

O IMPACTO DO USO DA TERRA SOBRE O BALANÇO HÍDRICO NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO SANTA MARIA – OESTE DO RIO GRANDE DO SUL – BRASIL

The Impact of Land Use on the Water Balance in the Santa Maria Watershed – West of Rio Grande do Sul – Brazil

L'impact de L'occupation du Sol sur L'équilibre Hydrique du Bassin Versant du Rio Santa Maria – À L'ouest du Rio Grande do Sul – Brésil

Romário Trentin *
François Laurent **
Luís Eduardo de Souza Robaina ***

* Universidade Federal de Santa Maria – romario.trentin@gmail.com

** Le Mans Université - francois.laurent@univ-lemans.fr

*** Universidade Federal de Santa Maria - lesrobaina@yahoo.com.br

Versão online publicada em 03/02/2023 (<http://seer.ufrgs.br/paraonde>)

Resumo:

O uso da terra encontra-se em fase de transformação rápida no Rio Grande do Sul. As grandes transformações nas formas de uso da terra têm contribuído significativamente para a mudança do balanço hídrico e, consequentemente, da vazão dos cursos d'água. O presente trabalho tem como objetivo analisar o efeito que a ocupação da terra, tem sobre o balanço hídrico na bacia hidrográfica do Rio Santa Maria. Essa bacia possui uma área de 14.913 km² e está localizada na porção sudoeste do estado do Rio Grande do Sul, região sul do Brasil, situando-se na divisa com o Uruguai, compondo uma significativa área do Bioma Pampa. A metodologia é baseada no modelo hidrológico SWAT (Soil & Water Assessment Tool), com um cálculo do balanço hídrico em relação ao clima, ao solo, à declividade, à cobertura vegetal, associados em unidades de resposta hidrológica, em equações de transferência do escoamento no aquífero e na rede hidrológica. Os resultados mostram que a contribuição é bastante diferenciada entre as culturas e as pastagens presentes na bacia, visto que, além das contribuições específicas das características dos solos e da declividade da bacia, a forma de manuseio das culturas possibilita grandes diferenças quanto às características dos elementos do balanço hídrico. As transformações do uso, com a mudança das áreas de campos nativos para as áreas de lavouras de soja ou arroz, ou ainda de silvicultura, tende a apresentar um significativo impacto no balanço hídrico da bacia.

Palavras-chave: SWAT; Modelagem hidrológica; Escoamento superficial; uso da terra; Bioma Pampa.

Abstract:

Land use is undergoing rapid transformation in Rio Grande do Sul. The major transformations in the forms of land use have significantly contributed to the change in the water balance, and consequently in the flow of rivers. The present work aims to analyze the effect that land occupation has on the water balance in the Santa Maria watershed. This watershed has an area of 14,913 km² and is located in the southwestern portion of the state of Rio Grande do Sul, southern Brazil, on the border with the country of Uruguay, making up a significant area of the Pampa Biome. The methodology is based on the SWAT hydrological model (Soil & Water Assessment Tool), which is based on the calculation of the water balance in relation to climate, soil, slope, vegetation cover associated with hydrological response units, and on equations of transfer of flow in the aquifer and in the hydrological network. The results show that the contribution is quite different between the cultures and pastures present in the basin, since in addition to the specific contributions of the characteristics of the soils and slope of the basin, the way of handling the cultures allows great differences in the characteristics of the elements of the water balance. Changes in use, with the shift from native grassland areas to soybean or rice plantations, or even forestry, tend to have a significant impact on the water balance of the basin.

Key-words: SWAT; Hydrological modeling; Surface runoff; land use; Pampa Biome.

Résumé:

L'occupation du sol subit une transformation rapide dans le Rio Grande do Sul. Les changements majeurs dans les formes d'occupation des sols ont contribué de manière significative à modifier le bilan hydrique et par conséquent le débit des rivières. Le présent travail vise à analyser l'effet de l'occupation des sols sur le bilan hydrique du bassin versant de Santa Maria. Ce bassin a une superficie de 14 913 km² et est situé dans la partie sud-ouest de l'État du Rio Grande do Sul, au sud du Brésil, à la frontière avec le pays de l'Uruguay, constituant une zone importante du biome de la Pampa. La méthodologie est basée sur le modèle hydrologique SWAT (Soil & Water Assessment Tool), qui repose sur le calcul du bilan hydrique en fonction du climat, du sol, de la pente, du couvert végétal, associés à des unités de réponse hydrologique, et sur des équations de transfert d'écoulements dans l'aquifère et dans le réseau hydrologique. Les résultats montrent que la contribution est assez différente entre les cultures et les pâturages présents dans le bassin, puisqu'en plus des contributions spécifiques des caractéristiques des sols et de la pente du bassin, les pratiques agricoles génèrent de grandes différences dans les caractéristiques des éléments du bilan hydrique. Les changements d'usage, avec le passage des prairies natives aux plantations de soja ou de riz ou à la sylviculture, tendent à avoir un impact significatif sur le bilan hydrique du bassin.

Mots-clés: SWAT ; modélisation hydrologique; ruissellement de surface ; occupation du sol ; Biome de la Pampa.

INTRODUÇÃO

As transformações do uso da terra são ações que podem desencadear profundas modificações na dinâmica da água em uma bacia hidrográfica. O balanço hídrico é responsável pelo registro da dinâmica da quantidade de água em um determinado espaço físico, considerando uma unidade de tempo.

Uma bacia hidrográfica em condições naturais, têm a capacidade de produção de água, estabelecendo as trocas de água e fluxos químicos

relacionados, da área de captação superior para as águas superficiais, como cursos d'água e lagos (Hattermann et al., 2006). Mas os fluxos são frequentemente perturbados por atividades humanas. Em áreas impactadas, o abastecimento de água pode ser afetado em função do desequilíbrio ecossistêmico, dependendo do tipo de solo, da intensidade de exploração do uso da terra, bem como das transformações desta bacia hidrográfica.

Diversos autores como por exemplo, Sala et al. 2000; Vorosmarty et al. 2000; Foley et al. 2005; Wagener et al. 2010, Bueno et al., 2020, observaram que a mudança no uso da terra diminui ou, pelo menos, possui uma magnitude comparável às mudanças climáticas, no que diz respeito à disponibilidade hídrica, apontando como um impulsor aos impactos de mudança ambiental global futura. No que diz respeito especificamente à hidrologia regional, uma série de estudos relataram uma diminuição significativa do fluxo, devido ao uso da água subterrânea associada à expansão agrícola (Swetnam, et al., 1988; García Martínez et al., 2017; Kustu et al. 2010; Garzón-Sánchez et al., 2021). Estes trabalhos destacam a necessidade de identificar e quantificar as contribuições relativas de mudanças específicas no uso da terra nos impactos ambientais. Alguns autores também propuseram e avaliaram modelos de balanço água-solo para prever recarga de aquífero raso e profundidade do lençol freático (Degioanni et al., 2006). A profundidade do lençol freático por exemplo, pode afetar o desenvolvimento da safra agrícola (Nosetto et al., 2009, Stone e Ekwue, 1993; Brisson et al., 2002), no entanto, as práticas agrícolas podem impactar os fluxos e a qualidade das águas, através do transporte de sedimentos, nutrientes e produtos químicos (Nosetto et al., 2009).

