

Índices de fósforo em diferentes usos da terra em bacia hidrográfica no Sul do Brasil

O fósforo (P) é um elemento essencial ao bom desenvolvimento das plantas nos sistemas agrícolas, no entanto, em concentrações elevadas, em especial, quando este atinge a água, ocasiona processos de eutrofização, poluição e/ou contaminação. Dessa forma, o correto manejo do solo pode ser uma prática essencial na diminuição dos teores de P nos corpos hídricos. Frente ao exposto, o presente trabalho teve como objetivo avaliar cenários de manejo do solo em uma bacia hidrográfica rural, a qual é utilizada para abastecimento humano. O estudo foi desenvolvido na Bacia Hidrográfica do Epaminondas (BHE), no município de Pelotas, Sul do Estado do Rio Grande do Sul. No desenvolvimento do estudo foram coletadas amostras de solo na camada de 0-0.20 m e determinados os teores de P disponível e argila (%) e a partir desses dados foram desenvolvidos cenários de possibilidade de perdas de P por erosão do solo, a partir de diferentes cenários de precipitação e de doses de adubação fosfatada. Além disso, uma análise geoestatística foi aplicada para gerar um mapa de interpolação pelo algoritmo da krigagem visando observar a distribuição espacial do P na BHE. De maneira geral, os solos da bacia em estudo apresentaram capacidade de adsorção de P oriundos da aplicação de adubos fosfatados devido à alta capacidade de adsorção da argila na camada de 0-0.20 m. A partir do mapa obtido na krigagem foi possível identificar as zonas com maiores concentrações de P (100 – 200 mg kg⁻¹) ocorreram nas zonas de alta produção agrícola destinadas ao cultivo de hortaliças as quais recebem intensiva adubação fosfatada. A partir disso, foi possível identificar zonas na BHE que precisam melhorias nas práticas de manejo do solo, visando a redução do risco de poluição do solo e dos corpos hídricos.

Palavras-chave: Adubação Fosfatada; Adsorção de Fósforo; Índices Ambientais.

Phosphorus indices in different land uses in a watershed in southern Brazil

Phosphate (P) is a key element to plant development in farmlands, but in high concentrations can cause eutrophication, pollution, and contamination processes, especially when it reaches the water. In this context, soil management can be an essential tool to reduce P levels in water bodies. The current study aimed to evaluate soil management scenarios in a rural drainage basin used as a drinking water supply for Pelotas city, RS. The study was carried out in the Epaminondas Hydrographic Basin, located in the municipality of Pelotas, a southern city in the state of Rio Grande do Sul, Brazil. Soil samples were collected at the 0-20 cm layer to determine available P and clay content. From the data analyses, P losses scenarios by soil erosion were developed considering different possibilities of rain precipitation and phosphate fertilizer doses. In general, the soil demonstrated substantial P adsorption capacity through the application of phosphate fertilizers and a considerable P adsorption capacity by clay contained in analysed the soil layer.


Keywords: Phosphate fertilization; Phosphorus adsorption; Environmental Indexes.

Topic: **Desenvolvimento, Sustentabilidade e Meio Ambiente**

Received: **05/07/2022**


Approved: **29/07/2022**


Reviewed anonymously in the process of blind peer.


Eliana Aparecida Cadoná 
Universidade Federal de Pelotas, Brasil
<http://lattes.cnpq.br/8511698054229545>
<http://orcid.org/0000-0003-4556-4259>
elianacadona@yahoo.com.br

Tainara Vaz de Melo
Universidade Federal de Pelotas, Brasil
<http://lattes.cnpq.br/0696855609058645>
tainaravaz@hotmail.com

Miguel David Fuentes Guevara
Universidade Federal de Pelotas, Brasil
<http://lattes.cnpq.br/7873921852565813>
miguelfuge@hotmail.com

Stefan Domingues Nachtigall 
Universidade Federal de Pelotas, Brasil
<http://lattes.cnpq.br/8700561006180244>
<http://orcid.org/0000-0003-4623-8033>
stefan.tefo@gmail.com

