

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 Frissell 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 das 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 termoeletrônica e metalúrgica (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 seminaturais, se considerarmos o uso pecuário sobre o campo nativo como fisionomia seminatural

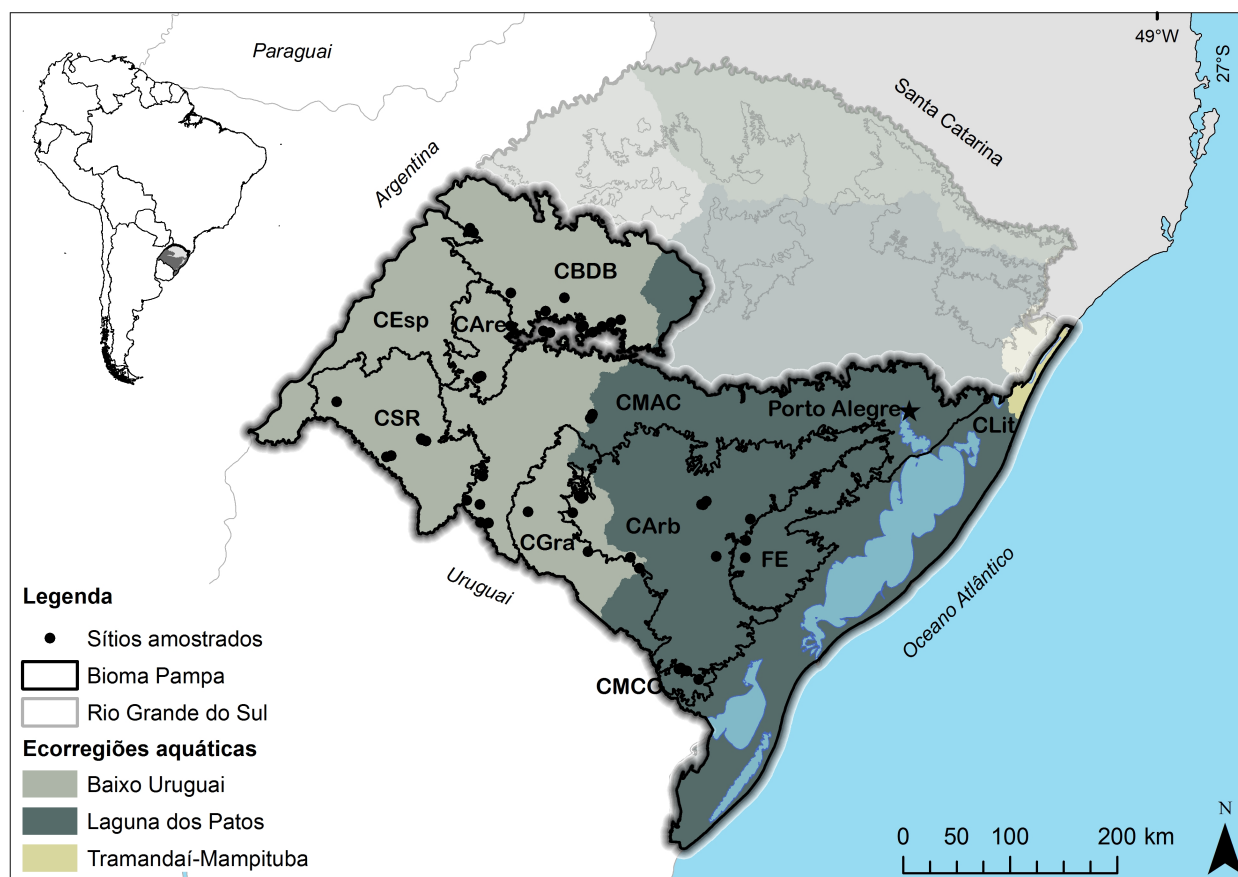


Figure 1: Área de estudo abordada no diagnóstico de pressão ambiental no bioma Pampa.

(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 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.

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 setores censitários possuem áreas muito variáveis, pois constituem a unidade territorial de coleta das operações censitárias, definido pelo IBGE, com limites físicos identificados com base na divisão político-administrativa do Brasil e no número de habitantes. Mesmo com essa variação, em geral tem área maior do que as bacias de 3ª ordem. Por isso, fizemos uma estimativa da densidade dos rebanhos nas bacias calculando o número de cabeças de bovino, ovino e suíno proporcionalmente a área do setor censitário dentro de cada bacia.

