

Untitled

Bruna Arbo Meneses

September 4, 2019

Resumo

Classificações de bacias hidrográficas baseadas em indicadores de pressão ambiental permitem caracterizar gradientes de degradação potencial que podem estar relacionados à conservação da biota. Por exemplo, é plausível assumir que existe uma relação negativa entre diversidade de espécies e pressão ambiental como fundamento para uso de mapas de pressão na priorização de bacias para conservação, mas esse é um pressuposto que deve ser validado, sob pena de o objetivo de conservação (como diversidade) não ser efetivamente afetado por ações de conservação baseadas nos fatores de pressão. Neste trabalho, apresentamos um diagnóstico de pressão ambiental em 3359 bacias de 3ª ordem no bioma Pampa e utilizamos estes resultados para testar a existência de relação com características da ictiofauna. Definimos o grau de pressão sobre as bacias como um índice global composto por seis indicadores e realizamos projeções considerando cinco diferentes configurações de pesos para esses indicadores. Consideramos como bacias de referência aquelas que atenderam a uma das seguintes condições: 1) apresentarem valor zero para todos os fatores de pressão, ou 2) estarem entre as 10% menos pressionadas em cada subunidade regional. Os dados de ictiofauna foram obtidos em 52 bacias hidrográficas de 3ª ordem, sendo cada bacia representada com amostragem por pesca elétrica em 150 m de riacho. Foram ainda discriminadas 13 subunidades regionais definidas pela combinação de ecorregiões aquáticas e fisionomias campestres. Todas as bacias mostraram a presença de pelo menos um indicador de pressão, sendo que bacias de referência foram identificadas somente em duas subunidades regionais. Há uma proporção elevada de bacias (acima de 50%) com níveis intermediários a altos de pressão no bioma Pampa, sendo tais proporções variáveis entre subunidades fisionômicas de campo e subunidades ecorregionais aquáticas. Ao buscar relações entre os fatores de pressão e características da ictiofauna, verificamos que a composição taxonômica está relacionada com agricultura e espelhos d'água (representados principalmente por açudes). Verificamos ainda que a riqueza taxonômica está relacionada negativamente com agricultura. Riqueza funcional, composição funcional e porcentagens de espécies raras e comuns não apresentaram relação com o gradiente de pressão. Os resultados mostram que apenas parte das características ecológicas da ictiofauna possui relação direta com grau de pressão ambiental em bacias hidrográficas, indicando que a validade do uso de fatores de pressão como proxies depende de quais características de ictiofauna são consideradas. Portanto, para que os resultados de estratégias regionais de conservação de ictiofauna sejam eficientes, o mapeamento de fatores de pressão deve ser baseado na definição adequada de alvos e complementado por testes sobre sua relação com os alvos de conservação.

Palavras-chave: planejamento sistemático de conservação, campos sulinos, biodiversidade aquática, análise multicritério, peixes.

Abstract

Watershed classification using spatial representations of biodiversity threatening factors are useful as proxies of disturbance gradients. However, this is an assumption that should be tested in order to effectively link conservation objectives to biodiversity outcomes. In this study, we test whether stream fish community attributes are related to environmental pressure in small watersheds of the Brazilian Pampa grassland biome. Firstly, we estimated and mapped environmental pressure in 3359 third-order watersheds, then we tested whether environmental pressure predicted fish community attributes in 150-m stream segments from 52 watersheds representing the gradient of environmental pressure. Environmental pressure was defined by an index based on six indicators (cropland, mining, urbanization, road density, dams and cattle density). We defined reference watersheds as those where all the indicators were equal to zero or which were ranked among the 10% less disturbed in each subregional Pampa unit (aquatic ecoregions and regional grassland types). All watersheds had the influence of at least one disturbance factor, and reference watersheds were identified in only one subregional unit. An elevated fraction of the watersheds (over 50%) showed intermediate to high pressure. Redundancy Analysis (RDA) indicated that taxonomic composition was related to cropland area and dams. GLM results indicated that taxonomic richness is negatively related to cropland area. Functional richness and composition, and proportion of rare and common species were not related to the environmental pressure gradient. Our results show that response of fish communities to environmental pressure gradient may vary from positive, to negative or no response, depending on the selected attribute. Concerning the use in scientifically defensible conservation strategies, mapping pressure indicators could be enhanced by testing their relationship with conservation biodiversity outcomes.

