

ПРОЕКТ – Отчет Научной рабочей группы для Российско-американской комиссии по белому медведю. Май 2010¹

ЧАСТЬ 1: Регулирование добычи

I. История вопроса

а. Двустороннее соглашение и учреждение Научной рабочей группы

Двустороннее “Соглашение между Соединенными Штатами Америки и Российской Федерацией о сохранении и использовании чукотско-алюскайской популяции белого медведя (Российско-американское Соглашение)” было подписано правительствами США и Российской Федерации 16 октября 2000 года, и Сенат Соединенных Штатов дал свои рекомендации и согласие на его ратификацию. Первая встреча Комиссии, сформированной для осуществления надзора за выполнением Соглашения, состоялась 23-25 сентября 2009 года в Москве в России. В соответствии со статьей VIII. 8 Соглашения, Комиссия определила сопредседателей Научной рабочей группы и дала указание сопредседателям назначить в свои группы до 5 членов к 1 октября 2009 года, провести свое первое заседание, как только это будет практически целесообразным, оценить техническую информацию и подходы и дать рекомендации Совместной Комиссии в отношении устойчивого уровня добычи согласно статье I Соглашения, и отчитаться перед Комиссией не позднее, чем за 30 дней до ее следующего заседания (назначенного на 7-9 июня 2010) по результатам этой работы и основанным на них рекомендациям.

б. Исторический уровень добычи и статус популяции

Аляска

До начала XX века на белых медведях Аляски охотились только коренные жители

¹ Перевод на русский язык сделан О. Романенко – oromanenko@alaska.net

Аляски для обеспечения своих традиционных нужд. Коммерческая торговля шкурами имела место, но главным образом как явление, которое сопутствовало американскому китобойному промыслу и освоению Арктики. Считается, что в то время численность белых медведей приближалась к уровню емкости их местообитаний, однако нет никакой количественной информации, которая позволяла бы оценить численность популяции на тот период времени. В XX веке белых медведей традиционно добывали коренные жители для обеспечения жизненных потребностей и изготовления традиционных изделий, а также для рекреационных целей. Согласно документации о почтовой пересылке меджвежьих шкур из Аляски за период с 1925 по 1953 год, ежегодная добыча по всему штату в среднем составляла 120 белых медведей, добывавшихся преимущественно охотниками из числа коренных жителей. Рекреационная охота для некоренных спортивных охотников, использовавших самолеты (летательные аппараты), стала популярной в период с 1951 по 1972, что увеличило ежегодную добычу в штате до 150 животных в период с 1951 по 1960 и до 260 в период с 1960 по 1972 (Amstrup et al. 1986). В конце 60-х и в 70-х годах в результате чрезмерной спортивной охоты численность популяции моря Бофорта существенно снизилась (Amstrup et al. 1986). Аналогичное снижение численности могло иметь место и в чукотско-аляскинской популяции, хотя данных, которые могли бы подтвердить это предположение, не имеется.

Охота для некоренных жителей была запрещена в 1973 году, когда вступили в действие положения Закона об охране морских млекопитающих (*Marine Mammal Protection Act -ММРА*). Закон об охране морских млекопитающих по-прежнему позволял коренным жителям Аляски, населявшим прибрежные поселки, добывать белых медведей для традиционного жизнеобеспечения и для изготовления традиционных изделий при

условии, что охота велась нерасточительным образом. Запрет на спортивную охоту для некоренных жителей привел к снижению количества ежегодно добываемых белых медведей в чукотско-аляскинской популяции (если за границу популяции принимать мыс Айси Кэйп на Аляске в Соединенных Штатах) с 189 ± 50 (стандартное отклонение) медведей в год за период с 1961 по 1972 до 80 ± 54 медведей в год за период с 1973-1984 г. (Amstrup et al. 1986; Рис.1). Начиная с 1980 года, Служба управления ресурсами рыб и диких животных США ведет более строгую документацию традиционной добычи белых медведей коренными жителями, но тем не менее, незначительный уровень незадокументированной добычи все же имеет место. С 1980 года и до настоящего времени добыча в американской части чукотско-аляскинской популяции снизилась (Рис. 1).

Предыдущие документы по управлению численностью популяции содержали данные по добыче в чукотско-аляскинской популяции, исходя из ее границы с южной под-популяцией моря Бофорта, принятой МСОП (Aars et al. 2006), что включает медведей, добытых к западу и к югу от мыса Айси Кэйп на Аляске (иными словами, в поселках Пойнт Лэй и Пойнт Хоуп и других поселках далее к югу и западу; вторая строка в Таблице 1). Однако радиотелеметрические исследования показывают, что многие медведи к востоку от поселка Пойнт Хоуп, включая медведей, встречающихся вблизи поселков Вэйнрайт и Барроу на Аляске, проводят большую часть времени в Чукотском море (Amstrup et al. 2000, 2004, 2005). Согласно результатам работы по определению границ популяции С. Амструпа с соавторами (Amstrup et al., 2005), примерно 100% медведей, добытых к западу и югу от Пойнт Хоуп, 90% медведей добытых вблизи Пойнт Хоуп, 80 % медведей, добытых вблизи Пойнт Лэй, 70% медведей, добытых вблизи Вэйнрайт, и 50% медведей, добытых вблизи Барроу, входят в состав чукотско-аляскинской биологической

популяции, и данные по их добыче должны объединяться при принятии решений по сохранению популяции (первая строка в Таблице 1). Соотношение полов для 1830-ти белых медведей, добытых с 1980 по 2008 год в пределах американской части чукотско-аляскинской популяции с границами, определенными МСОП, было следующим: примерно 31% самок, 58% самцов и 11% особей, чей пол не был определен. Причины снижения традиционной добычи белого медведя на Аляске неизвестны, но в настоящее время в этом направлении ведутся исследования. К числу возможных причин можно отнести более низкую численность популяции белого медведя, изменения в его распределении, изменения условий среды обитания (например, нестабильный лед), которые делают белых медведей менее доступными для охотников, а также общее снижение объема охоты.

Чукотка

До начала XX века на Чукотке, как и на Аляске, белых медведей добывали в основном коренные жители, населявшие береговые районы, для целей традиционного жизнеобеспечения. В этот период также до некоторой степени существовала и коммерческая продажа шкур белого медведя; однако, считается, что имевший место уровень добычи не оказывал влияния на популяцию в целом. В начале XX века в период проникновения русских в арктические регионы с целью исследования и освоения природных ресурсов, а также для добычи и торговли пушниной и для размещения военных поселений в Арктике, коммерческая добыча белых медведей существенно возросла. Согласно данным о продаже пушнины, добыча держалась на довольно высоком уровне в течение многих лет, а потом существенно снизилась. Считалось, что сокращение объема добычи произошло в результате сокращения размера популяции, вызванного

перепромыслом (Belikov and Boltunov 1995). В результате, в 1956 году для целей охраны Россия запретила всякую охоту на белых медведей. Запрет на добычу белых медведей строго соблюдался советскими властями, хотя незначительный уровень нелегальной добычи, вероятно, имел место.

В конце 1980-х и в начале 90-х годов распад Советского Союза на автономные регионы и развал национальной системы выделения субсидий на социальные нужды, включая продукты питания, топливо и рабочие места, создали серьезную нехватку продуктов питания и топлива в арктических регионах. В начале 1990-х годов было зарегистрировано увеличение добычи проблемных медведей (вызывающих проблемы для населения) наряду с увеличением незаконной добычи (Belikov 1993). Децентрализация управления, начавшаяся рыночная экономика и возросшее давление неблагоприятных экономических обстоятельств – все в совокупности способствовало росту незаконной добычи. Точная количественная оценка нелегальной добычи белых медведей в российской части популяции Чукотского моря невозможна, поскольку случаи изъятия не документируются. По экспертным оценкам, сделанным на основании информации от респондентов из поселков, количество нелегально добываемых медведей на Чукотке в период с начала 1990-х гг. по 2005 г. составляло от 70 до 300 в год. Пик нелегальной добычи пришелся на конец 1990-х – начало 2000-х гг. В последние годы отмечено снижение числа добываемых медведей. Вероятными причинами этого было снижение спроса или потребности, усилия, направленные на охрану и экологическое просвещение, а также существенное сокращение доступности зверей для охотников, связанное с изменениями в морском ледовом покрове. Результаты анонимных опросов охотников в 1994-2003 гг. позволяют сделать вывод, что среди добытых белых медведей взрослые

животные составляли около 65% с незначительным преобладанием самцов, медвежата 1-3 годов жизни составили около 35%.

с. Системы классификации, статус и меры охраны.

Существует ряд национальных и международных систем классификации, которые используются для оценки статуса белого медведя. МСОП/Комиссия по выживанию видов (*IUCN/SSC*) периодически оценивает статус белого медведя, используя критерии Красного списка видов, находящихся под угрозой. В результате последнего пересмотра Красного списка МСОП 4 мая 2006 года Группа специалистов по белому медведю (*PBSG*) обосновала включение белого медведя в категорию «уязвимых видов» (“*vulnerable*”). В России официальную политику по охране и восстановлению вида определяет Красная книга Российской Федерации. Во втором издании Красной книги Российской Федерации (2001) белые медведи чукотско-алайской популяции занесены в Категорию 5, “восстанавливаемых” видов. В Соединенных Штатах Закон об охране морских млекопитающих (*Marine Mammal Protection Act -- MMPA*) и Закон о видах, находящихся под угрозой (*Endangered Species Act -ESA*) – два главных закона, обеспечивающих сохранение и защиту белых медведей. Служба управления ресурсами рыб и диких животных США 15 мая 2008 года опубликовала окончательное постановление о занесении белого медведя на протяжении всего его ареала в список видов, находящимся под угрозой согласно Закону о видах, находящихся под угрозой. Занесение белого медведя в список основано на лучшей имеющейся научной информации, которая показывает, что сокращение морских льдов угрожает и, скорее всего, будет продолжать угрожать местообитаниям белых медведей. Виды морских млекопитающих, занесенные согласно Закону о видах, находящихся под угрозой в категорию “находящихся под угрозой” или

“видов, которым грозит исчезновение” (“*threatened*” или “*endangered*”) автоматически получают статус “истощенных” (“*depleted*”) видов в рамках Закона об охране морских млекопитающих. Закон об охране морских млекопитающих разрешает традиционную добычу морских млекопитающих при соблюдении определенных условий. Аналогичным образом в Закон о видах, находящихся под угрозой включены положения, позволяющие продолжать добычу находящихся под угрозой видов, если такая добыча не окажет на вид «существенного или отрицательного» воздействия.

II. Подходы к определению устойчивого уровня добычи.

Соглашение определяет устойчивый уровень добычи как “уровень добычи, который не превышает ежегодного пополнения популяции, позволяет поддерживать ее на существующем или близком к нему уровне численности, учитывая все формы изъятия животных, а также учитывая состояние популяции, направление изменения ее численности, основанные на надежных научных данных”. Для популяций диких животных уровень устойчивой добычи определяется в большой степени по размеру популяции, скорости роста популяции и таким видо-специфичным характеристикам динамики численности, как взаимодействие зависящих и не зависящих от плотности регулирующих факторов. Также уровень устойчивой добычи зависит от показателей воспроизводства (например, пол, возраст и репродуктивный статус) добываемых особей. Если численность популяции снижается вследствие таких изменений окружающей среды, как потеря местообитаний, дополнительная смертность, вызванная человеком, может снизить долговременную жизнеспособность популяции. И хотя возможно, что некоторый уровень добычи будет компенсирован факторами, зависящими от плотности, вызванная человеком смертность, скорее всего, частично увеличит естественную смертность. В

таком случае вызванная человеком смертность может ускорить снижение численности популяции и снизить ее шансы к восстановлению, при стабилизации условий среды (e.g., Taylor 1994).

Существует несколько методов определения уровня устойчивой добычи и оценки рисков, связанных с различными стратегиями добычи. К ним относятся простые уравнения, основанные на популяционной теории (e.g., Wade 1998), и более сложные методы такие, как матричные популяционные модели (Hunter et al. 2010) и имитации таблицы выживаемости и биологических параметров (Taylor et al. 2009), которые учитывают поло-возрастную структуру и другую динамику (например, длительную заботу о зависимом потомстве). Сложность метода, используемого для моделирования уровня добычи, должна соответствовать качеству и детальности имеющихся данных. Если данные плохие или характеризуются высоким уровнем неопределенности, степень этой неопределенности должна быть обозначена с самого начала, а выбранный метод моделирования должен отражать свойства имеющихся данных и быть простым и учитывать эту неопределенность.

III. Имеющиеся данные по экологии чукотско-алаяскинской популяции белого медведя

а. Тренды и прогнозы наличия морских ледовых местообитаний

Межправительственная комиссия ООН по изменению климата (*International Panel on Climate Change - IPCC*) пришла к заключению, что потепление климатической системы не вызывает сомнения и что парниковые газы, производимые человечеством, играют важную роль в потеплении климата. В результате этого потепления протяженность максимального ледового покрова в Арктике существенно сократилась за последние 30 лет как в пространственном, так и во временном отношении. (Comiso 2003, Rayner et al.

2003; Lemke et al. 2007). С помощью моделей, разработанных на основании наблюдений за последние 30 лет, Межправительственная комиссия ООН по изменению климата прогнозирует дальнейшее потепление и связанное с ним сокращение морских льдов в Северном Ледовитом океане в течение всего XX-го века (Meehl et al. 2007). Многие ученые представляют дополнительные доказательства в пользу продолжения прогнозируемого сокращения льдов в Северном Ледовитом океане на протяжении следующего века (Serreze et al. 2003; Stroeve et al. 2005, Holland et al. 2006; Zhang and Walsh 2007). Скорость реально наблюдаемого сокращения летних морских льдов превышает скорость, прогнозируемую на основании климатических моделей, что увеличивает опасения, связанные с быстротой потери льдов в полярном бассейне (Serreze et al. 2003; Comiso et al. 2008; Stroeve et al. 2005; 2007).