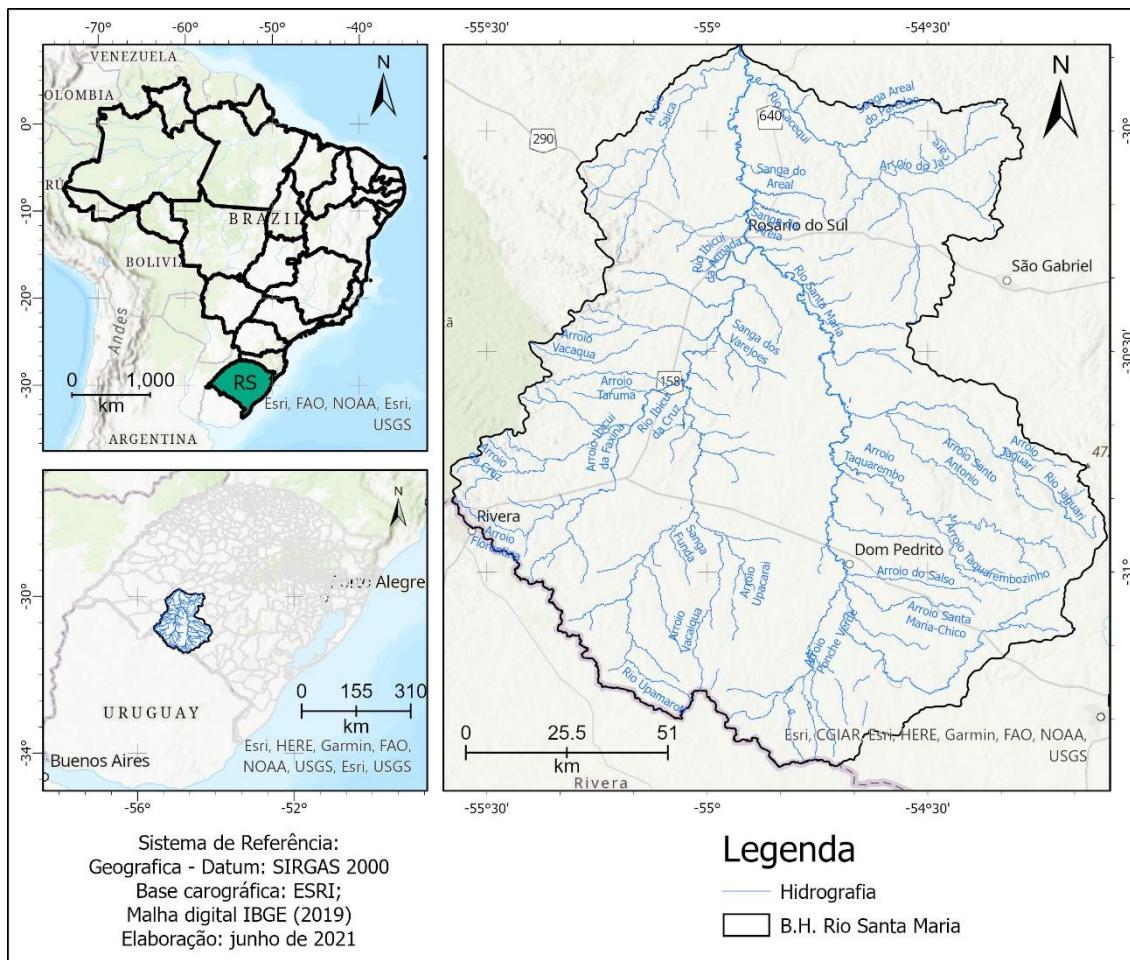
A forma de prevenir os danos ambientais, econômicos e hidrológicos é a adoção de práticas de gestão, com estratégias de uso e práticas de manejo que condicionam um melhor aproveitamento do meio, causando menor impacto. Um meio para entender melhor as relações entre práticas agrícolas e fluxos de água e de poluentes é o uso de modelos hidrológicos que são importantes ferramentas para estimar impactos, através da avaliação de diferentes cenários (Cecílio et al., 2012; Vazquez-Amabile et al, 2013).

O uso de modelos hidrológicos não são apenas ferramentas valiosas para a tomada de decisões na agricultura, mas também para estimar os impactos ambientais causados pela agricultura em diferentes tipos de solo, sob diferentes condições climáticas, práticas agrícolas e transformações do uso. Porém, estes modelos para serem corretamente aplicados devem ser cuidadosamente alimentados com dados consistentes, ajustados, calibrados e validados, permitindo resultados que possam realmente subsidiar a gestão ambiental (Passioura, 1996; Swetnam et al., 1998; Cau e Paniconi, 2007; Darradi et al., 2012).

O presente trabalho tem como objetivo analisar o efeito que a ocupação da terra em diferente tipo de uso, tem sobre a vazão, infiltração, percolação e escoamento superficial na Bacia Hidrográfica do Rio Santa Maria (BHRSM), utilizando o modelo hidrológico SWAT (Soil & Water Assessment Tool).

A bacia hidrográfica do Rio Santa Maria possui uma área de 14.913 km² e está localizada na porção sudoeste do estado do Rio Grande do Sul, região sul do Brasil (Figura 1), situando-se na divisa com o Uruguai em uma extensão de fronteira seca (divisor d'água) de 230 km, compondo uma significativa área do Bioma Pampa. Essa bacia é representativa do contexto regional com um crescimento amplo e rápido das lavouras para o cultivo de grãos.

Figura 1 – Localização da bacia hidrográfica do Rio Santa Maria



Elaborado pelos autores.

A estrutura fundiária na bacia hidrográfica é de grandes propriedades, onde as atividades estão ligadas à produção de arroz, soja, gado bovino e ovino. As pequenas propriedades são pouco expressivas estando ligadas principalmente aos assentamentos da reforma agrária. O uso de campo com pastagens ainda predomina na bacia, mas tem transformações com a chegada das lavouras de soja e milho, além da implementação da silvicultura como é o caso dos eucaliptos. Em relação ao solo e ao clima, a questão é de avaliar qual são as consequências da evolução do uso da terra sobre a distribuição espacial e temporal do balanço hídrico e, assim, sobre a disponibilidade dos recursos

hídricos na escala de uma bacia.

O modelo hidrológico SWAT (Soil and Water Assessment Tool) é um modelo em escala de bacia hidrográfica desenvolvido pelo USDA Agricultural Research Service (ARS), Di Luzio et al., 2001. O SWAT pode ser usado para prever o impacto das práticas de manejo de uso da terra na produção de água, sedimentos e produtos químicos agrícolas em bacias hidrográficas grandes e complexas com solos, uso da terra e condições de manejo variados por longos períodos. Os processos físicos associados ao movimento da água, movimento de sedimentos, crescimento da cultura, ciclagem de nutrientes e outros fenômenos são diretamente modelados no SWAT (Arnold et al., 1998; Neitsch et al., 2001).

O SWAT também modela o ciclo completo dos nutrientes, nitrogênio e fósforo, também a degradação por pesticidas, dentro de cada unidade de resposta hidrológica (URH ou HRU para Hydrological Response Unit) da bacia hidrográfica. As Unidades de Resposta Hidrológica são porções de sub-bacias que possuem um tipo de solo, condições topográficas e uso da terra específico. Esta subdivisão de uma bacia hidrográfica permite que o modelo reflita diferenças na evapotranspiração, escoamento, movimento e transformação de produtos químicos, etc., para várias culturas e solos. Isso aumenta a precisão e dá uma descrição física muito melhor da dinâmica e qualidade da água na bacia.

Os processos hidrológicos são simulados pela primeira fase no SWAT para a fase terrestre na unidade espacial URH. Isso produz as cargas de água, sedimentos, nutrientes e pesticidas para o canal principal em cada sub-bacia. Numa segunda fase, a água, sedimentos etc. são encaminhados através da rede de canais da bacia hidrográfica para a saída. Para cada sub-bacia, há um alcance, uma saída, e muitas URHs. Os estados de qualidade e quantidade da água são fornecidos para cada saída em uma escala temporal diária, mensal ou anual (Arnold et al., 1998).

METODOLOGIA

O modelo utiliza dados climáticos, de relevo, de tipos de solos e de uso da terra. Os dados utilizados e as fases desenvolvidas estão resumidas no quadro 1. Os dados do MDE (Modelo Digital de Elevação), de uso da terra e dos tipos de solo são utilizados para definição da bacia hidrográfica e das Unidades de Resposta Hidrológica (URHs) e das mudanças de uso da terra. Os dados meteorológicos são utilizados para a análise do comportamento hídrico da bacia, onde são caracterizados os dados de vazão, escoamento superficial, percolação, infiltração, transporte de sedimentos, entre outros.

Quadro 1 – Dados de entrada do modelo

Definição	Tipo de dado	Utilização no trabalho
MDE (Modelo Digital de Elevação)	SRTM de 30 metros de resolução espacial (NASA, 2000)	Delimitação da bacia hidrográfica, dos cursos d'água e geração das HRUs
Uso da terra	Raster de uso da terra de 2010 elaborado pelo projeto Mapbiomas (Souza et al, 2020)	Calibração e ajustes do modelo e definição das HRUs e base para análise das mudanças de uso da terra na bacia
	Raster de uso da terra de 2019 elaborado pelo projeto Mapbiomas (Souza et al, 2020)	Análise do comportamento hidrológico do modelo e das mudanças do uso da terra na bacia
Solos	Shapefile de solos do projeto PRONASOLOS (IBGE, 2002; Polidoro et al, 2006)	Calibração e análise do comportamento hidrológico da bacia e das HRUs.
Dados meteorológicos	Raster de dados climáticos de reanálise disponibilizados pelo projeto <i>Climate Forecast System Reanalysis</i> (NATIONAL CENTER FOR ATMOSPHERIC RESEARCH STAFF, 2017)	Séries históricas de dados para calibração do modelo e análises do comportamento hidrológico da bacia na série histórica de análise
Vazão	Tabelas de dados fluirométricos dos rios da bacia hidrográfica Agência Nacional das Águas (ANA, 2021)	Calibração e validação dos dados de vazão dos rios.