Jéferson Diego Leidemer 
Universidade Federal de Pelotas, Brasil
<http://lattes.cnpq.br/3015484877843039>
<http://orcid.org/0000-0002-6727-9953>
jeferson.leidemer@gmail.com

Pablo Miguel 
Universidade Federal de Pelotas, Brasil
<http://lattes.cnpq.br/4145554276881172>
<http://orcid.org/0000-0002-7999-8912>
pablo.ufsm@gmail.com



DOI: 10.6008/CBPC2179-6858.2022.007.0023

Referencing this:

CADONÁ, E. A.; MELO, T. V.; GUEVARA, M. F.; NACHTIGALL, S. D.; LEIDEMER, J. D.; MIGUEL, P.. Índices de fósforo em diferentes usos da terra em bacia hidrográfica no Sul do Brasil. **Revista Ibero Americana de Ciências Ambientais**, v.13, n.7, p.314-323, 2022. DOI: <http://doi.org/10.6008/CBPC2179-6858.2022.007.0023>

INTRODUÇÃO

O elemento Fósforo (P) possui alto potencial de contaminação de corpos hídricos, por gerar problemas de eutrofização. A eutrofização ocorrida nos recursos hídricos consiste no enriquecimento primário por este elemento dos sistemas aquáticos (AGUIAR et al., 2012; BISPO et al., 2017; WANG et al., 2020) que em conjunto com condições de luminosidade adequadas ocasiona o maior desenvolvimento de algas. A proliferação dessas algas diminui o oxigênio dissolvido no meio aquático, o que ocasiona a morte dos organismos e aporte de uma alta carga de material orgânico ao ambiente (FIA et al., 2009).

Esse processo de aumento na quantidade de P no ambiente aquático, ocasiona a degradação da qualidade da água, especialmente em lagos e reservatórios, tendo como principal agente contaminante as atividades de ação antrópica desenvolvidas próximas aos solos dos ambientes aquáticos (BUCCI et al., 2015). Regiões estuarinas que recebem grande aporte de sedimentos de rios, estas são suscetíveis a processos de eutrofização devido ao constante movimento e fluxo de água que carrega consigo sedimentos ricos em P (FIA et al., 2015). Em pequenos rios de bacia hidrográficas rurais de pequenas extensões, onde a agricultura e o manejo de adubações fosfatadas ocorrem com maior intensidade, os danos acabem sendo maiores quando comparados a rios de grandes volumes em bacias hidrográficas com grande extensão territorial (GEBLER et al., 2012).

Por tanto, a avaliação das principais fontes de P oriundas de processos erosivos torna-se necessário em bacias hidrográficas rurais de pequena extensão, devido ao impacto ambiental ser potencialmente maior nestes locais. Assim, riscos de poluição e/ou contaminação de solos podem ser determinados avaliando os limites críticos de alguns elementos, como por exemplo, o P disponível no solo. Também é possível aplicar esta mesma análise para estudos sedimentológicos e qualidade de água. Frente ao anteriormente exposto, este trabalho propõe como objetivo, avaliar distintos cenários de manejo do solo (diferentes usos da terra e doses de fertilizantes) para identificar o potencial de poluição associada ao P em uma bacia hidrográfica rural.

MATERIAIS E MÉTODOS

O estudo foi realizado na Bacia Hidrográfica do Epaminondas (BHE) que está localizada no Município de Pelotas, na Região Sul do Estado do Rio Grande do Sul – Brasil. A BHE conta com área de aproximadamente 33,3 km² (Figura 1) e corresponde a aproximadamente 70% da Bacia Hidrográfica do Arroio Santa Bárbara, que abastece o Município de Pelotas através da Barragem do Santa Bárbara. O clima do local é do tipo Cfa, segundo a classificação de Köppen, com temperaturas médias em 18,4 °C, com precipitação entorno dos 1393,9 mm (KLUMB et al., 2018), o período de estudo correspondeu entre os meses de Julho/2018 a Dezembro/2019.

