

Mapeamento do Potencial de Contaminação das Águas Superficiais e Subterrâneas na Região de Candiota e Entorno, RS, Brasil

Mapping of the Contamination Potential of Surface and Groundwater in Candiota Region and Surroundings, RS State, Brazil

Ana Paula Assumpção Cordeiro¹ , Giana Grupioni Rezende¹ , Ana Caroline Messias de Magalhães¹ , Márcia Anelise Atzler Hoffart¹ , Ricardo Antonio Mollmann Junior¹ , Vagner Paz Mengue² , Tatiana Silva da Silva¹ , Carlos Gustavo Torquinst¹ , Rita de Cássia Marques Alves¹ , Andrea Lopes Iescheck¹  & Sergio Florencio de Souza¹ 

¹Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Programa de Pós-graduação em Sensoriamento Remoto, Porto Alegre, RS, Brasil

²Universidade Federal do Mato Grosso, Departamento de Geografia, Cuiabá, MT, Brasil

E-mail: apacufgrs@yahoo.com.br; giana.rezende@cprm.gov.br; ana_magalhaes@hotmail.com.br; marciacartograf@gmail.com; mollmannr@gmail.com; vagnergeo@yahoo.com.br; tatiana.silva@ufrgs.br; carlos.tornquist@ufrgs.br; rita.alves@ufrgs.br; andrea.iescheck@ufrgs.br & sergio.florencio@ufrgs.br

Resumo

A região de Candiota abrange a maior reserva de carvão mineral do Brasil e vem apresentando crescentes mudanças no uso e cobertura do solo devido à introdução e ampliação da silvicultura e cultivos de soja, o que pode alterar a qualidade e a capacidade de infiltração de água no solo. Este trabalho objetiva mapear o potencial de contaminação das águas superficiais e subterrâneas na região de Candiota e entorno, no Rio Grande do Sul, a fim de identificar as diferenças espaciais da vulnerabilidade. Foram utilizados os seguintes mapas: Modelo Digital de Elevação para modelagem hidrológica; hidrogeológico; tipos de solos; e uso e cobertura do solo, gerado a partir de imagens Landsat 8. Valores de curva-número (CN) foram utilizados para mapear o potencial de infiltração inicial de água no solo. Os mapas de vulnerabilidade resultantes permitiram detectar as regiões com maior ou menor susceptibilidade. O mapa de vulnerabilidade latente atribuiu um menor potencial de contaminação das águas subterrâneas às áreas não aquíferas (onde os aquíferos são inexistentes ou pouco produtivos) e um maior potencial às áreas com maior acúmulo de águas superficiais, decorrente do relevo e da direção de escoamento preferencial. O mapa de vulnerabilidade específica adaptada foi fundamental para avaliar a influência da textura do solo e do uso e cobertura do solo sobre a vulnerabilidade dos aquíferos, identificando as áreas onde a influência da textura do solo ou do uso e cobertura do solo foi maior. Além disso, evidenciou a susceptibilidade ao escoamento superficial. O mapa final representou melhor o potencial de contaminação de águas superficiais do que o de águas subterrâneas, uma vez que teve muita influência da capacidade de escoamento, que influencia de forma inversa na contaminação de águas subterrâneas e superficiais, localmente. No que tange às águas subterrâneas, ele representou melhor o risco de contaminação através de rios influentes, mas não de recarga direta do contaminante através do solo. Métodos como este, que analisam o potencial de contaminação com um número de mapas relativamente reduzido, são adequados para escalas regionais. Identificadas as áreas de maior potencial de contaminação, cabe aos órgãos de controle ambiental demandar um maior detalhamento quando necessário, a fim de definir ações prioritárias sobre atividades em curso com potencial poluidor, bem como definir o nível de exigências ambientais para novas atividades.

Palavras-chave: Vulnerabilidade; Susceptibilidade; Curva número

Abstract

Candiota region comprises the largest reserve of coal in Brazil and it has presented increasing changes in land use and cover due to the introduction and expansion of silviculture and soybean crops, which in turn can change the water quality and infiltration capacity in the soil. This work aims to map the contamination potential of surface and groundwater in the region of Candiota and surroundings, RS, Brazil, and to identify the spatial differences in the vulnerability. The following maps were used: Digital Elevation Model for hydrological modeling; hydrogeological; soil types; and land use and cover, from Landsat 8 images. Curve-Number (CN) values were used to map the initial infiltration potential for water into the soil. The resulting vulnerability maps indicated the regions with higher or lower susceptibility. The latent vulnerability map attributed a lower potential of groundwater contamination to non-aquifer areas (where aquifers are non-existent or have low productivity), and a higher potential to areas with greater surface water accumulation, due to relief and preferential flow direction. The adapted specific vulnerability map was essential to evaluate the influence of the soil hydrological type and land use and cover on aquifer vulnerability, identifying areas where the influence of soil texture or land use and cover was greater. In addition, it pointed out the susceptibility to surface runoff. The final map represented better the contamination potential for surface water than for groundwater, since it had a high influence of the runoff capacity, which locally influences inversely the contamination of groundwater and surface water. Regarding groundwater, it represented better the risk of contamination through

influential rivers, but not contaminant direct reloading through the soil. Methods like this, which analyze the contamination potential with a relatively small number of maps are suitable for regional scales. Once the areas with the greatest contamination potential have been identified, it is up to the environmental control agencies to demand a greater detail when necessary, in order to define priority actions on ongoing activities with potential polluter, as well as to define the level of environmental requirements for new activities.

Keywords: Vulnerability, Susceptibility; Curve number

1 Introdução

A qualidade das águas depende principalmente do controle de resíduos urbanos, agrícolas, industriais e de mineração, que, se não forem bem manejados, podem chegar até os reservatórios, barragens, açudes, rios e lagos. Nitratos, fosfatos e resíduos de defensivos agrícolas ou de seus metabólitos, dentre outros, dependendo da concentração, podem vir a poluir as águas por escoamento superficial, transportados dissolvidos em água ou associados a sedimentos em suspensão ou, ainda, contaminar as águas subterrâneas por infiltração, dependendo da textura, estrutura, estabilidade dos agregados e profundidade dos solos.

A captação de água para o abastecimento dos grandes centros urbanos, em sua maioria, é realizada a partir de recursos hídricos superficiais. Com a crescente contaminação destes recursos e seu elevado custo de tratamento, cada vez mais as águas subterrâneas vêm se tornando uma alternativa. Segundo Hirata & Fernandes (2008), a dependência das águas subterrâneas para o abastecimento público e produção econômica tem forçado os governos a estabelecerem programas mais efetivos de proteção de qualidade de aquíferos e de remediação. Porém, devido a limitações técnicas, econômicas e de disponibilidade de especialistas para viabilizar a remediação de contaminantes, os gestores já observaram que é melhor proteger o aquífero do que remediá-lo. Neste contexto, o uso ou o desenvolvimento de técnicas de mapeamento de vulnerabilidade à contaminação das águas torna-se uma ferramenta para proteção dos recursos hídricos, uma vez que traz elementos definidores de áreas prioritárias para a ação.

As metodologias para determinação da vulnerabilidade dos aquíferos são utilizadas como ferramenta pelos gestores, em especial quando representada por mapas, para auxiliar nas políticas de gestão dos recursos hídricos e na melhor avaliação das propostas de desenvolvimento aliadas ao controle da poluição e monitoramento da qualidade da água subterrânea (Ribeiro, Rocha & Garcia 2011). Também, são úteis para o planejamento territorial, com especial atenção às formas de ocupação da terra em áreas de risco de contaminação.

A hipótese do trabalho é que seja possível avaliar o potencial de contaminação das águas superficiais e subterrâneas, a partir das vulnerabilidades, latente e específica, dos aquíferos. Portanto, o objetivo desse trabalho foi mapear o potencial de contaminação das águas superficiais e subterrâneas, a fim de identificar as regiões de maior ou

menor vulnerabilidade, na região de Candiota e entorno, no Rio Grande do Sul, sul do Brasil.

2 Metodologia e Dados

2.1 Área de Estudo

A área de estudo (Figura 1) abrange o município de Candiota (31°33'28,8" Sul e 53°40'22,8" Oeste) e seus cinco municípios vizinhos: ao norte Bagé, a leste Pinheiro Machado, a sudeste Pedras Altas, a sudoeste Aceguá e a oeste Hulha Negra. Segundo o Censo do IBGE de 2010, a população nos seis municípios da área de estudo totaliza 150.994 habitantes (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística 2019b), ocupando uma área de 11.029 km².