Espelhos d'água é o indicador que corresponde aos açudes e reservatórios, utilizados para dessedentação animal ou geração de energia, por exemplo, e foi obtido a partir do Mapeamento dos Espelhos d'água do Brasil com área superficial a partir de 20 hectares (Função Cearence de Meteorologia e Recursos Hídricos - FUNCEME 2008). Originalmente, o mapeamento, que utilizou imagens dos satélites Landsat 7 e CBERS, entre os anos 2003 e 2006, estava dividido por tipo de espelho d'água: artificial (reservatório) ou natural (lagos, lagoas, outros). Utilizamos apenas os espelhos d'água classificados com artificiais.

Cada um dos indicadores abordados pode influenciar os ambientes aquáticos de diferentes formas (Tabela \ref{tab:fatores}). A agricultura, por exemplo, usualmente ocupa a maior fração em uma bacia hidrográfica, enquanto áreas urbanas e outros usos ocupam uma área menor. Entretanto, estes usos podem exercer uma influência desproporcional nos ambientes aquáticos, estejam eles próximos ou distantes dos corpos d'água (J. David Allan 2004). Os cinco cenários diferenciam-se em função dos pesos atribuídos a cada indicador de pressão (Tabela 3Tabela 3). No cenário 1, todos os indicadores de pressão receberam o mesmo peso (0,17). No cenário 2, tomamos por referência os pesos utilizados em J. Stein, Stein, and

Nix (2002). Em cada cenário, o somatório dos pesos de cada indicador foi sempre igual a 1. O cenário 3 representa a média dos pesos utilizados em quatro estudos: Sanderson et al. (2002); Heiner et al. (2011); TURAK et al. (2011); Zhang and Chen (2014). Os cenários 4 e 5 foram elaboradas com o objetivo de simular quais seriam os resultados se uma única variável recebesse um peso maior (0,50), enquanto as outras fossem ponderadas da mesma forma (0,10). A variável agricultura foi a que recebeu maior peso no cenário 4 e a variável área urbana foi a definida no cenário 5. Todos os pesos somam 1 dentro de cada cenário. Por fim, os valores calculados dos índices foram padronizados para que variassem entre 0 a 1, onde 0 representa a ausência de pressão ambiental (conforme os indicadores aqui empregados) e 1 representa pressão ambiental máxima.

Determinação das bacias de referência

Para identificar as bacias de referência, as bacias de 3ª ordem foram ranqueadas em ordem crescente quanto ao valor de cada indicador de pressão e ao valor do índice global. Em seguida, assumimos que as bacias nas quais todos os fatores de pressão medidos tiveram valor zero, foram classificadas como “condição de distúrbio mínimo” (MDC, abreviação para Minimum Disturbance Condition; Stoddard et al. (2006)), sendo essas bacias as que representam a condição de referência ideal, mais próxima da integridade biótica. A condição mais realística, no entanto, é aquela em que se usa como referência as bacias com a melhor condição possível, isto é, aquelas que apresentam a menor presença de fatores de pressão entre as bacias avaliadas. Estas bacias foram classificadas como “condição de menor distúrbio” (LDC, abreviação para Least disturbed condition; Stoddard et al. (2006)), descritas por um gradiente em que as bacias menos pressionadas se aproximam das bacias em condição de distúrbio mínimo em relação as bacias mais pressionadas. Neste trabalho, as bacias que estiveram entre as 10% menos pressionadas segundo o índice global de pressão ao mesmo tempo em que apresentaram os menores valores para cada indicador separadamente em cada subunidade regional foram consideradas bacias em condição de menor distúrbio (LDC). LDC e MDC foram consideradas bacias de referência. As bacias com índice global entre 0,4 e 0,6 foram consideradas com pressão intermediária e as bacias com valores maiores do que 0,6 foram consideradas como as mais pressionadas.

Relação entre fatores de pressão e ictiofauna

Para analisar se as características da ictiofauna apresentam relação com o grau de pressão ambiental na bacia, utilizamos dados de ictiofauna coletados em 52 riachos no bioma Pampa. Como indicadores de resposta da ictiofauna ao grau de pressão, utilizamos a composição e a riqueza taxonômica (riqueza rarefeita) e a riqueza funcional de espécies, além da proporção de espécies raras e comuns presentes em cada bacia amostrada. A riqueza taxonômica rarefeita foi utilizada porque o número de indivíduos amostrados por trecho de riacho foi bastante variável (de 105 a 1212 indivíduos), mesmo que a área amostrada tenha sido semelhante. As espécies raras foram definidas como as que ocorreram em menos de 10% dos sítios (5 trechos amostrados), enquanto as espécies comuns foram aquelas que ocorreram em número de sítios igual ou superior a 50%.