Озабоченность, связанную с изменением климата и воздействием этого изменения на белых медведей разделяет широкое научное сообщество в том числе Группа специалистов по белому медведю МСОП, которая после своего заседания в 2009 году выпустила заявление, констатирующее, что “задокументированные изменения в характере и сроках вскрытия льдов и колебания их сезонного распределения существенно влияют на физическое состояние, выживаемость и успех размножения белых медведей и их видов-жертв”. Как и любые прогнозы на будущее, прогнозы ледовых условий включают некоторый уровень неопределенности. Несмотря на то, что все модели, основанные на воздействии парниковых газов указывают на то, что в будущем глобальные температуры будут продолжать расти, а сокращение льдов в Арктике будет продолжаться по крайней мере до 2050 (Holland et al. 2006; Meehl et al. 2007; Overland et al. 2007; Stroeve et al. 2007; Holland et al. 2008; Stroeve et al. 2008; Serreze et al. 2009), была представлена также

альтернативная гипотеза, говорящая о том, что направление изменения климата, а вместе с ним и ледового покрова, будут испытывать колебания, и современный период потепления закончится к 2015-2020 годам (Frolov et al. 2006). Однако, для целей этого отчета, мы будем ориентироваться на более широко принятый сценарий, согласно которому длительное потепление будет продолжаться и будет иметь существенные последствия для местообитаний белых медведей.

Изменения льдов в Чукотском море

В последние годы льды Чукотского моря испытывали наиболее обширные изменения по сравнению с любыми другими районами в Арктике (Rodrigues 2008; Durner et al. 2009; Markus et al. 2009). Научные данные (Rigor and Wallace 2004) и местные наблюдения показывают, что сокращение ледового покрова в Чукотском море стало особенно значительным в конце 1980-х годов. Родригес (2008) описал сокращение распространения льдов во всех морях российской Арктики в период с 1979 по 2007 год. Особенно существенной была потеря льдов вдоль побережий Аляски и Чукотки. Маркус с соавторами (Markus et al. 2009) отмечают, что в сравнении со всеми остальными районами, тенденция к более раннему началу таяния и более позднему замерзанию была наиболее сильно выражена в Чукотском море и море Бофорта. Сезон таяния льдов в Чукотском море и море Бофорта, по расчетам, увеличился на 20 дней в период с 1979 по 2007 год. Было показано, что эти характеристики являются первостепенными движущими факторами сокращения летних морских льдов и, вероятно, отражают изменения целого ряда характеристик морского льда. В Восточно-Сибирском и Чукотском морях

наблюдались одни из самых значительных изменений в Арктике, в том числе выраженное потепление и истоньшение морского льда (Rigor et al. 2002).

Чукотское море может быть особенно подвержено быстрой потере льдов вследствие влияния более теплых вод Тихого океана (Woodgate et al. 2006), а также региональных влияний атмосферной циркуляции (Rigor et al. 2002, Maslanik et al. 2007). В последнее время было выдвинуто предположение, что существует процесс положительной обратной связи между состоянием морского льда и переносом океанического тепла в Чукотском море, который увеличивает перенос тепла в годы с низкой протяженностью ледового покрова (Watanabe and Hasumi 2009). Годы высоких показателей арктической осцилляции связывают с меньшей по размеру крупномасштабной циркуляцией (вихрем) моря Бофорта и более сильной адвекцией (выносом) ледового припая за пределы Восточно-Сибирского (и Чукотского) морей (Rigor et al. 2002).

Наблюдающиеся и прогнозируемые изменения наличия местообитаний белого медведя в Чукотском море.

Дернер с соавторами (Durner et al., 2009) использовали местоположения медведей, помеченных радиоошейниками, для выявления характеристик среды и морского льда, свойственных местообитаниям, выбираемым белыми медведями в Чукотском море и море Бофорта. На основании этих результатов, Дернер с соавторами (Durner et al., 2009) обнаружили, что в Чукотском море происходит самое большое в циркумполярной Арктике сокращение оптимальных местообитаний белого медведя, площадь которых с 1985 по 2006 год сокращалась на 8% за десятилетие. В конечном результате изменения местообитаний за год характеризовались значительными потерями льда летом и относительно небольшими изменениями зимой. На основании сочетания нескольких

моделей общей циркуляции, Дернер с соавторами (Durner et al., 2009) прогнозируют, что сокращение льдов в Чукотском море будет продолжаться со скоростью 7,8 % в десятилетие до 2050 года.

Задokumentированные воздействия потери морских льдов на белых медведей на популяционном уровне.

Сокращение местообитаний за последние несколько десятилетий сопровождалось ухудшением физического состояния белых медведей (Stirling et al. 1999; Obbard et al. 2006, Rode et al. 2010), их демографических показателей (Regehr et al. 2007, 2009) и скорости роста популяции (Hunter et al. 2007; Regehr et al. 2007). Белые медведи относятся к наиболее зависимым от ледового покрова морским млекопитающим Арктики (Amstrup 2003; Laidre et al. 2008). Им необходим лед как субстрат для перемещений на большие расстояния, для спаривания и размножения и для доступа к их основным видам-жертвам: кольчатым нерпам (*Pusa hispida*) и лахтакам (*Erignathus barbatus*). В западной части Гудзонова залива, в Канаде каждый год лед полностью тает, что вынуждает белых медведей проводить несколько месяцев на берегу. Считается, что более раннее вскрытие льдов здесь приводит к ухудшению физического состояния белых медведей, снижению воспроизводства и выживаемости всех возрастных классов, кроме самцов из самой жизнеспособной возрастной группы (от 5 до 19 лет), а также к сокращению популяции целом (Stirling et al., 1999; Regehr et al. 2007). В южной части моря Бофорта сокращение распространения ледового покрова приводит к изменению характера использования местообитаний (Fischbach et al. 2007; Durner et al. 2009), показателей кормового стресса (Regehr et al. 2006; Cherry et al. 2008; Rode et al. 2010), воспроизводства и выживаемости (Regehr et al. 2009; Rode et al. 2010). По последним оценкам, численность южной

бофортовской популяции составляет 1526 медведей (с доверительным интервалом 95% и нижним и верхним пределом 1211 и 1841; Regehr et al. 2006. Это указывает на то, что размер популяции сократился по сравнению с предыдущей оценкой численности, полученной в конце 1980-х годов (Amstrup et al. 2001) и составлявшей 1800 животных, хотя различия в методах исследований и низкая точность оценки численности и не позволяют сделать окончательных выводов. Сезонная экология популяций белых медведей в западной части Гудзонова залива и южной части моря Бофорта отличается от экологии чукотско-алюсской популяции, тем не менее, зависимость белых медведей от морских льдов (Derocher et al. 2004) и наблюдаемые на популяционном уровне воздействия сокращения ледового покрова на популяции белых медведей, могут служить причиной для беспокойства о чукотско-алюсской популяции.

в. Экология

і. Физическое состояние животных

Количественные данные по состоянию белых медведей чукотско-алюсской популяции были собраны во время работ по отлову с 1986 по 1994 год и с 2008 по 2010. Сбор данных будет продолжен как часть текущей работы по отловам, включая параметры, которые могут быть потенциальными индикаторами состояния медведей (например, морфометрические параметры, вес тела и процентное содержание жира от общего веса). Всесторонний анализ имеющихся данных по физическому состоянию животных в настоящее время еще не готов, но мы предпринимаем усилия, чтобы представить эти результаты на втором заседании научной рабочей группы

іі. Экология питания и кормодобывания

В Чукотском море у белых медведей имеется разнообразный набор видов-жертв, в том числе кольчатая нерпа, лахтак, морж (*Odobenus rosmarus*), ларга (*Phoca largha*), и полосатый тюлень или крылатка (*Histiophoca fasciata*). Гренландский кит (*Balaena mysticetus*) и белуха (*Delphinapterus leucas*) также мигрируют через этот район, и медведи используют выброшенные на берег туши этих животных как в России (Ovsyanikov 2005, Kochnev 2006), так и в Соединенных Штатах (Kalxdorff 1998). Серые киты (*Eschrichtius robustus*) мигрируют вдоль побережья Чукотки, и выброшенные на берег туши этих китов, также могут быть доступны для белых медведей. Образование больших скоплений моржей на российской стороне привело к тому, что белые медведи имеют также доступ к тушам и этих животных (Kochnev 2002; Ovsyanikov 2005), но наличие и доступность моржей для белых медведей меняется по годам в зависимости от местной ледовой обстановки.

В районе Чукотского моря не проводилось количественной оценки значения различных видов-жертв в рационе белого медведя. Однако в настоящее время появились новые методы, в том числе анализ крови и шерсти с использованием стабильных изотопов, а также анализ жирных кислот в пробах жира, что даст возможность провести как ретроспективный анализ питания, используя пробы крови, взятые у медведей, отловленных в конце 1980-х - начале 90-х, так и анализ современного рациона питания с использованием стабильных изотопов и жирных кислот для медведей, пойманных, начиная с 2008 года. Результаты анализа питания предполагается получить к следующей встрече научной рабочей группы (НРГ).

с. Передвижения и распределение

Совместные российско-американские исследования в конце 1980-х и начале 1990-х по изучению передвижений с использованием телеметрии позволили обнаружить, что белые медведи в этом регионе широко распределены по льдам северной части Берингова, всего Чукотского и восточной части Восточно-Сибирского морей (Garner et al. 1990, 1994, 1995). На основании этих первых телеметрических данных западная граница популяции на северо-востоке России была проведена вблизи Чаунской губы. Восточная граница была проведена через Айси Кэйп на Аляске, что также соответствует прежней западной границе популяции Южной части моря Бофорта (Amstrup et al. 1986, Amstrup and DeMaster 1988, Garner et al. 1990, Amstrup et al. 1995, Amstrup et al. 2004, Amstrup et al. 2005). Несмотря на то, что данные по западной границе чукотско-аляскинской популяции имеются неполностью, ясно, что восточная граница представляет собой широкую зону перекрытия между Айси Кэйп и рекой Колвил, и часть медведей в этой полосе относятся к популяции южной части моря Бофорта (Amstrup et al. 2004, 2005)). Данные по перемещениям, полученные с использованием спутниковых радиоошейников (Garner et al. 1990, Amstrup 1995, 2000), подтверждают, что популяция Чукотского моря - это общая международная популяция, для России и США, а более поздние исследования Амструпа с соавторами (Amstrup et al. 2005) показывают вероятность того, что географически белые медведи из чукотско-аляскинской популяции и из популяции моря Бофорта могут встречаться по всему северному склону Аляски.

Возможно, что взрослые самки белых медведей, пойманные в южной части моря Бофорта осуществляют сезонные перемещения в Чукотское море в область перекрытия, расположенную между поселками Пойнт Хоуп и Колвил Дельта с центром вблизи поселка Пойнт Лэй (Garner et al. 1990, Garner et al. 1994, Amstrup 1995, Amstrup et al. 2002,

Amstrup et al. 2005). Данные телеметрии показывают, что эти медведи, помеченные в море Бофорта, проводят примерно 25% времени в северо-восточной части Чукотского моря в то время, как самки, добытые в Чукотском море, проводят лишь 6% времени в море Бофорта (Amstrup 1995). В среднем участки жизненной активности самок белого медведя в Чукотском и Беринговом морях, по данным 1986-1988 годов (средняя площадь - 244 463 км², в пределах от 144 659 км² до 351 369 км²) (Garner et al. 1990) были более обширными, чем в море Бофорта, согласно данным 1983-1985 годов (средняя площадь - 96 924 км², в пределах от 9 739 км² до 269 622 км²) (Amstrup 1986) или по данным 1985–1995 годов (средняя площадь - 166 694 км², в пределах от 14 440 км² до 616 800 км²) (Amstrup et al. 2000). Помеченные радиоошейниками взрослые самки проводили большую часть времени на российской стороне, нежели на американской (Garner et al. 1990).

В ходе начатого в США в 2008 году и продолжающегося в настоящее время исследования с применением отловов на сегодняшний день было помечено радиоошейниками 29 взрослых самок. После того, как в результате проведения многолетнего исследования будет получено достаточное количество данных, можно будет провести новый анализ и определить является ли существующий в настоящее время характер распространения, передвижения и использования местообитаний аналогичным прежнему или он отличается от характера, наблюдавшегося в прошлом. Более того, эти данные будут использованы для выявления характеристик выбираемых местообитаний и для исследования наблюдаемых и прогнозируемых изменений доступности местообитаний.

d. Экология залегания в берлоги

Распределение берлог белых медведей на арктическом побережье Чукотки

Существуют два основных района устройства родовых берлог самками белого медведя Чукотско-Аляскинской популяции: 1. остров Врангеля и остров Геральд и 2. материковое побережье, включая прибрежные острова.

Преобладающее число беременных медведиц устраивают берлоги в первом районе.

Острова Врангеля и Геральд входят в заповедник «Остров Врангеля». Количество берлог на этих островах было различным в разные годы. По результатам авиаучетов, проводившихся на острове Врангеля в 1980-х годах, только на одном острове Врангеля количество берлог составляло 300 (Stishov 1991). Несмотря на то, что систематических учетов не проводилось, разрозненная информация за последние годы указывает на то, что на острове Врангеля было отмечено менее 100 берлог, и что количество берлог на нескольких обследованных участках снизилось.