Key words: systematic conservation planning, campos sulinos, freshwater diversity, multi-criteria analysis, fishes.

Introdução

Os usos antrópicos dos recursos ambientais têm moldado em escala global os padrões espaciais dos ecossistemas, determinando a magnitude da perda de biodiversidade e de serviços ecossistêmicos e tornando raros os locais no planeta que não sofrem algum grau de influência humana (Sanderson et al. 2002; Vörösmarty et al. 2010). Para a maioria dos ecossistemas, as atividades humanas que se caracterizam como as principais ameaças a curto prazo são a expansão da agricultura e das áreas urbanas (J. David Allan 2004; FAO 2010). A expansão da malha rodoviária é também um fator de ameaça, seja pela implantação das rodovias em si, seja pelo acesso que elas proporcionam a locais até então inalterados (Trombulak and Frisell 2000; Sanderson et al. 2002; ???; Laurance and Balmford 2013). No Brasil, a previsão é de que, até 2024, haja um aumento no uso da terra correspondente a 20% sobre a área média durante os anos de 2012 a 2014, especialmente para cultivos de oleaginosas, cereais, cana e algodão (Vinet and Zhedanov 2016). Podemos esperar, conseqüentemente, um efeito em cascata no sentido do investimento em infraestrutura e matéria-prima para produção e distribuição desta atividade.

Devido a essa dinâmica em escala regional de expansão da ação humana, a aplicação dos

princípios de planejamento sistemático para conservação tem crescido, com o intuito de localizar áreas prioritárias de forma organizada e objetiva, contemplando o maior número de aspectos bióticos e abióticos que definam interesse para conservação, como por exemplo, áreas hipoteticamente intocadas ou pouco degradadas (Margules and Pressey 2000; Linke, Turak, and Nel 2011; Lourival et al. 2011), áreas de biodiversidade elevada ou biogeograficamente representativas, áreas importantes para serviços ecossistêmicos, ou, áreas fortemente pressionadas e que reúnam alguma das características anteriores (Myers et al. 2000; ???). O planejamento sistemático de conservação tem como característica principal as escolhas claras e explícitas no processo do planejamento tanto no que diz respeito as características dos componentes da biodiversidade a serem usados no processo de planejamento, quanto nos objetivos de conservação, sempre que possível traduzidos em metas quantitativas e operacionais (R. L. Pressey et al. 2007). O uso dos sistemas de informação geográfica (SIG) facilita a visualização dessas alterações no espaço permitindo maior eficiência e sistematização nas relações das alterações na cobertura do solo na biodiversidade e suas consequências para o planejamento territorial (Vivitskaia JD Tulloch et al. 2015). Avaliações em escala espacial ampla, de unidades de paisagem - como bacias hidrográficas - são necessárias para gerenciamento do território, tomada de decisão e manejo da fauna porque é a escala em que os efeitos cumulativos dos impactos ficam evidentes, tornando as causas da degradação ambiental mais facilmente observáveis (O'Neill et al. 1997; WIENS 2002; J. Stein, Stein, and Nix 2002).

Quando o interesse de conservação está na biodiversidade aquática de água-doce, as unidades espaciais empregadas na análise podem ser rios, riachos ou bacias hidrográficas. Rios e riachos são geralmente afetados por múltiplos distúrbios que se acumulam e interagem no espaço e no tempo, tornando o entendimento da resposta para determinadas ameaças uma tarefa complexa (J. David Allan 2004). É importante ressaltar que estes indicadores de pressão representam uma degradação potencial do ambiente e não da degradação efetiva, a qual é resultado da interação de fatores cujo histórico, intensidade, frequência e efeito variam regionalmente. De posse dessas informações, é possível determinar quais unidades de paisagem recebem maior pressão por atividades antrópicas e assumir que aquelas onde há ausência de pressão ambiental - ou pelo menos aquelas menos pressionadas - sejam tratadas como sítios de referência para comparações dos padrões observados ao longo de gradientes de pressão (Stoddard et al. 2006). A condição destas unidades pode ser definida como a similaridade do sítio avaliado em relação a um conjunto de sítios menos degradados, levando em consideração características bióticas (conjunto de indicadores, como o número de espécies intolerantes, riqueza e composição de espécies; espécies ameaçadas, etc.) (Stoddard et al. 2006; J. D. Allan et al. 2013).