A composição de peixes foi determinada através de coleta com pesca elétrica (EFKO GmbH

model FEG 1500) em 52 sítios de amostragem (cada sítio representa um riacho distinto), distribuídos por diferentes sistemas campestres e por um gradiente de antropização. Cada sítio foi amostrado uma única vez, em um trecho de 150 m no sentido jusante-montante, onde as extremidades foram bloqueadas com redes para evitar a fuga dos peixes. As coletas ocorreram entre os meses de outubro e abril, de 2013 a 2015. Todos os indivíduos coletados foram anestesiados com óleo de cravo, fixados em formol 10% e preservados em álcool 70% para posterior identificação em laboratório (Comissão de Ética no Uso de Animais da Universidade Federal do Rio Grande do Sul. CEUA-UFRGS; #24433). Os trechos de rio onde foram realizadas as coletas tinham entre 0,89 e 10,26 m de largura (média = 4,85 m \pm 1,93) e entre 4 e 65,24 cm de profundidade média (média = 30,73 cm \pm 13,74).

A diversidade e a riqueza funcionais foram obtidas através de uma matriz sítio de coleta versus atributo, que foi calculada multiplicando uma matriz de espécies versus atributos por uma matriz de sítios versus espécies. Um conjunto de 13 atributos morfológicos descrevendo a função trófica, a ocupação espacial na coluna d'água e o uso do hábitat: índice de compressão corporal, altura relativa, posição do olho, posição da boca, comprimento da cabeça, comprimento do pedúnculo, compressão do pedúnculo, posição da nadadeira peitoral, área da nadadeira peitoral, área da nadadeira ventral, área da nadadeira dorsal, área da nadadeira caudal e biomassa (Dala-Corte et al. 2016) (Tabela 4). Um valor médio foi calculado para cada atributo de cada espécie, baseado nas medidas de cinco indivíduos representando diferentes classes de tamanho de cada espécie nas amostras, sempre que possível. A composição funcional foi descrita através do valor médio dos atributos de todas as espécies presentes na comunidade (Community Weighted Mean traits, CWM) (Lavorel et al. 2007). O espaço funcional preenchido pelas espécies de cada sítio foi quantificado pelo índice de riqueza funcional descrito por Villéger, Mason, and Mouillot (2008). Essa medida corresponde ao volume do mínimo polígono convexo que engloba todas as espécies em um espaço com número dimensões igual ao número de atributos medidos. Estas análises foram realizadas com o pacote FD (Laliberté and Legendre 2010) no software R (R Core Team 2016).

%figura 3

Análise dos dados

A influência dos indicadores de pressão na composições taxonômica e funcional foi determinada através de análises de redundância parcial (pRDA), utilizando bacia hidrográfica (Camaquã, Ibicuí etc.) como covariável para controlar a variação. Realizamos duas pRDA separadas, uma para composição taxonômica e outra para a composição funcional. Para estas análises, apenas as espécies que ocorreram em mais de 5 sítios foram consideradas.

Modelos lineares generalizados (GLM) foram utilizados para avaliar a relação dos indicadores de pressão e com as riquezas taxonômica e funcional, a proporção de espécies comuns e a proporção de espécies raras encontradas em cada sítio. Além disso, foram realizados separadamente modelos em que cada cenário dos índices globais de pressão fosse a variável explicativa. Os valores de riqueza taxonômica possuem distribuição aproximadamente normal. Assim, para esta variável, modelos lineares simples foram ajustados. A família de modelos de regressão Beta foi utilizada para as análises de modelos com as demais variáveis resposta, por serem representadas por valores contínuos intervalo unitário padrão (0,1). Se a variável resposta

assumir os valores extremos (0,1), a seguinte transformação foi realizada: $(y * (n - 1) + 0,5)/n$, onde n é o número de riachos amostrados (Cribari-Neto and Zeileis 2010). O pacote *vegan* (Oksanen et al. 2016) foi utilizado para os modelos lineares simples e o pacote *betareg* (Cribari-Neto and Zeileis 2010) foi utilizado para os modelos cujas variáveis resposta variam entre 0 e 1.

