

A situação atual da caça de lazer e manejo de áreas úmidas no Rio Grande do Sul

Current situation of leisure hunting and wetland management in Rio Grande do Sul State, South Brazil

Demetrio Luis Guadagnin¹

dlg@unisinos.br

Luís Fernando Carvalho Perello¹

lferello@yahoo.com.br

João Oldair Menegheti²

menegheti@fabian.com.br

Resumo

A caça de lazer é uma atividade tradicional em muitas sociedades contemporâneas. No Brasil, esta modalidade de caça está regulamentada apenas no Rio Grande do Sul. Dada a continuidade do processo de degradação dos habitats naturais, o manejo de áreas privadas e formas alternativas de proteção legal, são instrumentos que podem colaborar para as estratégias de proteção da biodiversidade. No Rio Grande do Sul, proprietários rurais e caçadores desportistas manejam lavouras de arroz e áreas úmidas com a finalidade de caça, cuja contribuição potencial para a proteção de áreas úmidas e aves aquáticas ainda não foi investigada. Neste trabalho, descrevem-se as principais formas de manejo de áreas agrícolas relacionadas com a caça de lazer em áreas úmidas da zona costeira do Rio Grande do Sul, as características das áreas naturais sujeitas à pressão de caça e as tendências de adesão à prática da caça de lazer. Arrozais são utilizados como ambientes de caça por 70% dos caçadores e áreas úmidas naturais por 65%. Não houve mudança nos padrões de escolha dos ambientes de caça entre a temporada de caça de 2002 e anos anteriores ($\chi^2 = 1,723$; $p > 0,5$). Cerca de 27% das áreas de caça receberam um manejo diferenciado para atrair aves aquáticas. O manejo da água (N=48), a suplementação alimentar (N=37) e a vigilância contra caçadores furtivos (N=10) foram as ações mais frequentes. O arrendamento ou instrumentos menos formais de manutenção de áreas atrativas para aves aquáticas foi praticado por 12% dos caçadores. Nas áreas naturais, a pressão de caça parece obedecer às diferenças de riqueza e abundância de aves de interesse cinegético, que são maiores nas áreas onde existem evidências de caça. O número de praticantes de caça de lazer declinou 93.5% entre 1974 e 2005. Durante o mesmo período, o número de espécies e as cotas de caça foram progressivamente reduzidos. A existência de atitudes de manejo de áreas agrícolas e áreas úmidas naturais por caçadores e proprietários rurais sugerem que existem oportunidades para estimular a capacidade das paisagens agrícolas em proteger espécies, reduzindo os conflitos com atividades econômicas e interesses de lazer. A tendência de declínio da caça de lazer, por outro lado, sugere que cada vez menos áreas privadas tendem a ser manejadas com o objetivo de atrair aves aquáticas. A conservação de aves aquáticas fora do sistema de áreas protegidas depende

¹ Laboratório de Ecologia e Conservação de Ecossistemas Aquáticos, UNISINOS, Av. Unisinos 950, 93022-000 São Leopoldo RS, Brazil.

² Rua João Paetzel 964/303, 91330-281 Porto Alegre RS, Brazil.

da implementação de estratégias inovadoras capazes de estimular a conservação e manejo de habitats favoráveis à presença de aves aquáticas.

Palavras-chave: caça desportiva, caça amadorista, gestão, anatídeos, aves, banhados, recursos naturais renováveis.

Abstract

Leisure hunting is a traditional activity in many western countries, including Brazil, where it has a legal frame in only one State – Rio Grande do Sul. Due to the ongoing process of habitat loss and degradation, the management of private lands for wildlife and other alternative conservation strategies can be important elements in a system of biodiversity conservation. In Rio Grande do Sul, landowners and hunters manage rice fields and semi-natural wetlands for hunting purposes, whose contribution for the protection of wetlands and wetland species has not yet been evaluated. In this paper we (1) describe the main management actions in agricultural lands of the Coastal Zone of Rio Grande do Sul for duck hunting purposes; (2) characterise the semi-natural areas selected by hunters; and (3) analyse the trends of hunting participation on the State. Rice fields were selected as hunting areas by 70% of hunters and semi-natural wetlands by 65% and these proportions didn't change between 2002 and previous years ($\chi^2 = 1,723$; $p > 0,5$). About 27% of the hunting areas are managed to attract waterbirds. The most frequent practices are water level regulation (N=48), supplementary feeding/baiting (N=37) and control against illegal hunters (N=10). Land leasing or informal agreements were practised by 12% of hunters in order to guarantee and control access to private lands. Semi-natural areas selected by hunters have greater richness and abundance of game waterbirds than non-hunted areas. The number of hunters declined 93.5% between 1974 and 2005. In the same period, the number of species allowed for hunting and the weekly bag limits also decreased steadily. The predisposition for the management of private lands both by hunters and landowners can be an opportunity to foster the capacity of agricultural landscapes to protect wetlands and wetland biodiversity, reducing the conflicts with economic and leisure activities. Otherwise, the declining trend in hunting participation suggests that less private areas are been managed for waterbirds. Novel strategies are needed to foster the conservation of wetlands and wetland species outside the system of protected areas and a sound leisure hunting system can help on this task.

Key words: recreational hunting, wetland birds, anatidae, management, marshes, natural renewable resources.

Introdução

A relação entre caça de lazer e conservação da biodiversidade é alvo de polémica. A caça de lazer intensa pode perturbar populações silvestres, ameaçando sua sobrevivência (Duriez *et al.*, 2005; Keane *et al.*, 2005; Tamisier *et al.*, 2003); pode ser fonte de contaminação (Grandlic *et al.*, 2006; Guitart *et al.*, 2002; Matsuda, 2003) e pode motivar a introdução de espécies exóticas invasoras (Jeschke e Strayer, 2006; Zaccagnini, 2002). Por outro lado, a caça de lazer é uma forma de manejo de populações abundantes (Bonino, 1986; Davidson e Fraser, 1991) e motivou a criação de áreas protegidas, refúgios de vida silvestre e aporte de fundos para

programas de conservação (Graf e Wadsack, 2002; Oldfield *et al.*, 2003). No Rio Grande do Sul, áreas tradicionais de caça de banhado foram poupadas da expansão agrícola através do arrendamento por caçadores, uma prática que vem sendo exercitada há, pelo menos, 70 anos (Menegheti, 1997).