Normalmente assume-se que existe uma relação negativa entre diversidade de espécies e pressão ambiental como fundamento para uso de mapas de pressão na priorização de áreas para conservação e que a proteção de determinado conjunto de características abióticas (mais fáceis de quantificar) consequentemente conservará o conjunto de espécies que ocorram neste local (J. Stein, Stein, and Nix 2002; KHOURY, HIGGINS, and WEITZELL 2011; Vivitskaia JD Tulloch et al. 2015). Entretanto, esse é um pressuposto que deve ser validado para que o objetivo de conservação seja efetivamente alcançado. Alguns trabalhos não consideram dados bióticos na determinação de locais que sirvam como referência para conservação com menor influência antrópica (Sanderson et al. 2002), e outros consideram os alvos de conservação ao

dar pesos aos indicadores relacionados ao efeito potencial que eles tem sobre as espécies (J. Stein, Stein, and Nix 2002; Heiner et al. 2011), mas poucos são os que validam esta relação com dados de campo para mostrar que ela verdadeiramente existe (Esselman et al. 2011; Ligeiro et al. 2013). A comparação de dados de campo aumenta a eficiência das ações de conservação ao esclarecer a relação do objetivo de conservação (por exemplo, diversidade) e os fatores de pressão (Vivitskaia J. Tulloch et al. 2013).

A conservação de riachos nos campos do Pampa

Os ambientes campestres são extremamente sensíveis às mudanças da cobertura do solo, não importa em que região do planeta estejam localizados (Sala 2000; Andrade et al. 2015). Embora sejam ricos em número de espécies (Gerhard Ernst Overbeck et al. 2005; G E Overbeck et al. 2006; J. B. Wilson et al. 2012) e ofereçam inúmeros serviços ecossistêmicos, com frequência são ignorados como alvo de conservação. As regiões campestres localizadas na metade sul do Rio Grande do Sul fazem parte do chamado Pampa, bioma de campos que inclui ainda partes do Uruguai e Argentina (OVERBECK et al. 2007). A proporção de remanescentes de campos é de aproximadamente 50% em relação a sua área original no Rio Grande do Sul, por conta da acelerada conversão do solo para, principalmente, a agricultura e a silvicultura (Cordeiro and Hasenack 2009) e apenas 0,33% dos campos estão atualmente protegidos em unidades de proteção integral (OVERBECK et al. 2007).

Os principais usos presentes no bioma Pampa são pecuária e agricultura, que podem aparecer em associação por rodízio de culturas (Nabinger, Moraes, and Maraschin 2000). A agricultura apresentou crescimento mais intenso nas últimas décadas, especialmente pelos cultivos de arroz, milho, soja, trigo e silvicultura (IBGE, 2015), atividades que contam com incentivo de empresas privadas e do governo, com consequente diminuição das áreas de vegetação nativa (Nabinger, Moraes, and Maraschin 2000; OVERBECK et al. 2007; Cordeiro and Hasenack 2009). A construção de açudes para dessedentação animal e para irrigação da plantações é uma consequência dessas atividades econômicas, e representam grave influência na fragmentação da rede hidrográfica (Clavero and Hermoso 2011), uma vez que nem sempre necessitam de licenciamento ambiental prévio para sua construção. A extração mineral no RS tem no carvão o seu principal bem mineral, respondendo por 88% dos recursos de carvão do Brasil, para uso na geração termoeletrica e metalúrgico (Rio Grande do Sul - SEPLAN 2013). Destaca-se também a argila que ocorre junto as jazidas de carvão na região sudoeste para fabricação de cerâmica e as rochas ornamentais (granitos e mármore), cuja a produção concentra-se no centro-sul do Estado, especialmente para extração de areia, saibro, argila e carvão para construção civil, indústria e geração de energia.