Para o presente estudo foram realizadas amostragens de solo na camada de 0-0.20 m, em diferentes pontos da BHE. Os pontos foram distribuídos de forma irregular dentro da área de estudo com base no uso da terra, e foram classificados como lavoura e campo, sendo para as áreas de lavoura, aquelas onde ocorre o monocultivo de verão com milho ou soja e pousio no inverno, estando na maioria dos pontos de coleta a

situação de cobertura vegetal de reserva da cultura antecessora. Para as áreas de campo foram coletadas amostras em áreas de replantio de eucalipto e áreas em que o campo natural é mantido para a criação de gado de corte, não ocorrendo nenhum tipo de adubação ou correção do solo. Ao total foram coletadas 34 amostras de solo para cada um dos usos apresentados na BHE.

Para complementar as informações, na área foi realizado um levantamento de solos semidetalhado (escala 1:25.000) de acordo com o preconizado por Embrapa (1995). Os perfis foram caracterizados seguindo metodologia proposta por Santos et al. (2015) e classificação de acordo com o Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (SANTOS et al., 2018). Os solos encontrados foram, Argissolos Amarelos, Argissolos Vermelho-Amarelos, Cambissolos Háplicos, Neossolos Regolíticos, Neossolos Litólicos e Planossolos Háplicos (Figura 2).

As amostras de solo foram secas e moídas ao ponto de Terra Fina Seca ao Ar – TFSA. Na TFSA foram determinados os teores de P disponível através da extração por Mehlich-1 e determinação em espectrofotômetro conforme descrito por Tedesco et al. (1995). Também foram determinados os teores de argila das amostras através do método da pipeta conforme descrito por Veith et al. (2017). Foi extraído um modelo digital de elevação da BHE utilizando o Software QGIS versão 3.18.2¹ para determinação da declividade em cada ponto amostral. Os dados de P disponível, teores de argila, a declividade e a classe de solo de cada ponto amostral, são apresentados na tabela 1.

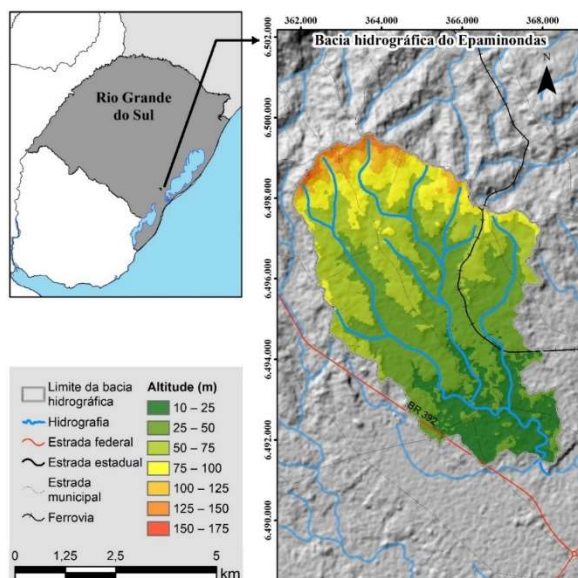


Figura 1: Localização geográfica em nível estadual e variação altimétrica da Bacia Hidrográfica do Epaminondas.

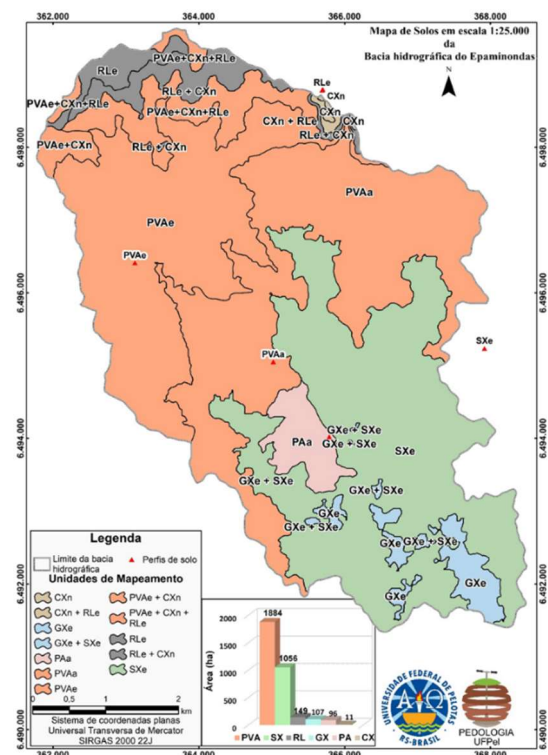


Figura 2: Mapa de solos da Bacia Hidrográfica do Epaminondas. Elaborado por Stefan Domingues Nachtigall.