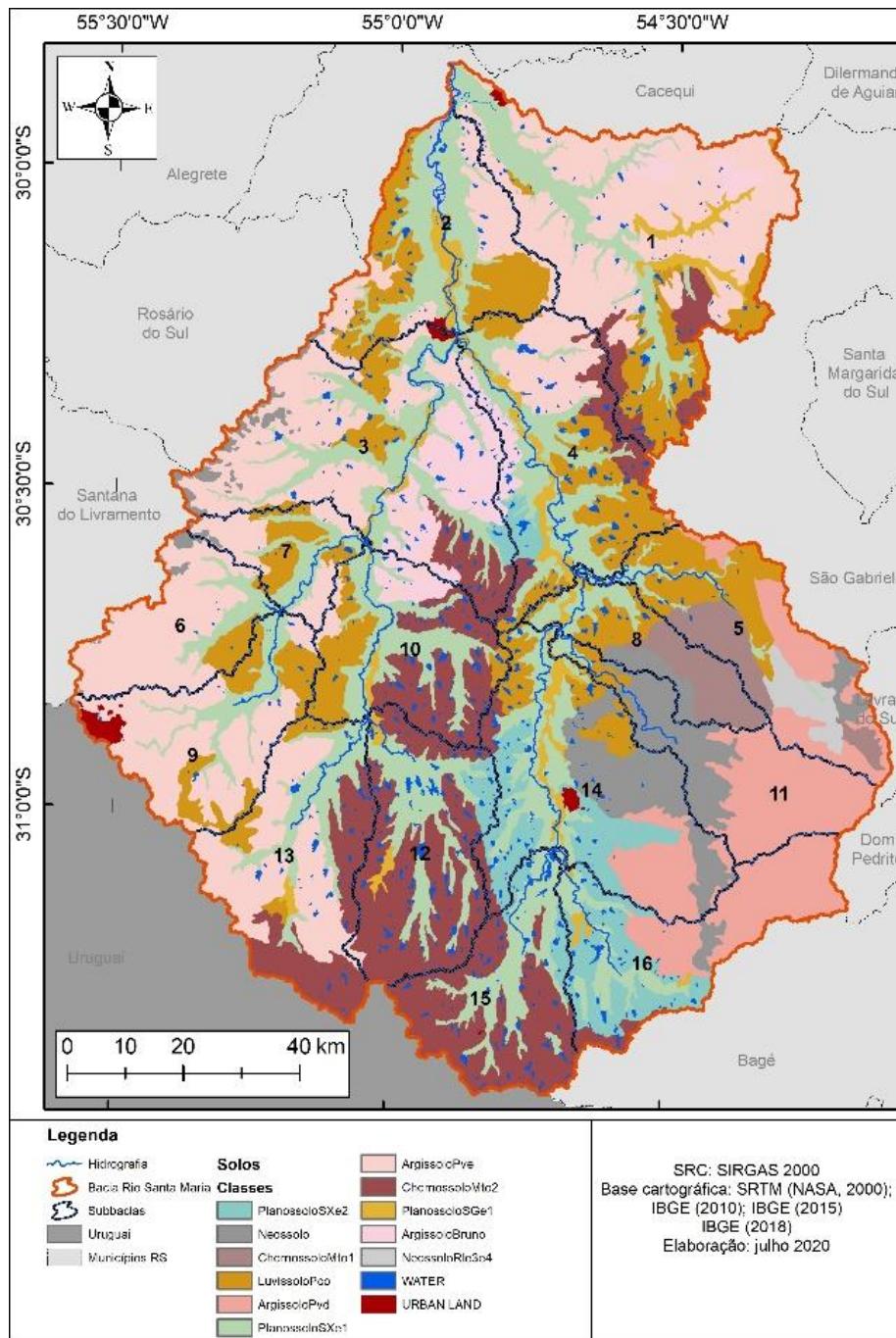
Elaborado pelos autores.

Tipos de solos

Os tipos solos da bacia hidrográfica do Rio Santa Maria foram obtidos junto ao Programa Nacional de Solos do Brasil (PRONASOLO) (Polidoro et al, 2006), em formato shapefile, com escala de mapeamento 1:250.000. As características específicas dos solos foram utilizadas a partir dos perfis de campo disponibilizados pelo (IBGE, 2002). A figura 2 apresenta a distribuição espacial dos tipos de solo da área de estudo.

Figura 2 – Distribuição dos solos na bacia hidrográfica do Rio Santa Maria:

Argiss Bruno: Argissolos Bruno Acinzentado; Argiss Pvd: Argissolo Vermelho distrófico; Argiss Pve: Argissolo Vermelho eutrófico; Chern Mto1: Chernossolo Argilúvico Órtico saprolítico; Chern Mto2: Chernossolo Argilúvico Órtico vertissólico; Luviss Tco: Luvisolo Crômico; Neoss: Neossolo Distrófico; Neoss Rle3e: Neossolo Regolítico Eutrófico; Plano SGe1: Planossolo Háplico Eutrófico Arênico; Plano Sxe1: Planossolo Háplico Eutrófico Típico; Plano Sxe2: Planossolo Háplico Eutrófico Vertissólico; WATR: água; URML: área urbana



Fonte: Polidoro et al, 2006.
Adaptado pelos autores.

Análise de mudanças de uso

A partir da implementação do modelo com os dados de entrada apresentados, com o uso da terra do ano de 2010, as características de comportamento hidrológico da bacia hidrográfica do Rio Santa Maria como um todo, bem como as suas 16 sub-bacias definidas, foram parametrizadas e calibradas, tendo como base o período de 12 anos (1999 à 2010), com cinco anos de aquecimento do modelo (1999 à 2003), cinco anos de calibração (2004 à 2008) e dois anos de validação (2009 e 2010). Após todos os parâmetros ajustados e calibrados, foram inseridas as informações de uso da terra de 2019 e, a partir destes dados, foram identificados os comportamentos hidrológicos da bacia e das 16 sub-bacias. Usamos crônicas meteorológicas de 1999-2010 (temperaturas mínimas e máximas, precipitações diárias), com uso da terra de 2019, para quantificar o impacto da mudança de uso da terra, entre 2010 e 2019, independentemente do clima.

RESULTADOS

A bacia hidrográfica do Rio Santa Maria vem passando, nas últimas décadas, por mudanças no uso da terra, conforme destacam (Oliveira et al, 2017; Silveira et al, 2017; Baeza & Paruelo, 2020; Mengue et al, 2020). Assim sendo, foi definida a análise do comportamento do escoamento superficial na bacia hidrográfica do Rio Santa Maria, considerando ainda a compartimentação de 16 sub-bacias e a sua relação com as mudanças ocorridas com as alterações do uso da terra, entre 2010 e 2019.

Para fins da análise hidrológica, relacionado ao escoamento superficial, o modelo SWAT foi instalado com a entrada de dados e calibrações necessárias, tendo como base o uso da terra do ano de 2010, posteriormente as informações do uso foram substituídas pelo uso da terra de 2019, onde foram analisados os comportamentos do escoamento superficial da bacia e das 16 sub-bacias.

Na validação da vazão utilizou-se como base a estação fluviométrica de Rosário do Sul e o mesmo apresentou um desempenho avaliado pelo índice Nash de 0,66 para o período de 2004 à 2008 (período de calibração) e Nash de 0,85 para o período de validação (2009 e 2010). Conforme Nash & Sutcliffe, 1970; Green & Vangriensven, 2008 consideram um Nash > 0,4 como "satisfatórios".

Mudanças do uso da terra

A bacia hidrográfica do Rio Santa Maria, no período de nove anos de análise, referentes ao uso de 2010 e de 2019, conforme dados do MAPBIOMAS, apresentou significativas mudanças na forma de uso, onde diversas áreas de campo herbáceo passaram a ser ocupadas por áreas agrícolas, principalmente, relacionadas à soja e ao arroz. Na figura 3 é possível observar, espacialmente,

os mapas de uso da terra do ano de 2010 e 2019, já na figura 4 observa-se o gráfico com as porcentagens ocupadas pelas referidas classes de uso.