Degradação e conservação de ambientes aquáticos

Os ambientes aquáticos são especialmente impactados pelas alterações na cobertura do solo em decorrência da concentração desproporcional da ocupação humana nas proximidades dos recursos hídricos, onde as zonas ripárias são extensamente modificadas mesmo em biomas espaçadamente ocupados (Postel, Daily, and Ehrlich 1996; Sala 2000). Os rios são partes funcionais da paisagem porque promovem conectividade pelas matas ripárias, onde ocorrem trocas de materiais, de organismos, de energia e recebem tudo que é escoado na área de

captação da bacia (WIENS 2002). Em comparação com os ambientes terrestres, os aquáticos estão menos disponíveis em área, correspondendo a apenas 0,8% da superfície do planeta (D. Dudgeon et al. 2006). Assim, seu uso disseminado torna mais crítico o fato de as espécies aquáticas apresentarem uma taxa de extinção maior do que as espécies terrestres (Ricciardi and Rasmussen 1999; Sala 2000; Jenkins 2003; Vié, Hilton-Taylor, and Stuart 2009). Os riachos, cursos d'água de pequeno a médio porte, por sua vez, são ambientes de extrema importância por comporem grande parte da rede hidrográfica, por sua alta produtividade e heterogeneidade de ambientes, promovendo diversidade de habitats em comparação com rios maiores, além de servirem como habitat para espécies de peixes locais e migratórias. Os rios que recebem a drenagem de riachos cujas bacias são proporcionalmente mais alteradas pelo uso antrópico sofrem maiores influências pelo efeito cumulativo, devido ao fluxo unidirecional das redes hidrográficas (J. David Allan 2004). Essas influências podem afetar a qualidade da água e do sedimento e a estabilização dos canais existentes, podendo exercer efeito positivo quando em baixas concentrações. Não por acaso, os processos ecológicos relacionados às espécies de peixes continentais tem em sua conservação um considerável desafio, devido à ação e interação de diferentes fatores de estresse que promovem respostas complexas via caminhos distintos.

Dala-Corte et al. (2016), ao investigar os mecanismos pelos quais a ictiofauna sofre influência do uso da terra nos campos do sul do Brasil, mostraram diferentes caminhos pelos quais a conversão de paisagem campestre em paisagem agrícola pode causar alterações nas comunidades de peixes. Os efeitos da agricultura foram maiores sobre a diversidade funcional, que, diminui com o incremento da degradação ripária e seus efeitos sobre o aporte de sedimentos ao fundo dos riachos. Por outro lado, os autores observaram um aumento na riqueza taxonômica de espécies, vinculado às modificações no ambiente terrestre em diferentes escalas espaciais. A efetividade das ações de conservação depende, portanto, de mudanças de atitude em relação a biodiversidade aquática, além da aceitação da bacia hidrográfica como unidade espacial de planejamento, especialmente em relação as demandas conflitantes como conservação das espécies, integridade do ecossistema e fornecimento de bens e serviços para as populações humanas (D. Dudgeon et al. 2006).

Os riachos localizados no Pampa são os locais em cujas margens está situada grande parte da vegetação florestal existente nessa região, mas encontram-se em uma situação vulnerável devido as grandes transformações regionais da paisagem (OVERBECK et al. 2007; Cordeiro and Hasenack 2009). A conversão da cobertura vegetal para outros usos, incluindo ou não mudança na configuração das margens de rios e riachos - perda da vegetação e erosão -, afetam diretamente os sistemas aquáticos e a ictiofauna (Falcone, Carlisle, and Weber 2010). Portanto, para fundamentar estratégias de conservação da habitats e biota aquática no Pampa, é preciso identificar elementos e padrões que auxiliem no planejamento e na tomada de decisão para a conservação.

Este trabalho tem por objetivo caracterizar o grau de pressão antrópica sobre bacias hidrográficas de riachos no Pampa sul-brasileiro e avaliar a relação entre a pressão antrópica nessas bacias e características da ictiofauna. Para isso, realizamos primeiramente um diagnóstico de pressão ambiental em 3359 bacias de 3ª ordem no bioma Pampa, destacando aquelas com potencial como referência para conservação devido ao baixo grau de pressão. Os resultados deste

diagnóstico foram utilizados para testar a existência de relação entre pressão ambiental com as características da ictiofauna: composição e riquezas taxonômica e funcional; e proporção de espécies raras e comuns. Para isso, desenvolvemos um índice global de pressão ambiental baseado em seis indicadores antrópicos com diferentes combinações de pesos visando testar diferentes potencialidades do efeito de cada um na ictiofauna. Esta abordagem permite testar se as classificações baseadas no estado de alteração das bacias estão relacionadas com a ictiofauna.

