

MARIANE PAULINA BATALHA ROQUE

**A DINÂMICA REGIONAL DO USO DA TERRA E A CONSTITUIÇÃO DA
RESERVA DE DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL NASCENTES
GERAIZEIRAS, MINAS GERAIS, BRASIL**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Extensão Rural, para obtenção do título de *Magister Scientiae*.

VIÇOSA
MINAS GERAIS - BRASIL
2018

**Ficha catalográfica preparada pela Biblioteca Central da Universidade
Federal de Viçosa - Câmpus Viçosa**

T

R786d
2018

Roque, Mariane Paulina Batalha, 1991-
A dinâmica regional do uso da terra e a constituição da
Reserva de Desenvolvimento Sustentável Nascentes Geraizeiras,
Minas Gerais, Brasil / Mariane Paulina Batalha Roque. – Viçosa,
MG, 2018.
vi, 62 f. : il. (algumas color.) ; 29 cm.

Orientador: José Ambrósio Ferreira Neto.
Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Viçosa.
Inclui bibliografia.

1. Áreas de conservação de recursos naturais. 2. Sistemas de
informação geográfica - Processamento de dados. 3. Solo rural -
Uso. 4. Água - Conservação. I. Universidade Federal de Viçosa.
Departamento de Economia Rural. Programa de Pós-Graduação
em Extensão Rural. II. Título.

CDD 22. ed. 333.72098151

MARIANE PAULINA BATALHA ROQUE

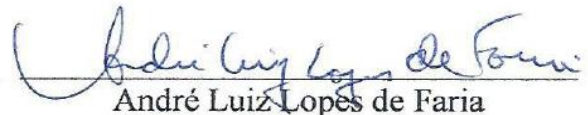
**A DINÂMICA REGIONAL DO USO DA TERRA E A CONSTITUIÇÃO
DA RESERVA DE DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL NASCENTES
GERAIZEIRAS, MINAS GERAIS, BRASIL**

Dissertação apresentada à
Universidade Federal de Viçosa, como
parte das exigências do Programa de
Pós-Graduação em Extensão
Rural, para obtenção do título de
Magister Scientiae.

APROVADA: 07 de dezembro de 2018.



Sebastião Renato Valverde



André Luiz Lopes de Faria



José Ambrósio Ferreira Neto
(Orientador)

Agradecimentos

A Deus, pela vida e por me proporcionar mais essa conquista!

À Universidade Federal de Viçosa e ao departamento de Economia Rural, pela oportunidade de realização deste curso.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela concessão da bolsa de estudo.

Ao professor José Ambrósio Ferreira Neto pela orientação, ensinamentos, inspiração e acima de tudo por acreditar em mim.

Ao professor André Luiz Lopes de Faria pela confiança, ajuda, oportunidade e diversos ensinamentos acadêmicos e não acadêmicos.

Aos membros da banca pelas contribuições fundamentais à dissertação.

Aos funcionários do Departamento de Economia Rural, em especial ao Romildo, por todo apoio, auxílio e estima.

Aos colegas do grupo de pesquisa Assentamentos, pelos momentos de convívio, aprendizado e cooperação.

Aos meus pais pelo apoio, incentivo e amor incondicional, e por estarem sempre presentes ao longo de toda a minha trajetória de vida pessoal e acadêmica.

À Maria Elis, por todo amor e carinho, minha eterna fonte de inspiração, sem quem, esta dissertação nunca se concretizaria.

Ao Rafael pela companhia e paciência nos momentos mais decisivos.

Ao meu irmão e minha família pelos momentos maravilhosos de descontração, aconchego e muita alegria.

Agradeço imensamente a todos aqueles que me acompanharam e contribuíram para a minha formação direta ou indiretamente.

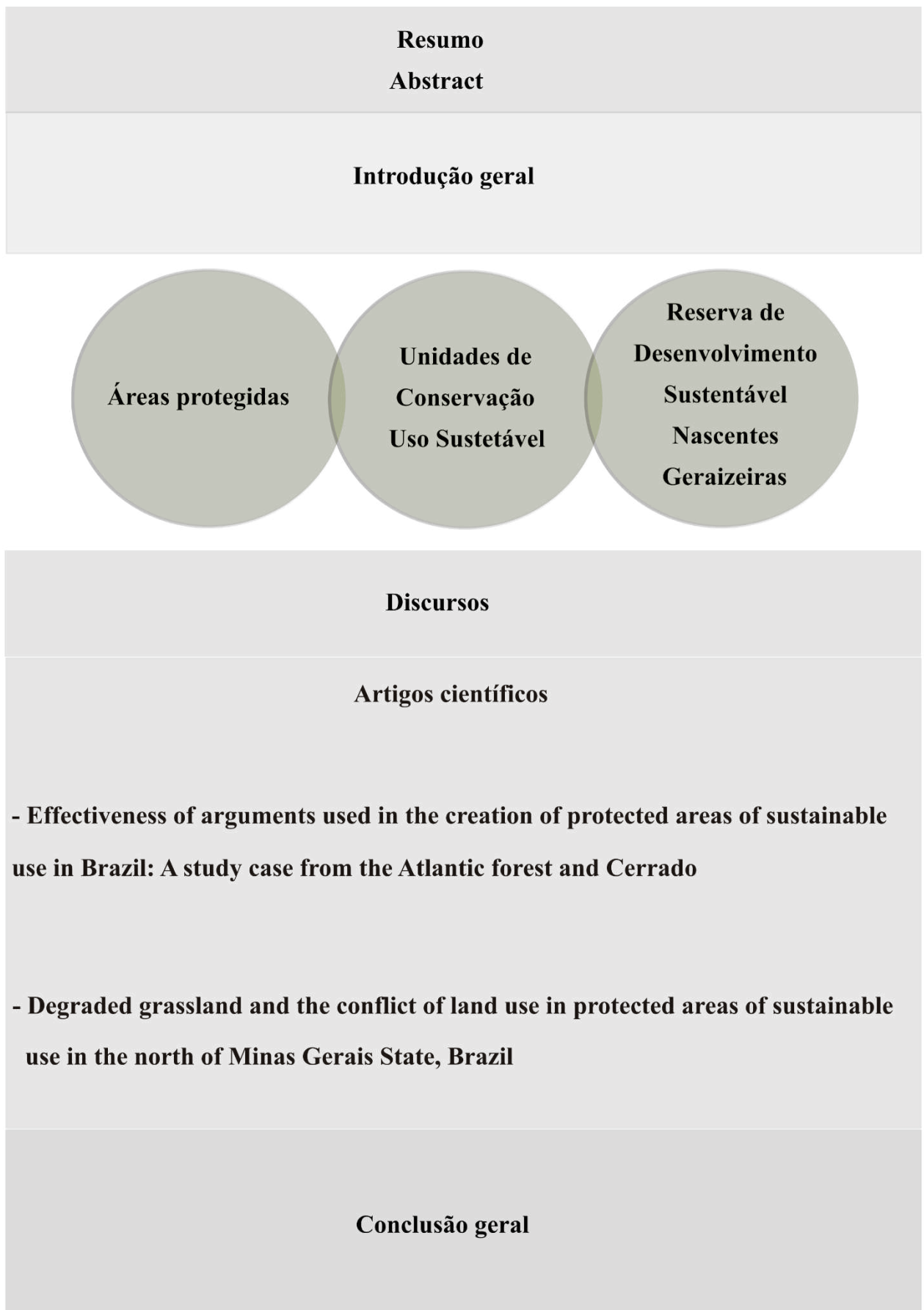
Enfim, esta dissertação não teria se concretizado sem o apoio intelectual e afetivo de muitas pessoas.

A todos, meu muito obrigada!

Sumário

<i>Organização e conteúdo da dissertação</i>	<i>iv</i>
<i>Resumo</i>	<i>v</i>
<i>Abstract</i>	<i>vi</i>
1. INTRODUÇÃO GERAL	1
<i>1.1 Objetivo</i>	<i>3</i>
<i>1.2 Contextualização</i>	<i>3</i>
<i>1.2.1 Contexto de criação de áreas protegidas</i>	<i>3</i>
<i>1.2.2 Discurso social e institucional para criação de UCUS: Estudo de caso na Reserva de Desenvolvimento Sustentável Nascentes Geraizeiras</i>	<i>7</i>
<i>1.3 Procedimentos metodológicos e organização da dissertação</i>	<i>11</i>
<i>Referências</i>	<i>13</i>
2. ARTIGOS CIENTÍFICOS	22
<i>2.1 Effectiveness of arguments used in the creation of protected areas of sustainable use in Brazil: A study case from the Atlantic forest and Cerrado</i>	<i>19</i>
<i>2.2 Degraded grassland and the conflict of land use in protected areas of sustainable use in the north of Minas Gerais State, Brazil</i>	<i>41</i>
3. CONCLUSÃO GERAL	62

Organização e conteúdo da dissertação



Resumo

Roque, Mariane Paulina Batalha, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, dezembro de 2018. **A Dinâmica Regional do uso da terra e a constituição da Reserva de Desenvolvimento Sustentável Nascentes Geraizeiras, Minas Gerais, Brasil.** Orientador: José Ambrósio Ferreira Neto.

Um dos principais mecanismos mundiais para conservação da biodiversidade é, atualmente, a criação de áreas protegidas. No Brasil a delimitação desses espaços naturais protegidos se configura em Unidades de Conservação (UCs), que são criadas em diferentes instâncias administrativas e divididas em dois grupos: Proteção Integral (PI) e Uso Sustentável (US), que por sua vez, se subdividem em doze categorias de manejo. Estas se diferenciam quanto às formas de uso e apropriação dos recursos naturais. A escolha pela Reserva de Desenvolvimento Sustentável Nascentes Geraizeiras (RDSNG) se deu pela sua representatividade enquanto a primeira UCUS federal a ser criada no Estado de Minas Gerais, e a segunda UCUS na categoria RDS federal, além de estar inserida nas duas únicas áreas de *hotspots* para a conservação da biodiversidade mundial no Brasil. Há diferentes justificativas engendradas no processo de constituição de UCUS. No entanto, faltam estudos retratando a coerência entre os discursos utilizados como justificativas para sua criação e seu contexto real. Assim, esse trabalho de dissertação se desenvolveu a partir de tais limitações. A eficácia dos discursos foi analisada a partir da compilação dos argumentos e do contexto histórico de criação do estudo de caso, técnicas de Sensoriamento Remoto (SR) e Sistemas de Informação Geográficas (SIG). Os resultados evidenciaram que a expansão da silvicultura se deu em áreas de pastagem, sobretudo moderadamente degradadas. Os dados sugerem ainda que além da silvicultura, a pastagem e a agricultura irrigada podem estar contribuindo para a escassez hídrica na região. Se por um lado estes resultados relativizam a congruência entre o discurso e a realidade, por outro, o estudo demonstrou haver coerência entre esses argumentos, que se fortaleceram ao tratar a expansão silvicultora como algo a ser combatido. Nesse sentido, os argumentos de que a expansão da silvicultura estava levando à supressão das áreas de floresta nativa, acarretando no secamento das nascentes e cursos d'água, apresentaram-se como uma estratégia de ordem ambiental importante. As mobilizações das comunidades tradicionais da região, nesse sentido, levaram à criação da RDSNG e à contenção da silvicultura, aumento das áreas de vegetação nativa e diminuição na fragmentação da paisagem e degradação das pastagens.

Abstract

Roque, Mariane Paulina Batalha, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, December, 2018. **Regional dynamics of land use and the constitution of the Sustainable Development Reserve Nascente Geraizeiras, Minas Gerais State, Brazil.** Advisor: José Ambrósio Ferreira Neto.

One of the most significant global mechanisms for biodiversity conservation is currently the creation of protected areas. In Brazil, the delimitation of these protected natural spaces is configured in Conservation Units (CUs), which are created in different administrative instances and divided into two groups: Integral Protection (IP) and Sustainable Use (SU), which in turn are subdivided into twelve categories of management. These differ regarding the use and appropriation of natural resources. The choice of the Nascente Geraizeiras Sustainable Development Reserve (RDSNG) was due to its representativeness, being the first federal CUSU created in Minas Gerais state, and the second CUSU in the national RDS category, besides being inserted in the only two areas of hotspots for the conservation of global biodiversity in Brazil. There are different justifications generated in the process of constitution of CUSUs. However, studies are lacking portraying the coherence between the discourses used as justifications for its creation and its real context. Thus, this work of dissertation developed from such limitations. We analyzed the efficacy of the discussions from the compilation of the arguments and historical context of the case study, Remote Sensing (SR) and Geographic Information Systems (GIS) techniques. The results showed that the expansion of silviculture occurred in pasture areas, mainly moderately degraded. The data also suggest that in addition to silviculture, pasture and irrigated agriculture may be contributing to water scarcity in the region. If on the one hand, these results relativize the congruence between discourse and reality, on the other hand, the study showed that there was coherence between these arguments, which were strengthened in treating the silviculture expansion as something to be combated. In this sense, the claim that the expansion of forestry was leading to the suppression of native forest areas, leading to the drying of springs and watercourses, was presented as an essential environmental strategy. The mobilizations of the traditional communities of the region, in this sense, led to the creation of RDSNG and the containment of silviculture, an increase in native vegetation areas and a decrease in landscape fragmentation and pasture degradation.

1. Introdução geral

O Brasil é reconhecido mundialmente por sua rica biodiversidade¹, que nas últimas décadas vem despertando considerável atenção diante da constatação de sua finitude. Consequentemente, diferentes setores da sociedade têm aumentado os esforços para evidenciar que a biodiversidade é fulcral para a sustentabilidade do desenvolvimento. Assim, tem-se destacado uma mudança de paradigma sobre a perspectiva de desenvolvimento com base na exploração do meio natural, por vezes, de maneira não sustentável. Surgiu também a noção de proteção e conservação dos recursos naturais, bem como de melhoria dos meios de vida das populações tradicionais. Nesse sentido, os princípios da sustentabilidade despontaram no cenário atual como uma nova forma de relação entre natureza e sociedade (SACHS, 1993; BRITO, 1998; BRASIL, 2000; AMARAL et al., 2002; CAVALCANTE, 2002; MILLER et al., 2003; SILVA, 2005; MEDEIROS, 2011; AZEVEDO-SANTOS et al., 2017).

A preocupação com a sustentabilidade é decorrente da constatação de que embora o desenvolvimento seguido como sinônimo de crescimento econômico tenha propiciado significativo avanço das forças produtivas, ele também viabilizou a apropriação dos recursos naturais em uma escala jamais experimentada. Portanto, a delimitação de espaços naturais protegidos tem sido a peça-chave para a conservação da biodiversidade, representando resposta às pressões nacionais e internacionais diante das formas convencionais de uso e apropriação do espaço territorial (CAVALCANTE; JOLY, 2002; MALAVASI; MALAVASI, 2004; MMA, 2007; IPEA, 2010; LIMA; FRANCO, 2014; AZEVEDO-SANTOS et al., 2017).

As políticas de conservação ambiental no Brasil caracterizam-se em dois principais instrumentos: o Código Florestal, com a demarcação de áreas que devem ser mantidas intactas, e o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza (SNUC), que estipula critérios e regulamentos para a criação, implementação e gestão das Unidade de Conservação (UCs) em todo o território nacional. De acordo com o SNUC, as unidades, por sua vez, são subdivididas em dois tipos: as de proteção integral (PI) e as de uso sustentável (US) (BRASIL, 2000; 2007; VERBURG et al., 2014). Detendo a quarta maior superfície terrestre recoberta por áreas destinadas à preservação em todo o

¹ Compreende a variabilidade de organismos vivos de todas as origens, assim como os ecossistemas terrestres, marinhos, aquáticos e os complexos ecológicos. O termo compreende ainda a diversidade dentro das espécies (SNUC, 2000).

mundo, no Brasil existem atualmente 2.201 unidades de conservação, cobrindo uma área de 2.544.917 km², devendo ser ressaltado que 70% desse total representa as de US (MEDEIROS, 2011; MMA, 2018).

Assim como acontece com as demais modalidades de UCs, as de US também são estabelecidas com o intuito de proteção da natureza e manutenção da biodiversidade. O que as difere das outras modalidades é que elas têm permitido conciliar desenvolvimento e uso com a conservação do meio natural. Desta forma, essa categoria vem se anunciando como o modelo de desenvolvimento compatível aos anseios da sociedade contemporânea (SNUC, 2000; WOLFF, 2009; MMA, 2018). No entanto, apesar de todo o consenso engendrado em torno da perspectiva de conservação, há lacunas associadas à pacificação de questões ambientais que transpassam ao seu processo de criação (IPEA, 2010; BARQUETE et al., 2015).

Na criação de Unidades de Conservação de Uso Sustentável (UCUS) existe sempre um discurso associado à manutenção dos modos de vida, à utilização e conservação dos recursos naturais renováveis com base na exploração autossustentável, tradicionalmente utilizados pelas populações locais (BRASIL, 2000), e ao enfrentamento de uma questão ambiental. De modo geral, além das justificativas de ordem socioeconômica para a criação dessas unidades, tem-se também as questões de ordem ambiental. Entre as inúmeras questões de cunho ambiental estão a pesca predatória, as ocupações irregulares, a pressão de atividades exploratórias como as mineradoras e as madeireiras, a crescente evolução do desmatamento, com a conversão de florestas naturais em grandes áreas de pastagens para fins de pecuária, e o reflorestamento com espécies exóticas ou plantio de florestas comerciais, como o eucalipto (*Eucalyptus sp.*).

Na tentativa de entender as simetrias e assimetrias conceituais que permeiam a criação de UCUS, torna-se importante a análise da evolução do uso da terra com a finalidade de verificar se, de fato, existe mesmo uma congruência entre as questões ambientais apresentadas como discurso para a criação dessas US. Por outro lado, há de se analisar se a constituição dessas unidades pode gerar resultados significativos para o uso sustentável da paisagem. Por certo, esses apontamentos configuram a questão que nos motiva investigar o seguinte problema de pesquisa: “Existe congruência entre o discurso ambiental como justificativa para criação das unidades de conservação de uso sustentável e a realidade empírica onde essas unidades se localizam”? Considerando os diferentes cenários atribuídos ao longo dos anos, a compreensão a respeito das diferentes justificativas que permeiam a criação dessas unidades, somada às análises das diferentes formas

de uso e apropriação do território, fornecerá subsídio à análise da paisagem, que terá como unidade de análise a Reserva de Desenvolvimento Sustentável Nascentes Geraizeiras (RDSNG) que, por sua vez, propiciará o entendimento a respeito dos discursos sociais e institucionais que têm como pano de fundo a criação de UCUS.

1.1 Objetivo

O objetivo deste trabalho foi analisar a evolução do uso da terra na Reserva de Desenvolvimento Sustentável Nascentes Geraizeiras e em seu entorno, diagnosticando as alterações ocorridas na paisagem ao longo do tempo e após a sua criação. Assim, o estudo foi setorizado com a criação de dois objetivos específicos: (i) analisar os argumentos sociais e institucionais utilizados como justificativa para sua criação, bem como a evolução do uso da terra na RDSNG e seu entorno; (ii) verificar a congruência do discurso ambiental a partir da análise das alterações ocorridas na paisagem, bem como dos níveis de degradação da paisagem e sua adequação ambiental em relação áreas de preservação permanente.

1.2 Contextualização

Este tópico, inicialmente, contextualiza a temática das áreas protegidas, partindo de um contexto mundial para o caso brasileiro. Apresenta, também, os principais elementos discursivos que levaram à criação da Reserva de Desenvolvimento Sustentável Nascentes Geraizeiras. A apreensão das diferentes formas de uso e apropriação da superfície terrestre permitirá o entendimento dos processos atuais, assim como daqueles que foram responsáveis pelo cenário presente, isto é, o seu papel no decorrer dos anos.

1.2.1 Contexto de criação de áreas protegidas

O estabelecimento de áreas protegidas é um dos principais mecanismos mundiais para a conservação dos recursos naturais e para a garantia da biodiversidade (UHL, 1998; ARRUDA, 1999; TEBALDI; FIEDLER; DIAS, 2012). A preocupação com a concepção da necessidade de espaços protegidos surgiu no século XIX, nos Estados Unidos², sob a

² A criação do Parque Yellowstone, nos Estados Unidos, é o marco histórico de áreas protegidas (WCMC/UNDR, 2007; IPEA, 2010).

qual a noção preservacionista da natureza foi fundamentada. Essa concepção logo tomou forma e experiências similares foram ocorrendo no Canadá e difundiram-se também para a Europa, consolidando um modelo a ser seguido mundialmente, inclusive no Brasil (DIEGUES, 1993; 1997; ARRUDA, 1999; RISSO, 2015).

O modelo preservacionista embasou-se em uma visão romantizada da natureza intocada, ou seja, a natureza era entendida como espaço a ser preservado, admirado e reverenciado pelo homem moderno (DIEGUES, 1993; 1997). Essa visão foi descrita e conceituada por diferentes autores (WORSTER, 1977; O'RIORDAN, 1981), como apontado nos trabalhos de Diegues (1993), que sugere que a política de preservação pautada na visão “romantizada”, “arcadiana” (WORSTER, 1977) e/ou “ecocêntrica” (O'RIORDAN, 1981) é aplicável às sociedades que perderam o contato e as relações com o espaço rural. No entanto, para as demais, o modelo mostra-se inviável, visto que as formações sociais e as percepções entre homens e natureza são diferentes, pois existem as populações locais que habitam e dependem desses espaços para sua sobrevivência. Portanto, esse modelo de grandes áreas inabitadas para conservação não condiz com a realidade dessas populações (GOMEZ-POMPA, 1992; DIEGUES, 1992; 2001).

No Brasil, os instrumentos voltados para a noção de áreas protegidas e preservação dos recursos naturais datam ainda do período colonial, como relatado por Medeiros (2006), mas foi somente com a instauração do Código Florestal, em 1934, que se formalizou o estabelecimento desses espaços naturais protegidos. Muito embora os primeiros parques³ e outras modalidades de conservação tenham seguido o padrão norte-americano, os atuais modelos de Unidades de Conservação adotados no país demonstram que as ideologias calcadas na ausência de qualquer intervenção humana, gradativamente, foram sendo substituídas e novos critérios foram sendo considerados. Foi, principalmente, a partir das décadas de 1960 e 1970 que o Brasil investiu de forma significativa na criação de espaços protegidos em diferentes instâncias federais, estaduais, municipais e privadas (MITTERMEIER et al., 2005; RYLANDS; BRANDON, 2005; IPEA, 2010; MURTA, 2012).

A partir da década de 1980, o país traz, para além dessa noção preservacionista, a noção conservacionista, sendo essa a matriz inicial do modelo de desenvolvimento sustentável. Essa mudança de pensamento fundamentou-se nas externalidades negativas causadas pela incompatibilidade do modelo até então presente e, conseqüentemente, na

³ Ocorreu em 1937 a criação do primeiro parque nacional: Parque Itatiaia, localizado no Rio de Janeiro (IPEA, 2010).

percepção de que a criação das áreas protegidas não poderia desconsiderar as populações tradicionais⁴ que residem na região, para sua efetiva proteção. Assim, a presença humana deixou de ser compreendida como uma ameaça, tornando-se parte imprescindível ao desenvolvimento (GUIMARÃES, 1994; CAVALCANTE, 2002a; TEIXEIRA, 2005; IPEA, 2010; BRITO, 2013).

No Brasil, a delimitação de espaços protegidos configura-se, atualmente, nas Unidades de Conservação (UCs). Os critérios adotados para a definição desses espaços seguem as concepções de áreas que possuem elevada biodiversidade, bem como forte pressão antrópica. Portanto, a definição de uma área a ser protegida implica na emergência de conflitos, especialmente quando os territórios a serem conservados envolvem áreas e atores com interesses distintos nas formas de uso e apropriação dos recursos naturais (DUNK et al., 2011; MURTA, 2012; MANEA et al., 2016).

As UCs podem ser definidas como espaços territoriais, com características naturais importantes, legalmente instituídas pelo poder público, com objetivos de resguardar e garantir a representatividade da biodiversidade (IPEA, 2010; MMA, 2017). Visam também estabelecer a sustentabilidade entre os seres humanos e os recursos naturais nessas áreas de grande interesse natural. De fato, a implantação das UCs tem sido uma estratégia para reduzir os impactos causados pela pressão antrópica aos ambientes naturais e para preservar a biodiversidade, a fim de produzir o maior benefício às gerações atuais, de modo que satisfaça as suas necessidades sem comprometer as das gerações futuras (BRASIL, 2000; IBAMA, 2000; DIEGUES, 2001; SNUC, 2004; GASTAL; SARAGOUSI, 2008).

A gestão territorial das UCs e o conseqüente estabelecimento de tensões e conflitos pelo uso da terra, decorrentes de sua existência, representam temas vigentes que requerem atenção. A partir da criação do SNUC (Lei nº 9.085, de julho de 2000), o governo brasileiro inovou, em termos legais, na organização e proteção de recursos naturais, assemelhando às políticas públicas que versem sobre o tema. Em contrapartida, favoreceu o estabelecimento de disputas por recursos naturais tanto dentro quanto no entorno desses espaços territoriais (MARTINS, 2012; MANEA et al., 2016).

