe. Es ist notwendig, um ihr Überleben zu garantieren, die Managementmethoden an veränderte Situationen anzupassen und für die EU-Länder, um ihre Verpflichtungen aus der FFH-Richtlinie zu erfüllen. Es ist auch eine sehr fordernde Aufgabe, wegen der großen Maßstäbe, die sich oft über internationale Grenzen erstrecken, in denen es durchgeführt werden muss und wegen der geringen Bestandsdichten und scheuen Verhaltens der großen Raubtiere. Diese Arten kommen in einer Vielfalt von Situationen quer durch Europa vor und ihre Überwachung stellt daher aus vielen Gründen eine Herausforderung dar – diese Stellungnahme skizziert deshalb nur einige der grundsätzlichen Prinzipien, obwohl sie auf einige artspezifische Methoden, die sich unter verschiedenen Umständen als erfolgreich erwiesen haben, eingeht.

Parameter und Grundprinzipien

Es ist wichtig, sich klar zu machen, dass sehr viele verschiedene Aspekte eines Populationszustands überwacht werden können und dass für jeden verschiedene Methoden erforderlich sind. Die gewöhnlichsten Parameter sind:

Verbreitung: Das von einer Art besetzte Gebiet – das Verbreitungsgebiet – ist der häufigste Parameter, der überwacht wird. Die wiederholte Feststellung der Plätze, die von einer Art besetzt werden, ist relevant für Gesichtspunkte wie, Habitatanforderungen, Beziehungen zwischen den Arten, Ausbreitung und Dynamik der Metapopulation. Für Großraubtiere ist es entscheidend, zwischen Gebieten mit dauerhafter und gelegentlicher Präsenz und im permanent besetzten Verbreitungsgebiet, zwischen Bereichen mit und ohne Reproduktion, zu unterscheiden. Für die Beschreibung der Verbreitung kann eine Vielzahl von Beobachtungstechniken benutzt werden, solche wie tote Tiere, Bilder aus Kamerafallen, Fährten, Exkrememente, getötete Beutetiere und Sichtungen, wir empfehlen aber, dass all diese Beobachten klassifiziert werden sollten nach (1) harten Fakten (z.B. tote Tiere, Bilder, genetische Nachweise), (2) bestätigten Beobachtungen von Fährten und Tötungen (von einer ausgebildeten Person anerkannt) und (3) unbestätigten Berichten. Um ein differenzierteres Bild der Verbreitung und der Habitatnutzung zu erhalten, aber unvollständige Nachweise dieser scheuen Arten immer noch zu tolerieren, empfehlen wir die Anwendung des kürzlich entwickelten Besetzungs-Analyse-Modells. Diese Methode erlaubt feinskalige Anpassungen und kann zur Einschätzung der Häufigkeit benutzt werden, insbesondere in Kombination mit anderen Datensätzen.

Populationstrend: Indizes, die das Wachstum und den Rückgang der Populationsgröße wiedergeben, sind wichtig, um den Populationstrend zu zeigen. Sie können auf einer Vielzahl von Parametern beruhen (z.B. toten Tieren, Erbeutung wilder oder domestizierter Tiere, direkten Sichtungen pro Jahr, gezählten Fährten pro Kilometer, etc.) und müssen die Populationsgröße nicht direkt messen oder einschätzen. Es ist zwingend erforderlich, dass diese Parameter über viele Jahre auf eine einheitliche Weise ermittelt werden müssen (gleiche Methode, gleiches Gebiet, gleicher Aufwand). Wegen zufälliger Schwankungen der Parameter oder Stichproben, kann die Entwicklung der Population im Allgemeinen nur über mehrere Jahre erkannt werden und ist verlässlicher, wenn mehrere unabhängige Parameter denselben Trend anzeigen.