A caça de lazer na América Latina explora principalmente aves aquáticas (Guadagnin *et al.*, 2000; Ojasti e Dallmeier, 2000). No Brasil, o Rio Grande do Sul é o único estado onde a caça de lazer é permitida, dada a existência de legislação própria e da consolidação de um sistema de gestão (Guadagnin *et al.*, 2000; Menegheti e Dotto, 2002). A zona costeira do Rio Grande do Sul é um destino importante de caçadores desportis-

tas e uma das regiões do país com maior diversidade de aves aquáticas (Burger, 1999; Guadagnin *et al.*, 2005; Voooren e Brusque, 1999). A orizicultura é uma das principais atividades econômicas da região (Gomes e Magalhães Júnior, 2004) e um dos principais fatores de perda e fragmentação de áreas úmidas, das quais restam poucos remanescentes naturais (Maltchik *et al.*, 2003). Por outro lado, a matriz de arrozais pode estar desempenhando um papel de suplementação de habitats e de elemento de conectividade entre os remanescentes naturais (Guadagnin *et al.*, 2005; Guadagnin e Maltchik, 2006; Perello *et al.*, 2007). O arroz é um alimento energeticamente rico para os anatídeos (DeInnick e Reinecke, 1986).

Dada a continuidade do processo de degradação, rapidamente estão se esgotando as possibilidades de expansão da rede de áreas protegidas (Machlis e Tichnell, 1985). O manejo de áreas privadas, incluindo áreas de caça, é uma alternativa promissora para ampliar as oportunidades de conservação da biodiversidade (Mathevet e Tamisier, 2002; McNeely e MacKinnon, 1989; Oldfield *et al.*, 2003). Em vários países, as áreas de caça e refúgios de vida silvestre são ativamente gerenciados e colaboram para a conservação da biodiversidade (Evans e Day, 2002; Guillemain *et al.*, 2002). No Brasil e na América Latina, existem estudos sobre as oportunidades de conservação oferecidas pelo manejo de áreas privadas que incluem a caça de subsistência (Cullen *et al.*, 2000; Cullen *et al.*, 2001; Naughton-Treves, 2002; Naughton-Treves *et al.*, 2003; Roza *et al.*, 1996). A caça de lazer, entretanto, ainda não foi investigada. Sabe-se que proprietários rurais e caçadores desportistas no Rio Grande do Sul manejam áreas de lavouras de arroz objetivando a atividade da caça de lazer, porém não existem avaliações sobre a natureza e magnitude destas ações. Este trabalho discute as características do manejo de áreas agrícolas e de escolha de áreas naturais para a prática da caça de lazer na zona costeira do Rio Grande do Sul e apresenta as tendências de adesão à prática da caça de lazer no Estado. Adicionalmente, discute ações e estratégias de gestão da caça de lazer com potencial para minimizar seus impactos ambientais e colaborar para a conservação da biodiversidade.

Material e Métodos

Foram distribuídos 600 questionários auto-aplicáveis semi-estruturados (Minayo, 2004) entre os caçadores licenciados para o exercício da atividade e participantes de cursos preparatórios para a temporada de caça de 2003, realizados em oito municípios do Rio Grande do Sul. O questionário dirigiu-se exclusivamente àqueles que

haviam praticado a modalidade de caça em áreas úmidas (anatídeos) em pelo menos uma oportunidade durante a temporada de 2002. Os questionários foram respondidos individualmente, de forma escrita, após apresentação prévia aos entrevistados para esclarecimentos sobre as perguntas abertas. As perguntas fechadas versaram sobre o tamanho das áreas utilizadas para a caça e os ambientes preferenciais – áreas úmidas palustres; açudes; margens de lagoas ou rios; restingas (lavouras de arroz no período pós-colheita). As perguntas abertas questionaram a forma de arrendamento e as práticas de manejo ativo das áreas de caça. Aplicou-se um pré-teste do questionário junto a caçadores que não se licenciaram para a temporada de 2002. Após escrutínio da consistência das respostas, 296 questionários foram processados. As mudanças nos padrões de escolha dos ambientes de áreas úmidas de caça e das práticas de manejo das áreas de caça entre a temporada de 2002 e anos anteriores foram analisadas através de qui-quadrado.

Complementarmente, entrevistaram-se de forma aberta 13 proprietários rurais no município de Mostardas, em 2003, para saber de suas atitudes em relação à permissão de caça nas propriedades rurais e manejo das áreas de caça. Todas as propriedades estavam situadas dentro da área zoneada para a prática da caça de lazer naquele ano.

Evidências de caça foram obtidas de 27 áreas úmidas naturais investigadas nos municípios de Mostardas e Tavares. As áreas foram examinadas mensalmente ao longo do ano de 2005, em busca de sinais de acampamentos de caça, audição de disparos de armas de caça ou presença de cartuchos deflagrados. Também foram registradas evidências de uso das áreas úmidas para irrigação (bombeamento de água) e pesca (presença de redes ou acampamentos de pescadores). Testou-se a hipótese de que os caçadores são capazes de reconhecer as áreas que apresentam maior probabilidade de bons

rendimentos. A presença de atividade de caça foi comparada com a riqueza e abundância de aves aquáticas em geral e de anatídeos de interesse cinegético, controlando pelo tamanho e tipologia das áreas úmidas. Detalhes sobre estas variáveis serão apresentados em outro artigo (Perello *et al.*, 2007). As áreas úmidas foram classificadas como lacustres ou palustres (Maltchik *et al.*, 2004). Consideraram-se como anatídeos de interesse cinegético as espécies que têm sido incluídas nas portarias de caça em anos recentes: marreca-piadeira (*Dendrocygna viduata*), marrecaneleira (*Dendrocygna bicolor*) e marrecão (*Netta peposaca*). Os dados foram analisados através de regressão logística. Primeiramente, foram executados modelos com apenas uma variável. A seguir todas as variáveis com significância de pelo menos 20% foram empregadas em modelos complexos. Para escolha do melhor modelo empregou-se o Log-likelihood ratio (Hosmer Jr. e Lemeshow, 2001).