Como se pode observar, os campos que em 2010 ocupavam 73,04% da área da bacia, apresentam uma redução de 23,18% passando a ocupar apenas 49,86% no ano de 2019. Os principais acréscimos de área estão relacionados às culturas agrícolas, principalmente da soja que passou de 4,96% em 2010 para 17,37% em 2019, seguido do arroz, que passou de 15,05% em 2010 para 20,76% em 2019. Estes dados refletem a realidade da expansão agrícola do país, com ampliação das áreas para produção de commodities. Especificamente no estado do Rio Grande do Sul, a expansão das áreas agrícolas ocorre sobre os campos da porção centro-oeste do estado, áreas que tradicionalmente sempre foram usadas com campos de pecuária extensiva devido à presença de solos mais pobres e com grande suscetibilidade erosiva, mas que devido à elevada rentabilidade da produção de soja passaram a ser utilizadas para a agricultura.

Figura 3 – Mapas de uso da terra de 2010 e 2019, respectivamente, na bacia hidrográfica do Rio Santa Maria

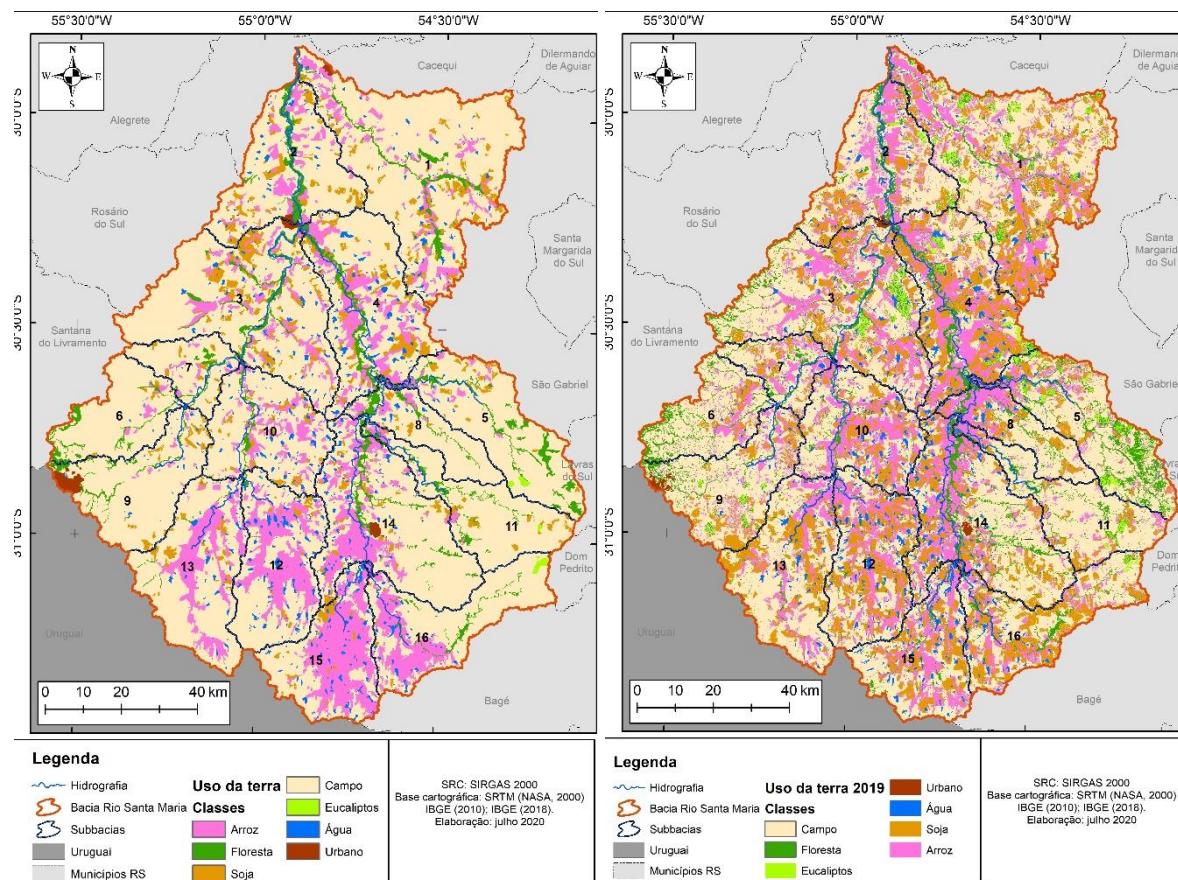
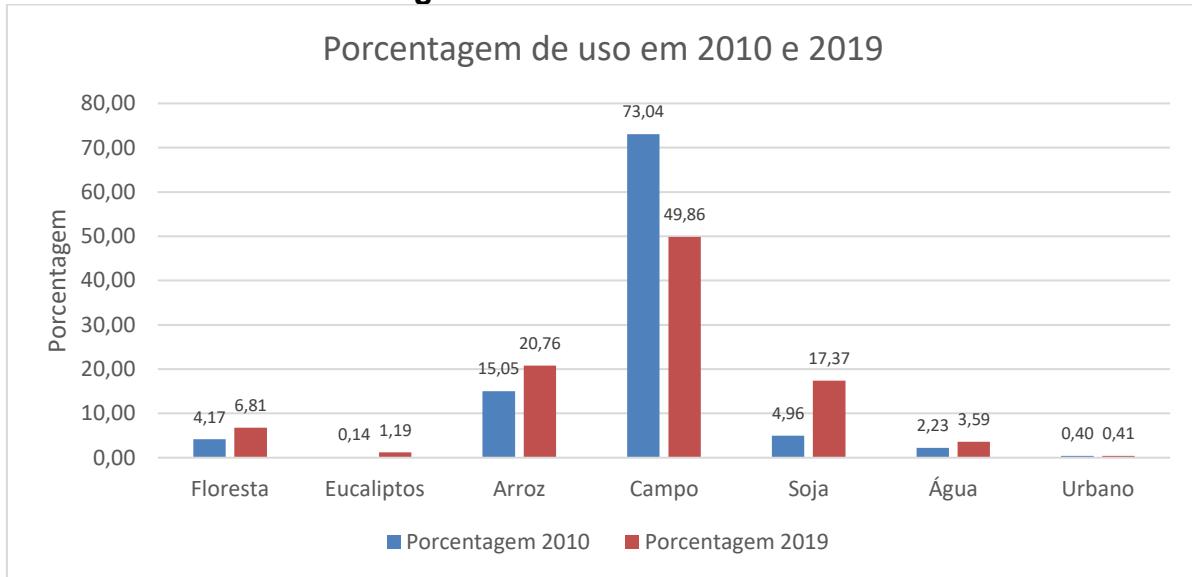


Figura 4 – Porcentagens de uso da terra de 2010 e 2019, na bacia hidrográfica do Rio Santa Maria

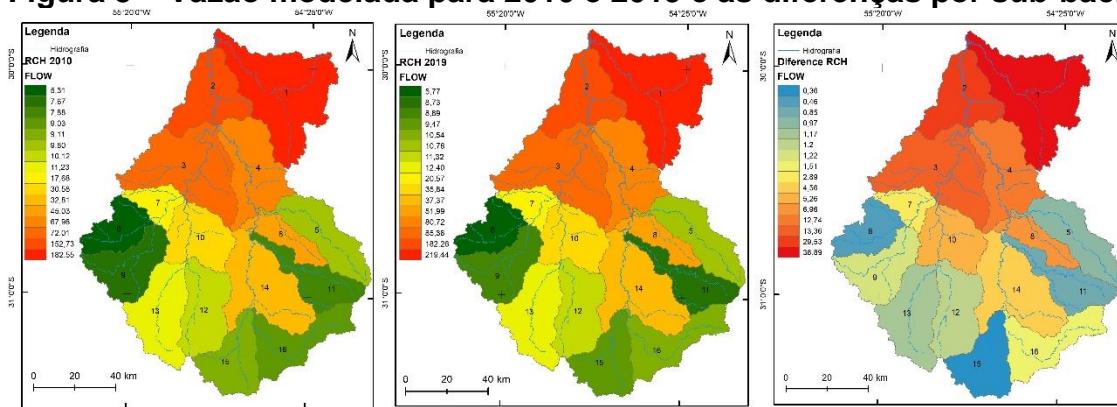


Elaborado pelos autores.

Modelagens espaciais

As informações obtidas através do modelo hidrológico SWAT, após as análises de mudanças de uso da terra, permitiram observar significativas alterações no fluxo, na evapotranspiração, na infiltração e no escoamento superficial. A figura 5 apresenta a comparação da vazão (Flow) nas sub-bacias e o quadro 2 apresenta a diferença efetiva, entre o ano de 2010 e 2019.

Figura 5 – Vazão modelada para 2010 e 2019 e as diferenças por sub-bacia



Elaborado pelos autores.