Conforme o Mapa Hidrogeológico do Rio Grande do Sul, a parte central da área de estudo é composta pela Formação Palermo-Rio Bonito, que ainda está presente em alguns pontos junto à fronteira com o Uruguai. O Sistema Palermo-Rio Bonito representa aquíferos de média a baixa possibilidade de águas subterrâneas (Machado & Freitas 2005). A maior parte da área é composta pelo Grupo Passa Dois a sul e a oeste e pelo Embasamento Fraturado Indiferenciado a norte e a leste. Há uma pequena área a noroeste de Formação Santa Tecla.

A Jazida Candiota que engloba Candiota, Hulha Negra e Pedras Altas, no Rio Grande do Sul, é a maior reserva de carvão mineral do Brasil. Devido à baixa disponibilidade de água superficial em Candiota e Hulha Negra, a água subterrânea passa a ter fundamental importância para suprir a alta demanda de abastecimento nas dezenas de assentamentos da reforma agrária lá existentes, especialmente no verão. Além disso, os poços nessa região, em geral, apresentam camadas de carvão e sedimentos, que muitas vezes causam problemas na qualidade físico-química das águas (Freitas et al. 2010). Segundo Kirchheim, Goffermann & Freitas (2012), a região compreendida entre Candiota, Hulha Negra e Aceguá possui limitações de ordem física: chuvas mal distribuídas, longos e recorrentes períodos de estiagem, solos expansivos e pouco espessos e uma estrutura geológica complexa formando aquíferos pouco produtivos.

Além dessas características, é importante destacar que a mudança na estrutura fundiária acompanhada da diversificação do uso econômico das terras vem exercendo alterações ambientais diferentes daquelas ocorridas

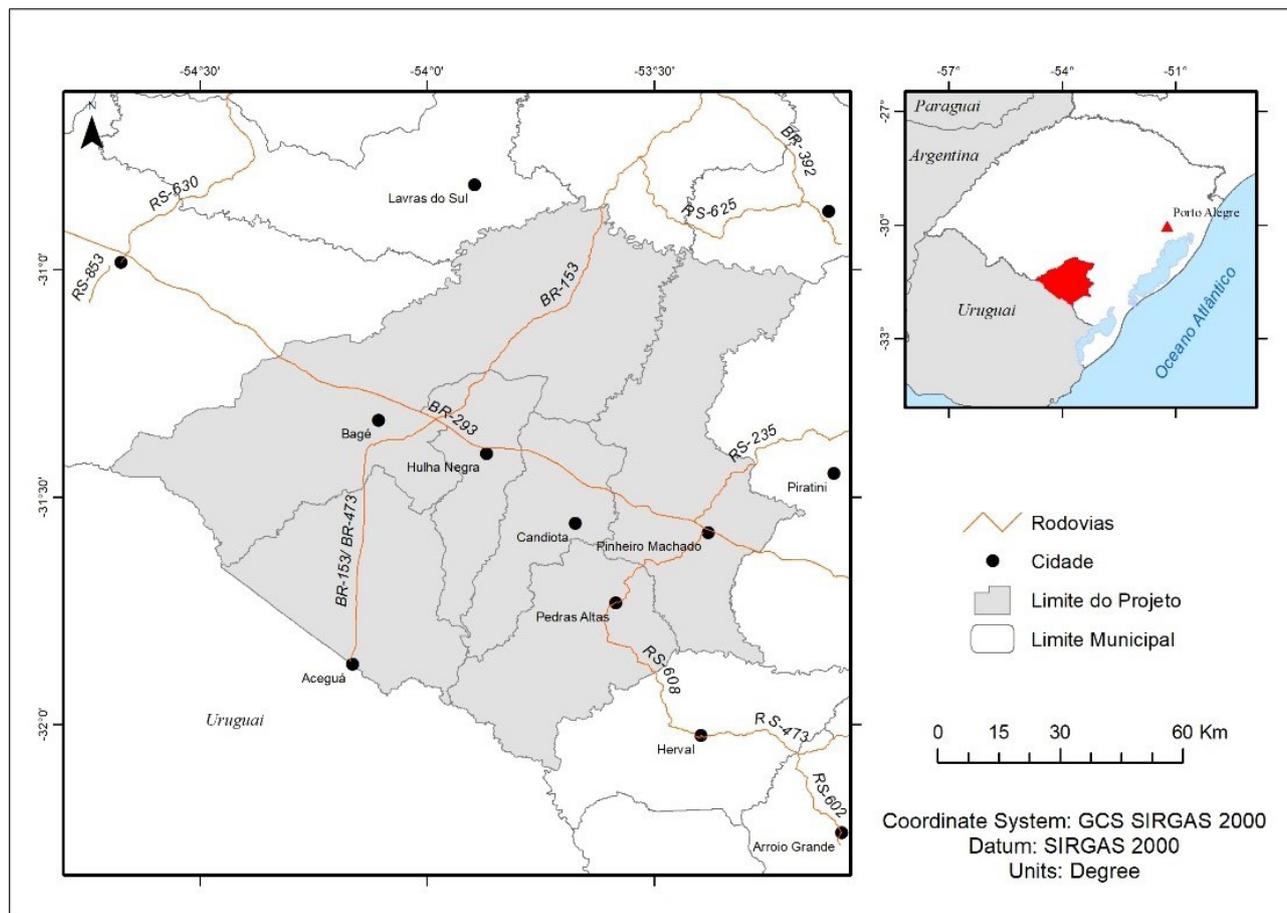


Figura 1 Área de estudo em Candói e entorno, Rio Grande do Sul.

pelos processos históricos de ocupação regional, com o consequente aumento da pressão antrópica sobre os remanescentes de vegetação original, em detrimento do maior aproveitamento econômico da terra. Estas alterações sobre a paisagem pastoril na região são advindas, principalmente, da substituição dos campos secos por pastagens cultivadas e lavouras, predominantemente de soja, e dos campos úmidos (banhados e várzeas) por lavouras de arroz. A silvicultura também é fonte de impacto sobre a vegetação herbácea, visto que os campos são preferidos, tanto pela facilidade de implantação quanto pela área disponível e legislação aplicável (Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária 2007).

Esta região no sul do Rio Grande do Sul está inserida no Bioma Pampa, onde predomina a paisagem campestre. Nos municípios que compõem a área de estudo estão presentes as regiões fitoecológicas da Estepe e da Floresta Estacional Decidual, além de Formação Pioneira na parte sudoeste e Áreas de Tensão Ecológica (contatos), em que dois ou mais tipos de vegetação se intercalam mesclando a flora, na parte norte da área de estudo (Instituto Brasileiro

de Geografia e Estatística 2019a). A região apresenta uma diversidade de tipos de uso e cobertura do solo: silvicultura, campos, florestas, além de cultivo de arroz (historicamente associado à pecuária), milho, trigo, sorgo granífero, e, na última década, soja (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística 2019c).

2.2 Planos de Informação

Todos dados espaciais foram georreferenciados no Sistema de Referência Geocêntrico para as Américas (SIRGAS2000) e projetados no sistema de coordenadas geográficas, além de reamostrados para a mesma resolução do mapa de uso e cobertura do solo (30 m), através do método de interpolação “por vizinho mais próximo”. Para todos os planos de informação foi realizado o recorte da área de estudo, com base em uma máscara do limite regional, obtida da base cartográfica do IBGE. Os processamentos para as estimativas das vulnerabilidades foram realizados no ArcGIS v.10.3®.

2.3 Cartografia de Vulnerabilidade de Aquíferos

Há várias definições de vulnerabilidade de um aquífero, com variações entre os autores, conforme o contexto em que está inserida, a mais amplamente utilizada consiste na ideia de que a susceptibilidade intrínseca do meio aquífero é adversamente afetada por uma carga contaminante antrópica. Segundo Hirata & Fernandes (2008), a vulnerabilidade das águas subterrâneas à contaminação pode ser definida em função de um conjunto de características físicas, químicas e biológicas da zona não saturada e/ou do aquífero confinante, que, juntas, controlam a chegada de contaminante ao aquífero. Diferencia-se a vulnerabilidade intrínseca da específica devido à primeira trabalhar exclusivamente com as características do aquífero, enquanto à segunda acrescenta-se a análise das atividades antrópicas, como o uso e ocupação do solo na possibilidade de contaminação das águas (Miranda et al. 2015).

Hirata & Fernandes (2008) descrevem os objetivos principais e os parâmetros a determinar em diversos métodos de cartografia de vulnerabilidade de aquíferos, publicados desde 1964. A vulnerabilidade de um aquífero é tanto menor quanto mais difícil ou demorado for o acesso hidráulico do contaminante à zona saturada. Alguns métodos restringem-se a analisar a facilidade com que o material permite a travessia do contaminante entre a superfície do solo e a zona saturada, enquanto outros consideram, também, a mobilidade do contaminante na zona saturada. Além disso, não existe um consenso sobre o conceito de vulnerabilidade, o que dificulta a comparação entre os métodos. No entanto, se destacam na determinação da vulnerabilidade os seguintes métodos: GOD (Foster & Hirata 1988), abreviatura do inglês (*Groundwater hydraulic confinement* / confinamento do aquífero; *Overlying strata* / natureza composicional da zona não saturada e / ou aquífero e seu grau de fraturamento; e *Depth to groundwater table* / profundidade do nível d'água); e o DRASTIC (Aller et al. 1987), que gera um índice relativo de vulnerabilidade, obtido pela soma ponderada dos parâmetros: profundidade da água subterrânea (D), recarga natural (R), meio aquífero (A), solo (S), topografia (T), impacto (material) da zona insaturada (I) e condutividade hidráulica da zona saturada (C).