⁴ Intitulam-se como grupos culturalmente diferenciados, que se reconhecem como tais, possuindo formas próprias de organização social. Ocupam e usam territórios e recursos naturais como condição para sua reprodução cultural, social, religiosa, ancestral e econômica, utilizando-se de conhecimentos gerados e transmitidos ao longo das gerações (BRASIL, 2007).

O SNUC estipula parâmetros e normas para o manejo adequado das UCs nas diferentes esferas político-administrativas. As UCs encontram-se dispostas em dois grupos: as de Proteção Integral (PI), onde é admitido apenas o uso indireto dos seus recursos naturais; e as de Uso Sustentável (US), que combina a conservação da natureza com o uso sustentável dos seus recursos naturais. Esses dois grupos se subdividem em 12 categorias de manejo, que se diferenciam quanto às formas de apropriação e preservação dos recursos presentes no território onde são instituídas (BRASIL 2000; IBAMA, 2000).

As UCs, notadamente aquelas de US, têm assumido naturalmente um papel de relevante interesse na busca pela conservação da natureza, uma vez que objetivam a compatibilização da conservação da biodiversidade com o uso sustentável de seus recursos naturais, ou seja, a exploração e o aproveitamento econômico direto são permitidos, desde que sejam realizados de forma planejada e regulamentada (SNUC, 2000, SILVA, 2005). Fazem parte desse grupo a Área de Proteção Ambiental, a Área de Relevante Interesse Ecológico, a Floresta Nacional, a Reserva Extrativista, a Reserva de Fauna, assim como a Reserva de Desenvolvimento Sustentável (BRASIL, 2000).

A Reserva de Desenvolvimento Sustentável (RDS), por sua vez, é a categoria que permeará toda a discussão, portanto é necessário fazer sua contextualização. De acordo com o Art. 20, do SNUC, uma RDS pode ser definida como uma área natural que abriga populações tradicionais, cuja subsistência constitui-se em sistemas sustentáveis de exploração dos recursos naturais, aprofundado ao longo de gerações e moldado às realidades ecológicas locais, desempenhando uma função primordial na proteção do meio natural e na manutenção da biodiversidade (BRASIL, 2000). Perpassa-se, assim, a noção de conservação da natureza de forma a assegurar as condições necessárias para a reprodução e exploração dos recursos naturais, com a melhoria dos modos de vida, de modo a valorizar, preservar e aperfeiçoar os conhecimentos e as técnicas de manejo tradicionais (BRASIL, 2000).

Existem atualmente 39 UCs enquadradas na categoria de RDS em todo o território nacional, abrangendo uma área de aproximadamente 112.447 km². Elas estão divididas entre as diferentes instâncias político-administrativas. Em âmbito federal, encontram-se somente duas RDS⁵, com uma área de aproximadamente 1.026 km² (MMA, 2018).

Todavia, o que se tem evidenciado nas últimas décadas é que as mudanças de uso da terra resultaram numa maior pressão sobre o meio ambiente e a biodiversidade,

⁵ RDS Itatupã-Baquiá, criada em 2005 no Estado do Pará e a RDS Nascentes Geraizeiras criada em 2014 em Minas Gerais (ICMBio, 2018).

conduzindo a mudanças de discursos, conceitos e metas sobre formas de uso e apropriação do ecossistema. Essa mudança vem se pautando em modelos sustentáveis de crescimento, com restrições nas formas de uso e apropriação dos recursos do meio natural. Por conta disso, o estabelecimento de UCUS surge na atualidade como uma nova possibilidade de integrar o desenvolvimento das sociedades ao uso sustentável dos recursos naturais, reduzindo em certa medida a pressão sobre os padrões de uso da terra (AGUIAR; MONTEIRO, 2005; MEDEIROS, 2006; LAMBIN e MEYFROIDT, 2010; BARQUETI et al., 2015; MMA, 2017).

No entanto, parte-se do entendimento que há diferentes justificativas engendradas no processo de criação de UCUS e que independente do discurso sobre a preservação dos modos de vida e a cultura das populações locais, na busca pelo desenvolvimento sustentável da região e das gerações presentes e futuras, têm-se as questões ambientais. Ao contrário dos discursos socioeconômicos, os discursos ambientais assumem diferentes conotações, assemelhando-se por vezes ao contexto de desenvolvimento regional e ou local sob o qual a unidade se encontra (BARQUETI et al., 2015; UNIDADE DE CONSERVAÇÃO DO BRASIL, 2017).

Isto posto, para o desenvolvimento desta pesquisa, é necessário entender as alterações ocorridas na paisagem, assim como o grau de efetividade entre as justificativas ambientais que giram em torno da constituição das UCUS. Sendo assim, é importante analisar as diferentes perspectivas e alinha-las às múltiplas transformações ocorrentes na sociedade contemporânea, a fim de obter uma compreensão mais ampla dos discursos empregados (SCHINEIDER, 2009).

1.2.2 Discurso social e institucional para criação de UCUS: Estudo de caso na Reserva de Desenvolvimento Sustentável Nascentes Geraizeiras

Os discursos ambientais que envolvem a constituição de UCUS, por vezes, não fazem referência somente ao conflito em escala local, mas sim, a uma abordagem orientada ao contexto de desenvolvimento mais amplo em que as áreas protegidas se encontram (MASOZERA e ALAVALAPATI, 2004; HOEFFEL et al., 2008; SILVA et al., 2014). Logo, fez-se necessária uma contextualização geral da questão histórica e atual acerca do processo de desenvolvimento do Estado de Minas Gerais, mais especificamente do setor Norte, onde se insere a RDSNG e os municípios de Rio Pardo de Minas, Vargem do Rio Pardo e Montezuma.

O processo de ocupação da região Norte se intensificou em meados da década de 1960 e 1980, por meio de incentivos governamentais em diferentes esferas, visando sua integração ao restante do país e o desenvolvimento social e econômico da mesma. O modelo predominante de desenvolvimento permitiu a formação de extensas áreas para a pecuária, implantação da agricultura irrigada, silvicultura, além do setor carvoeiro, o que resultou em intensas transformações na paisagem, configurando-se em conflitos, sociais, econômicos e ambientais envolvendo as comunidades tradicionais da região (BRITO, 2012; DUTRA e FILHO; MAGALHÃES e AMORIM, 2015; FIOCRUZ, 2016; SOUZA, 2017; NUNES et al., 2017).

Foi neste período, que o governo arrecadou terras devolutas para implantação da monocultura do eucalipto, por período de aproximadamente 25 anos, levando à expulsão das populações tradicionais das terras que residiam. Posto que, a posse da terra ocorria de forma irregular, as comunidades locais não possuíam o registro do imóvel, a grande maioria só dispunha de contratos de compra e venda, mas sem nenhuma validade jurídica. Os povos que resistiram às expulsões perderam as áreas de chapadas destinadas à pecuária extensiva e as atividades de extrativismo, sobrando-lhes as áreas declivosas e próximas aos cursos d'água (NOGUEIRA, 2009; BRITO, 2012; MAGALHÃES e AMORIM, 2015; FIOCRUZ, 2016; MAZER, 2016; CERQUEIRA, 2017).

No final da década de 1990 as comunidades tradicionais começaram a perceber os impactos negativos causados pela silvicultura na região, além disso, perceberam que o modelo baseado na monocultura não resultou em desenvolvimento ou bem-estar para comunidades tradicionais que residem na região. E se valendo de uma agenda de desenvolvimento pautada na conservação, somada à vigência dos contratos, as comunidades tradicionais começaram a requerer as áreas anteriormente consideradas devolutas e submetidas ao uso intenso da terra para a constituição de UCUS na região (NOGUEIRA, 2009; BRITO, 2012; FIOCRUZ, 2016; AMORIM et al., 2013; DUTRA e FILHO 2015; MAZER, 2016, ICMBio/UFV, 2017; TEIXEIRA, 2017).

No final dos anos 1990 e início dos anos 2000, tem-se a abertura das primeiras ações judiciais em desfavor das empresas silvicultoras. Nesta mesma década, se intensificaram as discussões por meio de reuniões, marchas e conferências, a fim de buscarem respostas e soluções para conter a expansão da silvicultura e a retomada das áreas que tradicionalmente eram ocupadas por comunidades locais que, historicamente, utilizam do extrativismo e pecuária extensiva como meio de subsistência pautada no uso sustentável do território. Assim, essas ações visaram também, o fortalecimento e a

legitimação de um discurso comum, pautado na criação de uma área protegida a fim de conter a expansão da silvicultura na região (BRITO, 2012; FIOCRUZ, 2016; AMORIM et al., 2013; DUTRA e FILHO 2015; MAZER, 2016, ICMBio/UFV, 2017; TEIXEIRA, 2017).

O ano de 2014 foi marcado por intensos embates entre as comunidades e as empresas silvicultoras, resultando em ocupações por parte das comunidades locais nas áreas utilizadas pelas empresas, que perduraram cerca de um ano. Além disso, foram realizadas manifestações em frente ao Palácio do Planalto em Brasília, que mediante a demora de um posicionamento por parte do poder público, os manifestantes deram início a uma greve de fome e sede, que só teve fim após o parecer para deliberação e consequente criação da RDSNG (BRITO, 2012; FIOCRUZ, 2016; AMORIM et al., 2013; DUTRA e FILHO 2015; MAZER, 2016, ICMBio/UFV, 2017; TEIXEIRA, 2017).

A criação de UCUS e, conseqüentemente, a incorporação dos discursos sociais e institucionais surge nesse cenário como um elemento legitimador dos princípios da sustentabilidade. Advém da reivindicação de aproximadamente uma década de luta das comunidades tradicionais locais, sindicatos, organizações não governamentais (ONGs), instituições ligadas à igreja católica e redes socioambientais, contra as transformações que o processo de desenvolvimento provocou na região. A RDSNG, foi criada pelo Decreto s/nº de 13 de outubro 2014, com o intuito de garantir a conservação das nascentes, a preservação das áreas de extrativismo, a proteção da biodiversidade e o direito à terra na promoção da sustentabilidade do desenvolvimento para o território em questão (NOGUEIRA, 2009; FREITAS, 2010; BRASIL; MAPA, 2014; CERQUEIRA, 2017; ICMBio/UFV, 2017; TEIXEIRA 2017).

As literaturas de Dayrell (1998), Correira (2005), Silva (2006), Duarte (2007), Nogueira (2009), Brito (2012; 2013), Amorim et al. (2013), Dutra e Filho (2015), Magalhães e Amorim (2015), Mazer (2016), Cerqueira (2017), ICMBio/UFV (2017), Teixeira (2017), sobre a RDSNG, bem como dos municípios de abrangência, são unânimes em apontar a retomada do território e a relação entre a conversão das áreas de vegetação nativa em áreas de silvicultura, que estavam levando à redução da vazão dos cursos d'água e nascentes, como marco para as mobilizações por parte das comunidades tradicionais locais em prol da criação de uma UCUS. Não obstante, os discursos também incorporaram outras questões, como valorização da identidade cultural, manutenção das formas tradicionais historicamente exercidas pelas comunidades da região, questões de

gênero, manutenção dos recursos naturais para as gerações atuais e futuras e garantia de acesso à terra.

Atualmente, as UCUS justificam sua criação pela compatibilização de uma nova forma de relação da natureza com o homem, de modo a garantir seu usufruto também às próximas gerações. Portanto, a inserção dos argumentos sociais e institucionais como justificativa para a criação de UCUS se mostra cada vez mais compatível com as novas abordagens de desenvolvimento da atualidade (BRASIL, 2000; SILVA, 2005; BARQUETI et al., 2015; MMA, 2017; NUNES et al., 2017). As externalidades negativas, causadas pelos modelos convencionais de uso da terra, exerceram pressão sobre o meio natural, ocasionando diversos embates. Portanto, a RDSNG se promove como território cujo objetivo se dá pela possibilidade de conter a pressão sobre o meio natural que ocorreu ao longo dos anos na região, compatibilizando uma sinergia entre conservação dos recursos naturais e o seu uso sustentável (MMA, 2018; TEIXEIRA, 2017; BRASIL, 2000).

1.3 Procedimentos metodológicos e organização da dissertação

Os procedimentos metodológicos deste trabalho de dissertação foram sintetizados nos fluxogramas abaixo (Figuras 1 e 2). O detalhamento de tais procedimentos será apresentado no Artigo científico 1 - Effectiveness of Arguments Used in the Creation of Protected Areas of Sustainable Use in Brazil: A Case Study from the Atlantic Forest and Cerrado e o Artigo científico 2 - Degraded grassland and the conflict of land use in protected areas of sustainable use in the north of Minas Gerais State, Brazil.

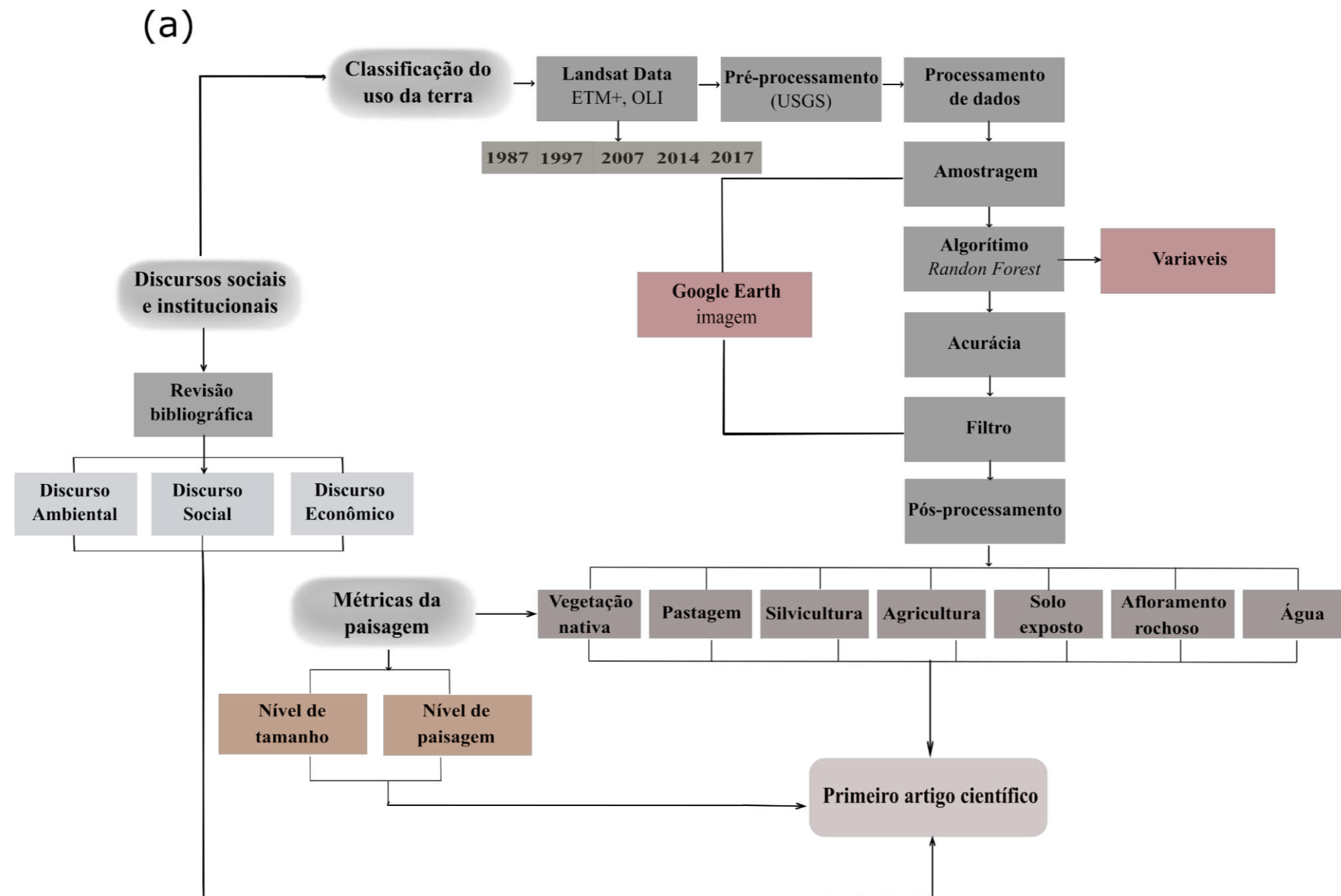


Figura 1: Fluxograma com etapas metodológicas; (a) etapas para elaboração do primeiro artigo (Effectiveness of Arguments Used in the Creation of Protected Areas of Sustainable Use in Brazil: A Case Study from the Atlantic Forest and Cerrado).

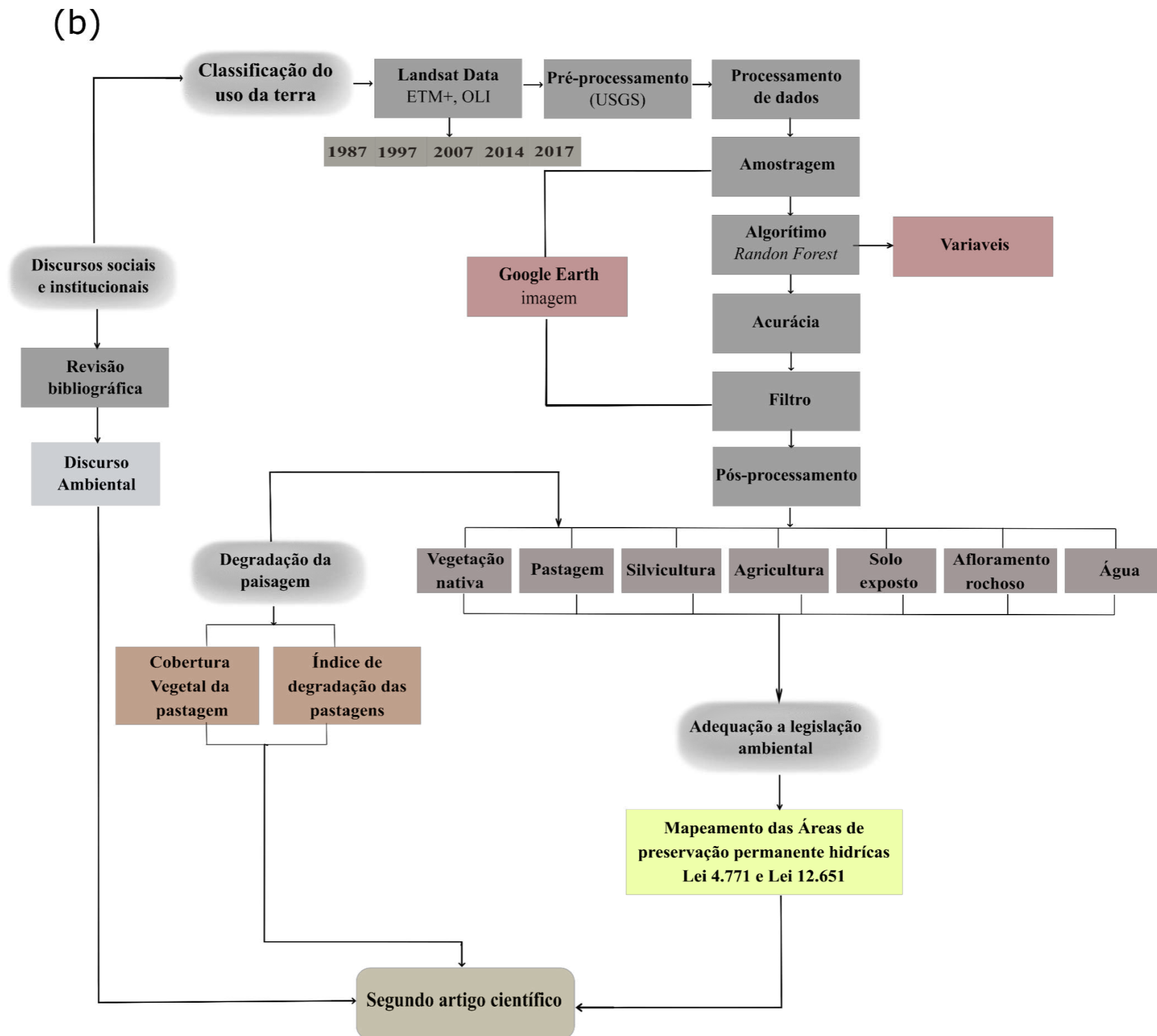


Figura 2: Fluxograma com etapas metodológicas; (b) etapas para elaboração do segundo artigo (Degraded grassland and the conflict of land use in protected areas of sustainable use in the north of Minas Gerais State, Brazil).

Referências

AGUIAR, T. J. A.; MONTEIRO, M. S. L. Modelo agrícola e desenvolvimento sustentável: A ocupação do cerrado piauiense. **Ambiente e Sociedade**, v. 8, n. 2, p. 1-18, 2005. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1590/S1414-753X2005000200009>>. Acesso em: 23 out. 2016.

AMARAL, W. A. N.; BRITO, M. C. W.; ASSAD, A. L. D. et al. **Políticas públicas em biodiversidade**: conservação e uso sustentado no país da megadiversidade. Disponível em: <http://www.hottopos.com/harvard1/politicas_publicas_em_biodiversi.htm>. Acesso em: 21 nov. 2002.

ÁREAS PROTEGIDAS/Fundo Vale – 1. ed. – Rio de Janeiro: Fundo Vale, 2012. **Integração, Transformação, Desenvolvimento**, v. 2. p. 160-166, 2012.

ARRUDA, R. “Populações tradicionais” e a proteção dos recursos naturais em unidades de conservação. **Ambiente & Sociedade**, v. 2, n. 5, p. 79-252, 1999. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/asoc/n5/n5a07.pdf>>. Acesso em: 02 out 2017.

AZEVEDO-SANTOS, V. M.; FEARNSIDE, P. M.; OLIVEIRA, C. S. et al. Removing the abyss between conservation science and policy decisions in Brazil. **Biodiversity and Conservation**, v. 26, n. 7, p. 1745-1752, 2017. Disponível em: <<https://link.springer.com/article/10.1007%2Fs10531-017-1316-x>>. Acesso em 07 fev. 2017.

BARQUETE, K. “Yes to peace”? Environmental peacemaking and transboundary conservation in Central America. **Geoforum**, v. 63, p. 14-24, 2015. Disponível em: <https://brage.bibsys.no/xmlui/bitstream/handle/11250/284748/PhD_KarinaBarquet.pdf?sequence=1>. Acesso em: 4 jul. 2017.

BRASIL. Decreto N. 6.040, de 7 de fevereiro de 2007. Institui a Política Nacional de Desenvolvimento Sustentável dos Povos e Comunidades Tradicionais. Brasília, 7 de fevereiro de 2007. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2007/decreto/d6040.htm>. Acesso em: 21 nov. 2017.

BRASIL. Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000. Regulamenta o art. 225, § 1º, incisos I, II, III e VII da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências. Brasília: Casa Civil, 2000. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/L9985.htm. Acesso em: 18 set. 2016.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Áreas prioritárias para a conservação, utilização sustentável e repartição de benefícios da biodiversidade brasileira: Atualização – Portaria MMA

nº 9, de 23 de janeiro de 2007. Secretaria Nacional de Biodiversidade e Florestas. Brasília, 2007. 300 p. Disponível em: http://www.mma.gov.br/estruturas/chm/_arquivos/biodiversidade31.pdf. Acesso em: 4 set. 2017.

BRASIL. Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as leis nºs 6.938, de 31 de agosto de 1981; 9.393, de 19 de dezembro de 1996; e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as leis nos 4.771, de 15 de setembro de 1965; e 7.754, de 14 de abril de 1989; e a Medida Provisória no 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. Brasília: Casa Civil, 2012. Disponível em: <http://www.terrabrasil.org.br/ecotecadigital/pdf/lei-no-12651-de-25-de-maio-de-2012-lei-florestal.pdf>. Acesso em: 25 set. 2017.

BRASIL. Decreto de 13 de outubro de 2014. Cria a reserva de desenvolvimento sustentável nascentes geraizeiras, localizada nos municípios de Montezuma, Rio Pardo de Minas e Vargem Grande do Rio Pardo, estado de Minas Gerais. Brasília: Governo Federal, 2014. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2011-2014/2014/Dsn/Dsn14016.htm>. Acesso em: 25 set. 2017.

BRITO, I. C. B. **Comunidade, território e complexo industrial florestal: o caso de Vereda Funda, Norte de Minas Gerais**. 2006. 157 f. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento Social) – Universidade Estadual de Montes Claros, Montes Claros, 2006.

BRITO, I. C. B. **Ecologismo dos Gerais: conflitos socioambientais e comunidades tradicionais no Norte de Minas Gerais**. 2013. 268 f. Tese (Doutorado em Desenvolvimento Sustentável) – Universidade de Brasília, Brasília, DF, 2013.

BRITO, M. C. W. Unidades de conservação: intenções e resultados. In: VEIGA, J. E. (Org.). **Ciência Ambiental** – primeiros mestrados. Programa de Pós-Graduação da USP. São Paulo. 1998. p. 209-228.

CAVALCANTI, F. C. S. **A política ambiental na Amazônia: um estudo sobre as reservas extrativas**. 2002a. 223 f. Tese (Doutorado em Ciências Econômicas) – Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2002.

