

Como variações climáticas e práticas conservacionistas afetam a exploração de recursos hídricos subterrâneos¹

Jose Daniel Morales Martinez (IE-UNICAMP)

Alexandre Gori Maia (IE-UNICAMP)

Junior Ruiz Garcia (UFPR)

Resumo

O crescimento acelerado da exploração de água subterrânea tem motivado a discussão sobre a difusão de práticas mais conservacionistas de uso da água na agricultura. Este artigo analisa como as condições ambientais e práticas conservacionistas afetam a difusão de poços para extração de água subterrânea na agricultura do estado de São Paulo, Brasil. O estudo foca nas consequências da variabilidade climática (aridez) e da preservação ambiental (agricultura de conservação e conservação de floresta nativa) na difusão de dois tipos de poços: comuns (baixa profundidade) e tubulares (elevada profundidade). Usamos dados longitudinais em nível municipal e modelos de efeitos fixos espaciais para testar diferentes hipóteses sobre os efeitos do transbordamento espacial do clima e do meio ambiente na difusão das águas subterrâneas. Nossos resultados destacam que o aumento da aridez na estação seca (inverno) tem reduzido a difusão de poços comuns e aumentado a difusão de poços tubulares menos sustentáveis no estado. Por sua vez, as práticas de conservação do solo e a conservação da floresta nativa aumentam a resiliência à variabilidade climática, ou seja, a preservação ambiental diminui a extração de águas subterrâneas profundas em período de aumento da aridez. A discussão final destaca a importância das relações local-vizinhança para a formulação de políticas ambientais de uso sustentável dos recursos hídricos subterrâneos.

Palavras Chave: mudança climática, difusão tecnológica; conservação do solo, efeito de pares, econometria espacial.

Classificação JEL: Q25, Q50, C01

Abstract

The sharp growth of underground water exploration has motivated the discussion about the diffusion of more conservationist water use practices in agriculture. This article analyzes how environmental conditions and conservation practices affect the diffusion of wells for groundwater extraction in agriculture in São Paulo state, Brazil. The study focuses on the consequences of climate variability (aridity) and environmental preservation (conservation agriculture and conservation of native forest) in the diffusion of two types of wells: common (low depth) and tubular (high depth). We use municipal-level longitudinal data and spatial fixed-effects models to test different hypotheses about the effects of spatial spillovers from climate and environment on groundwater diffusion. Our results highlight that the increase in aridity in the dry season (winter) has reduced the diffusion of common wells and increased the diffusion of less sustainable tubular wells in the state. In turn, soil conservation practices and native forest conservation increase resilience to climate variability; that is, environmental preservation reduces deep groundwater extraction during periods of increased aridity. The final discussion highlights the importance of local-neighborhood relationships for the formulation of environmental policies for the sustainable use of groundwater resources.

Keywords: climate change, technological diffusion, soil conservation, peer effect, spatial econometrics.

JEL Classification: Q25, Q50, C01

¹ Trabalho submetido ao 49º Encontro Nacional de Economia, realizado entre os dias 6 e 10 de dezembro, 2021.

Introdução

Os recursos hídricos subterrâneos² são o principal reservatório de água doce atuando no ciclo hidrológico, representam cerca de 29% da água disponível para consumo (MARGAT; GUN, 2013). Segundo Famiglietti (FAMIGLIETTI, 2014), estima-se que 33% da água usada no mundo tenha sua origem em reservatórios subterrâneos. Desse modo, estes recursos fornecem água para o consumo humano, agricultura, indústria e muitos ecossistemas dependem deles especialmente durante os períodos de seca (KLØVE et al., 2014). O uso crescente de água subterrânea para diferentes finalidades (especialmente irrigação agrícola) resultou na redução em grandes partes do mundo (WADA et al., 2010).

O esgotamento da água subterrânea está associado a aspectos estratégicos e comportamentais que explicam o uso e apropriação excessiva dos recursos naturais. O uso abusivo de recursos de livre acesso, mais conhecida como tragédia dos comuns, sugere que a exploração intensiva de um recurso, que em teoria é considerado de propriedade comum, se deve à apropriação privada de indivíduos agindo em interesse próprio (HARDIN, 1968). A interação entre indivíduos geograficamente próximos entre si também tem sido apontada como determinante da exploração da água subterrânea (SAMPSON; PERRY, 2018). Esse padrão é entendido como um processo de comunicação e imitação, que acontece dentro de certa expressão espacial, onde os indivíduos aprenderiam a partir da escolha de seus vizinhos, ou seja, da influência dos seus pares (*Peer effects*).

Aliada às pressões da demanda crescente por água, diversos fatores têm comprometido a capacidade de recarga e qualidade dos reservatórios hídricos subterrâneos, como mudanças no uso e cobertura dos solos e contaminação química da água subterrânea. Outro fator determinante do esgotamento dos reservatórios subterrâneos seriam as variações climáticas, que teriam o potencial de afetar os processos hidrogeológicos dos aquíferos (GREEN et al., 2011). Esse cenário é preocupante devido a dependência mundial das águas subterrâneas para a segurança hídrica e alimentar, que tende a aumentar à medida que eventos extremos climáticos mais frequentes e intensos afetam o nível das águas superficiais (TREIDEL; MARTIN-BOORDES; GURDAK, 2012).

A conservação do solo e a cobertura vegetal seriam importantes fatores mitigadores da resposta dos aquíferos à variabilidade climática (KLØVE et al., 2014). Também contribuiriam para mitigar os efeitos das mudanças no uso e cobertura das terras (urbano-industrial e da agropecuária) - especialmente em termos da contaminação química. O uso de práticas agrícolas conservacionistas permitiria uma melhor infiltração de água no solo e, portanto, favoreceria o reabastecimento do lençol freático, e a qualidade da água subterrânea (KASSAM; FRIEDRICH; DERPSCHE, 2019). Por sua vez, a cobertura vegetal nativa teria efeitos significativos em processos hidrológicos como a evapotranspiração, umidade do solo e recarga de sistemas de água superficial e subterrâneo; já que favoreceriam a estabilidade e regulação de fluxos sazonais, assim como a redução da erosão do solo (WARZINIACK et al., 2017).

Este trabalho responde duas questões centrais sobre a exploração de recursos hídricos subterrâneos. A primeira refere-se à influência das variações climáticas sobre a difusão de práticas de extração de água subterrânea na agricultura; a segunda refere-se ao potencial mitigador da preservação ambiental nesta difusão. Para isso, comparamos a difusão de dois tipos de poços utilizados pela agricultura do estado de São Paulo (SP) – Brasil: comuns (baixa profundidade) e tubulares (elevada profundidade). Usamos dados longitudinais em nível municipal para os anos de 2006 e 2017. A estratégia empírica usa modelos de painel espacial, considerando a existência de *spillovers* ambientais, ou seja, que os impactos e benefícios das variações climáticas e das práticas de conservação ambiental extrapolam as fronteiras municipais. Uma contribuição central dessa estratégia metodológica é identificar o efeito dos pares na difusão dos tipos de poços subterrâneos, seja a partir de efeitos diretos (onde ocorrem os eventos) e indiretos (transbordamentos espaciais de eventos que ocorrem em localidades próximas).

² Água abaixo da superfície da terra, resultante da infiltração da chuva, do gelo ou neve derretida, sendo armazenada em rochas porosas (EPA, 2020; FAMIGLIETTI, 2014). Acumulada em reservatórios, como lençóis freáticos e aquíferos (EPA, 2020).

SP é um caso singular para analisar os impactos da variabilidade climática e da conservação ambiental no consumo de água subterrânea. Segundo dados NASA/JPL-Caltech (2020), o Brasil abriga 3 dos principais aquíferos mapeados no mundo: Bacia Amazônica, Bacia do Maranhão e Sistema Aquífero Guarani. Além disso, o SP é o segundo estado que mais utiliza águas subterrâneas no Brasil (HIRATA et al., 2019); e apesar de estar localizado em uma região de clima tropical e úmido, com oferta abundante de água superficial, SP já enfrentou uma séria crise hídrica em 2014 (CÔRTEZ et al., 2015).

Referencial teórico

Mudança climática e oferta de águas subterrâneas

Um fator fundamental para compreender a difusão de poços na agricultura é a relação entre a variabilidade do clima e a oferta de águas subterrâneas, um tema ainda pouco debatido na literatura (GREEN et al., 2011). Segundo Kløve et al. (2014), a resposta à variabilidade climática é dinâmica e depende do tamanho e dos fluxos de recarga dos aquíferos. A recarga estaria em função da distribuição e quantidade da precipitação, das perdas por evapotranspiração, do tipo de cobertura do solo e do nível do lençol freático (SCIBEK et al., 2007). Ludwing e Moench (2009) argumentam que variações fortes do clima afetariam as taxas de recarga e, por sua vez, a quantidade e profundidade dos reservatórios. A exploração de reservatórios com baixa recarga diminuiria significativamente os níveis de água subterrânea.

As propriedades dos aquíferos também são relevantes. Sistemas não confinados³, pequenos e rasos respondem de forma rápida às mudanças climáticas, já que são mais propensos a ter água subterrânea renovável; enquanto que reservatórios maiores e confinados⁴ mostrariam uma resposta mais lenta devido a uma maior proporção de águas subterrâneas não-renováveis⁵ (LEE; LAWRENCE; PRICE, 2006). Para Wada et al. (2012), os recursos hídricos subterrâneos não-renováveis seriam mais vulneráveis, em razão do aumento da extração para atender as necessidades atuais e futuras de consumo de água.