Métodos

Neste trabalho, realizamos um diagnóstico do estado de pressão ambiental nas bacias hidrográficas de riachos de 3ª ordem situadas no bioma Pampa (???) com base em seis indicadores de pressão ambiental: agricultura, área urbana, mineração, espelhos d'água maiores do que 20 ha, densidade viária e densidade de gado (para detalhamento dos indicadores, ver mais abaixo). Posteriormente, investigamos a relação entre o gradiente de pressão ambiental das bacias e as riquezas e composições taxonômica e funcional de peixes, além da proporção de espécies raras e de espécies comuns. As bacias de 3ª ordem foram derivadas de um modelo digital de elevação hidrologicamente consistido (MDT-HC), para as quais foram quantificadas a presença de cada indicador de pressão ambiental. Um índice global foi elaborado para quantificar a pressão ambiental global em cada bacia através de métricas derivadas em sistema de informação geográfica (SIG).

Área de estudo e estrutura espacial

As análises envolveram a área do bioma Pampa !!!IBGE, 2004!!!, que se estende por 176.476 km² no estado do Rio Grande do Sul, sul do Brasil (Figura 1). A cobertura vegetal desta região, zona de transição entre os climas temperado e tropical, corresponde a um mosaico de campos nativos, arbustos e manchas florestais que, desconsiderando os limites políticos, estendem-se pelo Uruguai e parte da Argentina (OVERBECK et al. 2007). As áreas campestres e florestais no Rio Grande do Sul sem qualquer intervenção antrópica são muito pequenas, porque mesmo as áreas sob algum tipo de proteção, como as unidades de conservação, apresentam algum tipo de pressão antrópica, especialmente por pecuária (Cordeiro and Hasenack 2009). O Rio Grande do Sul possui o 6º efetivo bovino no país, com números estáveis nas últimas décadas (1980-2014), embora este rebanho esteja em franco crescimento no Brasil. Suínos (3º maior efetivo no Brasil) e ovinos (estado com maior número de cabeças) são os outros rebanhos mais comuns !!!!IBGE, 2015!!!!.

A expansão da agricultura, que cobre aproximadamente 40% da área do bioma Pampa, representada especialmente pelas lavouras temporárias de grãos como soja, trigo e arroz, compreende uma das principais ameaças à conservação dos campos pelas intensas conversões no uso do solo que acarretam (Cordeiro and Hasenack 2009); !!!!!IBGE 2015!!!!). A silvicultura também constitui atividade em expansão no Rio Grande do Sul, com a plantação de eucalipto, acácia-negra e pinus (Hasenack et al., n.d.) !!!!!(Hasenack et al., dados não publicados) (tabela x).

Como consequência, resta 31,38% de sua cobertura com características naturais ou seminaturalizadas.