Determinaram-se a oferta de oportunidades de caça – número de espécies e cotas semanais de abate autorizadas a cada temporada – e a adesão à prática da caça de lazer – número de licenças de caça concedidas a cada ano –, a partir de dados compilados das portarias de caça emitidas por órgãos oficiais; de registros mantidos pela Federação Gaúcha de Caça e Tiro (FGCT), pela Fundação Zoobotânica do Rio Grande do Sul (FZB-RS), pelo Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis, Porto Alegre (Ibama) e dados já compilados por Efe *et al.* (2005). Calculou-se a taxa geométrica (λ) de declínio do número de caçadores através de regressão linear simples, tomando os logaritmos naturais dos dados. A taxa geométrica foi calculada segundo a fórmula $\lambda = e^r$, onde e é o número neperiano e r é a inclinação da reta de regressão. O número de caçadores licenciados e a oferta de oportunidades de caça foram relacionadas através de correlação de Pearson. Os cálculos foram realizados no programa SPSS (SPSS Inc., 2003).

Resultados

Cerca de 70% dos caçadores desportistas registrados no ano de 2003 utilizam áreas cultivadas com arroz como ambiente de caça (Tabela 1). Áreas úmidas naturais são também frequentemente utilizadas (65% dos entrevistados). Não houve mudança nos padrões de escolha dos ambientes de caça de lazer entre a temporada de 2002 e os anos anteriores ($\chi^2 = 1,723$; $p > 0,5$). De um modo geral as restingas são de fácil acesso através de estradas internas das propriedades, atraindo caçadores. As áreas naturais (áreas úmidas palustres e lacustres) não requerem manejo da água e podem apresentar grandes concentrações de aves, além de oferecer melhores condições de camuflagem. Por outro lado, é maior a incerteza quanto à presença de aves nestes ambientes e os locais tendem a ser de difícil acesso e deslocamento, frequentemente exigindo o emprego de embarcações.

O arrendamento formal de áreas para caça de lazer foi praticado por 11% dos caçadores registrados em 2002. Vinte e dois caçadores informaram o tamanho da área arrendada, que variou de 1 a 300 hectares. A maioria dos caçadores arrenda áreas pequenas (Mediana = 5,0 ha; Moda = 3,0 ha). Na caça de banhado não existe a necessidade de arrendar extensas áreas pois é uma caçada de espreita, onde o caçador não precisa deslocar-se.

As entrevistas realizadas com os proprietários rurais reforçam a evidência de que a autorização de caça seja bastante frequente na zona costeira do Rio Grande do Sul e que é raro o manejo das áreas com a finalidade de viabilizar a caça de lazer (Tabela 2). Os dados também sugerem que não é comum o arrendamento formal de áreas para caça, porém, que existe uma relação de trocas entre proprietários rurais e caçadores, aqui denominada de “sistema de achego”. Essa relação é baseada na retribuição aos proprietários, ou a seus funcionários – pela autorização de acesso à propriedade – de “presentes”, que podem ser bens

materiais ou facilidades em serviços públicos ou privados. Convém destacar que o número de proprietários rurais entrevistados é pequeno para respostas conclusivas sobre essas questões.

Cerca de 28% dos caçadores empregam alguma ação de manejo nos ambientes de caça, com o objetivo de melhorar os rendimentos (Tabela 3). O manejo da água (entre 12% e 17%) e a suplementação alimentar (ceva) entre 10% e 13%, são as ações de manejo ativo mais empregadas. Não aconteceram mudanças nas práticas adotadas na temporada de 2002 em relação aos anos anteriores ($\chi^2 = 1,814$; $p > 0,5$). A suplementação alimentar é comumente feita. Depois da colheita, os caçadores fecham uma quadra de lavoura para acumular água e em seguida espalham pela área milho, mandioca picada, sorgo ou arroz. O manejo da água corresponde à manutenção de água nas restingas de arroz, passivamente, através da oclusão dos sistemas de drenagem ou ativamente, através do bombeamento de água. A manutenção de água em restingas impede que estas sejam utilizadas como áreas de pastagem e só se justifica pelo interesse na caça.

Foram encontradas evidências de caça em 22% das áreas úmidas – quatro áreas lacustres (N=9) e duas áreas palustres (N=18). O tamanho das áreas úmidas (mínimo = 1ha; máximo = 3312ha; mediana = 10ha) não influencia na presença de caça ($p=0,93$). Em modelos univariados, tanto a riqueza e abundância de anatídeos quanto de aves aquáticas em geral foram capazes de prever a presença de caça. As áreas sujeitas à pressão de caça apresentam maior riqueza de anatídeos de interesse cinegético que áreas não caçadas, mesmo quando o modelo é ajustado pelo tipo de área úmida (Tabela 4). O número de praticantes de caça de lazer vem decaindo progressivamente desde o ano de 1975 (Tabela 5), a uma taxa anual de -11,2%. São perceptíveis três momentos diferentes ao longo deste período, demarcados por anos em que não houve abertura de temporada de caça (1975, de 1992 a 1995, 2001). O maior número de caçadores desportistas foi registrado em 1976 (18.000) e o menor em 2001 (167).

Tabela 1. Número de grupos de caçadores desportistas que utilizaram diferentes tipos de ambientes de áreas úmidas para a caça de lazer do Rio Grande do Sul em 2002 e em anos anteriores.

Table 1. Number of hunter parties that used different types of wetlands for leisure hunting in Rio Grande do Sul, South Brazil, in 2002 and previous years.

Tipo de ambiente	2002	Antes
Resteiras de arroz	199	179
Áreas úmidas	185	158
Lagoas	76	56
Reservatórios	48	32
Informantes	290	242

Tabela 2. Autorizações de caça em 13 propriedades rurais produtoras de arroz irrigado na zona costeira do Rio Grande do Sul em 2002 e em anos anteriores.

Table 2. Types of relationship between leisure hunters and landowners of rice production properties in the coastal zone of Rio Grande do Sul, South Brazil, in 2002 and previous years.

	2002	Antes
Caça	8	11
Arrendada	2	2
Sistema de achego*	5	6
Manejo	1	1

* Relação informal baseada na troca de presentes ou favores. Veja detalhes no texto.

Tabela 3. Número de grupos de caçadores desportistas que praticaram ações de manejo dos ambientes de caça (modalidade de caça de banhado) do Rio Grande do Sul em 2002 e em anos anteriores.

Table 3. Number of leisure hunting parties that adopted different management actions of wetlands and rice plantations in Rio Grande do Sul, South Brazil, in 2002 and previous years.

Ano	2002	Antes
Suplementação alimentar (ceva)	37	26
Controle da água	48	33
Vigilância	10	8
Sem manejo ^a	200	168
Com manejo ^b	95	67
Informantes	295	235

^a Número total de grupos de caçadores que praticam alguma forma de manejo.