No entanto, os mapas de vulnerabilidade de aquíferos apresentam limitações devido à falta de dados necessários à aplicação de metodologias detalhadas, voltadas a estudos locais, em que dados e conhecimento de hidrogeologia são essenciais.

Considerando que o objetivo do presente trabalho é mais amplo, ou seja, de avaliar não somente o potencial de contaminação das águas subterrâneas, mas também das águas superficiais, foi gerado um mapa de vulnerabilidade geral a partir do cruzamento da vulnerabilidade latente com a vulnerabilidade específica adaptada (já que não

se restringiu a um contaminante específico ou ainda a uma atividade ou classe de contaminantes, mas sim foi baseada na influência dos diferentes usos e coberturas do solo sobre os aquíferos, considerando os solos com distintas capacidades de infiltração e escoamento).

2.4 Vulnerabilidade Latente

Considerando-se que o resultado do cruzamento dos mapas de acúmulo de água com o hidrogeológico adaptado (ocorrência ou não de aquíferos) não poderia ser denominado vulnerabilidade intrínseca, tendo em vista que já existem métodos de estimativa da mesma e o presente trabalho não propõe uma nova metodologia para tal, atribuiu-se o termo vulnerabilidade latente para representar um perigo latente frente a um risco de contaminação.

A primeira etapa do trabalho consistiu na modelagem hidrológica, a partir do Modelo Digital de Elevação (MDE) da *Shuttle Radar Topography Mission* (SRTM) (Figura 2). O MDE/SRTM contém algumas falhas em seus dados, ou seja, alguns pixels possuem um valor discrepante em relação aos seus pixels vizinhos. Neste sentido, o preenchimento de depressões auxiliou na estimativa do valor correto, corrigindo as depressões espúrias. A seguir, determinou-se a direção de escoamento através do *Flow Direction*, sendo a direção de escoamento preferencial da água, a de maior declividade. Logo após, determinou-se o acúmulo de água para cada célula. Este procedimento determina a quantidade de pixels que contribui com água para um pixel, ou seja, uma célula recebe a água proveniente de várias células, e esta pode transferir a água acumulada para várias outras células. Essa modelagem é descrita no fluxograma a seguir (Figura 3).

A modelagem hidrológica foi realizada para uma área maior que a de estudo, e posteriormente recortada, assim gerando a partir da base de direções de fluxo, o mapa de acúmulo de água (Figura 4), no qual cada pixel tem um valor correspondente ao somatório das áreas superficiais de todos os pixels que desaguam nele. As células em vermelho correspondem aos maiores acúmulos de água, essas áreas indicam canais de córregos. Por sua vez, as células em verde são as de menor acúmulo de água e os níveis intermediários de acúmulo de água estão representados nas tonalidades de azul. Optou-se por utilizar dez classes no mapa de acúmulo de água, em detrimento de um número menor de classes, visando preservar a maior representatividade das drenagens no mapa final de potencial de contaminação das águas.

A partir do mapa hidrogeológico do Brasil, disponibilizado na escala 1:5.000.000 (Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais 2019) foi gerado o mapa hidrogeológico adaptado (Figura 5), a partir de dados de atributo da ocorrência ou não de aquífero naquela região (1- não aquífero e 2 – aquífero de baixa produção).

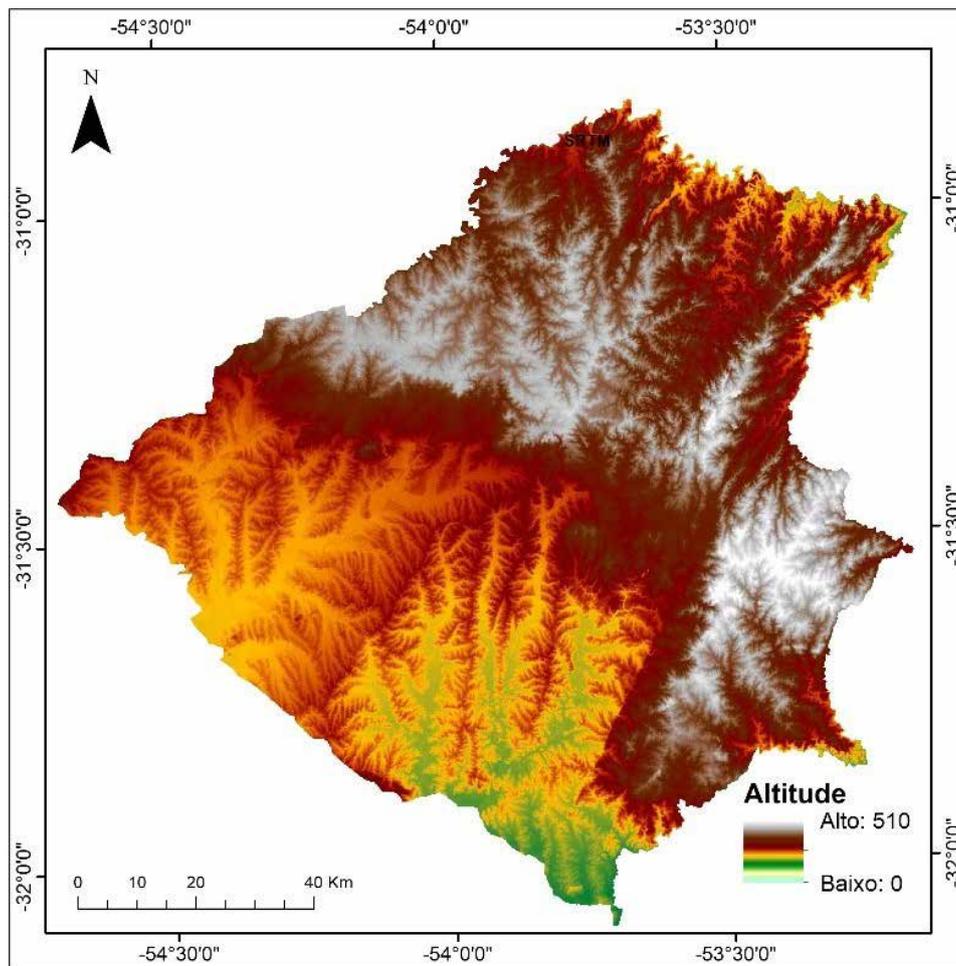


Figura 2 Modelo Digital de Elevação (MDE) da Shuttle Radar Topography Mission (SRTM).

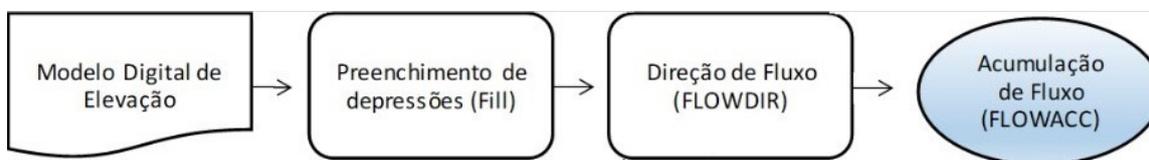


Figura 3 Fluxograma da modelagem hidrológica para a região de estudo.

2.5 Vulnerabilidade Específica Adaptada

Para obtenção da vulnerabilidade específica foi considerado o risco de contaminação das águas com relação à presença de uma fonte qualquer de poluição, oriunda das atividades antrópicas, representadas pelo uso e a cobertura do solo frente às características dos solos da região (teor de argila, areia, potencial de escoamento e infiltração). Pois, levou-se em consideração que o solo é uma das maiores defesas contra a contaminação

antrópica de aquíferos, não somente pela sua posição, entre a carga poluente e a zona saturada, mas, também, por suas características biológicas e/ou físico-químicas, que induzem a degradação de muitas substâncias e micro-organismos patogênicos, já que diferentes tipos de argila, óxidos, hidróxidos e matéria orgânica apresentam diferentes capacidades de adsorção de contaminantes e troca iônica, retardando e reduzindo a concentração de contaminantes ao longo da zona não-saturada (Hirata & Fernandes 2008).