CAVALCANTI, R. B.; JOLY, C. A. Biodiversity and conservation priorities in the Cerrado region. In: OLIVEIRA, P. S.; MARQUIS, R. J. (Ed.). **Ecology and natural history of a Neotropical Savanna**. New York: Columbia University Press, 2002b. p. 351-367.

CERQUEIRA, M. C. **Estudo do uso da terra e fragmentação da vegetação natural na Reserva de Desenvolvimento Sustentável Nascentes Geraizeiras no norte de Minas Gerais, Brasil.** Dissertação de mestrado, Universidade de Brasília, 109, 2016.

CONSERVAÇÃO INTERNACIONAL. **Hotspot revisitados.** As regiões biologicamente mais ricas e ameaçadas do planeta. Rio de Janeiro, 2005. Disponível em: <http://www.conservation.org.br/publicacoes/files/HotspotsRevisitados.pdf>. Acesso em: 06 nov. 2017.

COMISSÃO MUNDIAL SOBRE MEIO AMBIENTE E DESENVOLVIMENTO (CMMAD). **Nosso futuro comum.** 2. ed. Tradução de *Our common future*. 1. ed. 1988. Rio de Janeiro: Fundação Getúlio Vargas, 1991.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (Conama). Resolução nº 302, de 20 de março de 2002. Dispõe sobre os parâmetros, definições e limites de áreas de preservação permanente de reservatórios artificiais e o regime de uso do entorno. Brasília: **Diário Oficial [da] União**, n. 90, de 13 de maio de 2002, Seção 1, p. 67-68, 2002.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (Conama). Resolução nº 303, de 20 de março de 2002. Dispõe sobre parâmetros, definições e limites de Áreas de Preservação Permanente. Brasília: **Diário Oficial [da] União**, n. 90, de 13 de maio de 2002, Seção 1, p. 68, 2002.

DAYRELL, C. A. **Geraizeiros e biodiversidade no norte de Minas: a contribuição da agroecologia e da etnoecologia nos estudos dos agroecossistemas tradicionais.** 182 p. Dissertação (Mestrado em Agroecologia Y Desarrollo Rural Sostenible) Universidade Internacional de Andalucia, 1998.

DIEGUES, A. C. Sustainable development and people's participation in wetland ecosystem conservation in Brazil: two comparative studies. In: GHAI, D.; VIVIAN, J.M. (Org.). **Grassroots: environmental action: people's participation in sustainable development.** London: Routledge, 1992. p. 141-158.

DIEGUES, A. C. **The social dynamics of deforestation in the Brazilian Amazon: an Overview.** Geneva: UNRISD, 1993.

DIEGUES, A. C. S. **O mito moderno da natureza intocada.** 3. ed. São Paulo: Hucitec. NUPAUB-USP, 2001. 169 p.

DIEGUES, A.C. Repensando e recriando as formas de apropriação comum dos espaços e recursos naturais. In: VIEIRA, P. F.; WEBER, J. (Org.). **Gestão de recursos naturais renováveis e desenvolvimento: novos desafios para a pesquisa ambiental**. São Paulo: Cortez, 1997.

DUARTE, J. C. **Relatório de caracterização ambiental da área do Areião e Vale do Guará, municípios de Rio Pardo de Minas, Vargem Grande do Rio Pardo e Montezuma, MG: Estudos para criação de Unidades de Conservação de Uso Sustentável no Bioma Cerrado/Bacia do São Francisco**. Belo Horizonte: MMA/SBF/Núcleo Cerrado e Pantanal, 2007.

LAMBIN, Eric F.; MEYFROIDT, Patrick. Land use transitions: Socio-ecological feedback versus socio-economic change. **Land Use Policy**, v. 27, p. 108-118, 2010.

FRANK, A. G. Sociologia do desenvolvimento e subdesenvolvimento da sociologia. In: DURAND, J. C. G. & MACHADO, L. P. (org.). **Sociologia do Desenvolvimento II**. Rio de Janeiro: Zahar Editores, 1975, p. 109-182.

GASTAL, M. L.; SARAGOUSI, M. Os últimos para a conservação da biodiversidade. In: BENSUSAN, N. **Seria melhor mandar ladrilhar?** Biodiversidade – como, para que, por quê. 2. ed. Brasília: Editora da UnB, 2008. p.43-62.

GUIMARÃES, R. El desarrollo sustentable: ¿propuesta alternativa a retórica neoliberal? **Revista UERE – Revista de Estudios Urbano Regionales**, v. 20, n. 61, 1994.

ICMBio & UFV. **Reserva de Desenvolvimento Sustentável Nascentes Geraizeiras. Relatório Final**. Apoio ao processo de identificação das famílias beneficiárias e diagnóstico socioprodutivo em Unidades de Conservação Federal. Viçosa, MG, 2017 (Relatório não publicado).

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). Bases e referências – Bases cartográficas – malhas digitais. Disponível em <<https://mapas.ibge.gov.br/bases-e-referenciais/bases-cartograficas/malhas-digitais.html>>. Acesso em: 20 out 2017.

INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS (Ibama). Lei do Sistema Nacional de Unidades de Conservação nº 9.985, do 18 de julho de 2000. Brasília: Ibama, Ministério do Meio Ambiente, 2000. Disponível em: <www.mma.gov.br/port/sbf/dap/doc/snuc.pdf>. Acesso em: 19 set 2017).

INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE (ICMBio). **Grupos das unidades de conservação**. Disponível em: <<http://www.icmbio.gov.br/portal/biodiversidade/unidades-deconservacao/grupos.html>>. Acesso em: 10 set 2017.

INSTITUTO DE PESQUISA ECONÔMICA APLICADA (Ipea). **Sustentabilidade ambiental no Brasil: biodiversidade, economia e bem-estar humano**. Livro 7. Brasília: Ipea, 2010. 640 p.

LIMA, P. C. A.; FRANCO, J. L. A. As RPPNs como estratégias para a conservação da biodiversidade: O caso da Chapada dos Veadeiros. **Sociedade & Natureza**, v. 26, p. 113-125, 2014.

MAGALHÃES, F. R. & Amorim, R. A. O Movimento dos Geraizeiros e a luta pela terra no Alto Rio Pardo. *Revista do Centro de Estudos Rurais - UNICAMP* 9, 209-238, 2015.

MALAVASI, U. C.; MALAVASI, M. M. Awareness of a awareness of a conservation unit: a brazilian case study. **Journal for Nature Conservation.**, v. 12, p. 137-140, 2004.

MANEA, G.; MATEI, E.; VIJULIE, L. et al. Arguments for integrative managements of protected áreas in the cities – Case study in Bucharest city. **Procedia Environmental Sciences**, v. 32, p. 80-96, 2016.

MAZER, S. **Potencial produtivo de plantas de importância socioeconômica da Reserva de Desenvolvimento Sustentável Nascentes Geraizeiras, Minas Gerais, Brasil**. 2016. 46 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Universidade de Brasília, Brasília, 2016.

MAZZETTO SILVA, C. E. **Cerrados e camponeses no norte de Minas: Um estudo sobre a sustentabilidade dos ecossistemas e das populações sertanejas**. 1999. 220 p. Dissertação (Mestrado em Geografia e Organização Humana do Espaço) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 1999.

MINISTÉRIO DA AGRICULTURA, PECUÁRIA E ABASTECIMENTO (**Mapa**). 2014. Disponível em: <www.agricultura.gov.br>. Acesso em: 16 ago. 2017.

MARTINS, A. Conflitos ambientais em unidades de conservação: dilemas da gestão territorial no Brasil. **Revista Bibliográfica de Geografía y Ciencias Sociales**, Barcelona, v. 17, n. 989, p. 1-16, 2012.

MEDEIROS, R. Evolução das tipologias e categorias de áreas protegidas no Brasil. **Ambiente & Sociedade**, v. 9, n. 1, p. 41-64, 2006.

MEDEIROS, R.; YOUNG, C. E. F.; PAVESE, H. B.; ARAÚJO, F. F. S. **Contribuição das unidades de conservação para a economia nacional: Sumário executivo**. Brasília: UNEP-WCMC, 2011. 44 p.

MILLER, D. C.; AGRAWAL, A.; ROBERTS, J. T. Biodiversity, governance, and the allocation of international aid for conservation. **Conservation Letters**, v. 6, p. 1, p. 12-20, 2013.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE (MMA). **Pilares para o plano de sustentabilidade Financeira do sistema nacional de unidades de conservação**. Série Áreas Protegidas do Brasil, 6. Brasília: MMA, 2017. 96 p.

MITTERMEIER, R. A.; FONSECA, G. A. B.; RYLANDS, A. B. et al. A brief history of biodiversity conservation in Brazil. **Conservation Biology**, v. 19, n. 3, p. 601-607, 2005. Disponível em: <http://www.chufpb.com.br/Disciplinas/Temas_Atuais_em_Biologia_I_files/Mittermeieretal2005.pdf>. Acesso em: 12 jan. 2017.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE (MMA). **Biodiversidade brasileira: avaliação e identificação de áreas e ações prioritárias para conservação, utilização sustentável e repartição dos benefícios da biodiversidade nos biomas brasileiros**. Brasília: MMA, Secretaria de Biodiversidade e Florestas, 2007. 404 p. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/estruturas/chm/_arquivos/biodivbr.pdf>. Acesso em: 15 abr. 2017.

MURTA, I. B. D. **Representações sociais do ambiente preservado: estudo multicaso no município de Ouro Preto/MG**. 2012. Dissertação (Mestrado em Geografia) - Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2012. 242 f. Disponível em: <http://www.bibliotecadigital.ufmg.br/dspace/bitstream/handle/1843/IGCC-99YQ9X/disserta_o_ivana_benevides_dutra_murta_2012___completa.pdf?sequence=1>. Acesso em: 19 set 2017.

MYERS, N.; MITTERMEIER, R. A.; MITTERMEIER, C. G. et al. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, p. 853-845, 2000. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1038/35002501>>. Acesso em: 25 fev. 2017.

NOGUEIRA, M. C. R. **Gerais a dentro e a fora: identidade e territorialidade entre Geraizeiros do Norte de Minas Gerais**. 2009. 233 p. Tese (Doutorado em Antropologia) – Universidade de Brasília, Brasília, 2009.

O'RIORDAN, Timothy. **Environmentalism**. 2. ed., London: Pion, 1981. 409 p.

RIANO, D.; HUVIECO, E.; SALAS, J.; AGUADO, I. (2003). Assessment of different topographic corrections in landsat-TM data for mapping vegetation types. **IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing**, 41(5). <http://dx.doi.org/10.1109/TGRS.2003.811693>.

RISSO, L. C. Discourses of the environmental conservation in the protected areas and the insertion of the indigenous and traditional communities in this debate. **Brazilian Geographical Journal: Geosciences and Humanities research medium**, v. 6, p. 205-216, 2015. Disponível em: <file:///C:/Users/Paulo%20Afonso/Downloads/Dialnet-DiscoursesOfTheEnvironmentalConservationInTheProte-5846608.pdf>. Acesso em: 25 set. 2017.

RYLANDS, A. B.; BRANDON, K. Brazilian protected areas. **Conservation Biology**, v. 19, n. 3, p. 612-618, 2005.

RYLANDS, A. B.; BLANDON, K. Unidades de conservação brasileiras. **Megadiversidade**, v. 1, n. 1, 2005. Disponível em: <https://pt.scribd.com/document/129473952/Unidades-de-conservacao-brasileiras-Rylands-Brandon>. Acesso em: 10 set 2017.

SACHS, I. Estratégias de transição para o século XXI - Desenvolvimento e meio ambiente. São Paulo: Studio Nobei/FUNDAP, 1993. 103 p.

SCHNEIDER, S. Ciências sociais, ruralidade e territórios: em busca de novas referências para pensar o desenvolvimento. **Campo-Território: Revista de Geografia Agrária**, v.4, n. 7, p. 24-62, fev. 2009. Disponível em: <http://www.seer.ufu.br/index.php/campoterritorio/article/view/11901/6961>. Acesso em: 16 out. 2017.

SILVA, M. O programa brasileiro de áreas protegidas. **Conservation Biology**, v. 19, n. 1, p. 608-611, 2005. Disponível em: <https://www.deepdyve.com/lp/wiley/the-brazilian-protected-areas-program-ab2pJ0QzIt>. Acesso em: 19 set. 2017.

SISTEMA NACIONAL DE UNIDADES DE CONSERVAÇÃO DA NATUREZA (SNUC). Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000 e vetos da presidência da República ao PL aprovado pelo congresso Nacional. 2. ed. ampl. São Paulo: Conselho Nacional da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica, 2000.

SISTEMA NACIONAL DE UNIDADES DE CONSERVAÇÃO DA NATUREZA (SNUC). **Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000; decreto nº 4.340, de 22 de agosto de 2002**. 5. ed. aum. Brasília: MMA/SBF, 2004. 56 p. Disponível em: <http://aiba.org.br/wp-content/uploads/2014/10/SNUC-LEI-N-9-985-DE-18-DE-JULHO-DE-2000-livro.pdf>. Acesso em: 23 out. 2017.

SONG, C.; WOODCOCK, C.; SETO, K. C., LENNEY, M. P.; MACOMBER, S. A. (2001). Classification and change detection using Landsat TM Data- when and how to correct atmospheric effects? **Remote Sensing of Environment**, 75(2), 230e244. [http://dx.doi.org/10.1016/S0034-4257\(00\)00169-3](http://dx.doi.org/10.1016/S0034-4257(00)00169-3).

TABARELLI, M.; PINTO, L. P.; SILVA, J. M. C. et al. Challenges and opportunities for biodiversity conservation in the Brazilian Atlantic Forest. **Conservation Biology**, v. 19, p. 695-700, 2005.

TEBALDI, A. L. C.; FIEDLER, N. C.; DIAS, H. M. Vulnerability and management of Protected Areas from the State of Espírito Santo, Brazil. **Floresta e Ambiente**, v. 19, n. 3, p. 267-276, 2012. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.4322/floram.2012.032>>. Acesso em: 16 out. 2017.

TEIXEIRA, C. O desenvolvimento sustentável em unidades de conservação: a “naturalização” do social. **Revista Brasileira de Ciências Sociais**, v. 20, n. 59, p. 51-66, 2005.

TEIXEIRA, T. H. **O gerais é de quem nele mora, não de quem o explora”: a ação coletiva pela terra comum dos geraizeiros do Norte de Minas Gerais**. 2017. Dissertação (Mestrado em Economia Rural) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2017.

UHL, C. Restoration of degraded lands in the Amazon basin. In: WILSON, E. O. (Ed.). **Biodiversity**. Washington, DC, USA: National Academy Press, 1988. p. 326-332.

UNEP-WCMC 2007. **Reducing emissions from deforestation: A key opportunity for attaining multiple benefits**. Cambridge, U.K: UNEP World Conservation Monitoring Centre, 2007.

UNIDADE DE CONSERVAÇÃO DO BRASIL. Interface de **pesquisa**. Disponível em: <<https://uc.socioambiental.org/uc/pesquisa>>. Acesso em: 03 out. 2017.

van der DUNK, Andreas; GRÊT-REGAMEY, A.; DALANG, T. et al. Defining a typology of peri-urban land-use conflicts – A case study from Switzerland. **Landscape and Urban Planning**, v. 101, n. 2, p. 149-156, 2011.

VERBURG, R.; FILHO, S. R.; LINDOSO, D. et al. The impact of commodity price and conservation policy scenarios on deforestation and agricultural land use in a frontier area within the Amazon. **Land Use Policy**, v. 37, p. 14-26, 2014.

WEST, P.; BROCKINGTON, D. An anthropological perspective on some unexpected consequences of protected areas. **Conservation Biology**, v. 20, n. 3, p. 609-616, 2006. Disponível em: http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1523-1739.2006.00432.x/epdf?r3_referer=wol&tracking_action=preview_click&show_checkout=1&purchase_referrer=www.google.com.br&purchase_site_license=LICENSE_DENIED_NO_CUSTOMER>. Acesso em: 17 set. 2017.

WOLFF, Simone. **Subsídios ao IV Relatório Nacional para a Convenção sobre diversidade biológica** – CDB: Diagnóstico sobre a legislação ambiental brasileira. 2009. 120 p. Brasília:

Ministério do Meio Ambiente. Secretaria de Biodiversidade e Florestas. Departamento de Conservação da Biodiversidade. Disponível em: http://www.mma.gov.br/estruturas/sbf_chm_rbbio/_arquivos/legistacao_4_relatorio_cdb.pdf. Acesso em: 10 out. 2017.

WORSTER, D. **Nature's economy**. A history of ecological ideas. 2. ed. Cambridge: Cambridge University Press, 1977. 508 p.

2. Artigos científicos

2.1 Effectiveness of Arguments Used in the Creation of Protected Areas of Sustainable Use in Brazil: A Case Study from the Atlantic Forest and Cerrado

Article

Effectiveness of Arguments Used in the Creation of Protected Areas of Sustainable Use in Brazil: A Case Study from the Atlantic Forest and Cerrado

Roque, M.P.B*, Ferreira Neto, J.A., Faria, A.L.L., et al. Effectiveness of Arguments Used in the Creation of Protected Areas of Sustainable Use in Brazil: A Case Study from the Atlantic Forest and Cerrado. *Sustainability* 2019, 11, 1700.

* Correspondence: marianepr.batalha@gmail.com or mariane.roque@ufv.br

Received: 11 February 2019; Accepted: 13 March 2019; Published: 21 March 2019



Abstract: Studies on the effectiveness of the discourse motivating the creation of protected areas (PAs) and their empirical reality are scarce. The lack of knowledge in this area affects programs and policies on the maintenance and creation of protected areas. Thus, we investigated this matter using the case study of the Nascente Geraizeiras Sustainable Development Reserve (NGSDR) in Minas Gerais State, Brazil. The reserve comprises a transition area between Cerrado and the Atlantic Forest, two critical biomes in the world of biodiversity and the only two hotspots in Brazil. Changes in land use were identified over a period of 30 years, from 1987 to 2017, based on a compilation of the arguments associated with the creation of the PA, geographic information system (GIS) techniques, remote sensing (RS) data, and landscape ecology indices. Seven types of land use were identified using Random Forest classifier R software: native forest, silviculture, pasture, bare soil, rocky outcrop, watercourses, and agriculture. The overall mean accuracy of the classification was 90% for all five periods. The results demonstrated that the creation of protected areas is supported by contexts of land use still based on traditional. The case study showed the discourse served as a fundamental strategy in the beginning of the mobilization that culminated in the creation of the NGSDR, in the containment of forestry, in an increase in native forest areas, and in reduced fragmentation, leading to an improvement in the conservation status of the landscape. The present study encourages future researchers to apply the evaluated approach and demonstrates its potential in assessing the formulation of programs and policies on protected areas worldwide, providing valid indicators for the improvement of ecosystem services.

Keywords: hotspots; reserve of sustainable use; socioenvironmental discourse; sustainable use; sustainable development

1. Introduction

An acknowledgment of the finiteness of natural resources has caused modifications in conservation and its purpose [1]. These changes refer mainly to the relationship between society and the forms of appropriation of natural resources [2–4]. Different sectors of society have increased efforts concerning environmental, social, and economic instances to emphasize the importance of these resources in the sustainability of development [5–8].

The creation of protected areas (PAs) is one of the primary mechanisms for the conservation of global biodiversity [9–11], and they cover around 14% of the land surface in the globe [10]. Brazil

has been allocating large amounts of land for conservation purposes, and currently about 11% of its national territory is covered by PAs [12]. Although recent estimates have shown an exponential increase in the number of PAs, it is the consensus that PAs alone cannot guarantee the provision of essential ecosystem services for biodiversity protection and the maintenance of the livelihoods of traditional populations [13]. The effective management of these areas is crucial for the conservation of biodiversity, and therefore the number of studies discussing real factors influencing the effectiveness of the management of PAs worldwide has increased [10]. Moreover, several studies have aimed to monitor the changes occurring in PA landscapes and the advance of deforestation [14].

PAs are established in Brazil by the Brazilian environmental protection policies, which includes the National System of Conservation Units (NSCU). In Brazil, PAs are called conservation units (CUs) and are subdivided into two groups: integral protection (IP), which allows only the indirect use of natural resources; and sustainable use (SU), which combines conservation of nature with the sustainable exploitation of natural resources [15–17]. Conservation units for sustainable use (CUSUs) are emerging as a model compatible with the new demands of conservation and sustainable development. Differently from the nature intact model, which prevents direct use of the land, CUSUs reduce pressures on biodiversity and prioritize people as part of the ecosystem [1,17,18].

The real factors underlying the management of PAs have been discussed in some important studies in different locations [10,19]. However, the reasons supporting the creation of PAs in Brazil are still little known. Therefore, the analyses of the arguments used as justification for the creation of PAs and their congruence with reality are necessary to fill this gap. Knowledge on the process of creating PAs provides valid indicators for the improvement of ecosystem services. The study obtained supports future research to understand the effectiveness of the discourse used to create PAs in different contexts.

The arguments used in the process of creating CUSUs usually concern maintenance of the livelihoods of traditional populations, based on self-sustaining exploitation and addressing environmental issues [15]. In addition, environmental debates tend to assume different connotations depending on the local context.

In the Brazilian Amazon, issues related to the creation of CUSUs are commonly associated with resistance, exploratory activities, and the conversion of native forest areas [20,21]. In the Atlantic Forest, the control of irregular occupations and the protection of forest remnants are the main issues [21]. The debates in Cerrado relate to land issues and the conversion of forest areas into pasture, agriculture, and silviculture (especially of *Eucalyptus* sp.) [21]. In coastal regions, concerns are often associated with combating predatory fishing and real estate speculation, regardless of the biome [15,21,22]. Environmental arguments related to the creation of protected areas generally refer to conflicts at the local level, but also address issues associated with the broader development context in which those territories are located. However, scientific confirmation is lacking on whether the public arguments used to justify the creation of CUSUs are consistent with their empirical reality.

In order to broaden the debate on the creation of PAs, this article provides an approach to the actual effectiveness of PAs in a critical area for biodiversity conservation due to its high biodiversity and strong anthropogenic pressure: Thus it has great importance worldwide [23]. The objective of this study was to evaluate the effectiveness of the arguments used in the creation of PAs using the Nascente Geraizeiras Sustainable Development Reserve (NGSDR) as a case study. Therefore, we analyzed changes in the landscape over the last 30 years, using geographic information systems (GIS), remote sensing data (RS), and landscape ecology indexes. This case study was selected because it is part of the only two areas that are hotspots for the conservation of global biodiversity in Brazil, the Atlantic Forest, and Cerrado.

2. Materials and Methods

2.1. Study Area

The NGSDR is located in the microregion of Salinas, north of Minas Gerais State, Brazil, and comprises the municipalities of Montezuma, Rio Pardo de Minas, and Vargem Grande do Rio Pardo (Figure 1). It integrates 33 traditional communities, totaling 502 families. The main productive activities within the NGSDR are vegetal extraction and livestock farming based on socioecological systems. The reserve occupies 38,177 hectares around the coordinates 15°30' S latitude and 42°40' W longitude [24,25]. The area named as outside comprises the NGSDR plus a 20-km buffer around its borders, totaling an area of 392,176.67 ha. The vegetation is a transition between Cerrado and Atlantic forest biomes, considered to be hotspots for the conservation of the world's biodiversity [26,27]. The NGSDR was created by Decree S/N of 13 October 2014, which aimed to guarantee the conservation of springs, the preservation of extractive areas, the protection of biodiversity, and the right to land in promoting development for the territory [24,25].