^b Número total de grupos de caçadores que não praticam nenhuma forma de manejo.

Tabela 4. Fatores associados à presença de caça em áreas úmidas semi-naturais (N=27) na Zona Costeira do Rio Grande do Sul, 2003.**Table 4.** Factors associated with the prevalence of hunting in semi-natural wetlands (N=27) in the coastal zone of Rio Grande do Sul, South Brazil, 2003.

Fator	B	Sig.	Exp(B)
Riqueza de aves cinegéticas	2.015	.017	7.5
Tipo de área úmida (palustre X lacustre)	2.002	.158	7.4
Constante	-5.407	.008	.004

Tabela 5. Espécies de aves aquáticas e cotas semanais^(a) de caça de lazer (modalidade de caça de banhado) autorizadas legalmente no Rio Grande do Sul entre 1975 e 2005 e número de caçadores licenciados no mesmo período.**Table 5.** Waterbird species and weekly quotas allowed for leisure hunting in Rio Grande do Sul, South Brazil, from 1975 to 2005, and number of registered hunters in the same years.

ANO	<i>Netta peposaca</i>	<i>Dendrocygna Viduata</i>	<i>Dendrocygna bicolor</i>	<i>Amazonetta brasiliensis</i>	<i>Anas georgica</i>	<i>Plegadis chihi</i>	No. de caçadores registrados
1974	50	30	30	5	20	15	17.000 ^a
1975	50	30	30	5	20	15	17.500 ^b
1976	50	30	30	15	15	20	18.000 ^a
1977	40	25	25	0	15	0	13.100 ^a
1978	40	25	25	0	15	0	11.40 ^a
1979	40	25	25	0	15	0	12.300 ^a
1980	40	20	20	5	10	0	10.800 ^a
1981	30	20	20	0	5	0	10.112 ^a
1982	30	20	20	0	5	0	10.597 ^a
1983	30	20	20	0	5	0	12.275 ^a
1984	30	20	20	0	5	0	11.329 ^a
1985	30	20	10	0	5	0	10.832 ^a
1986	30	20	10	0	5	0	11.391 ^a
1987	30	20	10	0	5	0	9.790 ^a
1988	30	20	10	0	5	0	7.458 ^a
1989	30	20	10	0	5	0	8.139 ^a
1990	30	20	10	0	15	0	8.425 ^a
1991	30	20	10	0	5	0	6.504 ^a
1992	30	20	10	0	0	0	4.241 ^d
1993	20	20	10	0	0	0	
1994	10	15	5	0	0	0	
1995	5	5	5	0	0	0	4.100 ^b
1996	10	20	10	0	0	0	2.523 ^a
1997	15	25	10	0	0	0	1.754 ^a
1998	0	25	10	0	0	0	1.196 ^c
1999	0	25	5	0	0	0	1.097 ^b
2000	0	25	5	0	0	0	1.225 ^c
2001	0	25	5	0	0	0	167 ^b
2002	0	25	0	0	0	0	1.256 ^b
2003	0	25	0	0	0	0	1.100 ^b
2004	3 (21) ^e	25	3 (15) ^e	0	0	0	1300 ^b
2005	3 (15) ^e	25	3 (15) ^e	0	0	0	1200 ^b

^a Dados obtidos de (Efe *et al.* 2005).^b Registros mantidos pela Associação Gaúcha de Caça e Conservação (AGCC).^c Dados disponibilizados pela Fundação Zoobotânica do Rio Grande do Sul (FZB-RS).^d Dados disponibilizados pelo Ibama, Gerência Regional de Porto Alegre.^e Os valores em parênteses (anos 2004 e 2005) referem-se à cota total permitida para a temporada.

O número de espécies e as cotas de caça autorizadas também decaíram progressivamente no período, variando desde seis espécies e 160 peças semanais por caçador em 1976 a uma espécie em 2002 e 2003 e 15 peças semanais em 1995 (Tabela 5). Em anos recentes tem sido autorizada a caça de duas a três espécies e um total acumulado entre 25 e 31 peças semanais. O número de caçadores desportistas e a oferta de peças e espécies para abate estão fortemente relacionados (respectivamente $R=0,89$; $p<0,01$ e $R=0,91$; $p<0,01$).

Discussão

Este estudo indica que a caça de anatídeos no Rio Grande do Sul é praticada tanto em áreas úmidas naturais quanto em agroecossistemas. Indica também que os caçadores procuram maximizar os rendimentos através da identificação de áreas com reconhecida riqueza de anatídeos de interesse cinegéticos ou manejando as áreas agrícolas para atrair as espécies de interesse. Arrozais são frequentemente utilizados por aves aquáticas, especialmente anatídeos, podendo alcançar grandes concentrações (Dias e Burger, 2005). As restevas de arroz mantêm grãos perdidos durante a colheita, que atraem anatídeos. Essas perdas variam de 3% a 13% em lavouras do Rio Grande do Sul (Franco *et al.*, 2004; Silva, 2004). Considerando um rendimento médio subestimado de 5 t/ha, as perdas de 13% podem significar uma oferta de 650 kg/ha de grãos de arroz na fase pós-colheita. No Rio Grande do Sul, o manejo ativo dos ambientes de caça está baseado em técnicas simples e tradicionais. Em países ocidentais onde a caça de lazer é econômica e socialmente importante, com frequência são adotadas formas sofisticadas e cientificamente embasadas, com o objetivo de aumentar rendimentos (Baldassarre e Bolen, 1994; Chabreck e Nyman, 2005; Elphick e Oring, 2003; Kostecke *et al.*, 2005). Práticas de manejo de arrozais na fase pós-colheita (resteva) exercem grande influência na disponibilidade de alimento para as aves aquáticas (Manley *et al.*, 2004; Stafford

et al., 2006). A conservação da biodiversidade, além da prática da caça de lazer, tem cada vez mais influenciado o manejo (Erwin, 2002). Outras ações também contribuem para a gestão da atividade, como a preocupação com a perturbação da fauna e a contaminação por chumbo. A perturbação pode ser importante em áreas sujeitas à caça intensiva (Tamisier *et al.*, 2003) e pode ser mitigada com a implementação de refúgios de vida silvestre livres de caça, dispostos em mosaico na paisagem (Bregnballe *et al.*, 2004; Bregnballe e Madsen, 2004; Evans e Day, 2002; Fox e Madsen, 1997). O chumbo utilizado na munição é fonte de contaminação e mortalidade, que pode ser minimizada substituindo-o por aço ou outros materiais não tóxicos (Beintema, 2003; Lenten, 2005).