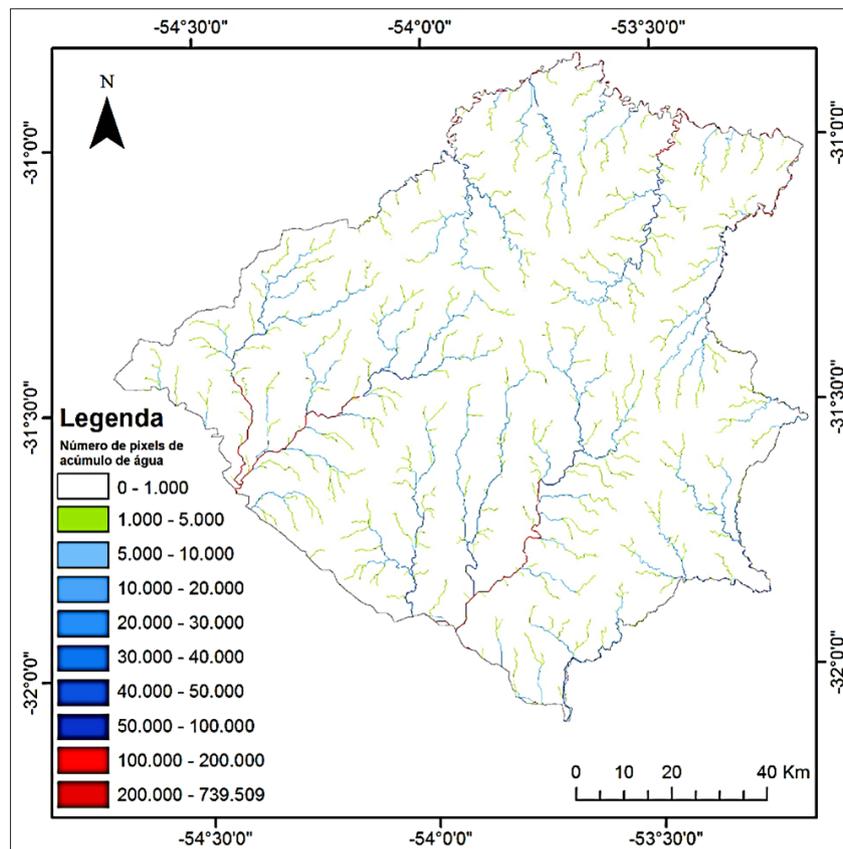


Figura 4 Mapa de acúmulo de água.

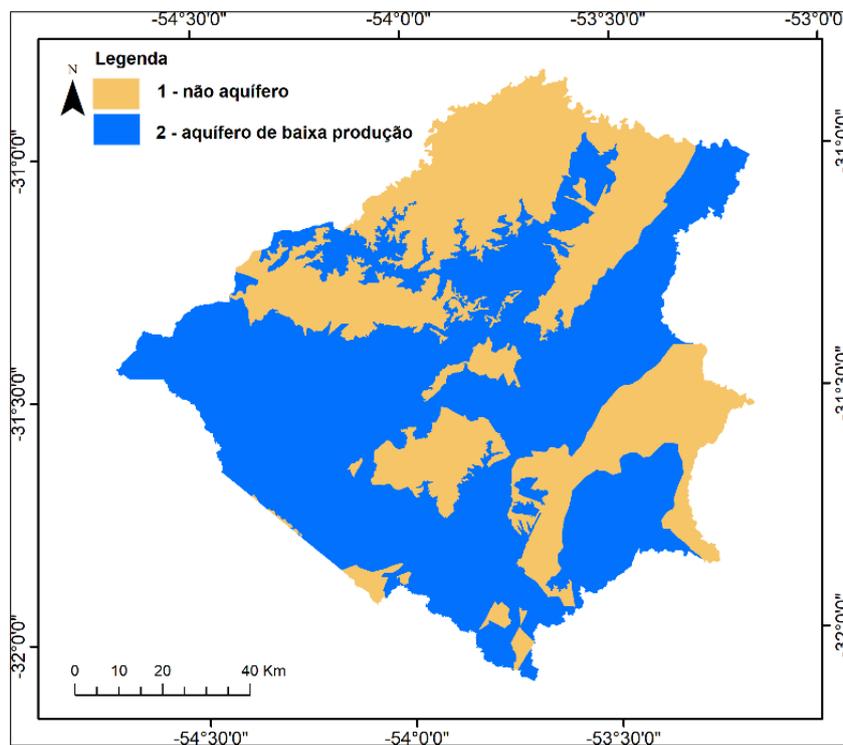


Figura 5 Mapa hidrogeológico adaptado, com base na ocorrência ou não de aquífero.

A classificação do mapa de uso e cobertura do solo foi realizada através da plataforma do *Google Earth Engine* (Google Earth Engine 2019), na qual foram desenvolvidos *scripts* para selecionar imagens de reflectância da série histórica do Landsat 8 (LANDSAT/LC08/C01/T1_TOA), com cobertura de nuvens menor que 1%, resolução espacial de 30 m, para o período entre 2015 a 2019. O mapa de uso e cobertura de solo considerou cinco classes: floresta natural, água, silvicultura, campos e agricultura (Figura 6). Algumas classes de uso e cobertura do solo seguiram metodologias específicas de classificação, a fim de gerar um produto com maior acurácia. Para a classe Agricultura, foi utilizada a metodologia proposta por Mengue et al. (2018), para as demais classes, foi utilizada a classificação supervisionada *Support Vector Machine*, disponibilizada pelo GEE.

Os solos que ocorrem na região (Figura 7), obtidos do mapa de solos (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística 2018) na escala 1:1.000.000, foram classificados em quatro grupos hidrológicos: A, B, C, D (Tabela 1).

Essa classificação especificada no Manual Nacional de Engenharia (*National Engineering Handbook* - NEH),

pelo Serviço de Conservação de Recursos Naturais (NRCS) do Departamento de Agricultura dos Estados Unidos (United States Department of Agriculture 2009), se baseia no potencial de escoamento, drenagem e teor de argila ou areia. São classificados como A os solos com baixo potencial de escoamento quando saturados, alta drenagem (a água passa livremente no perfil) e dispendo de menos de 10% de argila e mais que 90% de areia. Os solos do grupo B têm moderado potencial de escoamento e drenagem moderadamente alta, apresentando de 10 a 20% de argila e 50 a 90% de areia. Os solos C têm potencial de escoamento moderadamente alto, drenagem moderada e contêm 20 a 40% de argila e menos de 50% de areia. Os solos D têm alto potencial de escoamento quando completamente saturado, drenagem ruim (água tem movimento restrito) e possuem mais que 40% de argila e menos que 50% de areia.

Os dados de textura dos solos foram extraídos da seção “Pedologia” do Levantamento de Recursos Naturais do Rio Grande do Sul (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística 1986).

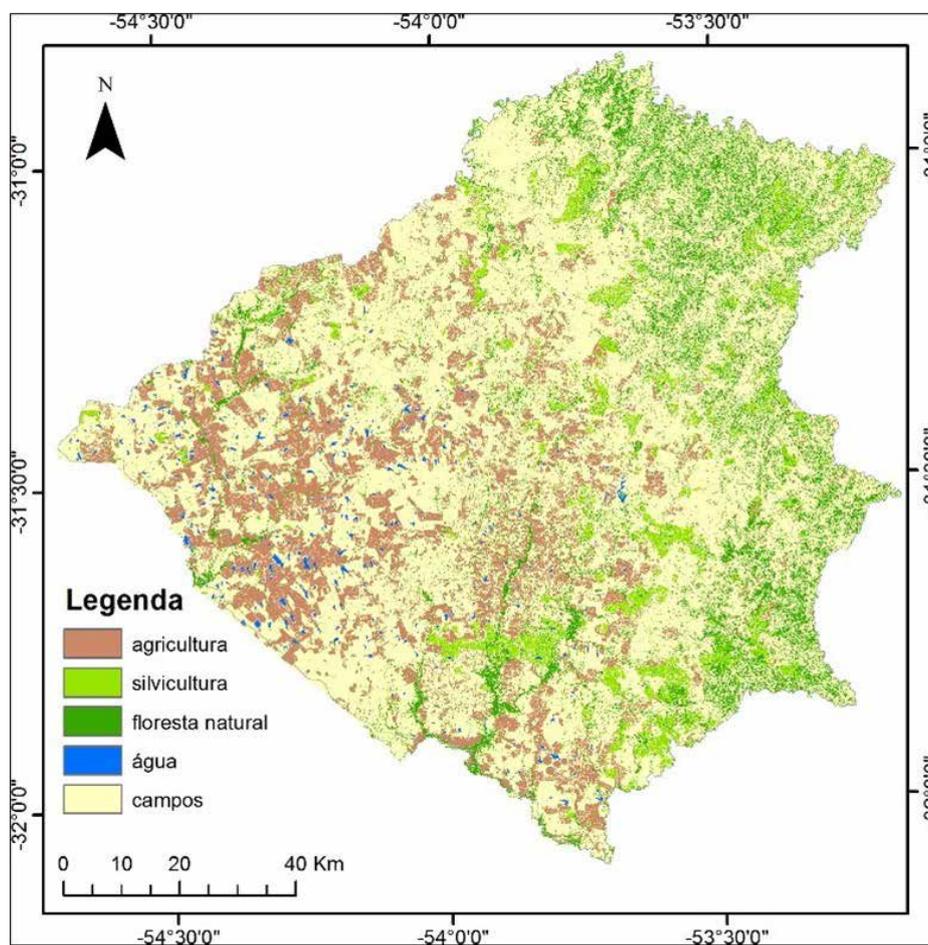


Figura 6 Mapa de uso e cobertura do solo.

