

Реинтродукция гепарда (*Acinonyx jubatus*) – 46-летняя история переселений

Е.В. Чельшева, к.б.н.

г.Москва

I. Введение

Данные подсчетов свидетельствуют о том, что в дикой природе осталось от 7500 до 10 000 гепардов; за последние 18 лет численность вида сократилась на 30%, и данная тенденция сохраняется (Lindsey et al., 2009a). В первую очередь это вызвано усиливающимся воздействием антропогенных факторов, оказывающих на животных как непосредственное влияние – браконьерство, конфликт с местным населением и прямое беспокойство, так и опосредованное – сокращение ареала, вызванное уничтожением среды обитания вида в связи с увеличением народонаселения, культивацией земель и сокращением численности видов естественной добычи (Woodroffe, 2000).

Из пяти выделяемых в настоящее время подвидов гепарда (Marker 2003), самым редким является азиатский (*Acinonyx jubatus venaticus*). Последние представители азиатского гепарда, некогда населявшего территории Индии и бывших республик СССР, обитают на территории Ирана, где их осталось от 70 до 110 особей. Возможно, несколько особей выжили также в Пакистане и Афганистане (Charruau et al. 2011). В начале тысячелетия высказывалось предположение о поддержании азиатской генетической линии африканскими особями (Breitenmoser 2002), однако последние сравнительные генетические исследования африканских и азиатских гепардов привели к выводу о важности сохранения генетической самобытности находящихся на грани вымирания гепардов Ирана (Charruau et al. 2011). Наряду с необходимостью принятия радикальных мер по охране оставшегося поголовья, в последние годы широко дискутируется вопрос о возможности возрождения популяций азиатского подвиды на территориях исторического ареала, откуда он исчез в силу различных причин. В связи с этим полезным может быть изучение опыта (независимо от степени успешности) предшествовавших переселений подвиды *Acinonyx jubatus jubatus* на территориях различных африканских государств.

II. Основные понятия

Международный союз охраны природы и природных ресурсов (IUCN) выделяет 4 типа перемещений: *реинтродукцию*, *транслокацию*, *пополнение* и *природоохранную интродукцию* (далее *интродукция*). Согласно определению IUCN (1998), **реинтродукция** – это попытка адаптировать вид на территории, являющейся частью его исторического ареала, с которой он исчез или был истреблен в прошлом. Синонимом является *воссоздание вида*, при этом подразумевается успешная реинтродукция. Целью реинтродукции является установление жизнеспособной свободноживущей в природе популяции вида, подвида или расы (породы), представители которого полностью или частично вымерли либо были истреблены в природе; **транслокация** – это перемещение диких животных из одной части их ареала в другую; **пополнение** – это добавление особей в существующую популяцию конспецификов; **интродукция** – это попытка адаптировать вид с целью его сохранения за пределами его зарегистрированного распространения, но в пределах подходящего местообитания и эколого-географического региона, причем эта природоохранная мера желательна только в случае, когда приемлемых мест в пределах исторического ареала вида не осталось.

Фактически транслокация и пополнение служат единой цели – укреплению существующей популяции, однако имеют одно ключевое различие – источник животных: в первом случае это всегда природа, во втором – может быть как природа, так и неволя. При описании определенного типа переселения гепарда авторы используют разные термины, либо объединяют *транслокацию* и *пополнение*, называя их *реинтродукцией*. В некоторых случаях под *реинтродукцией* понимают переселение рожденных в неволе животных в места их исторического ареала (Beck et al. 1994), а под *транслокацией* – переселение отловленных в природе животных из одного места в другое (Kleiman 1989; Griffith et al. 2000). Применяв определения, предложенные IUCN в контексте описанных в литературе перемещений гепардов, получаем следующие уточненные термины: *реинтродукция* – это переселение гепарда (независимо от

источника происхождения) на территорию, с которой он исчез или был истреблен; *транслокация* – перемещение рожденного и выращенного в природе гепарда в существующую популяцию; *пополнение* – перемещение выращенного в неволе (независимо от места рождения) гепарда в существующую популяцию.

Осуществляя переселения, организации могут преследовать одну или несколько из перечисленных целей: 1) сохранение угрожаемых видов и привлечение туризма; 2) восстановление ключевых в экологическом или культурном смысле видов в экосистеме; 3) повышение шансов долгосрочного выживания вида; 4) поддержание/восстановление природного биоразнообразия или восстановление экологической целостности в результате сохранения местной фауны; 5) снижение численности копытных в качестве альтернативы их отстрелу; 6) обеспечение долгосрочной экономической прибыли для местной/национальной экономики; 7) содействие развитию знаний об охране природы (IUCN 1998; Hayward et al. 2007a).

III. Исторические предпосылки переселений гепардов

Начиная со второй половины XX века в разных частях африканского континента происходили многочисленные переселения гепарда, а именно: *реинтродукция*, *транслокация* и *пополнение*. Этому во многом способствовало произошедшее в 1960-70-х годах изменение законодательства в некоторых южноафриканских странах, которое закрепило за землевладельцами права на диких животных, обитающих на их землях, и на получение финансовой прибыли от охоты и продажи живых экземпляров. В Зимбабве подобные изменения имели место в 1960 и 1975 годах, в Намибии – в 1967, а в Южной Африке – в разные годы в зависимости от провинции. По всей южной части континента происходило переключение фермерского хозяйства с традиционного скотоводства на разведение диких копытных, и к 1999 году, например, в Зимбабве для этих целей использовалось 27000 км² частных земель, в Намибии – 25% частных земель, а в ЮАР – 159 000 км², т.е. около 5000 ферм и еще 4000 ферм совмещали

разведение домашнего скота и диких копытных. Подобное направление развивается также в Ботсване и Замбии (Lindsey et al. 2009c).

Следует отметить, что Зимбабве является, пожалуй, единственной южноафриканской страной, где землевладельцы относятся к хищникам позитивно из-за прибыли, которую приносит экотуризм и спортивная охота, которая разрешена на львов, леопардов и гепардов (Lindsey et al. 2005).

В то же время отношение к крупным хищникам у фермеров других африканских стран преимущественно негативное, поскольку они видят в них угрозу своей собственности – домашнему скоту или диким копытным. Многие из них считают, что если не смогут получить финансовую прибыль от поимки гепарда, то установка ловушки и ее обслуживание не стоят потраченных усилий, поэтому предпочитают отстрел хищников, считая это наиболее быстрым и дешевым способом устранения проблемы и получения в некоторой степени моральной компенсации (Marnewick et al. 2009).

Альтернативой радикальному методу является переселение «проблемных» хищных из областей с нетерпимым отношением в области с толерантным к ним отношением. В разное время такие акции осуществлялись, например, в Кении (Hamilton 1981). Однако в этой стране дикая фауна является государственной собственностью, и землевладельцам запрещено извлекать какой бы то ни было доход от ее использования (Lindsey et al. 2007). В результате такой политики в стране наблюдается сокращение численности диких животных, включая хищников, обитающих на неохраяемых территориях (Georgiadis et al. 2007).

В таких странах как ЮАР (Marnewick et al. 2009), Намибия (Marker 2003) и Ботсвана, где владельцы имеют возможность получать прибыль от продажи живых хищников, их переселения происходят регулярно (Klein 2007). Тем не менее, точное количество переселенных гепардов и их место пребывания отследить трудно, поскольку в некоторых случаях фермеры самостоятельно решали и продолжают решать судьбу отловленных ими животных. Часть хищников выпускалась на территории ферм, где гепарды были пойманы или где владельцы толерантны к присутствию хищников, часть передавалась в

национальные парки и заповедники внутри страны и за рубежом, а часть продавалась для содержания в неволе в местных и зарубежных зоопарках и сафари-парках (Marker 2005).

Изменение законодательства в ЮАР позволило заместить крупный рогатый скот дикими копытными, которых фермеры закупали в больших количествах главным образом с целью разведения для охоты и живой продажи. Многие фермы были огорожены и из крупных хищников на их территории оставлены гепарды, бурые гиены и леопарды. С одной стороны, это открыло новые перспективы делу охраны природы и в частности наиболее уязвимых и наименее конкурентоспособных видов, таких как гиеновые собаки и гепарды, которые сохранились в небольших количествах на охраняемых территориях. А у владельцев появилась возможность повысить туристическую привлекательность своих охотничьих заповедников путем предоставления гостям возможности увидеть наиболее зрелищных крупных хищников (Lindsey et al. 2007). С этой целью гепардов стали закупать для выпуска на своей территории или для вольерного содержания. В то же время владельцы некоторых ферм, недовольные соседством с крупными «проблемными» хищниками по причине угрозы домашнему скоту или диким копытным, получили возможность избавиться от них не только путем отстрела, но и продажи живых особей (Marnewick et al. 2009).

В ЮАР «проблемными» хищниками с 1970-х годов занимается De Wildt Cheetah Breeding Centre (далее De Wildt), разработавший программу разрешения конфликтов (De Wildt Wild Cheetah program), в которую вовлечены владельцы земель, являющихся основным местообитанием гепардов за пределами охраняемых территорий. В 2000-х также для решения конфликта фермеров и гепардов была создана организация National Cheetah Conservation Forum of South Africa (CCFSA). Сотрудники CCFSA вместе с фермерами и официальными лицами природоохранных структур провели массовые отловы и переселения «проблемных» гепардов из частных владений на территории заповедников и национальных парков для привлечения туристов. Программа включала также

материальную компенсацию владельцам за каждую отловленную особь (Marnewick et al. 2009). С 2000 по 2006 год по программе «компенсация-переселение» было отловлено 137 (84.53) проблемных гепардов (Lindsey et al. 2009b), 20 из которых остались в неволе из-за молодого возраста и травм – сломанных челюстей или ампутированных конечностей, сделавших их невыпускными. Эти животные передавались на постоянное содержание в такие центры, как De Wildt и Cango Wildlife Ranch или Hoedspruit Centre for Endangered Species (Marnewick et al. 2009). Травмированные гепарды получали помощь, и 107 были выпущены в охраняемые зоны, причем 64 особи не только выжили, но хорошо адаптировались и произвели 51 детеныша, имея скрепленные кости, слепоту на один глаз или залеченные рваные раны, полученные при поимке от силков или собак (Lindsey et al. 2009b). Для гепардов, которые могут быть переселены в другие места, специально создан центр De Wildt Shingwedzi (ЮАР), где животных обслуживают сотрудники, имеющие опыт работы с дикими гепардами. В литературе есть упоминание о том, что в ЮАР гепардов переселили на территорию более 70-и парков, в том числе частных охотничьих заповедников (Lindsey et al. 2009b), однако эти данные не подтверждены документально.

Законодательством ЮАР разрешено коммерческое разведение хищников, в том числе гепардов. Вместе с тем в стране разрешена охота на крупных и мелких кошачьих. Некоторые фермы специализируются на разведении хищных для спортивной или так называемой «подготовленной» охоты (англ. *canned hunting*, в дословном переводе и по сути «консервная» охота), приносящей весомую прибыль. Многие из этих ферм также занимаются разведением гепардов, часто используя в качестве производителей незаконно отловленных гепардов из природных популяций, обитающих в провинциях North West, Northern Cape и Limpopo, где землевладельцы незаконно их отлавливают на продажу (Marnewick et al. 2007). Гепарды из природы не всегда оказываются хорошими производителями, и их продают на экспорт как разведенных в неволе, снабдив микрочипами. Поскольку на сегодняшний день в ЮАР законодательно не

введены ДНК-сертификаты в качестве индикации происхождения особей, микрочипирование является подтверждением происхождения животных из неволи и, согласно Конвенции CITES, основанием на легальный вывоз из страны. Центры разведения не обязаны быть членами ISIS или иной признанной системы учета поголовья (например, Международной племенной книги по гепардам). В 2007 году в 44 центрах по разведению ЮАР содержалось 524 гепарда. Часть животных легально или незаконно попадает в центры из природы для поддержания генетического разнообразия, и сама система разведения в неволе часто используется как прикрытие черного рынка торговли животными (Marnewick et al. 2007). Поэтому на сегодняшний день определить точное число гепардов в неволе невозможно.

С 1996 по 2005 год по разрешению CITES в ЮАР было продано 428 гепардов, из которых рожденными в неволе числились 399 (93%). Большая их часть направлялась в зоопарки и иные организации для содержания в неволе. За последнее десятилетие продажи гепардов увеличились, и ежегодно страну покидают около 50 экземпляров. Кроме того, взрослые особи и детеныши гепарда отлавливаются также на фермах Намибии и Ботсваны, откуда нелегально переправляются торговцами в ЮАР для продажи в зоопарки и сафари-парки. В то же время, отловленные в ЮАР гепарды переправляются в Намибию для «подготовленной» охоты – ежегодно продается около 60 особей (Marnewick et al. 2007).

В Намибии наибольшее количество гепардов обитает в северных и центральных областях страны, традиционно считающихся важными скотоводческими районами, поэтому именно в этих областях конфликт между фермерами и гепардами особенно острый (Marker et al. 2003a). Как и в прошлые времена, фермеры решают конфликт путем уничтожения хищников – к 1950-м годам на фермах были истреблены большинство крупных хищников, и среди них львы и пятнистые гиены. Это с одной стороны обеспечило защиту гепардов от опасных конкурентов, но вместе с тем сделало человека главным врагом гепарда, причем гепардов в наибольшей степени преследуют владельцы ферм,

где практикуется дичеразведение, чем где занимаются скотоводством (Marker et al. 2003b). Опосредованно судьба гепардов зависит также и от циклических климатических изменений: в засушливые периоды количество диких копытных уменьшается, и противостояние между хищниками и фермерами обостряется, поскольку в это экономически тяжелое время фермеры особенно нетерпимы к потерям домашнего скота. Переход на разведение дичи не изменил отношение этих фермеров к хищникам, поскольку теперь они не готовы нести убытки от потери ценных видов диких копытных. В результате, с 1980 по 1991 год 6 818 гепардов было уничтожено или продано для содержания в неволе (Marker 2007).

Попытки отлова и уничтожение проблемных животных часто приводят к появлению «не выпускных» особей, к которым относятся гепарды, чей возраст, состояние зубов и общая физическая форма свидетельствует об их неспособности самостоятельно о себе позаботиться, например, детёныши и подростки, не достигшие 16-месячного возраста, матери которых погибли или были убиты фермерами, а также травмированные особи любого возраста. С начала 1990-х годов «проблемными» и «не выпускными» хищниками в Намибии занимаются две природоохранные организации: Cheetah Conservation Fund (CCF) и AfriCat Foundation (AfriCat). Обе организации отслеживали перемещения гепардов в стране в течение 15 лет: с 1991 по 2006 год в десяти регионах страны было отловлено 968, большинство из которых считались угрозой домашнему скоту (513) или диким копытным (428), и 27 были отловлены для мечения и отпущены (Marker 2007). Из 600 обследованных за период с 1991 по 2005 год живых гепардов (500 из природы и 100 из неволи) 50% было отпущено в Намибии, 8% - отправлено в ЮАР и Замбию и выпущено в природу и 42% - было отправлено в ЮАР и США для содержания в неволе (Marker 2005).