Populationsgröße: Ein zuverlässige Messung der Anzahl der Individuen einer Population zu erreichen, ist sehr anspruchsvoll. Einfache Zählmethoden vermitteln eine Vorstellung von der vorhandenen Mindestanzahl an Individuen, ohne statistische Einschätzung der Unsicherheiten. Glaubwürdige Methoden der Schätzung berechnen einen Durchschnitt und



einen Fehler, um eine Vorstellung von der statistischen Präzision der Messung zu vermitteln. Solche Schätzungen beruhen im Allgemeinen auf Statistiken des „Fangens und Wiedereinfangens“ und erfordern Methoden, die es erlauben, Individuen zu unterscheiden. Für große Raubtiere können dies, genetische Identifikationen durch Haar oder Exkremente oder für den Eurasischen Luchs, mit seiner charakteristischen Fellzeichnung, Kamerafallen sein.

Gesundheit und Populationsstruktur: Die Überwachung der Krankheitssituation, genetischen Gesundheit und demografischen Struktur ist für kleine Populationen und Populationen, die in ihrer Geschichte einen Flaschenhals durchlaufen haben, besonders wichtig. Pathologische oder klinische Untersuchungen erfordern den Umgang mit (narkotisierten) Tieren oder Kadavern; wir empfehlen dringend die Einrichtung eines Programms zur Einsammlung und Untersuchung aller getöteten oder tot aufgefundenen Tiere. Gewebeproben sollten für zukünftige Studien immer aufbewahrt werden. Bei toten Tieren sollte eine Alters- und Geschlechtsbestimmung durchgeführt werden, da Informationen über die Alters- und Geschlechtsstruktur einige Hinweise zu Populationsentwicklung und -status geben können. Für genetische Analysen sind Proben lebender und toter Tiere gut, aber einige Untersuchungen können auch mit Material aus Haaren oder Exkrementen durchgeführt werden.

Alle Parameter sind wichtig und es ist wahrscheinlich, dass ein Monitoringprogramm mehrere verschiedene Ansätze und Kombinationen von Methoden umfassen wird. Es ist sehr unwahrscheinlich, dass viele Monitoringprogramme versuchen werden wiederholt die Gesamtzahl der Tiere in einer Population zu zählen oder zu schätzen. Die meisten Programme werden in einem gewissen Grad Hochrechnungen einsetzen. Dies kann entweder von einem leichter zu dokumentierenden demografischen Segment einer Population (so wie reproduktive Einheiten) auf die ganze Population oder von einem kleinen repräsentativen Stichprobengebiet auf ein größeres Verbreitungsgebiet erfolgen.

Die Monitoringmethoden sollten über das gesamte Gebiet einer Population koordiniert und standardisiert werden, oder vorzugsweise für eine Metapopulation, um eine ganzheitliche Bewertung des Erhaltungszustands der Einheit zu erlauben. Das erfordert oft die Koordinierung der Monitoringleistungen über internationale Grenzen. Wenn mehrere unabhängige Institute in ein Monitoringprogramm einbezogen sind, ist es wichtig, sich nicht nur über die Methoden und die Analyse der Daten zu einigen, sondern auch über die Interpretation und Berichterstattung. Die Daten aus dem Monitoring großer Raubtiere, werden oft benutzt, um umstrittene Managemententscheidungen zu treffen. Es ist deshalb wichtig, konsistente und unanfechtbare Ergebnisse zu produzieren. Dies schließt die professionelle Ausbildung des gesamten einbezogenen Personals ein, von den Personen, die im Feld Daten sammeln, bis zum Statistiker, der für die Analyse verantwortlich ist.

Der wichtigste Aspekt des Monitorings ist, dass die Maßnahmen über die Zeit in derselben Art und Weise wiederholt werden. Das bedeutet, dass es wichtig ist, die Programme von Beginn an sorgfältig zu planen, da spätere Änderungen Vergleiche erschweren können.