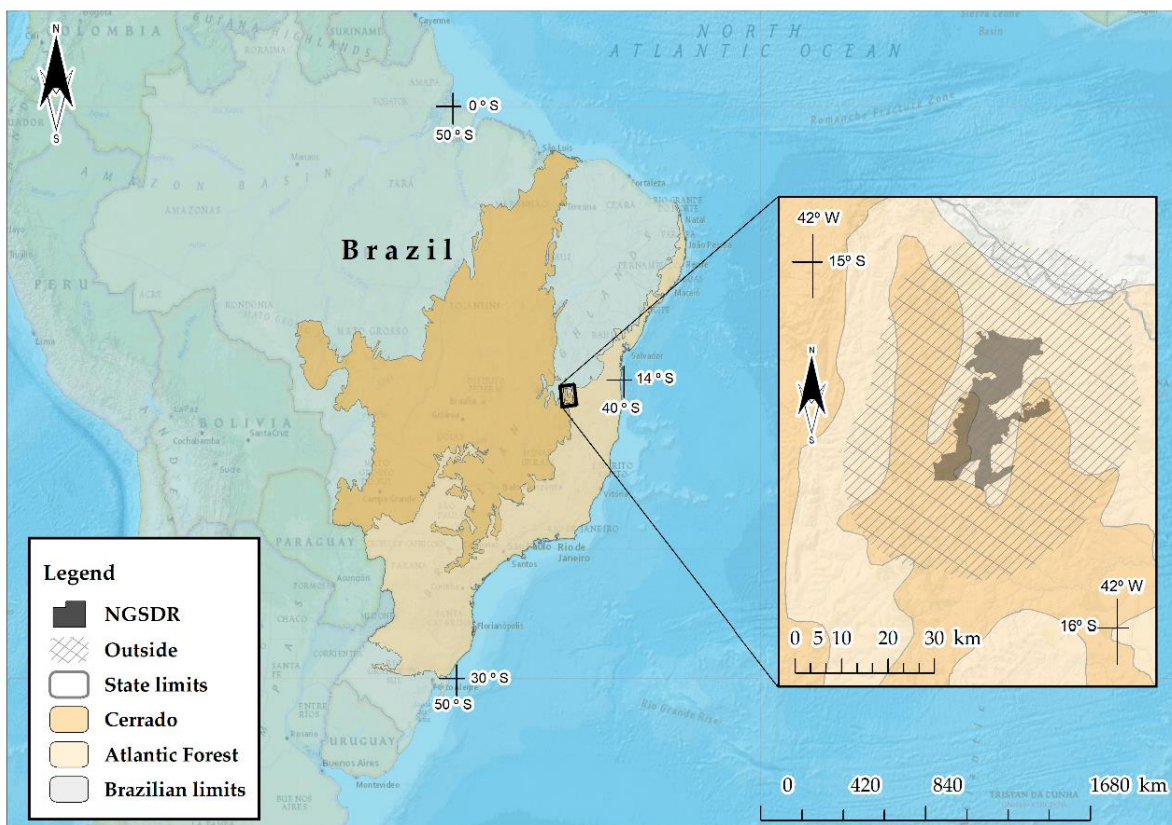


Figure 1. Geographic location of the Nascente Geraizeiras Sustainable Development Reserve (NGSDR) in a regional context.

History of the Creation of the NGSDR

Bibliographical research was conducted using the arguments associated with the creation of the NGSDR. Moreover, we used a compilation of a historical database based on a comprehensive review of recent literature, official documents, newspapers, trade union websites, and nongovernmental organizations (NGOs) [28,29].

2.2. Satellite Imagery and Data Processing

Three images from the sensors on board the Land Remote Sensing Satellite (LANDSAT 5 and 8) were obtained from different satellites due to the orbit period of each one. Images from the drought months (June to August) were selected due to lower interference by clouds [30,31]. LANDSAT satellite imagery represents the oldest and longest series of data, being the most used in studies aiming to determine changes in land use and coverage [32,33]. Three scenes were used for each year studied

(1987, 1997, 2007, 2014, and 2017), totaling 15 scenes collected in the dry season. The selection of the scenes was based on visual examination using images already corrected atmospherically and converted to surface reflectance, which was processed on demand by the U.S. Geological Survey (USGS) through Earth Resources Observation and Science (EROS) [34–38].

Classification of Land Cover

To portray developments in land usage patterns and land occupation during the study period (1987, 1997, 2007, 2014, and 2017), we performed a “supervised” classification using the classification algorithm Random Forest in Rstudio software. We considered the following land use classes: rock, water bodies, bare soil, native forest, silviculture, agriculture, pasture, and highly degraded areas. Later, the pasture and highly degraded areas classes were merged and denominated pasture.

Before the classification, the database was prepared, and the samples were collected in the software ArcGis® 10.5.1 (Esri, Redlands, CA, USA). LANDSAT 5 and LANDSAT 8 settings were (i) redesigned for the Southern Hemisphere, designed for SIRGAS 2000, and georeferenced to allow for correct overlapping of images with the vector databases; (ii) followed by the process of “mosaic by equalization of histograms.” The equalization allowed for reducing the hue difference between the joined scenes significantly, leading to homogenization and standardization of the colors [39]. Furthermore, the mosaics generated for each year were submitted to (iii) trimming the perimeter of the study area, obtained by IBGE [40] and ICMBio [25], and (iv) a composition of spectral bands: RGB 5 (Mid IR), 4 (Near IR), 3 (Red); RGB 4 (Near IR), 3 (Red), 2 (Green); RGB 3 (Red), 2 (Green), 1 (Blue), corresponding to false color, infrared, and natural color, respectively, using the LANDSAT 5 satellite images, and RGB 6 (SWIR1), 5 (NIR), 4 (Red); RGB 5 (NIR), 4 (Red), 3 (Green); and RGB 4 (Red), 3 (Green), 2 (Blue), corresponding to false color, infrared, and natural color, respectively, using LANDSAT 8 [38,41,42].

Each year, 200 samples were collected, 25 samples per class. Each polygon sampled corresponded to an area of approximately 1.08 ha, and about 12 pixels per sample. The polygons were collected rigorously, respecting architecture and sample size. The samples were collected using high-resolution images from Google Earth, which allowed for greater reliability of the classification [43,44].

In addition to the sampled polygons for each year, 22 variables were generated, which were added to the bands, totaling 28 variables. In total, 15 morphometric covariates were obtained from the interpolation of the Shuttle Radar Topography Mission (SRTM) digital elevation model (SDTM) through the System for Automated Geoscientific in Saga GIS software. The variables were designated as follows: (1) Analytical Calculation of Hills, (2) Capitation Area, (3) Convergence Index, (4) Cross-Curvature, (5) Elevation, (6) Longitudinal Curvature, (7) Soil Loss Factor, (8) Positions of Inclination, (9) Terrain Slope in Radians, (10) Topographic Index of Position, (11) Robustness Land Index, (12) Topographic Moisture Index, (13) Depth of Vales, (14) Wind Effect Index, and (15) Wind Exposure Index. The seven variables obtained from Quantum Gis software were (16) Horizontal Distance of Hydrography, (17) Vertical Hydrograph Distance, (18) Distance from the Pivots, (19) Normalized Difference Vegetation Index (NDVI), (20) Normalized Water Difference Index (NDWI), (21) Soil Adjusted Vegetation Index (SAVI), and (22) Normalized Humidity Difference Index (NDMI). The six LANDSAT-5 (TM) bands were (23i) Band 1 Blue (0.45–0.52 μm), (24i) Band 2 Green (0.52–0.60 μm), (25i) Band 3 Red (0.63–0.69 μm), (26i) Band 4 Infrared Near (0.76–0.90 μm), (27i) Medium Infrared Band 5 (1.55–1.75 μm), and (28i) Band 7 Infrared Medium (2.08–2.35 μm); and from LANDSAT-8 (OLI), (23ii) Band 2 Blue (0.45–0.51 μm), (24ii) Band 3 Green (0.53–0.59 μm), (25ii) Band 4 Red (0.64–0.67 μm), (26ii) Band 5 Infrared Near (NIR) (0.85–0.88 μm), (27ii) Band 6 SWIR 1 (1.57–1.65 μm), and (28ii) Band 7 SWIR 2 (2.11–2.29 μm) [45,46].

The data were inserted into the Random Forest classifier to generate maps of land use and occupation. Within the statistical software, a routine was developed containing all the steps of the supervised classification, in the form of a script (results not shown) that could be adjusted to the local parameters and applied to other areas [46–49].

2.3. Accuracy of Assessment

After sorting, the rasters files generated for each year underwent a “filtering” process, which allowed for the elimination of isolated pixels [38,41,50]. Then, qualitative and quantitative postclassification procedures were generated. The qualitative classification was based on a visual approach to ascertain and to correct manually the possible errors caused by the similarity in the spectral response of the classes, based on the high-resolution images from Google Earth [41]. The quantitative approach was based on a calculation of the global and class accuracy indices, to assess the level of agreement and discrimination of the targets more accurately [51–56].

2.4. Landscape Indices

Evaluations of the forest fragments were used from the shapefile file generated for each year corresponding to the native vegetation class. Forest fragments were quantified and grouped in small (<5 ha), medium (between 5 and 50 ha), and large (>50 ha) sizes, as well as total fragments over the years [38,57]. Afterward, we calculated the metrics: mean patch size (MPS), number of patches (NP), edge density (ED), and weighted mean shape index (AWMSI), according to the formulae by Paudel and Yuan [58], through the Patch Analyst 4.0 extension of the software ArcGis® 10.5.1 [59,60].

3. Results

3.1. Historical Analysis of the Creation of the NGSDR

Table 1 summarizes the public, economic, and environmental arguments used to support the creation of the NGSDR. The data obtained in this study evidenced that the beginning of the 2000s was a milestone for social mobilization demanding the creation of the NGSDR. In 2002, several lawsuits were issued against silviculture companies to prevent deforestation of the areas used by traditional communities as a means of subsistence, causing intense conflicts over the years. Later, in 2014, the residents of the local communities occupied the areas used by silviculture companies and performed a hunger and thirst strike, gathering in front of the Palácio do Planalto, in Brasília, Brazil, which culminated in the creation of the reserve. The actions and claims of communities living in that region had the support of nongovernmental organizations (NGOs), other traditional Cerrado communities, civil society, academics, and local authorities [25,61,62].

Table 1. Environmental, public, and economic arguments associated with the creation of the NGSDR, Minas Gerais State, Brazil.

Category	Argument
Environmental	Expansion of silviculture; Deforestation of the Cerrado areas; Drying of water springs and a reduction in the volume of watercourses; Increasing pressure on natural resources and biodiversity.
Public	Maintenance of the traditional lifestyle of the local population; Appreciation and formation of the cultural local identity; Guaranteeing a base of resources for present and future generations; Life quality and well-being of the traditional population; Incorporation of ethical and gender issues.
Economic	Assurance of land access and regaining territory; Maintenance of gathering activities and extensive livestock, historically practiced by the traditional population.

The compilation of arguments were in agreement with valuations of the ways of life of the traditional populations in the region. The maintenance of extractive activities and animal husbandry has historically been carried out in a sustainable manner, as have the defense of the recognition of regional cultural wealth, gender issues, and guarantees of access to land and the resumption of use

of territory [25]. In addition to socioeconomic and cultural arguments, environmental issues were also highlighted in the fight against the conversion of the native forest to eucalyptus (*Eucalyptus* sp.) monoculture and the drying of watercourses and springs [61–67].

3.2. Mapping of the Changes in Land Use

Table 2 shows land use and occupation maps of the NGSDR during five evaluation periods between 1987 and 2017. The area of each class in each period is summarized in Figure 2. The area of native forest in the NGSDR remained constant between 1987 and 2007, but increased 3.8% over the last 10 years (2007–2017), currently occupying 60% of the reserve's area. Outside, the forest area covers an average of 58% of the land, without any increase in vegetation in the last years.

Table 2. Percentage of the classification for land use and occupation of the NGSDR, Minas Gerais State, Brazil, and its surrounding area (outside), during the years from 1987 to 2017. Outside comprises the NGSDR plus a 20-km buffer around its borders, totaling an area of 392,176.67 ha. The NGSDR has 38,177 ha, limited by the borders of the protected area.

Classes per Year	1987		1997		2007		2014		2017	
	Outside (%)	Ngsdr (%)	Outside (%)	Ngsdr (%)	Outside (%)	Ngsdr (%)	Outside (%)	Ngsdr (%)	Outside (%)	Ngsdr (%)
Native vegetation	58.0	56.0	57.7	56.7	58.2	60.1	58.0	60.0	57.4	60.4
Pasture	38.0	42.2	25.3	32.9	33.4	38.5	35.3	38.8	35.2	38.4
Silviculture	2.0	0.0	15.6	9.8	4.5	1.2	5.5	0.7	6.4	0.9
Agriculture	0.3	0.0	0.4	0.0	0.2	0.0	0.2	0.0	0.3	0.0
Rock outcrop	0.1	0.2	0.1	0.2	0.1	0.1	0.2	0.0	0.1	0.1
Bare soil	1.5	1.6	0.8	0.4	0.7	0.1	0.6	0.6	0.5	0.2
Water	0.1	0.0	0.1	0.0	0.1	0.0	0.2	0.0	0.2	0.0
Total	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00

Silviculture areas in the reserve had the highest annual rate of change compared to other classes, representing 0% in 1987, increasing to 10% in 1997, and decreasing in subsequent years (2007, 2014, and 2017), maintaining an average of 1%. In the surrounding area, silviculture increased from 2% in 1987 to 15.7% in 1997, remaining at 5.5% in the last three periods. On the other hand, pasture areas in the NGSDR decreased from 42% in 1987 to 33% in 1997, assuming an average of 38.5% in the last three periods. In the surrounding areas, the same pattern was observed: In 1987, pasture represented 38% of the area, reducing to 25% in 1997 and remaining at an average of 34.6% for the last 10 years. Agriculture areas were only identified around the NGSDR, occupying approximately 0.5% of the land, and did not undergo great oscillations between 1987 and 2017.

Water in the vicinity of the reserve occupied an area of 0.1% of the total during all the evaluated periods. Within the NGSDR, the percentage of land occupation by water was very close to zero. The percent of bare soil land, considering the NGSDR and its surroundings, were 1.5%, 0.6%, 0.5%, 0.6%, and 0.3% for 1897, 1997, 2007, 2014, and 2017, respectively. Rock outcrops occupied around 0.1% of the land throughout the study period.

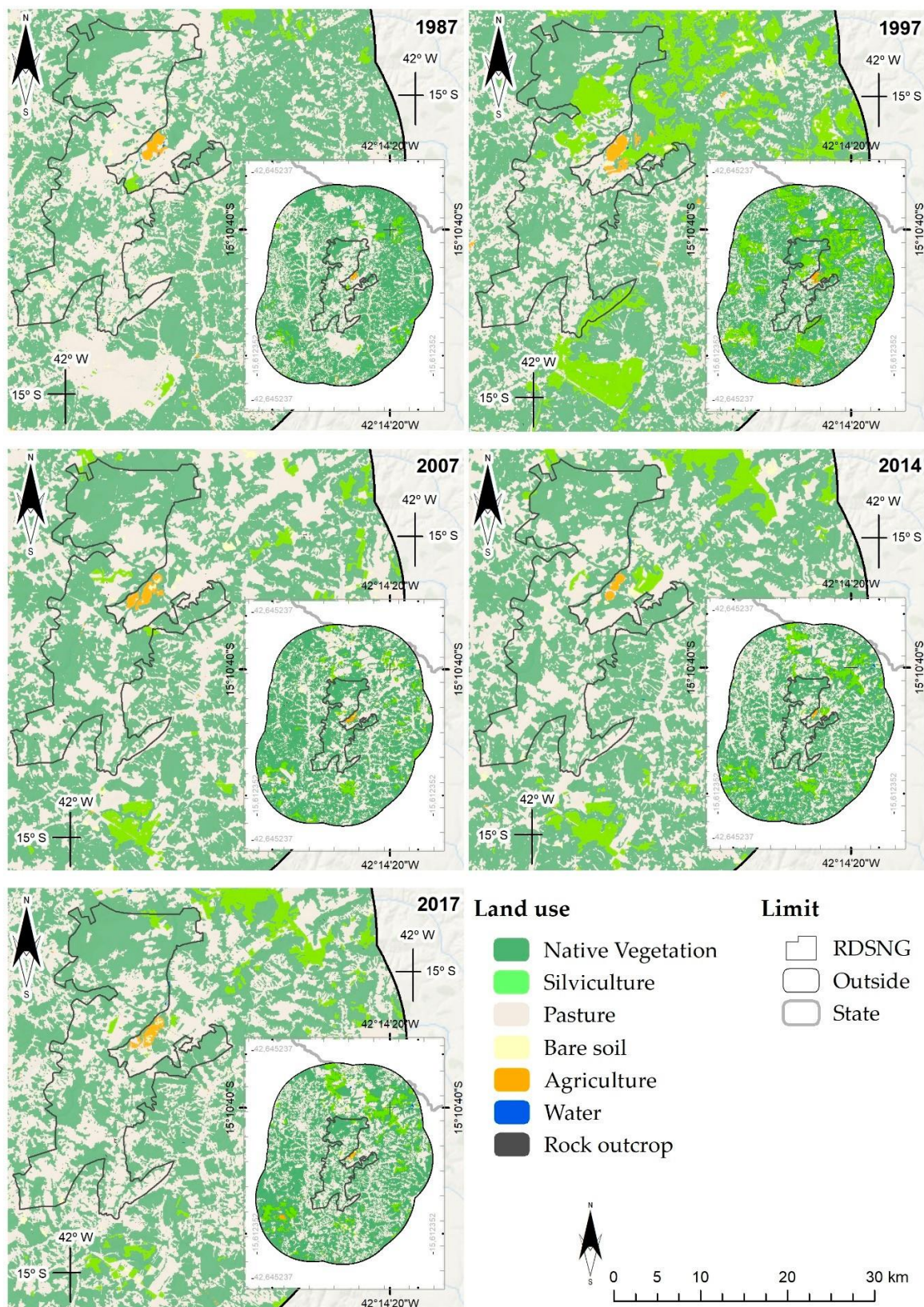


Figure 2. Evolution of land use and occupation of the NGSDR and its surroundings throughout the years, from 1987 to 2017.

3.3. Forest Fragmentation Analysis

Table 3 shows the metric values for the period from 1987 to 2017. Four landscape metrics were calculated from the native forest. We observed an uneven fragmentation pattern in the study area, with the presence of smaller fragments in its eastern sector. The class containing smaller fragments represented 1% of the landscape, whereas medium and large fragments represented 4% and 95%, respectively.

Table 3. Variation of the landscape metrics: number of patches (NP), mean patch size (MPS), area-weighted mean shape index (AWMSI), and edge density (ED) at the class level during the years from 1987 to 2017 in the NGSDR, Minas Gerais State, Brazil, and its surrounding areas.

	Indices	NP	MPS	AWMSI	ED
(<5 ha) small	1987	118	1.3	2.0	0.36
	1997	74	1.2	2.1	0.20
	2007	60	1.3	1.9	0.21
	2014	51	1.6	1.9	0.17
	2017	28	1.6	1.7	0.08
(5–50 ha) medium	1987	306	21.8	2.1	4.58
	1997	277	21.9	2.0	3.87
	2007	111	22.7	1.9	1.51
	2014	417	16.4	1.9	4.92
	2017	685	18.9	2.2	10.75
(>50 ha) large	1987	100	2206.2	18.9	49.31
	1997	100	2144.4	18.5	48.12
	2007	100	2379.8	16.4	42.85
	2014	109	2021.9	23.7	48.08
	2017	139	1408.8	41.9	64.89
all	1987	524	434.1	18.4	54.26
	1997	451	503.9	18.1	52.19
	2007	280	844.3	16.3	44.58
	2014	577	393.9	23.0	53.17
	2017	852	245.1	39.4	75.73

The metrics for the number of forest fragments (NP) and their average size (MPS) revealed a reduction in landscape fragmentation within the NGSDR and in its vicinity from 1987 to 2007, followed by an increase from 2014 to 2017, as presented in Table 3. However, NP and MPS calculated according to the size of the fragments had different behaviors. Whereas medium and large fragments maintained a pattern compatible with that observed for total fragments regardless of size, small forest fragments exhibited a considerably reduced NP and increased MPS (Table 3).

Edge density (ED) was stable throughout the years, and the size of the forest fragments influenced its response. Small, medium, and large-size fragments had an average ED of 0.2, 5.1, and 50.6, respectively. The area-weighted mean index (AWMSI) was proportional to the size of the fragments. The mean values were 1.9, 2.1, and 23.8 for small, medium, and large fragments, respectively.

3.4. Validation of the Results

The general precision of the classifications averaged 99% from 1987 to 2017. The kappa index for the years 1987 TM, 1997 TM, 2007 TM, 2014 OLI, and 2017 OLI were 98.5%, 98%, 99%, 99.6%, and 99.7%, respectively (Figure 3). Accuracy ratings by grade ranged from 86% to 1% (Figure 3).

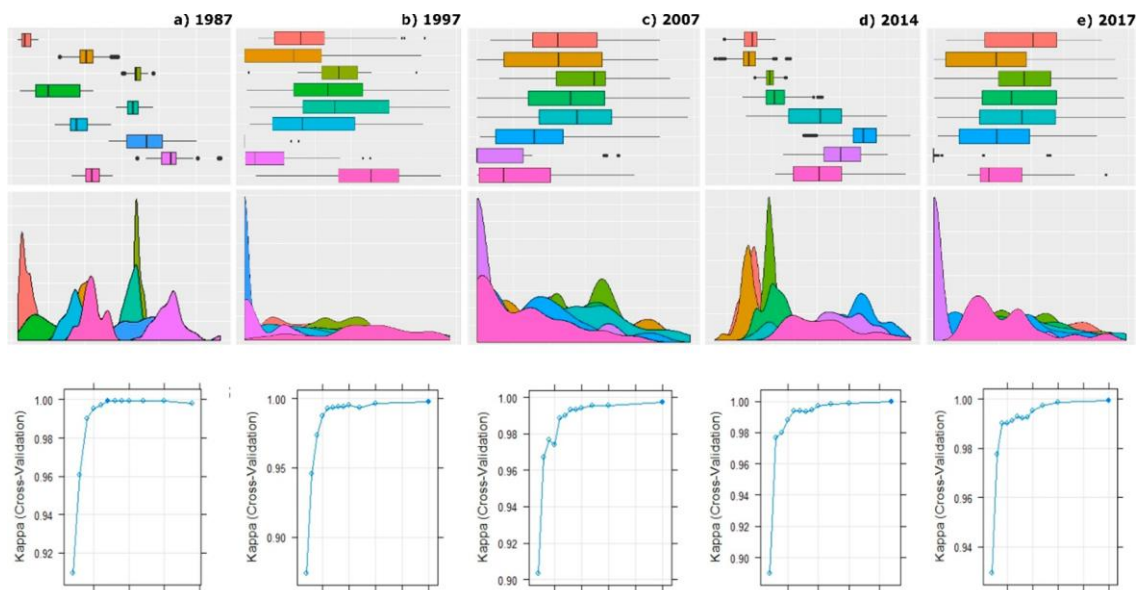


Figure 3. Kappa index and the general precisions of the classifications by grade for the years 1987 TM (a), 1997 TM (b), 2007 TM (c), 2014 OLI (d), and 2017 OLI (e).

4. Discussion

A review of the case study and the use of GIS, SR, and landscape ecology indices for the period 1987–2017 enabled an understanding of the congruence between the arguments and reality associated with the creation of the NGSDR and a verification of the changes in land use and occupation. Several scientific studies have evidenced the importance of monitoring landscape changes using geotechnology to provide precise landscape measurements [32,41,68,69]. In this context, images from the satellite Landsat are the most used worldwide to determine land use and occupation patterns [54,70–72]. This study covered a wide range of physical variables due to the uniqueness of the study area. The approach used in this case study proved to be efficient and can be adapted for use in future studies in other protected areas. Moreover, it has the potential to affect the formulation of programs and policies on preservation and sustainable use around the globe.

Silviculture was the land use class with the most expressive transformations through the years. Between 1987 and 1997, silviculture represented an exponential increase of 685%, followed by a decrease of −184% (2007 to 2017) in the surroundings of the reserve. Within the NGSDR, it represented an exponential increase of 9.700%, followed by a decrease of −950% (2007 to 2017).

Native vegetation areas increased within the NGSDR, and deforestation did not advance in its surroundings, which indicates that there is no significant pressure for the conversion of the native forest, as suggested by the discourse [61,73,74]. The increase in vegetation in the NGSDR could be related to the incentive to maintain the traditional forms of land use historically practiced by the population as a means of subsistence, especially since the beginning of the 2000s, when there was an emergence of initiatives to reduce pressure on natural resources and create a sustainable reserve [61–67].

Pasture areas reduced from 1987 to 1997 and increased in subsequent years (2007 to 2017) due to conversions to other types of use. This study indicated silviculture was primarily responsible for the conversion of pasture areas. This result is particularly important because it disagrees with the environmental arguments employed in the creation of the NGSDR denouncing the modification of areas of native vegetation to silviculture [73–75].

Agriculture areas, especially irrigated ones, were practically unchanged for 30 years, and occurred only in the surroundings of the NGSDR. However, some existing small-scale agriculture areas could not be mapped due to the resolution of the images from the Landsat satellite, which did not allow for the identification of the targets [32].

Small natural water bodies and artificial lakes covered a relatively small area of the landscape, and they were mainly destined for livestock farming and irrigated agriculture [67]. However, this modest expression may have been influenced by the dates of the images, which were taken during the dry period, since the accuracy of the class was notoriously high [41]. Moreover, watercourses only appeared near areas of intensive agriculture, suggesting that other uses may affect them as much as silviculture, which may lead to water scarcity.

This study provided an approach to analyzing the coherence between the environmental arguments used in defense of the creation of protected areas of sustainable use and the realities in which they are inserted. The analyses show their importance as a result of mobilization and as a protected area in curbing the expansion of silviculture. However, there were contradictions in the environmental issues used to justify their creation, since the conversion of areas of silviculture did not occur within the native forest, but in the pasture areas, as evidenced by the data presented in Table 1. This fact does not diminish the importance of the NGSDR, although it may put the impacts usually associated with this activity in relative terms. Moreover, pasture was a very expressive land use class in the reserve's landscape: It inevitably produces large impacts when not well managed.