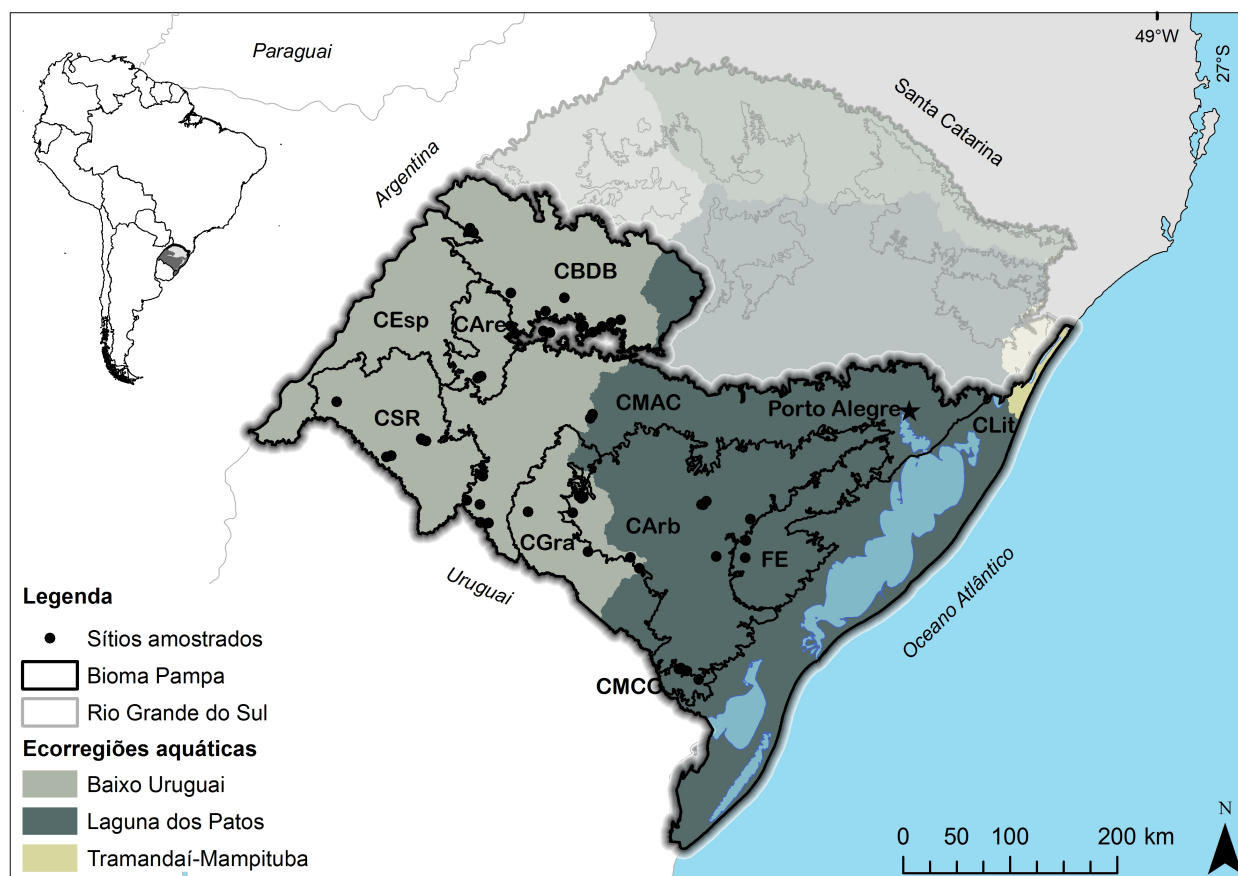


Figure 1: Área de estudo abordada no diagnóstico de pressão ambiental no bioma Pampa. Fisionomias campestres: CArb = Campo Arbustivo; CAre = Campo com Areais; CBDB = Campo com Barba-de-Bode; CEsp = Campo com Espinilho; CSR = Campo com Solos Rasos; CGra = Campo Graminoso; CMAC = Campo Misto com Andropogôneas e Compostas; CMCO = Campo Misto do Cristalino Oriental; FE = Floresta Estacional.

urais, se considerarmos o uso pecuário sobre o campo nativo como fisionomia seminatural (Cordeiro and Hasenack 2009), distribuídos em remanescentes campestres bastante fragmentados (Contreras Osorio 2014). As conversões anteriormente citadas e a malha viária, responsável pelo transporte de grãos, madeiras e outros bens produzidos no Rio Grande do Sul, são as principais responsáveis pela fragmentação do habitat, e podem funcionar como barreiras para certos organismos, aumentando o status de fragmentação dos remanescentes já pressionados (Teixeira 2015).

Delimitação das bacias de 3ª ordem e rede de drenagem

As unidades espaciais básicas deste trabalho foram as bacias hidrográficas a montante dos rios de 3ª ordem, ou seja, a área terrestre que drena água e sedimento para os riachos de 3ª ordem. Os limites destas bacias foram obtidos a partir do modelo digital de elevação hidrologicamente consistido (MDE-HC) gerado com os pontos cotados, curvas de nível e rede hidrográfica disponíveis na Base Cartográfica Vetorial Contínua do Rio Grande do Sul - escala 1:50.000 (Hasenack and Weber 2010). Para as bacias pertencentes a bacias localizadas na fronteira com outros países (por exemplo, bacia do rio Quaraí), o MDE utilizado foi o SRTM (Farr et al. 2007), disponibilizado em <http://earthexplorer.usgs.gov/>. Tanto o MDE-HC quanto os limites das bacias e a rede de drenagem foram processados através de uma série de etapas realizados em sistema de informação geográfica (SIG), utilizando a extensão ArcHydro 2.0, disponível para o software ArcGIS 10.3 (ESRI 2014). Apenas as bacias localizadas em território brasileiro foram consideradas. Devido às dificuldades para gerar informações de topologia em áreas planas do terreno (NARDI et al. 2008), as bacias localizadas na planície costeira (Campo Litorâneo; ver Figura 1).