Количество и распределение родовых берлог на материковом побережье главным образом зависит от изменчивости морских ледовых условий, а именно, от характера разрушения и отступления льда в летний период и от сроков становления ледового покрова в конце осени (Беликов и др. 1977, 1986). Кроме того накопление достаточного снегового покрова к моменту залегания в берлоги и распределение кормовых объектов на берегу также оказывают заметное влияние на осеннее распределение беременных самок. На материковом побережье устраивают берлоги те медведицы, которые не ушли летом с отступающим льдом на север, а также медведицы, вернувшиеся вместе с наступающим льдом из морских летних местообитаний. Основную часть всегда составляли самки, приходящие осенью из морских районов. Однако позднее (конец ноября – декабрь) восстановление ледового покрова между о. Врангеля и паковыми льдами южной части Чукотского моря в последнее десятилетие не дает медведицам вовремя добраться до

значительной части чукотского побережья к востоку от м. Шмидта. Вероятно, именно это является причиной того, что появились свидетельства значительного снежения числа самок, залегающих в берлоги на побережье в последние годы, по сравнению с оценками, сделанными в 1980-х гг. по результатам авиаобследования (Stishov 1991) и полученными в результате сбора традиционных знаний в конце 1990-х – начале 2000 гг. (Kochnev et al. 2003). На материке самки устраивают берлоги не только на берегу, но и в тундре на значительном расстоянии от берега (до 50-60 км).

В настоящее время, охранный статус имеет только район залегания медведиц в берлоги, включающий острова Врангеля и Геральд. Районы залегания белых медведей в берлоги вне охраняемых территорий не защищены от возможного фактора беспокойства и браконьерства в период залегания и выхода из берлог.

е. Традиционные экологические знания.

С. Калксдорф (1997) проводила изучение местных знаний об использовании местообитаний белыми медведями на Аляске. Это исследование позволило также получить некоторую информацию об экологии питания. Аналогичные исследования проводились также и на Чукотке (Kochnev et al. 2003). Согласно местным традиционным знаниям, кольчатая нерпа является важным кормовым ресурсом для белого медведя в Чукотском море. Было выяснено, что туши погибших морских млекопитающих также являются важным источником пищи. Для ключевых местообитаний белых медведей обычно характерны разводья и подвижный лед. Исследование подтвердило существующие научные данные о том, что залегание в берлоги происходит преимущественно в России. Однако, охотники все же назвали некоторые места, где

залегание в берлоги происходит также и на Аляске, в том числе на о.Св.Лаврентия, в восточной части о. Малый Диомид и к востоку от поселка Уэйлз и мыса Томпсон. В настоящее время планируется проведение исследования для получения новой информации о современных знаниях местных коренных жителей Аляски, поскольку со времени проведения последнего исследования в 1997 году произошло сокращение морских льдов и снижение уровня традиционной добычи для жизнеобеспечения.

f. Половозрастной состав.

В США отлов белых медведей проводился вдоль берегов Чукотского моря между мысом Лисборн и поселком Шишмарев с 2008 по 2010 год. Эта работа будет продолжена в ближайшие годы как часть программы текущих научных исследований. Информация о поле и возрасте, получаемая при обработке отловленных медведей, может быть использована для получения индексов выживаемости и размножения. Для сравнения будут использованы данные по полу и возрасту белых медведей, добытых в американской части Чукотского моря, и по белым медведям, отловленным в этом регионе с 1986 по 1994 год. Анализ имеющихся данных по половому и возрастному составу отловленных и добытых медведей, по плану, должен быть готов ко второму заседанию научной рабочей группы.

IV. Анализ риска в связи с добычей

Точную оценку устойчивой добычи для Чукотско-аляскинской популяции белого медведя получить невозможно, поскольку информация о размере популяции, ее статусе скорости роста, составе и распределении в основном неизвестна. Тем не менее, можно рассчитать уровень добычи для гипотетического, но в то же время возможного набора условий, уровня, который, если его придерживаться в течение заданного периода времени,

вряд ли окажет отрицательное воздействие на популяцию. Это может помочь специалистам по управлению ресурсами оценить вероятность устойчивости существующего уровня, и определить уровни добычи, которые смогут быть рассмотрены в будущем при наличии лучшего понимания популяции. Когда в нашем распоряжении будет новая информация о Чукотско-алаянской популяции, следует провести тщательный анализ риска добычи, который включал бы неопределенность как для известных, так и для неизвестных параметров популяции, а также неопределенность нашего понимания динамики популяции белого медведя (например, соотношение между плотностью и ростом популяции).

Мы оцениваем добычу, используя модифицированную версию метода «предписанного уровня добычи» (ПУД - *Prescribed Take Level - PTL*) (Runge et al. 2009). Метод ПУД выведен согласно основной теории добычи и аналогичен методу «потенциального биологического изъятия» (ПБИ - *Potential Biological Removals -PBR*), который используется в связи Законом об охране морских млекопитающих США (Wade 1998). Уровень предписываемого (или дозволяемого) изъятия рассчитывается следующим образом:

$$PTL_t = F_0 \frac{r_{max}}{2} N_t,$$

где индекс t показывает, что уровень добычи относится к году t и должен периодически переоцениваться, F_0 – фактор, отражающий задачи управления и охраны, r_{max} – дискретный фактор роста, представляющий максимальную естественную скорость роста (если исходить из того, что популяция не ограничена плотностными факторами) при существующих условиях среды, и N численность популяции (подробнее см. Runge et al. 2009).

Для чукотско-алюсцинской популяции белых медведей мы используем $F_0 = 0,75$. Мы делаем это по двум причинам. Во-первых, наши расчеты принимают во внимание диапазон величин r_{max} от нижнего значения, равного 0, которое соответствует отсутствию потенциала для положительного роста, до верхнего значения 0,06, которое приближается к максимальному значению скорости роста популяции, наблюдавшемуся для белых медведей (Amstrup 1995; Hunter et al. 2007; Taylor et al. 1995, 2009). Мы выбираем этот подход, поскольку данные, необходимые для расчета r_{max} для чукотско-алюсцинской популяции отсутствуют, а меняя значения r_{max} мы недвусмысленно признаем, что возможны ограничения максимального естественного роста, не зависящие от плотности, обусловленные изменяющимися условиями среды. Другими словами, наш модифицированный метод ПУД (*PTL*) позволяет достичь консервативного управления численностью, снижая r_{max} , экологический параметр, который легче объяснить, чем использование низкого значения $F_0 = 0,50$, рекомендуемого, согласно Закону об охране морских млекопитающих (*ММРА*), для популяций, находящихся под угрозой или популяций с неизвестным статусом (Barlow et al. 1995). Это отражает несколько иную интерпретацию фактора управления численностью F_0 (также называемого «фактором восстановления»; Runge et al. 2004), но не представляет существенного отхода от изначального метода ПУД (*PTL*). Аналогичные модификации фактора F_0 использовались при управлении численностью других редких и находящихся под угрозой морских млекопитающих (Wade and Angliss 1997). В нашем случае, меняющееся значение r_{max} оказывает то же воздействие на результат (использования) модели, как и использование нижнего значения F_0 . Например, использование $F_0 = 0,75$ и $r_{max} = 0,04$ дает ту же оценку устойчивого уровня добычи, что и $F_0 = 0,50$ и $r_{max} = 0,06$. Вторая причина, по которой мы

используем $F_0 = 0,75$ заключается в том, что метод ПУД (*PTL*) дает оценку устойчивого уровня добычи, исходя из допущения, что динамика популяции белого медведя соответствует логистическому характеру роста с линейной зависимостью от плотности (т.е., что наблюдаемая скорость роста популяции уменьшается линейно, при увеличении размера популяции от 0 до размера, соответствующего емкости местообитания).

Воздействия, определяемые плотностью, не были четко определены для белых медведей, поскольку, их трудно обнаружить и поскольку при осуществлении добычи уровень численности многих популяций белых медведей остается на уровне ниже емкости местообитаний (Derocher and Taylor 1994). Однако, несколько последних исследований показали возможность обусловленных плотностью воздействий на популяции белых медведей для случаев, когда добыча не ведется, при низких уровнях добычи или при пониженной доступности местообитаний (Derocher 2004; Peacock 2009; Rode et al. 2010).

Когда зависимость от плотности включают в популяционные модели, самый высокий устойчивый уровень изъятия соответствует максимальной чистой продуктивности. Для метода ПУД (*PTL*), это происходит при скорости роста равной 50% от r_{max} и размере популяции равном 50% K (емкости среды обитания). Однако зависимость от плотности для млекопитающих с большой продолжительностью жизни обычно бывает нелинейной и становится важной лишь, когда популяция приближается к значению K (Fowler 1981, Taylor and DeMaster 1993). Другими словами, популяции медведей, вероятно, могут достичь скорости роста популяции, превышающей 50% от r_{max} при размере популяции большем, чем 50% K . Таким образом, использование $F_0 = 0,75$ делает допущение (вводит поправку) на логистический характер зависящего от плотности роста и является

консервативным отражением динамики популяции белого медведя по сравнению с моделями, которые не включают зависимости от плотности.

Метод ПУД (*PTL*) предполагает неизбирательную добычу и одинаковую репродуктивную ценность добываемых животных. Однако, репродуктивная ценность взрослой самки белого медведя выше, чем ценность особей из других поло-возрастных категорий (Taylor et al. 1987, Eberhardt 1990), и исторический опыт добычи белого медведя показывает, что охотники способны различать определенный пол и возраст и репродуктивную категорию животного (например, Derocher et al. 1997). Чтобы ввести поправку на разные уровни добычи взрослых самцов и самок, мы сначала рассчитали базовый уровень добычи, который исходит из равного соотношения полов. Затем мы ввели поправку, чтобы получить соотношение самцов и самок в общей добыче, равное 2:1. Этот подход основывается на данных, свидетельствующих, что если вообще какой-либо уровень добычи самок устойчив, то соотношение самок и самцов в общей добыче, равное 2:1, в целом обеспечивает консервативный и устойчивый уровень добычи, хотя он и может привести к снижению численности и среднего возраста самцов (Taylor et al. 2008).

При высокой максимальной скорости роста популяции ($r_{max} \approx 0,06$ считается верхним пределом для белых медведей), наш модифицированный метод предписанного уровня добычи (ПУД) аналогичен методу Тэйлора с соавторами (Taylor et al., 1987), но при этом является более консервативным. Согласно методу Тэйлора с соавторами (Taylor et al., 1987), количество самок белого медведя, которое может быть добыто в год на устойчивом уровне, равно 1,5% от общей численности популяции, при этом самцов можно добывать в количестве в два раза большем, - в сумме это дает уровень ежегодной добычи равный 4,5% от общей численности (Таблица 2). Этот подход давно применяется

во всей канадской Арктике (Aars et al. 2006). Наш модифицированный метод ПУД показывает, что когда $r_{max} = 0,06$, устойчивый уровень добычи (доля популяции) для самок и самцов составляют 1,13% и 2.25%, соответственно, общая суммарная доля популяции составляет 3,38% численности популяции. Наш метод является более гибким, по сравнению с методом Тэйлора с соавторами (Taylor et al., 1987), поскольку он позволяет вносить поправку при различных значениях максимальной скорости роста.

Таблица 2 отражает неопределенность современного статуса Чукотско-аляскинской популяции, в ней представлены гипотетические уровни устойчивой добычи для целого диапазона значений численности популяции (N) и максимальной скорости роста популяции (r_{max}). Несмотря на недостаток точной информации, некоторые величины N и r_{max} биологически более правдоподобны, некоторые менее. С. Беликов (1992) оценивал размер чукотско-аляскинской популяции в 2000-5000 особей, основываясь на оценке численности размножающихся самок равной 300-400, что составляло 8-10% популяции. Недавно на основании изучения исторических данных, эксперты Группы специалистов по белому медведю МСОП пришли к мнению, что численность чукотско-аляскинской популяции составляет 2000 медведей (Aars et al. 2006). Несмотря на то, что у нас нет оценки максимальной скорости роста популяции, документально зафиксированное сокращение морских льдов (см. Раздел Ша) позволяет предположить, что пределы временной (во времени) доступности оптимальных местообитаний белого медведя (Durner et al. 2009), а также другие факторы, могли снизить r_{max} до значений ниже расчетного значения максимальной скорости роста для белых медведей, равной 0,06. Последние исследования показывают, что сокращение морских льдов аналогичное, но не столь значительное, как в Чукотском море, привело к тому, что в популяциях белого медведя

наблюдался отрицательный прирост (Hunter et al. 2007, Regehr et al. 2007, Regehr et al. 2009 Hunter et al. 2010). Это снижение, вероятно, произошло в результате действия факторов как зависящих от плотности (т.е. снижения K ; Rode et al. 2010), так и не зависящих (т.е. снижения r_{max}), хотя реально действующие механизмы неизвестны.

Возможно, что в ближайшей перспективе низкий (см. далее в тексте) уровень добычи не повлечет за собой сокращения чукотско-алаяскинской популяции, если при этом исходить из того, что популяция не является истощенной и что, несмотря на потери ледовых местообитаний, высокая биологическая продуктивность в Чукотском море (Springer and McRoy 1993) и другие экологические факторы могут поддерживать ее положительный рост. Если принять $N = 2000$ и $r_{max} = 0,04$ за приемлемые верхние пределы размера и статуса чукотско-алаяскинской популяции, то, согласно нашей оценке, наверное, можно считать ежегодную добычу в 15 самок и 30 самцов (всего 45 белых медведей в год; Таблица 2) устойчивым уровнем добычи. Ясно, что 150-200 медведей, добываемых в год в России, согласно недавно полученной информации, плюс 58 медведей, добываемых в год в США (настоящий отчет), в сумме превышают этот уровень и, вероятно, вызывают сокращение популяции. Существующий, согласно последней имеющейся информации, уровень добычи превышает устойчивый уровень добычи, соответствующий теоретически возможным максимальным значениям численности и скорости роста популяции (Таблица 2).