The choice of metrics was based on recent literature [58,76,77] addressing the evolution, composition, and structure of the landscape in different contexts, especially in protected areas [77]. Nevertheless, this study presents a quantitative analysis of the structure and evolution of the forest landscape based on a socioenvironmental approach [32]. As expected, we observed a more significant concentration of small and medium forest fragments in the eastern portion of the area, which is compatible with a region marked by highly threatened forest remnants. This result was in agreement with recent studies [44,57] that reported the occurrence of large amounts of small and medium fragments as characteristic of landscapes inserted into the Atlantic Forest domain. This biome extends throughout the eastern sector of the NGSDR landscape, and it is considered one of the most endangered areas in the world, with approximately 90% of its forest landscape having been converted into other types of use [26,44,78].

Although medium forest fragments predominated, the sum of their areas resulted in a relatively small patch of the landscape compared to the large fragments, which despite being smaller in number were responsible for most of the forest cover [78,79]. This result is relevant when assessing the evolution of native vegetation in protected areas, demonstrating that the landscape is still relatively conserved. Similar characteristics have already been evidenced in other protected areas in Brazil [57].

The reduction in forest fragmentation observed over the years (1987 to 2007), followed by a small increase (2007 to 2017), was compatible with other studies that demonstrated the loss of small and medium fragments, although without significant gain in forest areas [32,80]. This fact evidences the importance of NGSDR as a protected area in the promotion of sustainable development, even if it is far from being immune to anthropic pressures [1,81]. Since the beginning of mobilization in the early 2000s, the creation of the NGSDR in 2014, and the collection of the most recent historical records in 2017, a significant gain in biodiversity occurred in a relatively short time. This result indicates that the interaction between traditional communities and the exploitation of natural resources in a sustainable way can be beneficial to environmental conservation [1,82–84].

In larger forest fragments, the edge effect was reduced when compared to smaller fragments [85], which was evident by the greater vulnerability of the edges to the impacts from anthropic action [57,78,86]. Therefore, the preservation of smaller fragments, which are in danger of disappearing, is of utmost importance [84,87]. The data from the AWMSI were also highly related to the fragment area and, in agreement with recent research, showed larger fragments had greater heterogeneity than smaller fragments [88], making them essential for the maintenance of biodiversity [78,88–90]. Data for ED and AWMSI were generally positive and indicated that impacts on the NGSDR are highly susceptible to change over the years. These changes may be associated with current perspectives on reducing the pressures on biodiversity and promoting the sustainability of ecosystem services to the

reserve's territory (which is already occurring), or they may assume other connotations depending on the purpose of the conservation [1,81,84].

The results obtained in this study validate the classification of land use, since the statistics referring to general classifications and by classes were correct [68,91]. As a postclassification procedure, a filter was applied to the results obtained in this study to reduce isolated pixels and to improve the accuracy of classifications [50]. This procedure, however, influenced the results obtained by the metrics, as the filter reduced the number of small fragments [92]. Although the application of a filter to the calculation of metrics seems to be contradictory, large-impact literature [50,92,93] has portrayed its importance in classification and has shown that the losses of precision in metric calculations are negligible when compared to the gains obtained with the procedure [93].

This study provides a new approach to evaluating the creation of protected areas based on socioenvironmental discourse and reality. The use of GIS, RS, and methodologies using R software is compatible with the most recent and advanced studies in geotechnology. The results obtained in this case study present a comprehensive overview of the changes in the landscape, despite the limitations associated with the unavailability of data with temporal and spatial scaling.

The central element of the creation of the NGSDR and other PAs in Brazil was social mobilization in defense of the maintenance of traditional ways of life and the means for subsistence of traditional communities based on the sustainable use of land. In other words, the contexts in which forms of land use are still based on traditional and nonintensive practices are conducive to the creation of protected areas when the model of development that is underway compromises the livelihoods of populations [94]. A study conducted by Oprsal et al. [95] described significant findings on PAs in other parts of the world. According to these authors, the constitution of protected areas is strongly linked to the level of development of the country [95]: However, in Brazil, the context for the creation of protected areas has differed from these studies.

5. Conclusions

The methodology used was appropriate to reach the objectives of this study. The results obtained contribute to increasing knowledge and the possibility of monitoring the NGSDR. Furthermore, the methodology can support future analyses of environmental discourse in defense of the creation of protected areas, since this kind of study is still scarce.

Impacts were dynamic and subject to alterations over the years. The contribution of the mobilization for the creation of the NGSDR and the consequent reduction in silviculture was verified. The results obtained relativize the environmental arguments that native forest areas are being converted into eucalyptus plantations, leading to the destruction of springs and watercourses. However, pasture was the primary use associated with the conversion of these areas. Thus, the importance of relativizing the attention given to silviculture as the only thing directly responsible for the drying of watercourses and springs in this region is emphasized.

This study evidenced the importance of creating the NGSDR PA, which was inserted into a region historically marked by conflicts, as it is a priority area for conservation in the world, since it is characterized as a transition area between two hotspots. The NGSDR guarantees access to land for traditional populations, where land conflicts are significant and increase pressure on ecosystems. Furthermore, the data evidenced the existence of a still relatively conserved landscape that has been improving over the years, in a highly fragmented area marked by few forest remnants.

Therefore, it is necessary to be attentive to the confrontation of different uses, which, despite being different, are not exclusive, and thus they can be reconciled sustainably. Pasture, silviculture, and agriculture, when properly managed, can contribute to reducing pressure on natural resources and ensuring their sustainable use. Meanwhile, these practices increase the income of families, which influences the well-being of the population and may constitute sustainable forms of land use and exploration of natural resources.

Author Contributions: M.P.B.R. and J.A.F.N. designed the research; M.P.B.R., J.A.F.N., and A.L.L.d.F. performed the analyses; M.P.B.R. and J.A.F.N. were responsible for methodology; M.P.B.R. analyzed the data; M.P.B.R. and J.A.F.N. wrote the manuscript; M.P.B.R., T.H.T., F.M.F., and L.L.C. revised the final manuscript; L.L.C. translated; M.P.B.R., J.A.F.N., A.L.L.d.F., T.H.T., F.M.F., and L.L.C. approved the manuscript.

Funding: This research received no external funding.

Acknowledgments: We thank CAPES (Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brazil) for the scholarship to MPBR [Finance Code 001].

Conflicts of Interest: The authors declare no conflict of interest.

References

1. Mace, G.M. Whose conservation? *Science* **2014**, *345*, 1558–1560. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
2. Oliveira, U.; Soares-Filho, B.S.; Paglia, A.P.; Brescovit, A.D.; Carvalho, C.J.B.; Silva, D.P.; Rezende, D.T.; Leite, F.S.F.; Batista, J.A.N.; Barbosa, J.P.P.P.; et al. Biodiversity conservation gaps in the Brazilian protected áreas. *Sci. Rep.* **2017**, *7*, 1–9. [[CrossRef](#)]
3. Moldan, B.; Janoušková, S.; Hák, T. How to understand and measure environmental sustainability: Indicators and targets. *Ecol. Indic.* **2012**, *17*, 4–13. [[CrossRef](#)]
4. García-Frapolli, E.; Ayala-Orozco, B.; Oliva, M.; Smith, J.R. Different Approaches Towards the Understanding of Socio-Environmental Conflicts in Protected Areas. *Sustainability* **2018**, *10*, 2240. [[CrossRef](#)]
5. Du, B.; Zheng, Y.; Liu, J.; Mao, D. Threatened Plants in China's Sanjiang Plain: Hotspot Distributions and Gap Analysis. *Sustainability* **2018**, *10*, 194. [[CrossRef](#)]
6. Miller, D.C.; Agrawal, A.; Roberts, J.T. Biodiversity, governance, and the allocation of international aid for conservation. *Conserv. Lett.* **2013**, *6*, 12–20. [[CrossRef](#)]
7. Silva, M. The Brazilian protected areas program. *Conserv. Biol.* **2005**, *19*, 608–611. [[CrossRef](#)]
8. Perrino, P.; Laghetti, G.; Terzi, M. Modern concepts for the sustainable use of Plant Genetic Resources in the Mediterranean natural protected areas: The case study of the Alta Murgia Park (Italy). *Genet. Resour. Crop Evol.* **2006**, *53*, 695–710. [[CrossRef](#)]
9. Brooks, T.M.; Bakarr, M.I.; Boucher, T.; Da Fonseca, G.A.; Hilton-Taylor, C.; Hoekstra, J.M.; Moritz, T.; Olivieri, S.; Parrish, J.; Pressey, R.L. Coverage provided by the global protected-area system: Is it enough? *AIBS Bull.* **2004**, *54*, 1081–1091. [[CrossRef](#)]
10. Pechanec, V.; Machar, I.; Pohanka, T.; Opršal, Z.; Petrovič, F.; Švajda, J.; Šálek, L.; Chobot, K.; Filipková, J.; Cudlín, P.; et al. Effectiveness of Natura 2000 system for habitat types protection: A case study from the Czech Republic. *Nat. Conserv.* **2018**, *24*, 21–41. [[CrossRef](#)]
11. Dearden, P.; Bennett, M.; Johnston, J. Trends in Global Protected Area Governance, 1992–2002. *Environ. Manag.* **2005**, *36*, 89–100. [[CrossRef](#)]
12. Verburg, R.; Filho, S.R.; Lindoso, D.; Debortoli, N.; Litre, G.; Bursztyn, M. The impact of commodity price and conservation policy scenarios on deforestation and agricultural land use in a frontier area within the Amazon. *Land Use Policy* **2014**, *37*, 14–26. [[CrossRef](#)]
13. Watson, J.E.M.; Dudley, N.; Segan, D.B.; Hockings, M. The performance and potential of protected areas. *Nature* **2014**, *515*, 67–73. [[CrossRef](#)]
14. DeFries, R.; Hansen, A.; Turner, B.L.; Reid, R.; Liu, J. Land use change around protected areas: Management to balance human needs and ecological function. *Ecol. Appl.* **2007**, *17*, 1031–1038. [[CrossRef](#)]
15. Brasil. Lei No 9.985, de 18 de julho de 2000. Regulamenta o art. 225, § 1o, incisos I, II, III e VII da Constituição Federal, Institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá Outras Providências.

- Brasília: Casa Civil, 2000. Available online: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/L9985.htm (accessed on 13 June 2018).
16. SNUC. Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza Lei no 9.985, de 18 de julho de 2000; decreto no 4.340, de 22 de agosto de 2002. 5. ed. aum. Brasília: MMA/SBF, 56 (2004). Available online: <http://aiba.org.br/wpcontent/uploads/2014/10/SNUC-LEI-N-9-985-DE-18-DE-JULHO-DE-2000-livro.pdf> (accessed on 1 June 2018).
 17. IBAMA. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. Lei do Sistema Nacional de Unidades de Conservação No 9.985, do 18 de julho de 2000. Brasília: Ibama, Ministério do Meio Ambiente, 2000. Available online: www.mma.gov.br/port/sbf/dap/doc/snuc.pdf (accessed on 20 November 2018).
 18. Barquet, K. Transboundary Conservation and Conflict. Ph.D. Thesis, Norwegian University of Science and Technology, Trondheim, Norway, 2015.
 19. Machar, I.; Simon, J.; Rejsek, K.; Pechanec, V.; Brus, J.; Kilianova, H. Assessment of Forest Management in Protected Areas Based on Multidisciplinary Research. *Forests* **2016**, *7*, 285. [CrossRef]
 20. Moura, R.A. New Perspectives for Rural Development: A Normative Analysis, Conceptual and Practice of Common Lands in Galician and Conservation Units in Brazilian. Ph.D. Thesis, Federal University of Viçosa, Viçosa, Brazil, 2016.
 21. ICMBio & UFV. *Relatório Final. Apoio ao Processo de Identificação das Famílias Beneficiárias e Diagnóstico Socioproductivo em Unidades de Conservação Federal*; ICMBio & UFV: Vicoso, Brazil, 2015; Unpublished.
 22. Pereira, G.P. Community Organization as a Tool of Struggle for the Creation and Consolidation of Extractive Reserves: The Case of Marine Extractive Reserve of Canavieiras-BA. Ph.D. Thesis, Federal University of Viçosa, Viçosa, Brazil, 2016.
 23. Wolff, S. Subsídios ao IV Relatório Nacional para a Convenção sobre Diversidade Biológica – CDB: Diagnóstico Sobre a Legislação Ambiental Brasileira, Brasília: MMA, Ministério do Meio Ambiente. Secretaria de Biodiversidade e Florestas. Departamento de Conservação da Biodiversidade, 2009. Available online: http://www.mma.gov.br/estruturas/sbf_chm_rbbio/_arquivos/legistacao_4_relatorio_cdb.pdf (accessed on 15 November 2018).
 24. BRASIL. Decreto de 13 de Outubro de 2014. Cria a Reserva de Desenvolvimento Sustentável Nascentes Geraizeiras, Localizada nos Municípios de Montezuma, Rio Pardo de Minas e Vargem Grande do Rio Pardo, Estado de Minas Gerais. Brasília: Governo Federal, 2014. Available online: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2011-2014/2014/Dsn/Dsn14016.htm (accessed on 15 November 2018).
 25. ICMBio & UFV. Reserva de Desenvolvimento Sustentável Nascentes Geraizeiras. In *Relatório Final. Apoio ao Processo de Identificação das Famílias Beneficiárias e Diagnóstico Socioproductivo em Unidades de Conservação Federal*; ICMBio & UFV: Viçosa, Brazil, 2017; Unpublished.
 26. Myers, N.; Mittermeier, R.A.; Mittermeier, C.G.; Fonseca, G.A.; Kent, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* **2000**, *403*, 853–858. [CrossRef]
 27. ICMBio. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade Grupos das Unidades de Conservação. Available online: <http://www.icmbio.gov.br/portal/biodiversidade/unidades-de-conservacao/grupos.html> (accessed on 10 June 2018).
 28. Ketcham, C.; Crawford, J.M. The impact of review articles. *Lab. Investig.* **2007**, *87*, 1174–1185. [CrossRef]
 29. Manea, G.; Matei, E.; Vijulie, I.; Tîrlă, L.; Cuculici, R.; Cocos, O.; Tişcovschi, A. Arguments for integrative management of protected areas in the cities – Case study in Bucharest city. *Procedia Environ. Sci.* **2016**, *42*, 80–96. [CrossRef]
 30. Leyton, K. Dynamic of Native Forests in Areas of Eucalyptus Expansion in São Paulo State, Brazil. Master's

- Thesis, University of São Paulo, São Paulo, Brazil, 2008.
31. Meneses, P.R.; Almeida, T. *Introdução ao Processamento de Imagens de Sensoriamento Remoto*; UnB/CNPq: Brasília, Brasil, 2012; 266p.
 32. Castilho, E.M.; García-Martin, A.; Aladrén, L.A.L. Evaluation of forest cover change using remote sensing techniques and landscape metrics in Moncayo Natural Park (Spain). *Appl. Geogr.* **2015**, *62*, 247–255. [[CrossRef](#)]
 33. Markham, B.L.; Barker, J.L. Radiometric properties of U.S. processed landsat MSS data. *Remote Sens. Environ.* **1987**, *22*, 39–71. [[CrossRef](#)]
 34. Song, C.; Woodcock, C.; Seto, K.C.; Lenney, M.P.; Macomber, S.A. Classification and change detection using Landsat TM Data- when and how to correct atmospheric effects? *Remote Sens. Environ.* **2001**, *75*, 230–244. [[CrossRef](#)]
 35. Riano, D.; Huvieco, E.; Salas, J.; Aguado, I. Assessment of different topographic corrections in landsat-TM data for mapping vegetation types. *IEEE Trans. Geosci. Remote Sens.* **2003**, *41*, 1056–1061. [[CrossRef](#)]
 36. Pedlowski, M.A.; Matricardi, D.; Skole, D.; Cameron, S.R.; Chomentowski, W.; Fernandes, C.; Lisboa, A. Conservation units: A new deforestation frontier in the Amazonian state of Rondônia, Brazil. *Environ. Conserv.* **2005**, *32*, 149–155. [[CrossRef](#)]
 37. Gonçalves, A.B.; Marcatti, G.E.; Ribeiro, C.A.A.S.; Soares, V.P.; Neto, J.A.A.M.; Leite, H.G.; Gleriani, J.M.; Lana, V.M. Mapping permanent preservation areas and land use conflicts identification at the camapuã/brumado river basin. *Rev. Árvore* **2012**, *36*, 759–766. [[CrossRef](#)]
 38. Barbosa, S.G.; Spletozer, A.G.; Roque, M.P.B.; Ferreira Neto, J.A.; Dias, H.C.T.; Ramos, M.P.; Bonilla, M.A.C.; Ribeiro, W.S.; Alcántara-de la Cruz, R.; Zanuncio, J.C.; et al. Geotechnology in the analysis of forest fragments in northern Mato Grosso, Brazil. *Sci. Rep.* **2018**, *8*, 39–59. [[CrossRef](#)]
 39. Esri. *ArcGis Advanced: Release 10.5.1*; Environmental Systems Research Institute: Redlands, CA, USA, 2017. Available online: <https://support.esri.com/en/products/desktop/arcgis-desktop/arcmap/10-5-1> (accessed on 14 June 2018).
 40. IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística Bases e Referências/Bases Cartográficas Malhas Digitais. Available online: <https://mapas.ibge.gov.br/bases-e-referenciais/bases-cartograficas/malhas-digitais.html> (accessed on 10 November 2018).
 41. Yuan, F.; Sawaya, K.E.; Loeffelholz, B.C.; Bauer, M.E. Land cover classification and change analysis of the Twin Cities (Minnesota) Metropolitan Area by multitemporal Landsat remote sensing. *Remote Sens. Environ.* **2005**, *98*, 317–328. [[CrossRef](#)]
 42. Shaharum, N.S.N.; Shafri, H.Z.M.; Gambo, J.; Abidin, F.A.Z. Mapping of Krau Wildlife Reserve (KWR) Protected Area Using Landsat 8 and Supervised Classification Algorithms. *Remote Sens. Appl.* **2018**, *10*, 24–35. [[CrossRef](#)]
 43. Foody, G.M.; Arora, M.K. An evaluation of some factors affecting the accuracy of classification by an artificial neural network. *Int. J. Remote Sens.* **1997**, *18*, 799–810. [[CrossRef](#)]
 44. Da Ponte, E.; Kuenzer, C.; Parker, A.; Rodas, O.; Oppelt, N.; Fleckenstein, M. Forest cover loss in Paraguay and perception of ecosystem services: A case study of the Upper Parana Forest. *Ecosyst. Serv.* **2017**, *24*, 200–212. [[CrossRef](#)]
 45. Hsu, L.; Hutchison, V.B.; Langseth, M.L.; Wheeler, B. *U.S. Geological Survey Community for Data Integration 2017 Workshop Proceedings*; Open-File Report 2018-1081; US Geological Survey: Reston, VA, USA, 2018. [[CrossRef](#)]
 46. Zheng, B.; Myint, S.; Thenkabail, P.S.; Aggarwal, R. A support vector machine to identify irrigated crop types

- using time-series Landsat NDVI data. *Int. J. Appl. Earth Obs. Geoinf.* **2015**, *34*, 103–112. [CrossRef]
47. Breiman, L. *Random Forests*; Statistics Department, University of California: Berkeley, CA, USA, 2001; p. 94720. Available online: <https://www.stat.berkeley.edu/~breiman/randomforest2001.pdf> (accessed on 20 January 2019).
 48. Venturieri, A.; Santos, J.R. Técnicas de classificação de imagens para análise de cobertura vegetal. In *Sistema de Informações Geográficas. Aplicações na Agricultura*, 2nd ed.; Assad, E.D., Sano, E.E., Eds.; Embrapa-SPI/Embrapa-CPAC: Brasília, Brasil, 1998; pp. 351–371.
 49. Vasconcelos, B.N.F. Digital Soil Mapping at Different Scales: Methodological Approach. Ph.D. Thesis, Federal University of Viçosa, Viçosa, Brazil, 2016.
 50. Guerschman, J.P.; Paruelo, J.M.; Di Bella, C.; Giallorenzi, M.C.; Pacin, F. Land cover classification in the Argentine Pampas using multi-temporal Landsat TM data. *Int. J. Remote Sens.* **2003**, *24*, 3381–3402. [CrossRef]
 51. Jensen, J.R.; Lulla, K. Digital change detection. Introductory digital image processing: A remote sensing perspective. *Geocarto Int.* **2008**, *2*, 1–65. [CrossRef]
 52. Landis, J.R.; Koch, G.G. The measurement of observer agreement for categorical data. *Biometrics* **1977**, *33*, 159–174. [CrossRef] [PubMed]
 53. Congalton, R.G.; Green, K. *Assessing the Accuracy of Remotely Sensed Data Principles and Practices*; Lewis Publishers: Boca Raton, FL, USA; London, UK; New York, NY, USA, 1999; 200p.
 54. Kim, D.-H.; Sexton, J.O.; Noojipady, P.; Huang, C.; Anand, A.; Channan, S.; Feng, M.; Townshend, J.R. Global, Landsat-based forest-cover change from 1990 to 2000. *Remote Sens. Environ.* **2014**, *155*, 178–193. [CrossRef]
 55. Prakasam, C. Land use and land cover change detection through remote sensing approach: A case study of Kodaikanal taluk, Tamil nadu. *Int. J. Geomat. Geosci.* **2010**, *1*, 150–158.
 56. Liu, T.; Yang, X. Monitoring land changes in an urban area using satellite imagery, GIS and landscape metrics. *Appl. Geogr.* **2015**, *56*, 42–54. [CrossRef]
 57. Pirovani, D.B.; Silva, A.G.; Santos, A.R.; Cecílio, R.A.; Gleriani, J.M.; Martins, S.V. Spatial analysis of forest fragments in the Itapemirim River Basin, ES. *Rev. Árvore* **2014**, *38*, 271–281. [CrossRef]
 58. Paudel, S.; Yuan, F. Assessing landscape changes and dynamics using patch analysis and GIS modeling. *Int. J. Appl. Earth Obs. Geoinf.* **2012**, *16*, 66–76. [CrossRef]
 59. Elkie, P.C.; Rempel, R.S.; Carr, A. *Patch Analyst User's Manual: A Tool for Quantifying Landscape Structure*; Ontario Ministry of Natural Resources, Boreal Science, Northwest Science & Technology: Thunder Bay, ON, Canada, 1999; p. 22.
 60. Rempel, R.S.; Kaukinen, D.; Carr, A.P. *Patch Analyst 4. Centre for Northern Forest Ecosystem Research*; Ontario Ministry of Natural Resources, Centre for Northern Forest Ecosystem Research: Thunder Bay, ON, Canada, 2008; p. 99.
 61. Brito, I.C.B. Community, Territory and Forest Industrial Complex – The Case of Vereda Funda, Northern Minas Gerais. Master's Thesis, University of Montes Claros, Montes Claros, Brazil, 2006.
 62. Teixeira, Helena, T. The General is of Those Who Live in It, Not of Those Who Exploit It": Collective Action for the Common Land of the Geraizeiros in North of Minas Gerais. Master's Thesis, Federal University of Viçosa, Viçosa, Brazil, 2016.
 63. Dayrell, C.A. Geraizeiros e Biodiversidade no Norte de Minas: A Contribuição da Agroecologia e da Etnoecologia nos Estudos dos Agroecossistemas Tradicionais. Master's Thesis, Universidade Internacional de Andalucia, La Rábida, Spain, 1998.
 64. Nogueira, M.C.R. Gerais a Dentro e Fora: Identidade e Territorialidade Entre Geraizeiros do Norte de Minas Gerais. Ph.D. Thesis, University Brasília, Brasília, Brazil, 2009.