Os reservatórios subterrâneos atuam como um moderador ou *feedback* da resposta das águas superficiais frente a variações climáticas (HANSON et al., 2012). Haldorsen et al. (2011) argumentam que a mudança climática pode afetar, as temperaturas dos aquíferos e suas concentrações de oxigênio dissolvido. As alterações no nível de oxigênio impactariam importantes processos biogeoquímicos como o ciclo do nitrogênio e do carbono. O efeito na qualidade da água decorrente de mudanças climáticas seria um fator limitante para o consumo, e para a sustentabilidade dos recursos hídricos subterrâneos (GURDAK; MCMAHON; BRUCE, 2011).

Preservação ambiental e demanda por água na agricultura

Outro fator fundamental para compreender a difusão de poços na agricultura é a relação entre as práticas de manejo agrícola e a sustentabilidade da água subterrânea usada para irrigação (WADA et al., 2010). A agricultura conservacionista ofereceria uma alternativa para otimizar o uso dos recursos naturais através da gestão integrada do solo, dos recursos hídricos e dos serviços ecossistêmicos (KASSAM; FRIEDRICH; DERPSCH, 2019). Conforme Zhang e Schilling (2006), as práticas de conservação do solo alterariam o consumo de água, ao permitir uma maior eficiência e diminuição de perdas por evapotranspiração e escoamento, portanto, teriam impactos potenciais nos fluxos de recarga dos reservatórios subterrâneos.

Dakhlalla et al. (2016) identificaram que práticas de conservação do solo afetam a quantidade de recarga dos aquíferos, ao diminuir o fluxo de extração e favorecer a infiltração da água no solo. Segundo Ni et al.

³ São aquíferos formados por rochas permeáveis que estão apenas parcialmente saturadas de água, com uma base limitada por rochas impermeáveis ou semipermeáveis e um topo próximo à superfície.

⁴ É um aquífero completamente saturado de água, cujo limite superior (teto) e inferior (piso) são extratos impermeáveis. A pressão da água é geralmente maior do que na superfície.

⁵ Quando os reservatórios são profundos, a água subterrânea tem sido chamada de água fóssil, ou seja, não-renovável em razão da escala temporal necessária para a recarga destes reservatórios (MARGAT; GUN, 2013).

(2020), a adoção de práticas agrícolas conservacionistas estaria associada à melhoras na recuperação do nível do lençol freático, uma vez que permitiriam um uso mais eficiente da água para irrigação e, portanto, mitigariam o esgotamento das águas subterrâneas. No entanto, Klocke et al. (1999) não encontraram diferenças significativas na relação entre práticas conservacionistas e o volume de drenagem de água em plantações de milho e soja em Nebraska – Estados Unidos.

A preservação de florestas nativas é um componente crítico da agricultura de conservação. As florestas nativas oferecem serviços de regulação⁶ como absorção de CO₂, controle do clima, funcionamento e qualidade dos fluxos de água, controle de enchentes e erosão, entre outros (DE GROOT; WILSON; BOUMANS, 2002). Segundo Neary et al. (2009), as florestas reduzem o escoamento das águas pluviais evitando a erosão hídrica do solo; e a densa rede de raízes da floresta atua como um filtro, que diminui os níveis de poluentes que, de outra forma contaminariam os lençóis freáticos. Warziniack et al. (2017) argumentam que, independente da condição hidrológica e ecológica, a floresta nativa é a melhor cobertura do solo para regular fluxos sazonais e garantir alta qualidade na água subterrânea.

Segundo Krishnaswamy et al. (2013), independentemente do balanço hídrico⁷, a capacidade de recarga dos aquíferos seria positivamente influenciada pelas áreas de floresta nativa. Paul (2006) analisou a recarga de aquíferos no oeste da província de Jilin na China e observou maior recarga nas áreas de vegetação nativa, enquanto que áreas de pastagem ou de terra sem cobertura vegetal estariam associadas a maior deterioração do lençol freático. Zhang and Hiscock (2010) analisaram um aquífero no Reino Unido, e descobriram que a magnitude da diminuição das águas subterrâneas depende do tipo de floresta ou vegetação, das características do solo e das condições climáticas.

Efeito dos pares na demanda por água na agricultura

A influência dos pares (efeito dos pares) pode ser um importante fator mediador da relação entre condição climática, prática conservacionista e uso de água subterrânea na agricultura (SAMPSON; PERRY, 2018). Segundo Tsusaka et al. (2015), o efeito de pares se manifestaria através de três tipos de canais. O primeiro é o efeito endógeno, que abrange interações em que o comportamento de um indivíduo é impactado causalmente pelo comportamento de outros indivíduos dentro de um grupo social de referência (RICHARDS, 2018). O segundo são os efeitos exógenos ou contextuais, os quais são características que por serem comumente compartilhadas por indivíduos geograficamente próximos (tipo de solo, hidrologia ou clima, por exemplo), geram comportamentos parecidos (IOANNIDES; TOPA, 2010). O terceiro é o efeito de pares correlatos, no qual os indivíduos dentro de um mesmo ambiente social ou geográfico atuam de maneira semelhante porque compartilham fatores comuns não observáveis, ou encaram contextos institucionais de difícil mensuração (TSUSAKA et al., 2015).

Apesar da importância, há poucos estudos avaliando a relação entre os efeitos de pares e a adoção ou difusão do uso dos recursos naturais (OSTROM, 2015). Sampson e Perry (2018, 2019) destacam que a análise do efeito dos pares na extração de recursos hídricos do subsolo tem especial ênfase nos efeitos de pares endógenos, já que a transmissão de informações entre produtores agrícolas geraria um efeito *spillover* ou de externalidade de conhecimento, que favoreceria a difusão de poços subterrâneos. Sampson e Perry (2018) encontraram forte evidência de efeito de pares endógenos, que estariam influenciando as decisões dos agricultores de extrair água do lençol freático no Kansas. Por sua vez, Koch e Nax (2017) sugerem que os indivíduos atuariam em resposta ao comportamento dos seus pares, e essa conduta individual na tomada de decisões estaria associada à incerteza em relação à resposta da vizinhança.

⁶ Os serviços reguladores são os benefícios obtidos a partir de processos naturais voltados a manutenção das condições ambientais essenciais (DE GROOT et al., 2010).

⁷ É o resultado da quantidade de água que entra e sai de certa porção do solo em um determinado intervalo de tempo (DE GIROLAMO et al., 2017).

Material e métodos

Fonte de dados e variáveis dependentes

As análises utilizam um painel de dados dos 645 municípios de SP em dois anos, 2006 e 2017. A principal fonte de informações é o Censo Nacional Agropecuário (CNA), realizado pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). O CNA entrevistou 227.622 estabelecimentos no ESP em 2006 e 188.643 em 2017. Também utilizamos dados da Pesquisa Agrícola Municipal (PAM) do IBGE, do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET) e do MapBiomias (MAPBIOMAS, 2020).

Calculamos duas variáveis dependentes: a proporção municipal de estabelecimentos agropecuários com poços comuns ou convencionais; e a proporção com poços tubulares ou artesianos. Os poços comuns têm profundidade máxima de 40 metros (IBGE, 2009), chegando ao início do lençol freático que é a primeira reserva de água mais próxima da superfície e, por conseguinte, são mais susceptíveis à contaminação de fatores químicos e biológicos, e aos efeitos da variabilidade climática (COSTA; ROZZA, 2015). Os poços tubulares captam água das reservas mais profundas e podem ser jorrantes ou utilizar sistemas de bombeamento; sua profundidade pode variar de 50 a 2000 metros, portanto, não precisam de filtros para reter as impurezas (GABER, 2005). Entre 2006 e 2017, o percentual médio municipal de estabelecimentos no ESP com poços comuns diminuiu de 34,6% para 24,4%, enquanto aquelas com poços tubulares aumentaram de 21,9% para 41,1% (Tabela 1).

< Inserir Tabela 1 >

Os poços comuns concentram-se especialmente na região leste do ESP, onde fica a capital do estado e sua região metropolitana (Figura 1). Segundo DAEE e UNESP (2013), nessa região predominam recursos hídricos superficiais (rios, nascentes, lagoas etc.). Por sua vez, os poços tubulares se localizam majoritariamente na região oeste do ESP. Essa região possui potencial hídrico subterrâneo devido às rochas sedimentares da Bacia do Paraná, que se caracterizam pela extensão territorial, altas vazões médias e facilidade de acesso, como é o caso do aquífero Bauru (AKIE; EZAKI, 2012). Apesar de a região leste do ESP apresentar rochas de embasamento cristalino, as quais pela sua natureza geológica dificultam a ocorrência de aquíferos promissores, observa-se um incremento da proporção municipal de estabelecimentos com poços tubulares (DAEE; UNESP, 2013).

< Inserir Figura 1 >

Variáveis Independentes

Este estudo foca em dois *drivers* da difusão de poços subterrâneos: a variabilidade climática e a preservação ambiental. O indicador de variabilidade climática baseia-se na proposta de Genius et al. (2014), uma proxy para o índice de aridez. A partir de dados do INMET (2017), calculou-se a razão entre temperatura média municipal e precipitação total. Esse índice permite captar o efeito combinado das variáveis, por exemplo, um excesso de precipitação poderia compensar uma temperatura elevada. Padronizamos o índice de aridez para controlar diferenças históricas entre municípios (DELL; JONES; OLKEN, 2014). A padronização é dada pela diferença entre a aridez média no período de referência e a média histórica desde 1970, dividido pelo desvio padrão desde 1970. O período de referência cobre os 10 anos anteriores a cada censo, ou seja, 1996 – 2005 para o Censo 2006, e 2007 – 2016 para o Censo 2017. O período histórico exclui o período de referência, ou seja, 1970 – 1995 para o Censo 2006 e 1970 – 2006 para o Censo 2017. Tal periodicidade permite capturar respostas de longo prazo às variações climáticas (SAMPSON; PERRY, 2019).