O fator biogeográfico regional foi mais importante que os fatores de pressão na relação com a composição taxonômica. Além disso, há um descompasso entre a data das coletas e as informações de uso do solo, que pode ser responsável por uma subestimativa da proporção de agricultura e áreas urbanas nas bacias.

Implicações para gestão: conservação e recuperação

O diagnóstico de pressão ambiental do bioma Pampa e a identificação das bacias de referência mostram o quanto a influência humana está disseminada em todas as fisionomias campestres. Isso nos indica que esforços de conservação devem ser focados no gerenciamento das atividades antrópicas, especialmente na desaceleração das conversões da cobertura do solo para agricultura, espelhos d'água e áreas urbanas. Embora não contemple uma lista completa das ameaças existentes para o bioma Pampa e seus riachos, este trabalho oferece uma importante base para entender como estas pressões se distribuem e para onde os esforços para conservação e gerenciamento da biodiversidade podem ser direcionados. A visualização das bacias segundo um gradiente de pressão resultante deste trabalho dispõe uma forma intuitiva de descrever a intensidade de pressão nas bacias, facilitando comparações entre condições posicionadas em um continuum. Isolar os sítios das pressões antrópicas é muito pouco factível e, assim, a melhoria das condições dos ambientes aquáticos depende de melhores práticas de gestão e melhorias na configuração e gerenciamento da paisagem. Isso demanda que haja planejamento e gestão regionalizada por órgãos gestores do ambiente, e que este oriente a gestão e o manejo ao nível de propriedades rurais e de pequenas unidades hidrográficas, que são as escalas geográficas em que a prática do manejo e da restauração podem ser efetivadas.

Para que as ações de gerenciamento e restauração sejam efetivas, deve-se diagnosticar a origem e/ou causa das ameaças além de mapeá-las, o que requer um entendimento mais profundo dos mecanismos através dos quais o uso da terra impacta os ecossistemas aquáticos. Diversos estudos tem sido publicados nesse sentido (J. David Allan 2004, Ripley, Scrimgeour, and Boyce (2005), Daniel et al. (2015), Dala-Corte et al. (2016)), mas pouco (ou superficialmente) são incorporados nos estudos para determinação de bacias de referência e áreas prioritárias para conservação.

As ações para conservação e a escolha de seus alvos dependem da intensidade da influência humana nas bacias. Quando o grau de pressão ambiental é elevado (Figura 12), as ações são limitadas pela proporção de áreas alvo para conservação disponíveis. O planejamento pode abordar restauração dos ecossistemas, conectividade dos fragmentos remanescentes e reintrodução das espécies (ou controle populacional, quando o aumento da população torna-se um problema originado pelo aumento do impacto; p. ex: espécies invasoras). Onde o grau de pressão é relativamente mais baixo (Figura 13), nas bacias de referência, por exemplo, uma grande variedade de ações e alvos de conservação pode ser possível, podendo incluir

a criação e o gerenciamento de áreas com uso humano limitado (ou seja, áreas protegidas) ou conscientização junto as comunidades humanas locais. Bacias hidrográficas com níveis intermediários de influência humana (Figura 14) são passíveis de estratégias mistas de conservação e restauração, que são mais eficientes quando planejadas em escala regional ou de paisagem (Noss 1983). Nessas áreas, frequentemente um fator predomina sobre os outros e, assim, as medidas de conservação poderiam ser planejadas no sentido destes usos.

%figuras 12 - 15

```
{r child = "99-refs.Rmd"} #
```

```
{r child = "999-appendices.Rmd"} #
```

Abell, Robin, Michele L. Thieme, Carmen Revenga, Mark Bryer, Maurice Kottelat, Nina Bogutskaya, Brian Coad, et al. 2008. “Freshwater Ecoregions of the World: A New Map of Biogeographic Units for Freshwater Biodiversity Conservation.” *Bioscience* 58 (5): 403–14. doi:10.1641/B580507.

Allan, J. D., P. B. McIntyre, S D P Smith, B S Halpern, G L Boyer, A. Buchsbaum, G. A. Burton, et al. 2013. “Joint analysis of stressors and ecosystem services to enhance restoration effectiveness.” *Proc. Natl. Acad. Sci.* 110 (1): 372–77. doi:10.1073/pnas.1213841110.