Однако проследить все перемещения невозможно так же, как и точное количество содержащихся в неволе особей. На конец 2005 года, согласно Племенной книге, в 21 частной организации Намибии были зарегистрированы 182(90.92) гепарда, но какое количество гепардов находится в частных

организациях, не пожелавших огласки, также остается неизвестно. Согласно циркулярам Министерства Окружающей среды и Туризма (MET, Ministry of Environment and Tourism), в стране разрешено содержание гепарда в неволе, но размножение находится под запретом. С целью уменьшения количества крупных хищников в неволе, в 2005 году были пересмотрены требования к их содержанию, однако и сегодня некоторые гепарды содержатся нелегально и в недопустимых условиях: без правильного питания, движения и света. В 2007 году 6 диких подростков гепардов были конфискованы из туристического лагеря после 5 месяцев содержания в качестве развлечения для туристов. Позднее с этой же фермы были конфискованы еще 9 гепардов и 8 из них выпущены в природу и 1 подросток доставлен в Cheetah Conservation Fund (CCF) (Marker et al. 2007). В CCF на 31 декабря 2010 года содержались 63 (27.36) гепарда разного возраста, часть из которых планируется к переселению в частные заповедники (Marker 2010).

В Ботсване программа компенсации фермерам и переселений гепардов начата в 2004 году. Однако на сегодняшний день механизм контроля таких переселений и последующий мониторинг судьбы животных не отлажены. В результате гепарды часто попадают в вольеры (детенышей, оставшихся без матери, искусственного выкармливают), где их используют для привлечения туристов. Например, в Ботсване в 2007 году 5 таких гепардов содержались на двух фермах региона Ghanzi, где их отловили как проблемных, и 2 искусственно выкормленных – в Mokolodi Nature Reserve в Ботсване. Истинное же количество гепардов, содержащихся в неволе в Ботсване, неизвестно (Klein 2007).

Возрастающий научный и общественный интерес к реинтродукции привели к созданию в 1988 году Группы специалистов по реинтродукции (RSG; <http://www.iucnsscrg.org/>) в рамках Комиссии по сохранению видов при Международном союзе охраны природы и природных ресурсов (IUCN/SSC) (далее специалисты RSG/ IUCN/SSC) (Armstrong, Seddon 2007). Согласно списку RSG/ IUCN/SSC, в 1998 году переселением гепардов занимались 5 организаций, из них 2 – транслокацией (CCF и AfriCat) и 3 – реинтродукцией (Pilanesburg

National Park, Division of Nature Conservation Transvaal Provincial Administration и Mammal Research Institute University of Pretoria) (Soorae, Seddon 1998). Начиная с 2004 года ССФ также начал проекты по реинтродукции (Marker 2010).

В данном обзоре рассматриваются проекты, отраженные в отчетах, статьях и иных публикациях, имеющих отсылки к временному периоду выпуска животных, их количеству и месту выпуска, и инициированные владельцами парков с одной или несколькими из выше перечисленных целей.

IV. Критерии успеха проектов по переселению

Считается, что реинтродукция хищных намного сложнее, чем травоядных (Van Houtan et al. 2009) и всеядных (Wolf et al. 1998). Согласно данным Breitenmoser et al. (2001), из 30 переселений крупных хищников в Африке до 2001 года, только 9 попыток могли считаться успешными. На примере 5 парков ЮАР было показано также, что гепард и леопард оказываются наименее успешными видами в плане реинтродукции по сравнению со львом, пятнистой гиеной и гиеновой собакой (Hayward et al. 2007b). Так, в 7 парках провинции Eastern Cape в ЮАР, где с 2001 года было выпущено 36 взрослых гепардов, к 2005 году была зафиксирована 41 особь. Произошло рождение 23 детёнышей и 14 фактов гибели, что составило наибольший уровень смертности по сравнению с другими хищными, реинтродукция которых пришлась на тот же период. При этом степень успешности гепарда в разных парках различалась. Например, при наличии в парках других хищников, например, львов, в одном парке (Lalibela GR) оба выпущенных гепарда погибли в год выпуска, а в 2 других (Kwandwe GR и Shamwari GR) популяции гепарда с момента реинтродукции увеличились (в первом случае вдвое, во втором – на 5 особей), хотя на фоне размножения наблюдалась смертность особей разного возраста в наибольшей степени именно от львов (Hayward et al. 2007b). Таким образом, если судить только по выживаемости особей на фоне общей низкой степени успешности реинтродукции гепарда в регионе, успешность в отдельно взятом парке может быть оценена как высокая. Между тем, существует несколько критериев

оценки успешности подобных переселений. Ниже представлен наиболее полный их перечень (Griffith et al.1989; Breitenmoser et al. 2001; Hayward et al. 2007b; IUCN 2001), согласно которому, успешным можно считать проект, в котором сочетаются все перечисленные критерии:

1. Размножение первой популяции, рождённой в дикой природе
2. Размножение популяции в течение 3-х лет, при котором естественный прирост превышает уровень смертности взрослых особей
3. Популяция численностью не менее 500 особей, не нуждающаяся в ее поддержании
4. Создание самоподдерживающейся природной популяции
5. Определение степени успешности по положению в списке видов (IUCN 2001): «неудача» для видов, находящихся на грани исчезновения, «неопределенно» для видов, находящихся под угрозой исчезновения и «успех» для уязвимых видов.

Ряд существенных ограничений осложняет применение всех вышеперечисленных критериев для оценки успешности проектов по переселению крупных хищников, в том числе гепарда. Прежде всего, полнота оценки подразумевает долгую историю мониторинга животных, на необходимость которого указывали специалисты RSG/ IUCN/SSC (Armstrong, Seddon 2007). Тем не менее, на сегодняшний день самый продолжительный поствыпускной мониторинг охватил 6-летний период (Hunter 1999).

Поскольку большинство проектов заканчивались через несколько месяцев после реинтродукции животных (по причине временных и финансовых ограничений), их успех сложно оценить даже по первому критерию. Важную роль также играет переносимый объем территории выпуска (максимальная плотность популяции, которая может длительно поддерживаться саморегуляцией в данном месте), а также количество начальных основателей популяции. Поэтому некоторые критерии (например, 3 и 4) неприменимы к небольшим изолированным популяциям крупных хищников, каковыми являются популяции гепардов изначально численностью 5-10 особей в огороженных

парках, особенно при наличии в этих парках других крупных хищников (Pettifer 1981a). Так же причисление трех подвидов гепарда к категории видов, находящихся под угрозой исчезновения (Temple et al. 2009), даёт любому проекту по его реинтродукции оценку «неопределенно» и для двух других подвидов – оценку «неудача». Поэтому большинство проектов оцениваются только по второму критерию (особенно в небольших заповедниках) (Hayward 2007b), либо по первым двум критериям (Griffith et al. 1989).

Некоторые авторы предлагают оценивать *долгосрочный* успех проекта (основание долгосрочной жизнеспособной популяции) и *краткосрочный* успех, при котором гепарды демонстрируют способность успешно охотиться, социализироваться с конспецификами и размножаться (Johnson et al. 2010) и естественный прирост превышает уровень смертности взрослых особей в размножающейся популяции в течение 3 лет после выпуска (Hayward et al. 2007b). Фактически каждый проект по переселению может иметь свою качественную оценку успешности в зависимости от поставленных целей. Например, продолжительный мониторинг, спаривание и успешное размножение особей и т.п. Кроме того, в зависимости от поставленных целей, может различаться степень успешности, то есть проект может быть: высоко успешным, успешным, частично успешным и неудачным (Soorae 2010). При выпуске небольшого количества животных уместно оценивать индивидуальный успех особей: для самок – размножение первого поколения, для самцов – успешное размножение самца или его коалиции, либо способность самца основать и удерживать территорию на протяжении полутора лет (Johnson et al. 2010). Однако в природе практически невозможно проследить процесс спаривания гепардов, поэтому определить степень успешности самцов (как индивидуально, так и коалиции в целом) не всегда возможно. Исключение представляют случаи, когда в парке выпускалось определенное количество взрослых особей, половой состав которых был известен, и резидентные особи отсутствовали. Поэтому на индивидуальном уровне успех самцов можно оценивать по факту удержания территории в течение 1,5 лет.

V. Факторы, обеспечивающие успешность переселения

Успешность проекта по переселению зависит от учитывания совокупности таких факторов, как: *экономические* (целесообразность и возможность проекта), *экологические* (особенности территории), *биологические* (особенности животных) и *организационные* (подготовка и проведение проекта, безопасность) и их составляющих.

1. ЭКОНОМИЧЕСКИЕ.

Высокая стоимость переселения может стать причиной остановки проекта (Kleiman 1989), однако в странах, где дикие животные имеют экономическую ценность, именно эта ценность становится главной движущей силой таких проектов. Например, в ЮАР и государственные природоохранные структуры, и частные компании имеют экспертов по отлову и транспортировке животных, что обеспечивает безопасность и значительное удешевление таких мероприятий. Наряду с этим интерес туристов к экзотическим видам, особенно крупным хищникам (Hofmeur, Van Dyk 1998), способствует притоку финансирования на природоохранные нужды (Hayward 2005).

2. ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ.

2.1 Соответствующее качество местообитания (Griffith et al. 1989; Wolf et al. 1996; 1998; Rout et al. 2007), способное удовлетворить потребности, важные для выживания, на индивидуальном и популяционном уровне. Данное понятие не ограничивается местной растительностью, но включает такие аспекты окружающей среды, как:

2.1.1 достаточный переносимый объем территории выпуска (Brambell 1977), необходимый для поддержания растущей популяции реинтродуцированных видов, рассчитывается на основании данных экологических и этологических исследований (Hayward 2007c).

2.1.2 постоянная, неистощимая кормовая база (Griffith et al. 1989; Wolf et al. 1996; 1998), доступная хищникам круглогодично и способная поддерживать повторные заселения в течение нескольких первых лет, тем самым снижая потенциальный риск столкновения хищников с человеком (Hunter 1998a).

2.1.3 отсутствие хищников или конкурентов, в том числе конспецификов.

Наличие на территории выпуска других хищников отрицательно влияет на успех реинтродукции (Pettifer 1981a; Griffith et al., 1989; Wolf et al. 1998) и на выживаемость гепарда (Marnewick et al. 2009). В то же время наличие или отсутствие конспецификов может оказывать как позитивное, так и негативное влияние на успех реинтродукции, либо привлекая их к месту выпуска, либо вызывая его избегание. В некоторых случаях присутствие резидентной популяции может негативно повлиять на выживаемость переселенных особей (Griffith et al. 1989), либо наоборот – резидентные могут пострадать от вновь прибывших. Поэтому для проекта лучше, если их нет совсем или их количество сведено к минимуму, особенно в случае особо редких видов (Kleiman 1989).

2.2 принадлежность места выпуска животных к их историческому ареалу

существенно увеличивает шансы животных на установление самоподдерживающейся популяции (Griffith et al. 1989; Wolf et al. 1996;1998). При этом важно оценить возможность или степень произошедших экологических изменений в предполагаемом регионе и месте выпуска, как и возможность этих изменений в обозримом будущем после переселения вида (IUCN 1998).

3. БИОЛОГИЧЕСКИЕ.

3.1 источник животных (природа/неволя) (Griffith et al. 1989; Wolf et al. 1996; Fischer, Lindenmayer 2000). Пойманные в природе животные более успешны в плане реинтродукции, чем рожденные в неволе особи (например, из 145 проектов, использовавших рожденных в неволе животных, успешными были только 16 (Beck et al. 1994). Причём такая тенденция четко прослеживается по многим видам и семействам (Jule et al. 2008). Это объясняется рядом различий между хищными животными, выращенными родителями в естественной среде обитания, и особями, рожденными и выращенными в неволе. Прежде всего, это пищевая зависимость от человека и отсутствие страха перед ним, отсутствие опыта общения с другими хищниками (стратегия избегания хищников и конкурентов (Jule et al. 2008)) и защиты собственной территории, а также другие

факторы, связанные с неволей. Встречи с конспецификами, особенно одиночек с группами, установившими свою территорию, в лучшем случае оканчиваются дракой, рассредоточением новичков и вытеснением их на наименее пригодные для существования участки, а в худшем – приводят к увечьям и гибели новых особей (Kleiman 1989).

Утрата таких социально приобретаемых навыков, как охотничьи, приводит либо к гибели хищника от голода (Jule et al. 2008), либо к попыткам охотиться на неподходящую по размеру дичь (Pettifer et al. 1982; Ferguson 1993), переориентации на более доступные источники пищи, а именно домашний скот (Soorae, Stanley Price 1997), превращая таких животных в проблемных. Как показал, например, анализ 45 проектов по реинтродукции 17 видов хищных, прямой причиной гибели животных в более 50% случаев был человек (Jule et al. 2008).

Отмечено, что у большого числа видов хищных млекопитающих в неволе отмечается высокая степень проявления стереотипного поведения (Clubb & Mason 2003), которое может негативно отражаться на их репродуктивной функции (Vickery, Mason 2003). Кроме того, переселенные рожденные в неволе особи особенно восприимчивы к заболеваниям (Jule et al. 2008). Привнесение особей из неволи в уже существующую природную популяцию редких (и особенно вымирающих) видов может быть оправдано только в том случае, если будущее этой природной популяции полностью зависит от выпускаемых особей (Kleiman 1989), которые становятся источником нового генетического материала.

3.2 генетические характеристики животных. Специалисты группы по реинтродукции (RSG/ IUCN/SSC) особо указывают на важность максимальной генетической близости переселяемых индивидуумов к обитающим/обитавшим в регионе, подчёркивая при этом, что интродукция вида за пределы его исторического ареала может происходить, только если в пределах его ареала для него не осталось подходящего местообитания (IUCN 1998). При этом генетическая подвидовая близость призвана облегчить процесс адаптации к

определенным экологическим условиям места выпуска (Brambell 1977). Принадлежащие к особо ценным генеалогическим веткам выпускаемые особи могут стать поставщиком генетического материала для будущих потребностей популяции в неволе (Kleiman 1989).

3.3 индивидуальные особенности животных (темперамент). В случае использования для переселения животных из неволи, важно учитывать особенности характера каждой особи, поскольку эти различия могут означать индивидуальные различия в проявлении особыми противохищнического (защитно-оборонительного), пищевого и исследовательского поведения и обучения (McDougall et al. 2006).

3.4 индивидуальный опыт выпускаемых животных. Опыт взаимодействий с другими хищниками и конспецификами перед выпуском, умение охотиться на соответствующую дичь и разделять добычу повышают шансы на выживаемость выпущенных гепардов (Hayward et al. 2007a).

3.5 оптимальное количество и состав группы основателей. Важной частью подготовки к реинтродукции крупных социальных хищных является формирование групп социально совместимых особей в период их временного содержания в неволе перед выпуском (Somers, Gusset 2009; Kleiman 1989). Крупные социальные хищники демонстрируют пластичность во взаимоотношениях с неродственными и незнакомыми конспецификами, с которыми некоторое время содержатся в неволе (Gusset et al. 2006), демонстрируя прочные связи в группах после выпуска (Hayward et al. 2007a). Полная социальная совместимость членов группы перед выпуском повышает индивидуальные показатели выживаемости каждого из ее членов после выпуска (Gusset et al. 2006), а недостаток совместимости приводит к неудаче в размножении и интенсивных поствыпускных перемещениях особей (Somers, Gusset 2009). Формирование коалиций из самцов гепардов перед выпуском повышает их шансы на успешное существование в месте реинтродукции (Hunter 1998b). Количество выпускаемых экземпляров каждого конкретного вида (в том

числе хищников), зависит от переносимого объема конкретного места и тестируется научными методами.