As 3359 bacias resultantes desse processo (Figura X) tem áreas entre 3,15 e 159,79 km² (média = 25,94 km²; $\pm 18,72$ km²). Somadas, correspondem a uma área de 87.126,19 km² (49,63% da área do bioma Pampa), das quais 71,30% das bacias (2395) tem área inferior a 30 km². Para facilitar a comparação da pressão ambiental nas bacias entre as fisionomias campestres respeitando os limites biogeográficos de distribuição das espécies de peixes no Rio Grande do Sul (Stoddard 2004), cada bacia foi classificada quanto a fisionomia campestre e ecorregião aquática (Abell et al. 2008) onde está localizada (Figura X). Como algumas fisionomias campestres podem estar parcialmente contidas em mais de uma ecorregião, cada combinação de fisionomia campestre com ecorregião aquática foi chamada de subunidade regional. As fisionomias campestres analisadas neste trabalho têm áreas entre 1.164,01 e 35.221,13 km² e representam os sistemas ecológicos que foram delimitados por similaridades em altitude, declividade, solo, vegetação e uso da terra (Tabela \ref{table:fisionomias}) [Hasenack] (Hasenack et al., dados não publicados). As ecorregiões aquáticas Baixo Uruguai e Laguna dos Patos possuem 97.477,96 e 141.844,57 km² respectivamente e foram definidas pelas similaridades na distribuição e composição de espécies de peixes de água doce, incorporando grandes padrões evolutivos e ecológicos (Abell et al. 2008). Identificar as bacias de 3ª ordem usando mais de uma classificação quanto à região em que estão melhora a capacidade de determinar indicadores de pressão agregados no espaço, seja por questões históricas de uso e ocupação da terra ou por restrição de condições ambientais, e oferece melhor detalhamento para tomada de decisão e comparação entre condições de habitat.

%aqui vai a figura 2

Desenvolvimento do índice global de pressão ambiental

O índice de pressão ambiental produzido neste trabalho foi criado baseado em três premissas: 1) cada uso humano pode ter um impacto potencial diferente no habitat e nos organismos presentes, e a magnitude do impacto é definida inicialmente, através de pesos; 2) o impacto potencial do indicador de pressão não tem relação com a distância em relação ao rio a que ele está localizado, ou seja, duas bacias em que uma área agrícola encontra-se distante do riacho terá o mesmo valor que uma bacia com área agrícola do mesmo tamanho adjacente ao riacho como resultado no índice global de pressão ambiental; 3) o aumento do impacto potencial do indicadores resulta em prejuízo para a biota, ou seja, sempre que houver um aumento na pressão ambiental, há uma diminuição nos valores das métricas de caracterização da comunidade utilizados. Assim, o índice global de pressão ambiental calculado neste trabalho é a soma da área/densidade dos indicadores listados a seguir ponderada pela potencialidade de impacto na ictiofauna.

Cada indicador poder exercer um efeito potencial de pressão ambiental diferente nos ambientes aquáticos (J. Stein, Stein, and Nix 2002; J. David Allan 2004; Falcone, Carlisle, and Weber 2010), porém não é possível estabelecer uma hierarquia de importância bem definida entre esses indicadores. Por essa razão, estabelecemos cinco configurações de ponderação distintas para os indicadores, de forma a produzir cinco cenários para diagnóstico da pressão ambiental nas bacias e que sirvam como *proxy* do distúrbio antropogênico.

Variáveis indicadoras de pressão ambiental

Definimos o grau de pressão sobre as bacias como um índice global composto por seis variáveis que representam uso antrópico disponíveis para toda a extensão da área analisada, que estivessem em escalas compatíveis para comparação e consideradas potencialmente impactantes para o ambiente aquático. Este conjunto de variáveis inclui agricultura, área urbana, mineração, espelhos d'água maiores do que 20 ha, densidade viária e densidade de gado (Tabela \ref{tab:my_label}). Todas as fontes de dados estão disponíveis publicamente, exceto a densidade de gado, que foi fornecida pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE; Censo Agropecuário, 2006) como números absolutos por setor censitário com pelo menos 10 informantes.