Quadro 2 – Diferenças entre as vazões de 2010 e 2019

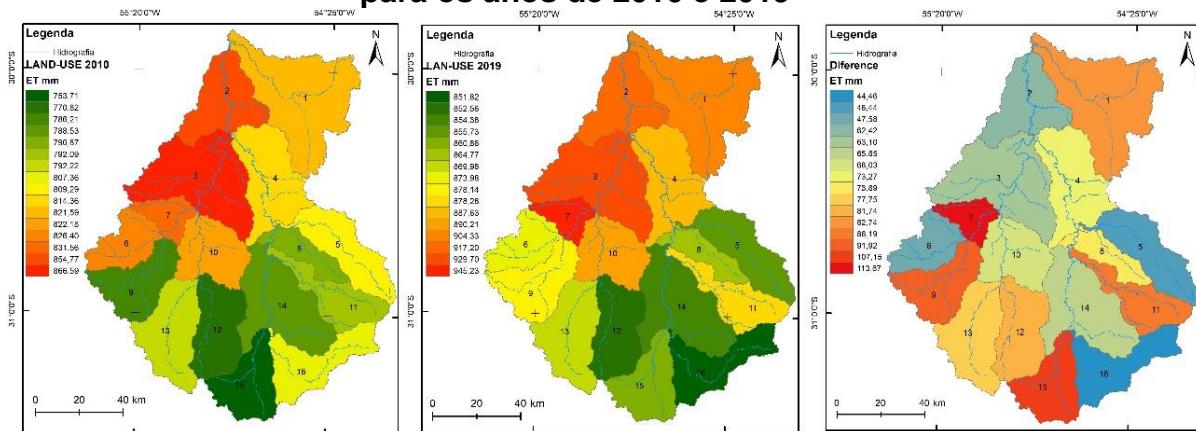
SUB	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16
FLOW	36,89	29,53	13,36	12,74	0,97	0,46	2,89	6,96	1,22	5,26	0,85	1,2	1,17	4,56	0,36	1,51

Elaborado pelos autores.

Todas as sub-bacias registraram aumento na vazão, de forma geral mantendo as proporcionalidades, visto que as sub-bacias 1, 2, 3 e 4 foram as que apresentaram em 2010 e 2019 os maiores valores de vazão e as sub-bacias 15, 6, 11 e 5 foram as que registraram os menores valores de aumento de vazão e as mesmas foram as que registraram, tanto em 2010 quanto em 2019, os menores valores gerais de vazão.

Quanto à evapotranspiração (ET), no ano de 2010, apresentou, de maneira geral uma variação máxima de 112 mm entre as sub-bacias. As sub-bacias com maior ET foram a 3, 2, 7 e 6, enquanto as sub-bacias com menor ET foram a 15, 12, 09 e a 14. Para o ano de 2019 a maior ET ocorreu nas sub-bacias a 7, 3, 2 e 1 respectivamente, tendo a inclusão da sub-bacia 1 entre as sub-bacias com maior ET e a sub-bacia 6, deixando de estar entre os maiores valores e, as sub-bacias com menores valores foram a 16, 12, 14 e 5, tendo as sub-bacias 16 e 5 inclusas nos menores valores. Quanto às variações de ET de 2010 para 2019, a sub-bacia 7 foi a que apresentou maior acréscimo com cerca de 113 mm, seguida das sub-bacias 15, 9 e 11 com os valores de 107; 92 e 86 mm, respectivamente. Todas as sub-bacias registraram aumento, mesmo que em pequena proporção. A sub-bacia 7 que apresentou maior aumento, registrou tanto em 2010 quanto em 2019, os maiores valores de ET, porém o segundo maior aumento, ocorreu na sub-bacia 15, que em 2010 registrou a menor ET. A figura 6 apresenta a distribuição espacial da evapotranspiração nas sub-bacias, para os anos de 2010 e 2019.

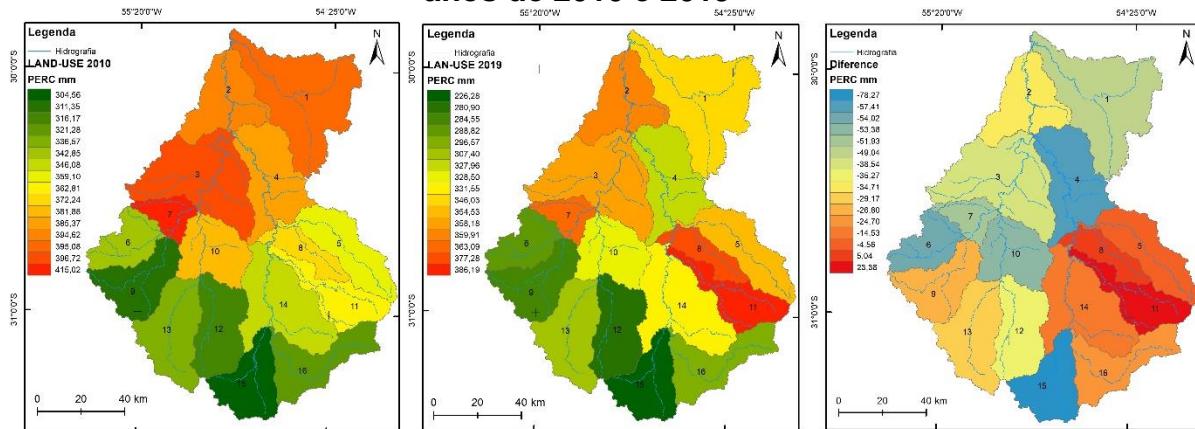
Figura 6 – Distribuição espacial da evapotranspiração nas sub-bacias para os anos de 2010 e 2019



Elaborado pelos autores.

Quanto à infiltração (PERC), os maiores valores do ano de 2010, predominaram nas sub-bacias 7, 3, 1 e 2 com valores de 415, 396, 395 e 394 mm respectivamente. Os menores valores de PERC de 2010 foram nas sub-bacias 15, 9, 12 e 16 com os valores 304, 311, 316 e 321 mm respectivamente. Observou-se para o ano de 2010 uma amplitude máxima de 111 mm, entre as diferenças de PERC. No ano de 2019, as sub-bacias com maior PERC foram 11, 8, 7 e 2 com os valores de 386, 377, 363 e 359 mm respectivamente. As sub-bacias com menores valores de PERC foram 15, 12, 9 e 6, com os valores de 226, 280, 284 e 288 mm respectivamente. Para 2019 foi observada a amplitude máxima de 160 mm. Quanto às variações de PERC, que ocorreram entre 2010 e 2019, as sub-bacias 11 e 8 foram as únicas que registraram aumento na infiltração com valores de 23 e 5 mm respectivamente. As sub-bacias 15, 4, 6 e 10 foram as sub-bacias que registraram os maiores decréscimos nos valores de PERC, com -78, -57, -54 e -53 mm, respectivamente. A figura 7 apresenta a distribuição espacial da infiltração nas sub-bacias, para os anos de 2010 e 2019.

Figura 7 – Distribuição espacial da infiltração nas sub-bacias para os anos de 2010 e 2019

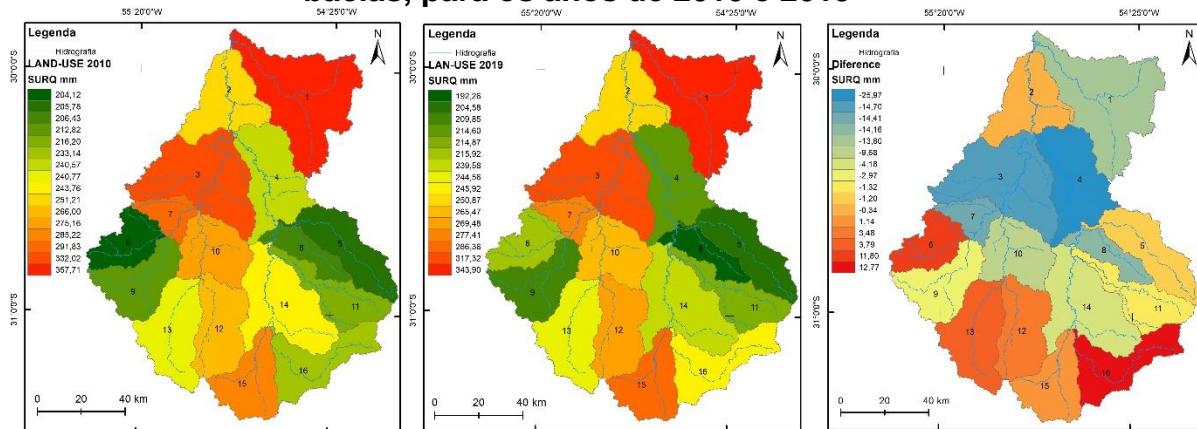


Elaborado pelos autores.