3.6 отношение к человеку и домашнему скоту. Нападение на домашний скот и отсутствие страха перед человеком являются одной из причин неудачи проектов, в то же время избегание контакта с человеком и предпочтение диких копытных способствует успешной адаптации хищных после выпуска (IUCN 1998).

4. ОГРАНИЗАЦИОННЫЕ

4.1 понимание потребностей переселяемых животных на основе детального изучения вида, в том числе: демографии, поведения и экологии в природе, а также особенностей поведения в неволе (Kleiman 1989) для обеспечения их благополучия на всех стадиях подготовки к выпуску и после него. Построение модели выпускаемой популяции, предусматривающей различные условия, помогает определить оптимальное количество и состав индивидов, которых можно выпускать ежегодно, и число лет, необходимых для установления жизнеспособной популяции (IUCN 1998). Углубление знаний о виде, а также анализ опыта предшествующих попыток переселения (Jule et al. 2008; Beck et al. 1994; Hayward et al. 2007b и др.) способствуют пересмотру методики проведения проектов, повышая тем самым их шансы на успех.

4.2 идентификация и исключение, либо снижение степени влияния факторов, ставших причиной исчезновения вида в данной местности (Fischer, Lindenmayer 2000), например: отстрел как самих хищников, так и их основных жертв, сокращение ареала из-за интенсивного земледелия и многие другие. Важно также учитывать ошибки прошлых проектов (IUCN 1998).

4.3 эффективно охраняемая заповедная территория, обеспечивающая безопасность выпущенных животных и местного населения (IUCN 1998; Kleiman 1989). Наличие ограждения в южноафриканских парках в наибольшей степени способствовало успеху реинтродукции (Gusset et al. 2008), поскольку минимизировало негативные взаимодействия между человеком и дикими животными и вместе с тем обеспечивало сохранность ценных для владельца территории парка видов животных. Фактически на сегодняшний день большая

часть природоохранных областей по всему миру представляет собой «острова» природы в разрушающейся природной среде (Saunders et al. 1991). Если невозможно исключить (или снизить) степень потенциального риска для жизни переселенных животных от деятельности человека либо угрозы здоровью и имуществу человека от этих животных, необходимо отказаться от выпуска животных и пересмотреть места переселения (IUCN 1998).

4.4 очередность выпуска разных видов хищных. Выпуск конкурентно подчиненных и уязвимых видов хищных перед выпуском доминирующих видов обеспечивает первым возможность найти безопасные места до прибытия потенциальных конкурентов (Hayward et al. 2006; 2007a). Причиной неудачи некоторых проектов (например, в провинции Eastern Cape в ЮАР) стало нарушение этой очередности реинтродукции хищных (Hayward 2007b).

4.5 тип выпуска («мягкий» - с передержкой или «жесткий» - без неё). После «жесткого», т.е. сразу после транспортировки, выпуска на новое место хищные, в том числе гепарды, надолго начинают передвижение на очень большие дистанции и нередко выходят за пределы охраняемых территорий (Linnell et al. 1997). Устремляясь в сторону поймки, они иногда проходят сотни километров (Hayward 2007a). Снизить вероятность таких перемещений и проявление эффекта хоминга помогает передержка животных перед выпуском в боме (вольер округлой формы с электроограждением и укрытиями) в течение нескольких недель (Linnell et al. 1997). Такая передержка снижает стресс после транспортировки (Teixeira et al. 2007), обеспечивает ознакомление с местностью, облегчает адаптацию к экологическим условиям, а после выпуска облегчает освоение пространства. Кроме того, период передержки способствует установлению прочных социальных связей (Kleiman 1989), даже между неродственными и не знакомыми до этого особями (Hunter 1998a). Поэтому мягкий выпуск признаётся наиболее грамотным, особенно при правильном расположении и конструкции бомы, при котором резидентные хищники не будут иметь возможность причинить вред ожидающим выпуска животным. Например,

самец гепарда был убит в боме самкой леопарда в заповеднике Shamwari (Hayward 2007a).

4.6 ветеринарный контроль. Переселенные рожденные в неволе особи особенно восприимчивы к заболеваниям (Jule et al 2008). Заболевание может не только привести проект по реинтродукции к преждевременному завершению (Scheepers et al. 1995), но и уменьшить резидентную популяцию, если выпускаемые животные происходят из неволи и являются носителями инфекционных агентов, к которым иммуноустойчивы в отличие от природной популяции (Brambell 1977). Если переселяемые особи отловлены в природе, важно, чтобы они также не были носителями инфекций или контагиозных патогенных микроорганизмов и не аборигенных паразитов и в то же время не оказались подвержены воздействию болезнетворных агентов, отсутствующих в местах отлова и присутствующих в месте выпуска и от которых не имеют иммунной защиты (IUCN 1998).

4.7 продолжительный мониторинг на основе идентификации всех особей. Только верная идентификация индивидов особе может дать достоверную информацию о численности, составе и динамике популяции, о занимаемых животными территориях и перемещениях. Уникальное расположение «слезных меток», пятен на голове и теле, например, на передних и задних конечностях, а также количество и расположение колец на последней трети хвоста гепарда является основой для опознавания гепардов (Chelysheva 2004). Для непосредственного наблюдения за животными помимо индивидуальных особенностей окраски используются ушные метки, цветные ошейники, радиотелеметрические ошейники или подкожные чипы (Pettifer 1981b; Kleiman 1989). Хотя прямое наблюдение за всеми (или несколькими) особями предпочтительнее, возможен также не прямой мониторинг, основанный на сборе информации посредством анкетирования или анализа фекальных проб (IUCN 1998). Отсутствие данных наблюдений за животными во многих проектах по переселению гепардов в ЮАР осложняет анализ причин неудач (Rowe-Rowe 1992).

4.8 продолжительность проекта. Проект по переселению животных подразумевает привлечение на долгосрочной основе разнообразных ресурсов, в том числе интеллектуальных и финансовых (IUCN 1998; Kleiman 1989; Griffith et al. 1989). Чем больший период он охватывает, тем больше данных доступно для анализа и тем больше вероятность проследить его успешность (Hunter 1998a).

4.9 вовлечение местного населения и экологическое просвещение. Изучение и оценка отношения местного населения к проекту особенно важны там, где причиной исчезновения животных стали антропогенные факторы. Поэтому особенно важно, чтобы программа была полностью понята, принята и поддержана местным сообществом (IUCN 1998). Сотрудничество с государственными официальными лицами, получение всех необходимых разрешений (как поставляющей, так и принимающей животных стороны) особенно важно в пограничных областях, то есть в случаях, когда в проекте принимают участие более одного государства или когда выпущенные животные могут расселиться на территории соседних государств (IUCN 1998). Вовлечение местного населения в проект, тренинг и консультации, а также создание наглядного материала в целях экологического образования для учебных заведений снижает риск возникновения непонимания и конфликтов (Hunter 1998a; Hayward 2007a), помогает получать финансовую помощь и всестороннюю поддержку программы (Kleiman 1989) и способствует долгосрочной защите охраняемых видов и их среды обитания (IUCN 1998). Например, обеспечение гепардов подходящими для существования открытыми пространствами в некоторых случаях подразумевает необходимость расчистки площадей от кустарника, тем самым обеспечивая работой местное население приграничных с парком земель (Johnson et al. 2010). Примерами работы по созданию образовательных программ в ЮАР являются такие организации, как: De Wild Cheetah and Wildlife Trust и Cheetah Outreach (Marnewick et al. 2007), в Намибии (CCF), а в Ботсване – Cheetah Conservation Botswana. Иными словами политика реинтродукции так же важна как методика выпуска (Kleiman 1989).

VI. История переселений гепарда и попытка оценки успешности проектов

6.1 Цели переселений. В большинстве парков 97% (n=63 парков) переселения гепардов организовывались с целью сохранения угрожаемого вида или восстановления его популяции, а также привлечения туризма; 3% (n=2 парка) кроме перечисленных также использовали переселение хищников для контроля численности копытных: в 1975-76гг. Suikerbosrand Nature Reserve, ЮАР (Pettifer et al. 1982) и в 2008 – Sir Bani Yas Island, ОАЭ. Последний проект уникален тем, что является первой попыткой интродукции гепарда с целью сохранения угрожаемых видов и восстановления экологической целостности территории острова путём использования хищников, в том числе гепарда, для регуляции численности газелей в парке и вместе с тем привлечения туризма (Kader 2011).

6.2 Количество проектов. Согласно официальным данным, с 1965 по 2010 год в 65 национальных парках и частных заповедниках (*далее по тексту* парк) семи стран – ЮАР, Намибия, Ботсвана, Зимбабве, Замбия, Мозамбик, ОАЭ был выпущен 731 гепард (табл.1). Большая часть переселений осуществлена в ЮАР (49 из 65 парков), где за 42 года было выпущено 617 (84%) всех переселённых гепардов.

6.3 Типы переселений. В большинстве 81,5% (n=53) парков практиковался один определенный тип переселений (64,6% - реинтродукция, 9,2% - транслокация, 6,1% - пополнения и 1,5% интродукция), в то время как в 12 парках проводили два или три типа переселений последовательно. Например, в парке Nluhluwe-Umfolozi Reserve (ЮАР) после реинтродукции 28 гепардов следовала серия транслокаций еще 66 особей.

Большая часть парков – (n=53) проводила реинтродукции, в которых суммарно участвовали 56,5% (n=413) гепардов; транслокации – 12 парков, где было выпущено 24,2% (n=177) гепардов; пополнение – 15 парков с выпуском 18,9% (n=138) гепарда; интродукцию – 1 парк, где было выпущено 0,4% (n=3) гепарда (табл.1).

6.4 Количество гепардов, переселенных в разные годы. В 46-летней истории переселений гепардов прослеживается следующая тенденция – большое количество выпущенных в первое и последнее 15-летие особей (рис.1). Чаще

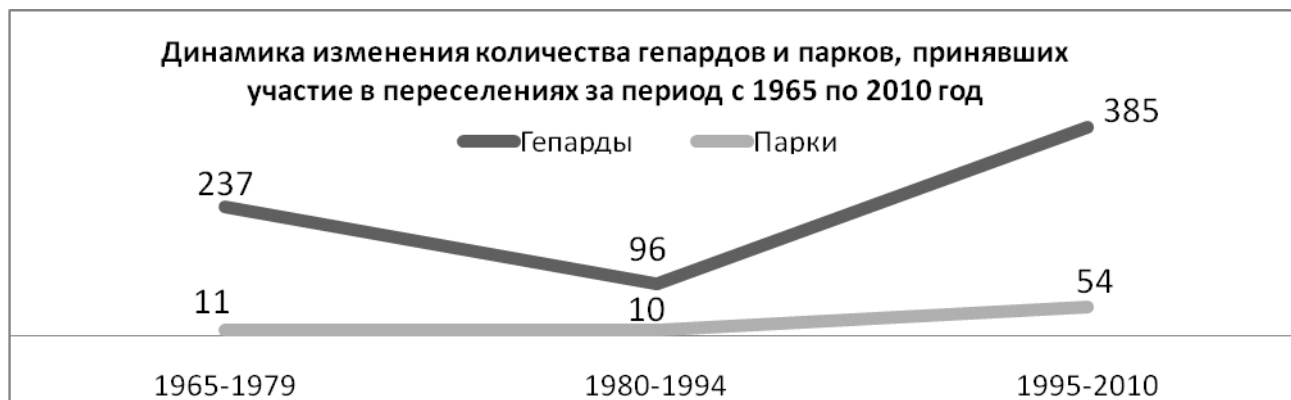
всего гепарды участвовали в реинтродукции; количество переселенных по программам транслокации в каждый период было примерно одинаковым, а пополнение стали проводить чаще с середины 90-х годов. При этом основной вклад внесла программа ЮАР «компенсация-переселение», начатая в 2000 году (рис.2). В расчётах учтены 718 гепардов из 731, поскольку для 13 особей, выпущенных в Nluhluwe Umfolozi Park (ЮАР) в период 1969-1994 гг., точные данные о выпусках за каждый год отсутствуют, что делает невозможным их причисление к одному из 15-летних интервалов (рис.1). Однако это не влияет на общую тенденцию: на фоне относительно небольшого и почти равного количества парков в первые 30 лет ($n=10$ и 11), количество выпущенных в них животных существенно различается – в первые 15 лет было выпущено в 2,5 раза больше особей, чем в последующие 15 лет, но в 1,6 раз меньше, чем в период 1995-2010 годов. При этом за последние 15 лет количество парков увеличилось в 5 раз.

Типы переселения и источник гепардов, переселенных за 46-летний период в 7 странах

(типы переселения*: Р-реинтродукция, Т-транслокация, П-пополнение, И-интродукция; источник животных**: П-природа (рожденные и выросшие в природе), Н-неволя (рожденные и выросшие в неволе), П+Н-неволя (рожденные в природе, но выращены людьми, либо содержались в неволе более полугода с момента отлова, либо находились в неволе более года после отлова, включая предвыпускной период).