Para capturar a variabilidade estacional em cada município do ESP, o índice de aridez padronizado foi calculado tanto para a estação mais fria e seca (inverno, entre abril e setembro), quanto para a mais quente e chuvosa (verão, entre outubro e março). Essas estações apresentam dinâmicas diferentes no período de estudo. A Tabela 1 mostra que a aridez foi excepcionalmente alta na estação seca entre 1996-2005 (0,462) e particularmente baixa na estação chuvosa do mesmo período de referência (-0,266).

Definimos dois indicadores de preservação ambiental: práticas conservacionistas e cobertura de florestal nativa. No primeiro, a agricultura de conservação é baseado em Maia et al. (2018). Aplicamos a análise

de componentes principais (ACP) nas cinco práticas de conservação do solo mais utilizadas no ESP entre 2006 e 2017 (IBGE, 2009, 2018): plantio direto na palha (3,0% e 7,4% em 2006 e 2017 respectivamente), cultivo mínimo (9,7% e 15%), plantio em nível (44% e 38%), pousio de solos (4% e 15%) e rotação de culturas (9% e 23%). Seleccionamos o primeiro fator comum da ACP, que representa cerca de 40% da variabilidade total das cinco variáveis descritas. Com exceção de plantio em nível, todas as variáveis apresentaram correlações positivas com o fator selecionado, variando de 0,51 (plantio direto na palha) a 0,87 (rotação de culturas). O indicador de práticas de conservação é uma variável binária que assume 1 para municípios com pontuação de fator acima do percentil 75° e 0 caso contrário. A proporção de municípios acima do percentil 75° em 2006 e 2017 é de 8,4% e 41%, respectivamente (Tabela 1).

Nosso segundo indicador de preservação ambiental baseia-se nos mapas de cobertura do solo do MapBiomas (2020). Primeiro, calculamos a proporção média da área do município coberta com floresta nativa para 1996-2005 (referência para 2006) e 2007-2016 (referência para 2017). Segundo, geramos uma binária assumindo 1 para municípios com média de floresta nativa acima do percentil 75° e 0 caso contrário. A proporção de municípios com maior área de floresta nativa passou de 23,4% em 2006 para 26,6% em 2017 (Tabela 1).

A partir das sugestões da literatura (KHAIR et al., 2019; LI; ZHAO, 2018), as variáveis de controle incluem: tipo de atividade agrícola (proporção de estabelecimentos com lavouras temporárias, permanentes e pecuária); proxy para oferta hídrica superficial (log da área municipal com corpo d'água); armazenamento de água (proporção de fazendas com cisternas); características dos produtores (proporção de agricultores por nível educacional, faixa etária, sexo, e tipo de direção); características socioambientais (proporção de agricultores familiares, orgânicos e associados); acesso à energia (proporção de estabelecimentos com energia elétrica); assistência técnica (proporção de fazendas que recebem orientação técnica); posse da terra (proporção de fazendas pertencentes ao próprio agricultor, alugadas, cedidas ou ocupadas); correção do solo e adubação (proporção de estabelecimentos que usaram corretivo do pH do solo e adubação); emprego e valor da produção (log do número de empregados e do valor da produção do ano anterior⁸ das fazendas com lavouras temporárias, permanentes e pecuária); financiamento (proporção de estabelecimentos que receberam crédito para investimento, custeio, e manutenção); mecanização (proporção de estabelecimentos que possuem tratores e outras máquinas); área (proporção de fazendas entre 50 e 500 hectares, e de 500 hectares ou mais).

As principais mudanças entre 2006 e 2017 foram (Tabela 1): realização educacional (proporção de agricultores com pelo menos ensino médio passou de 32% para 44%); envelhecimento (proporção de 65 anos e mais cresceu de 22% para 30%); adesão a associações de agricultores (participação de cooperados passou de 17% para 26%); fertilizantes (participação das fazendas que usam adubação aumentou de 51% para 60%); área (participação das fazendas entre 50 e 500 hectares passou de 8,4% para 20,1%).

Estratégia Empírica

O modelo de referência assume que a difusão do j -ésimo tipo de poço subterrâneo (P_j , sendo $j = 1$ para poço comum e $j = 2$ para poço tubular) está em função da variabilidade climática e da preservação ambiental (vetor \mathbf{a}), além de uma série de variáveis de controle (vetor \mathbf{x}):

$$P_{j_{it}} = \alpha_{j_t} + \mathbf{a}'_{it}\boldsymbol{\delta}_j + \mathbf{x}'_{it}\boldsymbol{\beta}_j + c_{j_i} + e_{j_{it}} \quad (1)$$

O vetor $\boldsymbol{\delta}$ contém os coeficientes dos indicadores de variabilidade climática e preservação ambiental, enquanto que o vetor $\boldsymbol{\beta}$ contém os coeficientes das variáveis de controle para cada modelo ($j = 1$ ou 2). O termo c representa os fatores não observados que são heterogêneos entre os municípios, mas constantes ao longo do tempo (características do lençol freático, por exemplo), e foi controlado por efeitos fixos (transformação *whithin*). O termo α representa o intercepto que é constante para os municípios, mas que

⁸ O uso do valor pré-determinado da produção agrícola e/ou pecuária evita a causalidade reversa entre uso de poços subterrâneos e valor da produção.

varia de um período para outro (ciclos econômicos, por exemplo), e foi controlado com uma binária que assume o valor de 1 no ano 2017. O erro aleatório de cada modelo j é representado por e .

A literatura sobre efeito de pares na extração de recursos hídricos subterrâneos argumenta a existência de efeitos endógenos ou *spillovers* (KOCH; NAX, 2017; SAMPSON; PERRY, 2018). Portanto, adicionamos na equação (1) a proporção de estabelecimentos com poços de água subterrânea nos municípios vizinhos ($\mathbf{w}'_i \mathbf{P}_j$), essa estratégia é conhecida como modelo SAR (*Spatial Autoregressive*) (ANSELIN, 2001):

$$P_{j_{it}} = \alpha_{j_t} + \rho_j \mathbf{w}'_i \mathbf{P}_{j_t} + \mathbf{a}'_{it} \boldsymbol{\delta}_j + \mathbf{x}'_{it} \boldsymbol{\beta}_j + c_{j_i} + e_{j_{it}} \quad (2)$$

onde a matriz de vizinhança espacial \mathbf{w}_i contém valores positivos definidos pelo critério de contiguidade *Rook*⁹ para o município i ponderados pela distância inversa $\frac{1}{d_{ij}^b}$, em que d_{ij} é a distância em km entre os municípios i e j ; e zero em outro caso¹⁰. O vetor \mathbf{P}_{j_t} contém o percentual municipal de poços subterrâneos j no período t . O coeficiente de autocorrelação espacial ρ_j representa o grau de dependência entre a adoção do poço subterrâneo j no município i e seus vizinhos. Para evitar comportamento explosivo, a restrição imposta sobre este coeficiente é que ele se situe no intervalo aberto entre -1 e 1 (LESAGE, 2008).

Como sugerem Tsusaka et al. (2015), testamos especificações adicionais de modelos espaciais para a difusão de poços. A estratégia conhecida como modelo SAC (*Spatial Autocorrelation*) inclui efeitos de pares correlatos, ou seja, a influência de características não observáveis na vizinhança:

$$P_{j_{it}} = \alpha_{j_t} + \rho_j \mathbf{w}'_i \mathbf{P}_{j_t} + \mathbf{a}'_{it} \boldsymbol{\delta}_j + \mathbf{x}'_{it} \boldsymbol{\beta}_j + c_{j_i} + \xi_{j_{it}}, \quad \xi_{j_{it}} = \lambda_j \mathbf{w}'_i \boldsymbol{\xi}_{j_t} + e_{j_{it}} \quad (3)$$

em que λ é o coeficiente de autocorrelação espacial. A equação (3) sugere que os erros ξ sejam uma função da média dos erros da vizinhança ($\mathbf{w}'_i \boldsymbol{\xi}_t$) mais um componente de erro aleatório (e). Para evitar instabilidade na autocorrelação espacial, é imposta a restrição de que $|\lambda| < 1$ (FINGLETON, 2008).

Outra especificação incorpora a influência de efeitos de pares exógenos na difusão de poços subterrâneos (SAMPSON; PERRY, 2018, 2019). Adicionamos defasagens espaciais do vetor de características climáticas e de preservação ambiental da vizinhança na equação (2), estratégia que é conhecida como modelo SDM (*Spatial Durbin Model*):

$$P_{j_{it}} = \alpha_{j_t} + \rho_j \mathbf{w}'_i \mathbf{P}_{j_t} + \mathbf{a}'_{it} \boldsymbol{\delta}_j + \mathbf{x}'_{it} \boldsymbol{\beta}_j + \pi_j \mathbf{w}'_i \mathbf{a}_t + c_{j_i} + e_{j_{it}} \quad (4)$$

em que o coeficiente π_j é uma medida do grau de associação entre os indicadores climáticos e de preservação ambiental da vizinhança, e a adoção do poço subterrâneo j no município i .

Uma última especificação integraria a influência conjunta dos três tipos de efeitos de pares (TSUSAKA et al., 2015). Incorporamos na equação (2) as defasagens espaciais associadas com efeitos de pares correlatos ($\mathbf{w}'_i \boldsymbol{\xi}_t$) e exógenos ($\mathbf{w}'_i \mathbf{x}_t$), estratégia conhecida como modelo GSM (*General Spatial Model*):

$$P_{j_{it}} = \alpha_{j_t} + \rho_j \mathbf{w}'_i \mathbf{P}_{j_t} + \mathbf{a}'_{it} \boldsymbol{\delta}_j + \mathbf{x}'_{it} \boldsymbol{\beta}_j + \pi_j \mathbf{w}'_i \mathbf{a}_t + c_{j_i} + \xi_{j_{it}}, \quad \xi_{j_{it}} = \lambda_j \mathbf{w}'_i \boldsymbol{\xi}_{j_t} + e_{j_{it}} \quad (5)$$

A equação (1) foi estimada por mínimos quadrados generalizados, com estimadores robustos à heterogeneidade entre os municípios. As equações (2) a (5) foram estimadas pelo método de *Quasi-Maximum Likelihood Estimate* (QMLE), que fornece estimadores consistentes e mais eficientes assintoticamente na presença de defasagens espaciais (LEE, 2004).