Allan, J. David. 2004. “Landscapes and Riverscapes: The Influence of Land Use on Stream Ecosystems.” *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 35 (1): 257–84. doi:10.1146/annurev.ecolsys.35.120202.110122.

Andrade, Bianca O., Christiane Koch, Ilsi I. Boldrini, Eduardo Vélez-Martin, Heinrich Hasenack, Julia-Maria Hermann, Johannes Kollmann, Valério D. Pillar, and Gerhard E. Overbeck. 2015. “Grassland degradation and restoration: a conceptual framework of stages and thresholds illustrated by southern Brazilian grasslands.” *Nat. Conserv.* 13 (2). Associação Brasileira de Ciência Ecológica e Conservação: 95–104. doi:10.1016/j.ncon.2015.08.002.

Clavero, Miguel, and Virgilio Hermoso. 2011. “Reservoirs promote the taxonomic homogenization of fish communities within river basins.” *Biodivers. Conserv.* 20 (1): 41–57. doi:10.1007/s10531-010-9945-3.

Contreras Osorio, Ricardo. 2014. “The Effect of Landscape Configuration and Dispersal Capacity on Habitat Availability for Birds: An Assessment for Campos Grasslands in Southern Brazil.” PhD thesis, Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

Cordeiro, José Luís Passos, and Heinrich Hasenack. 2009. “Cobertura vegetal atual do Rio Grande do Sul.” In *Campos Sulinos Conserv. E Uso Sustentável Da Biodiversidade*, edited by Valério de Patta Pillar, Sandra Cristina Müller, Zélia Maria de Souza Castilhos, and Aino Victor Ávila Jaques, 285–99. Brasília: Ministério do Meio Ambiente.

Cribari-Neto, Francisco, and Achim Zeileis. 2010. “Beta Regression in R.” *J. Stat. Softw.* 34

(2). doi:10.18637/jss.v034.i02.

Dala-Corte, Renato B., Xingli Giam, Julian D. Olden, Fernando G. Becker, Taís de F. Guimarães, and Adriano S. Melo. 2016. “Revealing the pathways by which agricultural land-use affects stream fish communities in South Brazilian grasslands.” *Freshw. Biol.* 61 (11): 1921–34. doi:10.1111/fw.b.12825.

Daniel, Wesley M., Dana M. Infante, Robert M. Hughes, Yin-Phan Tsang, Peter C. Esselman, Daniel Wieferich, Kyle Herreman, Arthur R. Cooper, Lizhu Wang, and William W. Taylor. 2015. “Characterizing coal and mineral mines as a regional source of stress to stream fish assemblages.” *Ecol. Indic.* 50 (September 2015): 50–61. doi:10.1016/j.ecolind.2014.10.018.

DNPM. 2015. “Sistema de Informações Geográficas da Mineração - SIGMINE.” <http://sigmine.dnpm.gov.br/webmap/>.

Dudgeon, David, Angela H Arthington, Mark O Gessner, Zen-Ichiro Kawabata, Duncan J Knowler, Christian Lévêque, Robert J Naiman, et al. 2006. “Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges.” *Biol. Rev.* 81 (02): 163. doi:10.1017/S1464793105006950.

ESRI. 2014. *ArcGIS 10.3*. Environmental Systems Research Institute, Inc. Environmental Systems Research Institute, Inc.

Esselman, Peter C., Dana M. Infante, Lizhu Wang, Dayong Wu, Arthur R. Cooper, and William W. Taylor. 2011. “An Index of Cumulative Disturbance to River Fish Habitats of the Conterminous United States from Landscape Anthropogenic Activities.” *Ecol. Restor.* 29 (1-2): 133–51. doi:10.3368/er.29.1-2.133.

Falcone, James A., Daren M. Carlisle, and Lisa C. Weber. 2010. “Quantifying human disturbance in watersheds: Variable selection and performance of a GIS-based disturbance index for predicting the biological condition of perennial streams.” *Ecol. Indic.* 10 (2): 264–73. doi:10.1016/j.ecolind.2009.05.005.

FAO. 2010. “Global Forest Resources Assessment 2010.” *America (NY)*. 147: 350 pp. doi:https://doi.org/10.1787/agr_outlook-2016-en.

Farr, Tom G., Paul A. Rosen, Edward Caro, Robert Crippen, Riley Duren, Scott Hensley, Michael Kobrick, et al. 2007. “The Shuttle Radar Topography Mission.” *Rev. Geophys.* 45 (2): RG2004. doi:10.1029/2005RG000183.