Если потеря морских льдов будет продолжаться согласно существующим прогнозам, в ближайшие 100 лет численность чукотско-алаяскинской популяции белых медведей, вероятно, начнет резко снижаться (Amstrup et al. 2008). При таких условиях, не может быть долгосрочной “устойчивой добычи”, которая определена в Соглашении, как

уровень добычи, «сохраняющий популяцию на существующем уровне или близко к нему». Если будущее снижение численности популяции будет вызвано главным образом сниженной емкостью среды обитания, и если популяция сохранит свою потенциальную способность временного положительного прироста при численности ниже емкости местообитаний (т.е., $r_{max} > 0$), возможно, что добыча сможет продолжаться. Иными словами, возможно, что низкий уровень добычи приведет к меньшим размерам популяции по сравнению с размерами популяции, в которой не ведется добыча, но при этом не ускорит скорость снижения численности популяции. Чтобы это было так, добыча не может осуществляться на одном заданном уровне (т.е. добычи постоянного числа медведей в год). Уровень добычи необходимо будет периодически переоценивать с учетом последней имеющейся информации по устойчивому уровню изъятия, рассчитанному в зависимости от r_{max} и размера популяции (N). Однако, учитывая отсутствие современных данных, свидетельствующих о способности популяции к положительному росту, неопределенность в отношении механизмов популяционной регуляции в связи с сокращением морских льдов и возросшей вероятностью уничтожения или других негативных воздействий на более мелкие популяции, любой уровень смертности, вызванный человеком, вероятно приведет к снижению жизнеспособности чукотско-аляскинской популяции белого медведя.

V. Прогнозируемая численность популяции при различных уровнях добычи

Мы провели оценку потенциальных воздействий вызываемой человеком смертности на чукотско-аляскинскую популяцию белого медведя. Для этого мы использовали прогнозирование возможного размера популяции в будущем. Эти прогнозы не предсказывают действительный будущий статус чукотско-аляскинской популяции.

Они позволяют, основываясь на некоторых допущениях, оценить *относительное воздействие* на нее различных уровней смертности, вызванной человеком. Мы не учитываем неопределенность и изменчивость статуса популяции и происходящих в ней процессов, а также не учитываем изменчивость условий среды. Таким образом, получаемые прогнозы имеют детерминистский характер (не включающий неопределенности) и не оценивают возможных рисков снижения численности популяции в будущем. Мы исходим из простого, постоянного во времени взаимодействия между доступностью местообитаний и динамикой численности популяции белого медведя. В рассмотрение не включается потенциальная возможность нелинейных биологических реакций на изменяющиеся условия местообитаний (например, экологические последствия на более низких трофических уровнях). Также мы не рассматриваем миграцию медведей между чукотско-алюскайской популяцией и соседними популяциями, хотя характер изменения в передвижениях белых медведей и разрушение исторически существовавших границ популяций являются потенциальными последствиями сокращения ледового покрова в Арктике (Derogher et al. 2004). Исходя из этих, а также других приведенных ниже допущений, популяционные прогнозы могут дать полезный взгляд на воздействия, оказываемые вызванной человеком смертностью. Мы считаем, что в будущий анализ будет полезно формально включить неопределенность как известных, так и неизвестных популяционных параметров, условий среды и используемых популяционных моделей. Более детальные модели будет уместно использовать, если появится новая информация по статусу чукотско-алюскайской популяции или по экологическим механизмам, посредством которых потеря морского льда воздействует на белых медведей. Так например, матричные модели могут однозначно учитывать влияние выживаемости,

пополнения и многолетних репродуктивных циклов белого медведя (например, в Hunter et al. 2007).

Прогноз размера популяции на будущее был сделан с использованием следующей модели:

$$N_{t+1} = N_t + r_t N_t - h_t N_t$$

где индекс t - это год, N – размер популяции, r_t - реализуемая скорость роста популяции, которая является функцией r_{max} и размера популяции относительно емкости местообитания (см. уравнение ниже); а h – уровень добычи как доля от общего размера популяции. Мы вводим зависящие от плотности ограничения на реализуемую скорость роста, используя уравнение Мехалиса-Ментона (Mechalis-Menton):

$$r_t = r_{max} \times \frac{\left[\left(\frac{K_t}{N_t} \right) - 1 \right]}{\left[\left(\frac{K_t}{N_t} \right) - 1 + KS \right]}$$

где r_{max} – максимальная потенциальная скорость роста популяции, K - расчетная емкость среды обитания, и KS - постоянная Мехалиса-Ментона, которая определяет форму нелинейной зависимости между r_t и N . Уравнение Мехалиса-Ментона было предложено как реалистичное отражение влияния плотности для медведей (Taylor et al. 1994). Если $KS = 1,0$, то уравнение упрощается до зависимой от плотности логистической кривой (Fowler 1981). Мы используем $KS = 0,5$, которая дает максимальное устойчивое изъятие, при численности популяции (N) составляющей приблизительно 60% емкости среды обитания (K), что основано на предыдущих исследованиях долго живущих млекопитающих. Мы принимаем, что исходная численность чукотско-аляскинской популяции (N_{2010}) равна $0,6K$. Это отражает гипотезу о том, что потенциально высокий уровень вызванной человеком смертности за последние 20 лет (настоящий отчет) сократил численность до

уровня ниже современной емкости среды обитания. Иными словами, мы принимаем, что чрезмерная добыча в чукотско-алаянской популяции за последние годы вызвала снижение численности популяции более значительное, чем если бы оно было вызвано только ограничениями, связанными с местообитаниями. Следовательно, несмотря на то, что K может снижаться, численность медведей в популяции могла быть доведена даже до более низкого значения, чем размер популяции соответствующий снижающейся K .

Вследствие этого может наблюдаться некоторый положительный, хотя и временный, рост в отсутствие вызываемой человеком смертности или при наличии ограниченной смертности, вызываемой человеком. Поскольку самки имеют наиболее важное и определяющее значение для роста популяции белых медведей (Eberhardt 1990, Hunter et al. 2007, Taylor et al. 1987), для прогнозирования размера популяции в будущем мы будем использовать только самок. Рассматривая только самок, мы будем недооценивать воздействие вызванной человеком смертности на общую численность популяции, если действительные уровни добычи включают самцов в соответствии с соотношением 2:1 самцов к самкам, как это рекомендуется согласно модифицированному методу Предписываемого уровня добычи -ПУД (настоящий отчет). Другими словами, наши прогнозы не отражают того, что выборочная по половому признаку добыча может привести к сокращению числа самцов в популяции относительно числа самок (Taylor et al. 2008). Мы вводим произвольный порог квази-вымирания равный 30% от начальной численности популяции, чтобы подчеркнуть потенциальную возможность репродуктивного краха в результате истощения численности самцов при значительном снижении численности популяции (Molnar et al. 2007).

Наши популяционные прогнозы учитывают потенциальные негативные воздействия потепления климата, исходя из существования линейной зависимости между емкостью среды обитания (K) и доступностью местнообитаний. Доступность оптимальных морских ледовых местообитаний белых медведей была определена Дернером с соавторами (Durner et al., 2009), используя функции выбора ресурсов, построенные на основании данных перемещения белых медведей, помеченных радиоошейниками. Исходя из средней геометрической скорости изменения доступности местообитаний белого медведя в Чукотском море за период с 1997 по 2006 год, мы принимаем, что K изменяется со скоростью -2% в год (Durner et al. 2009). Это снижение больше, чем снижение, которое в среднем прогнозировалось на основании многочисленных глобальных климатических моделей ($-0,61\%$ в год на период с 2001 по 2050; Durner et al. 2009). Это отражает, что наблюдавшееся сокращение ледового покрова летом происходило быстрее, чем это прогнозировалось климатическими моделями (Stroeve et al. 2007). При проведении будущих анализов следует рассматривать множественные параметры местообитаний и множественные скорости изменения местообитаний. Например, на белого медведя может оказывать воздействие доступность льда в важные для кормодобывания периоды весной и осенью (Regehr et al. 2007, 2009). В Чукотском море сокращение сезонной доступности морских льдов (например, связанное с продолжительностью свободного ото льда времени года; Rodrigues et al. 2008) было значительней, чем снижение общей интегрированной доступности местообитаний, согласно оценкам Дернера с соавторами (Durner et al., 2009). Аналогично этому, при проведении будущих анализов следует учитывать множественные взаимосвязи между условиями обитания и популяционной динамикой белых медведей. Например, наши

популяционные прогнозы учитывают только влияния, которые оказывает на белых медведей потеря морского льда через зависящие от плотности механизмы, связанные со снижением емкости среды обитания. Однако свидетельства отрицательных воздействий потери морских льдов на другие популяции белых медведей указывает на то, что не зависящие от плотности воздействия (например, снижение r_{max}) также могут иметь место. Мы считаем, что изменение K равное 2% в год представляет приблизительную оценку воздействий на белых медведей в связи с потерей льда, приемлемую для проведения оценки относительных воздействий различных уровней добычи (т.е. не для прогнозирования будущего статуса популяции).

Как описано в разделе *Анализ рисков в связи с добычей*, мы полагаем, что $N_{2010} = 2000$ (1000 самок и 1000 самцов) и $r_{max} = 0,04$ являются возможными верхними пределами популяционных параметров для чукотско-алаяскинской популяции. Мы используем эти изначальные параметры для прогнозирования популяции в будущем, признавая, что полученные в результате прогнозы скорее всего будут отражать оптимистический взгляд на воздействие добычи. Рисунок 2 показывает относительное воздействие различных фиксированных уровней добычи на число самок белых медведей в популяции. Добыча на фиксированном уровне (т.е. добыча постоянного числа белых медведей в год без перерасчета) представляет собой рискованный подход, который мы не рекомендуем. Если использовать фиксированный уровень добычи, который слишком высок, или если при фиксированном уровне добычи численность популяции снижается по причинам, не связанным с добычей, то это приведет к изъятию прогрессивно увеличивающейся доли популяции в каждый следующий год. Это приведет к ускорению снижения численности популяции. Добыча на фиксированном уровне показана здесь для сравнения с

рекомендуемым подходом к добыче с использованием фиксированной доли популяции (Рисунок 3), который предполагает периодическую переоценку уровня добычи, как определенной доли популяции на текущее время. Исходя из принятых нами размера и статуса чукотско-алаянской популяции ($N_{2010} = 1000$ самки и $r_{max} = 0,04$), Рисунок 2 показывает, что изъятие 100 самок в год - самый высокий из рассматриваемых уровней – скорее всего приведет к резкому снижению численности в течение следующего десятилетия. Вызванное человеком изъятие 62 и 34 самок в год является неустойчивым в пределах следующего десятилетия. Изъятие при рекомендуемом верхнем пределе равном 15 самкам в год может быть устойчивым на непродолжительное время. Однако, для обоих сценариев с нулевым изъятием и с изъятием 15 самок в год, предполагаемые влияния меняющейся среды станут заметными через 20 лет, поскольку предполагаемое снижение емкости среды обитания приведет к отрицательному реализуемому росту популяции и следовательно к снижению численности популяции. Как показывает сценарий с нулевым изъятием, модель прогноза (численности) популяции демонстрирует отставание между снижающейся K и снижающейся N (т.е. для каждого данного года N в действительности выше K). Это происходит потому, что K снижается быстро, а нижнее значение r_{max} , используемое в наших прогнозах сдерживает реализуемую скорость роста популяции как в случае положительного, так и отрицательного изменения. Поскольку мы приняли, что изменяющиеся условия среды будут оказывать влияние на белых медведей через механизмы, зависящие от плотности (т.е. снижение емкости местообитаний), относительно низкий уровень добычи в 15 самок в год приведет к более низкому уровню численности популяции по сравнению с популяцией, в которой добыча не ведется, но не ускорит снижения численности популяции. В этом случае воздействия, определяемые

плотностью, частично компенсируют вызванное человеком изъятие. Однако, если будущие изменения среды будут воздействовать на белых медведей через ограничения, не зависящие от плотности (т.е. снижение r_{max}), вызванное человеком изъятие, вероятно, будет добавляться к снижению численности, вызванному другими причинами.

Рисунок 3 показывает относительные воздействия добычи различных фиксированных долей (процента) популяции на численность самок белых медведей в чукотско-алаянской популяции. В первый год прогноза (т.е. 2010), добыча выбранных процентов популяции дает в результате уровне равные уровням, показанным на Рисунке 2. Однако, при использовании подхода с добычей фиксированной доли (процента) популяции, в уровень добычи вносятся ежегодные поправки в соответствии с общей численностью популяции. Согласно нашему модифицированному подходу Предписанного уровня добычи (ПУД), рекомендуется, чтобы верхний допустимый предел добычи самок равный 0,015 (т.е., ежегодное изъятие 1,5% самок популяции). Добыча при таком проценте изъятия означает добычу 15 самок в год при общей численности $N = 1000$, 17 самок в год при численности самок $N = 1100$, и 14 самок в год при численности самок $N = 900$. Сравнение Рисунков 2 и 3 показывает, что добыча фиксированной доли популяции предохраняет против ускорения снижения численности, вызванного добычей в случаях, когда выбранный уровень добычи слишком высок или если численность популяции сокращается по другим причинам (например, снижающаяся емкость местообитаний). Рисунок 3 показывает, что исходя из принятых нами условий для существующего размера и статуса чукотско-алаянской популяции, уровень добычи выше 0,015, вероятно, будет неустойчивым.

Таблица 3 показывает изменение размера популяции в процентном отношении при различных уровнях добычи в сравнении с популяцией в которой добыча не ведется. Это та же информация, которая представлена на Рисунках 2 и 3. Однако, таблица подчеркивает, что задача популяционных прогнозов - оценить относительное влияние различных стратегий добычи, а не делать прогноз будущего статуса популяции. Таблица 3 показывает, что изъятие части популяции самок равное 0,015, вероятно, приведет к снижению размера популяции примерно на 14% по сравнению с размером популяции самок в отсутствие какого-либо промысла.