Quanto aos valores do escoamento superficial (SURQ) no ano de 2010 registrou que as sub-bacias 1, 3, 7 e 15, foram as que tiveram os maiores valores com 357, 332, 291 e 285 mm respectivamente. As sub-bacias que registraram menores valores de SURQ em 2010 foram a 6, 5, 8 e 9 com os valores de 204, 206, 206 e 212 mm respectivamente. A amplitude máxima do SURQ, no uso da terra, de 2010 foi de 153 mm. Para o uso do ano de 2019, as sub-bacias com maiores valores de SURQ foram 1, 3, 15 e 7, com os valores de 344, 317, 386 e 277 mm respectivamente. As sub-bacias com menores valores de SURQ para o uso de 2019 foram 8, 5, 9 e 4, com os valores de 192, 204, 209 e 214 mm, respectivamente. No uso do ano de 2019 a amplitude máxima do SURQ, entre as sub-bacias, foi de 152 mm. Quanto às variações, entre os usos de 2010 e 2019, as únicas sub-bacias que registraram incremento de SURQ foram as sub-bacias 16, 6, 13, 12 e 15 com os valores de 13, 12, 4, 3 e 1 mm, respectivamente. Todas as demais sub-bacias registraram decréscimo nos valores de SURQ,

porém as que registraram os maiores decréscimos foram 4, 3, 7 e 8, com os valores de -26, -15, -14 e -14 respectivamente. A figura 8 apresenta a distribuição espacial do escoamento superficial nas sub-bacias, para os anos de 2010 e 2019, e o quadro 3 mostra as diferenças efetivas, entre as sub-bacias para os dados de evapotranspiração, infiltração e escoamento superficial.

Figura 8 – Distribuição espacial do escoamento superficial nas sub-bacias, para os anos de 2010 e 2019



Elaborado pelos autores.

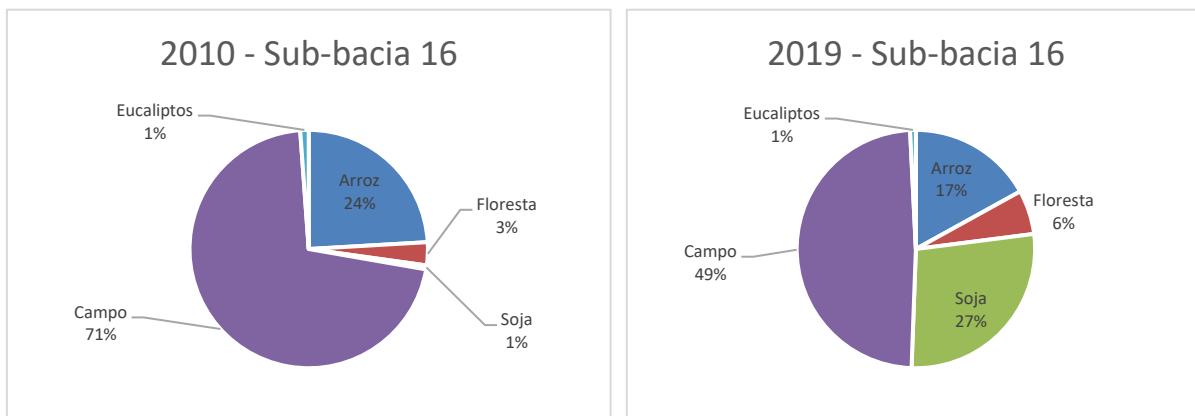
Quadro 3 – Diferenças de evapotranspiração, infiltração e escoamento superficial nas sub-bacias para os anos de 2010 e 2019

SUB	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16
ETmm	82,74	62,43	63,11	73,28	46,44	47,59	113,67	73,90	91,93	68,03	86,19	81,74	77,76	65,85	107,15	44,47
PERCmm	-49,05	-34,72	-38,54	-57,41	-4,56	-54,02	-51,93	5,04	-26,80	-53,38	23,38	-35,27	-29,17	-14,53	-78,28	-24,71
SURQmm	-13,81	-0,34	-14,70	-25,97	-1,21	11,80	-14,42	-14,17	-2,98	-9,69	-1,33	3,48	3,79	-4,18	1,15	12,78
Escala	Menores Valores										Valores intermediários					Maiores Valores

Elaborado pelos autores.

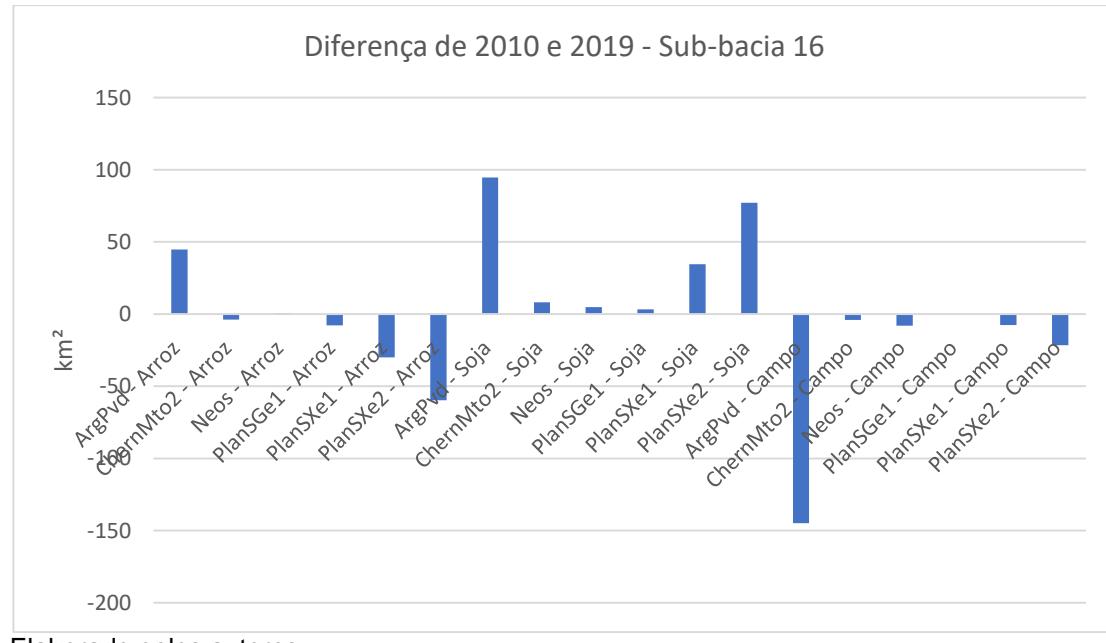
Com base nas informações do escoamento superficial, as sub-bacias 16, 6, 13 e 12 com os maiores aumentos e, consequentemente significativa redução de infiltração, apresentam características nas alterações do uso do solo que são importantes na consideração do contexto geral da bacia hidrográfica. A figura 9 apresenta as porcentagens de usos da terra na sub-bacia 16, nos anos de 2010 e 2019, e a figura 10 apresenta as principais mudanças relacionadas aos usos de soja, arroz e campos relacionados aos tipos de solo da bacia.

Figura 9 – Porcentagens do uso do solo da sub-bacia 16



Elaborado pelos autores.

Figura 10 – Principais alterações de usos relacionados aos solos na sub-bacia 16

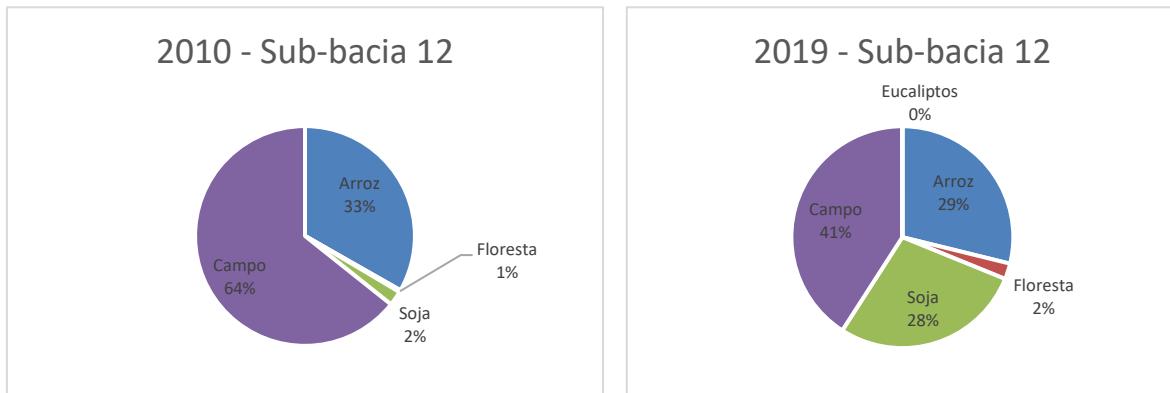


Elaborado pelos autores.