65. Magalhães, F.R.; Amorim, R.A. O Movimento dos Geraizeiros e a luta pela terra no Alto Rio Pardo. *Rev. Do Cent. De Estud. Rurais Ruris/Unicamp* **2015**, *9*, 209–238.
66. Mazer, S. Potencial Produtivo de Plantas de Importância Socioeconômica da Reserva de Desenvolvimento Sustentável Nascentes Geraizeiras, Minas Gerais, Brasil. Master's Thesis, University of Brasília, Brasília, Brazil, 2016.
67. Cerqueira, M.C. Use Study and Coverage of Land and Fragmentation Natural Vegetation in Development Reserve Sustainable Nascentes Geraizeiras in General Mines Norte, Brasil. Master's Thesis, University of Brasília, Brasília, Brazil, 2016.
68. Schulz, J.J.; Cayuela, L.; Echeverria, C.; Salas, J.; Rey Benayas, J.M. Monitoring land cover change of the dryland forest landscape of Central Chile (1975–2008). *Appl. Geogr.* **2010**, *79*, 436–447. [[CrossRef](#)]
69. Kim, D.H.; Sexton, J.O.; Townshend, J.R. Accelerated deforestation in the humid tropics from the 1990s to the 2000s. *Geophys. Res. Lett.* **2015**, *42*, 3495–3501. [[CrossRef](#)]
70. Turner, M.G.; Romme, W.H.; Gardner, R.H.; O'Neil, R.V.; Kratz, T.K. A revised concept of landscape equilibrium: Disturbance and stability on scaled landscapes. *Landsc. Ecol.* **1993**, *8*, 213–227. [[CrossRef](#)]
71. Townshend, J.; Masek, J.; Huang, C.; Vermont, E.F.; Gao, F.; Channan, S.; Sexton, J.O.; Feng, M.; Narasimhan, R.; Kim, D.; et al. Global characterization and monitoring of forest cover using Landsat data: Opportunities and challenges. *Int. J. Digit. Earth* **2012**, *5*, 373–397. [[CrossRef](#)]
72. Zhu, Z.; Woodcock, C.E. Continuous change detection and classification of land cover using all available Landsat data. *Remote Sens. Environ.* **2014**, *144*, 152–171. [[CrossRef](#)]
73. Mazzetto Silva, C.E. Cerrados e Camponeses no Norte de Minas: Um Estudo Sobre a Sustentabilidade dos Ecossistemas e das Populações Sertanejas. Master's Thesis, University of Minas Gerais, Minas Gerais, Brazil, 1999.
74. Dutra, G.W.L.; Ferreira Filho, H.F. Movement geraizeiro: A crying for the preservation of the savannah. In *V International Colloquium: The University and Modes of Knowledge Production – What Developments?* Unimontes: Montes Claros, Brazil, 2015; pp. 439–449.
75. Tabarelli, M.; Pinto, L.P.; Silva, J.M.C.; Hirota, M.; Bedê, L. Challenges and opportunities for biodiversity conservation in the Brazilian Atlantic Forest. *Conserv. Biol.* **2005**, *19*, 695–700. [[CrossRef](#)]
76. Botequilha-Leitão, A.; Miller, J.; Ahern, J.; Mcgarigal, K. *Measuring Landscapes: A Planner's Handbook*; Island Press: Washington, DC, USA, 2006.
77. Aguilera, F.; Valenzuelaa, L.M.; Botequilha-Leitão, A.; Bracchetti, L.; Carotenuto, L.; Catorci, A. Land-cover changes in a remote area of central Apennines (Italy) and management directions. *Landsc. Urban Plan.* **2012**, *104*, 157–170. [[CrossRef](#)]
78. Santos, A.R.; Ribeiro, A.A.S.; de Oliveira Peluzio, T.M.; Esteves Pelusio, J.B.; de Queiroz, V.T.; Branco, E.R.F.; Lorenzon, A.S.; Domingues, G.F.; Marcatti, G.E.; de Castro, N.L.M.; et al. Geotechnology and landscape ecology applied to the selection of potential forest fragments for seed harvesting. *J. Environ. Manag.* **2016**, *183*, 1050–1063. [[CrossRef](#)]
79. Botequilha Leitão, A.; Ahern, J. Applying landscape ecological concepts and metrics in sustainable landscape planning. *Landsc. Urban Plan.* **2002**, *59*, 65–93. [[CrossRef](#)]
80. Keles, S.; Sivrikaya, F.; Çakır, G.; Kose, S. Urbanization and forest cover change un regional directorate of Trabzon silviculture from 1975 to 2000 using landsat data. *Environ. Monit. Assess.* **2008**, *140*, 1–14. [[CrossRef](#)]
81. Mace, G.M.; Norris, K.; Fitter, A.H. Biodiversity and ecosystem services: A multilayered relationship. *Trends Ecol. Evol.* **2012**, *27*, 19–26. [[CrossRef](#)]
82. McGarigal, K.; Marks, B.J. *Fragstats: Spatial Pattern Analysis Program for Quantifying Landscape Structure*;

- Reference Manual; Oregon State University: Corvallis, OR, USA, 1995; p. 134.
83. Bezerra, C.G.; Santos, A.R.; Pirovani, D.B.; Pimentel, L.B.; Eugenio, F.C. Estudo da fragmentação florestal e ecologia da paisagem na sub-bacia hidrográfica do córrego Horizonte, Alegre, ES. *Espaço Geogr.* **2011**, *14*, 257–277.
 84. Schleicher, J. The environmental and social impacts of protected areas and conservation concessions in South America. *Curr. Opin. Environ. Sustain.* **2018**, *32*, 1–8. [[CrossRef](#)]
 85. Huang, H.; Chen, Y.; Clinton, N.; Wang, J.; Wang, X.; Zhu, Z. Mapping major land cover dynamics in Beijing using all Landsat images in Google Earth Engine. *Remote Sens. Environ.* **2017**, *202*, 166–176. [[CrossRef](#)]
 86. Rodrigues, P.J.F.P.; Nascimento, M.T. Forest fragmentation: Brief theoretical considerations about edge effects. *Rodriguésia* **2006**, *57*, 67–74. [[CrossRef](#)]
 87. Lechner, A.M.; Stein, A.; Jones, S.D.; Ferwerda, J.G. Remote sensing of small and linear features: Quantifying the effects of patch size and length, grid position and detectability on land cover mapping. *Remote Sens. Environ.* **2009**, *113*, 2194–2204. [[CrossRef](#)]
 88. Oliveira Filho, F.J.B.; Metzger, J.P. Threshold in landscape structure for three common deforestation patterns in the Brazilian Amazon. *Landscape Ecol.* **2006**, *21*, 1061–1073. [[CrossRef](#)]
 89. Forman, R.T.T.; Godron, M. *Landscape Ecology*; John Wiley and Sons Ltd.: New York, NY, USA, 1986; p. 620.
 90. Ribeiro, M.C.; Metzger, J.P.; Martensen, A.C.; Ponzoni, F.J.; Hirota, M.M. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biol. Conserv.* **2009**, *142*, 1141–1153. [[CrossRef](#)]
 91. Conger, A.J. Kappa and Rater Accuracy: Paradigms and Parameters. *Educ. Psychol. Meas.* **2016**, *77*, 1019–1047. [[CrossRef](#)]
 92. Saura, S. Effects of remote sensor spatial resolution and data aggregation on selected fragmentation indices. *Landscape Ecol.* **2004**, *19*, 197–209. [[CrossRef](#)]
 93. Argañaraz, J.P.; Entraigas, I. Scaling functions evaluation for estimation of landscape metrics at higher resolutions. *Ecol. Inform.* **2014**, *22*, 1–12. [[CrossRef](#)]
 94. Silva, M.X.; Tambosi, L.R.; Paviolo, A.; Pardini, R. Effectiveness of protected areas for biodiversity conservation: Mammal occupancy patterns in the Iguazu National Park, Brazil. *J. Nat. Conserv.* **2018**, *41*, 51–62. [[CrossRef](#)]
 95. Opršal, Z.; Harmacek, J.; Pavlík, P.; Machar, I. What Factors can Influence the Expansion of Protected Areas around the World in the Context of International Environmental and Development Goals? *Probl. Ekorozw.* **2018**, *13*, 145–157.





CERTIFICATE of PUBLICATION

Certificate of publication for the article titled:

Effectiveness of Arguments Used in the Creation of Protected Areas of Sustainable Use in Brazil: A Case Study from the Atlantic Forest and Cerrado

Authored by:

Mariane Paulina Batalha Roque; José Ambrósio Ferreira Neto; André Luis Lopes de Faria; Fernanda Machado Ferreira; Thais Helena Teixeira; Livia Lopes Coelho

Published in:

Sustainability 2019, Volume 11, Issue 6, 1700

2.2 Degraded grassland and the conflict of land use in protected areas of sustainable use in the north of Minas Gerais State, Brazil

Article

Degraded grassland and the conflict of land use in protected areas of sustainable use in the north of Minas Gerais State, Brazil

Mariane Paulina Batalha Roque ^{1*}

¹Department of Rural Economy, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 36570-900, Brazil;

*Correspondence mariane.roque@ufv.br

ABSTRACT

The process of development in Brazil has impacted the landscape over the years. Consequently, the delimitation of protected natural spaces has become necessary for the improvement of the conservation of biodiversity, ecosystem services, human livelihoods, and well-being of current and future generations. It is increasingly accepted that land-cover change has become a critical topic that overmuch needs to be addressed in the global study of these changes. Furthermore, there is an urgent need to expand studies on the effectiveness of arguments and reality in other protected areas. We evaluate the potential impacts change in biodiversity an of protected area in a global biodiversity hotspot. We used the environmental arguments associated with the creation, a 30-year time series analysis identified and quantified the land uses, levels of landscape degradation and their environmental suitability concerning Areas of Permanent Protection (APPs) according to the Forest Code (FC). The results showed that the expansion of silviculture from 1987 to 1997 occurred in areas previously occupied by moderately degraded grassland, and an improvement in the quality of pasture areas in the following period. Moreover, from the data obtained by the FC, we observed that besides silviculture, pasture and irrigated agriculture might also contribute to the drying of springs and watercourses in the region. this approach in addition to ascertaining the state of conservation of the protected area can also be used as a reference in assessing the formulation of programs and policies of conservation, which are still very limited in protected areas worldwide.

Introduction

Brazilian environmental protection policies include the National System of Conservation Units (NSCU) with the establishment of Protected Areas (PAs) or Conservation Units (UCs), and the National Forest Law, with the application of the Forest Code (FC) ¹⁻³. The NSCU establishes criteria and norms for the creation of PAs, which are divided into twelve categories and two groups. The group of Integral Protection (IP) allows the indirect use of its resources, while those of Sustainable Use (SU) combine conservation of nature with the sustainable use of the natural resources managed by different administrative instances at the municipal, state or federal level ^{3,4}.

The creation of PA of Sustainable Use (UCUS) is one of the main strategies of

environmental conservation policies since they represent forms of appropriation of natural resources more compatible with the aspirations of the contemporary society. However, several studies show that UCUS alone are not sufficient to guarantee the safeguarding of biodiversity for current and future generations^{5,6,7}. Thus, the creation and management of these areas should be interlinked with regulation and conservation strategies within the units as well as the surrounding areas⁸⁻¹¹.

The decision on land usage modifies the structure and the function of ecosystems and affects goods and services around the world^{12,13}. As a result, continuous landscape degradation can have a substantial impact on biodiversity loss, ecosystem services, human livelihoods, and well-being^{14,15,16}. On the other hand, PA, either of full protection or sustainable use, when well managed, can contribute to mitigating the progress of deforestation, disorderly exploitation of natural resources and degradation of the landscape, as well as providing essential ecosystem services for the protection of biodiversity and the maintenance of traditional populations' livelihoods^{7,17}.

The environmental justifications conceived for the creation of PAs, especially of Sustainable Use, depend on the scenario in which they are inserted, and the discourses generally associated with these processes tend to assume different connotations^{18,19}. Several studies considering different perspectives and approaches on PAs have already been conducted, but they rarely provide an analysis of the effectiveness of these environmental arguments and the reality in which they are found. This study aimed to broaden the social and institutional debate associated with the creation and the empirical reality where the PA are located, as well as to stimulate future research on the correlation between the environmental discourse and the real scenario. Therefore, we analyzed the environmental arguments associated with the creation of the SDRNG, the levels of landscape degradation and the adequacy of land use with environmental legislation. The SDRNG is the second federal sustainable development reserve in this category nationwide and the first Sustainable Use Conservation Units in Minas Gerais State, located in a critical region for the conservation of global biodiversity in Brazil due to its high biodiversity and strong anthropic pressure, which guided the choice for this area for analysis (**Figure 1**).

Results

Analysis of the historical context of the RDSNG and the arguments associated with its creation

In order to contribute to the gaps involved in studies of the congruence between the arguments and the empirical reality in the PAs, this study continues the work already seen in the SDRNG. The comprehensive and in-depth research involved the compilation and analysis of historical data to present the environmental discourses and context of the creation of our case study²⁰.

Historically, one of the major issues highlighted in this study was the conflict between traditional communities and silviculture companies in the region. For many decades, traditional local populations have used the natural resources of the plains areas for subsistence purposes. However, after the establishment of these companies through concessions of the public power, access to such resources became difficult. However, incentives declined substantially between the 1990s and 2000s, leading to a drop in production and new start-ups. In the late 1990s and early 2000s, traditional communities began to realize the negative impacts of silviculture in the region, and they realized that the monoculture-based model did not result in development or well-being for local

populations. Moreover, using a development agenda based on conservation, together with the contracts, traditional communities began to mobilize for the constitution of UCUS in the region ²¹⁻²⁵.

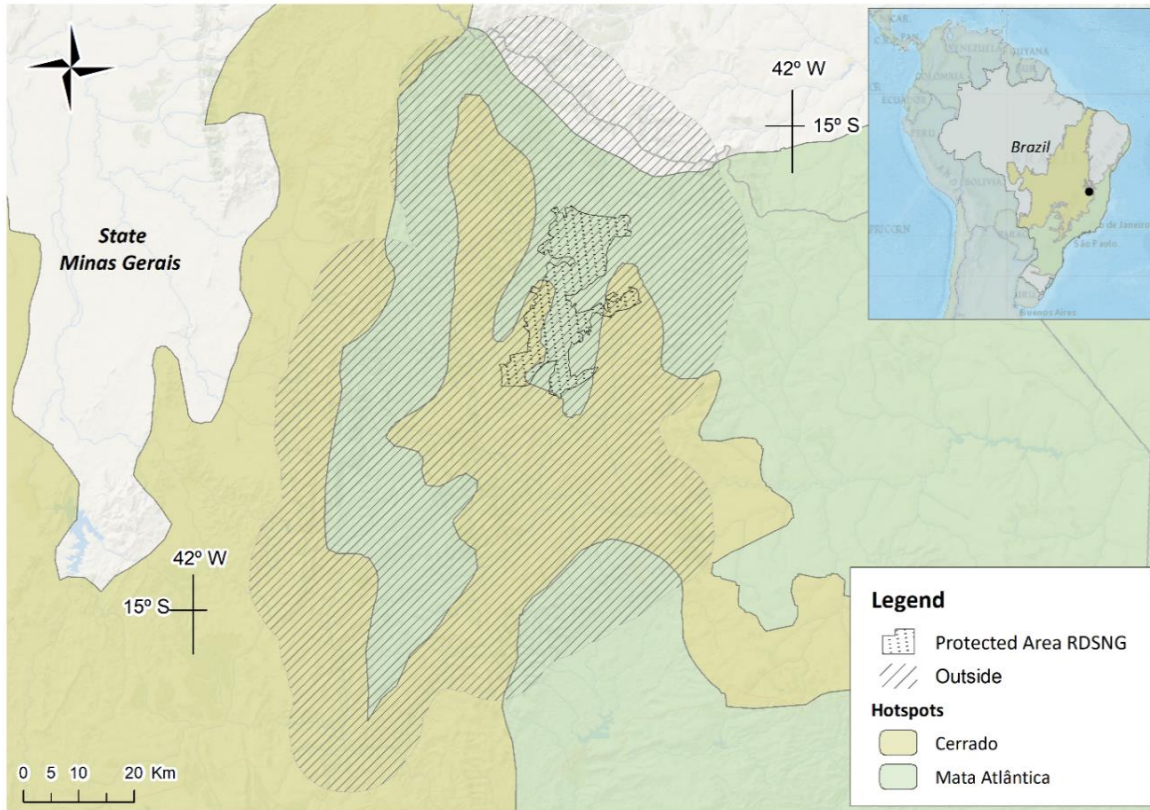


Figure 1: Geographic location of study area in the world context

The year 2002 was marked by the beginning of the first lawsuits against silviculture companies in order to prevent the deforestation of the areas which the traditional communities had used for generations for extractivism as a means of subsistence, causing intense clashes over the following years. Throughout the 2000s, numerous marches, rallies, meetings, and conferences took place to strengthen the mobilizations and collect measures to defend the territory and its reappropriation. In 2014, the traction communities of the region occupied the barracks of one of the companies operating in the region, which lasted about a year. In the same year, marches took place in Brasilia, in defense of the springs and watercourses and of the extractive areas against the expansion of silviculture. Faced with the delay in obtaining answers and on the eve of the world's environmental day, communities already in the Palácio do Planalto, Brasilia, started a hunger and thirst strike, which ended only after a deadline for the constitution of the SDRNG ²¹⁻²⁹.

The environmental arguments used to create the SDRNG evidenced the communities' fight against the conversion of areas from native forest to silviculture. They claimed that it could cause the drying up of water courses and springs, and the resumption of the areas of extractivism and cattle breeding, practiced for decades by the populations of the region ²¹⁻²⁹.

Land use and occupation

Over 30 years (1987 to 2017), there was no significant change in the percentage of native forest areas. However, silvicultural areas occupying around 3% of the territory in 1987 expanded to 11% in 1997 and were reduced to about 5% in subsequent periods, from 2007 to 2017. There was a reduction in the area occupied by grassland, which increased from 39% in 1987 to 31% in 1997 and 36% in 2017. Irrigated agriculture and water bodies accounted for an average of 1 and 0.4% of the land, respectively. The soil exposed represented 1.6% in 1987, reducing to 0.8% in 1997, and did not suffer significant fluctuations in the following years (2007 to 2017) (**Figure 2**).

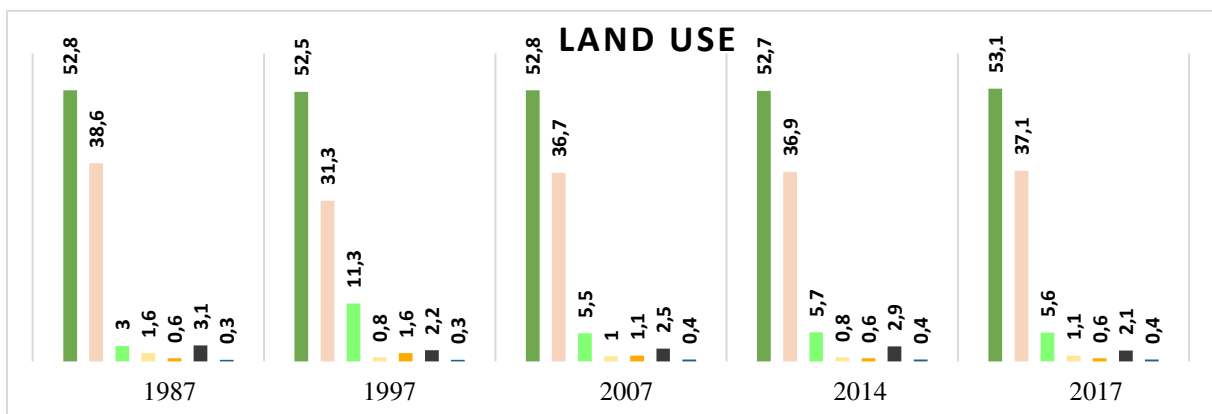
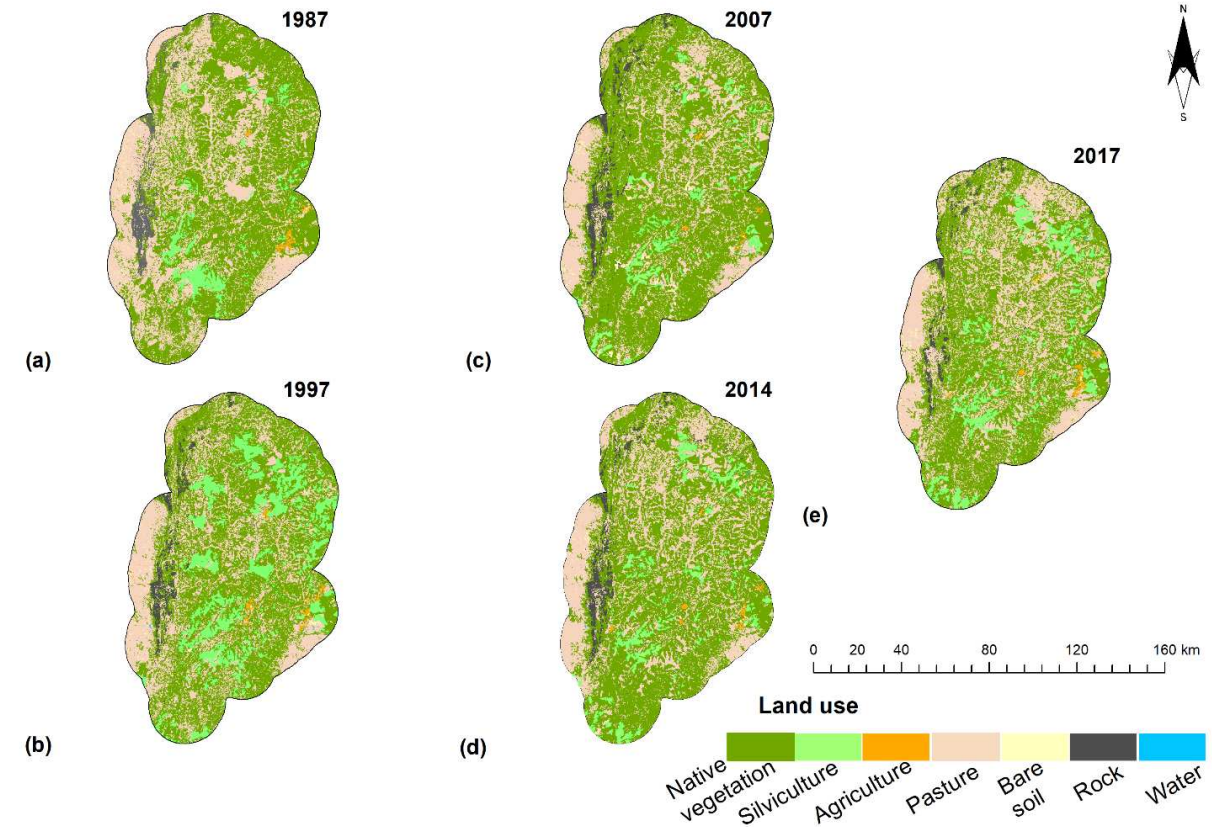


Figure 2: Evolution of land use and coverage in the period from 1987 to 2017 in the study area.

Quantitative evaluation of grassland degradation from 1987 to 2017

The GDI in 1987 was 3.2 indicating a serious degraded landscape. In the following years, grassland degradation decreased, and the GDI was 2.2 in 2017, indicating a landscape moderate degraded (**Figure 3**).