VI. Возможные варианты добычи

Таблица 3 представляет два возможных варианта регулирования добычи и ожидаемые воздействия на чукотско-алайскую популяцию белого медведя в каждом из двух вариантов. Вариант 1 потребует полного моратория добычи. Вариант 2 – это регулируемая добыча с уровнем изъятия, который, исходя из лучшей имеющейся информации, можно считать устойчивым и в России, и в США. Устойчивый уровень добычи может варьировать от 1 до 45 белых медведей в год, Таблица 2. Оба варианта приведут к снижению добычи по сравнению с существующим уровнем, и, следовательно, оба варианта потенциально будут иметь положительное влияние на статус популяции. Оба варианта предполагают осуществление активной программы мониторинга и контроля за соблюдением установленных правил (программы правоприменения), эффективность которых должна проверяться. Также будет осуществляться система адаптивного управления, в том числе периодическая переоценка уровня добычи для обоих вариантов на основании последней имеющейся информации о популяции. Поскольку в настоящее время отсутствует необходимая для определения устойчивого уровня добычи

количественная информация, выбор любого из вариантов следует считать краткосрочным, на 1-3 года, предполагающим внесение поправок на основании результатов исследований, планируемых в будущем.

Если исходить из того, что происходит быстрая потеря морских льдов (Durner et al. 2009), что прогнозируется продолжительное снижение численности чукотско-аляскинской популяции белого медведя (Amstrup et al. 2008), и что имеющаяся информация свидетельствует о существующих высоких уровнях добычи, то мораторий на добычу в США и России является вариантом управления, который отвечает требованиям применения предосторожности в научном подходе, обеспечения устойчивости и применения «обоснованной научной информации», которые записаны в Соглашении (Вариант 1 в Таблице 3). Мораторий даст возможность свести до минимума риск снижения численности, вызываемый добычей, а тем временем специалисты по регулированию численности популяции смогут работать над двумя главными приоритетами, важными для сохранения популяции: (1) осуществление научных исследований по статусу популяции, и (2) снижение или прекращение нелегального отстрела в России. Для достижения предполагаемых преимуществ Варианта 1 необходим эффективный контроль за соблюдением моратория как в России, так и в США.

Как в России, так и в США наиболее эффективно можно обеспечить поддержку выбранного варианта управления местными пользователями, если в обеих странах разрешить регулируемую добычу на низком уровне, и параллельно с этим продолжить (в США) и установить (в России) обязательную систему мониторинга добычи и систему контроля за выполнением условий. Если, согласно Варианту 2, добыча будет разрешена, то она не должна превышать 15 самок и 30 самцов белых медведей в год (см. раздел

Анализ риска в связи с добычей). Вариант 2 позволит соизмеримую добычу как в России, так и в США, и потенциально может быть поддержан группами пользователей и охотниками, что будет иметь определяющее значение для сохранения чукотско-аляскинской популяции на длительную перспективу. Более того, данные собранные в результате мониторинга добычи, обеспечат информацию, необходимую для принятия решений по управлению популяцией в будущем. Этот вариант соответствует стандартам «устойчивой добычи» и он основывается на том, что считается самой надежной имеющейся научной информацией при проведении этой оценки. Научная рабочая группа не рассматривала соотношения Варианта 2 с таким существующим внутренним законодательством стран, как например, Закон о сохранении морских млекопитающих и Закон о видах, находящихся под угрозой для США. Как было отмечено выше, любая разрешаемая добыча должна рассматриваться как краткосрочная на период с определенной продолжительностью и должна быть прекращена или изменена на основании результатов будущих исследований.

ЧАСТЬ 2: Исследования, необходимые для улучшения оценки уровней устойчивой добычи

Статья VIII Соглашения ставит перед Комиссией задачу “рассмотреть научно-исследовательские программы, включая совместно проводимые программы по изучению, охране и мониторингу белых медведей, и подготовить рекомендации по выполнению этих программ и по определению критериев отчетности по добытым белым медведям и ее проверки”. Эта задача важна, поскольку определение устойчивой добычи требует информации о распределении белого медведя, его численности, размножении и выживаемости, здоровье и физическом состоянии, и о состоянии местообитаний и видов-

жертв, составляющих кормовую базу. По этой причине Научная рабочая группа разрабатывает рекомендации для проведения исследований, необходимых для увеличения надежности определения устойчивых уровней добычи. В этом разделе в общих чертах описаны шаги по определению целей научных исследований, а также те научные исследования, которые уже ведутся в настоящее время, и возможные подходы к осуществлению необходимых научных исследований. Всесторонний план научных исследований чукотско-аляскинской популяции необходим и является важнейшим приоритетом для будущих заседаний научной рабочей группы.

Первый шаг для определения задач научных исследований по чукотско-аляскинской популяции был сделан на техническом заседании американских и российский биологов, состоявшемся в августе 2007 года на Аляске, в г. Анкоридже. Эта группа, в состав которой входило шестеро из членов настоящей научной рабочей группы (Станислав Беликов, Андрей Болтунов, Анатолий Кочнев, Джордж Дернер, Эрик Регер и Карин Роуд), определила ряд приоритетов для научных исследований, в число которых вошли: оценка размера популяции, оценка демографических показателей и экологических процессов, которые ими управляют, проверка границ популяции, определение характера сезонного размещения и выявление наиболее важных местообитаний на суше и в морских льдах. Ведущиеся в настоящее время и будущие исследования обсуждались также некоторыми из членов Научной рабочей группы (Станислав Беликов, Андрей Болтунов, Никита Овсяников, Эрик Регер), а также другими специалистами, на специальной рабочей встрече, проходившей в октябре 2008 в Одессе, на Украине. На этой рабочей встрече было признано, что важно параллельно вести программы научных исследований в России и США, и что радиотелеметрия имеет центральное значение для сохранения чукотско-

аляскинской популяции. Рабочая встреча определила, что в число возможных совместных исследований среди прочих задач необходимо включить применение радиоошейников для изучения белых медведей на о. Врангеля, на побережье Чукотки вблизи поселков Ванкарем и Нутепельмен и в западной части Чукотского побережья.

Оценка численности популяции была определена как самое важное необходимое научное исследование для чукотско-аляскинской популяции. Это также является одной из самых больших трудностей при управлении популяциями животных, даже в случае если это дискретные и доступные для изучения популяции (например, Williams et al. 2002). Оценка численности чукотско-аляскинской популяции белого медведя представляет особую сложность, поскольку популяция рассредоточена на обширном пространстве и трудно доступна. Даже если можно будет применить традиционные методы оценки численности популяции (например, авиаучеты или мечение и повторный отлов), будущие оценки численности популяции, скорее всего, будут характеризоваться низкой точностью и существенным отклонением. Также маловероятно, что изменения численности популяции могут быть вовремя обнаружены, чтобы можно было своевременно внести необходимые изменения в управление популяцией. Поэтому мы предлагаем сделать упор на исследования, направленные на оценку вероятности сокращения популяции под воздействием существующих условий. Это предполагает обширную программу исследований по мониторингу демографических (например, пол и возраст) и экологических (например, физическое состояние медведей, использование местообитаний и экология питания) трендов, а также систему сбора достоверной информации об уровне смертности, вызванной человеком. Сеть Бейеса, или концептуально сходные модели могут быть полезными для управления популяцией, поскольку они обеспечивают синтез

данных названных исследований и программ мониторинга добычи. Этот подход будет учитывать как количественную, так и качественную информацию, а также неопределенность информации, при оценке статуса популяции и при определении возможных вариантов управления чукотско-аляскинской популяцией.

Ряд усилий уже был предпринят и предпринимается в настоящее время по рассмотрению возможности применения методов повторных отловов и авиаучетов для оценки размера/численности чукотско-аляскинской популяции белого медведя. Последнее экспериментальное исследование по оценке авиаучетов как метода для определения размера чукотско-аляскинской популяции (Evans et al. 2003) продемонстрировало существенные сложности, связанные с этим подходом. Нильсон и Сталь (Neilson and Stahl, 2008) пришли к выводу, что для оценки численности популяции с помощью авиаучетов потребуется следующее:

1. Проведение осеннего авиаучета с использованием вертолетов, базирующихся на ледоколе, для оценки количества медведей в морских ледовых местообитаниях. Это потребует обновленных “функций выбора ресурсов” (ФВР) для оценки использования местообитаний. В схему проведения учета входит частичное обследование имеющихся ледовых местообитаний и использование ФВР для экстраполяции плотностей белых медведей из обследованных районов на районы, в которых учет не проводился. Перед проведением учетов потребуется провести телеметрические исследования.
2. Одновременная оценка численности медведей на арктическом побережье Чукотки, американском побережье Чукотского моря и на острове Врангеля.

При идеальных условиях в результате всех этих усилий может быть получена одна оценка численности популяции с коэффициентом вариации примерно 21-25% (Nielsen and

Stahl 2008). Этот подход потребует оптимальных погодных условий в год проведения учета, предварительной работы по детальной отработке методов, значительных средств и широкого сотрудничества и координации между командой американских и российских ученых. Таким образом, стоимость такого учета будет высока, как с точки зрения человеческих, так и финансовых затрат, и также будет высока степень риска (т.е. что условия в год проведения учета могут быть неблагоприятными), при этом будет получена лишь одна оценка численности популяции с довольно большим доверительным интервалом.

В настоящее время проводится оценка метода мечения и повторных отловов как возможного подхода к оценке численности популяции и ее демографических показателей. Этот подход имеет дополнительные преимущества, так как он позволяет получить дополнительные данные по характеру перемещений и использованию местообитаний с помощью радиометок, которые закрепляют на медведей при поимке, а также данные о здоровье, физическом состоянии и экологии питания медведей, получаемые в результате измерений и взятия проб. В 2008 и 2009 годах в американской части Чукотского моря было помечено 35 и 39 медведей соответственно. В настоящее время продолжается работа по весеннему отлову в Чукотском море, и предполагается, что к маю 2010 общий объем выборки будет составлять более 100 медведей. Данные, полученные при обработке пойманных медведей, будут использованы для оценки целесообразности использования стандартных методов повторных отловов для оценки размера популяции и ее демографических показателей, и одновременно они предоставят пробы, которые позволят оценить воздействие меняющихся условий среды на здоровье медведей, их физическое состояние, зараженность болезнями, уровни содержания

опасных загрязняющих веществ и экологию питания. Кроме того, эта работа дала возможность закрепить радио-ошейники на 21 взрослой самке за 2008 и 2009 годы и дополнительные радиометки в 2010 году. Данные, получаемые с помощью радиометок, будут использованы для получения последней самой свежей информации о характере сезонного распределения и использования местообитаний – информация, которую необходимо иметь прежде, чем перейти к определению размера популяции с использованием традиционных подходов, или к оценке любых возможных подходов по индексации размера популяции или ее статуса. Эта информация позволит научной рабочей группе выявить наилучший подход к оценке размера и статуса чукотско-алюсской популяции и заложить основу всестороннего плана научных исследований на ближайшее будущее.

В настоящее время усилия по сбору данных, необходимых для количественной оценки демографических показателей, физического состояния и здоровья медведей в сосредоточены вдоль американского побережья восточной части Чукотского моря. В сочетании с этой работой было начато исследование с использованием пространственных и генетических данных, которое позволит определить, является ли эта географически изолированная выборка репрезентативной для чукотско-алюсской популяции белых медведей, и позволит выявить географические местоположения, где может быть получена самая репрезентативная выборка по данной популяции. Генетический анализ в сочетании с анализом характера индивидуальных участков могут быть использованы, чтобы понять привязаны ли медведи чукотско-алюсской популяции к своим определенным территориям, или же они используют местообитания по всей области распространения популяции. Работа по отлову вблизи западной границы чукотско-алюсской популяции

может быть чрезвычайно сложной, тем не менее в последние годы было продемонстрировано, что там может быть осуществлено взятие генетических проб. Служба управления ресурсами рыб и диких животных США в сотрудничестве с Андреем Болтуновым, Виктором Никифоровым, Никитой Овсяниковым и другими готовятся провести исследование, которое позволит выяснить зависимость родства между индивидуальными белыми медведями в чукотско-алаянской популяции от их географического распределения. Из некоторых мест пробы уже были взяты. Особенно важно взять пробы у медведей на побережье Чукотки, острове Врангеля и на морских льдах у побережья США.

Также предпринимаются усилия по организации и проведению работы по мечению и повторным отловам в России, чтобы расширить географический охват выборки. На острове Врангеля находится одна из самых больших известных концентраций белых медведей, и остров является ключевым наземным убежищем для значительной части чукотско-алаянской популяции в сезон отступления морских льдов. Это дает уникальную возможность провести наземные отловы в сочетании с продолжением и расширением уже ведущегося мониторинга. Возможно, что также удастся организовать отлов ограниченного числа белых медведей на побережье Чукотки вблизи поселков Ванкарем и Нутепельмен в сочетании с мониторингом и действующей в этих поселках в настоящее время природоохранной программой.