Função Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos - FUNCEME. 2008. “Mapeamento dos espelhos d’água no Brasil.” <http://www2.ana.gov.br/Paginas/servicos/cadastros/Barragens/MapeamentoEspelhosDagua.aspx>.

Hasenack, Heinrich, and Eliseu (Org) Weber. 2010. “Base cartográfica vetorial contínua do Rio Grande do Sul - escala 1:50.000.” UFRGS-IB-Centro de Ecologia.

Hasenack, Heinrich, Eliseu Weber, Ilsi I. Boldrini, and Rafael Trevisan. n.d. “Mapa de sistemas ecológicos do estado do Rio Grande do Sul. Unpublished.”

Heiner, Michael, Jonathan Higgins, Xinhai Li, and Barry Baker. 2011. “Identifying freshwater

conservation priorities in the Upper Yangtze River Basin.” *Freshw. Biol.* 56 (1): 89–105. doi:10.1111/j.1365-2427.2010.02466.x.

Jenkins, Martin. 2003. “Prospects for Biodiversity.” *Science* (80-.). 302 (5648): 1175–7. doi:10.1126/science.1088666.

KHOURY, MARY, JONATHAN HIGGINS, and ROY WEITZELL. 2011. “A freshwater conservation assessment of the Upper Mississippi River basin using a coarse- and fine-filter approach.” *Freshw. Biol.* 56 (1): 162–79. doi:10.1111/j.1365-2427.2010.02468.x.

Laliberté, Etienne, and Pierre Legendre. 2010. “A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits.” *Ecology* 91 (1): 299–305. doi:10.1890/08-2244.1.

Laurance, William F., and Andrew Balmford. 2013. “A global map for road building.” *Nature* 495 (7441): 308–9. doi:10.1038/495308a.

Lavorel, Sandra, Karl Grigulis, Sue McIntyre, Nick S G Williams, Denys Garden, Josh Dorrough, Sandra Berman, Fabien Quétier, Aurélie Thébaud, and Anne Bonis. 2007. “Assessing functional diversity in the field – methodology matters!” *Funct. Ecol.* 22 (1): 071124124908001–??? doi:10.1111/j.1365-2435.2007.01339.x.

Ligeiro, Raphael, Robert M. Hughes, Philip R. Kaufmann, Diego R. Macedo, Kele R. Firmiano, Wander R. Ferreira, Déborah Oliveira, Adriano S. Melo, and Marcos Callisto. 2013. “Defining quantitative stream disturbance gradients and the additive role of habitat variation to explain macroinvertebrate taxa richness.” *Ecol. Indic.* 25 (April 2016): 45–57. doi:10.1016/j.ecolind.2012.09.004.

Linke, Simon, Eren Turak, and Jeanne Nel. 2011. “Freshwater conservation planning: the case for systematic approaches.” *Freshw. Biol.* 56 (1): 6–20. doi:10.1111/j.1365-2427.2010.02456.x.

Lourival, Reinaldo, Martin Drechsler, Matthew E. Watts, Edward T. Game, and Hugh P. Possingham. 2011. “Planning for reserve adequacy in dynamic landscapes; maximizing future representation of vegetation communities under flood disturbance in the Pantanal wetland.” *Divers. Distrib.* 17 (2): 297–310. doi:10.1111/j.1472-4642.2010.00722.x.

Margules, C R, and R. L. Pressey. 2000. “Systematic conservation planning.” *Nature* 405 (6783): 243–53. doi:10.1038/35012251.

Myers, Norman, Russell A. Mittermeier, Cristina G Mittermeier, Gustavo A. B. da Fonseca, and Jennifer Kent. 2000. “Biodiversity hotspots for conservation priorities.” *Nature* 403 (6772): 853–58. doi:10.1038/35002501.

Nabinger, C, A. de Moraes, and G E Maraschin. 2000. “Campos in Southern Brazil.” In *Grassl. Ecophysiol. Grazing Ecol.*, edited by G. Lemaire, J. Hodgson, A. de Moraes, C. Nabinger, and P. C. de F. Carvalho, 1996:355–76. New York, NY: CAB International.