O declínio de 93% no número de caçadores registrados no Rio Grande do Sul desde 1975 parece estar relacionado com a instabilidade quanto à autorização da temporada de caça e à redução das oportunidades de abate ao longo dos anos. Este fenômeno da redução dos praticantes da caça também é verificado em alguns países da Europa e nos Estados Unidos (Grandy *et al.*, 2003; Viñuela e Arroyo, 2002). Inúmeras razões têm sido apontadas para explicar esta tendência, incluindo mudanças culturais associadas à urbanização e modernização, dificuldades crescentes para a prática da caça e declínio de espécies de interesse (Bergman, 2005; Franklin, 2001; Heberlein *et al.*, 2002). Não existem estudos no Brasil sobre estes fenômenos. No Rio Grande do Sul, relatos de caçadores citam que proibições de abate de algumas espécies de marrecas e reduções de cotas máximas, além de dificuldades crescentes para a obtenção de licença de caça e de registro de armas, entre outros fatores, contribuíram para crescente desinteresse pela atividade. As espécies de maior interesse dos caçadores – marreca-pé-vermelho (*Amazonetta brasiliensis*), marreca-parda (*Anas georgica*), marrecão (*Netta peposaca*) e marreca-caneleira (*Dendrocygna bicolor*) – foram repetidamente liberadas e vedadas para caça de lazer no

Estado, num processo de gradativa redução de cotas e oferta de espécies que resulta no desestímulo à atividade. Além disso, houve várias temporadas de caça extraordinárias, com cotas ou períodos reduzidos. As temporadas de 1992-1995 e 1998 foram afetadas pela descontinuidade das atividades de monitoramento populacional. No ano de 2001, ocorreu uma interrupção prematura em virtude do risco de disseminação de febre aftosa nos rebanhos bovinos do Estado, dada a ocorrência de uma epizootia naquele ano.

Cerca de 10% das áreas de caça são formalmente arrendadas por caçadores no Rio Grande do Sul, de um modo geral abarcando superfícies pequenas, entre 3 e 5 hectares. Por outro lado, parece predominar uma relação informal entre caçadores e proprietários rurais que inclui alguma forma de ganho para os proprietários ou seus funcionários. Em países onde a caça é econômica e socialmente mais importante são adotadas ainda outras formas de estímulo ao manejo de áreas privadas para a biodiversidade, incluindo compensações pelo manejo da água na fase pós-colheita, programas de restauração de áreas úmidas semi-naturais e programas de arrendamento de arrozais e áreas úmidas semi-naturais (Tori *et al.*, 2002; Twedt e Nelms, 1999). Estudos anteriores indicaram que, em 1996, 13,1% dos caçadores no Rio Grande do Sul arrendavam áreas úmidas, protegendo 7.680 ha e 87 sítios (Menegheti, 1997). A prática da caça de lazer está associada a atitudes de conservação e restauração de áreas semi-naturais por proprietários rurais (Macdonald e Johnson, 2000). Considerando que o número de caçadores vem diminuindo drasticamente ao longo dos anos, e que a proporção destes que arrenda áreas para a caça de lazer pouco se alterou, é de se esperar que a conservação de áreas úmidas através desta prática tenha se reduzido substancialmente em anos recentes.

Os riscos para a biodiversidade associados à prática da caça de lazer são lembrados com mais frequência do que os riscos associados à sua proibição irrestrita, mas não são necessariamente mais importantes. Dois fatores merecem aten-

ção na análise desta questão. Em primeiro lugar, desconhece-se a relação entre a caça amadorista legal e a caça clandestina, mas é lícito pensar que a desestruturação de um sistema legal de gestão de recursos resulte em sua substituição por outro, informal e desregulado. A prática de caça ilegal por caçadores legalizados, por outro lado, pode ser controlada através de mecanismos efetivos de fiscalização (Gray e Kaminski, 1994). Em segundo lugar, é notória a tendência, em diferentes países, da caça de animais criados em cativeiro em fazendas de caça (Ortiz, 1992; Pedreschi, 1992), uma solução também polêmica. Esta modalidade reduz a pressão sobre os estoques silvestres e as incertezas inerentes ao processo de gestão dos recursos naturais autóctones e tem sido proposta inclusive como alternativa para a caça comercial e de subsistência (Mockrin *et al.*, 2005). Por outro lado, a caça em fazendas frequentemente se baseia em espécies exóticas, o que implica risco de invasão (Jeschke e Strayer, 2006; Mack *et al.*, 2000). Além disso, algumas espécies são consideradas domésticas, o que também reduz a capacidade dos serviços de proteção e licenciamento ambiental em regular a atividade. No Brasil, espécies exóticas como o antílope africano (*Kobus defassa*), o sambar indiano (*Cervus unicolor*) e faisões têm sido utilizadas em fazendas de caça, desde as primeiras iniciativas de implantação na década de 1970 (Menegheti e Bertonatti, 2000). Existem fazendas de caça em funcionamento no país, oferecendo animais exóticos, embora sem suporte legal.

Questionamentos éticos e sociais também influenciam a forma como a atividade da caça de lazer se organiza e se relaciona com a conservação da biodiversidade (Bergman, 2005; Franklin, 2001; Franklin e White, 2001). No campo da conservação da biodiversidade, poucas atividades são tão polêmicas e emocionalmente tratadas quanto a caça (Gunn, 2001). Novamente, o Brasil resente-se da falta de interesse entre cientistas sociais para aprofundar essas questões. O uso sustentável da biodiversidade é um dos princípios previstos na convenção da diversi-

dade biológica. Os usos extrativos, como a caça, a pesca e a coleta de produtos vegetais, são oportunidades de valoração da biodiversidade que fazem parte dos argumentos em favor da sua conservação (Groom *et al.*, 2005). As crescentes demandas de mercado limitam a capacidade de conferir sustentabilidade ao extrativismo comercial de muitos produtos tradicionais, da caça à pesca, cujo uso tende a se limitar ao lazer, o único capaz de ser satisfeito de forma sustentável (Cury e Cayré, 2001).