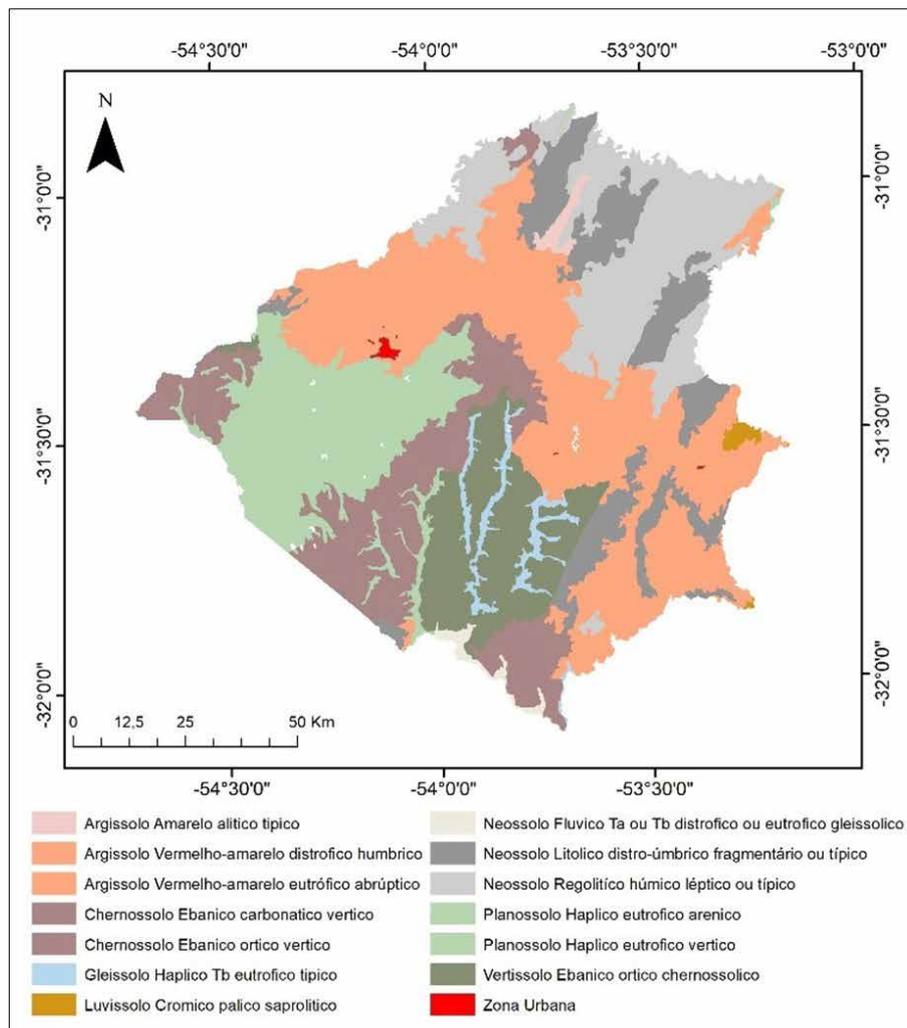


Figura 7 Mapa de tipos de solos. Fonte dos dados: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2018).

Tabela 1 Grupos hidrológicos de solos

Classificação	Solos
A	Planossolo Háptico eutrófico arenico
B	Argissolo Vermelho-amarelo distrófico húmbrico
C	Planossolo Háptico eutrófico vértico
	Argissolo Vermelho-amarelo eutrófico abrupto
	Chernossolo Ebânico órtico vértico
	Neossolo Litólico distro-úmbrico fragmentário ou típico
D	Neossolo Flúvico Ta ou Tb distrófico ou eutrófico gleissólico
	Neossolo Regolítico húmico léptico ou típico
	Chernossolo Ebânico carbonático vértico
	Luvissolo Crômico pálico saprolítico
	Vertissolo Ebânico órtico chernossólico
	Argissolo Amarelo alítico típico
	Gleissolo Háptico Tb eutrófico típico
Zona Urbana	

O número da curva de escoamento superficial (Curve Number - CN) é o principal parâmetro no método Chuva-Vazão do Serviço de Conservação do Solo (SCS) do USDA, que relaciona um determinado evento de precipitação pluvial a uma lâmina de escoamento. O valor CN depende do grupo hidrológico do solo, uso do solo e condições de umidade inicial. Foi realizado o cruzamento (função *crossstab* do IDRISI®) do mapa dos grupos hidrológicos de solos com o mapa de uso e cobertura do solo, e para cada combinação foi atribuído um valor CN de acordo com a Tabela 2, com base na tabela disponibilizada pelo NRCS (United States Department of Agriculture 2004).

Para corpos d'água nos diferentes grupos hidrológicos foi considerado o valor CN de 98, conforme recomendado pelo NRCS (United States Department of Agriculture 2004). A atribuição de valores CN levou em consideração: o tipo de cobertura e a condição hidrológica.

Tabela 2 Valores de CN para a combinação dos diferentes grupos hidrológicos e usos do solo

Grupo hidrológico de solos	Uso do solo	CN (United States Department of Agriculture 2004)
D	Agricultura	91
C	Agricultura	88
B	Agricultura	81
A	Agricultura	72
D	Silvicultura	79
C	Silvicultura	73
B	Silvicultura	60
A	Silvicultura	36
D	Floresta natural	77
C	Floresta natural	70
B	Floresta natural	55
A	Floresta natural	30
D	Campos	89
C	Campos	86
B	Campos	79
A	Campos	68

As classes agricultura, silvicultura, floresta natural e campos foram consideradas como plantio em linhas ruim, floresta razoável, floresta boa e pastagem ruim, respectivamente. O mapa de valores CN gerado a partir da combinação dos grupos hidrológicos dos solos com o uso e cobertura do solo representa a vulnerabilidade específica adaptada.

2.6 Mapa do Potencial de Contaminação das Águas Superficiais e Subterrâneas

Através do cruzamento das vulnerabilidades do aquífero, latente e específica adaptada, foi gerado um mapa do potencial de contaminação de águas superficiais e subterrâneas.

3 Resultados

3.1 Vulnerabilidade Latente

A relação entre a vulnerabilidade do aquífero e o acúmulo de água superficial depende do tipo de recarga do aquífero em questão. Cabe lembrar que o padrão de fluxo da água subterrânea é afetado pela distribuição da condutividade hidráulica nos aquíferos e pelo clima, visto que a precipitação pluvial é a principal fonte de recarga da maioria dos aquíferos. A recarga se processa diretamente em toda a área de exposição do aquífero e as descargas ocorrem pela rede de drenagem. Os rios que recebem água

dos aquíferos são chamados rios efluentes. Ao contrário, os rios influentes são aqueles que recarregam os aquíferos (Karmann 2000).

A Figura 8 apresenta a vulnerabilidade latente, a partir do cruzamento do mapa de acúmulo de água com o mapa hidrogeológico adaptado (1- não aquífero e 2 – aquífero de baixa produção), na qual observa-se uma maior susceptibilidade nas áreas de maior acúmulo de drenagem, seguida pelas áreas do aquífero de baixa produção de águas subterrâneas, e a menor susceptibilidade verifica-se nas áreas não aquíferas, estas duas últimas predominantes na área de estudo.

O potencial de carregamento dos poluentes relaciona-se diretamente com o escoamento superficial da bacia de drenagem instalada sobre sua área de ocorrência e com a parcela da água de precipitação pluvial que se infiltra no solo, que corresponde à recarga transitória do aquífero.