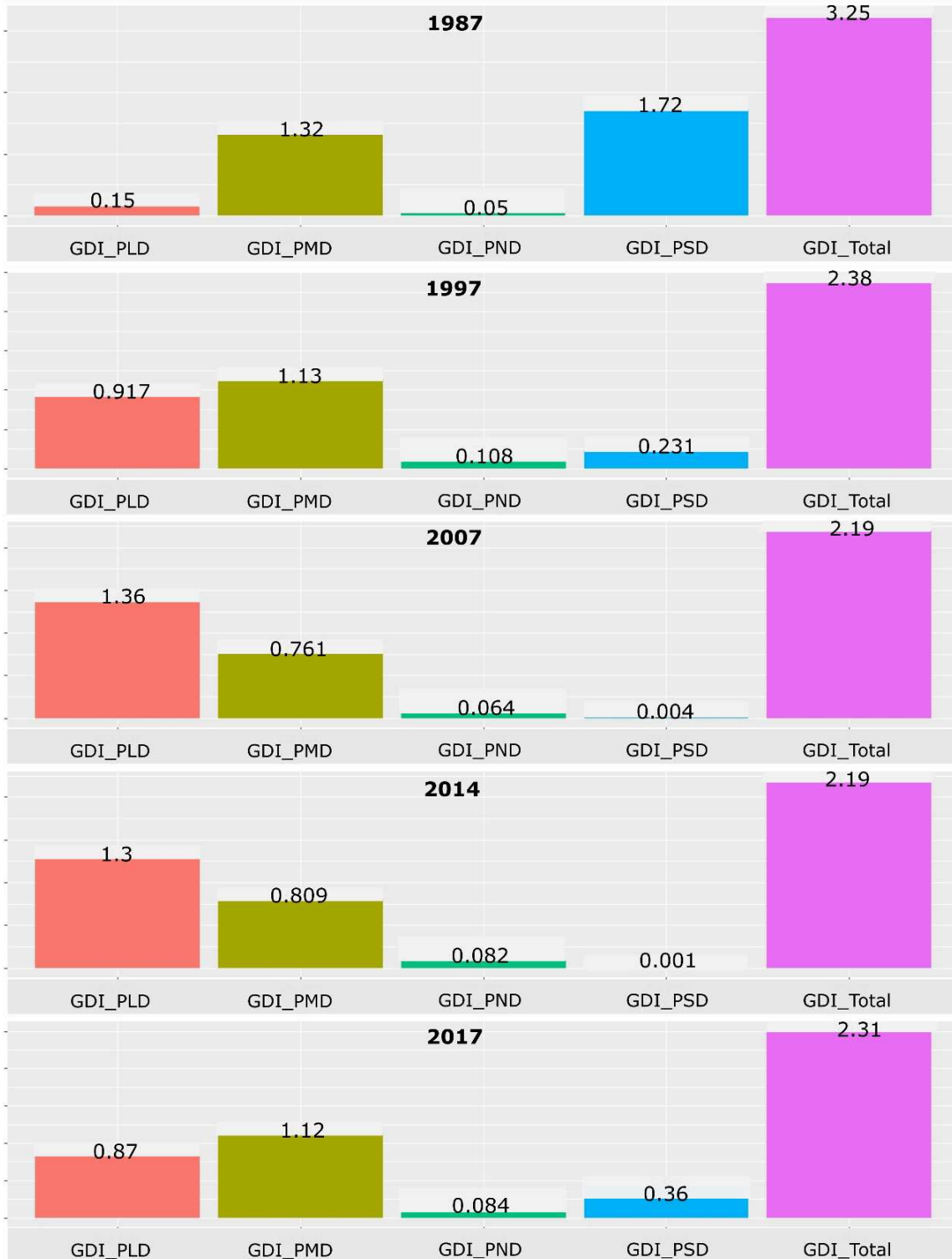
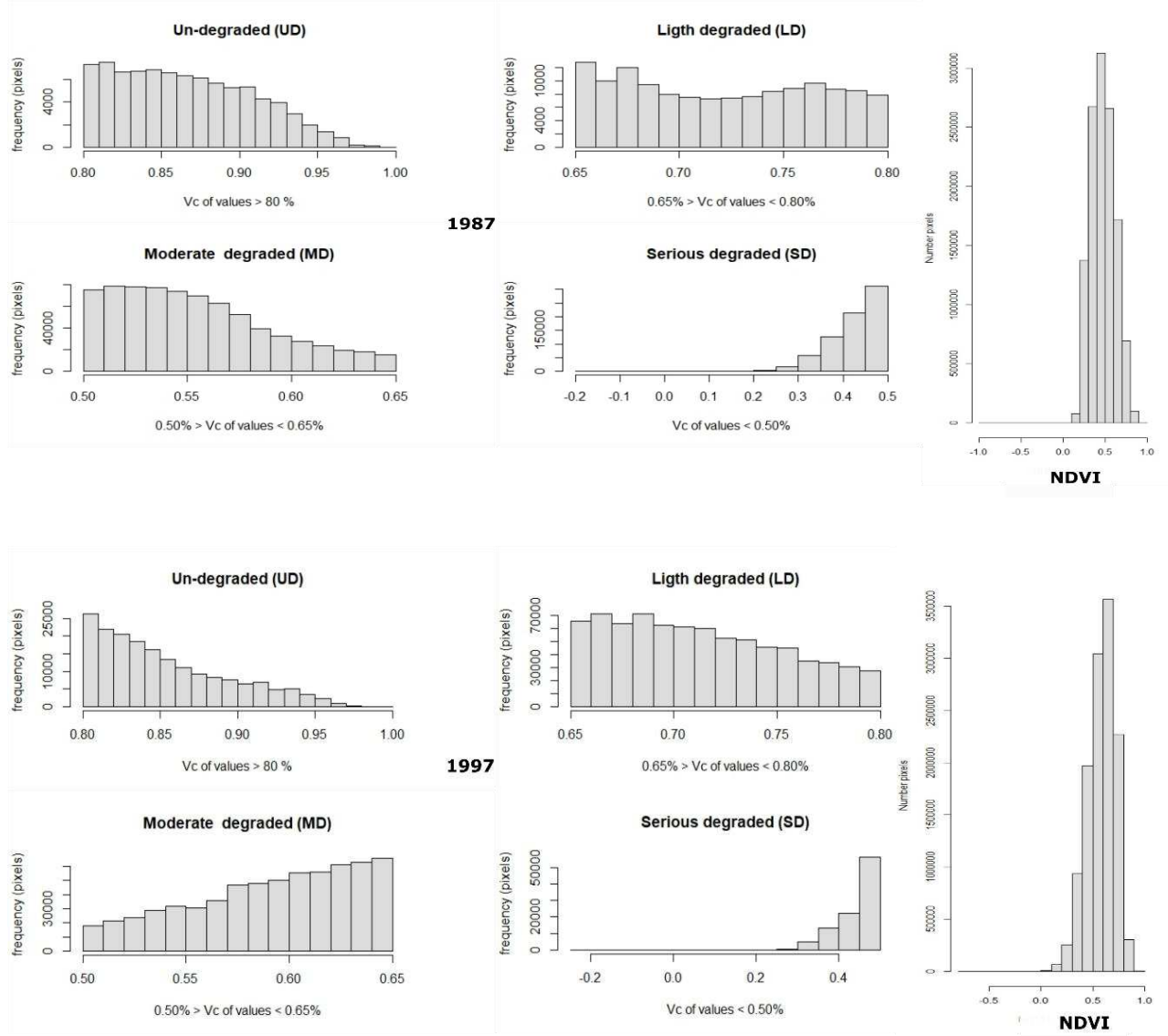


Figure 3: The evolution of grassland degradation index (GDI) in the period from 1987 to 2017 in the study area. The of which the GDI_Total corresponds to the index of degradation of the pasture for the study area. Of which the GDI_Total corresponds to the index broad of degradation

of the pasture for the study area. The results of the GDI_PND (un-degraded), GDI_PLD (light degraded), GDI_PMD (moderate degraded), GDI_PSD (serious degraded), correspond of the GDI value for the respective classes.

The un-degraded grassland accounted for about 82% of the total area, while the area of light degraded grassland was about 12%, and moderately and serious degraded grassland represented about 3% and 2% during the entire study period (**Figure 4**).



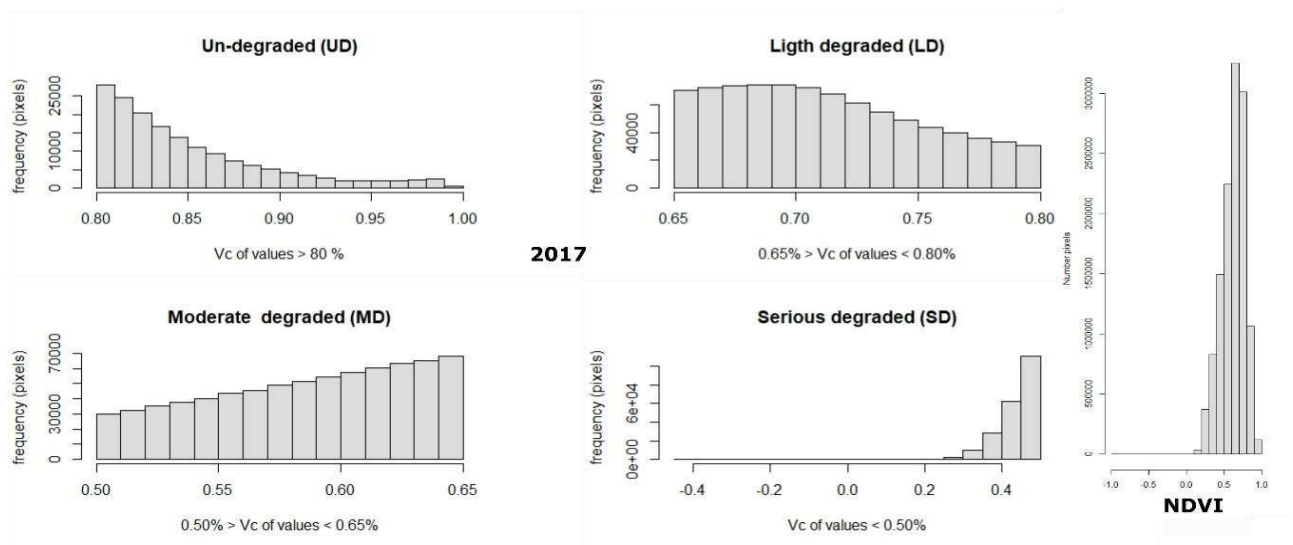
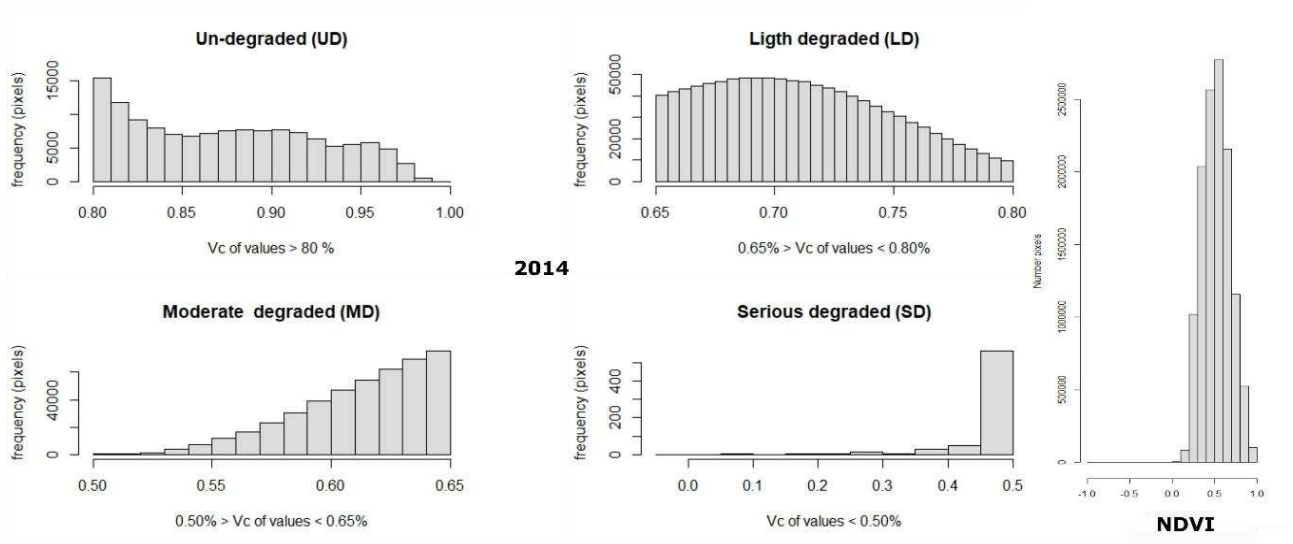
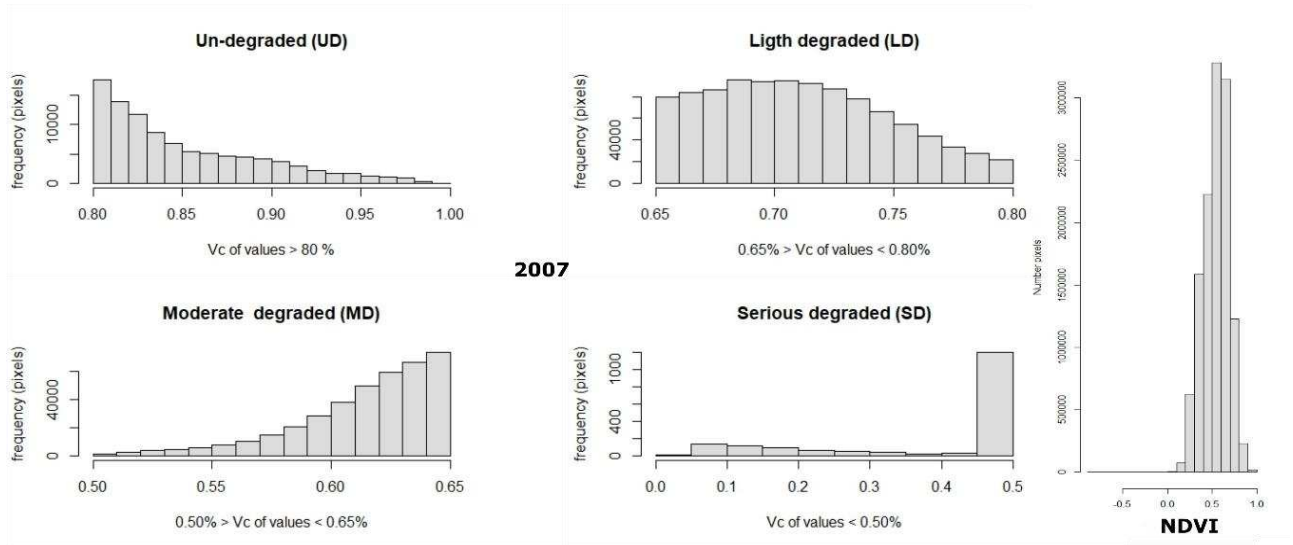


Figure 4: Levels of degradation of the study area from the calculation of grassland cover (Vc): not degraded; little degraded; moderately degraded; severely degraded and the calculation of NDVI from 1987 to 2017.

Adequacy of land use in relation to existing environmental legislation in the years 1987 to 2017

From 1987 to 2007, the PPAs represented 3.5% to area in potential, referring to the Law N°. 4,771 of 1965, and reduced to 3.0% from 2014 to 2017, according to the Law N°. 12,651 (Table 1).

Table 1: Adequacy of land use in relation to existing environmental legislation: Law N°. 4.771 for 1987, 1997 and 2007, and Law N°. 12,651 for 2014 and 2017.

Class	1987	1997	2007	2014	2017	1987	1997	2007	2014	2017
	Legal use					Illegal use				
Pasture	84,4	89,6	92,6	95,3	95,6	15,6	10,4	7,4	4,7	4,4
Agriculture	91,9	85,5	89,8	95,8	95,2	8,1	14,5	10,2	4,2	4,8
Silviculture	99,6	97,5	99,0	99,5	99,6	0,4	2,5	1,0	0,5	0,4
Exposed soil	95,3	97,3	97,8	99,2	99,0	4,7	2,7	2,2	0,8	1,0
Rock	98,2	98,3	98,5	98,6	98,9	1,8	1,7	1,5	1,4	1,1
Water	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Native Vegetation	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0

Grassland was the main undue use identified in the area, representing up to 15.6% in 1987, indicating that the historical process of initial occupation of this region was characterized by the conversion of native forest to grassland. However, there was a reduction in this type of use throughout the years evaluated, and it occupied 4.4% of the area in 2017. Agriculture was classified as the second cause of misuse, taking over up to 14.5% of the area, but reducing to 4.5% between 2014 and 2017. There was a reduction in the area of exposed soil over the evaluated period, from 4.7% to 1.0%. Land occupation by silviculture varied over the years, reaching the maximum occupancy in 1997, with 2.5% of the area. In 2017, this activity was responsible for the use of 0.4% (**Table 1**).

Discussion

The comprehensive review of the literature has highlighted the environmental arguments associated with SDRNG. We detected significant differences between the five periods evaluated. The results obtained through geoprocessing point to two distinct moments: from the 1980s to 2000s and from 2000 to 2017. These results, in turn, converge with the literature consulted about the area of study ²¹⁻²⁹.

Most of the changes occurred in the first period (1980 to 2000). The silviculture areas presented the highest rates of variation throughout the years, and the results suggest their expansion in detriment mainly of grassland areas. In the second period (2000-2017), grassland areas increased again, whereas silviculture reduced. The context changed gradually after the first period, and it might be due to the social mobilizations that intensified in the early 2000s. This result is essential since it is in agreement with other

researches carried out in other PA, which emphasize the importance of local communities in the maintenance of natural resources ³⁰.

The comparison of the percentage of grassland degradation strongly correlates with the dynamics of grassland evolution over the years. In 1987 moderately and strongly degraded grasslands were predominant among the grassland areas. However, in 1997 11% of grassland were converted into other uses, especially silviculture. As a result, moderately and severely degraded areas were also reduced (Figure 3-4). The strong correlation between land use for grassland and silviculture confirms that the silviculture, notably the eucalyptus monoculture, occurred in the most degraded areas. Our results agree with other studies carried out on degraded grasslands in different parts of the world ³¹. Moreover, the degraded areas tend to occur mainly in the higher positions of the landscape. Nevertheless, the eucalyptus plantations in the SDRNG occur mainly in the relief plateau, considered the higher position of the terrain ³².

The results of the GDI show that degradation decreased in the last 30 years. Degradation was more substantial in 1987, reducing in the following 20 years from serious to moderately degraded, providing evidence that the expansion of silviculture (1987-1997) occurred mainly on areas formerly occupied by moderately and serious degraded grassland.

The study of the adequacy of the legislation to different land uses and land cover evidenced the state of conservation of water PPAs over the 30 years. As expected, the comparison between the years of the study revealed different patterns. Conflicts of use in water PPAs were higher in the period 1987 to 2007, when compared to the following years (2014-2017), due to the change in the legislation of the forest code. Despite the considerable reduction between the analyzed periods, conflicts of use remained similar although less expressive.

Although the legislation imposes restrictions of land use, the present analysis demonstrated great conflicts mainly between the areas of agriculture, pasture, and exposed soil, for both patterns observed. This result is relevant because different literature indicates that the presence of native vegetation helps to protect the water resources ^{33,34,35}.

The present study continues the work previously developed in the RDSNG, complementing an approach that has already been carried out to analyze the congruence between the environmental arguments used to defend the creation of protected areas for sustainable use and the realities in which they are inserted ²⁴. However, the reality relativize the arguments used in defense of the reserve's creation, since the conversion in areas of silviculture did not occur in areas of native forest, but in grassland mainly degraded. Nevertheless, the results highlight the importance of the mobilizations and the RDSNG to contain the expansion of silviculture in the region.

The results also suggest that conflicts of land use occurred mostly in areas of irrigated agriculture, pasture, and exposed soil, whereas in the areas of silviculture, the conflicts were less expressive. Although the latter results cannot contradict the discourse that silviculture caused the drying of streams and springs, they can at least relativize the weight attributed to this activity as the sole responsible. In the same way, different studies have already shown the direct relationship between loss of ecosystem services, especially hydrological ones, with the deregulation of river flows and watercourses in degraded areas and without native vegetation ^{13,14,35}.

In general, the results obtained provide a comprehensive overview of changes in the landscape, as well as the levels of degradation and their suitability to the environmental

laws in force during the last three decades. The approaches and methodology used in this study are compatible with the limitations associated with the unavailability of data with a more detailed temporal and spatial scale, and the fact that there is at present no other methodology for the mapping of springs using geoprocessing.

Impacts are dynamic and are subject to alterations over the years. The contribution of the mobilizations to the creation of the RDSNG and the consequent reduction of silviculture have been verified. The results obtained relativize the environmental arguments that native forest areas are being converted into eucalyptus plantations, leading to the destruction of springs and watercourses. However, grassland is the primary use associated with the conversion into areas. Grassland degradation reduced over the years due to the expansion of silviculture in the most degraded areas. The analysis of the suitability of land uses to the Brazilian Forest Code revealed conflicts of use related to the areas of PPAs, mainly between irrigated agriculture, pasture, and exposed soil. Thus, the importance of relativizing the attention given only to silviculture as the direct responsibility for the drying of the watercourses and springs in this region is emphasized.

There is an urgent need to expand studies on the effectiveness of arguments and reality in other protected areas. The methodology used in this study can be adapted and used in future studies. Data from the satellites Landsat 5 TM and 8 OLI contribute to analyze of temporal changes since the 1980s. However, the inability to obtain more specific samples restricted the study of the number of mapped classes and resolution of mapped PPAs. We hope that in the future we can rely on data from other satellites with a higher spatial resolution for temporal analysis.

Methods

Study area

The SDRNG occupies a total area of 39,2176.6707 ha in the North of Minas Gerais State, Brazil covering the municipalities of Montezuma, Rio Pardo de Minas, and Vargem do Rio Pardo. Besides the limits of the SDRNG, we considered for the analysis, a buffer of 15Km around its borders totaling an area of 1117582,74 ha (**Figure 1**). The boundaries of the study area were determined based on the municipalities that intersect the SDRNG since its creation is the result of mobilizations of the traditional communities belonging to these municipalities. The methodology used is based on studies ^{3,36} that portray the importance of analyzing not only protected areas but also their environment.

The SDRNG is located in a transition area between the biomes of Cerrado and Atlantic Forest, which are considered critical for the conservation of the world's biodiversity ^{25,37,38}. The reserve was created by Decree of October 13, 2014, aiming to guarantee the conservation of the springs, the preservation of extractive areas, the protection of biodiversity and the right to land in the promotion of sustainable development for the territory ^{25,39}.

Within the area, 33 traditional communities comprising 502 families were recorded, mainly engaged in extractive activities and extensive livestock farming based on the sustainable use of natural resources ^{25,37}.

Arguments environmental associated with the creation of the SDRNG and methodology

The techniques used to discuss and identify the congruence between the environmental issues and the reality, were bibliographical research, geoprocessing and

Remote Sensing (RS).

Firstly, we conducted a bibliographical review of the environmental arguments associated with the creation of the SDRNG, aiming at systematizing the associated discourses to its creation. Afterward, we used geoprocessing tools and RS techniques to quantify the evolution of land use and occupation classes, identify degraded areas and their adequacy to environmental legislation (**Figure 5**).

Satellite imagery and classification of land use and land cover

The geoprocessing and RS techniques are essential tools for analyzing land use and land cover changes, monitoring grassland degradation, and enabling the identification and quantification of environmental compliance standards¹⁵⁻⁴³. Thus, these techniques contribute as useful tools to analyze the congruence between environmental issues and the empirical reality of the area under study.

The analyses of temporal imagery for the period comprised between 1987 and 2017 from the satellites Landsat 5 TM and Landsat 8 OLI enabled the mapping of seven classes of land use and occupation. These classes were identified as native forest, pasture (or grassland), silviculture (or silviculture), agriculture, exposed soil, rocky outcrops, and water bodies. The classification was performed in "supervised" mode using the Random Forest classifier algorithm, in RStudio software⁴⁴ (**Figure 5**).

The images were selected based on their availability in the period and absence of clouds, choosing to use the pictures already corrected atmospherically and converted to surface reflectance, which were processed on demand by the US Geological Survey (USGS), available from the USGS (<http://www.earthexplorer.usgs.gov/>)⁴⁵⁻⁵¹.

Each year, a total of 200 samples were collected, being 25 samples per class, with the aid of high-resolution images from Google Earth, which allowed more reliability to be classified. Each polygon sampled corresponded to an area of approximately 1.08 ha with about 12 pixels per sample^{52,53}. In addition to the polygons samples, 22 variables were generated, which added to the bands, totaled 28 variables (**Figure 5**).

We performed post-classification processing. A visual approach with the help of high-resolution images of Google Earth was carried out to verify and correct the possible errors caused by the similarity in the spectral response of the mapped classes of use and occupation⁵⁴ (**Figure 5**).

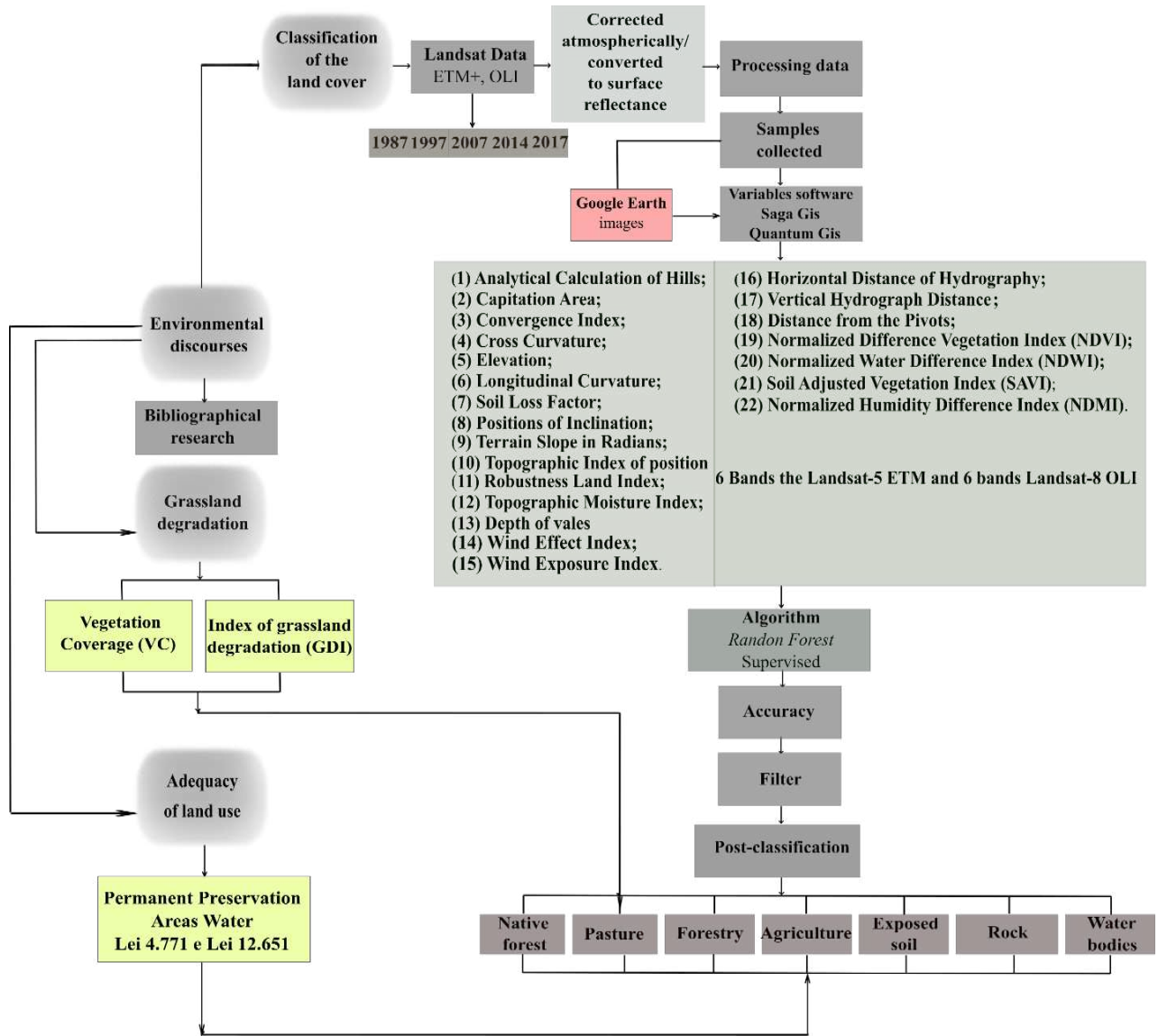


Figure 5. flowchart methodological steps.