Таблица 1

Страна Парки и гепарды	ЮАР	Намибия	Зимбабве	Ботсвана	Мозамбик	Замбия	ОАЭ	Всего
ПАРКИ: кол-во	49 (75,4%)	5 (7,7%)	4 (6,1%)	4 (6,1%)	1 (1,5%)	1 (1,5%)	1 (1,5%)	65
ГЕПАРДЫ: кол-во	617 (84%)	54 (7,4%)	33 (4,5%)	15 (2%)	6 (0,8%)	3 (0,4%)	3 (0,4%)	731
ПАРКИ: тип переселения *	34 (P) 2 (T) 2 (Π) 1(P+T) 5(P+Π) 1(T+Π) 4(P+T+Π) -	3 (P) 1 (T) - - 1 (P+Π) - -	- 2 (T) 2 (Π) - - - -	4 (P) - - - - - -	1 (P) - - - - - -	- 1(T) - - - - -	- - - - - - 1(И)	42 (P) 6 (T) 4 (Π) 1 (P+T) 6 (P+Π) 1 (T+Π) 4(P+T+Π) 1 (И)
ГЕПАРДЫ тип переселения *	287 (P) 21 (T) 11 (Π) 28(P)+66(T) 18(P)+44(Π) 4(T)+2(Π) 45(P)+30(T)+61(Π) -	7 (P) 30(T) - - 7P+10Π - -	- 23 (T) 10 (Π) - - - -	15 (P) - - - - - -	6 (P) - - - - - -	- 3(T) - - - - -	- - - - - - 3(И)	315 (P) 77 (T) 21 (Π) 94 (P+T) 62(P+Π) 6 (T+Π) 136(P+T+Π) 3 (И)
ПАРКИ: источник животных **	9 (Π)	2 (Π)	2 (Π)	3 (Π)	1 (Π)	1(Π)	-	18(Π)
	1 (H)	-	-	-	-	-	1(H)	2(H)
	32(Π+H)	3(Π+H)	2(Π+H)	1(Π+H)	-	-	-	38(Π+H)
	7(Π,Π+H)	-	-	-	-	-	-	7(Π,Π+H)
ГЕПАРДЫ: источник животных **	295 (Π) (47,8%)	32(Π) (59,3%)	23(Π) (69,7%)	12(Π) (80%)	6(Π) (100%)	3 (Π) (100%)	-	371 (Π)
	5 (H) (0,8%)	-	-	-	-	-	3(H) (100%)	8 (H)
	317 (51,4%)	22 (40,7%)	10 (30,3%)	3 (20%)	-	-	-	352 (Π+H)

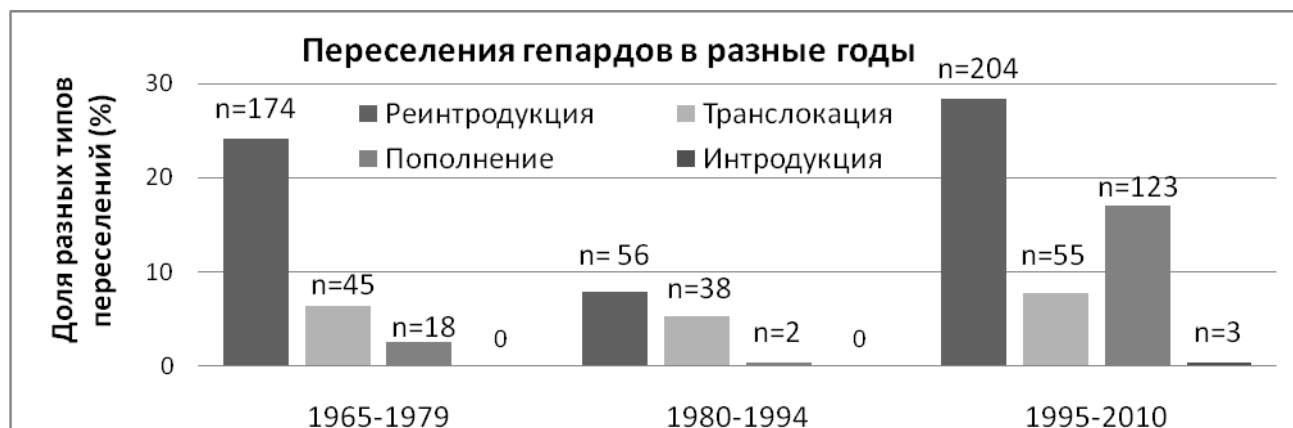


Большое общее количество переселенных гепардов в первое 15-летие объясняется сменой специализации ферм со скотоводства на дичеразведение и появлением новых частных заповедников, в которые владельцы закупали большие партии животных – для этого периода характерна большая доля реинтродукции гепардов (рис.2). В один только парк Hluhluwe Umfolozi Reserve (ЮАР) в 1966-69 годах были выпущены 64, а в Mkuzi Game Reserve в 1966 году – 33 гепарда (Rowe-Rowe 1992). В первые 15 лет реинтродукцию и транслокацию проводили преимущественно парки ЮАР (n=10), где в совокупности было выпущено 207 гепардов. Другие страны начали практиковать подобные проекты значительно позже, не считая выпуска в 1970 году 30 гепардов в национальном парке Этоша (Du Preez 1970) в Намибии и 6 гепардов в 1973 году в парке Мозамбика (Purchase 2007). Количество особей на один парк в этот период варьировало от 6 до 51 (в среднем 21,5). С начала 90-х годов, кроме ЮАР (8 парков), переселение также провели: Зимбабве 1 парк в 1993-94гг. – 17 гепардов (Purchase 1998), Замбия 1 парк в 1994г. – 3 гепарда (Phiri 1996). В период 1980-1994гг. в выпусках участвовало от 2 до 18 (в среднем 9,6) гепардов. В этот период доля реинтродукции также была больше остальных типов переселения (рис.2).

В период 1995-2010гг. в ЮАР на территорию 41 парка был выпущено 85% (n=327) гепардов, в то время как в четырёх странах в 12 парках – 15% (n=58) гепардов (Намибия: 4 парка, 24 гепарда; Зимбабве: 3 парка, 16 гепардов; Ботсвана: 4 парка, 15 гепардов и ОАЭ: 1 парк, 3 гепарда). Значительно возросшее число парков объясняется вкладом начатой в ЮАР в 2000г.

программы «компенсация-переселение», в ходе которой за несколько лет на территорию 32 частных и 5 государственных парков был выпущен 281 гепард. (Marnewick et al. 2007). В один только парк Mkhuze Game Reserve в 1965 год было реинтродуцировано 33 гепарда, а за период 2000-2006 годов – 5 гепардов выпущены по программе реинтродукции, 4 – транслокации и 2 – пополнения. Однако в большинстве случаев реинтродукция гепардов происходила в небольших по площади (10-1000 км², в среднем 221 ± 35 км²) частных парках, в которые выпускалось по несколько (от 1 до 8) особей (1-42, в среднем 7.2 ± 1.27) (Lindsey, Davies-Mostert 2009c).

Рис.2



6.5 Источник животных. Наибольшее количество переселенных гепардов были отловлены в природе – 50,7% и 48,5% отловлены в природе, но выращены людьми (табл.1). В отчетах 70-х годов иногда источником происхождения гепардов указывается «неволя», однако, учитывая сложности с размножением этого вида, вероятнее всего имеются в виду особи, рождённые в природе и длительное время содержавшиеся в неволе. Например, к этой категории относятся 3 гепарда, попавшие в неволю в 3 месяца и в 2-летнем возрасте выпущенные в Kwalata Game Farm в Ботсване (Houser 2008). Однако уже к 1981 году в южноафриканском De Wildt было рождено 170 детенышей (Pettifer 1981b). Точно известно, что в переселении принимали участие 8 рожденных в неволе гепардов, из которых 2 рожденных в Karuma Cheetah Centre (Hoedspruit) были выпущены в парке Mthethomusha Game Reserve (ЮАР) в 1994 году (Ferguson 1993); 3 гепарда, рожденные в De Wildt выпущены в Timbavati Private

National Reserve, ЮАР в 1980 году (Pettifer H.L. 1981b) и 3 гепарда, рождённые в Breeding Centre for Endangered Arabian Wildlife in Sharjah, были перевезены в парк Sir Bani Yas Island (ОАЭ) в 2008 году (Kader 2011).

Из 360 особей, содержащихся в неволе в 5 организациях и принявших участие в переселениях (табл.1), De Wildt (ЮАР) в 1979 и 2000-х годах предоставил для переселения 307 (85,3%) гепардов в 40 парков ЮАР; Karana Cheetah Centre in Hoedspruit (ЮАР) в 1994 г. – 2 (0,5%) в один парк ЮАР; AfriCat (Намибия) в 1995-1998 годах предоставил для выпуска двум южноафриканским паркам 26 (7,2%) гепардов, CCF (Намибия) в 2004-2010 годах предоставил 22 (6,1%) особей 3 паркам и Breeding Centre for Endangered Arabian Wildlife in Sharjah (ОАЭ) в 2008г. – 3 (0,8%) гепардов одному парку ОАЭ.

6.6 Оценка успешности проектов. Оценку успешности проектов осложняют выпуск небольшого количества особей в некоторых парках (Lindsey, Davies-Mostert 2009c), отсутствие мониторинга животных (Rowe-Rowe 1992) либо недостаточный период времени наблюдений с момента выпуска до публикации результатов (см. Hayward et al. 2007b). В 90-х годах самыми продолжительными наблюдениями отличался проект в Phinda NRR (ЮАР), который охватил период с 1992 по 1999 год (Hunter 1999). Публикации по тем немногочисленным проектам, где мониторинг проводился, стали появляться в печати только к 2007 году (Hayward et al. 2007a). Поэтому для оценки успешности проектов уместно применить следующие определения:

долгосрочный успех – успешное размножение первого поколения и превышение естественного прироста по отношению к уровню смертности взрослых особей в течение 3-х лет после выпуска;

краткосрочный успех – копинг всех особей с окружающей средой, способность гепардов обоего пола: успешно охотиться (т.е. быть независимым от человека в плане источника пищи), социализироваться с конспецификами и размножаться. Для выпущенных самок с детенышами-подростками – успешное выращивание помета без потерь до возраста независимости; для самцов – способность основать и удерживать территорию в течение 1,5 лет после выпуска.

Следует учитывать, что в один и тот же парк в разные годы могли быть выпущены разные партии гепардов, но выпуск определенного года и только определенного количества животных оказывался успешным. Например, в Madikwe Game Reserve самка, выпущенная в 1996 году с 4 детенышами, через год отделилась от них, и эти детеныши оказались единственными выжившими через 2 года после выпуска. Наряду с этим 3 других выпуска в этом парке (1994, 1995 и 1998гг.), в которых участвовали 13 гепардов, оказались неудачными (Hofmeyr, Van Dyk 1998). Поэтому кроме успешности проекта-парка (далее парк) важно оценивать успешность выпущенных животных (из общего числа переселенных). Например, неудачным считается проект, в котором был единственный выпуск группы, из которой выживала только одна особь – например, в Lower Zambezi National Park в Замбии после выпуска 3-х самцов два погибли в первый же год, а последний выжил в течение 2 лет (Phiri 1996).

Всего из 65 парков успешными можно признать 23. При этом в *долгосрочном* плане успешными оказались 6 (9,2%), из которых 5 парков ЮАР: Suikerbosrand Nature Reserve (Pettifer et al. 1982); Phinda Resource Reserve (Hunter 1998), Pilanesburg National Park (Hofmeyr, Van Dyk 1998); Kwandwe Private Game Reserve (Bissett 2004); Samara Private Game Reserve (Hayward et al. 2007b) и один парк Зимбабве – Matusadona National Park (Purchase 1998). Успешными в *краткосрочном* плане из 65 были 17 (26%) парков. По доле успешных проектов (парков) по отношению к общему числу парков, где проходили выпуски, наиболее преуспевающими оказались Зимбабве – 3 (75%) из 4-х парков успешны, Намибия – 2 (40%) из 5-и, и ОАЭ – 1(100%). А в ЮАР только 11 (22,4%) из 49 парков провели успешные выпуски.

Тип переселения не влиял на успешность проекта. Так, из 6 успешных в *долгосрочном* плане проектов 1 парк осуществил реинтродукцию (Suikerbosrand N.R., выпущено 7 гепардов), 2 – транслокацию (Matusadona N.P., 17 и Kwandwe P.G.R., 11 гепардов), 1 – пополнение (Pilanesburg N.P., 17 гепардов) и еще в 2-х парках за реинтродукцией последовала транслокация (Phinda R.R. 9+6 гепардов) или пополнение (Samara P.G.R. 4+3 гепарда). Из 17 успешных в *краткосрочном*

плане проектов по 4 парка провели реинтродукцию, транслокацию, пополнение, еще 4 – по два типа переселения последовательно, и 1 парк – интродукцию.

Наличие других хищников влияло на общий успех проектов: из 37 парков, где обитали львы, гиены и леопарды, успешными были только 35% (n=13) парков. Из этих 13 парков в 5 парках из крупных хищников были только леопарды, а главные враги гепардов – львы и гиены отсутствовали. Возможно, именно это обстоятельство в совокупности с достаточной кормовой базой и адекватной количеству хищников территорией парков позволило гепардам успешно адаптироваться.

Успешность парков не зависела от источника происхождения выпускаемых гепардов, но успешность самих гепардов зависела от того, были ли они отловлены в дикой природе или выращены в неволе. Для выпуска в 12 (52,2%) из 23 успешных парков гепарды были отловлены в природе, для 10 (43,5%) парков – отловлены в природе, но выращены в неволе, и в 1 парке (4,3%) выпущены рожденные в неволе гепарды, то есть половина успешных парков получила животных из природы, а другая половина – из неволи. При этом из 210 успешно переселенных гепардов большая часть – 140 (66,6%) происходила из природы и меньшая – 70 (33,3%) особей из неволи. В итоге, проекты в парках, где выпускали гепардов из природы и из неволи, были одинаково успешными, но по количеству успешно адаптировавшихся животных более успешными были особи, рожденные и выросшие в естественной среде. Это подтверждает выводы предыдущих исследований (Marnewick et al.2009; Hayward et al. 2007b). Длительность нахождения в неволе не влияет на выживание гепардов (Marker et al. 2003a), но только при условии, что в переселении принимают участие поведенчески компетентные особи, т.е. обладающие полным набором качеств, облегчающих адаптацию. Кроме того, успешному выживанию таких гепардов способствует отсутствие других хищников (в 9 из 23 успешных парков). В случаях, когда на территории обитали также другие хищные, от них погибали взрослые гепарды и их детеныши (Hayward et al.2007a). Анализ

зафиксированных случаев хищничества переселенных гепардов (особенно от львов) позволяет заключить, что больше шансов выжить в новом месте имели коалиции самцов, а также самки, рожденные и выросшие в парке, где обитали другие хищники (Hunter 1998a). Например, южноафриканский парк Kwandwe (Bissett 2004), получил часть гепардов из парка Phinda, где они сосуществовали с львами (Hunter 1998a), а часть – с ферм провинции Limpopo, где хищников не было. В результате смертность компетентно-наивных гепардов оказалась выше, чем у гепардов из Phinda, поэтому для выпуска в парк, где есть львы и гиены, рекомендуется использовать гепардов из мест, где эти виды имели опыт сосуществования (Hayward et al. 2007a).

В каждом из парков, где проект прошел успешно, принимались во внимание ключевые факторы, обеспечившие успешность переселения, в том числе: большая территория парка (в некоторых случаях с густой растительностью), много доступной добычи, снижение численности львов и гиен (или их отсутствие), адекватное территории количество выпущенных гепардов и «мягкий» выпуск животных. На некоторых наработках, облегчающих процесс адаптации выпускаемых животных, следует остановиться подробнее.

VII. Технология выпуска

7.1 Передержка. С 1965 до 1992 года гепардов выпускали преимущественно жестким методом, и многие проекты терпели неудачи по причине травм и дезориентации животных после отлова и транспортировки (Hunter 1999). За указанный период из 17 парков только 3 (два из них успешные) применили передержку животных в вольерах, находящихся в пределах парка выпуска. Постепенно были разработаны принципы оптимальной конструкции, получившей название *бома* и рассчитанной на несколько особей (Atkinson, Wood 1995; Hunter 1995; Hofmeyr, Van Dyk 1998). Бома представляет собой вольер 200-320м в окружности, не имеющий углов, с ограждением 3,5-4 м в высоту, с верхним козырьком и с электроограждением по внутреннему периметру сетки: 3 провода с напряжением 700 Вольт натягиваются на высоте 0,3 м, 1,0 м и 2,5м от земли. Возможен «электропастух» из 4 параллельных земле проводов, из

которых 3 нижних проходят в 1м от земли для гепардов, которые «влетают» в сетку при выпуске из транспортной клетки (Hofmeyr, Van Dyk 1998). В самом парке высота ограждения при этом может быть 2,2 м высотой, но также с электроограждением (Hunter 1995). Сетка вкопана под землю на 1м в глубину или имеет нижний козырек на полметра, прикопанный и заложённый каменными блоками. В вольере сохранена естественная, разнообразная, в т.ч. густая растительность и предусмотрен источник воды. При этом снаружи и изнутри вольера по всему периметру прокладывается дорога – очищенная от растительности полоса, которая служит барьером для распространения возможного огня, человеку позволяет отслеживать целостность ограждения, а животному дает возможность скрыться от хищников. В таком вольере у группы от 3 до 4 гепардов не отмечалось стереотипного поведения (Atkinson, Wood 1995). Если планируется создание искусственной группы, помимо большого общего, строятся 2 дополнительных вольера, соединенные подъемными шиберами. Некоторые части сетки вольеров должны быть покрыты непрозрачным материалом для снижения риска травмирования животных при беге (Marnewick et al. 2009). Важно, чтобы во время подготовительного периода у животных не появилась ассоциация пищи с человеком, поэтому кормление в бомах производилось либо дистанционно с замаскированных мест с помощью вбрасывающей системы, перекидывающей тушу через ограждение, или из укрытия, в котором человек оставался невидимым для животных (Hayward et al. 2007a). Площадка для наблюдения также находится вне вольера. Бома должна находиться в глубине парка, ближе к главной дороге, и если есть туристы, оставаться недоступной для обзора публики (Atkinson, Wood 1995).