⁹ A matriz *Rook* considera vizinhos apenas as regiões com extensão de fronteira diferente de zero, sem levar em consideração possíveis vértices

¹⁰ Segundo Almeida (ALMEIDA, 2012) é comum calibrar os modelos assumindo $b=1$ ou $b=2$ na equação (2).

Resultados

Análise de cluster e estimações principais

A difusão de poços de água subterrânea em SP mostra forte padrão de dependência espacial (Figura 2). Os clusters LISA (*Local Indicator of Spatial Association*) (ANSELIN, 2010) identificam os grupos de municípios com proporções semelhantes ou opostas de fazendas com poços comuns e tubulares. No caso dos poços comuns, a concentração espacial mais importante é dos *clusters* tipo Alto-Alto (municípios com alta proporção de poços comuns, próximos a municípios com alta proporção) os quais localizam-se na região leste do SP. Os *clusters* do tipo Baixo-Baixo (municípios com baixa proporção de poços comuns, próximos a municípios com baixa proporção) estão mais espalhados espacialmente, com uma relativa maioria na parte oeste. Em relação aos poços tubulares, os mapas LISA mostram que os agrupamentos do tipo Alto-Alto aumentaram entre 2006 e 2017 e concentram-se na região oeste, enquanto que as aglomerações do tipo Baixo-Baixo diminuíram e localizam-se na parte leste do ESP.

< Inserir Figura 2 >

A Tabela 2 apresenta as estimativas das equações 1-5 para poços comuns e tubulares. Os modelos para poços tubulares apresentaram maior qualidade de ajuste que os modelos para poços comuns, com coeficientes de determinação (R^2 -*within*) variando entre 68% e 70% (entre 42% e 43% para poços comuns). A defasagem espacial ($\mathbf{w}'_i \mathbf{P}_{j_t}$) e o erro espacial ($\mathbf{w}'_i \boldsymbol{\xi}_{j_t}$) são significativos em todos os modelos, com maior magnitude (maior correlação espacial) no caso de poços tubulares. O teste de razão de verossimilhança corrobora que a inclusão da dependência espacial incrementa a qualidade do ajuste.

< Inserir Tabela 2 >

As estimativas da Tabela 2 indicam que a aridez e a preservação ambiental explicam significativamente a difusão de poços subterrâneos. As estimativas para o índice de aridez são significativas nos modelos sem defasagem espacial para as características da vizinhança ($\mathbf{w}'_i \mathbf{a}_t$), ou seja, modelos SAR e SAC. Essas estimativas sugerem que cada aumento de um desvio padrão no índice de aridez durante a estação seca implica que: (i) a proporção municipal de estabelecimentos agrícolas com poços comuns diminui entre 0,068 e 0,094 pontos percentuais (p.p.); (ii) a proporção de fazendas com poços tubulares aumenta entre 0,056 e 0,087 p.p. Durante o período chuvoso (verão), um aumento de um desvio padrão no índice de aridez estaria positivamente associado à difusão de poços comuns (variação entre 0,069 e 0,117 p.p) e negativamente associado à difusão de poços tubulares (variação entre -0,055 e -0,135 p.p).

As estimativas para a agricultura de conservação são significativas nos modelos SAR, SDM e GSM. Essas estimativas indicam que quanto maior a difusão das práticas agrícolas conservacionistas, menor a difusão de poços comuns (estimativas negativas entre 0,026 e 0,029). Por sua vez, os impactos da agricultura de conservação na difusão de poços tubulares são insignificantes. Também não encontramos evidências de que a área de floresta nativa possa afetar significativamente a difusão de poços comuns e tubulares.

As estimativas da Tabela 2 sugerem ainda a existência de efeitos de pares endógenos para poços comuns e tubulares. No caso dos poços comuns as defasagens espaciais ($\mathbf{w}'_i \mathbf{P}_j$) foram significativas a 5% nos modelos SAR, SAC, SDM e GSM; porém, só nos modelos SAR e SDM apresentaram sinal esperado (0.295 e 0.292 respectivamente) conforme a teoria (LI; ZHAO, 2018; SAMPSON; PERRY, 2018, 2019). Para poços tubulares, a defasagem espacial endógena ($\mathbf{w}'_i \mathbf{P}_j$) foi estatisticamente significativa ao 1% em todos os modelos. As estimativas mostram-se robustas às diferentes especificações nos modelos SAR (0.394), e SDM (0.387); nos modelos SAC e GSM não apresentaram sinal esperado. De forma geral, o efeito *spillover* espacial acontece com maior intensidade para poços tubulares do que para comuns.

As estimativas referentes aos efeitos de pares correlatos ($\mathbf{w}' \boldsymbol{\xi}$) foram significativas ao 0.1% nos modelos SAC e GSM. Em relação aos efeitos de pares exógenos, a inclusão de defasagens espaciais das variáveis ambientais da vizinhança ($\mathbf{w}'_i \mathbf{x}_t$) são insignificativas, com exceção da variabilidade da aridez na estação seca no modelo GSM para poços tubulares. Não obstante, a incorporação dessa defasagem afeta a magnitude e significância estatística localmente, isso provavelmente pela colineariedade entre essas

variáveis. Finalmente, segundo o critério de informação BIC, o melhor modelo tanto para poços comuns quanto para tubulares seria o SAR, o que estaria em linha com a literatura especializada (KOCH; NAX, 2017; SAMPSON; PERRY, 2018, 2019).

Efeitos heterogêneos e decomposição de efeitos espaciais

Interagimos o índice de aridez com práticas de conservação e preservação de floresta nativa no modelo SAR, que obteve a melhor ajuste (Tabela 3). A ideia é verificar em que medida a conservação ambiental pode mitigar os impactos da variabilidade climática na difusão do uso da água subterrânea.

< Inserir Tabela 3 >

A interação entre a variabilidade da aridez na estação seca e o uso de práticas conservacionistas teve efeitos significativos na difusão de poços tubulares. O impacto na estação seca, da variabilidade da aridez na difusão de poços tubulares é de 0,051 p.p. menor naqueles municípios, com a maior proporção de uso de práticas de conservação do solo. No caso de poços comuns, essa interação não foi significativa.

Por outro lado, a interação entre a variabilidade da aridez na estação chuvosa e a área de floresta nativa apresenta significância estatística ao 5% para poços tubulares. Isso sugere que o efeito na estação chuvosa, da variabilidade da aridez na difusão de poços tubulares é 0,076 p.p. menor naqueles municípios com maior área de floresta nativa. Para poços comuns, essa interação não mostrou significância.

Fizemos a decomposição das estimativas dos modelos SAR em efeitos espaciais diretos, indiretos e totais (Tabela 4). Essa estratégia considera que as mudanças climáticas e ambientais podem afetar a difusão de poços subterrâneos tanto no município i quanto nos municípios vizinhos de i (LeSage e Pace, 2009). O impacto direto representa o efeito das mudanças ambientais localmente (no município). O efeito indireto representa a influência através do *spillover* espacial, das variações climáticas e ambientais da vizinhança. Estamos particularmente interessados em analisar os impactos indiretos, que representam os efeitos colaterais dessas mudanças na vizinhança.

< Inserir Tabela 4 >

O efeito indireto representa cerca de 27% do efeito total da variabilidade da aridez na difusão de poços comuns. Na estação seca, a difusão de poços comuns no município i diminui 0,031 p.p. para cada aumento de um desvio padrão da aridez nos municípios vizinhos. Na estação chuvosa, aumenta em 0,017 p.p. Além disso, a difusão de poços comuns no município i reduz em 0,011 p.p., se os vizinhos apresentam alto uso de agricultura conservacionista. Este efeito indireto corresponde a quase 30% do efeito total.

O efeito indireto também desempenha um papel importante na explicação da influência da vizinhança, na difusão local de poços tubulares, representando quase 40% dos efeitos totais de mudanças na variabilidade da aridez. Na estação seca, vizinhanças municipais com alto uso de práticas conservacionistas reduziriam em 0,030 p.p. o efeito local da variabilidade da aridez na difusão de poços tubulares. Na estação chuvosa, vizinhanças com elevada preservação de florestas nativas diminuiriam em 0,037 p.p. a influência local da variabilidade da aridez na difusão de poços de elevada profundidade.

Discussão

Os resultados do trabalho destacam como a variabilidade climática influencia a difusão de poços subterrâneos. Na estação seca (caracterizada pela baixa precipitação) variações climáticas fortes poderiam afetar tanto os fluxos de recarga, quanto a quantidade e profundidade dos reservatórios (LUDWING; MOENCH, 2009). Essas variações climáticas provocariam mudanças no padrão de extração de recursos hídricos. Os sistemas pequenos e rasos seriam afetados mais rapidamente pela variabilidade climática, diminuindo a extração de água através de poços comuns (LEE; LAWRENCE; PRICE, 2006). Isso aumentaria a pressão pela exploração de reservatórios mais profundos para atender as demandas atuais e futuras de consumo. Haveria, então, um incremento de poços tubulares, o que afetaria ainda mais os

níveis de água subterrânea, em um cenário de mudança climática (TREIDEL; MARTIN-BOORDES; GURDAK, 2012).