3.2 Vulnerabilidade Específica Adaptada

No mapa de vulnerabilidade específica adaptada (Figura 9), aqui representada por valores CN, dados a partir da combinação dos grupos hidrológicos dos solos com o uso e cobertura do solo, observa-se maior influência da textura do solo em toda região abrangida pelo Argissolo Vermelho-Amarelo distrófico húmbrico. Independentemente do uso e cobertura do solo, esta área se destacou por apresentar os menores valores CN, indicando uma menor susceptibilidade ao escoamento superficial, já que sua característica de textura mais grosseira favorece a infiltração. Este solo foi classificado como grupo hidrológico B, com drenagem moderadamente alta e moderado potencial de escoamento. A maior proporção de macroporos em solos arenosos permite uma infiltração mais rápida (maior drenagem), e por sua vez a retenção de água no solo é reduzida, assim como a presença de água na superfície passível de escoamento e carreamento de sedimentos, inclusive de elementos contaminantes. Isso poderá resultar em baixo potencial de contaminação das águas superficiais por escoamento, no entanto, aumentaria os riscos de contaminação da água subterrânea por infiltração. Segundo Okigbo & Lal (1977), as diferenças hidrológicas das classes de solos, são apontadas como um fator preponderante à capacidade do solo em produzir escoamento superficial e susceptibilidade à erosão hídrica.

Entretanto, não pode ser descartada a influência da vegetação no fator solo. O uso e cobertura do solo está apto a modificar o potencial de escoamento superficial da água, já que o valor CN se altera conforme o tipo de cobertura. A combinação dos diferentes usos e coberturas do solo com os grupos hidrológicos influenciam os processos e a intensidade de infiltração e escoamento superficial. Nas áreas de florestas eram esperados maiores escoamentos nos grupos hidrológicos C e D (mais argilosos).

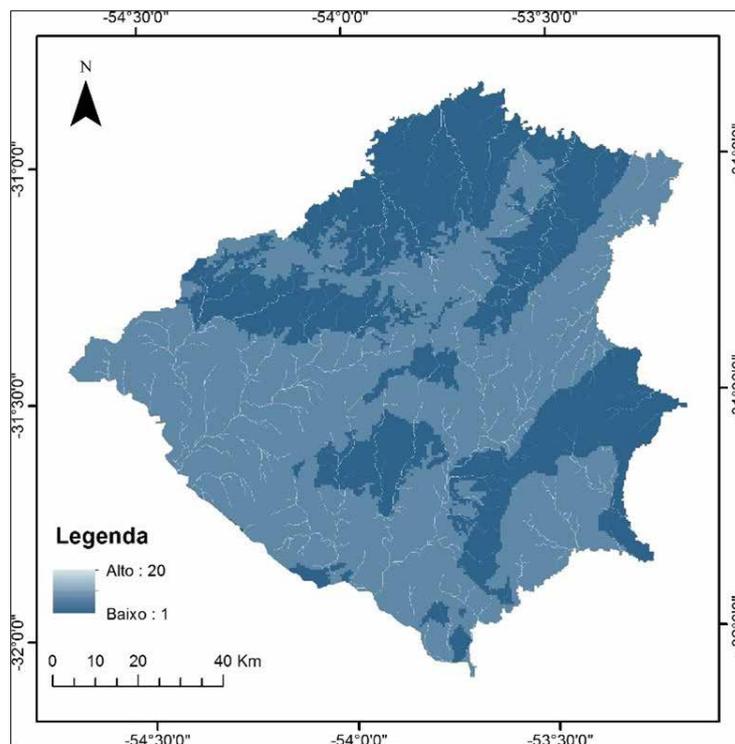


Figura 8 Vulnerabilidade latente.

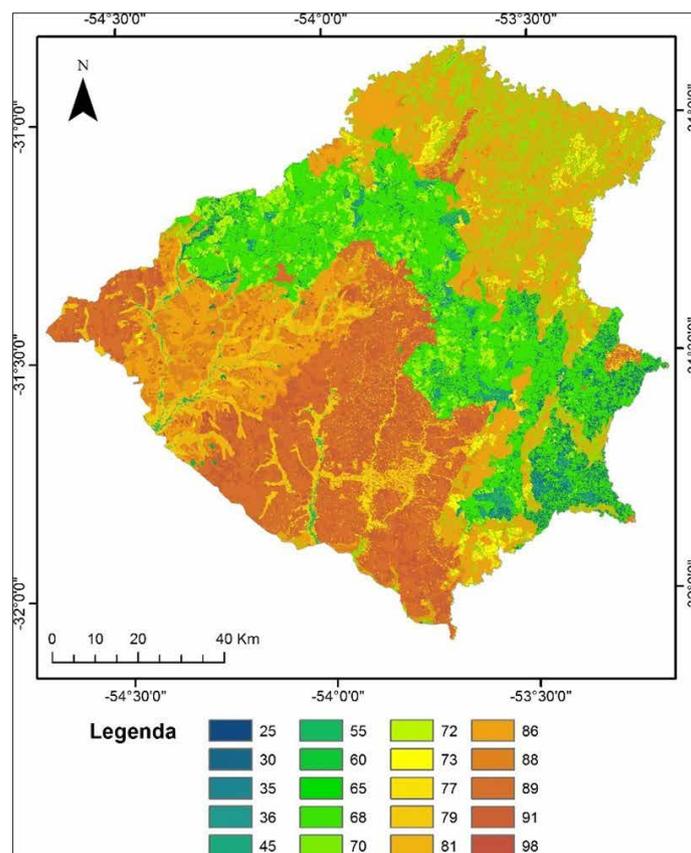


Figura 9 Vulnerabilidade específica adaptada (valores de CN).

No entanto, pode se observar a influência da vegetação na região norte da área de estudo (Figura 9), que apesar da predominância de neossolos, aqui classificados como solos do grupo hidrológico C, com drenagem moderada e potencial de escoamento moderadamente alto, apresentou menores valores CN devido à vegetação predominante de florestas. A presença das florestas correlaciona-se à maior cobertura vegetal, que reduz o impacto das gotas de chuva na superfície, assim como o desprendimento das partículas do solo e, desta forma, reduz o potencial dos poluentes a serem carreados pela erosão hídrica até os cursos d'água. Segundo Blanco-Canqui & Lal (2010), os resíduos vegetais proporcionam a maior absorção, infiltração e redução da velocidade de escoamento superficial da água, sendo assim outro fator muito importante no transporte de sedimentos e poluentes.

Ainda na Figura 9, observa-se que, além da zona urbana, classificada no grupo hidrológico D, com maior potencial de escoamento quando saturado e os corpos d'água, ao qual foi atribuído o valor CN de 98 conforme recomendado pelo NRCS (United States Department of Agriculture 2004), as demais áreas com os maiores valores CN estão, predominantemente, distribuídas nas regiões de agricultura e de campos, com maior potencial de escoamento superficial em todos grupos hidrológicos, mas mantendo o gradiente de menor potencial de escoamento quando saturado nos solos mais arenosos e maior, nos solos mais argilosos.

3.3 Mapa do Potencial de Contaminação das Águas Superficiais e Subterrâneas

O cruzamento dos mapas de vulnerabilidades, latente e específica, gerou um mapa de vulnerabilidade geral, ou seja, que independe do contaminante (Figura 10), no qual se observa que a vulnerabilidade latente determinou menor potencial de contaminação das águas subterrâneas nas áreas não aquíferas (em tons de azul), devido à inexistência de aquífero ou por ser pouco produtivo. Cabe lembrar que regiões que apresentaram baixa susceptibilidade à contaminação das águas subterrâneas não excluem a importância do emprego de práticas conservacionistas, já que a contaminação pode ocorrer por escoamento das águas e sedimentos com poluentes até os corpos d'água.

Já nas áreas de aquífero de baixa produção de águas subterrâneas (Figura 10) os potenciais de contaminação aumentam (do bege aos tons vermelhos), com destaque para as áreas com maior potencial, que são aquelas com maior acúmulo de águas superficiais (drenagens em vermelho), estas localizadas na região sul da área de estudo, decorrente do relevo mais acentuado à montante e da direção de escoamento preferencial, que fazem com que esta seja

uma região que capta água de, praticamente, toda bacia. Associado a isso, o manejo do cultivo de arroz, que ocorre em parte desta área, favorece o acúmulo dos sedimentos nas áreas deposicionais.

Nas áreas de aquífero de baixa produção de águas subterrâneas, os menores potenciais de contaminação de águas são observados nas regiões (em tons de bege) com predominância de Argissolo Vermelho-Amarelo distrófico húmbrico. Mesmo em condições heterogêneas de uso e cobertura do solo, esta área apresentou uma menor vulnerabilidade devido à menor susceptibilidade ao escoamento, o que reduz as chances de contaminação de águas superficiais. Considerando que a textura mais grosseira desta classe favorecerá a infiltração, o que aumentaria as chances de contaminação das águas subterrâneas (mesmo que em aquíferos de baixa produtividade), fica evidente que o mapa representou melhor o potencial de contaminação das águas superficiais.