Переселение из знакомой местности в незнакомый район, вероятно, становится одним из сильнейших стрессорных факторов в процессе переселения животных, а период сразу после выпуска – решающим для обоснования в новом месте (Purchase 1998). Для адаптации и выживания гепардов всех возрастных групп критическими периодами были первые 3 месяца (Hunter 1999) и период между 20 и 40 месяцами после выпуска (Marnewick et al. 2009) – именно эти

периоды характеризуется повышенной смертностью. Передержка в боме ускоряет адаптацию животных к местным экологическим условиям и появлению других хищных и облегчает основание собственной территории. У гепардов, проводивших некоторое время в боме, снижалась степень проявления эффекта хоминга в отличие от животных, выпущенных непосредственно после транспортировки (Purchase 1998).

7.2 Подготовка к выпуску. Учитывая небольшое общее количество основателей новых популяций, для минимизации в них инбридинга для переселения рекомендуется использовать неродственных особей (Moritz 1999). Содержание перед выпуском в боме позволяет решить эту задачу путем формирования оптимальных для выпуска групп (в основном самцов), поскольку группе легче устанавливать и удерживать территорию (Caro 1994). Как показал многолетний опыт, такие группы могут быть созданы из взрослых неродственных незнакомых особей (Van Dyk 1997), отловленных в разных парках и странах (Hunter 1998a). Связи, установившиеся в предвыпускной период настолько прочны, что сохраняются после выпуска до гибели животных (Hunter 1995), а опыт социализации с неродственными особями облегчает самцам, потерявшим партнеров, впоследствии объединяться даже с другими дикими резидентными самцами, что наблюдалось в разных парках (Wilson 2006). Однако если член коалиции погиб сразу после выпуска, это может привести к гибели и оставшегося самца. Так, в парке Phinda (ЮАР), после гибели партнера самец через несколько дней скитаний оказался на территории двух самцов, с которыми встречался прежде, будучи членом коалиции. И если во время первой встречи обе пары провели 9 часов, сидя и наблюдая друг за другом с расстояния в 60м, после чего разошлись в разные стороны, то последняя встреча оказалась фатальной для одиночки – он был убит (Hunter, Skinner 1995). Возможно, самцы в природе присоединяются к коалициям, чтобы повысить свои шансы на основание территории (Hunter 1995). Поэтому особей, переживших сразу после выпуска серьезные потери и демонстрирующих интенсивные перемещения, рекомендуется отлавливать и предоставить новый шанс для

создания коалиции, поместив в бому с другим новым самцов или самцами (Hunter 1998b). Гепарды в группе чувствуют себя более уверенно и быстрее осваиваются (Hofmeyr, Van Dyk 1998), основывают и удерживают территорию (Caro 1994), поэтому формирование социальных связей в предвыпускной период повышает их шансы на выживание (Hunter 1999). Поскольку у социальных видов хищных недостаток социальной стабильности популяции приводит к повышению уровня смертности и перемещений (странствий) индивидов (Caro, Collins 1987; Stander 1990), выпуск групп может быть предпочтительнее, чем одиночных особей гепардов (Hunter 1998b).

7.3 Формирование группы. Во всех случаях объединению самцов предшествовал период, когда они находились в соседних вольерах, и после того, как животные начинали ложиться по обе стороны сетки рядом друг с другом и не демонстрировали признаков агрессии, шибер открывался. Объединение считалось успешным, если между животными не происходило борьбы за еду во время совместного кормления (Marnewick et al. 2009) и особи часто демонстрировали affiliативное поведение: взаимный груминг и игру.

Интересно, что совместное содержание нескольких разнополых особей в предвыпускной период в одном вольере позволяет самцам образовать коалиции и при этом не демонстрировать территориальность. Так, несколько отловленных в Намибии самцов в общем вольере предпочитали отойти в разные углы вольера и не проявляли желания конфликтовать с сожителями. Они по многу недель не метили вольер, даже когда с ними были самки. Поэтому даже было высказано предположение, что в неволе территориальность у самцов отсутствует. Образованию групп способствовал и режим кормления: раз в 3-4 дня гепардам давали тушу импалы или наялы, и уже через несколько дней совместное кормление способствовало образованию коалиции (Hunter 1995). В среднем процесс образования коалиции занимал 2 месяца (Hunter 1998a). В то же время отмечалось, что неродственные не знакомые самки, даже если демонстрировали affiliативное поведение в боме (взаимный груминг и совместное поедание пищи), после выпуска через некоторое время разделялись (Hunter 1995). Причин

разделения самок может быть несколько. Как и в случае самцов, индивидуальный опыт самок играет важную роль в установлении социальных связей с конспецификами – проводшие долгое время с матерью или однопометниками особи с наибольшей степенью вероятности смогут сосуществовать в группе. В некоторых случаях, на стремление самок разделиться могут оказывать влияние местные экологические условия. Так, при существовании на открытых пространствах легче добывать быстроногих копытных небольшого размера, для преследования которых применяется скоростная погоня. В то же время в зарослях выгоднее охотиться вместе на более крупную и медлительную дичь. Вероятнее всего, уровень аффилиативных взаимодействий, связанных с тактильным контактом этих самок был недостаточно высок для создания полноценной коалиции (Челышева 2010), которая с наибольшей степенью вероятности может быть создана из самок-однопометников. Это подтверждается, например, поведением пары сестер, выпущенных в южноафриканском парке Mthethomusha, которые не только не расставались, но если на короткий срок теряли визуальный контакт друг с другом, начинали издавать громкие дистантные призывные звуки (Ferguson 1993). Возможно, стремление находиться вместе с партнером усиливается в моменты стресса, вызывающие у особей чувство неуверенности.

7.4 Значение электроограждения. Важным элементом бомы является электроограждение, знакомство с которым впоследствии ограничивает передвижения хищных за границы заповедника (Linnell et al. 1997; Hunter 1998a; Hofmeur, van Dyk 1998; Hayward et al. 2007a; Houser 2008 и др.). Например, в парке Phinda (ЮАР) после содержания в боме с электросеткой по 6-8 недель, гепарды не делали активных попыток уйти из парка в отличие от гиен, леопардов, гиеновых собак и бородавочников, которые пролезали под ограждением, и некоторых леопардов, перелезавших через сетку сверху. Но это, вероятнее всего, свидетельствует о превышении допустимого переносимого объема парка (площадь 180 км²) (Hunter 1998b). Гепарды несколько раз покидали этот парк, но минуя электросетку и используя норы бородавочников или

открытые ворота; при этом некоторые самостоятельно возвращались в парк. (Hunter 1998b).

В некоторых парках (Pilanesberg N.P. и Madikwe G.R.) переселенные гепарды, особенно коалиции самцов, использовали сетчатое ограждение для заваливания крупных и тяжелых антилоп – куду, гну и водяных козлов, хотя делали это не так часто, как одна стая гиеновых собак в одном из этих парков (Hofmeyr, Van Dyk 1998).

7.5 Выпуск. В случае необходимости выпуска нескольких групп, некоторые авторы предлагают проводить выпуски последовательно в разных местах парка, поскольку это: 1) обеспечивает животных местом и временем, необходимым на основе домашней территории до проявления потенциальных негативных эффектов последующих выпусков и 2) снижает шансы новых переселенцев столкнуться с территориальными конспецификами вскоре после выпуска, поскольку для выпуска новых животных места предусматривались на землях, находящихся за пределами установленных домовых территорий других гепардов (Hunter 1999). Альтернативный подход основан на предоставлении животным равных шансов на установление территории, поскольку если количество самцов в коалициях будет превышать количество самцов-одиночек, шансы последних могут быть ниже, чем у коалиций. Исследования, проведенные в разных частях Африки, свидетельствуют о более высокой степени выживаемости самок по сравнению с самцами, что связывают с межсамцовой агрессией (Caro 1994). Например, в Lower Zambezi NP (Замбия) одной из причин гибели гепардов были конфликты с другими гепардами (Phiri 1996). Присутствие резидентных гепардов провоцировало передвижения переселенных особей на большие дистанции, особенно после драк с резидентными гепардами, даже если встречались члены двух равновеликих коалиций (например, по 3 самца, как в Suikerbosrand NR) (Pettifer et al. 1982). Более того, выпущенная в первую очередь коалиции могут впоследствии стать проблемными для новых переселенцев ввиду атак конспецификов. Так, коалиция из 3 самцов убила несколько гепардов в Madikwe GR (Marnewick et al. 2009); 2 самца в разное время были убиты одной

парой в Phinda RR (Hunter & Skinner 1995). Последовательный выпуск в течение 3-х лет нескольких групп гепардов в Kwandwe PGR, начиная с большой коалиции самцов (4.0), привел к гибели от этой коалиции 3-х гепардов: подростка-самца после отделения его от матери и взрослой самки (выпущенной через 2 года после коалиции) через 2 недели после её выпуска. Кроме того, члены коалиции из 3 самцов отнимали добычу у самки с детенышами чаще, чем это делали другие хищники. Тот факт, что для родов самки выбирали места, наиболее удаленные от львов и коалиций гепардов и находившиеся у границ парка, указывает на то, что избегание и львов и коалиций играли равную роль в выживании самок (Bissett 2004). По той же причине ошибочным считается последовательный выпуск в течение 4 лет десяти гепардов малыми группами (n=2,1,7) в заповеднике Shamwari (ЮАР, площадь 18,746 га) (Hayward et al. 2007a).

Даже если количество резидентных особей невелико, популяция может быть стабильной и приспособленной к местным экологическим условиям, и привнесение новых особей может привести к дисбалансу. Поэтому некоторые авторы считают приоритетным одновременный выпуск гепардов в разных частях парка, но большими группами (Hayward et al. 2007a). При этом количество выпускаемых особей должно быть адекватно условиям данного парка (как, например, в парке Matusadona (Зимбабве) с успешной транслокацией – 20 особей на 1370 км² (Purchase, Vhurumuku 2005). Предпочтителен также последовательный выпуск самок и затем самцов (Marnewick et al. 2009). Отсутствие обосновавшихся в парке коалиций на момент предполагаемого выпуска всех гепардов, снизит вероятность смертельного исхода в процессе исследования местности (Hunter 1998b).

VIII. Поведение выпущенных гепардов

8.1 Домашняя территория. При описании территориальности гепарда в литературе используют два понятия – *участок обитания* и *домашняя территория*. Первый применяется для гепардов, обитающих в странах южной

Африки за пределами охраняемых земель, где размер участков исчисляется сотнями и тысячами километров (Marker 2003), второй термин применим к гепардам, обитающим на огороженных территориях (в т.ч. этих же стран), где размер занимаемой животным территории лимитирован ограждением парка.

Согласно определению Бёрта, домашняя территория – это область, по которой передвигается особь для удовлетворения потребностей в питании, спаривании и заботе о потомстве (Burt 1943). Установлению территории у выпущенных животных предшествуют активные перемещения с целью ознакомления с местными условиями, важными для выживания, в том числе для определения наличия конспецификов, местонахождения источников воды и пищи, безопасных убежищ для выращивания молодняка и др. (Purchase 1998). На примере леопардов Hamilton (1981) описывает 4 стадии перемещения после выпуска: 1) *пост-выпускная* (post-release phase) – ориентация, рядом с местом выпуска, занимающая несколько дней, 2) *исследовательская* (exploratory movement phase) – длинные, непредсказуемые зигзагообразные перемещения с посещением предыдущих мест, 3) *стадия произвольного прямолинейного передвижения* (optional directional movement phase) – долговременное перемещение по прямой, в любом направлении, в том числе в сторону места поимки, 4) *обоснование* (settled phase) – снижение перемещения по определённой области, установление домашней территории. При этом количество стадий в каждом конкретном случае различно и зависит от конкретного животного (Hamilton 1981). Как показали наблюдения за гепардами, например, в парке Klaserie PNR (ЮАР, 1979г.), в перемещениях самки были 2 и 3 стадии, а у самцов – вторая, после чего наблюдения были не детальными (Kruger 1988). В парке Phinda В течение 2-х месяцев после выпуска отмечался хоминг, после чего самцы устанавливали территории (Hunter 1999).

В целом у территорий резидентных и переселенных гепардов есть сходства, но есть и принципиальные отличия. Общим является относительно небольшой размер территорий, предпочтение самками мест с более густой растительностью (Hunter 1998a; Broomhall et al. 2003) и выбор в зависимости от

доступности источников воды и пищи, наличия других хищников, а также от пола и возраста особей. У переселенных гепардов, кроме перечисленного, на выбор и размер домашней территории оказывали влияние также статус особей, их предыдущий опыт (в случае транслокации) и количество конспецификов в парке (Bissett, Bernard 2007; Orser 2009; Hunter 1995).

Ключевым отличием от резидентных гепардов, обитающих в парках, где популяция не была привнесена извне, является меньший размер территорий у переселенных самок, чем у самцов. Кроме того, у самок, успешно вырастивших пометы территории меньше, чем у самок, потерявших детенышей; у взрослых самцов меньше, чем у молодых независимых самцов; в присутствии других хищных территории самок меньше, чем в их отсутствие.

В парке Mkhuze GR (ЮАР) площадью 400 км², где львов не было, территории самок составляли 62-66 км², а у самцов варьировали от 93,9 км² у молодых независимых особей до 32,7 км² у взрослых (Orser 2009).

В парке Kwandwe PGR (ЮАР) площадью 240 км², где обитали также львы и пятнистые гиены, у самок с пометами домашняя территория составляла 11 км², а у одиночной самки – 65,6 км². (Bissett, Bernard 2007). Такое же соотношение наблюдалось в парке Matusadona NP (Зимбабве): молодой самец занимал наибольшую территорию (53,8 км²), при этом территория самки с детенышем (23,6 км²) несколько превышала территорию самого взрослого самца (11,3 км²) (Purchase 1998).

При небольшом размере парка самки использовали всю его площадь, а самцы – отдельные участки разного размера, причем за наиболее привлекательные участки самцы боролись и убивали друг друга (Hunter, 1998). Например, в Phinda NRR (ЮАР) площадью 180 км², где было выпущено 15 гепардов, в территориальных конфликтах коалиций погибли 4 самца (Hunter 1999), причиной чему был недостаток наиболее пригодных для обитания мест на фоне общего небольшого размера парка и присутствия львов.

8.2 Предпочитаемый тип местообитания. В разных частях Африки гепарды предпочитают различные биотопы (Bissett & Bernard 2007; Caro 1994; Marker et al. 2008; Kelley et al. 1998), что свидетельствует об их адаптивности.