O aumento da aridez na estação chuvosa (verão) aumentaria a difusão de poços comuns e a reduziria a de poços tubulares. Esse resultado pode estar relacionado com as variações sazonais do nível freático, mais raso nos períodos chuvosos e mais profundos nas épocas de estiagens prolongadas (JASECHKO et al., 2014). Conforme Lucas et al. (2015), a recarga dos reservatórios pertencentes ao Sistema Aquífero Guaraní (SAG), principal fonte de água subterrânea em SP, acontece nos meses chuvosos entre outubro a março, com uma defasagem para poços profundos de mais ou menos de um mês entre os eventos pluviométricos e a elevação do nível do lençol freático. Nesse sentido, uma diminuição da precipitação que causaria um aumento da aridez na época de chuva, somente conseguiria favorecer a recarga de aquíferos livres ou rasos (já que são os primeiros em receber as frentes de infiltração), enquanto que afetaria os fluxos de recarga natural de reservatórios de maior profundidade e, portanto, sua exploração através de poços tubulares (HEALY; COOK, 2002).

Por outro lado, um maior uso de práticas de conservação do solo como plantio direto na palha, cultivo mínimo, pousio de solos e rotação de culturas reduziria a difusão de poços comuns. A evidência encontrada sugere também que os municípios de SP que mais utilizam esse tipo de práticas agrícolas parecem ser mais resilientes aos efeitos da variabilidade climática na estação seca, reduzindo a necessidade de poços tubulares como medida adaptativa ao aumento da aridez. Isso estaria relacionado, segundo Kassam et al. (2019), com os benefícios derivados da agricultura conservacionista, ao permitir um melhor uso de recursos naturais através da gestão integrada do solo. Por exemplo, as práticas de conservação favoreceriam o aproveitamento de recursos hídricos ao diminuir as taxas de perda por evapotranspiração e escoamento, evitando a necessidade de exploração de águas subterrâneas (NI; PARAJULI; OUYANG, 2020).

Os municípios que mais preservam áreas de floresta nativa apresentaram maior resiliência à variabilidade climática na estação chuvosa (principal época de crescimento das plantações em SP) e, por conseguinte, diminuiriam também a difusão de poços tubulares. Esse resultado estaria associado à maior interceptação direta da chuva por parte das florestas nativas, a qual favoreceria a produção e manutenção dos fluxos de água superficial (BRAUMAN; FREYBERG; DAILY, 2012). Essa função eco-hidrológica das florestas naturais desempenha um papel crítico, influenciando a quantidade, a forma e a qualidade da água que será transportada às bacias hidrográficas (NEARY; ICE; JACKSON, 2009). Além disso, Warziniack et al. (2017) argumentam que a vegetação nativa propicia o microclima adequado para o funcionamento de nascentes, riachos ou corpos d'água menores, reduzindo a incidência de raios solares e a variação do fluxo hídrico em razão de eventos climáticos como secas ou enchentes. Desse modo, os resultados reforçam a importância da floresta nativa no provimento de serviços ecossistêmicos em áreas agropecuárias.

Os resultados deste trabalho também ressaltam a importância do efeito dos pares na extração de recursos hídricos subterrâneos em SP, o qual aconteceria através do efeito de pares endógeno ou *spillover* espacial. Segundo Richards (2018), esses efeitos representam a transmissão de conhecimentos e experiências das localidades mais próximas, e evidenciam as características do padrão de interdependência espacial. Ou seja, a difusão de poços subterrâneos poderia ser explicada pela imitação de estratégias bem sucedidas nos municípios vizinhos, portanto, mecanismos informais de transmissão ou propagação de informações baseados nas relações de vizinhança seriam tão importantes quanto outros fatores socioeconômicos e ambientais (BATAGELJ et al., 2014). Resultados semelhantes para exploração de aquíferos foram encontrados por Koch e Nax (KOCH; NAX, 2017) e Sampson e Perry (SAMPSON; PERRY, 2018).

O efeito de pares endógeno é maior para poços tubulares, sugerindo um padrão de concentração espacial mais forte. A extração excessiva de recursos hídricos não-renováveis (para uso intensivo em irrigação agrícola, por exemplo) na vizinhança reduziria as reservas hídricas subterrâneas para exploração de um município (KLØVE et al., 2014). Além disso, conforme Scibek et al. (2007), a exploração excessiva e concentrada de poços tubulares poderia provocar problemas como subsidência do solo, rebaixamento do nível freático, intrusão de água salinas marinhas (nas áreas costeiras), assim como poluição das águas

subterrâneas e aumento do custo de bombeamento. A super exploração desse recurso em uma localidade poderia afetar o regime hídrico de outras localidades próximas (NEWMAN, 2019), o que geraria um comportamento de reciprocidade condicional em resposta à super utilização dos vizinhos (KOCH; NAX, 2017). Essa resposta ou *spillover* (efeito de pares endógeno) estaria acelerando o esgotamento da água subterrânea, comprometendo no longo prazo a preservação e sustentabilidade desse recurso.

Finalmente, a decomposição dos efeitos espaciais mostra a relevância da vizinhança nas decisões locais sobre a extração de água subterrânea. Quase um terço da influência total da difusão dos poços no nível municipal se manifestou por meio dos efeitos indiretos de transbordamentos espaciais (LESAGE, 2008), ou seja, por meio de mudanças climáticas e ambientais ocorridas na vizinhança. A variabilidade climática experimentada pelos municípios vizinhos na estação seca diminuiria a adoção local de poços comuns e aumentaria a de tubulares. No entanto, uma vizinhança com alta proporção de uso de práticas conservacionistas e de áreas de floresta nativa apresentaria externalidades que favoreceriam a resiliência à variabilidade climática. Essas externalidades influenciariam negativamente, nas decisões locais sobre extração de recursos hídricos de baixa e alta profundidade. Esses efeitos indiretos são produto da existência do *spillover* espacial ou efeito de pares endógeno na difusão de poços subterrâneos em SP.

Considerações finais

A análise dos fatores que determinam a difusão de poços subterrâneos é fundamental para auxiliar a formulação de políticas públicas ambientais que visem à proteção e o uso sustentável dos recursos hídricos no longo prazo. Apesar de o aumento da aridez na estação seca estar associado à difusão de poços subterrâneos de alta profundidade em SP, a conservação ambiental está associada à redução da demanda por águas subterrâneas profundas. Esses resultados destacam a importância de políticas de preservação ambiental, como o Código Florestal e o Plano ABC, para mitigar potenciais impactos de variações climáticas na demanda por água na agricultura.

Agradecimentos

Pesquisa financiada pela Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES, processo número 88887.115961/2016-01) e pelo Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq, processo número 303397/2018-7).

Referências

- AKIE, M.; EZAKI, S. **As Águas Subterrâneas do Estado de São Paulo**. [s.l: s.n.].
- ALMEIDA, E. **Econometria Espacial Aplicada**. [s.l: s.n.].
- ANSELIN, L. Spatial econometrics. In: BALTAGI, B. H. (Ed.). **A companion to theoretical econometrics**. New York: Blackwell Publishing Ltd, 2001. p. 310–330.
- ANSELIN, L. Local Indicators of Spatial Association-LISA. **Geographical Analysis**, v. 27, n. 2, p. 93–115, set. 2010.
- BATAGELJ, V. et al. **Understanding Large Temporal Networks and Spatial Networks: Exploration, Pattern Searching, Visualization and Network Evolution**. [s.l.] wiley, 2014.
- BRAUMAN, K. A.; FREYBERG, D. L.; DAILY, G. C. Land cover effects on groundwater recharge in the tropics: ecohydrologic mechanisms. **Ecohydrology**, v. 5, n. 4, p. 435–444, 1 jul. 2012.
- CÔRTEZ, P. L. et al. Crise de abastecimento de água em São Paulo e falta de planejamento estratégico. **Estudos Avançados**, v. 29, n. 84, p. 7–26, ago. 2015.
- COSTA, A. F.; ROZZA, G. Recursos Hídricos Subterrâneos: Análise de Poços de Rodeio (SC). **Revista Eletrônica do Alto Vale do Itajaí**, v. 3, n. 4, p. 78–81, 15 abr. 2015.