Sammlung und Speicherung der Daten

Es ist entscheidend, dass die Felddaten von ausgebildeten und kritischen Beobachtern validiert werden. Das betrifft alle Daten, ganz gleich welcher Natur. Auch die Rohdaten der Beobachtungen sollten in einer Weise gespeichert werden, dass die zugrundeliegenden Daten unabhängig von der Art ihrer Analyse leicht für eine Neubewertung zugänglich sind. Es ist äußerst wichtig, dass die validierten Rohdaten, ohne Interpretation, zusätzlich zu den ermittelten Ergebnissen gespeichert werden. Es ist auch eine gute Idee unvalidierte Daten aufzuzeichnen und zu speichern, da sie in Zukunft helfen können den Aufwand für Proben zu fokussieren. Es ist in hohem Maße wünschenswert, dass solche Datenbanken so zentralisiert sind, wie möglich – wenigstens auf nationaler Basis. Moderne Computersysteme



erlauben es mehreren Benutzern an verteilten Standorten, Daten in eine zentrale Datenbank einzugeben. In Bezug auf klinische und genetische Forschungen ist es nicht nur wichtig, die pathologischen und genetischen Informationen in Datenbanken zu speichern, sondern auch Sammlungen mit den Originalproben für zukünftige Analysen aufzubewahren.

Beispiele bewährter Praxis

Die folgende Liste ist nicht erschöpfend, aber sie bezieht sich auf einige Monitoringprogramme, die als gute Modelle dienen können. Der zunehmende Gebrauch genetischer Methoden sollte hervorgehoben werden. Die hier genannten Methoden werden ständig verbessert und zunehmend in sehr großräumigen Maßstäben angewandt.

Vielfraße:

- Jährliches Monitoring bekannter Geburtshöhlen (Norwegen und Schweden).
- Sammlung von Fäkalien für DNA-basiertes Fangen-Markieren-Wiedereinfangen (Norwegen).

Bären:

- Sammlung von Fäkalien und Haaren für DNA-basiertes Fangen-Markieren-Wiedereinfangen (Schweden, Spanien, Norwegen, Kroatien Slowenien).
- Beobachtung der Weibchen mit den Jungen des Jahres (Spanien, Norwegen, Schweden, Estland).

Eurasischer Luchs:

- Kamerafallen für kleine (500-1000 km²) Referenzgebiete (Schweiz).
- Sammlung von Fäkalien und Haaren für DNA-basiertes Fangen-Markieren-Wiedereinfangen (Polen, Frankreich)
- Intensive Fährtenauswertung im Schnee (Norwegen, Schweden, Finnland, Estland, Lettland, Polen).

Iberischer Luchs:

- Kamerafallen (Spanien).

Wolf:

- Intensive Fährtenauswertung im Schnee (Norwegen, Schweden, Finnland, Estland, Lettland, Litauen, Italienische Alpen, Kroatien).
- Sammlung von Fäkalien und Haaren für DNA-basiertes Fangen-Markieren-Wiedereinfangen (Polen, Frankreich)
- Sammlung von Fäkalien für DNA-basiertes Fangen-Markieren-Wiedereinfangen (Italienische Alpen, Frankreich, Schweiz)
- Studien des Geheuls, um Familiengruppen festzustellen (Spanien, Italienischer Appennin).

Alle Arten:

- Sammlung aller bestätigten Beobachten der Anwesenheit = Fotografien, Fährten, tote Tiere, Tötungen wilder und zahmer Beute (Skandinavien, Alpen).
- Intensive Radio-tracking Studien (hauptsächlich nützlich als Forschungs- und Kalibrierungsmethode, denn als Monitoringmethode)
- Sammlung aller Tiere die erlegt oder tot gefunden werden für Bestimmung des Alters, Geschlechts, Überwachung des Reproduktionsstatus und Gewebeprobe (Norwegen, Schweden, Lettland, Estland, Schweiz, Italien etc).