При наличии других хищников самки гепардов (особенно с детенышами) предпочитали густую растительность в местах, максимально удаленных от гиен и прайдов львов (Purchase 1998), иногда на склонах возвышенных участков, где добычи было мало, а самцы выбирали открытые участки рядом с густой растительностью (Bissett, Bernard 2007). В отсутствие львов переселенные самки предпочитали высокотравье у границы с открытыми пространствами (Orser 2009). В некоторых парках при этом ядерная зона территории и самок и самцов могла находиться в открытых лугах (Hunter 1998a). Интересно отметить, что на открытых участках животные совершали больше охотничьих попыток, но с наименьшим успехом (например, 81 попытка и 27 успешных охот), в то время как в густой растительности охотились реже, но с большим успехом (из 39-20 успешных) (Bissett, Bernard 2007). Известно, что гепарды осваивают места с густой растительностью, но охотятся наиболее эффективно на открытых пространствах (Broomhall et al. 2003; Mills et al. 2004).

Поведение выпущенных гепардов расширяет границы знаний о виде, поскольку представляет элементы (или их отсутствие), несвойственные особям, выросшим в природе или в неволе. Так, например, в парке Kwandwe PGR самки не переносили пометы (Bissett, Bernard 2007), как это обычно делают (Laurenson 1994), что было связано, по-видимому, с обитанием преимущественно в густом буше, который обеспечивал надежное укрытие от хищников, плотность которых в этих местах была низкой. Исчезновение в кустарнике способствовало выживанию в случаях преследования другими хищниками (Hunter 1998a). Например, когда за самкой гепарда и ее детенышем-подростком погнались две львицы, семья разделилась и исчезла в густом буше, и львы прекратили погоню (Purchase 1998).

Было отмечено также, что в присутствии крупных хищных переселенные самки остаются с детенышами-подростками дольше, чем в парках, где хищников

нет. Например, в парке Suikerbosrand, где хищников не было, две самки отделялись от детенышей, которым исполнялось 16,5-17 месяцев, и те же самые самки после переселения их в парк Eastern Transvaal Loweld, где обитали львы и гиены оставались с детенышами более 19,5 месяцев (Pettifer et al. 1982).

8.3 Оптимальное количество основателей. Для создания самоподдерживающейся популяции рекомендуется использовать 20-30 успешно размножающихся особей, а в случае меньшего количества основателей – по прошествии некоторого времени производить пополнение популяции неродственными особями (Frankham 2009). Как уже отмечалось, в большинство парков (48 из 65) выпускались небольшие группы гепардов (до 8 особей), а дополнительные выпуски проходили в 22 из 65 парков, но в силу разных причин (небольшая площадь парка, мало основателей и др.) популяции редко превышали 20 особей. В 12 из 22 парков, где проходили дополнительные выпуски, переселения были успешными. Скоординированная работа нескольких проектов позволила некоторым паркам провести обмен животных: в 1995 году 2-х самцов, рожденных в Phinda от самки, привезенной в 1992 году из Намибии, отправили в Madikwe GR, а в Phinda поселили 2-х новых самцов (Hunter 1996). Таким образом, в небольших парках с одной стороны отслеживалось соотношение и количество видов, которые может поддерживать эта экосистема, а с другой стороны – делались попытки увеличить генетическое разнообразие популяции гепардов путем ввода новых особей.

8.4 Переносимый объем места и поведение гепардов. Анализ поведения выпущенных гепардов позволяет выделить следующие индикаторы превышения переносимого объема парка, свидетельствующие о перенаселении его хищниками (в частности гепардами):

1) *неизменное количество гепардов в течение нескольких лет*, как, например, в Matusadona N.P. (Зимбабве) на фоне ежегодной 20% смертности взрослых особей и вытеснения взрослыми гепардами, установившими свою территорию, подростков и молодых независимых особей за пределы парка на фермерские земли (Purchase 1998).

2) *пейсинг вдоль ограждения парка* (особенно коалиций самцов), как в Madikwe G.R. (Hofmeyr, Van Dyk 1998), в Phinda GR (Hunter 1998b) и в Suikerkop NR (Pettifer 1981b).

3) *локализация в пограничных областях парка* (Hofmeyr, Van Dyk 1998) или *сразу после выпуска обоснование около сетки*, граничащей с территорией другого парка. Например, в Kalahari GL, Намибия, где также были реинтродуцированы львы, гепардов в 71% случаев наблюдали в 100м от сетки, хотя они не предпринимали попыток пересечь ограждение и покинуть парк (Stander 2003).

4) *территориальные конфликты со смертельным исходом и каннибализм*. Известно, что у диких гепардов встречи коалиций с одиночными самцами на территории группы иногда заканчиваются гибелью одиночек (Caro 1994), однако случаи каннибализма у гепардов не описаны. Несмотря на то, что такое поведение наблюдалось в единственном парке, оно тем более заслуживает внимания, что его продемонстрировали переселенные из природы за 15 месяцев до инцидента особи. В парке Phinda R.R. (ЮАР) коалиция из 2 самцов во время преследования импала поймала на своей территории самца и убила его, удушая и одновременно терзая заднюю часть, после чего в течение 45 минут методично и агрессивно самцы нападали на тело, вырывая куски из задней части и гениталий. Один из самцов, начав слизывать вытекающую из ран кровь, постепенно вскрыл брюшную полость и еще 25 минут поедал тело, когда к нему присоединился второй. Самцы съели половину задней части туловища (Hunter, Skinner 1995).

5) *уход гепарда с территории парка*, даже в случае больших охраняемых областей (Hunter 1996).

б) *снижение поголовья некоторых видов естественной добычи хищных* (предпочитаемых гепардами объектов охоты). Из 23 парков, где реинтродукция гепардов была успешной, в четырех южноафриканских парках – Suikerbosrand N.R. (1975), Itala G.R. (1979), Pilanesberg N.P.(1981) и Phinda R.R. (1992) существенно снизилось количество копытных, на которых предпочитали охотиться гепарды. В частности, в первом из перечисленных парков за 2 года с момента выпуска в 1975-76 гг. популяция гепардов увеличилась втрое (с 8 до 24

особей), а количество спрингбоков и бонтебоков уменьшилось (Pettifer 1981c). В парке Phinda (ЮАР) переселенные гепарды также быстро превысили предельно допустимое количество (21 против 14 гепардов по расчету биомассы парка) и нанесли существенный урон некоторым видам копытных (Hunter 1998a). Проблема перенаселения была решена путем переселения части хищных: из первого из перечисленных парков через 3 года были отселены сначала 14 особей, а в 1980 году изъяты все; из третьего были изъяты 7 гепардов и оставлена одна коалиция из 3 самцов, которая дожила до 14-летнего возраста (Pettifer 1981a; Rowe-Rowe 1992; Hofmeyr & van Dyk 1998), а парка из Phinda в 1995 году были отселены несколько львов и гепардов (Hunter 1998a).

Предлагаемые решения проблемы перенаселения хищниками варьируют от их контрацепции (Orford & Perrin 1988), стерилизации (Hayward et al. 2007a) или переселения хищных (Hunter 1998a) до объединения частных природоохранных зон в единую область. Объединение территорий, как в случае провинции Eastern Cape в ЮАР, рассматривается как оптимальное решение, поскольку на фоне сохранения индивидуальной прибыли владельцев от туризма, произойдет снижение общих затрат на обслуживание территории, а демонтаж внутреннего ограждения парков позволит продолжаться естественному эволюционному процессу (Hayward et al. 2007b). Более того, ценность реинтродукции в целях сохранения редких видов на территории маленьких изолированных парков без их объединения представляется сомнительной (Hunter 1998a).

8.5 Выбор добычи. Известно, что гепарды охотятся на виды самого разного размера – от грызунов до крупных копытных (Marker 2003), и в то же время в определенном месте обитания могут отдавать предпочтение какому-либо одному определенному виду (Mills 1991) даже если он не самый многочисленный и превышает средние размеры. Так, в южной части Kalahari в рацион гепардов входили большеухие лисицы (*Otocyon megalotis*), голубые гну, при том, что предпочитаемым видом был спрингбок (Mills 1984) или другие виды небольшого или среднего размера, как, например, импала (Broomhall 2001), газель Томпсона

(Caro 1994) или стенбок (Marker 2003). При этом самцовая коалиция может охотиться и на более крупную дичь (включая взрослых куду и зебр), но самки предпочитают копытных меньшего размера (Broomhall 2001; Caro 1994). Вместе с тем, в тех областях Намибии, где потенциальные клептопаразиты были редки или отсутствовали, гепарды охотились на более крупную дичь, чем гепарды, обитавшие в одних областях с крупными хищниками в Восточной Африке (McVittie 1979).

Переселенные гепарды обоего пола, независимо от наличия в парке других хищников, не только приспособились к охоте на виды, иногда в 2 раза превышающие их по весу (куду, водяной козел, бонтебок, ньяла, бурчеллова зебра, канна), но в некоторых случаях сделали крупную (более 60-65кг) дичь наиболее предпочитаемой. Так, если в Matusadona N.P. (Зимбабве) гепарды отдавали предпочтение импалам (Purchase, du Toit 2000), то в Phinda R.R. (Hunter 1998a) и Suikerbosrand Nature Reserve (Pettifer 1981b) основным объектом охоты были два вида – ньяла и бонтебок, а в парке Kwandwe PGR – куду (Bisset 2004). Причем особенно ярко это предпочтение проявлялось в Kwandwe PGR у коалиции, которая в ряде случаев во время охоты на куду не обращала внимания на большие стада находящихся поблизости импал (Bisset 2004). Успешно на крупных копытных охотилась также самка в парке Klaserie P.N.R. (Kruger 1988). Все перечисленные парки относятся к успешно осуществившим переселения, что свидетельствует об успешной адаптации выпущенных в них особей.

Следует отметить, что на выбор добычи после выпуска оказывает влияние основной вида корма в предвыпускной период. Так, если в боме гепардам предлагали импал, то и после выпуска они предпочитали этот вид антилоп (Atkinson, Wood 1995). Возможно, привыкание к корму в период нахождения в неволе способствует формированию предпочтения и отчасти объясняет способность гепардов в разных парках впоследствии успешно охотиться на крупных копытных. Однако это возможно, только если животные обладают охотничьими навыками. В отчете du Preez (1970) о кормлении и выпуске 30-и гепардов в 1970 году в парке Этоша (Намибия) указано, что группы гепардов (по

8 особей, знакомых друг с другом до прибытия в предвыпускной вольер) кормили застреленными сернобыками, гну, спрингбоками и зебрами. Мониторинга за животными после выпуска не проводили, поэтому невозможно проследить судьбу всех особей, однако в отчете есть упоминание о том, что через 4 месяца после выпуска в парке видели гепарда в очень плохом состоянии, охотившегося на зайца. Возможно, гепарды происходили из неволи и не умели охотиться, поэтому не могли питаться ни крупными копытными, которыми их кормили перед выпуском, ни переключиться на средних по размеру импал или более мелких антилоп.

В литературе есть редкие упоминания о том, что гепарды убивали, но не поедали мелких хищных, например, шакалов (Pienaar 1969). Любопытно, что в фекальных пробах гепардов обоего пола, переселенных в парк Kwandwe PGR, находили следы чепрачных шакалов, которых в парке было большое количество (Bisset 2004). Возможно, такое поведение связано с межвидовой конкуренцией за пищевые ресурсы или территорию.

Когда наиболее количество многочисленной (или предпочитаемой) добычи сокращается, гепард может переключиться на следующий вид и дать тем самым уменьшившейся популяции восстановиться. В некоторых случаях заселение гепардов может даже способствовать сохранению копытных. Так, в Rietvlie Nature Reserve (ЮАР), где поголовье импал год от года сокращалось по причине того, что каракалы и шакалы охотились преимущественно на ягнят, после выпуска в парк 2-х гепардов (из De Wildt Cheetah Center) поголовье постепенно стало увеличиваться. Гепарды охотились на взрослых особей импал, но поедали туши не полностью, в результате чего другим хищникам была предоставлена возможность получать питание без энергозатрат на охоту (Herring 2008).

8.6 Суточная активность и охотничье поведение. Гепард считается дневным хищником, максимальная активность которого приходится на ранние утренние и ранние вечерние часы, хотя известны случаи, когда под влиянием местных температурных условий (как, например, в Калахари), гепарды могут перейти на ночной образ жизни (Labuschagne 1981). В рассматриваемых нами некоторых

парках, независимо от наличия в них других хищных, переселенные гепарды оставались активными в ночное время. Например, в Lower Zambezi NP (Замбия) 3 самца передвигались ночью по 8-9 км (Phiri 1996), в Kwandwe P.G.R. (ЮАР), гепарды охотились в темноте, причем из 19 успешных охот 14 произошли ночью и 5 ранним утром (Bisset 2004). В парке Klaserie PNR (ЮАР) активность гепардов наступала после 17.00 и продолжалась до 9.00 (Kruger 1988). Преимуществом ночной охоты может быть тот факт, что жертвы гепардов ведут дневной образ жизни и в темноте малоактивны.

Выросшие в неволе гепарды постепенно способны обучиться охоте, чему во многом способствует групповое их содержание. Так, 5 самцов, выращенных в CCF и выпущенных в NamibRand NR (Намибия) самостоятельно отработали методику совместной охоты на молодых ориксов и других крупных копытных (Marker 2009). В Timbavati PNR трое братьев, выращенных в неволе, отработали тактику совместной охоты на жирафят с четким разделением обязанностей. На первом этапе все трое гнали группу жирафов, после чего один самец (всегда один и тот же) продолжал гнать стадо, пока 2 других сосредоточивались на жирафёнке: один пятым когтем цеплял детеныша за крестец и валил, а другой наваливался сверху на плечо и таким образом два брата вместе заваливали жирафенка. Когда детеныш оказывался на земле, второй гепард (всегда один и тот же) душил его, сдавливая шею высоко под челюстью, где трахея наиболее доступна. Из 12 попыток загнать жирафят 5 охот завершились успешно. Эта коалиция пробовала силы на различных видах – 21 раз неудачно охотились на гну, 13 – на зебр, причем их не останавливали даже травмы. Но после единственной травмы от буйвола они потеряли интерес к этому виду (Pettifer 1981b).

Известно, что в местах присутствия крупных хищников (например, в восточноафриканских парках с преобладанием открытых ландшафтов) гепарды стараются как можно быстрее съесть наибольшую часть добычи до прихода конкурентов и редко имеют шанс полностью утилизировать тушу (Caro 1994). Переселенные гепарды (независимо от пола, социального и репродуктивного

статуса и источника происхождения) во многих парках (в присутствии или отсутствии других хищников) проводили больше времени у жертвы и неоднократно возвращались к еде (даже на следующий день) – поведение не свойственное резидентным диким гепардам в тех же парках. Такое поведение наблюдалось в: Kwandwe PGR (Bisset 2004); Phinda R.R. (Hunter 1998a); Timbavati PNR (Pettifer 1981b); Klaserie PNR (Kruger 1988). Причин у этого явления может быть несколько и в каждом конкретном случае – свое возможное объяснение. В некоторых парках, где прошли успешные переселения, такому поведению способствовал густой кустарник, обеспечивающий укрытием от конкурентов. Такое поведение в Kwandwe PGR связывали с тем, что общее количество других хищников в парке было невелико, и клептопаразитизм фиксировался крайне редко (Bisset 2004). Поведение гепардов в Timbavati PNR объясняли тем, что выращенные в неволе гепарды не испытывали пищевой конкуренции от падальщиков или других хищников (Pettifer 1981b). Вероятнее всего, в основе долгосрочного процесса поедания добычи лежат оба перечисленных аспекта – выращенным в неволе гепардам свойственно возвращаться к остаткам еды, даже когда от нее остается единственная кость. Кормление групп гепардов в предвыпускной период раз в несколько дней целыми тушами и отсутствие хищников могло способствовать выработке привычки возвращаться к еде без опасения ее лишиться.