Formas inovadoras de conservação da biodiversidade fora do sistema de áreas protegidas públicas precisam ser buscadas para conservar a importante biodiversidade regional. O interesse pela caça de lazer pode ser utilizado como ferramenta para estimular a conservação em áreas privadas e os caçadores desportistas podem ser estimulados a aliar-se aos esforços de conservação (Macdonald e Johnson, 2000; Oldfield *et al.*, 2003). No Rio Grande do Sul, existe um ambiente favorável para esta gestão entre caçadores amadoristas e proprietários rurais. A existência de atitudes de manejo de arrozais e áreas úmidas pelos proprietários rurais e caçadores amadoristas e o interesse por áreas com grande riqueza e abundância de aves de caça abrem a oportunidade da investigação e proposição de ações que beneficiem o conjunto das comunidades de aves aquáticas. Esse manejo pode incrementar a capacidade das paisagens agrícolas em proteger espécies silvestres da fauna, sem conflitar com as atividades econômicas de uso da terra. A fim de prevenir os conflitos associados à caça e maximizar os benefícios para a conservação, faz-se necessário um sistema de gestão organizado, participativo, estável e cientificamente embasado (Bucher, 2002; Menegheti e Dotto, 2002; Williams, 1997; Williams, 2001).

Referências

- BALDASSARRE, G.A. e BOLEN, E.G. 1994. *Waterfowl ecology and management*. New York, John Wiley & Sons, 609 p.
- BEINTEMA, N. 2003. Non-toxic shot: a path towards sustainable use of waterbird resource. Bonn, UNEP/AEWA Secretariat. Disponível em: www.unep-aewa.org/publications/technical_series/ts3_non-toxic_shot_english.pdf.
- BERGMAN, C. 2005. Obits for the fallen hunter: Reading the decline - and death? of hunting in America. *American Literary History*, **17**(4):818-830.
- BONINO, N. 1986. *La liebre europea II. La liebre como problema. Métodos de control*. Buenos Aires, INTA.
- BREGBALLE, T. e MADSEN, J. 2004. Tools in waterfowl reserve management: effects of intermittent hunting adjacent to a shooting-free core area. *Wildlife Biology*, **10**(4):261-268.
- BREGBALLE, T.; MADSEN, J. e RASMUSSEN, P.A. F. 2004. Effects of temporal and spatial hunting control in waterbird reserves. *Biological Conservation*, **119**(1):93-104.
- BUCHER, E.H. 2002. Aspectos críticos en el uso sustentable de especies silvestres. In: D.E. BLANCO; J. BELTRÁN e V. DE LA BALZE (eds.), *Primer Taller sobre la Caza de Aves Acuáticas: Hacia una estrategia para el uso sustentable de los recursos de los humedales*. Buenos Aires, Wetland International, p. 29-34.
- BURGER, M.I. Situação e ações prioritárias para a conservação de banhados e áreas úmidas da zona costeira. Funbio, Avaliação e Ações Prioritárias para a Conservação da Biodiversidade da Zona Costeira e Marinha. 59 p. Disponível em: www.bdt.org.br/workshop/costa.
- CHABRECK, R.H. e NYMAN, J.A. 2005. Managing coastal wetlands for wildlife. In: C. BRAUN (ed.), *Techniques for wildlife investigation and management*. Bethesda, The Wildlife Society, p. 839-860.
- CULLEN, L.; BODMER, E.R. e VALLADARES-PADUA, C. 2001. Ecological consequences of hunting in Atlantic forest patches, Sao Paulo, Brazil. *Oryx*, **35**(2):137-144.
- CULLEN, L.; BODMER, R.E. e PADUA, C.V. 2000. Effects of hunting in habitat fragments of the Atlantic forests, Brazil. *Biological Conservation*, **95**(1):49-56.
- CURY, P. e CAYRÉ, P. 2001. Hunting became a secondary activity 2000 years ago: marine fishing did the same in 2021. *Fish and Fisheries*, **2**:162-169.
- DAVIDSON, M.M. e FRASER, K.W. 1991. Official Hunting Patterns, and Trends in the Proportions of Sika (Cervus-Nippon) and Red Deer (C-Elaphus-Scoticus) in the Kaweka Range, New-Zealand, 1958-1988. *New Zealand Journal of Ecology*, **15**(1):31-40.
- DELNICKI, D. e REINECKE, K.J. 1986. Midwinter Food Use and Body Weights of Mallards and Wood Ducks in Mississippi. *Journal of Wildlife Management*, **50**(1):43-51.
- DIAS, R.A. e BURGER, M.I. 2005. A assembléia de aves de áreas úmidas em dois sistemas de cultivo de arroz irrigado no extremo sul do Brasil. *Ararajuba*, **13**(1):63-80.
- DURIEZ, O.; ERAUD, C.; BARBRAUD, C. e FERRAND, Y. 2005. Factors affecting population dynamics of Eurasian woodcocks wintering in France: assessing the efficiency of a hunting-free reserve. *Biological Conservation*, **122**(1):89-97.
- EFE, M.M.; MOHR, L.V.; FERREIRA, C.M. e NASCIMENTO, J.L.X. 2005. Análise das fichas individuais de controle no processo de caça de anatídeos no Rio Grande do Sul. *Ornithologia*, **1**(1):7-12.
- ELPHICK, C.S. e ORING, L.W. 2003. Conservation implications of flooding rice fields on winter waterbird communities. *Agriculture Ecosystems & Environment*, **94**(1):17-29.
- ERWIN, R.M. 2002. Integrated management of waterbirds: Beyond the conventional. *Waterbirds*, **25**:5-12.
- EVANS, D.M. e DAY, K.R. 2002. Hunting disturbance on a large shallow lake: the effectiveness of waterfowl refuges. *Ibis*, **144**(1):2-8.
- FOX, A.D. e MADSEN, J. 1997. Behavioural and distributional effects of hunting disturbance on waterbirds in Europe: Implications for refuge design. *Journal of Applied Ecology*, **34**(1):1-13.
- FRANCO, D.F.; ALONÇO, A.S. e INFELD, J.A. 2004. Colheita do arroz irrigado. In: A.D.S. GOMES e A.M.D. MAGALHÃES JÚNIOR (eds.), *Arroz irrigado no Sul do Brasil*. Pelotas, Embrapa, p.727-744.
- FRANKLIN, A. 2001. Neo-Darwinian leisure, the body and the nature: hunting and angling in modernity. *Body & Society*, **7**(4):57-76.
- FRANKLIN, A. e WHITE, R. 2001. Animals and modernity: Changing human-animal relations, 1949-98. *Journal of Sociology*, **37**(3):219-238.
- GOMES, A.D.S. e MAGALHÃES JÚNIOR, A.M.D. 2004. *Arroz irrigado no Sul do Brasil*. Pelotas, Embrapa, 899 p.
- GRAF, W. e WADSACK, J.A. 2002. The open field species project of the Hessian Hunters Association. *Zeitschrift für Jagdwissenschaft*, **48**:42-50.
- GRANDLIC, C.J.; GEIB, I.; PILON, R. e SANDRIN, T.R. 2006. Lead pollution in a large, prairie-pothole lake (Rush Lake, WI, USA): Effects on abundance and community structure of indigenous sediment bacteria. *Environmental Pollution*, **144**(1):119-126.
- GRANDY, J.W.; STALLMAN, E. e MACDONALD, D.W. 2003. The Science and Sociology of Hunting: Shifting Practices and Perceptions in the United States and Great Britain. In: D.J. SALEM e A.N. ROWAN (eds.), *The State of the Animals II: 2003*. Washington, Humane Society Press, p.107-130.
- GRAY, B.T. e KAMINSKI, R.M. 1994. Illegal Waterfowl Hunting in the Mississippi Flyway and Recommendations for Alleviation. *Wildlife Monographs*, **127**:1-60.
- GROOM, M.J.; MEFFE, G.K. e CARROLL, C.R. 2005. *Principles of conservation biology*. Sunderland, Sinauer Associates, 779 p.
- GUADAGNIN, D.L.; BURGER, M.I.; VÉLEZ, E.; MENEGHETI, J.O.; DOTTO, J.C.P.; RAMOS, R.A.; MELO, M.T.Q. e CRUZ, R.C. 2000. Delineamentos metodológicos do programa de pesquisa e monitoramento de fauna cinegética no Rio Grande do Sul, Brasil. In: W. NORBIS e L. CHOMENKO (eds.), *Seminário Taller sobre monitoreo ambiental, Rocha, noviembre de 1998*. Rocha, Uruguay, Unesco-Probides, p.135-146.
- GUADAGNIN, D.L. e MALTCHIK, L. 2006. Habitat and Landscape Factors Associated with