As informações dos gráficos refletem que as principais alterações ocorrem relacionadas às alterações do uso, associado aos campos, passando a serem utilizados com cultivos de soja. Destaca-se, ainda, que essas alterações ocorrem, principalmente, associadas aos Argissolos vermelhos distróficos. Ainda, quanto aos solos se pode observar alterações relacionadas ao cultivo do arroz, que nesta sub-bacia teve uma pequena diminuição de área, associada aos Planossolos háplicos, que também passaram a ser utilizados com o cultivo de soja.

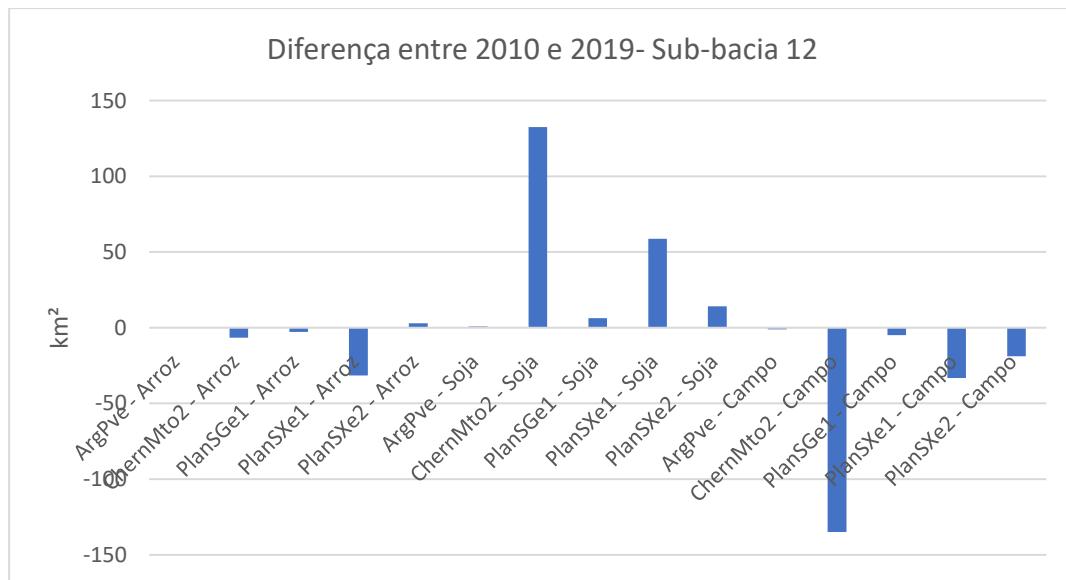
A figura 11 apresenta as porcentagens de usos da terra na sub-bacia 12, nos anos de 2010 e 2019, e a figura 12 apresenta as principais mudanças relacionadas que na sub-bacia 16, as principais alterações de uso estão relacionadas à redução dos campos e ampliação das áreas de soja. Quanto à relação com os solos, na sub-bacia 12, os Chernossolos são os principais solos que deixam de ter uso de campo e passam a ter uso de soja, além dos Planossolos que tem áreas ampliadas de soja, decorrentes da diminuição das áreas de campo e de arroz.

Figura 11 – Porcentagens do uso do solo da sub-bacia 12



Elaborado pelos autores.

Figura 12 – Principais alterações de usos relacionados aos solos na sub-bacia 12



Elaborado pelos autores.

As análises de modelagens realizadas, através das mudanças do uso da terra entre 2010 e 2019, demonstraram que a mudança de campos herbáceos para outras formas de uso, como soja e arroz, causam alterações no balanço hídrico da bacia, como por exemplo, aumentou a evapotranspiração, registrado em todas as sub-bacias, a significativa redução na infiltração, registrada em 14 das 16 sub-bacias, além do aumento do escoamento superficial em algumas das sub-bacias, o que efetivamente pode contribuir para os desgastes do solo, diminuição da disponibilidade de água no solo, deficiências no reabastecimento do aquífero e disponibilidade hídrica.

A maior expansão do uso da terra está associada ao cultivo de soja, relacionada à exploração agrícola de produção de grãos. Esta expansão ocorreu principalmente associada aos Argissolos e Chernossolos que, devido às características específicas dos solos na região, contribuíram significativamente para a redução da infiltração e aumento do escoamento superficial. A expansão da soja nesses solos tende a aumentar o escoamento superficial e a vazão dos cursos d'água, durante os períodos de pico de enchentes e quando da escassez de água, na reposição de água no solo e aquífero.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A modelagem hidrológica a partir do modelo SWAT se mostrou uma eficiente forma de identificar transformações e mudanças que ocorrem na bacia hidrográfica. A aplicação na bacia hidrográfica do Rio Santa Maria, inserida no contexto das transformações que vem ocorrendo no Bioma Pampa, mostra a importância no monitoramento e na análise das mudanças no uso da terra, assim como seus impactos no balanço hídrico das bacias hidrográficas deste bioma.

A transformação da atividade agrícola no Bioma Pampa aumenta o risco de cheias, com consequências negativas para a sociedade. O acompanhamento e monitoramento de bacias hidrográficas, identificando as transformações do uso, associado aos campos com pastagens em outras formas de exploração agrícola, deve ser uma política a ser adotada pelos comitês de bacias e pelas instituições gestoras, a fim de prevenir impactos ambientais negativos à sociedade.

REFERÊNCIAS

ANA – Agência Nacional das Águas. HidroWeb – **Séries históricas**. Brasil: ANA. Disponível em: <https://www.snirh.gov.br/hidroweb/serieshistoricas>. 2021. Acesso em fevereiro de 2021.

ARNOLD, J.G.; SRINIVASAN, R.; MUTTIAH, R.S.; WILLIAMS, J.R. Large area hydrologic modeling and assessment part I: model development. **J. Am. Water Resour. Assoc.** 34 (1), 1998. 73–89. DOI: 10.1111/j.1752-1688.1998.tb05961.x.

- BAEZA, S. & PARUELO, J.M. Land use/land cover change (2000–2014) in the Rio de la Plata grasslands: An analysis based on MODIS NDVI time series. **Remote Sens.**, 12, 2020. 381; doi:10.3390/rs12030381.
- BRISSON, N.; REBIERE, B.; ZIMMER, D.; RENAULT, P. Response of the root system of a winter wheat crop to waterlogging. **Plant and Soil** 243(1): 2002. 43-55. DOI: 10.1023/A:1019947903041.
- BUENO, M.M.; VALCARCEL, R.; PEREIRA, M.G. MATEUS, F. A. Sustainable provision of raw water based on the management of ecosystem services in small watersheds. **Rev. Ambient. Água**, v. 15 n. 2, e2439. 2020. DOI:10.4136/amb-agua.2439.
- CAU, P.; PANICONI, C. Assessment of alternative land management practices using hydrological simulation and a decision support tool: Arborea agricultural region, Sardinia. **Hydrol. Earth Syst. Sci.**, v. 11, n. 6, 2007. p. 1811–1823. DOI: 10.5194/hess-11-1811-2007.
- CECÍLIO, R.A., SILVA; K.R.; XAVIER, A.C.; PEZZOPANE, J.R.M. Método para a espacialização dos elementos do balanço hídrico climatológico. **Pesquisa Agropecuária Brasileira** 47(4). 2012. 478-488.
- DARRADI, Y.; SAUR, E.; LAPLANA, R.; LESCOT, J.-M.; KUENTZ, V.; MEYER, B. C. Optimizing the environmental performance of agricultural activities: A case study in La Boulouze watershed. **Ecological Indicators**, v. 22, 2012. p. 27–37. DOI:10.1016/j.ecolind.2011.10.011.
- DEGIOANNI, A.; CISNEROS, J.; CANTERO, A.G.; VIDELA, H. Modelo de simulacion del balance hidrico em suelos con freatica poco profunda. **Ciencia del Suelo** 24, 2006. 29–38.
- DI LUZIO, M.; SRINIVASAN, M.; ARNOLD J.: **ARCVIEW Interface for SWAT2000 – User's Guide**. USDA Agricultural Research Service, Temple, Texas, 2001.
- FOLEY, J. A.; DEFRIES, R.; ASNER, G. P.; BARFORD, C.; BONAN, G.; CARPENTER, S. R.; CHAPIN, F. S.; COE, M. T.; DAILY, G. C.; GIBBS, H. K.; HELKOWSKI, J. H.; HOLLOWAY, T.; HOWARD, E. A.; KUCHARIK, C. J.; MONFREDA, C.; PATZ, J. A.; PRENTICE, I. C.; RAMANKUTTY, N.; SNYDER, P. K. Global consequences of land use. **Science** 309, 2005. 570–574. DOI: 10.1126/science.1111772.
- GARCÍA MARTÍNEZ, G. C.; CIARI, G.; GAITÁN, J.; CARUSO, C.; NAGAHAMA, N.; OPAZO, W.; ESCOBAR, J. Análisis de la evolución del clima y los pastizales naturales en el noroeste de la provincia de Chubut, Argentina, durante el período 2000-2014: identificación de variables asociadas a la disminución de las existencias ganaderas en la región. **AgriScientia**, 34(1), 2017. 59. doi:10.31047/1668.298x. v34.n1.17466.
- GARZÓN-SÁNCHEZ, H.; LOAIZA-USUGA, J.C.; VÉLEZ-UPÉGUI, J.I. Soil Moisture Behavior in Relation to Topography and Land Use for Two Andean Colombian Catchments. **Water**, 13(11), 2021. p. 1-17. DOI:10.3390/w13111448.
- HATTERMANN, F. F.; KRYANOVA, V.; HABECK, A.; BRONSTERT, A.