Определение границ популяции на основании данных радиотелеметрии и генетических исследований также имеет важное значение при распределении изъятия медведей между чукотско-алаянской популяцией и примыкающей популяцией южной части моря Бофорта (Amstrup et al. 2005). Определение границ популяции также позволяет

улучшить оценку демографических показателей (например, посредством выяснения воздействия эмиграции на оценки выживаемости, полученные в результате мечения и повторных отловов) и оценку размера популяции (например, экстраполируя оценки плотности за пределы географической области, в которой проводилась выборка). Данные радиотелеметрии позволят иметь информацию о характере использования местообитаний на основании моделей индивидуальных участков, функций выбора ресурсов, моделей поведения индивидуальных животных, а также они позволят иметь информацию о реакции белых медведей на сокращение морских льдов, необходимую для улучшения долгосрочных прогнозов по белым медведям (например, в Amstrup et al. 2008). Информация о передвижениях, включая сезонное разделение белых медведей на тех, которые находятся на суше, и тех, которые находятся в морских льдах, поможет определить области их перекрывания с поселениями и деятельностью людей (например, разработка нефти и газа). В 2010 дополнительная информация по передвижениям была получена с помощью закрепления ушных радиометок на каждого отдельного медведя во время отлова на территории США. Усовершенствование методов телеметрии, как например, применение систем двойных меток и датчиков близости, даст возможность лучше оценивать выживаемость и размножение.

Показатели выживаемости и успешности размножения также могут быть получены на основании данных о половозрастном и репродуктивном составе популяции (Skalski et al. 2005). Состав выборки полученной в результате отловов в США с 2008 по 2010 позволяет получить информацию по текущему статусу чукотско-алаяскинской популяции, в том числе по воздействию высокого уровня вызванной человеком смертности в России на демографические показатели. Сравнение возраста и репродуктивного статуса взрослых

самок из последней выборки отловов с аналогичными данными, полученными Джеральдом Гарнером в конце 1980-х начале 1990-х, позволяет проследить временные тренды в составе популяции в связи с добычей или изменением местообитаний.

Аналогичные свидетельства могут быть обнаружены при сравнительном и меридианальном анализе возраста приблизительно 500 зубных кольцевых структур белых медведей добытых в американской части Чукотского моря, начиная с 1980 года. Служба управления ресурсами рыб и диких животных США и Геологическая служба США в настоящее время работают над подготовкой проведения этого анализа с целью представить полученные результаты на встрече научной рабочей группы в 2011.

Данные о здоровье и физическом состоянии медведей могут служить показателями выживаемости и успешности размножения, которые важны при определении скорости роста популяции и, следовательно, имеют значение для определения уровня устойчивой добычи. Направленные изменения (тренды) здоровья и физического состояния также позволяют получить первоначальную оценку потенциальной реакции популяции на изменения среды (Derocher and Stirling 1998; Rode et al. 2009). В Чукотском море, в местах, где количество льдов существенно сократилось за последние несколько десятилетий, сравнительный анализ физического состояния и экологии питания может показать, каким образом популяция реагирует на произошедшие изменения. Данные, собранные Джеральдом Гарнером в конце 1980-х и начале 1990-х годов во время отлова белых медведей в Чукотском море, дают возможность проследить физическое состояние, здоровье и экологию питания за период времени, в течение которого произошли изменения морских льдов. Сравнительно новые методы, исследующие жирные кислоты и стабильные изотопы в тканях медведей, могут быть использованы, чтобы восстановить

рацион питания по пробам, взятым у ранее отловленных и добытых медведей. Полученная информация важна для понимания возможных изменений в сети питания, связанных с направленными изменениями(трендами) доступности местообитаний. В настоящее время Служба управления ресурсами рыб и диких животных США и Геологическая служба США работают над подготовкой сравнительного анализа новых данных за три года наблюдений с 2008 по 2010 год и данных, собранных в 1980-х и 1990-х годах. Мы постараемся получить результаты этого анализа к следующему заседанию научной рабочей группы.

Исследования, которые дают информацию по характеру индивидуальных перемещений и использованию местообитаний имеют критическое значение для определения наилучшего подхода к осуществлению мониторинга статуса чукотско-аляскинской популяции. В силу этого, текущие научные исследования сосредоточены на получении необходимых данных и на работе по оценке целесообразности традиционных подходов к мониторингу популяционных трендов. Однако, несколько других аспектов исследования требуют дальнейшего рассмотрения. Залегание в берлоги является критической составляющей жизненного цикла белых медведей. Имеющаяся информация о поведении при залегании в берлоги самок чукотско-аляскинской популяции, говорит о том, что в основном (а возможно и всё) залегание в берлоги происходит на суше. Наличие доступа к местам залегания в берлоги в условиях изменения морского ледового покрова должно стать важной областью будущих исследований. Также традиционные знания коренных жителей Аляски и Чукотки будет иметь критическое значение для разработки научно-исследовательских гипотез, ведения мониторинга сезонного распределения, выявления областей конфликтов между людьми и медведями, и понимания изменений,

происходящих в традиционном использовании медведей для обеспечения жизненных потребностей. Недавно такие исследования были проведены в России, и в настоящее время предпринимаются усилия по сбору современных традиционных местных знаний на Аляске. Продолжение сбора традиционных знаний будет критически важной частью всесторонней программы исследований.

Для долгосрочного регулирования добычи белых медведей чукотско-аляскинской популяции потребуется система адаптивного управления (Williams 2001), которая позволит учитывать новую информацию о статусе популяции и на основании полученных результатов проводить периодический пересмотр правил, регулирующих добычу, и других мер управления. Маловероятно, что какой-либо один метод исследования (как например, мечение и повторные отловы) будет достаточно точным и всеобъемлющим, чтобы стать единственным основанием для принятия решений по управлению популяцией. Заключение о размере и статусе популяции более правильно делать на основании широкой описанной выше программы исследований, на основании традиционных знаний коренных жителей и информации об изменениях местообитаний белого медведя (Durner et al. 2009). Для каждого типа информации характерна своя форма, масштаб выводов и уровень неопределенности. Мы предлагаем разработать эвристическую модель, аналогичную сети Бейеса (как, например, в Amstrup et al. 2008), чтобы синтезировать имеющуюся и будущую информацию о статусе чукотско-аляскинской популяции белого медведя. Это позволит принимать последовательные и прозрачные решения по управлению популяцией и в будущем сможет быть важной частью системы ее регулирования.

Список цитированной литературы:

- Aars, J., N. J. Lunn, and A. E. Derocher. 2006. Polar Bears: Proceedings of the 14th Working Meeting of the World Conservation Union Species Survival Commission (IUCN/SSC) Polar Bear Specialist Group. Seattle, Washington, USA.
- Amstrup, S. C. 2003. Polar bear. Pages 587-610 in G. A. Feldhammer, B. C. Thompson, and J. A. Chapman, editors. Wild mammals of North America: Biology, Management, and Conservation. John Hopkins University Press. Baltimore, MD. 2nd edition.
- Amstrup, S.C., I. Stirling, and J.W. Lentfer. 1986. Past and present status of polar bears in Alaska. Wildlife Society Bulletin. 14:241-254.
- Amstrup, S.C., and D.P. DeMaster. 1988. Polar bear, *Ursus maritimus*. Pages 39-45 in J.W. Lentfer, ed. Selected Marine Mammals of Alaska: Species Accounts with Research and Management Recommendations. Marine Mammal Commission, Washington, D.C.
- Amstrup, S.C. 1995. Movements, distribution, and population dynamics of polar bears in the Beaufort Sea. Ph.D. Dissertation. University of Alaska Fairbanks. Fairbanks, Alaska, 299 pp.
- Amstrup, S.C., G. Durner, I. Stirling, N.J. Lunn, and F. Messier. 2000. Movements and distribution of polar bears in the Beaufort Sea. Canadian Journal of Zoology. 78:948-966.
- Amstrup, S.C., G. M. Durner, A. S. Fischbach, K. Simac, and G. Weston-York. 2002. Polar Bear Research in the Beaufort Sea. pp. 109-125. In N. Lunn, E. W. Born, and S. Schliebe (eds). Proceedings of the Thirteenth Working Meeting of the IUCN/SSC Polar Bear Specialist Group, Nuuk, Greenland. IUCN, Gland, Switzerland, and Cambridge, U.K. vii + 153 pp.
- Amstrup, S.C., T.L. McDonald, and G.M. Durner. 2004. Using satellite radiotelemetry data to delineate and manage wildlife populations. Wildlife Society Bulletin. 32:661-679.
- Amstrup, S.C., G.M. Durner, I. Stirling, and T.L. McDonald. 2005. Allocating harvests among polar bear stocks in the Beaufort Sea. Arctic. 58:247-259.
- Amstrup, S.C., G.M. Durner, I. Stirling, and T.L. McDonald. 2005. Allocating harvests among polar bear stocks in the Beaufort Sea. Arctic. 58:247-259.
- Amstrup, S. C., B. G. Marcot, and D. C. Douglas. 2008. A Bayesian network modeling approach to forecasting the 21st century worldwide status of polar bears. in E. T. DeWeaver, C. M. Bitz, and L.-B. Tremblay, editors. Arctic Sea Ice Decline: Observations, Projections, Mechanisms, and Implications. American Geophysical Union, Washington, D.C., USA.
- Andren, H., J.D. C. Linnell, O. Liberg, R. Andersen, J. Odden, P.F. Moa, P. Ahlqvist, T. Kvam, R. Franzen, and P. Segerstrom. 2006. Survival rates and causes of mortality in Eurasian lynx (*Lynx lynx*) in multi-use landscapes. Biological Conservation 131:23-32.
- Barlow, Jay, Steven L. Swartz, Thomas C. Eagle, and Paul R. Wade. 1995. U.S. Marine Mammal Stock Assessments: Guidelines for Preparation, Background, and a Summary of the 1995 Assessments. U.S. Dep. Commer., NOAA Tech. Memo. NMFS-OPR-6, 73 p.
- Baur, D.C. 1996. Reconciling polar bear protection under United States laws and the International Agreement for the Conservation of Polar Bears. Animal Law (2):9-99.
- Belikov, S.E. 1992. Number, distribution, and migrations of the polar bear in the Soviet Arctic. Krupnye Khishniki (Big predators). Moskva, CNIL Glavokhoty RSFSR, 74-84.
- Belikov, S.E. 1993. Status of polar bear populations in the Russian Arctic. Pp 115-121 In: O. Wiig, and G.W. Garner (Eds.) Proceedings of the Eleventh Working Meeting of the IUCN/SSC Polar Bear Specialist Group. IUCN. Gland Switzerland and Cambridge, UK. 192 pp.

- Belikov, S.E., Y. Gorbunov, and V.I. Shinikov. 1986. Results of winter observations of marine mammals in seas of the Soviet Arctic and in the Bering Sea in 198s. Theses of Reports IX All-Union Meeting on Research, Protection, and Sustainable use of Marine Mammals. Arkhangelsk, 9-11 September 1986. 24-25.
- Belikov, S.E., and A.N. Boltunov. 1995. Problems with conservation and sustainable use of polar bears in the Russian Arctic. *Ursus* 10:119-127.
- Bulte, E.H. and G.C. Van Kooten. 1999. Economics of antipoaching enforcement and the ivory trade ban. *American Journal of Agricultural Economics* 81:453-466.
- Cherry, S. G., A. E. Derocher, I. Stirling, and E. S. Richardson. 2009. Fasting physiology of polar bears in relation to environmental change and breeding behavior in the Beaufort Sea. *Polar Biology* 32:383-391.
- Comiso, J.C., C.L. Parkinson, R. Gertsen, and L. Stock. 2008. Accelerated decline in the Arctic sea ice cover. *Geophysical Research Letters* 35:L01703.
- Derocher, A.E. and Taylor, M.K. 1994. Density-dependent population regulation of polar bears. *in* Ninth International Conference on Bear Research and Management, Missoula, Montana, USA.
- Durner, G.M Derocher, A. E., I. Stirling, and W. Calvert. 1997. Male-biased harvesting of polar bears in western Hudson Bay. *Journal of Wildlife Management* 61:1075-1082.
- Durner, G.M., D.C. Douglas, R.M. Nielson, S.C. Amstrup, T.L. McDonald, I. Stirling, M. Mauritzen, E.W. Born, O. Wiig, E. Deweaver, M.C. Serreze, S.E. Belikov, M.M. Holland, J. Maslanik, J. Aars, D.A. Bailey, and A.E. Derocher. 2009. Predicting 21st century polar bear habitat distribution from global climate models. *Ecological Monographs* 79:25-58.
- Eberhardt, L. L. 1990. Survival rates required to sustain bear populations. *Journal of Wildlife Management* 54:587-590.
- Fischbach, A. S., S. C. Amstrup, and D. C. Douglas. 2007. Landward and eastward shift of Alaskan polar bear denning associated with recent sea ice changes. *Polar Biology* 30:1395-1405.
- Fowler, C. W. 1981. Density Dependence as Related to Life-History Strategy. *Ecology* 62:602-610.
- Frolov, I.E., Z.M. Gudkovich, V.P. Karklin, E.G. Kovalev, V.M. Smolyanitsky. 2006. Climate change in Eurasian arctic shelf seas: Centennial ice-cover observations. Springer-Praxis Books. New York, NY.
- Garner, G.W., S.T. Knick, and D.C. Douglas. 1990. Seasonal movements of adult female polar bears in the Bering and Chukchi seas. *International Conference on Bear Research and Management* 8:219-226.
- Garner, G.W., S.E. Belikov, M.S. Stishov, V.G. Barnes, and S.A. Arthur. 1994. Dispersal patterns of maternal polar bears from the denning concentration on Wrangel Island. *International Conference on Bear Research and Management* 9(1):401-410.
- Holland, M.M, C.M. Bitz, and B. Tremblay. 2006. Future abrupt reductions in the summer Arctic sea ice. *Geophysical research letters* 33: L23503.
- Holland, M.M., M.C. Serreze, and J. Stroeve. 2008. The sea ice mass budget of the Arctic and its future change as simulated by coupled climate models. *Climate Dynamics* 34: 185-200.
- Hunter, C. M., H. Caswell, M. C. Runge, S. C. Amstrup, E. V. Regehr, and I. Stirling. 2007. Polar bears in the southern Beaufort Sea II: demography and population growth in