- Neotropical Waterbird Occurrence and Richness in Wetland Fragments. *Biodiversity and Conservation, On-Line First*.
- GUADAGNIN, D.L.; PETER, A.S.; PERELLO, L.F.C. e MALTCHIK, L. 2005. Spatial and temporal patterns of waterbird assemblages in fragmented wetlands of Southern Brazil. *Waterbirds*, **28**(3):261-272.
- GUILLEMAIN, M.; FRITZ, H. e DUNCAN, P. 2002. The importance of protected areas as nocturnal feeding grounds for dabbling ducks wintering in western France. *Biological Conservation*, **103**(2):183-198.
- GUITART, R.; SERRATOSA, J. e THOMAS, V.G. 2002. Lead-poisoned wildfowl in Spain: a significant threat for human consumers. *International Journal of Environmental Health Research*, **12**(4):301-309.
- GUNN, A. 2001. Environmental ethics and trophy hunting. *Ethics & The Environment*, **6**(1):68-95.
- HEBERLEIN, T.A.; ERICSSON, G. e WOLLS-CHEID, K.U. 2002. Correlates of hunting participation in Europe and North America. *Zeitschrift für Jagdwissenschaft*, **48**:320-326.
- HOSMER JR, D.W. e LEMESHOW, S. 2001. *Applied logistic regression*. New York, John Wiley & Sons. 672 p.
- JESCHKE, J.M. e STRAYER, D.L. 2006. Determinants of vertebrate invasion success in Europe and North America. *Global Change Biology*, **12**(9):1608-1619.
- KEANE, A.; BROOKE, M.D. e MCGOWAN, P.J.K. 2005. Correlates of extinction risk and hunting pressure in gamebirds (Galliformes). *Biological Conservation*, **126**(2):216-233.
- KOSTECKE, R.M.; SMITH, L.M. e HANDS, H.M. 2005. Macroinvertebrate response to cat-tail management at Cheyenne Bottoms, Kansas, USA. *Wetlands*, **25**(3):758-763.
- LENTEN, B. 2005. The role of the AEWA in phasing out lead shot for hunting in wetlands. *Bird Conservation International*, **15**(2):161-163.
- MACDONALD, D.W. e JOHNSON, P.J. 2000. Farmers and the custody of the countryside: trends in loss and conservation of non-productive habitats 1981-1998. *Biological Conservation*, **94**(2):221-234.
- MACHLIS, G.E. e TICHNELL, D.L. 1985. *The State of the World's Parks: An International Assessment for Resource Management, Policy, and Research*. London, Westview, 131 p.
- MACK, R.N.; SIMBERLOFF, D.; LONSDALE, W.M.; EVANS, H.; CLOUT, M. e BAZZAZ, F.A. 2000. Biotic invasions: Causes, epidemiology, global consequences, and control. *Ecological Applications*, **10**(3):689-710.
- MALTCHIK, L.; ROLON, A.S.; GUADAGNIN, D.L. e STENERT, C. 2004. Wetlands of the Rio Grande do Sul, Brazil: a classification with emphasis on their plant communities. *Acta Limnológica Brasiliensis*, **16**(2):1-13.
- MALTCHIK, L.; SCHNEIDER, E.; BECKER, G. e ESCOBAR, A. 2003. Inventory of wetlands of Rio Grande do Sul (Brazil). *Pesquisas Botânica*, **53**(1):89-100.
- MANLEY, S. W.; KAMINSKI, R.M.; REINECKE, K.J. e GERARD, P.D. 2004. Waterbird foods in winter-managed ricefields in Mississippi. *Journal of Wildlife Management*, **68**(1):74-83.
- MATHEVET, R. e TAMISIER, A. 2002. Creation of a nature reserve, its effects on hunting management and waterfowl distribution in the Camargue (southern France). *Biodiversity and Conservation*, **11**(3):509-519.
- MATSUDA, H. 2003. Challenges posed by the precautionary principle and accountability in ecological risk assessment. *Environmetrics*, **14**(2):245-254.
- MCNEELY, J.A. e MACKINNON, J.R. 1989. Protected Areas, Development, and Land Use in the Tropics. *Resource Management Optimization*, **7**:189-206.
- MENEGHETI, J.O. 1997. Arrendamento de áreas úmidas por caçadores no sul do Brasil - Um efetivo mecanismo de preservação. In: VIII Congresso Iberoamericano de Biodiversidad y Zoología de Vertebrados, Concepción, Chile, 1997. Resumos, p.159.
- MENEGHETI, J.O. e BERTONATTI, C. 2000. Fazendas de caça: estratégia válida para o uso sustentado da fauna do Pantanal. In: III Simpósio sobre Recursos Naturais e Sócio-Econômicos do Pantanal - Os desafios do Novo Milênio, Corumbá, 2000, *Anais...*, Embrapa Pantanal. 31 p. Disponível em: www.cpap.embrapa.br/agencia/congresso/Bioticos/MENEGHETI-084.pdf.