Com exceção da classe de solo supracitada, em que a textura teve um peso maior, o uso e cobertura do solo se mostrou preponderante nas demais classes. Solos com floresta natural são sistemas em equilíbrio, no qual as propriedades físicas, químicas e biológicas são favoráveis ao acúmulo de matéria orgânica do solo (MOS) e à retenção de elementos potencialmente contaminantes, assim como, à degradação deles. A alta cobertura e o maior teor de MOS nas regiões em que predominam florestas naturais são responsáveis pelo equilíbrio do solo, tornando-o capaz de amenizar, ou até mesmo impossibilitar, o excesso de elemento traço prejudicial à saúde humana, animal e vegetal, bem como, o seu deslocamento até os aquíferos (Utermann et al. 2019). A silvicultura também é capaz de evitar a contaminação, desde que manejadas com menor perturbação do solo, afim de possibilitar se tornar um sistema em equilíbrio com a ação do tempo (Bolte et al. 2019).

As classes de solo com maior teor de argila proporcionam um ambiente mais propício ao acúmulo de MOS, a qual tem como uma de suas propriedades a complexação de elementos traços. Essa maior interação organomineral favorece a atenuação dos poluentes na contaminação dos solos e, posteriormente, dos aquíferos, já que estes são liberados mais lentamente no solo. Logo, era esperado que as classes mais argilosas, em especial as classificadas no grupo hidrológico D, apresentassem um baixo potencial de contaminação. No entanto, o uso e cobertura do solo, predominantemente de campos e de agricultura nestas áreas foi determinante para aumentar o potencial de contaminação das águas superficiais pelo maior potencial de escoamento. Por sua vez, o potencial de contaminação das águas subterrâneas seria reduzido, ao menos por recarga direta do contaminante localmente.

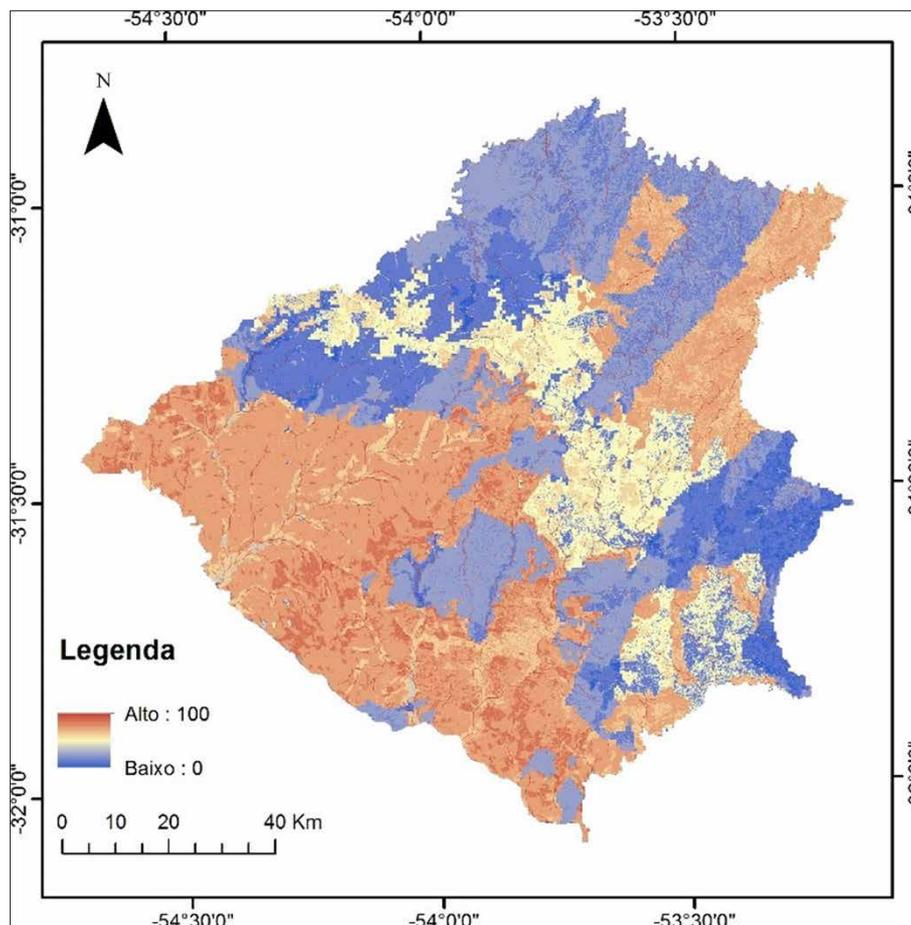


Figura 10 Potencial de contaminação de águas superficiais e subterrâneas.

Dick et al. (2009) relatam que a associação da MOS com compostos orgânicos é capaz de descontaminar, imobilizar e facilitar a degradação dos componentes orgânicos de origem antrópica, como os elementos contaminantes. Além disso, o teor de MOS tem influência direta sobre a estabilidade dos agregados e da retenção de água no solo. A MOS é internamente protegida da decomposição, dispondo de menos oxigênio e facilidade de acesso aos microrganismos (Ramesh et al. 2019). Nesta condição, o acúmulo de MOS favorece a formação de microagregados e influencia a infiltração de água no solo, podendo atenuar os efeitos negativos de elementos traço. A textura argilosa e o acúmulo de MOS, associados à condutividade hidráulica do solo e sua capacidade de reter a umidade, favorece a degradação de elementos contaminantes pela microbiota.

Em solos com textura arenosa predominam poros maiores e cargas positivas, os quais favorecem a decomposição da MOS, e consequentemente, o maior potencial de percolação da água. A menor área superficial específica e a maior quantidade de cargas positivas interferem

no processo de adsorção, regulando o elemento traço no solo. Mesmo em condições ambientais que favoreçam o escoamento superficial, a MOS favorece a estabilização dos agregados do solo, atenuando os eventos erosivos. Amaral Sobrinho, Barra & Lã (2009) relatam que solos com textura mais fina estão relacionados à adsorção e concentração de metais pesados, condições em que a MOS age semelhante à fração mineral, formando quelatos altamente estáveis e reduzindo sua liberação no solo.

Associando a textura e todas as condições que interferem na dinâmica da água no solo e elementos traços, poros maiores favorecem a percolação da água no perfil, e diante das características físicas, químicas e biológicas, os solos arenosos tendem a infiltrar mais fácil e rapidamente, portanto, representando uma fonte potencial de contaminação dos aquíferos. Portanto, devem ser tratados com maior atenção, sendo um componente ambiental com maior potencial de contaminação (Dellamatrice & Monteiro 2014). No entanto, independentemente da textura do solo, mas principalmente em solos arenosos, é fundamental a adoção de práticas de manejo do solo que favoreçam o

acúmulo de MOS para reduzir o potencial de contaminação, em especial, nas áreas agrícolas e campestres.

Mapas de vulnerabilidade como esse, obtidos através de cruzamentos de mapas, que buscam simplificada-mente retratar as características regionais, devem sempre ser interpretados com precaução, já que não existe uma vulnerabilidade geral a uma poluição universal. Um sistema de mapeamento como este pode ser útil ao nível de reconhecimento.

Segundo Hirata & Fernandes (2008), as melhores estratégias de programas de proteção das águas subterrâneas, devem considerar: a) a identificação de áreas que necessitam de maior atenção ambiental ou de atividades com maior potencial ameaçador à qualidade das águas, para serem foco de estudos detalhados dos órgãos gestores e a aplicação de programas de monitoramento; b) o conhecimento da capacidade de degradação dos contaminantes pela zona não-saturada; c) o controle da ocupação em áreas mais sensíveis; e d) a proteção de mananciais para abastecimento público. Em algum grau, em todos esses aspectos a serem considerados em programas de proteção das águas, os resultados deste trabalho podem ser úteis.

4 Conclusões

O mapeamento do potencial de contaminação das águas permite detectar as regiões com maior ou menor vulnerabilidade, podendo servir de subsídio para gestores municipais em planejamento do uso e ocupação do solo. No entanto, o mapa final representa melhor o potencial de contaminação de águas superficiais do que o de águas subterrâneas, uma vez que tem muita influência da capacidade de escoamento, que influencia de forma inversa na contaminação de águas subterrâneas e superficiais, localmente. Com relação às águas subterrâneas, ele representa melhor o risco de contaminação através de rios influentes, mas não de recarga direta do contaminante através do solo.

O mapa de vulnerabilidade latente atribui um menor potencial de contaminação das águas subterrâneas às áreas não aquíferas (onde os aquíferos são inexistentes ou pouco produtivos) e um maior potencial às áreas com maior acúmulo de águas superficiais, decorrente do relevo e da direção de escoamento preferencial.

O mapa de vulnerabilidade específica adaptada é fundamental para avaliar a influência do grupo hidrológico do solo e do uso e cobertura do solo sobre a vulnerabilidade dos aquíferos, identificando as áreas onde a influência da textura do solo ou do uso e cobertura do solo é maior. Além disso, evidencia a susceptibilidade ao escoamento superficial.