EUROPEAN COMMISSION
DIRECTORATE-GENERAL
ENVIRONMENT
Directorate B - Protecting the Natural Environment
ENV.B.2 - Nature and Bio-diversity

Brussels, 01. 07. 2008
ENV.B.2 D/14591

Anmerkungen zu den Leitlinien für Managementpläne auf Populationsniveau für große Raubtiere

Die Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie erlegt den Mitgliedstaaten die Verpflichtung auf, Maßnahmen zu ergreifen, um einen guten Erhaltungszustand für die von der Richtlinie umfassten Arten zu erreichen. Jedoch überschreiten die regionalen Populationen der Arten mit großen Verbreitungsgebieten, wie Braunbär, Wolf, Luchs und Vielfraß, oftmals die nationalen Grenzen. In diesen Fällen ist es für den einzelnen Mitgliedstaats schwierig, wenn nicht unmöglich, seine Großraubtiere, ohne ein abgestimmtes und gemeinsames Handeln seiner Nachbarn, zu managen und zu schützen. Außerdem gibt es jetzt, da die großen Raubtiere beginnen in Gebiete zurückzukehren, aus denen sie seit Jahrzehnten oder sogar Jahrhunderten verschwunden, ein sehr hohes Konfliktpotenzial zwischen Menschen und Großraubtieren. Es ist deshalb wichtig, dass benachbarte Mitgliedstaaten, die sich eine Großraubtierpopulation (Subpopulation) teilen, integrierte Pläne für das Management dieser Populationen entwickeln.

Im Lichte der Erwägungen des vorangegangenen Abschnitts, hat das DG Umwelt entschieden eine EU-Initiative zu gründen, um Leitlinien für ein populationsbasiertes Management der Großraubtiere zu entwickeln. Die nachfolgenden Leitlinien wurden durch zwei Servicepartner nach zwei offenen Ausschreibungen: „Leitlinien für Managementpläne auf Populationsniveau für große Raubtiere“ (070501/2005/424162/MAR/B2) und „Kampagne zur Schärfung des Bewusstseins über Großraubtiere“ (0703002/2006/453851/MAR/B2) mit dem Institut für angewandte Ökologie erarbeitet. Die Experten der Initiative Großraubtiere für Europa hatten eine Schlüsselrolle bei der Konzipierung dieser Richtlinien.

Diese Leitlinien wurden in der Konferenz des Habitat Komitees, seiner wissenschaftlichen Arbeitsgruppe und in 15 nationalen Arbeitsgemeinschaften diskutiert. Abschließende Stellungnahmen wurden auf der pan-europäischen Großraubtierkonferenz in Slowenien vom 10.-11.6.2008 entgegengenommen. Zusätzlich wurden Stellungnahmen der Regierungen und von anderen Experten und Organisationen entgegengenommen.

Der Status dieses Dokuments

Diese Leitlinien sind das abschließende Dokument für die oben erläuterte Arbeit, wie sie von den Vertragspartnern erstellt wurden. Das DG Umwelt ist der Ansicht, dass ein effektives Management der Großraubtierpopulationen, die von Mitgliedstaaten geteilt werden, nur durch ein geteilte und koordinierte Managementpläne, wie sie in den nachfolgenden Leitlinien beschrieben werden, erreicht werden kann. Diese Leitlinien repräsentieren bewährte Vorgehensweisen für das Management der Großraubtierpopulationen und das DG Umwelt empfiehlt sie übereinstimmend den Behörden der Mitgliedstaaten. Die Leitlinien sind rechtlich nicht bindend, aber sie bilden einen Referenzpunkt, von dem aus das DG Umwelt

die, von den Mitgliedstaaten in Erfüllung ihrer Verpflichtungen aus der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie unternommenen, Maßnahmen überwachen wird. Selbstverständlich kann ein Mitgliedstaat nicht für die fehlende Entwicklung eines koordinierten Managementplans verantwortlich gemacht werden, wenn ein (oder mehrere) seiner Nachbarn der Entwicklung eines solchen koordinierten Planes nicht zustimmen.

Patrick MURPHY
Head of Unit