- DAEE; UNESP. **Águas subterrâneas no Estado de São Paulo: Diretrizes de utilização e proteção** Secretaria de Saneamento e Recursos Hídricos., 2013.
- DAKHLALLA, A. O. et al. Evaluating the impacts of crop rotations on groundwater storage and recharge in an agricultural watershed. **Agricultural Water Management**, v. 163, p. 332–343, 1 jan. 2016.
- DE GIROLAMO, A. M. et al. Hydrology under climate change in a temporary river system: Potential impact on water balance and flow regime. **River Research and Applications**, v. 33, n. 7, p. 1219–1232, 1 set. 2017.
- DE GROOT, R. S. et al. Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. **Ecological Complexity**, v. 7, n. 3, p. 260–272, 1 set. 2010.
- DE GROOT, R. S.; WILSON, M. A.; BOUMANS, M. J. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. **Ecological Economics**, v. 41, n. 3, p. 393–408, 1 jun. 2002.
- DELL, M.; JONES, B. F.; OLKEN, B. A. **What do we learn from the weather? The new climate-economy literature** *Journal of Economic Literature* American Economic Association, , 1 set. 2014.
- EPA. **Groundwater** Washington, D.C. United States Environmental Protection Agency - EPA, , 2020.
- FAMIGLIETTI, J. S. The global groundwater crisis. **Nature Climate Change**, v. 4, p. 945–948, 2014.
- FINGLETON, B. A generalized method of moments estimator for a spatial panel model with an endogenous spatial lag and spatial moving average errors. **Spatial Economic Analysis**, v. 3, n. 1, p. 27–44, fev. 2008.
- GABER, M. **Michigan Flowing Well Handbook**. [s.l.: s.n.].
- GENIUS, M. et al. Information Transmission in Irrigation Technology Adoption and Diffusion: Social Learning, Extension Services, and Spatial Effects. **American Journal of Agricultural Economics**, v. 96, n. 1, p. 328–344, 1 jan. 2014.
- GORI MAIA, A.; MIYAMOTO, B. C. B.; GARCIA, J. R. Climate Change and Agriculture: Do Environmental Preservation and Ecosystem Services Matter? **Ecological Economics**, v. 152, n. October 2018, p. 27–39, out. 2018.
- GREEN, T. R. et al. **Beneath the surface of global change: Impacts of climate change on groundwater** *Journal of Hydrology* Elsevier, , 5 ago. 2011.
- GURDAK, J. J.; MCMAHON, P. B.; BRUCE, B. W. Vulnerability of groundwater quality to human activity and climate change and variability, High Plains aquifer, USA. In: **Climate Change Effects on Groundwater Resources**. [s.l.] CRC Press, 2011. p. 163–186.
- HALDORSEN, S.; HEIM, M.; VAN DER PLOEG, M. Impacts of climate change on groundwater in permafrost areas: Case study from Svalbard, Norway. In: **Climate Change Effects on Groundwater Resources: A Global Synthesis of Findings and Recommendations**. [s.l.] CRC Press, 2011. p. 323–338.
- HANSON, R. T. et al. A method for physically based model analysis of conjunctive use in response to potential climate changes. **Water Resources Research**, v. 48, n. 6, 1 jun. 2012.
- HARDIN, G. The tragedy of the commons. The population problem has no technical solution; it requires a fundamental extension in morality. **Science (New York, N.Y.)**, v. 162, n. 3859, p. 1243–8, 13 dez. 1968.
- HEALY, R. W.; COOK, P. G. Using groundwater levels to estimate recharge. **Hydrogeology Journal**, v. 10, n. 1, p. 91–109, 12 fev. 2002.
- HIRATA, R. et al. **Estudos de Águas Subterrâneas**. São Paulo: [s.n.].

- IBGE. **Censo Agropecuário 2006 - Brasil, grandes regiões e unidades da federação**. Rio de Janeiro: [s.n.].
- IBGE. **Produção Agrícola Municipal 2018**. [s.l.: s.n.].
- INMET. **Portal do INMET - Instituto Nacional de Meteorologia**, 2017.
- IOANNIDES, Y. M.; TOPA, G. NEIGHBORHOOD EFFECTS: ACCOMPLISHMENTS AND LOOKING BEYOND THEM. **Journal of Regional Science**, v. 50, n. 1, p. 343–362, fev. 2010.
- JASECHKO, S. et al. The pronounced seasonality of global groundwater recharge. **Water Resources Research**, v. 50, n. 11, p. 8845–8867, 1 nov. 2014.
- KASSAM, A.; FRIEDRICH, T.; DERPSCH, R. Global spread of Conservation Agriculture. **International Journal of Environmental Studies**, v. 76, n. 1, p. 29–51, 2 jan. 2019.
- KHAIR, S. M. et al. Diverse drivers of unsustainable groundwater extraction behaviour operate in an unregulated water scarce region. **Journal of Environmental Management**, v. 236, p. 340–350, 15 abr. 2019.
- KLOCKE, N. L. et al. NITRATE LEACHING IN IRRIGATED CORN AND SOYBEAN IN A SEMI-ARID CLIMATE. **Transactions of the ASAE**, v. 42, n. 6, p. 1621–1630, nov. 1999.
- KLØVE, B. et al. Climate change impacts on groundwater and dependent ecosystems. **Journal of Hydrology**, v. 518, n. PB, p. 250–266, 1 out. 2014.
- KOCH, C.; NAX, H. **Groundwater usage: Game theory and empirics**. [s.l.: s.n.].
- KRISHNASWAMY, J. et al. The groundwater recharge response and hydrologic services of tropical humid forest ecosystems to use and reforestation: Support for the “infiltration-evapotranspiration trade-off hypothesis”. **Journal of Hydrology**, v. 498, p. 191–209, ago. 2013.
- LEE, L.-F. Asymptotic Distributions of Quasi-Maximum Likelihood Estimators for Spatial Autoregressive Models. **Econometrica**, v. 72, n. 6, p. 1899–1925, 1 nov. 2004.
- LEE, L.; LAWRENCE, D.; PRICE, M. Analysis of water-level response to rainfall and implications for recharge pathways in the Chalk aquifer, SE England. **Journal of Hydrology**, v. 330, n. 3–4, p. 604–620, 15 nov. 2006.
- LESAGE, J. P. An Introduction to Spatial Econometrics. **Revue d'économie industrielle**, v. n° 123, n. 3, p. 19–44, 2008.
- LI, H.; ZHAO, J. Rebound effects of new irrigation technologies: The role of water rights. **American Journal of Agricultural Economics**, v. 100, n. 3, p. 786–808, 1 abr. 2018.
- LUCAS, M. et al. Evaluation de données de télédétection pour estimer la recharge d'une zone d'affleurement du Système Aquifère de Guarani (Amérique du Sud). **Hydrogeology Journal**, v. 23, n. 5, p. 961–969, 24 ago. 2015.
- LUDWING, F.; MOENCH, M. The impacts of climate change on water. In: LUDWIG, F. et al. (Eds.). **Climate Change adaptation in the Water Sector**. London: Earthscan Publishing, 2009. p. 35–50.
- MAPBIOMAS. **Coleção 5 da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso de Solo do Brasil**. Disponível em: <<https://mapbiomas.org/>>. Acesso em: 1 set. 2020.
- MARGAT, J.; GUN, J. VAN DER. **Groundwater around the World: a geographic synopsis**. 1st. ed. New York, NY: CRC Press, 2013.
- NASA/JPL-CALTECH. **Map of Groundwater Storage Trends for Earth's 37 Largest Aquifers**.
- NEARY, D. G.; ICE, G. G.; JACKSON, C. R. Linkages between forest soils and water quality and quantity. **Forest Ecology and Management**, v. 258, n. 10, p. 2269–2281, 30 out. 2009.
- NEWMAN, J. The Water Wars that Defined the American West Are Heading East. **Dow Jones**

Institutional News, 2 dez. 2019.

NI, X.; PARAJULI, P. B.; OUYANG, Y. Assessing Agriculture Conservation Practice Impacts on Groundwater Levels at Watershed Scale. **Water Resources Management**, v. 34, n. 4, p. 1553–1566, 1 mar. 2020.

OSTROM, E. **Governing the commons: The evolution of institutions for collective action**. [s.l.] Cambridge University Press, 2015.

PAUL, M. J. Impact of land-use patterns on distributed groundwater recharge and discharge - A case study of western Jilin, China. **Chinese Geographical Science**, v. 16, n. 3, p. 229–235, 2006.

RICHARDS, P. It's not just where you farm; it's whether your neighbor does too. How agglomeration economies are shaping new agricultural landscapes. **Journal of Economic Geography**, v. 18, n. 1, p. 87–110, 1 jan. 2018.

SAMPSON, G. S.; PERRY, E. D. The Role of Peer Effects in Natural Resource Appropriation – The Case of Groundwater. **American Journal of Agricultural Economics**, v. 101, n. 1, p. 154–171, 1 jan. 2018.

SAMPSON, G. S.; PERRY, E. D. Peer effects in the diffusion of water-saving agricultural technologies. **Agricultural Economics (United Kingdom)**, v. 50, n. 6, p. 693–706, 1 nov. 2019.

SCIBEK, J. et al. Groundwater-surface water interaction under scenarios of climate change using a high-resolution transient groundwater model. **Journal of Hydrology**, v. 333, n. 2–4, p. 165–181, 15 fev. 2007.

TREIDEL, H.; MARTIN-BOORDES, J.; GURDAK, J. **Climate Change Effects on Groundwater Resources: A Global Synthesis of Findings and Recommendations**. [s.l.: s.n.].

TSUSAKA, T. W. et al. Neighborhood effects and social behavior: The case of irrigated and rainfed farmers in Bohol, the Philippines. **Journal of Economic Behavior and Organization**, v. 118, p. 227–246, 1 out. 2015.

WADA, Y. et al. Global depletion of groundwater resources. **Geophysical Research Letters**, v. 37, n. 20, 1 out. 2010.

WADA, Y.; VAN BEEK, L. P. H.; BIERKENS, M. F. P. Nonsustainable groundwater sustaining irrigation: A global assessment. **Water Resources Research**, v. 48, n. 1, 1 jun. 2012.

WARZINIACK, T. et al. Effect of Forest Cover on Water Treatment Costs. **Water Economics and Policy**, v. 3, n. 4, p. 1750006, 1 out. 2017.

ZHANG, H.; HISCOCK, K. M. Modelling the impact of forest cover on groundwater resources: A case study of the Sherwood Sandstone aquifer in the East Midlands, UK. **Journal of Hydrology**, v. 392, n. 3–4, p. 136–149, 15 out. 2010.

ZHANG, Y. K.; SCHILLING, K. E. Effects of land cover on water table, soil moisture, evapotranspiration, and groundwater recharge: A Field observation and analysis. **Journal of Hydrology**, v. 319, n. 1–4, p. 328–338, 15 mar. 2006.

Tabelas

Tabela 1. Estatísticas descritivas. Proporção municipal de estabelecimentos agrícolas. ESP – Brasil.