Integrating wetlands and riparian zones in river basin modelling. **Ecological Modelling**, 199(4), 2006. 379–392. DOI:10.1016/j.ecolmodel.2005.06.012.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e estatística. **Mapa exploratório de solos do estado do Rio Grande do Sul**. Rio de Janeiro: IBGE. Disponível em: <https://mapas.ibge.gov.br/>. 2002. Acesso em fevereiro de 2021.

KUSTU, M. D.; FAN, Y.; ROBOCK, A. Large-scale water cycle perturbation due to irrigation pumping in the US High Plains: a synthesis of observed streamflow changes. **Journal of Hydrology** 390, 2010. 222–244. DOI:10.1016/j.jhydrol.2010.06.045.

MENGUE, V. P; FREITAS, M. W. D.; SILVA, T. S.; FONTANA, D. C.; SCOTTÁ, F.C. LAND-USE and land-cover change processes in Pampa biome and relation with environmental and socioeconomic data. **Applied Geography**, 125, 2020. 1–12. Doi: 10.1016/j.apgeog.2020.102342.

NASA - National Aeronautics and Space Administration. **Shuttle Radar Topography Mission (SRTM) Shuttle Radar Topography Mission (SRTM)**. USGS: NASA. Disponível em: https://lpdaac.usgs.gov/sites/default/files/public/measures/docs/SRTM_Quick_Guide.pdf. 2000.

NASH, J. E.; SUTCLIFFE, J. V. River flow forecasting through conceptual models part I — A discussion of principles. **Journal of Hydrology**, 10(3), 1970. 282–290. doi:10.1016/0022-1694(70)90255-6.

NATIONAL CENTER FOR ATMOSPHERIC RESEARCH STAFF (EDS). "The Climate Data Guide: Climate Forecast System Reanalysis (CFSR)." Retrieved from <https://climatedataguide.ucar.edu/climate-data/climate-forecast-system-reanalysis-cfsr>. Last modified 08 Nov 2017.

NEITSCH, S. L.; ARNOLD, J.; KINIRY, J. R.; WILLIAMS, J. R. **Soil and Water Assessment Tool (SWAT) – Theoretical Documentation**. USDA Agricultural Research Service, Temple, Texas. 2001.

NOSETTO M.D.; JOBBÁGY, E.G.; JACKSON, R.; SZNAIDER, G. Reciprocal influence of crops and shallow ground water in sandy landscapes of the Inland Pampas. **Field Crops Research**. 113: 2009. 138-148. DOI:10.1016/j.fcr.2009.04.016.

OLIVEIRA, T. E. DE, FREITAS, D. S. DE, GIANEZINI, M., RUVIARO, C. F., ZAGO, D., MÉRCIO, T. Z., ... BARCELLOS, J. O. J. Agricultural land use change in the Brazilian Pampa Biome: The reduction of natural grasslands. **Land Use Policy**, 63, 2017. 394–400. doi:10.1016/j.landusepol.2017.02.010.

PASSIOURA, J. B. Simulation models: science, snake oil, education, or engineering. **Agronomy Journal**, 88. 1996. 690-694. DOI: 10.2134/agronj1996.00021962008800050002x.

POLIDORO, J. C., MENDONÇA-SANTOS, M. de L., LUMBRERAS, J. F., COELHO, M. R., CARVALHO FILHO, A. de, MOTTA, P. E. F. da, CARVALHO JUNIOR, W. de, ARAUJO FILHO, J. C. de, CURCIO, G. R., CORREIA, J. R., MARTINS, E. de S., SPERA, S. T., OLIVEIRA, S. R. de M., BOLFE, E. L.,

- MANZATTO, C. v., TOSTO, S. G., VENTURIERI, A., SA, I. B., OLIVEIRA, V. A. de, ... DART, R. de O. **Programa Nacional de Solos do Brasil (PronaSolos)**. EMBRAPA. <https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/1054924/programa-nacional-de-solos-do-brasil-pronasolos>. 2016.
- SALA, O. E.; CHAPIN, F. S.; ARMESTO, J. J.; BERLOW, E.; BLOOMFIELD, J.; DIRZO, R., HUBER-SANWALD, E.; HUENNEKE, L. F.; JACKSON, R. B.; KINZIG, A.; LEEMANS, R.; LODGE, D. M.; MOONEY, H. A.; OESTERHELD, M.; POFF, N. L.; SYKES, M. T.; WALKER, B. H.; WALKER, M.; WALL, D. H. Global biodiversity scenarios for the year 2100. **Science** 287, 2000. 1770–1774. DOI:10.1126/science.287.5459.1770.
- SILVEIRA, V. C. P.; GONZÁLEZ, J. A.; FONSECA, E. L. DA. Land use changes after the period commodities rising price in the Rio Grande do Sul State, Brazil. **Ciência Rural**, 47(4). 2017. Doi:10.1590/0103-8478cr20160647.
- SOUZA, C. M., Z. SHIMBO, J., ROSA, M. R., PARENTE, L. L., A. ALENCAR, A., RUDORFF, B. F. T., HASENACK, H., MATSUMOTO, M., G. FERREIRA, L., SOUZA-FILHO, P. W. M., DE OLIVEIRA, S. W., ROCHA, W. F., FONSECA, A. V., MARQUES, C. B., DINIZ, C. G., COSTA, D., MONTEIRO, D., ROSA, E. R., VÉLEZ-MARTIN, E., ... AZEVEDO, T. Reconstructing Three Decades of Land Use and Land Cover Changes in Brazilian Biomes with Landsat Archive and Earth Engine. **Remote Sensing**, 12(17), 2020. 2735. <https://doi.org/10.3390/rs12172735>.
- SWETNAM, R. D.; MOUNTFORD, J. O.; ARMSTRONG, A. C.; GOWING, D. J. G.; BROWN, N. J.; MANCHESTER, S. J.; TREWEEK, J. R. Spatial relationships between site hydrology and the occurrence of grassland of conservation importance: a risk assessment with GIS. **Journal of Environmental Management**, 54(3), 1998. 189–203. DOI:10.1006/jema.1998.0227.
- STONE, R. J.; EKWUE, E. I. Maximum bulky density achieved during soil compaction as affected by the incorporation of three organic materials. **Trans. ASAE** 36(6). 1993. 1713-1719. DOI:10.13031/2013.28515.
- VAZQUEZ-AMABILE, G.; BOSCH, N. RICCA, A.P.; ORTIZ-DE-ZARATE, M.L.; ROJAS, D.; LASCOMBES, J.; PARRA, V.; DUARTE, G.; FEIGUIN, M.F. Evaluation of DRAINMOD Model to study Groundwater table dynamics and N load in Western Pampas, Argentina. **ASABE Annual International Meeting Paper**. v. 24. 2013. p. 1-13. DOI:10.13031/aim.20131595082.
- VOROSMARTY, C. J.; GREEN, P.; SALISBURY, J.; LAMMERS, R. B. Global water resources: vulnerability from climate change and population growth. **Science** 289, 2000. 284–288. DOI: 10.1126/science.289.5477.284.
- WAGENER, T.; SIVAPALAN, M.; TROCH, P. A.; MCGLYNN, B. L.; HARMAN, C. J.; GUPTA, H. V.; KUMAR, P.; RAO, P. S. C.; BASU, N. B.; WILSON, J. S. The future of hydrology: an evolving science for a changing world. **Water Resources Research** 46, (5) 2010. W05301. DOI: 10.1029/2009WR008906.