Métodos de cartografia da vulnerabilidade como este, que analisam o potencial de contaminação com um

número de mapas relativamente reduzido, são adequados para escalas regionais, em que se deseja verificar a variação espacial dos parâmetros que definem a vulnerabilidade e para aqueles casos em que não se têm dados hidráulicos e físico-químicos detalhados, e/ou a experiência dos hidrogeólogos. Identificadas as áreas com maior potencial de contaminação das águas, em escala regional, cabe aos órgãos de controle ambiental demandar um maior detalhamento quando necessário, levando em consideração a complexidade hidrogeológica de cada ambiente, a fim de definir ações prioritárias sobre atividades em curso com potencial poluidor, bem como definir o nível de exigências ambientais para novas atividades.

5 Referências

- Aller, L., Bennett, T., Lehr, J.H., Petty, R.J. & Hackett, G. 1987, *DRASTIC: a standardized system of evaluating groundwater pollution potential using hydrogeologic settings*, Environmental Protection Agency, Washington, U.S.
- Amaral Sobrinho, N.M.B. do, Barra, C.M. & Lã, O. R. 2009, 'Química dos metais pesados nos solos' in V.F. Melo & L.R. Alleoni (eds), *Química e mineralogia do solo: parte II, aplicações*. Viçosa, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, pp. 249-312.
- Blanco-Canqui, H. & Lal, R. 2010, *Principles of Soil Conservation and Management*, Springer, Nova Iorque.
- Bolte, A., Block, J., Eichhorn, J., Sanders, T.G.M & Wellbrock, N. 2019, 'Sustainable use and development of forests and forest soils: a resume' in N. Wellbrock & A. Bolte (eds), *Status and dynamics of forests in Germany*, Cham, Springer, vol. 237, pp. 355-374. http://link.springer.com/10.1007/978-3-030-15734-0_12
- Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais 2019, *Mapa hidrogeológico do Brasil ao milionésimo*, acesso em 29 jul. 2019, <<http://geosgb.cprm.gov.br/>>.
- Dellamatrice, P.M. & Monteiro, R.T.R. 2014, 'Principais aspectos da poluição de rios brasileiros por pesticidas', *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, vol. 12, no. 18, pp. 1296-1301. <http://dx.doi.org/10.1590/1807-1929/agriambi.v18n12p1296-1301>
- Dick, D.P., Novotny, E.H., Dieckow, J. & Bayer, C. 2009, 'Química da matéria orgânica do solo' in V.F. Melo & L.R. Alleoni (eds), *Química e mineralogia do solo: parte II, aplicações*. Viçosa, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, pp. 1-67.
- Foster, S. & Hirata, R. 1988, *Technical Report on Groundwater pollution risk assessment: a methodology based on available data*, HPE-CEPIS/WHO-PAHO, Lima.
- Freitas, M.A. de, Lopes, R. da C., Goffermann, M., Trein, H.A. & Gasparini, C. 2010, 'Utilização da camada Candiota como guia para prospecção de água subterrânea em Candiota e Hulha Negra-RS', *16th Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas*, São Luiz, 2010.
- Google Earth Engine 2019, *USGS Landsat 8 Surface Reflectance Tier 1*, acesso em 08 jul. 2019, <<https://earthengine.google.com/>>.

- Hirata, R. & Fernandes, A. J. 2008, 'Vulnerabilidade à poluição de aquíferos' in F. A. C. Feitosa & J. Manoel Filho (eds). *Hidrogeologia: conceitos e aplicações*, Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais, Rio de Janeiro, pp. 405-423.
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística 1986, 'Levantamento de Recursos Naturais', vol. 33, Folha SH.22 Porto Alegre e parte das folhas SH.21 Uruguaiana e SI.22 Lagoa Mirim, Rio de Janeiro.
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística 2018, *Pedologia: mapa de solos do Rio Grande do Sul*, acesso em 18 ago. 2018, <<https://www.ibge.gov.br/geociencias/downloads-geociencias.html>>.
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística 2019a, *Províncias estruturais, compartimentos de relevo, tipos de solos, regiões fitoecológicas e outras áreas*, IBGE, Rio de Janeiro.
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística 2019b, *IBGE cidades*, acesso em 28 nov. 2019. <<https://cidades.ibge.gov.br/>>.
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística 2019c, *SIDRA – Sistema IBGE de Recuperação Automática*, acesso em 23 mar. 2019, <<http://www.sidra.ibge.gov.br/bda/pesquisas/pam/>>.
- Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária 2007, *Relatório ambiental do projeto de assentamento Estância do Fundo – Candiota/RS*, Ministério do Desenvolvimento Agrário, Porto Alegre.
- Karmann, I. 2000, 'Ciclo da água: água subterrânea e sua ação geológica' in W. Teixeira et al. (eds), *Decifrando a terra*, Oficina de Textos, São Paulo, pp. 113-138.
- Kirchheim, R.E., Goffermann, M. & Freitas, M.A. de. 2012, 'Água subterrânea na Formação Rio Bonito: alternativa para atendimento das demandas em assentamentos rurais', *17th Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas*, Bonito.
- Machado, J.L.F & Freitas, M.A. de. 2005, *Projeto mapa hidrogeológico do Rio Grande do Sul*, escala 1:750.000, Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais, Porto Alegre.
- Mengue, V.P., Silva, T.S., Fontana, D.C. & Scottá, F.C. 2018, 'Detecção de mudanças espaciais relacionadas à expansão da fronteira agrícola no Bioma Pampa', *Revista Brasileira de Cartografia*, vol. 70, pp. 40-70. <https://doi.org/10.14393/rbcv70n1-45189>
- Miranda, C. de S., Miotto, C.L., Lastoria, G., Gabas, S.G. & Paranhos Filho, A.C. 2015, 'Uso de Sistemas de Informação Geográfica (SIG) na modelagem da vulnerabilidade de aquífero livre: comparação entre os métodos GOD e EKV na bacia do Rio Coxim, São Gabriel do Oeste, MS, BRASIL', *Geociências*, vol. 34, no. 2, pp. 312-322.
- United States Department of Agriculture 2009, 'Chapter 7 Hydrologic soil groups' in *Part 630 – Hydrology*, National Engineering Handbook, Washington, DC, pp. 7.1-7.5.
- United States Department of Agriculture 2004, 'Chapter 9 Hydrologic soil-cover complexes' in *Part 630 – Hydrology*, National Engineering Handbook, Washington, DC, pp. 9.1-9.13.
- Okigbo, B.N. & Lal, R. 1977, 'Soil Conservation and Management in developing countries. F.A.O. Rome', *Soil Bulletin*, vol. 33, pp. 97-108.
- Ramesh, T., Bolan, N.S., Kirkham, M.B., Wijesekara, H., Kanchikerimath, M., Rao, C.S., Sandeep, S., Rinklebe, J., Ok, Y.S., Choudhury, B.U., Wang, H., Tang, C., Wang, X., Song, Z. & Freeman, O.W. 2019, 'Soil organic carbon dynamics: Impact of land use changes and management practices: a review' in D.L. Sparks (ed.), *Advances in Agronomy*, Elsevier, Newark, vol. 156, pp. 1–107. <https://doi.org/10.1016/bs.agron.2019.02.001>
- Ribeiro, D.M., Rocha, W.F. & Garcia, A.J.V. 2011, 'Vulnerabilidade natural à contaminação dos aquíferos da sub-bacia do Rio Siriri, Sergipe', *Águas subterrâneas*, vol. 25, no. 1, pp. 91-102. <https://doi.org/10.14295/ras.v25i1.19366>
- Utermann, J., Aydin, C.T., Bischoff, N., Böttcher, J., Eickenscheidt, N., Gehrmann, J., König, N., Scheler, B., Stange, F. & Wellbrock, N. 2019, 'Heavy metal stocks and concentration in forest soils' in N. Wellbrock & A. Bolte (eds), *Status and dynamics of forests in Germany*. Cham, Springer, vol. 237, pp. 199–229. http://link.springer.com/10.1007/978-3-030-15734-0_7

Recebido em: 13/07/2020

Aprovado em: 26/03/2021

Como citar:

Cordeiro, A.P.A., Rezende, G.G., Magalhães, A.C.M., Hoffart, M.A.A., Mollmann Junior, R.A., Mengue, V.P., Silva, T.S., Torquinst, C.G., Alves, R.C.M., Iescheck, A.L. & Souza, S.F. 2021, 'Mapping of the Contamination Potential of Surface and Groundwater in Candiota Region and Surroundings, RS State, Brazil', *Anuário do Instituto de Geociências*, vol. 44: 36327. https://doi.org/10.11137/1982-3908_2021_44_36327