Variáveis	Fonte	2006		2017	
		Média	Desvio Padrão	Média	Desvio Padrão
<i>Dependentes</i> (<i>Proporção de estabelecimentos</i>)					
Poço Comum ou Convencional	CNA	34.61	0.22	24.44	0.18
Poço Artesiano ou Tubular	CNA	21.98	0.18	41.10	0.23
<i>Independentes de Análise</i>					
Variabilidade Aridez - Estação Seca	INMET	0.46	0.349	-0.06	0.21
Variabilidade Aridez - Estação Chuva	INMET	-0.27	0.235	-0.10	0.37
Práticas Conservacionistas ϕ	CNA	8.37	0.28	41.55	0.49
Floresta Nativa Ω	MapBiomass	23.41	0.42	26.67	0.44
<i>Independentes de Controle</i> (<i>Proporção de estabelecimentos</i>)					
<i>Oferta Hídrica e Atividade Económica</i>					
Oferta Hídrica Abundante	CNA	860	2277	878	2347
Cisternas	CNA	4.96	0.08	1.76	0.03
Lavoura temporária	CNA	20.12	0.19	20.02	0.19
Lavoura permanente	CNA	16.52	0.18	14.61	0.18
Pecuária	CNA	49.22	0.25	49.23	0.25
<i>Educação</i>					
Pelo menos com ensino médio	CNA	32.24	0.13	44.02	0.12
<i>Idade do Produtor</i>					
Entre 25 e 45 anos	CNA	25.27	0.09	16.55	0.06
Entre 45 e 65 anos	CNA	49.28	0.10	48.49	0.08
Maior de 65 anos	CNA	22.07	0.07	29.60	0.08
<i>Características do Productor</i>					
Homem	CNA	89.45	0.14	83.80	0.11
Dirigidos pelo próprio produtor	CNA	72.63	0.16	73.94	0.13
Dirigidos por um administrador	CNA	23.59	0.13	13.94	0.08
<i>Agricultura familiar, orgânica e energia elétrica</i>					
Tem agricultura familiar	CNA	59.97	0.17	60.32	0.15
Tem agricultura orgânica	CNA	1.94	0.05	3.16	0.06
Tem energia elétrica	CNA	79.96	0.17	85.57	0.14

Tabela 1. Estatísticas descritivas. Proporção municipal de estabelecimentos agrícolas. ESP – Brasil. (Continuação)

Variáveis	Fonte	2006		2017	
		Média	Desvio Padrão	Média	Desvio Padrão
<i>Associatividades e assistência técnica</i>					
Participa de cooperativa	CNA	17.56	0.17	25.75	0.19
Participa de entidade de classe	CNA	12.93	0.13	16.86	0.15
Recebe assistência técnica	CNA	47.33	0.21	43.85	0.19
<i>Condição Legal das Terras</i>					
Próprias do produtor	CNA	83.04	0.18	76.84	0.17
Alugadas	CNA	10.87	0.08	15.65	0.10
Cedidas	CNA	2.23	0.08	4.39	0.13
Ocupadas	CNA	3.15	0.07	1.41	0.04
<i>Corretivo de solo e Adubação</i>					
Usam corretivo Ph do solo	CNA	29.74	0.14	38.94	0.16
Usam adubação	CNA	51.43	0.21	60.73	0.19
<i>Emprego e Valor da Produção</i>					
Emprego lavoura Temporária	CNA	512	998	458	907
Emprego lavoura Permanente	CNA	292	486	232	411
Emprego Pecuária	CNA	458	507	405	462
Valor da Produção lav Temporária - Ano Anterior	PAM	34610	51220	53308	73991
Valor da Produção lav Permanente - Ano Anterior	PAM	15816	30017	13905	25565
Valor da Produção Pecuária - Ano Anterior	PPM	5434	16489	7741	38624
<i>Financiamento</i>					
Investimento	CNA	4.02	0.03	8.39	0.06
Custeio	CNA	8.75	0.07	9.22	0.07
Manutenção	CNA	1.28	0.02	1.16	0.01
<i>Maquinaria</i>					
Tratores	CNA	37.46	0.18	45.63	0.18
Outra maquinaria	CNA	28.44	0.21	34.81	0.26
<i>Área do Estabelecimento</i>					
Entre 50 e 500 hectares	CNA	8.40	0.09	20.90	0.11
Mais de 500 hectares	CNA	1.19	0.02	3.45	0.05
<i>Práticas de Conservação (Análise de Componentes Principais)</i>					
Plantio direto na palha	CNA	3.01	0.08	7.42	0.12
Cultivo mínimo	CNA	9.66	0.10	14.97	0.12
Plantio em nível	CNA	44.90	0.23	37.38	0.24
Pousio de solos	CNA	4.35	0.06	15.18	0.13
Rotação de culturas	CNA	9.63	0.12	22.64	0.18

ϕ Variável binária assumindo 1 para municípios com pontuação fatorial acima do percentil 75° e 0 caso contrário.

Ω Variável binária assumindo 1 para municípios com média de floresta nativa acima do percentil 75° e 0 caso contrário.

Fonte: Elaborado pelos autores com base no CNA 2006/2017, PAM 2005/2016, MapBiomass e INMET

Tabela 2. Estimativas dos modelos espaciais para as variáveis dependentes relacionadas à difusão de poços de água subterrânea, SP

Variáveis Independentes	Modelo Não Espacial		SAR		SAC		SDM		GSM		
	Poço Comum	Poço Tubular	Poço Comum	Poço Tubular	Poço Comum	Poço Tubular	Poço Comum	Poço Tubular	Poço Comum	Poço Tubular	
Var Aridez - Estação Seca	-0.085*** (0.023)	0.092*** (0.021)	-0.068** (0.023)	0.056** (0.020)	-0.094** (0.036)	0.087* (0.036)	-0.082 (0.068)	-0.021 (0.060)	-0.093 (0.063)	-0.004 (0.055)	
Var Aridez - Estação Chuva	0.094*** (0.018)	-0.087*** (0.016)	0.069*** (0.018)	-0.055*** (0.016)	0.117*** (0.031)	-0.135*** (0.035)	0.047 (0.073)	-0.064 (0.065)	0.084 (0.068)	-0.110 (0.059)	
Práticas Conservacionistas	-0.029* (0.012)	0.014 (0.011)	-0.029* (0.012)	0.010 (0.011)	0.022 (0.012)	0.007 (0.010)	-0.028* (0.012)	0.008 (0.011)	-0.026* (0.012)	0.012 (0.011)	
Floresta Nativa	0.021 (0.035)	0.018 (0.032)	0.016 (0.033)	0.018 (0.030)	0.010 (0.033)	0.007 (0.028)	0.013 (0.034)	0.014 (0.030)	0.019 (0.035)	0.011 (0.032)	
Coeficientes	w' P [ρ]		0.295*** (0.050)	0.394*** (0.046)	-0.306* (0.134)	-0.390** (0.119)	0.292*** (0.050)	0.387*** (0.047)	-0.318* (0.129)	-0.379** (0.116)	
	w' ξ [λ]				0.578*** (0.093)	0.700*** (0.066)			0.581*** (0.089)	0.689*** (0.066)	
	w' x (Var Aridez - Est Seca)						0.019 (0.079)	0.102 (0.070)	0.001 (0.079)	0.173* (0.071)	
	w' x (Var Aridez - Est Chuva)						0.026 (0.077)	0.010 (0.068)	0.045 (0.075)	-0.026 (0.067)	
	w' x (Práticas Conservacionistas)						-0.011 (0.022)	0.018 (0.020)	-0.030 (0.027)	0.024 (0.026)	
	w' x (Floresta Nativa)						0.026 (0.058)	0.021 (0.047)	0.049 (0.070)	0.013 (0.066)	
	BIC	-757.76	-869.4	-783.09	-924.88	-780.35	-922.68	-755.133	-899.6883	-753.86	-900.6114
	LR			64.98***	125.29***	73.82***	135.20***	66.37***	132.19***	78.88***	159.07***
R ² (Whitin)	0.4325	0.6929	0.4301	0.6944	0.4178	0.6772	0.431	0.6959	0.4223	0.6869	
Número de observações	1290	1290	1290	1290	1290	1290	1290	1290	1290	1290	

*** p<0.001, ** p<0.01, * p<0.05

Fonte: Elaborado pelos autores com base no CNA 2006/2017, PAM 2005/2016, MapBiomass e INMET.

Tabela 3. Estimativas de efeitos heterogêneos para as variáveis dependentes relacionadas à difusão de poços de água subterrânea, SP.

Variáveis Independentes	SAR		SAR	
	Poço Comum	Poço Tubular	Poço Comum	Poço Tubular
Var Aridez - Estação Seca	-0.071** (0.023)	0.064** (0.021)	-0.063 (0.036)	0.082* (0.032)
Var Aridez - Estação Chuva	0.069*** (0.019)	-0.043* (0.017)	0.047* (0.022)	-0.027 (0.019)
Práticas Conservacionistas	-0.028* (0.012)	0.006 (0.011)	-0.028* (0.012)	0.008 (0.011)
Floresta Nativa	0.016 (0.033)	0.019 (0.030)	0.021 (0.033)	0.015 (0.030)
Var Aridez - Estação Seca # Práticas Conservacionistas	0.022 (0.026)	-0.051* (0.023)		
Var Aridez - Estação Chuva # Práticas Conservacionistas	-0.003 (0.028)	-0.038 (0.024)		
Var Aridez - Estação Seca # Floresta Nativa			-0.014 (0.026)	-0.015 (0.023)
Var Aridez - Estação Chuva # Floresta Nativa			0.050 (0.037)	-0.076* (0.032)
w' P [ρ]	0.293*** (0.050)	0.393*** (0.046)	0.292*** (0.049)	0.387*** (0.047)
R ² (Whitin)	0.4308	0.6968	0.4337	0.6982
Número de observações	1290	1290	1290	1290

*** p<0.001, ** p<0.01, * p<0.05

Fonte: Elaborado pelos autores com base no CNA 2006/2017, PAM 2005/2016, MapBiomias e INMET.

Tabela 4. Decomposição do efeito espacial total dos modelos SAR relacionados à difusão de poços de água subterrânea, SP.