- relation to sea ice conditions. USGS Alaska Science Center, Anchorage, Administrative Report.
- Kalxdorff, S. 1998. Distribution and abundance of marine mammal carcasses along beaches of the Bering, Chukchi, and Beaufort Seas, Alaska 1995-1997. U.S. Fish and Wildlife Service Technical Report MMM 98-1; Anchorage, AK.
- Kalxdorff, S. 1997. Collection of local knowledge regarding polar bear habitat use in Alaska. U.S. Fish and Wildlife Service Technical Report MMM 97-2, Anchorage, AK.
- Kochnev, A.A. 2002. Autumn aggregations of polar bears on the Wrangel Island and their importance for the population. Abstracts of reports to the Second International Conference of the Marine Mammals of the Holarctic. Baikal, Russia. Sept 10-15, 2002.
- Kochnev, A.A., V.M. Etylin, V.I. Kavry, E. B. Siv-Siv, and I.V. Tanko. 2003. Traditional knowledge of Chukotka Native peoples regarding polar bear habitat use. Prepared for US National Park Service by The Chukotka Association of Traditional Marine Mammal Hunters, The Alsaka Nanuuq Commission, The Pacific Fisheries Research Center (Chukotka Branch).
- Kochnev, A.A. 2006. Research on polar bear autumn aggregations on Chukotka, 1989-2004. Pages 157-165 In: J. Aars, N.J. Lunn, and A.E. Derocher (Eds). Polar bears. Proceedings of the 14th working meeting of the IUCN/SSC polar bear specialist group, 20-24 June 2005, Seattle, Washington, USA.
- Laidre, K.L., I. Stirling, L.F. Lowry, O. Wiig, M. P. Heide-Jorgensen, and S.H. Ferguson. 2008. Quantifying the sensitivity of Arctic marine mammals to climate-induced habitat change. *Ecological Applications* 18:S97-125.
- Lemke, P., J. Ren, R.B. Alley, I. Allison, J. Carrasco, G. Flato, Y. Fujii, G. Kaser, P. Mote, R.H. Thomas and T. Zhang, 2007: Observations: Changes in Snow, Ice and Frozen Ground. In: *Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Solomon, S., D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K.B. Averyt, M. Tignor and H.L. Miller (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- Markus, T., J.C. Stroeve, and J. Miller. 2009. Recent changes in Arctic sea ice melt onset, freezeup, and melt season length. *Journal of Geophysical Research* 114:C12024.
- Maslanik, J., S. Drobot, C. Fowler, W. Emery, and R. Barry. 2007. On the Arctic climate paradox and the continuing role of atmospheric circulation in affecting sea ice conditions. *Geophysical Research Letters* 34:L03711.
- McAllister, R.R.J., D. McNeill, and I.J. Gordon. 2009. Legalizing markets and the consequences for poaching of wildlife species: the vicuna as a case study. *Journal of Environmental Management* 90:120-130.
- Meehl, G.A., T.F. Stocker, W.D. Collins, P. Friedlingstein, A.T. Gaye, J.M. Gregory, A. Kitoh, R. Knutti, J.M. Murphy, A. Noda, S.C.B. Raper, I.G. Watterson, A.J. Weaver and Z.-C. Zhao, 2007: Global Climate Projections. In: *Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Solomon, S., D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K.B. Averyt, M. Tignor and H.L. Miller (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.

- Molnar, P. K., A. E. Derocher, M. A. Lewis, and M. K. Taylor. 2008. Modelling the Mating System of Polar Bears: a Mechanistic Approach to the Allee Effect. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences* **275**:217-226.
- Obbard, M. E., M. R. L. Cattet, T. Moody, L. Walton, D. Potter, J. Inglis, and C. Chenier. 2006. Temporal trends in the body condition of Southern Hudson Bay polar bears. *Climate change research information note*: 1-8.
- Overland, J.E., and M. Wang. 2007. Future regional Arctic sea ice declines. *Geophysical Research Letters* **34**:L17705.
- Ovsyanikov, N.G. 2003. Dark times for Chukotka polar bears. *WWF Arctic Bulletin* **2.03**:13-14.
- Ovsyanikov, N.G. 2005. Behavior of polar bears in coastal congregations. *Zoological Journal* **84**:94-103.
- Peacock, E. 2009. Davis Strait polar bear population inventory. Final Report to the Nunavut Management Board, Government of Nunavut, Igloolik, Nunavut.
- Rayner, N.A., et al., 2003: Global analyses of sea surface temperature, sea ice and night marine air temperature since the late nineteenth century. *Journal of Geophysical Research* **108**: 4407.
- Regehr, E. V., S. C. Amstrup, and I. Stirling. 2006. Polar bear population status in the southern Beaufort Sea. U.S. Geological Survey Open-File Report 2006-1337.
- Regehr, E. V., C. M. Hunter, H. Caswell, S. C. Amstrup, and I. Stirling. 2009. Survival and breeding of polar bears in the southern Beaufort Sea in relation to sea ice. *Journal of Animal Ecology Online Paper*: doi: 10.1111/j.1365-2656.2009.01603.x.
- Regehr, E. V., N. J. Lunn, S. C. Amstrup, and I. Stirling. 2007. Effects of earlier sea ice breakup on survival and population size of polar bears in western Hudson Bay. *Journal of Wildlife Management* **71**:2673-2683.
- Rigor, I.G., J.M. Wallace, and R.L. Colony. 2002. Response of sea-ice to the Arctic oscillation. *Journal of Climate* **15**:2648-2663.
- Rigor, I.G., and J.M. Wallace. 2004. Variations in the age of Arctic sea-ice and summer sea ice extent. *Geophysical Research Letters* **31**:L09401.
- Rode, K.D., S.C. Amstrup, and E.V. Regehr. 2010. Reduced body size and cub recruitment in polar bears associated with sea ice decline. *Ecological Applications*: in press.
- Rodrigues, J. 2008. The rapid decline of the sea ice in the Russian Arctic. *Cold Regions Science and Technology*:124-142.
- Runge, M. C., J. R. Sauer, M. L. Avery, B. F. Blackwell, and M. D. Koenff. 2009. Assessing allowable take of migratory birds. *Journal of Wildlife Management* **73**:556-565.
- Serreze, M.C., J.A. Maslanik, T.A. Scambos, F. Fetterer, J. Stroeve, K. Knowles, C. Fowler, S. Drobot, R.G. Barry, and T.M. Haran. 2003. A record minimum arctic sea ice extent and area in 2002. *Geophysical Research Letters* **30**:1110.
- Serreze, M.C., A.P. Barrett, J.C. Stroeve, D.N. Kindig, and M.M. Holland. 2009. The emergency of surface-based Arctic amplification. *The Cryosphere* **3**:11-19.
- Springer, A.M., and P. McRoy. 1993. The paradox of pelagic food webs in the northern Bering Sea – III. Patterns of primary productivity. *Continental shelf research* **13**:575-599.
- Stirling, I., N. J. Lunn, and J. Iacozza. 1999. Long-term trends in the population ecology of polar bears in Western Hudson Bay in relation to climatic change. *Arctic* **52**:294-306.
- Stishov M.S. 1991. Results of aerial counts of the polar bear dens on the arctic coasts of the extreme northeast Asia // Polar bears (Proc. of the 10th Working Meeting of the

- IUCN/SSC Polar Bear Specialist Group) // Amstrup S.C., Wiig O (eds.). - IUCN Species Surv. Comm. Occas., Publ. New Ser., Suppl. Pap. N 7, Gland and Cambridge. - P. 90-92.
- Stroeve, J.C., M.C. Serreze, F. Fetterer, T. Arbetter, W. Meier, J. Maslanik, and K. Knowles 2005. Tracking the Arctic's shrinking ice cover: another extreme September minimum in 2004. *Geophysical Research Letters* 32:L04501.
- Stroeve, J., M.M. Holland, W. Meier, T. Scambos, and M. Serreze. 2007. Arctic sea ice decline: faster than forecast. *Geophysical research letters* 34:L09501.
- Stroeve, J., A. Frei, J. McCreight, and D. Gatak. 2008. Arctic sea-ice variability revisited. 48:71-81.
- Taylor, B. L. and D. P. DeMaster. 1993. Implications for non-linear density dependence. *Marine Mammal Science*:360-371.
- Taylor, M. 1994. Density-dependent population regulation in black, brown, and polar bears. *Int. Conf. Bear Res. and Manage. Monogr. Series No. 3*:43pp.
- Taylor, M. K., D. P. DeMaster, F. L. Bunnell, and R. E. Schweinsburg. 1987. Modeling the sustainable harvest of female polar bears. *Journal of Wildlife Management* 51:811-820.
- Taylor, M. K., J. Laake, P. D. McLoughlin, H. D. Cluff, and F. Messier. 2009. Demography and population viability of polar bears in the Gulf of Boothia, Nunavut. *Marine Mammal Science* 25:778-796.
- Taylor, M. K., P. D. McLoughlin, and F. Messier. 2008. Sex-selective harvesting of polar bears *Ursus maritimus*. *Wildlife Biology*:52-60.
- Wade, P.R., and R.P. Angliss. 1997. Guidelines for assessing marine mammal stocks: report of the GAMMS Workshop April 3-5, 1996, Seattle, Washington. U.S. Department of Commerce. NOAA Technical Memo NMFS-OPR 12. 93pp.
- Wade, P. R. 1998. Calculating Limits to the Allowable Human-Caused Mortality of Cetaceans and Pinnipeds. *Marine Mammal Science* 14:1-37.
- Watanabe, E. and H. Hasumi. 2009. Pacific water transport in the Western Arctic Ocean simulated by an eddy-resolving coupled sea ice-ocean model. *Journal of Physical Oceanography* 39:2194-2211.
- Williams, B. K. 2001. Uncertainty, Learning, and the Optimal Management of Wildlife. *Environmental and Ecological Statistics* 8:269-288.
- Zhang, X., and J. E. Walsh. 2006. Toward a seasonally ice-covered Arctic Ocean: scenarios from the IPCC AR4 model simulations. *Journal of Climate* 19:1730-1747.

	1980-1989		1990-1999		2000-2008	
	mean	sd	mean	sd	mean	sd
Estimate of U.S. harvest from biological population.*	109	50	73	22	58	22
Harvest from within U.S. portion of the IUCN subpopulation boundary.**	89	43	56	26	43	20

Таблица 1. Оценки добычи в чукотско-алюсцинской популяции белого медведя с 1980 по 2008 г. в США (источник: база данных Службы управления ресурсами рыб и диких животных США).

*Добыча в чукотско-алюсцинской биологической популяции, включая 50%, 70%, 80%, 90% и 100% медведей, которые были добыты соответственно вблизи Барроу, Вэйнрайт, Пойнт Лэй, Пойнт Хоуп и к югу и западу от Пойнт Лэй как медведи из чукотско-алюсцинской популяции. Это распределение добычи основано на публикации Амструга с соавторами (2005), в которой были определены области перекрытия между популяциями южной части моря Бофорта и чукотско-алюсцинской популяцией.

**Добыча для районов в пределах границ чукотско-алюсцинской популяции принятой МСОП (IUCN) (Aars et al. 2005), в которую входит Пойнт Лэй и районы далее к югу и западу.

Assumed population size (N)	Modified PTL method for assumed values of maximum natural population growth rate (r_{max})								Method of Taylor et al. (1987)	
	$r_{max} \leq 0$		$r_{max} = 0.02$		$r_{max} = 0.04$		$r_{max} = 0.06$		F	M
	F	M	F	M	F	M	F	M		
1000	0*	0*	4	8	8	15	11	23	16	31
1500	0	0	6	11	11	23	17	34	23	47
2000	0	0	8	15	15 [†]	30 [†]	23	45	31	62
2500	0	0	9	19	19	38	28	56	39	78
3000	0	0	11	23	23	45	34	68	47	94
3500	0	0	13	26	26	53	39	79	55	109
4000	0	0	15	30	30	60	45 [‡]	90 [‡]	62	125

Таблица 2. Устойчивые уровни добычи самок (F) и самцов (M) белых медведей чукотско-аляскинской популяции, соответствующие диапазону возможных значений численности популяции (N) и максимальной естественной скорости роста популяции (r_{max}).

* Добыча равная 0 (т.е. отсутствие добычи) – возможный вариант, отвечающий предупредительному научному подходу в условиях наблюдающегося и прогнозируемого сокращения ледовых местообитаний и недостаточной имеющейся информации о численности популяции и направлениях ее изменения.

† Добыча 15 самок и 30 самцов может считаться устойчивым уровнем добычи при приемлемых верхних пределах численности популяции и скорости ее роста. Добыча при этом или любом другом уровне изъятия увеличит риск снижения численности популяции и должна быть обоснована, исходя из небиологических причин.

‡ Добыча 45 самок и 90 самцов - самый высокий теоретически возможный устойчивый уровень добычи для чукотско-аляскинской популяции белого медведя, требующий численности и скорости роста, которые вряд ли могут существовать в реальных условиях. Уровень добычи в период с 2000 по 2008 год превышал этот уровень и мог вызывать снижение численности популяции.

Harvest rate (fraction of females/year)	2020	2030	2040	2050	2060
0 (no harvest)	0	0	0	0	0
0.015	-12	-16	-15	-13	-12
0.034	-25	-36	-37	-36	-35
0.062	-42	-60	-66	-70	-73
0.10	-60	-80	-88	-92	-95

Females only; $N(1) = 1000$ females = $0.6K$; $dK/dt = -2\%$ per year
 Mechalis-Menton density dependence with $KS = 0.5$; $r_{max} = 0.04$

Таблица 3. Процентные изменения размера популяции при добыче различных фиксированных долей популяции, по сравнению с популяцией, в которой добыча не ведется. Здесь в виде таблицы представлено обобщение прогнозируемых результатов, показанных на Рисунке 3. Строки соответствуют различным уровням добычи, выраженным в долях популяции самок, добываемых в год. Колонки отражают временные рубежи в будущем. Например, если фиксированная доля добычи самок белого медведя будет 0,015, прогнозируемый размер популяции в 2040 г. будет на 15 % меньше, чем размер популяции, в которой добыча не ведется.