- MENEGHETI, J.O. e DOTTO, J.C.P. 2002. Regulaciones de caza en Rio Grande do Sul y resultados de los monitoreos de anátidos: acuerdos y controversias. In: D.E. BLANCO; J. BELTRÁN e V. DE LA BALZE (eds.), *Primer Taller sobre la Caza de Aves Acuáticas: Hacia una estrategia para el uso sustentable de los recursos de los humedales*. Buenos Aires, Wetland International, p. 59-66.
- MINAYO, M.C.D.S. 2004. *O desafio do conhecimento: pesquisa qualitativa em saúde*. 8ª ed., São Paulo, Hucitec, 269 p.
- MOCKRIN, M.H.; BENNETT, E.L. e LABRUNA, D.T. 2005. *Wildlife farming: a viable alternative to hunting in tropical forests?* New York, Wildlife Conservation Society, ?? p.
- NAUGHTON-TREVES, L. 2002. Wild animals in the garden: conserving wildlife in Amazonian Agroecosystems. *Annals of the Association of American Geographers*, **92**(3):488-506.
- NAUGHTON-TREVES, L.; MENA, J.L.; TREVES, A.; ALVAREZ, N. e RADELOFF, V.C. 2003. Wildlife survival beyond park boundaries: the impact of slash-and-burn agriculture and hunting on mammals in Tambopata, Peru. *Conservation Biology*, **17**(4):1106-1117.
- OJASTI, J. e DALLMEIER, F. 2000. *Manejo de Fauna Silvestre Neotropical*. Washington, Smithsonian Institution/MAB Program, 290 p.
- OLDFIELD, T.E.E.; SMITH, R.J.; HARROP, S.R. e LEADER-WILLIAMS, N. 2003. Field sports and conservation in the United Kingdom. *Nature*, **423**(6939):531-533.
- ORTIZ, C.R. 1992. Current Status of Red and Fallow Deer Populations in Chile: The Need of Management. In: R.D. BROWN (ed.), *The Biology of Deer*. Berlin, Springer-Verlag, p.30-36.
- PEDRESCHI, A. 1992. *Parque de Caça, um Multiplicador da Fauna*. São Paulo, Editora Troféu, 191 p.
- PERELLO, L.F.C.; MALTCHIK, L. e GUADAGNIN, D.L. 2007. Waterbird assemblages in the buffer zone of Lagoa do Peixe National Park: spatial and temporal patterns and weather effects. Em preparação.
- ROZO, C.C.; ULLOA, A. e TORGLER, H.R. 1996. *Manejo de fauna con comunidades rurales*. Santafé de Bogotá, Fundación Natura, 281 p.
- SILVA, J.J.C. 2004. O pássaro-preto e a cultura do arroz irrigado. In: A.D.S. GOMES e A.M.D. MAGALHÃES JÚNIOR (eds.), *Arroz irrigado no Sul do Brasil*. Pelotas, Embrapa, p. 677-725.
- SPSS INC. 2003. SPSS for Windows Release 12.0.1 Standard Version. Chicago IL, SPSS Inc.
- STAFFORD, J.D.; KAMINSKI, R.M.; REINECKE, K.J. e MANLEY, S.W. 2006. Waste rice for waterfowl in the Mississippi Alluvial Valley. *Journal of Wildlife Management*, **70**(1):61-69.
- TAMISIER, A.; BECHET, A.; JARRY, G.; LEFEUVRE, J.C. e LE MAHO, Y. 2003. Effects of hunting disturbance on waterbirds. A review of literature. *Revue D Ecologie-la Terre et la Vie*, **58**(4):435-449.
- TORI, G.M.; MCLEOD, S.; MCKNIGHT, K.; MOORMAN, T. e REID, F.A. 2002. Wetland conservation and ducks unlimited: Real world approaches to multispecies management. *Waterbirds*, **25**:115-121.
- TWEDT, D.J. e NELMS, C.O. 1999. Waterfowl density on agricultural fields managed to retain water in winter. *Wildlife Society Bulletin*, **27**(4):924-930.
- VIÑUELA, J. e ARROYO, B. 2002. Gamebird hunting and biodiversity conservation: synthesis, recommendations and future research priorities. Ciudad Real, Instituto de Investigación en Recursos Cinegéticos, 15 p. Disponível em: www.uclm.es/irec.
- VOOREN, C.M. e BRUSQUE, L.F. As aves do ambiente costeiro do Brasil: Biodiversidade e Conservação. Pronabio, Funbio, Avaliação e Ações Prioritárias para a Conservação da Biodiversidade da Zona Costeira e Marinha. 139 p. Disponível em: www.bdt.org.br/workshop/costa.
- WILLIAMS, B.K. 1997. Approaches to the management of waterfowl under uncertainty. *Wildlife Society Bulletin*, **25**(3):714-720.
- WILLIAMS, B.K. 2001. Uncertainty, learning, and the optimal management of wildlife. *Environmental and Ecological Statistics*, **8**(3):269-288.
- ZACCAGNINI, M.E. 2002. Los patos en las arceras del noreste de Argentina: ¿plagas o recursos para caza deportiva y turismo sostenible? In: D.E. BLANCO; J. BELTRÁN e V. DE LA BALZE (eds.), *Primer Taller sobre la Caza de Aves Acuáticas: Hacia una estrategia para el uso sustentable de los recursos de los humedales*. Buenos Aires, Wetland International, p. 35-57.

Submitted on: 2006/04/12

Accepted on: 2007/04/09