NARDI, FERNANDO, SALVATORE GRIMALDI, MONIA SANTINI, ANDREA PETROSELLI, and LUCIO UBERTINI. 2008. “Hydrogeomorphic properties of simulated drainage patterns using digital elevation models: the flat area issue / Propriétés hydrogéomorphologiques de réseaux de drainage simulés à partir de modèles numériques de terrain:

- la question des zones planes.” *Hydrol. Sci. J.* 53 (6): 1176–93. doi:10.1623/hysj.53.6.1176.
- Noss, Reed F. 1983. “A Regional Landscape Approach to Maintain Diversity.” *Bioscience* 33 (11): 700–706. doi:10.2307/1309350.
- Oksanen, Jari, F. Guillaume Blanchet, Michael Friendly, Roeland Kindt, Pierre Legendre, Dan McGlinn, Peter R. Minchin, et al. 2016. “vegan: Community Ecology Package.” *R Packag. Version 2.4-0*. <https://cran.r-project.org/package=vegan>.
- Overbeck, G E, S C Müller, V D Pillar, and J Pfadenhauer. 2006. “Floristic composition, environmental variation and species distribution patterns in burned grassland in southern Brazil.” *Brazilian J. Biol.* 66 (4): 1073–90. doi:10.1590/S1519-69842006000600015.
- OVERBECK, G, S MULLER, A FIDELIS, J PFADENHAUER, V PILLAR, C BLANCO, I BOLDRINI, R BOTH, and E FORNECK. 2007. “Brazil’s neglected biome: The South Brazilian Campos.” *Perspect. Plant Ecol. Evol. Syst.* 9 (2): 101–16. doi:10.1016/j.ppees.2007.07.005.
- Overbeck, Gerhard Ernst, Sandra Cristina Müller, Valério DePatta Pillar, and Jörg Pfadenhauer. 2005. “Fine-scale post-fire dynamics in southern Brazilian subtropical grassland.” *J. Veg. Sci.* 16 (6): 655–64. doi:10.1111/j.1654-1103.2005.tb02408.x.
- O’Neill, Robert V, Carolyn T Hunsaker, K Bruce Jones, Kurt H Riitters, James D Wickham, Paul M Schwartz, Iris A Goodman, Barbara L Jackson, and William S Baillargeon. 1997. “Monitoring Environmental Quality at the Landscape Scale.” *Bioscience* 47 (8): 513–19. doi:10.2307/1313119.
- Postel, Sandra L., Gretchen C. Daily, and Paul R. Ehrlich. 1996. “Human Appropriation of Renewable Fresh Water.” *Science (80-.)*. 271 (5250): 785–88. doi:10.1126/science.271.5250.785.
- Pressey, Robert L., Mar Cabeza, Matthew E. Watts, Richard M. Cowling, and Kerrie A. Wilson. 2007. “Conservation planning in a changing world.” *Trends Ecol. Evol.* 22 (11): 583–92. doi:10.1016/j.tree.2007.10.001.
- Ricciardi, Anthony, and Joseph B. Rasmussen. 1999. “Extinction Rates of North American Freshwater Fauna.” *Conserv. Biol.* 13 (5): 1220–2. doi:10.1046/j.1523-1739.1999.98380.x.
- Rio Grande do Sul - SEPLAN. 2013. “Atlas Socioeconômico do Rio Grande do Sul.” <http://www.atlassocioeconomico.rs.gov.br>.
- Ripley, Travis, Garry Scrimgeour, and Mark S Boyce. 2005. “Bull trout (*Salvelinus confluentus*) occurrence and abundance influenced by cumulative industrial developments in a Canadian boreal forest watershed.” *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 62 (11): 2431–42. doi:10.1139/f05-150.
- Sala, Osvaldo E. 2000. “Global Biodiversity Scenarios for the Year 2100.” *Science (80-.)*. 287 (5459): 1770–4. doi:10.1126/science.287.5459.1770.
- Sanderson, Eric W., Malanding Jaiteh, Marc a. Levy, Kent H. Redford, Antoinette V. Wannebo, and Gillian Woolmer. 2002. “The Human Footprint and the Last of the Wild.” *Bioscience* 52 (10): 891. doi:10.1641/0006-3568(2002)052[0891:thfatl]2.0.co;2.
- Stein, J.L, J.A Stein, and H.A Nix. 2002. “Spatial analysis of anthropogenic river disturbance

at regional and continental scales: identifying the wild rivers of Australia.” *Landsc. Urban Plan.* 60 (1): 1–25. doi:10.1016/S0169-2046(02)00048-8.