Подобное поведение наблюдалось у гепардов, с 3-месячного возраста выращенных в неволе и освоивших самостоятельную охоту в период нахождения в боме. После 3-ей самостоятельной охоты в вольере 20x40м они стали прикапывать жертву травой и ветками и сохранили эту привычку после выпуска в 100 га вольер. При этом возвращения к жертве наблюдались первые 1,5 месяца (Houser 2008).

Важно отметить, что в природе наблюдались редкие случаи, когда молодые гепарды возвращались к жертве более чем через 5 часов после того, как оставили ее, насытившись (Burney 1980). Редко видели и как взрослые особи (Адамсон 1983) или детеныши-подростки (Burney 1980) по окончании еды

закапывали остатки туши. Очевидно, в каждом случае гепарды выбирали для себя оптимальную модель поведения, способствующую выживанию.

8.7 Собственный опыт гепардов и взаимоотношения с человеком. К сожалению, ряд проектов окончился неудачей по причине выпуска неподготовленных выросших в неволе животных. Не боявшиеся людей, не обладавшие навыками охоты, такие особи быстро теряли форму по причине голода, поскольку выбирали неподобающую по размерам дичь, либо выходили за пределы парка и нападали на более доступный домашний скот и где, как правило, погибали. Так, 3 брата в Timbavati PNR пытались охотиться на буйвола, не боялись людей, поэтому дважды заходили в жилища и поедали кур местного населения (Pettifer 1981b). Выпущенная в Mthethomusha GR пара 2-летних сестер была абсолютно неопытна и не приспособлена к самостоятельной жизни. Самки пытались охотиться на импал и крупную (ньяла) дичь в густом буше, но так и не смогли освоить приемы охоты, поэтому оказались в полной зависимости от человека в плане еды. Они охотились на ящериц и подходили в поисках пищи к тур-машинам, но политика проекта была не кормить гепардов в присутствии туристов, хотя плачевное состояние животных было очевидно. Самки провели в парке всего 2 недели: одна была убита и съедена гиенами, а вторая через 3 дня после этого была найдена около ворот парка рядом с ренджерским постом очень голодной, пыльной, встревоженной и зовущей сестру (Ferguson 1993).

В редких случаях самостоятельно охотящихся гепардов приходилось подкармливать, если они временно оказывались не способными к охоте. В Madikwe ручной самец вскоре после выпуска стал хромать и поскольку не мог охотиться, его начали кормить. Отсутствие страха перед человеком привело его в туристический лагерь, где он начал гоняться за некоторыми сотрудниками. Через 3 месяца после выпуска самца отловили и передали в De Wildt Cheetah and Wildlife Center (Hofmeyr & Van Dyk 1998). В Kwandwe PGR подкармливали оголодавшую самку, растившую 4-х детенышей (Hayward et al. 2007a). В Bellebenno GC (Намибия) 3-х неопытных сестер подкармливали в надежде на их самостоятельную охоту, и после неоднократных попыток поймать дукера или

орикса, на 9-й день они совершили первую удачную охоту. С этих пор подкармливание прекратили – за 118 дней из 150 охотничьих попыток 63 были успешными (Marker 2010).

Человеческая деятельность является одной из основных причин смертности выпущенных гепардов: одни погибали в силках, другие – в дорожных авариях и отстрелах при нападении на скот, когда выходили за пределы ненадежно огороженных парков (Hunter 1998a). Выращенные человеком особи оказываются в группе риска. Вероятно, индивидуальные особенности гепардов позволяли одним особям быстрее осваиваться в новом месте и приспособлять навыки охоты к новым видам жертв, в то время как другим это оказывалось сделать труднее.

IX. Вопросы генетики в свете переселения гепардов

Последние генетические исследования показали, что гепарды северо-восточной Африки (*Acinonyx jubatus. soemmerringii*), южной Африки (*A. j. jubatus*) и гепарды Азии (*A. j. venaticus*) представляют географически долгосрочно изолированные группы с независимой эволюционной историей. В странах южной части Африки, где проходили проекты по реинтродукции и транслокации, переселяемые гепарды принадлежали к одному подвиду (*A.j. jubatus*) (Charruau et al. 2011), и при общей достаточно высокой численности (Marker 2003) их перемещение в пределах нескольких соседних стран не выходило за пределы подвидового ареала. В случае предполагаемой реинтродукции в места исторического ареала в Азии (в частности в Индии) находящегося на грани вымирания малочисленного азиатского подвида, считается, что оставшаяся в Иране популяция не выдержит изъятия особей (Charruau et al. 2011). В то же время северо-восточноафриканские и южноафриканские гепарды обладают достаточной генетической изменчивостью, чтобы рассматриваться как независимые популяционные источники животных для реинтродукции. В связи с этим при выборе источника животных авторы предлагают исходить не столько из вопросов таксономии, сколько из таких

критериев, как экология, поведение и жизнеспособность особей (Charruau et al. 2011).

Х. Заключение

Реинтродукция гепарда – один из наиболее дискутируемых в настоящее время вопросов в плане сохранения вида. Многочисленные попытки переселений, предпринятые в последние десятилетия, и освещение наработанного опыта в печатных изданиях свидетельствуют о том, что для достижения даже краткосрочного успеха необходим комплексный подход с привлечением разноплановых интеллектуальных и финансовых ресурсов. Учитывая стремительное сокращение численности гепарда в природе, любой проект должен быть, прежде всего, ориентирован на благополучие животных. В особенности это касается диких популяций – если животных планируется изымать из природы, важно, чтобы это не нанесло урон донорской популяции и не сказалось негативно на переселяемых животных. Альтернативой отлову может быть использование животных, рожденных в зоопарках и питомниках. Однако при этом необходимо учитывать, что особи из популяций, представленных многими поколениями в неволе, обладают пониженной адаптивностью к природным условиям (Frankham 2009). Возможно, наилучшим вариантом могла бы стать программа с участием гепардов, отловленных в природе после достижения возраста независимости и транспортированных в места предполагаемого выпуска с подготовительным периодом содержания в боме. Преимущества такой программы очевидны: животные из природы обладают всеми необходимыми для выживания навыками, в т.ч. охотничьими (дичь в основе рациона, независимость от человека в плане питания), избегания врагов и социализации. В предвыпускной период животные получают возможность познакомиться с теми видами жертв, на которые им предстоит охотиться в месте выпуска, и при необходимости – с конспецификами для формирования групп. При наличии больших территорий одновременный выпуск максимального количества гепардов в нескольких группах облегчает их адаптацию на новой территории, поскольку исключает территориальный

конфликт между резидентными и новыми особями. В любом случае программа должна учитывать все перечисленные в данном материале экономические, экологические, биологические и организационные составляющие проекта.

Благодарность. Автор выражает глубокую благодарность д.мед.н. Михайлову А., доценту Åbo Akademi University, Turku (Финляндия) и Холоденко И., создателю сайта «Пятнистый ветер» (<http://gepard.org>) за всестороннюю поддержку и предоставление ценных материалов для работы над статьей.

Список литературы

- Адамсон Дж.1983. **Пятнистый сфинкс. Пиппа бросает вызов.** М.:Мир. 368с.
- Челышева Е.В. **Принципы содержания и разведения гепарда (*Acinonyx jubatus*) в зоопарках и питомниках.** //Содержание и разведение млекопитающих редких видов в зоопарках и питомниках. Сборник ЕРАЗА, Московский зоологический парк, М. 2010. С.158-190
- Armstrong D.P., Seddon P.J. 2007. **Directions in reintroduction biology.** Trends in Ecology and Evolution. Vol.23 No.1. pp.20-25.
- Atkinson M. W., Wood, P. 1995. **Re-introduction of cheetah in Matusadona, Zimbabwe.** Cat News 23: 15
- Beck B.B., Rapaport L.G., Stanley Price M.R., Wilson A.C., 1994. **Reintroduction of captive-born animals.** In: Olney, P.J.S., Mace, G.M., Feistner, A.T.C. editors. Creative Conservation: Interactive Management of Wild and Captive Animals. Chapman and Hall, London, pp. 264–386
- Bissett C. 2004. **The feeding ecology, habitat selection and hunting behaviour of re-introduced cheetah on Kwandwe Private Game Reserve, Eastern Cape Province.** MSc. Thesis. Rhodes University.
- Bisset C., Bernard R.T.F. 2007. **Habitat selection and feeding ecology of the cheetah (*Acinonyx jubatus*) in thicket vegetation: is the cheetah a savanna specialist?** Journal of Zoology. 271, 310-317.
- Brambell M. R. 1977. **Reintroduction.** Int. Zoo Yearb. 17:112-116

- Breitenmoser U. 2002. **Feasibility study on cheetah re-introduction in Turkmenistan.** Cat News:13-15
- Breitenmoser U., Breitenmoser-Wursten C., Carbyn L.N., Funk S.M. 2001. **Assessment of carnivore reintroductions.** In: Carnivore Conservation Edited by J.L. Gittleman, S.M. Funk, D.W. Macdonald, R.K. Wayne. Cambridge University Press and Zoological Society of London, Cambridge, UK.pp.241–280.
- Broomhall L. S. 2001. **Cheetah *Acinonyx jubatus* ecology in the Kruger National Park: a comparison with other studies across the grassland-woodland gradient in African savannas.** M.Sc. thesis, University of Pretoria
- Broomhall L.S., Mills M.G.L., du Toit J.T. 2003. **Home range and habitat use by cheetahs (*Acinonyx jubatus*) in the Kruger National Park.** Journal Zoology. London, No 261. – P. 119-128.
- Burney D.A. 1980. **The effects of human activities on cheetah (*Acinonyx jubatus Schr.*) in the Mara region of Kenya:** M.Sc. thesis / University of Nairobi. – Nairobi, Kenya. 219 P.
- Burt W.H. 1943. **Territoriality and home range concepts as applied to mammals.** Journal of Mammology: 24, 346-352
- Caro T.M. 1994. **Cheetah of the Serengeti plains: group living in an asocial species.** Chicago: University of Chicago Press
- Caro T.M., Collins D.A. 1987. **Male cheetah social organization and territoriality.** Ethology 74: 52-64
- Charruau P., Fernandes C., Orozco-Terwengel P., Peters J., Hunter L., Ziaie H., Jourabchin A., Jowkar H., Schaller G., Ostrowski S., Vercammen P., Grange T., Schlötterer C., Kotze A., Geigl E-M., Walzer C., Burger P.A. **Phylogeography, genetic structure and population divergence time of cheetahs in Africa and Asia: evidence for long-term geographic isolates.** Molecular Ecology (2011) 20, 706–724
- Chelysheva E. 2004. **A New Approach to Cheetah Identification.** CAT NEWS, IUCN/CSG. № 41. P.27-29

- Clubb R., Mason G., 2003. **Captivity effects on wide-ranging carnivores.** *Nature* 425, 473–474.
- Du Preez J. S. 1970. **Report on the feeding and release of 30 cheetah in Etosha.** Namibian Nature Conservation Report N 50/7/3 (unpublished). 9 p.
- Ferguson M. 1993. **Introduction of cheetah into Mthethomusha Game Reserve, South Africa.** In: *International Cheetah Studbook*
- Fischer J., Lindenmayer D.B., 2000. **An assessment of the published results of animal relocations.** *Biol. Conserv.* 96, 1–11
- Frankham R. 2009. **Genetic Considerations in Reintroduction Programmes for Top-Order, Terrestrial Predators** In: *Reintroduction of Top-Order Predators*, 1st edition. Edited by M. Hayward and M. Somers. 2009 Wiley-Blackwell Publishing, Oxford
- Georgiadis N., Ihwagi F., Olwero J., Romañach S. 2007. **Savanna herbivore dynamics in a livestock-dominated landscape: II.** Conservation and management implications of predator restoration. *Biological Conservation* 137, 473–483
- Griffith B., Scott J.M., Carpenter J.W., Reed C. 1989. **Translocation as a species conservation tool: status and strategy.** *Science*, 245, 477–480
- Griffin A.S., Blumstein D.T., Evans C.S. 2000. **Training Captive-Bred or Translocated Animals to Avoid Predators.** *Conservation Biology*, Vol.14, No.5. Pp. 1317-1326
- Gusset M., Slotow R., Somers M.J. 2006. **Divided we fail: The importance of social integration for the re-introduction of endangered African wild dogs (Lycaon pictus).** *Journal of Zoology, London* 270, 502–511
- Gusset M., Ryan S.J., Hofmeyr M., Van Dyk G., Davies-Mostert H.T., Graf J.A., Owen C., Szykman M., Macdonald D.W., Monfort S.L., Wildt D.E., Maddock A.H., Mills M.G.L., Slotow, R., Somers M.J. 2008. **Efforts going to the dogs? Evaluating attempts to re-introduce endangered wild dogs in South Africa.** *Journal of Applied Ecology*, 45, 100-108

- Hamilton P.H. 1981. **The leopard and the cheetah in Kenya: Ecology, status, conservation and management.** A report for the U.S. Fish and Wildlife Service, African Leadership Foundation and the Government of Kenya
- Hayward M.W. 2005. **Lessons from South Africa.** Nature 28(6): 80
- Hayward M.W., Hofmeyr M., O'Brien J., Kerley G.I.H. 2006. **Prey preferences of the cheetah *Acinonyx jubatus*: Morphological limitations or the need to capture rapidly consumable prey before kleptoparasites arrive?** Journal of Zoology, London 270, 615–627
- Hayward M. W., Adendorff J., O'Brien J., Sholto-Douglas A., Bissett C., Moolman L. C., Bean P., Fogarty A., Howarth D., Slater R., Kerley G. I. H. 2007a. **Practical Considerations for the Reintroduction of Large, Terrestrial, Mammalian Predators Based on Reintroductions to South Africa's Eastern Cape Province.** The Open Conservation Biology Journal 1: 1-11
- Hayward M.W., Adendorff J., O'Brien J., Sholto-Douglas A., Bissett C, Moolman L.C., Bean P., Fogarty A., Howarth D., Slater R., Kerley G.I.H. 2007b. **The reintroduction of large carnivores to the Eastern Cape, South Africa: an assessment.** 2007 FFI, Oryx, 41(2), 205–214
- Hayward M.W, O'Brien J., Kerley G.I.H. 2007c. **Carrying capacity of large African predators: predictions and tests.** Biol.Conserv; 139: 219-229
- Herring K.S. 2008. **Scatology as non-invasive tool for conservation of cheetah (*Acinonyx jubatus* Von Schreber, 1775) in South Africa.** Msc.Thesis University of Pretoria. 84pp.
- Hofmeyr M, van Dyk G. 1998. **Cheetah introductions to two north-west parks: case studies from Pilanesburg National Park and Madikwe Game Reserve.** In: Cheetahs as Game Ranch Animals. Edited by Penzhorn BL. Onderstepoort, South Africa.: Wildlife Group of the South African Veterinary Association; 1998; 60-71
- Houser A.M. 2008. **Spoor density, movement and rehabilitation of cheetahs in Botswana.** Msc Thesis, University of Pretoria. 120pp.