Grassland degradation in the study area

In this study, grassland cover was chosen to evaluate the degree of grassland degradation and its evolution over the years. To achieve this objective, we developed a routine within the Rstudio program (data not shown). The quantification of the levels of degradation of the grassland during the period under analysis was carried out by calculating the Grassland Vegetation Cover (Vc) and the Grassland Degradation Index (GDI), respectively. We used the Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) proposed by Rouse et al. (1973) as input data for the Vc calculation⁵⁵.

The Vc values were divided into four degradation classes: un-degraded (Vc > 80%), light degraded (Vc between 65 and 80%), moderately degraded (Vc between 50 and 65%), and serious degraded (Vc < 50%), which was adapted so they became more reliable to the specificities found in the area under study⁵⁵⁻⁵⁹. The calculation of VC was performed using the following formula:

$$V_c = \left[\frac{NDVI_v - NDVI_s}{NDVI_v + NDVI_s} \right] \times 100\% \quad (1)$$

In this formula, $NDVI_s$ represents the lower value recorded between the representative pixels for exposed soil, and $NDVI_v$ is the higher value for NDVI observed among the pixels of grassland area ⁵⁵.

The GDI values were divided into four classes of degradation: not degraded ($GDI \leq 1$), light degraded ($1 < GDI \leq 2$), moderately degraded ($2 < GDI \leq 3$), strongly degraded ($GDI > 3$). The values were obtained by the formula:

$$GDI = \frac{\sum_{i=1}^4 D_i \times A_i}{A} \quad (2)$$

Where D_i is the number of the degradation class ranging from 1 to 4; A_i is the distribution area of classification level i , and A corresponds to the total of grassland in the study area ⁵⁵.

The mapping of the grassland was performed using images from the dry months. The images from the rainy and humid months were used to calculate the V_c and NDVI. Degradation levels tend to oscillate according to precipitation, increasing in the dry period and reducing in the rainy season. This procedure is supported by literature in order to avoid underestimating the highly degraded areas since this analysis in the dry months is enhanced ^{35,55}.

Adequacy of land use

The identification of the springs was performed based on the shapefile hydrograph file oriented in the direction of the mouth, with the creation of a vector file of points at all ends of the lines ^{60,61}. The PPAs of the springs were delimited following the forest codes in force for each year. The years of 1987, 1997 and 2007 based on the CONAMA Resolution No. 303, according to Law N°. 4.771, generated from the creation of a 50 m buffer overlapping the areas of springs and their respective areas of contribution ^{60,62,63}. For the years 2014 and 2017, only the 50 m buffer was generated around the springs, according to Law N°. 12.651, dated May 25, 2012 ^{61,64-68}.

Considering that all rivers, streams, and creeks have a width of less than 10 m, the PPAs along the watercourses for both legislations were obtained by delimiting an area of 30 m for the margins, by using the buffer command (s), in the software ArcGis ® 10.5.1 ^{61,65,69-72}.

The appropriateness of land use in the PPAs for the years 1987-2017 was defined by adopting the intersection between the use and occupation data obtained in the classification ³. This procedure allowed

the quantification of the areas of APP that are underutilized and those of due use, i.e., the areas within the borders considered for water PPAs along the watercourses and around the springs ^{70,73-76}.

References

1. Malavasi, U. C. & Malavasi, M. M. Awareness of a conservation unit: a Brazilian case study. *Journal for Nature Conservation*. 12: 137-140 (2004)
2. Verburg, R.; Filho, S. R.; Lindoso, D. et al. The impact of commodity price and conservation policy scenarios on deforestation and agricultural land use in a frontier area within the Amazon. *Land Use Policy*, v. 37, p. 14-26 (2014).
3. Oliveira, U. et al. Biodiversity conservation gaps in the Brazilian protected areas. *Scientific Reports* 7, 1-9 (2017).
4. Nolte, Christoph & Agrawal, Arun & M Silvius, Kirsten & Filho, Britaldo. Governance regime and location influence avoided deforestation success of protected areas in the Brazilian Amazon. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America PNAS*. 110. 10.1073/pnas.1214786110 (2013).
5. Rodrigues, A.S.L.; Tratt, R.; Wheeler, B.D.; Gaston, K.J. The performance of existing networks of conservation areas in representing biodiversity. *Proc. R. Soc. Lond. B*. 266, 1453–1460 (1999).
6. Margules, C.R. Systematic conservation planning. *Nature*, 405, 243–253 (2000).
7. A Du, Baojia, A Zheng, Yanyan, A Liu, Jiping, A Mao, Dehua D. Threatened Plants in China's Sanjiang Plain: Hotspot Distributions and Gap Analysis. *Sustainability*, 2071-1050. V 10. N 1. P 194. M doi:10.3390/su10010194. <http://www.mdpi.com/2071-1050/10/1/194> (2018).
8. Perrino P., Laghetti G. & Terzi M., 2006. Modern concepts for the sustainable use of Plant Genetic Resources in the Mediterranean natural protected areas: the case study of the Alta Murgia Park (Italy). *Genetic Resources and Crop Evolution* n. 53, pp. 695–710. Springer (2006).
9. Turner WR, Brandon K, Brooks TM, Costanza R, da Fonseca GAB, Portela R. Global conservation of biodiversity and ecosystem services. *BioScience* 57: 868–873 (2007).
10. Wolff, S. Subsídios ao IV Relatório Nacional para a Convenção sobre diversidade biológica – CDB: Diagnóstico sobre a legislação ambiental brasileira, Brasília: Ministério do Meio Ambiente. Secretaria de Biodiversidade e Florestas. Departamento de Conservação da Biodiversidade, 120. Available in <http://www.mma.gov> (2009).
11. Du, Wenwu & Penabaz-Wiley, Sofia & Njeru, Anthony & Kinoshita, Isami. Models and Approaches for Integrating Protected Areas with Their Surroundings: A Review of the Literature. *Sustainability*. 7. 8151-8177. 10.3390/su7078151 (2015).
12. Miserendino, M et al. (2011). Assessing Land-use Effects on Water Quality, In-

- stream Habitat, Riparian Ecosystems and Biodiversity in Patagonian Northwest Streams. *The Science of the total environment*. 409. 612-24. 10.1016/j.scitotenv.2010.10.034 (2011).
13. Fassnacht, Fabian Ewald, Li Li, Andreas Fritz, Mapping degraded grassland on the Eastern Tibetan Plateau with multi-temporal Landsat 8 datas - where do the severely degraded areas occur? *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, Volume 42, Pages 115-127, ISSN 0303-2434, <https://doi.org/10.1016/j.jag.2015.06.005> (2015).
 14. Turner MG, Gardner RH, O'Neill RV. *Landscape Ecology in Theory and Practice*. New York: Springer-Verlag. 401 pp (2001).
 15. Schulz, J. J., Cayuela, L., Echeverria, C., Salas, J. & Rey Benayas, J. M. Monitoring land cover change of the dryland forest landscape of Central Chile (1975–2008). *Applied Geography* 79, 436-447 (2010).
 16. Zhou, Wei & Yang, Han & Huang, Lu & Chen, Chun & Lin, Xiaosong & Hu, Zhongjun & Li, Jianlong. Grassland degradation remote sensing monitoring and driving factors quantitative assessment in China from 1982 to 2010. *Ecological Indicators*. 83. 303-313. 10.1016/j.ecolind.2017.08.019 (2017).
 17. Watson, James E. M. Dudley, Nigel Segan, Daniel B. Hockings, Marc. The performance and potential of protected áreas. *Nature*, 11/05/online 515 67. Nature Publishing Group, a division of Macmillan Publishers Limited. All Rights Reserved. <https://doi.org/10.1038/nature13947> 10.1038/nature13947 (2014).
 18. Masozera, M.K. and Alavalapati, J.R.R. Forest Dependency and Its Implications for Protected Areas Management: A Case Study from the Nyungwe Forest Reserve, Rwanda. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 19, 85-92. <http://dx.doi.org/10.1080/14004080410034164> (2004).
 19. Williams, Kenrick. A Multi-Tier Social-Ecological System Analysis of Protected Areas Co-Management in Belize. *Sustainability*. 8. 10.3390/su8020104 (2016).
 20. Manea, G.; Matei, E.; Vijulie, L. et al. Arguments for integrative managements of protected áreas in the cities – Case study in Bucharest city. *Procedia Environmental Sciences*, v. 32, p. 80-96, (2016).
 21. Brito, I. C. B. Comunidade, território e complexo industrial florestal: o caso de Vereda Funda, Norte de Minas Gerais. 157 f. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento Social) – Universidade Estadual de Montes Claros, Montes Claros (2006).
 22. Nogueira, M. C. R. Gerais a dentro e fora: identidade e territorialidade entre Geraizeiros do Norte de Minas Gerais. 233 p. Tese (Doutorado em Antropologia) – Universidade de Brasília, Brasília (2009).

23. Magalhães, F. R. & Amorim, R. A. O Movimento dos Geraizeiros e a luta pela terra no Alto Rio Pardo. *Revista do Centro de Estudos Rurais - UNICAMP* 9, 209-238 (2015).
24. Teixeira, T. H. “O Gerais é de quem nele mora, não de quem o explora”: a ação coletiva pela terra comum dos geraizeiros do norte de Minas Gerais. 2017. 120 f. Dissertação (Mestrado em Extensão Rural) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa (2017).
25. ICMBio & UFV. Reserva de Desenvolvimento Sustentável Nascentes Geraizeiras. Relatório Final. Apoio ao processo de identificação das famílias beneficiárias e diagnóstico socioprodutivo em Unidades de Conservação Federal. Viçosa, MG (2017).
26. Dayrell, C. A. Geraizeiros e biodiversidade no norte de Minas: a contribuição da agroecologia e da etnoecologia nos estudos dos agroecossistemas tradicionais. 1998. 182 p. Dissertação (Mestrado em Agroecologia Y Desarrollo Rural Sostenible) – Universidade Internacional de Andalucía (1998).
27. Mazzetto Silva, C. E. Cerrados e camponeses no norte de Minas: Um estudo sobre a sustentabilidade dos ecossistemas e das populações sertanejas. 1999. 220 p. Dissertação (Mestrado em Geografia e Organização Humana do Espaço) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte (1999).
28. Mazer, S. Potencial produtivo de plantas de importância socioeconômica da Reserva de Desenvolvimento Sustentável Nascentes Geraizeiras, Minas Gerais, Brasil. 2016. 46 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Universidade de Brasília, Brasília (2016).
29. Cerqueira, M. C. Estudo do uso da terra e fragmentação da vegetação natural na Reserva de Desenvolvimento Sustentável Nascentes Geraizeiras no norte de Minas Gerais, Brasil. Dissertação de mestrado, Universidade de Brasília, 109 (2016).
30. Yuh, Y.G., et al. Effects of Land cover change on Great Apes distribution at the Lobéké National Park and its surrounding Forest Management Units, South-East Cameroon. A 13 year time series analysis. *Scientific Reports*. 9:1445. doi: 10.1038/s41598-018-36225-2 (2019).
31. Chicas, Santos D., Kiyoshi Omine, Pio Saqui, Claslite algorithms and social surveys to asses and identify deforestation and forest degradation in Toledo's protected areas and forest ecosystems, Belize, *Applied Geography*, Volume 75, Pages 144-155, ISSN 0143-6228, <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2016.08.012>. Ross, (2016).
32. Ross, J. Relevô Brasileiro: Uma Nova Proposta de Classificação. *Revista Do Departamento De Geografia*, 4, 25-39. <https://doi.org/10.7154/RDG.1985.0004.0004> (2011).

33. Soares-Filho, Britaldo & Rajão, Raoni & Macedo, Marcia & Carneiro, Arnaldo & Costa, William & Coe, Michael & Rodrigues, Hermann & Alencar, Ane. Cracking Brazil's Forest Code. *Science (New York, N.Y.)*. 344. 363-4. 10.1126/science.1246663 (2014).
34. Eugenio, Fernando & Rosa dos Santos, Alexandre & Fiedler, Nilton & Assunção Ribeiro, Guido & Silva, Aderbal & Soares, Vicente & Gleriani, José. Mapping of Permanent Preservation Areas of The State Espírito Santo, Brazil. *Ciência Florestal*. 27. 897. 10.5902/1980509828639 (2017).
35. Lin S, et al. Identifying local-scale wilderness for on-ground conservation actions within a global biodiversity hotspot. *Scientific Reports*. 6:25898. doi: 10.1038/srep25898 (2016).
36. DeFries, R., Karanth, K.K., Pareeth, S., 2010. Interactions between protected area sand their surroundings in human-dominated tropical landscapes. *Biological Conservation*. 143 (12), 2870–2880. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2010.02.010> (2010).
37. Duarte, J. C. Relatório de caracterização ambiental da área do Areião e Vale do Guará, municípios de Rio Pardo de Minas, Vargem Grande do Rio Pardo e Montezuma, MG: Estudos para criação de Unidades de Conservação de Uso Sustentável no Bioma Cerrado/Bacia do São Francisco. Belo Horizonte: MMA/SBF/Núcleo Cerrado e Pantanal, (2007).
38. Myers, N. et al. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403, 853–845 (2000). Available in: <http://dx.doi.org/10.1038/35002501> (2000).
39. Brasil. Decreto de 13 de outubro de 2014. Cria a reserva de desenvolvimento sustentável nascentes grazeiras, localizada nos municípios de Montezuma, Rio Pardo de Minas e Vargem Grande do Rio Pardo, estado de Minas Gerais. Brasília: Governo Federal. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato 2011-2014/2014/Dsn/Dsn14016.htm (2014).
40. Hu, Y., Batunacun., Zhen, Lin. & Zhuang, D. Assessment of Land-Use and Land-Cover Change in Guangxi, China. *Scientific Reports*. 9:2189. doi: 10.1038/srep41598-019-38487-w (2019).
41. Kuemmerle, T., Erb, K., Meyfroidt, P., Müller, D., Verburg, P.H., Estel, S., Haberl, H., Hostert, P., Jepsen, M.R., Kastner, T., Levers, C., Lindner, M., Plutzer, C., Verkerk, P.J., van der Zanden, E.H., Reenberg, A. Challenges and opportunities in mapping land use intensity globally. *Curr. Opin. Environ. Sustain.* 5, 484–493 (2013).
42. Zhang, X., Niu, J., Buyantuev, A., Zhang, Q., Dong, J., Kang, S., and Zhang, J. Understanding Grassland Degradation and Restoration from the Perspective of Ecosystem Services: A Case Study of the Xilin River Basin in Inner Mongolia,

- China, *Sustainability*, 8, 7, p. 1-17 (2016).
43. Weber, D., Schaepman-Strub, G. Ecker, K. Predicting habitat quality of protected dry grasslands using Landsat NDVI phenology. *Ecological Indicators* 91, 447-460. *Ecological Indicators*. 91. 10.1016/j.ecolind.2018.03.081 (2018).
 44. RStudio Team. RStudio: Integrated Development for R. RStudio, Inc., Boston, MA URL <http://www.rstudio.com> (2015).
 45. Song, C., Woodcock, C., Seto, K. C., Lenney, M. P. & Macomber, S. A. Classification and change detection using Landsat TM Data- when and how to correct atmospheric effects? *Remote Sensing of Environment* 75, 230-244 (2001).
 46. Riano, D., Huvieco, E., Salas, J. & Aguado, I. Assessment of different topographic corrections in landsat-TM data for mapping vegetation types. *IEEE Geosci. Sensor Remoto Mag*, 41 (2003).
 47. Pedlowski, M. A. et al. Conservation units: A new deforestation frontier in the Amazonian state of Rondônia, Brazil. *Environmental Conservation* 32, 149-155 (2005).
 48. Sano, E.E.; Ferreira, L.G.; Asner, G.P.; Steinke, E.T. Spatial and temporal probabilities of obtaining cloud-free Landsat images over the Brazilian tropical savanna. *International Journal of Remote Sensing*, v.28, p.2739-2752, (2007).
 49. Carvalho, Fabio & De Marco Júnior, Paulo & G. Ferreira, Laerte. The Cerrado into-pieces: Habitat fragmentation as a function of landscape use in the savannas of central Brazil. *Biological Conservation*. 142. 1392-1403. 10.1016/j.biocon.2009.01.031 (2009).
 50. Gonçalves, A. B. et al. Mapeamento das áreas de preservação permanente e identificação dos conflitos de uso da terra na sub-bacia hidrográfica do Rio Camapuã/Brumado. *Revista Árvore* 36, 759-766 (2012).
 51. Guedes, S, B., Spletozer, A, G., Roque, M.P.B. et al. Geotechnology in the analysis of forest fragments in northern Mato Grosso, Brazil. *Scientific Reports* 8, 39-59 (2019).
 52. Foody, G. M. & Arora, M. K. An evaluation of some factors affecting the accuracy of classification by an artificial neural network. *International Journal of Remote Sensing* 18 (1997).
 53. Da Ponte, E., Kuenzer, C., Parker, A., Rodas, O., Oppelt, N. & Fleckenstein, M. Forest cover loss in Paraguay and perception of ecosystem services: A case study of the Upper Parana Forest. *Ecosystem Services* 24, 200-212 (2017).
 54. Liu, T. & Yang, X. Monitoring land changes in an urban area using satellite

- imagery, GIS and landscape metrics. *Applied Geography* 56, 42-54 (2015).
55. Gao, Qingzhu & Li, Yu'e & Wan, Yunfan & Lin, E & Xiong, Wei & Jiangcun, Wangzha & Wang, Baoshan & Li, Wenfu. Grassland degradation in Northern Tibet based on remote sensing data. *Journal of Geographical Sciences*. 16. 165-173. 10.1007/s11442-006-0204-1 (2006).
 56. Purevdorj, R. Tateishi, T. Ishiyama & Y. Honda. Relationships between percent vegetation cover and vegetation indices, *International Journal of Remote Sensing*, 19:18, 3519-3535 (1998).
 57. Sun, Bin & Li, Zengyuan & Gao, Zhihai & Guo, Zhong & Wang, Bengyu & Hu, Xiaolong & Bai, Lina. Grassland degradation and restoration monitoring and driving forces analysis based on long time-series remote sensing data in Xilin Gol League. *Acta Ecologica Sinica*. 37. 219-228. 10.1016/j.chnaes.2017.02.009 (2017).
 58. Ding Jianli, Tashpolat Tiyp, Liu Chuansheng. Study on dynamic change of Qira oasis plant cover based on remote sensing. *Journal of Desert Research*, 23(1): 79-83 (2003).
 59. Zhou et al. Zhou H, Zhao X, Tang Y, Gu S, Zhou L. Alpine grassland degradation and its control in the source region of the Yangtze and Yellow Rivers, China. *Grassland Science*. 2005; 51:191–203. doi: 10.1111/j.1744-697X.2005.00028.x (2005).
 60. Pires JM, Nascimento MC, Santana RM, Ribeiro CAAS. Análise da exatidão de diferentes métodos de interpolação para geração de modelos digitais de elevação e obtenção de características morfométricas em bacias hidrográficas. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, 10(2): 39-47 (2005).
 61. Coutinho, Luciano Melo et al. Usos da terra e Áreas de Preservação Permanente (APP) na Bacia do Rio da Prata, Castelo-ES. *Floresta Ambient*. vol.20, n.4, pp.425-434. ISSN 2179-8087. <http://dx.doi.org/10.4322/floram.2013.043> (2013).
 62. Brazil, 1965. Lei no. 4.771 de 15 de setembro de 1965, <http://www.planalto.gov.br> [www document].
 63. Chaves, M. A. Modelos Digitais de Elevação Hidrologicamente consistentes para a bacia Amazônica. Viçosa, UFV, 2002. Tese de Doutorado do Programa de Pós-Graduação em Ciência Florestal, 2002. available in: <http://www.tede.ufv.br/tesesimplificado/tde_busca/arquivo.php?codArquivo=93 (2002).
 64. Ribeiro, C. A. A. S.; Soares, V. P. GIS for a greener Brazil: automated delineation of natural preserves. In: 2004 ESRI International User Conference, 2004, San Diego, CA. 2004 ESRI UC Proceedings. Redlands, CA: ESRI Press, (2004).
 65. Berteaux, D., Ricard, M., St-Laurent, M, Casajus, N., Périé, C., Beaugard, F, and

- Blois, Sylvie. Northern protected areas will become important refuges for biodiversity tracking suitable climates. *Scientific Reports*, 8 (1) DOI: 10.1038/s41598-018-23050-w (2018).
66. Brazil, 2012b. Lei no. 12.727 de 17 de outubro de 2012, <http://www.planalto.gov.br> [www document].
67. Brazil, 2012a. Lei no. 12.651 de 25 de maio de 2012, <http://www.planalto.gov.br> [www document].
68. Oliveira de, G.B., 2015. O Novo Código Florestal e a Reserva Legal do Cerrado. Universidade de Brasília, Brasília (*Doctoral thesis*).
69. Ribeiro CAAS, Soares VP, Oliveira MAS, Gleriani JM. O desafio da delimitação de áreas de preservação permanente. *Rev. Árvore*. 29(2): 203-212. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-67622005000200004> (2005).
70. Ribeiro, M. C.; Metzger, J. P.; Martensen, A. C. et al. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation*, v. 142, p. 1141-1153, 2009. available in: http://www.leec.eco.br/pdfs/Ribeiro_etal2009.pdf (2009).
71. Hellweger, F.; Maidment, D. R. Integration of GIS and Hydrologic modeling. In: GIS HYDRO '97, 1997. San Diego. Proceedings of GIS Hydro' 97, Redlands, CA. ESRI Press, 1997, CD-ROM (1997).
72. Esri. ArcGis advanced: releaser 10.5.1 Redlands, CA: Environmental Systems Research Institute (2017).
73. Oliveira; Fernando Soares; Soares, Vicente Paulo; Pezzopane, José Eduardo Macedo et al. Identification of land use conflicts in permanent preservation areas in the surroundings of the Caparaó national park, Minas Gerais State, Brazil. *Rev. Árvore* [online], v. 32, n. 5, p. 899-908, (2008).
74. Mendes, B. C.; Gomes, R. A. T.; Matricardi, E. A. T. et al. Análise do uso e ocupação da terra, fragmentação florestal e áreas de preservação permanente no município de Cerro Azul – PR. *Espaço & Geografia*, v. 17, n. 1, p. (2014).
75. Venter, O. et al. Sixteen years of change in the global terrestrial human footprint and implications for biodiversity conservation. *Nature communications*. 7, 12558 (2016).
76. Borrelli, P., Robinson, D.A., Fleischer, L.R., Lugato, E., Ballabio, C., Alewell, C., Meusburger, K., Modugno, S., Schütt, B., Ferro, V. and Bagarello, V., 2017. An assessment of the global impact of 21st century land use change on soil erosion. *Nature communications*, 8(1) (2013).

3. Conclusão geral

Os argumentos sociais e institucionais utilizados como justificativa para a criação da RDSNG neste estudo demonstraram ser uma estratégia eficaz para conter a expansão da silvicultura, possibilitar o aumento da vegetação nativa e melhorar a qualidade da paisagem. Os discursos empegados desencadearam uma série de desdobramentos, em que a expansão da silvicultura e escassez hídrica não foram consideradas empecilho, mas sim, como alerta para o processo de degradação dos recursos naturais, que culminou na mobilização das comunidades tradicionais da região e influenciou o processo de tomada de decisão por parte poder público. A criação de uma área protegida, na figura da RDSNG, foi a resposta à pressão popular e elemento legitimador do discurso ambiental e social utilizado, corroborando com os princípios da sustentabilidade a eles ligados.

Adicionalmente, o estudo evidenciou que a expansão da silvicultura se deu em supressão as áreas ocupadas por pastagens em diferentes níveis de degradação. A adequação a legislação ambiental se mostrou conflituosa principalmente em relação as áreas de pastagem e agricultura intensiva, o que sugerem que outros usos como a agricultura e pastagem podem estar contribuindo para a escassez hídrica da região.

A análise da realidade empírica mostra ser factível o estabelecimento de UCUS. A presença das comunidades tradicionais foi fulcral na busca pelo desenvolvimento sustentável do território. Desta forma, se no modelo de UCPI a presença humana é considerada uma perturbação à natureza, o estudo de caso demonstrou que a presença das comunidades tradicionais foi o componente primordial para o estabelecimento da sustentabilidade da paisagem regional.

Esse estudo de caso contribui para preencher a lacuna científica sobre a congruência entre os discursos sociais e institucionais e a realidade empírica das UCUS, que está ainda em fase inicial. O estudo visou ainda contribuir para o monitoramento da RDSNG que, atualmente, assume a função de reduzir as pressões sobre os recursos naturais e promover o uso sustentável do território. Entretanto, faz-se necessário um monitoramento constante, a fim de acompanhar e observar as mudanças ocorridas na paisagem e investir tomadas de decisões que possibilitem a manutenção desta tendência.