Os dados de áreas agrícolas e urbanas foram obtidos a partir do mapeamento da vegetação do Rio Grande do Sul realizados por Cordeiro and Hasenack (2009). O mapeamento, cuja escala é de 1:50.000 e no qual somente remanescentes com um eixo maior do que 250 metros foram vetorizados, foi realizado a partir de imagens LANDSAT 5 TM e 7 ETM+ (30 m de resolução espacial), ano base 2002 e possui 32 classes de uso e cobertura de solo. Destas, cinco estão relacionadas a atividade agropecuária com potencial impacto nos ambientes aquáticos (“Agricultura sequeiro”, “Agricultura irrigada”, “Alagado arroz”, “Misto campo/mato - Originalmente mata. Pastagem com domínio de campo nativo sobre área desmatada” e “Uso misto - cultivo em pequenas parcelas”). Estas categorias foram agrupadas em uma nova classe denominada “Agricultura”. A rede viária disponível digitalmente na base cartográfica

fica vetorial contínua do Rio Grande do Sul - escala 1:50.000 (Hasenack and Weber 2010) foi digitalizada sobre as cartas do exercito de 1960 e está dividida em pavimentadas e não pavimentadas de acordo com as jurisdições responsáveis por sua construção e manutenção: municipal, estadual e federal. Conta também com as categorias caminho/trilhas e rede ferroviária. Embora os dados sejam oriundos de mapas da década de 1960, a pavimentação e a duplicação das rodovias foram as principais mudanças na rede viária, não a expansão da rede (Teixeira 2015). Todas as classes foram consideradas como igualmente impactantes.

\begin{table}[ht] \caption{Dados utilizados para obtenção dos indicadores de pressão ambiental em bacias de 3a ordem no bioma Pampa, Brasil.}

```

\begin{tabular}[p{3cm} p{3cm} p{1.5cm} p{1.5cm} p{2cm}]
\hline
Dado original & Ameaça & Escala & Ano base & Fonte \\
\hline
Áreas agrícolas & Escoamento de pesticidas e sedimentos & & & \\
Remoção da mata ripária & Aumento da temperatura da água & 1:250.000 & 2002 & \cite{
Áreas urbanas & Aumento de superfície impermeável & Canalização & Alteração do fluxo Pol
Rede viária & Cruzamentos Pontes com culvets ou pontilhões que causam barramento Rem
Mineração & Extração do fundo Poluição & Não se aplica. & 2015 & \cite{DNPM2015} \\
Espelhos d'água > 20 ha & Alteração do fluxo Barramento & 1:50.000 & 2003-2006 & \cit
Efetivo gado & Aumento de nutrientes Erosão das margens Sedimentação do fundo Homoge
\hline
\end{tabular}
\label{tab:fatores}
\end{table}

```

A variável Mineração foi obtida com base nos dados de processos minerários disponibilizados pelo Departamento Nacional de Produção Mineral (DNPM 2015), que possuem caráter informativo quanto aos processos de concessão para atividade mineradora cadastrados no órgão regulador. As poligonais cadastradas estão divididas em fases de licenciamento: concessão de lavra, licenciamento, lavra garimpeira, registro de extração, requerimento de lavra, requerimento de lavra garimpeira, requerimento de licenciamento, requerimento de registro de extração, requerimento de pesquisa, autorização de pesquisa e disponibilidade. Foram incluídas nas análises as fases de concessão de lavra, licenciamento, lavra garimpeira e registro de extração. Os limites dos polígonos podem não representar precisamente os limites da extração propriamente dita por serem informados pelos próprios requerentes, e a qualidade das informações depende da metodologia técnica utilizada para o cadastro. Os limites representam a área onde o minerador pode realizar sua atividade, não a área já instalada necessariamente. Mesmo assim, as poligonais dos processos minerários nas fases consideradas representam áreas em que existe a prática da atividade de mineração ou áreas onde ela pode ser implantada em um futuro próximo.

Os dados dos efetivos de rebanho bovino, suíno e ovino do Rio Grande do Sul foram fornecidos pelo IBGE e contém no número de cabeças por setor censitário. Foram fornecidas apenas as informações dos setores censitários com 10 informantes ou mais. Os