Stoddard, John L. 2004. “Use of Ecological Regions in Aquatic Assessments of Ecological Condition.” *Environ. Manage.* 34 (S1): S61–S70. doi:10.1007/s00267-003-0193-0.

Stoddard, John L., David P. Larsen, Charles P. Hawkins, Richard K. Johnson, and Richard H. Norris. 2006. “Setting expectations for the ecological condition of streams: the concept of reference condition.” *Freshw. Bioassessment* 16 (August): 1267–76. doi:https://doi.org/10.1890/1051-0761(2006)016[1267:SEFTEC]2.0.CO;2.

Teixeira, Fernanda Zimmermann. 2015. “Trilhando caminhos para avaliar padrões espaciais de mortalidade e fragmentação em rodovias.” PhD thesis, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. <https://www.lume.ufrgs.br/bitstream/handle/10183/131935/000979649.pdf?sequence=1>.

Trombulak, Stephen C, and Christopher A Frissell. 2000. “Review of Ecological Effects of Roads on Terrestrial and Aquatic Communities.” *Conserv. Biol.* 14 (1): 18–30. doi:10.1046/j.1523-1739.2000.99084.x.

Tulloch, Vivitskaia J., Hugh P Possingham, Stacy D Jupiter, Chris Roelfsema, Ayesha I T Tulloch, and Carissa J Klein. 2013. “Incorporating uncertainty associated with habitat data in marine reserve design.” *Biol. Conserv.* 162 (June). Elsevier Ltd: 41–51. doi:10.1016/j.biocon.2013.03.003.

Tulloch, Vivitskaia JD, Ayesha IT Tulloch, Piero Visconti, Benjamin S. Halpern, James EM Watson, Megan C. Evans, Nancy A. Auerbach, et al. 2015. “Why do we map threats? Linking threat mapping with actions to make better conservation decisions.” *Front. Ecol. Environ.* 13 (2): 91–99. doi:10.1890/140022.

TURAK, EREN, SIMON FERRIER, TOM BARRETT, EDWINA MESLEY, MICHAEL DRIELSMA, GLENN MANION, GAVIN DOYLE, JANET STEIN, and GEOFF GORDON. 2011. “Planning for the persistence of river biodiversity: exploring alternative futures using process-based models.” *Freshw. Biol.* 56 (1): 39–56. doi:10.1111/j.1365-2427.2009.02394.x.

Vié, Jean-Christophe, Craig Hilton-Taylor, and Simon N. Stuart. 2009. *Wildlife in a changing world*. Edited by Jean-Christophe Vié, Craig Hilton-Taylor, and Simon N. Stuart. Vol. 51. 2. IUCN. doi:10.2305/IUCN.CH.2009.17.en.

Villéger, Sébastien, Norman W H Mason, and David Mouillot. 2008. “NEW MULTIDIMENSIONAL FUNCTIONAL DIVERSITY INDICES FOR A MULTIFACETED FRAMEWORK IN FUNCTIONAL ECOLOGY.” *Ecology* 89 (8): 2290–2301. doi:10.1890/07-1206.1.

Vinet, Luc, and Alexei Zhedanov. 2016. *OECD-FAO Agricultural Outlook 2016-2025*. OECD-Fao Agricultural Outlook. Paris: OECD. doi:10.1787/agr_outlook-2016-en.

Vörösmarty, C J, P B McIntyre, M O Gessner, D Dudgeon, A Prusevich, P Green, S Glidden, et al. 2010. “Global threats to human water security and river biodiversity.” *Nature* 467 (7315): 555–61. doi:10.1038/nature09440.

WIENS, JOHN A. 2002. “Riverine landscapes: taking landscape ecology into the water.”

Freshw. Biol. 47 (4): 501–15. doi:10.1046/j.1365-2427.2002.00887.x.

Wilson, J. Bastow, Robert K. Peet, Jürgen Dengler, and Meelis Pärtel. 2012. “Plant species richness: the world records.” Edited by Michael Palmer. *J. Veg. Sci.* 23 (4): 796–802. doi:10.1111/j.1654-1103.2012.01400.x.

Zhang, Haiping, and Liding Chen. 2014. “Using the Ecological Risk Index Based on Combined Watershed and Administrative Boundaries to Assess Human Disturbances on River Ecosystems.” *Hum. Ecol. Risk Assess. an Int. J.* 20 (6): 1590–1607. doi:10.1080/10807039.2013.842746.