Вариант управления	Ожидаемое воздействие на общий уровень изъятия из популяции (в сравнении с текущим изъятием)	Риск снижения численности популяции (в сравнении с уровнем при текущем изъятии)	Условия и/или требования
1. Мораторий на добычу в США в дополнение к продолжению моратория на добычу в России	Существенное снижение	Самый низкий	Соблюдение моратория
2. Установить регулируемую добычу в США и России, которая может считаться устойчивой, исходя из наилучшей имеющейся информации	Снижение ¹	Низкий	Планы действий по управлению и мониторингу на местном уровне.

Таблица 4. Рекомендуемые варианты управления и качественная оценка их потенциального воздействия на уровень смертности, вызываемый человеком в чукотско-аляскинской популяции белого медведя, и реакция популяции.

¹ Предполагает, что существующее в России общее изъятие из популяции не увеличится после легализации добычи.

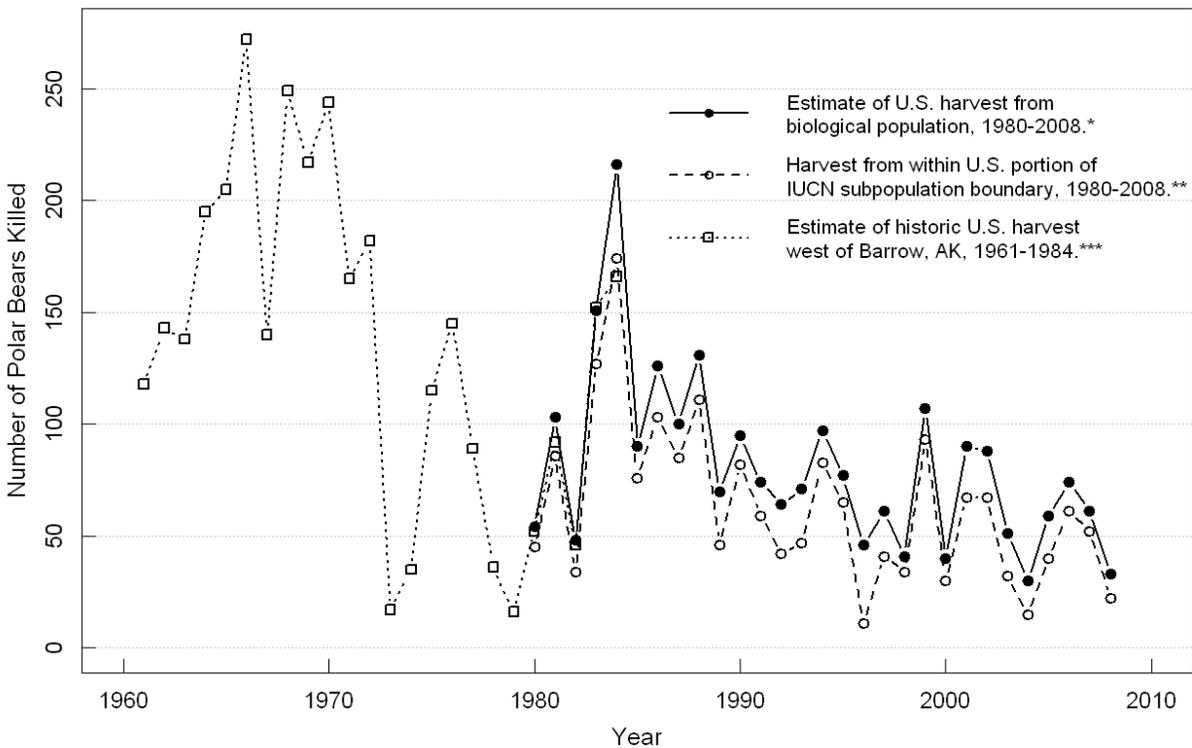


Рисунок 1: Оценка добычи белых медведей чукотско-алюсской популяции в США, 1961-2008.

*Оценка добычи на основании данных из базы данных Службы управления ресурсами рыб и дикой природы США по биологической чукотско-алюсской популяции, включая 50%, 70%, 80%, 90% и 100% медведей, которые были добыты соответственно вблизи Барроу, Вэйнайт, Пойнт Лэй, Пойнт Хоуп и к югу и западу от Пойнт Лэй как медведи из чукотско-алюсской популяции. Это распределение добычи основано на публикации Амструпа с соавторами (2005), в которой были определены области перекрытия между популяциями южной части моря Бофорта и чукотско-алюсской популяцией.

**Оценка добычи из базы данных Службы управления ресурсами рыб и дикой природы США для районов в пределах границ чукотско-алюсской популяции принятой ВСОП (IUCN) (Aars et al. 2005), в которую входит Пойнт Лэй и районы далее к югу и западу.

*** Оценка добычи из Таблицы 6, опубликованной Амструпом (Amstrup et al., 1986), который рассматривает Барроу как восточную границу чукотско-алюсской популяции на Аляске.

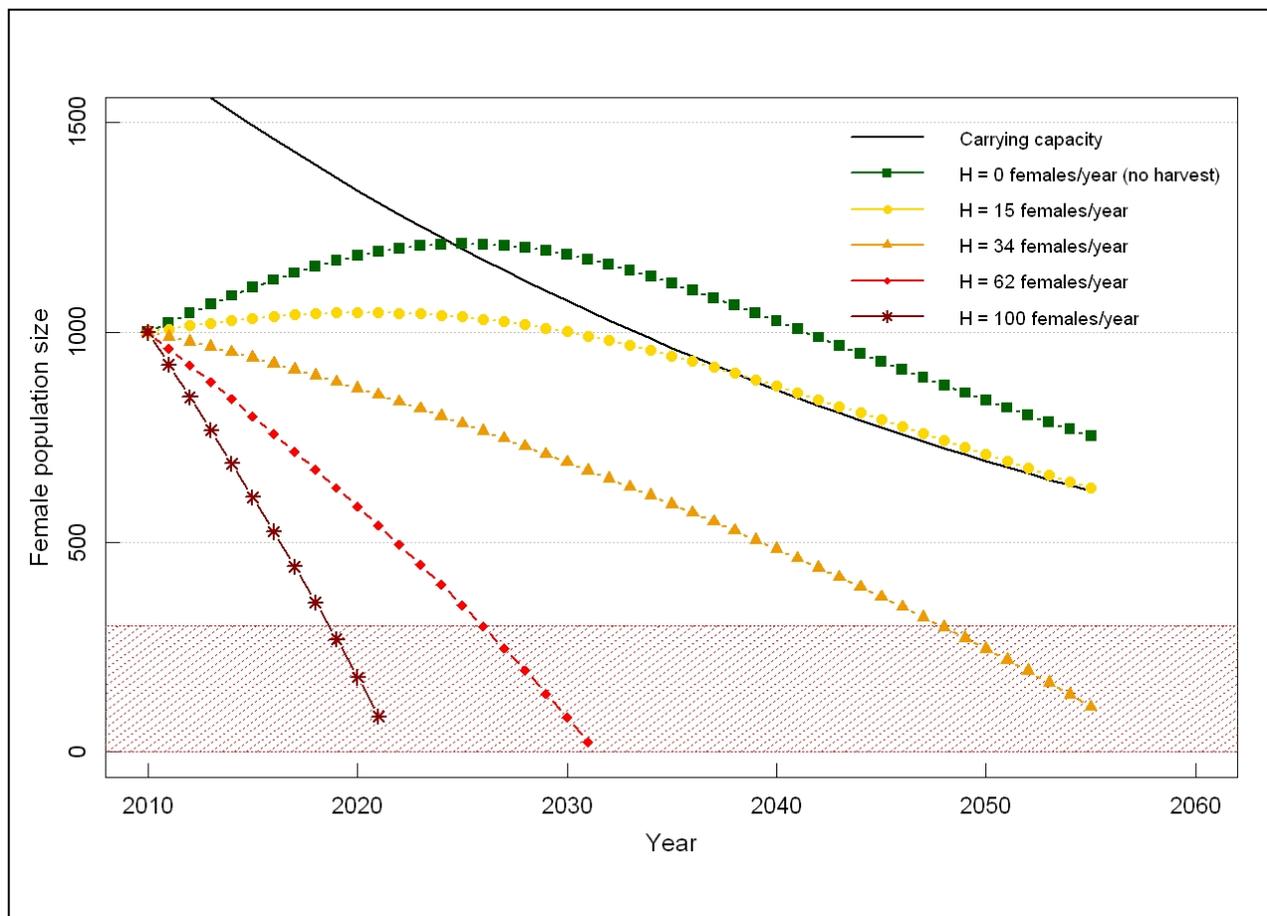


Рисунок 2. Относительные влияния различных уровней фиксированной добычи на численность самок белых медведей в чукотско-аляскинской популяции. Добыча на фиксированном уровне (фиксированного числа самок) это рискованный подход и показан здесь для сравнения с рекомендуемым подходом добычи фиксированной доли популяции, который предполагает периодическую переоценку уровня добычи на основании последней информации по численности популяции и скорости ее роста. Заштрихованная область в нижней части графика показывает условный порог вымирания при уровне численности, составляющем 30% от первоначального размера популяции; ниже этого уровня дополнительные факторы, связанные с малочисленностью, популяции могут ускорить сокращение этой популяции.

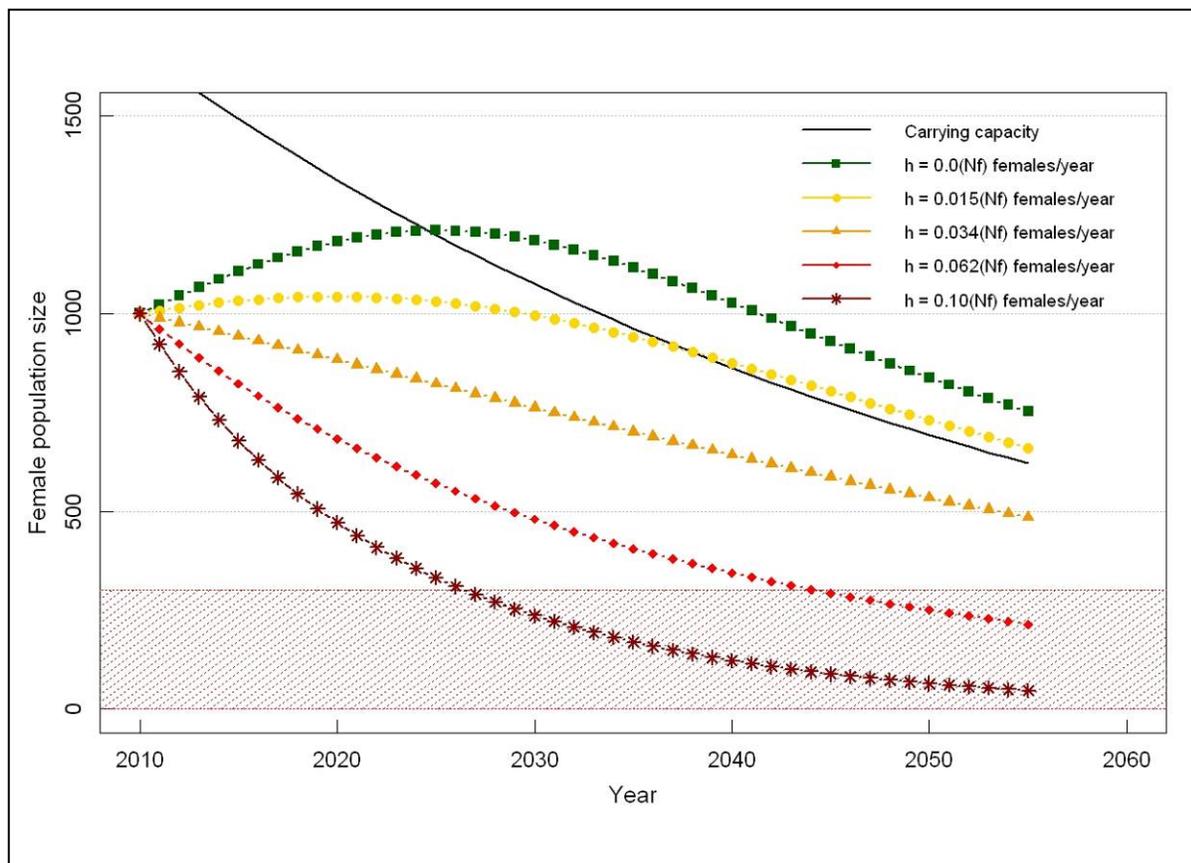


Рисунок 3. Относительное воздействие изъятия различных долей популяции на будущее состояние численности самок белых медведей в чукотско-аляскинской популяции. Добыча фиксированной доли популяции (т.е. постоянного процента от текущей численности популяции) – это рекомендуемый нами подход, который требует периодического пересмотра добываемой доли популяции с учетом новой информации о размере популяции. Фиксированная доля изъятия равная 0,015 (т.е. ежегодное изъятие 1,5% популяции самок) – это верхний предел возможного диапазона уровней добычи, рассчитанных с помощью модифицированного подхода «Предписанного уровня добычи». Заштрихованная область в нижней части графика показывает условный порог вымирания при уровне численности, составляющем 30% от первоначального размера популяции; ниже этого уровня дополнительные факторы, связанные с малочисленностью, популяции могут ускорить сокращение этой популяции.