- Hunter L.T.B. 1995. **The re-introduction of cheetahs into Phinda Resource Reserve**, northern Natal, South Africa Pretoria: Mammal Research Institute. 7 p.
- Hunter L.T.B. 1996. **Secondary re-introductions of large cats in South Africa**. *Cat News*:14
- Hunter L.T.B. 1998a. **The behaviour and ecology of reintroduced lions and cheetahs in the Phinda Resource Reserve, northern KwaZulu-Natal, South Africa**. Ph.D. Thesis, Mammal Research Institute, University of Pretoria, 205pp.
- Hunter L.T.B. 1998b. **Early post-release movements and behaviour of re-introduced cheetahs and lions, and technical considerations in large carnivore restoration**. *Cheetahs as Game Ranch Animals*. (ed. B.L. Penzhorn), Wildlife Group of the South African Veterinary Association, Onderstepoort. pp. 72–82.
- Hunter L.T.B. 1999. **Large felid restoration: Lessons from the Phinda Resource Reserve, South Africa, 1992-1999**. *Cat News*. pp.20-21
- Hunter L.T.B, Skinner J.D. 1995. **A case of cannibalism in male cheetahs**. *African Journal of Ecology*. 33: 169-171.
- IUCN 2001. **IUCN Red List Categories and Criteria: Version 3.1**. IUCN, Gland Switzerland and Cambridge, UK[http://www.redlist.org/info/categories_criteria2001.html, accessed 16 February 2007])
- IUCN 1998. **Guidelines for Re-introductions**. Prepared by the IUCN/SSC Re-introduction Specialist Group. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
- Johnson S, Mengersen K, de Waal A, Marnewick K, Cilliers D, Houser AM, Boast LK. 2010. **Modelling cheetah relocation success in southern Africa using an Iterative Bayesian Network Development Cycle**. *Ecological Modeling* 221:641-651
- Jule K. R., Leaver L. A., Lea S. E. G. 2008. **The effects of captive experience in reintroduction survival in carnivores: a review and analysis**. *Biological Conservation*. 141(2): 355-363
- Kader, Binsal Abdul. 2011. **Rewilding of Cheetahs a big success in Sir Baniyas Island**. *gulfnews.com*. January 1, 2011

- Kelly M.J., Laurenson M.K., Fitzgibbon C.D., Collins D.A., Durant S.M., Frame G.W., Bertram B.C.R., Caro T.M. 1998. **Demography of the Serengeti cheetah (*Acinonyx jubatus*) population: the first 25 years.** J. Zool. London. 244, 473–488
- Kleiman D.G. 1989. **Reintroduction of captive mammals for conservation. Guidelines for reintroducing endangered species into the wild.** *BioScience* Vol. 39. No.3. pp. 152-161
- Klein R. 2007. **Status Report for the Cheetah in Botswana.** Cat News Special Issue 3. Pp.14-21
- Kruger J.E. 1988. **Interrelationships between the larger carnivores of the Klaserie Private Nature Reserve, with special reference to the leopard *Panthera pardus* (Linnaeus, 1758) and the cheetah *Acinonyx jubatus* (Schreber, 1775).** MSc thesis, University of Pretoria.
- Labuschagne W. 1981. **Aspects of Cheetah Ecology in the Kalahari Gemsbok National Park: 36th Annual Conference Int. Assoc. Zoo Directors.** – Washington, D.C.
- Laurenson M.K. 1994. **High juvenile mortality in cheetahs (*Acinonyx jubatus*) and its consequences for maternal care.** Journal of Zoology 234: 387-408
- Lindsey P.A., du Toit, J., Mills M.G.L. 2005. **Attitudes of ranchers towards African wild dogs *Lycaon pictus*: Conservation implications for wild dogs on private land.** Biological Conservation 125, 113–121
- Lindsey P.A., Roulet P., Romañach S. 2007. **Economic and conservation significance of the trophy hunting industry in sub-Saharan Africa.** Biological Conservation 134, 455–469
- Lindsey P.A., Davies-Mostert H.T. (editors). 2009a. **South African Action Plan for the Conservation of Cheetahs and African Wild Dogs.** Report from a National Conservation Action Planning Workshop, Bela Bela, Limpopo Province, South Africa, 17-19 June 2009
- Lindsey P., Marnewick K., Davies-Mostert H., Rehse T., Mills M.G.L., Brummer R., Buk K., Traylor-Holzer K., Morrison K., Mentzel C., Daly B. (editors). 2009b. **Cheetah (*Acinonyx jubatus*) Population Habitat Viability Assessment**

Workshop Report. Conservation Breeding Specialist Group
(SSC/IUCN/CBSG Southern Africa. Endangered Wildlife Trust

- Lindsey P.A., Romañach, S.S. and Davies-Mostert, H.T. 2009c. **A Synthesis of Early Indicators of the Drivers of Predator Conservation on Private Lands in South Africa.** In: Reintroduction of Top-Order Predators, 1st edition. Edited by M.W. Hayward and M.J. Somers. 2009 Blackwell Publishing. Pp.321-344.
- Linnell J.D.C., Aanes R., Swenson J.E., Odden J., Smith M.E. 1997. **Translocation of carnivores as a method for managing problem animals: A review.** Biodiversity and Conservation 6, 1245–1257
- Marnewick K., Beckhelling A., Cilliers D., Lane E., Mills M.G.L., Herring K., Caldwell P., Hall R., Meintjes S. 2007. **The status of the Cheetah in South Africa.** In: Breitenmoser, C. & Durant, S. (Eds). The Status and Conservation Needs of the Cheetah in Southern Africa. Cat News Special Edition
- Marnewick K., Matt W. Hayward Deon Cilliers, Somers M.J. 2009. **Survival of cheetahs relocated from ranchland to fenced protected areas in South Africa.** In: Reintroduction of Top-Order Predators, 1st edition. Edited by M. Hayward and M. Somers. Wiley-Blackwell Publishing, Oxford. Pp.282-306.
- Marker L.L. 2003. **Aspects of Cheetah (*Acinonyx jubatus*) Biology, Ecology and Conservation Strategies on Namibian Farmlands:** PhD. dissertation, University of Oxford. - UK, Oxford,.- 475p
- Marker L. 2005. **Conservation of the Cheetah in Namibia.** Cheetah Conservation Fund. Annual Progress report. Otjiwarongo, Namibia
- Marker L. 2007. **Conservation strategy for the long-term survival of the cheetah.** Cheetah Conservation Fund. Year End Report 2007. Otjiwarongo, Namibia
- Marker L. 2009. **Conservation strategy for the long-term survival of the cheetah.** Cheetah Conservation Fund. Year End Report 2009. Otjiwarongo, Namibia
- Marker L. 2010. **Cheetah Conservation Fund 2010 Progress report.** Namibia
- Marker, L.L., Dickman, A.J., Jeo, R.M., Mills, M.G.L. & Macdonald, D.W. 2003a. **Demography of the Namibian cheetah, *Acinonyx jubatus jubatus*.** Biological Conservation 114, 413–425

- Marker L., Mills M.G.L., Macdonald D. 2003b. **Factors influencing perceptions of conflict and tolerance toward cheetahs on Namibian farmlands.** Conservation Biology 17:1290–1298
- Marker L., Dickman A., Wilkinson C., Schumann B., Fabiano E. 2007. **The Namibian Cheetah: Status Report.** Cat News Special Issue 3. Pp.4-13
- Marker L.L., Dickman A.J., Mills M.G.L., Jeo R.M., Macdonald D.W. 2008. **Spatial ecology of cheetahs on north-central Namibian farmlands.** Journal of Zoology, 274, 226-238
- McDougall P. T., D.R'eale, Sol D., Reader S.M. 2006. **Wildlife conservation and animal temperament: causes and consequences of evolutionary change for captive, reintroduced, and wild populations.** The Zoological Society of London. Animal Conservation 9:39–48
- McVittie R. 1979. **Changes in the social behaviour of the South West African cheetah.** Madoqua.11: 171-184
- Mills M.G.L. 1984. **Prey selection and feeding habits of the large carnivores in the southern Kalahari.** Supplement to Koedoe 1984: 281-294
- Mills M.G.L. 1991. **Conservation management of large carnivores in Africa.** Koedoe 34(1): 81-90
- Mills M.G.L., Broomhall L.S., du Toit J.T. 2004. **Cheetah (*Acinonyx jubatus*) feeding ecology in Kruger National Park and a comparison across African savanna habitats: is the cheetah only a successful hunter on open grassland plains?** Wildlife Biology 10 (3): 177 - 186
- Moritz C. 1999. **Conservation units and translocations: Strategies for conserving evolutionary processes.** Hereditas 130, 217–228
- Orford H.J.L, Perrin MR. 1988. **Contraception, reproduction and demography of free-ranging Etosha lions (*Panthera leo*).** J. Zool. 216: 717-733
- Orser R. 2009. **Habitat Preference and Home Range of Reintroduced Cheetahs (*Acinonyx jubatus*) in Mkhuzo Game Reserve, South Africa.** Mount Allison University, Canada. 43 pp.

- Pienaar U. De V. 1969. **Predator-prey relationships amongst the larger mammals of the Kruger National Park.** Koedoe 12: 108-176
- Pettifer H.L. 1981a. **Aspects of the ecology of cheetah (*Acinonyx jubatus*) on the Suikerbosrand Nature Reserve.** In: Chapman, J.A. & Pursley, P. (eds) Worldwide Furbearers Conference Proceedings 2:1121-1142
- Pettifer H.L. 1981b. **The experimental release of captive-bred cheetah into the natural environment.** Worldwide Furbearer Conference. Pp. 1001-1024.
- Pettifer H.L. 1981c. **The ecology of the cheetah on the Suikerbosrand Nature Reserve.** Transvaal Provincial Administration. Nature Conservation Division. Second progress report. July 1980. 27 p.
- Pettifer H.L., Muller J.I.J., De Kock J.P.S., Zambatis N. 1982. **The experimental relocation of cheetahs from the Suikerbosrand Nature Reserve to the Eastern Transvaal Lowveld.** Transvaal Provincial Division of Nature Conservation. Hans Hoheisen Wildlife Research Station. Second progress report. December 1982. 7pp.
- Phiri C.M. 1996. **Cheetah Translocation Project in Lower Zambezi National Park, Zambia.** National Parks and Wildlife Service. Zambia. 4pp.
- Purchase G.K. 1998. **An assessment of the success of a cheetah re-introduction project in Matusadona National Park** [dissertation]. Department of Biological Sciences, University of Zimbabwe, Harare, Zimbabwe. 127 p
- Purchase G. K. 2007. **Preliminary assessment of the status and distribution of cheetahs in Mozambique.** Cat News Special Issue 3, 36-38
- Purchase G.K., Du Toit J.T. 2000. **The use of space and prey by cheetahs in Matusadona National Park, Zimbabwe.** South African Journal Wildlife Research 30: 1-6
- Purchase GK, Vhurumuku G. 2005. **Evaluation of a wild-wild translocation of cheetah (*Acinonyx jubatus*) from private land to Matusadona National Park, Zimbabwe (1994-2005)** Harare, Zimbabwe: Zambesi Society. 32 pp.

- Rout T.M., Hauser C.E., Possingham H.P. 2007. **Minimise long-term loss or maximise short-term gain? Optimal translocation strategies for threatened species.** *ecological modeling* 201 (2007) 67–74
- Rowe-Rowe D.T. 1992. **The Carnivores of Natal.** Natal Parks Board, Pietermaritzburg, 31pp.
- Saunders D.A, Hobbs R.J, Margules C.R. 1991. **Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review.** *Conserv Biol*; 5(1): 18-32
- Scheepers J.L, Venzke K.A.E. 1995. **Attempts to reintroduce African wild dogs *Lycaon pictus* into Etosha National Park, Namibia.** *SA J Wildl Res*; 25(4): 138-140
- Somers M.J., Gusset, M. 2009. **The role of social behaviour in carnivore reintroductions.** In: *Reintroduction of Top-Order Predators*, 1st edition. Edited by M. Hayward and M. Somers. 2009 Wiley-Blackwell Publishing, Oxford. pp.270-281.
- Soorae P. S. (ed.) 2010. **Global re-introduction perspectives: Additional case-studies from around the globe.** IUCN/SSC Re-introduction Specialist Group, Abu Dhabi, UAE, xii + 352 pp
- Soorae P.S., Stanley Price, M.R., 1997. **Successful re-introductions of large carnivores-what are the secrets?** Paper presented at the 11th International Conference on Bear Research and Management, Graz, Austria
- Soorae P. S., Seddon P. J. (Eds). 1998. **Re-introduction Practitioners Directory.** Published jointly by the IUCN Species Survival Commission's Re-introduction Specialist Group, Nairobi, Kenya, and the National Commission for Wildlife Conservation and Development, Riyadh, Saudi Arabia. 116 pp.
- Stander P.E. 1990. **A suggested management strategy for stock-raiding lions in Namibia.** *South African Journal of Wildlife Research*. 20: 37-43
- Stander P.E. 2003. **The Ecology of Lions and Cheetahs Re-introduced to the Kalahari Game Lodge, Namibia.** PCT Research Paper No.2 December 2003. Predator Conservation Trust. Windhoek, Namibia. 12 pp.

- Teixeira C.P., De Azevedo C.S., Mendl M., Cipreste C.F., Young R.J. 2007. **Revisiting translocation and reintroduction programmes: The importance of considering stress.** *Animal Behaviour* 73, 1–13
- Temple H.J. Cuttelod A. (Compilers). 2009. **The Status and Distribution of Mediterranean Mammals.** Gland, Switzerland and Cambridge, UK:IUCN. 33pp.
- Van Dyk G. 1997. **Reintroduction techniques for lion (*Panthera leo*).** In: **Lions and Leopards as Game Ranch Animals.** Edited by Penzhorn BL. Onderstepoort, South Africa: SAWVA. 82-91
- Van Houtan K.S., Halley J.M., van Aarde R., Pimm S.L. 2009. **Achieving success with small, translocated mammal populations.** *Conservation Letters* 2:254–262
- Vickery S.S., Mason G.J., 2003. **Behavioural persistence and its implication for reintroduction success.** *Ursus* 14, 35–46
- Wilson V. J. 2006. **Capture and translocation of problem Cheetahs, Leopards and Brown hyaenas found killing domestic livestock and the monitoring of their movements after release back into the wild.** In: Up-date of all Research Projects. Carnivore Research Institute (CRI). Chipangali Wildlife Trust. December 2006. P.4
- Wolf C.M., Griffith B., Reed C., Temple S.A., 1996. **Avian and mammalian translocations: update and reanalysis of 1987 survey data.** *Conserv. Biol.* 10, 1142–1154
- Wolf C.M., Garland J.T., Griffith J.B., 1998. **Predictors of avian and mammalian translocation success: reanalysis with phylogenetically independent contrasts.** *Biological Conservation* 86: 243-255
- Woodroffe D. 2000. **Predators and people: using human densities to interpret declines of large carnivores** // *Animal Conservation*. No 3. – P. 165-173.