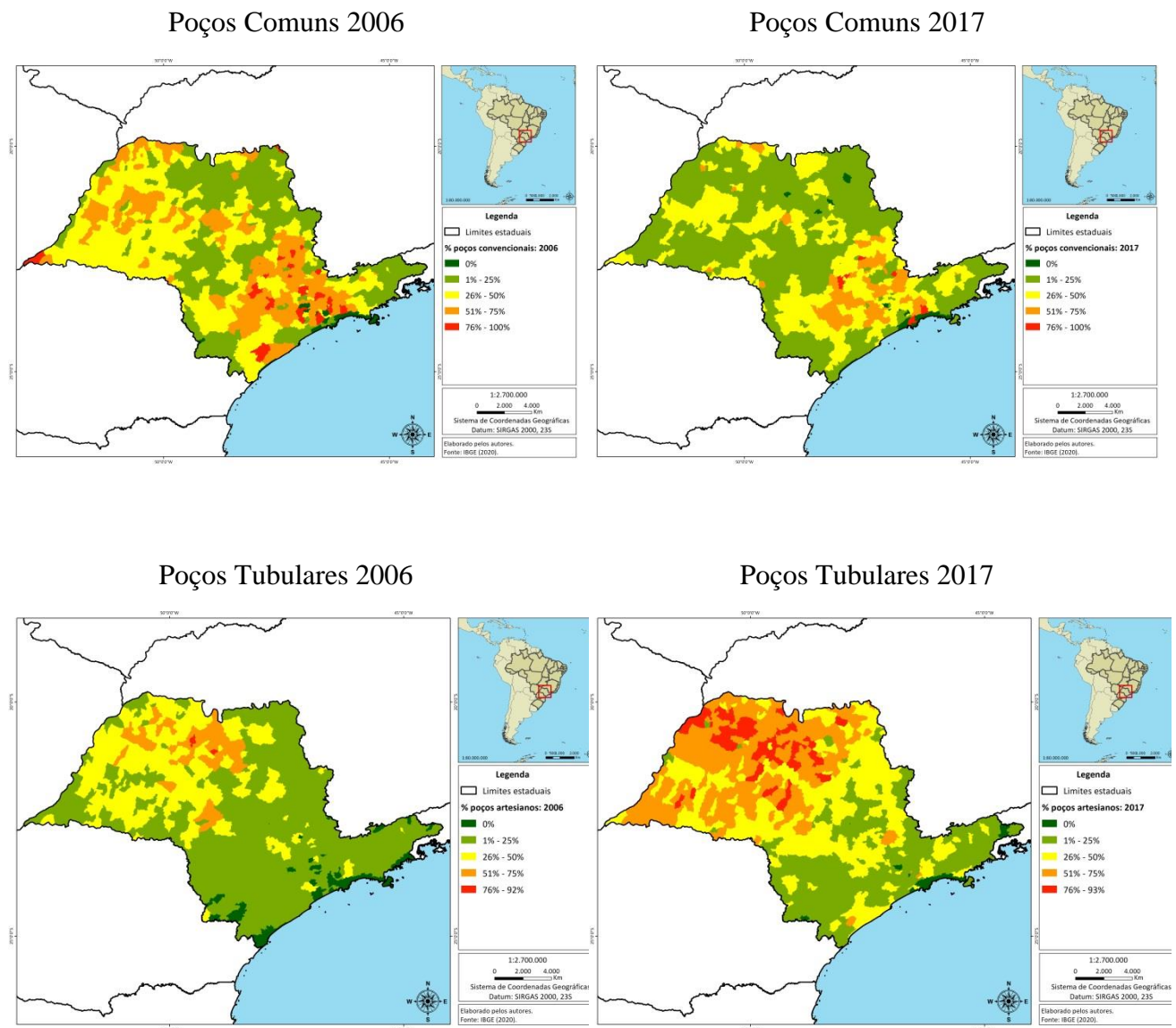
Variáveis Independentes	Poço Comum			Poço Tubular		
	Direto	Indireto	Total	Direto	Indireto	Total
Var Aridez - Estação Seca	-0.082** (0.024)	-0.031** (0.011)	-0.113** (0.033)	0.077*** (0.022)	0.044** (0.013)	0.121*** (0.033)
Var Aridez - Estação Chuva	0.045* (0.022)	0.017* (0.009)	0.062* (0.030)	-0.029 (0.020)	-0.017 (0.011)	-0.046 (0.031)
Práticas Conservacionistas	-0.027* (0.012)	-0.011* (0.005)	-0.038* (0.017)	0.007 (0.011)	0.004 (0.006)	0.011 (0.017)
Floresta Nativa	0.020 (0.034)	0.008 (0.013)	0.027 (0.047)	0.015 (0.031)	0.009 (0.018)	0.024 (0.048)
Var Aridez - Estação Seca # Práticas Conservacionistas	0.019 (0.026)	0.007 (0.010)	0.027 (0.037)	-0.051* (0.024)	-0.030* (0.015)	-0.081* (0.038)
Var Aridez - Estação Chuva # Floresta Nativa	0.060 (0.031)	0.023 (0.013)	0.084 (0.044)	-0.064* (0.028)	-0.037* (0.017)	-0.100* (0.045)

*** p<0.001, ** p<0.01, * p<0.05

Fonte: Elaborado pelos autores com base no CNA 2006/2017, PAM 2005/2016, MapBiomias e INMET

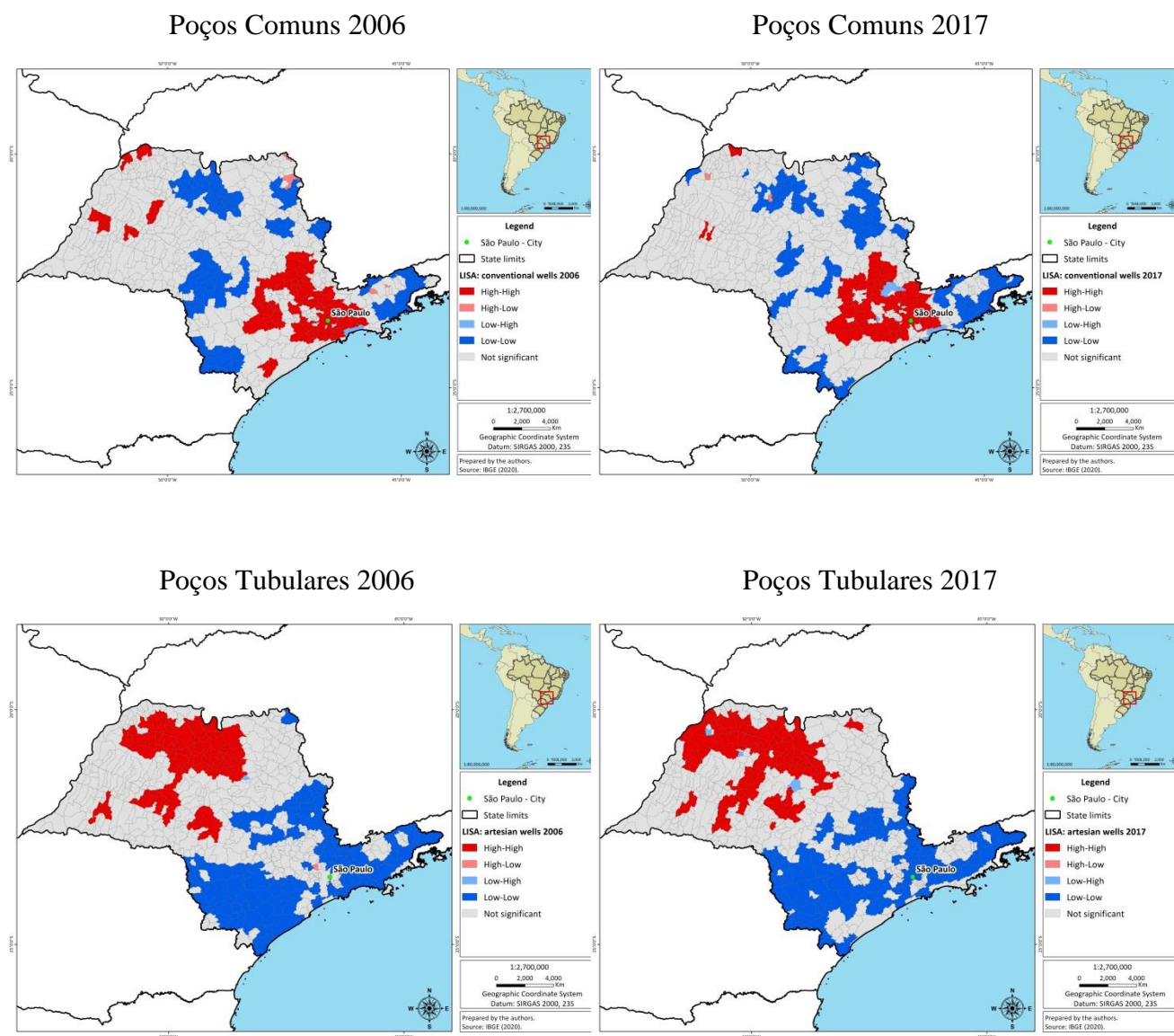
Figuras

Figura 1. Porcentagem de estabelecimentos agrícolas em cada município que possuem poços comuns ou convencionais, e tubulares ou artesianos, SP, 2006 e 2017.



Fonte: Elaborado pelos autores com base no CNA 2006/2017

Figura 2. Clusters LISA para a proporção de estabelecimentos agrícolas em cada município que possuem poços comuns ou convencionais, e tubulares ou artesanais. SP, 2006 e 2017.



Fonte: Elaborado pelos autores com base no CNA 2006/2017, PAM 2005/2016, MapBiomias e INMET