Legenda: CXn: CAMBISSOLO HÁPLICO Sódico leptofragmentário; CXn + RLe: Associação entre CAMBISSOLO HÁPLICO Sódico leptofragmentário e NEOSSOLO LITÓLICO Eutrófico fragmentário; GXe: GLEISSOLO HÁPLICO Ta Eutrófico típico; GXe + SXe: Associação entre GLEISSOLO HÁPLICO Ta Eutrófico típico e PLANOSSOLO HÁPLICO Eutrófico solódico; PAa: ARGISSOLO AMARELO Aluminíco Abruptico; PVAa: ARGISSOLO VERMELHO-AMARELO Aluminíco abruptico; PVAe: ARGISSOLO VERMELHO-AMARELO Eutrófico luvisólico; PVAe + CXn: Associação entre ARGISSOLO VERMELHO-AMARELO Eutrófico luvisólico e CAMBISSOLO HÁPLICO Sódico leptofragmentário; PVAe + CXn + RLe: Associação entre ARGISSOLO VERMELHO-AMARELO Eutrófico luvisólico e CAMBISSOLO HÁPLICO Sódico leptofragmentário e NEOSSOLO LITÓLICO Eutrófico fragmentário; RLe: NEOSSOLO LITÓLICO Eutrófico fragmentário; RLe + CXn: Associação entre NEOSSOLO LITÓLICO Eutrófico fragmentário e CAMBISSOLO HÁPLICO Sódico leptofragmentário; SXe: PLANOSSOLO HÁPLICO Eutrófico solódico.

¹ <http://www.qgis.org>

Tabela 1: Teores de P disponível (mg kg⁻¹), teor de argila (%) e declividade (%) para os usos Campo (C) e Lavoura (L) para os tipos de solos.

Ponto	P disp.	Argila	Declividade	Classe de solo	Ponto	P disp.	Argila	Declividade	Classe do solo
C1	15,95	11,23	5,09	Planossolo Háplico	L1	10,95	10,50	1,41	Planossolo Háplico
C2	14,88	11,91	0,00	Planossolo Háplico	L2	4,25	28,00	7,20	Planossolo Háplico
C3	11,49	11,03	8,94	Planossolo Háplico	L3	8,63	12,35	7,20	Planossolo Háplico
C4	3,43	15,00	4,47	Planossolo Háplico	L4	10,03	13,63	9,89	Planossolo Háplico
C5	2,42	16,50	8,94	Planossolo Háplico	L5	43,16	14,91	11,04	Planossolo Háplico
C6	5,79	21,50	5,65	Planossolo Háplico	L6	3,47	28,27	4,00	Planossolo Háplico
C7	4,68	16,00	2,00	Planossolo Háplico	L7	176,22	14,11	1,41	Planossolo Háplico
C8	4,83	11,50	8,94	Planossolo Háplico	L8	6,35	18,21	9,89	Planossolo Háplico
C9	5,48	13,00	4,24	Planossolo Háplico	L9	228,83	20,22	16,11	Planossolo Háplico
C10	26,00	17,43	7,20	Planossolo Háplico	L10	222,80	13,15	16,48	Planossolo Háplico
C11	5,75	13,49	11,04	Planossolo Háplico	L11	2,49	12,00	12,79	Planossolo Háplico
C12	147,07	13,41	1,41	Planossolo Háplico	L12	6,43	36,00	5,09	Planossolo Háplico
C13	10,42	5,00	4,47	Gleissolo Háplico	L13	3,42	27,50	5,09	Planossolo Háplico
C14	7,98	11,50	0,00	Argissolo Vermelho-Amarelo	L14	6,17	4,34	4,00	Planossolo Háplico
C15	4,30	12,00	5,83	Argissolo Vermelho-Amarelo	L15	4,04	8,18	7,06	Argissolo Vermelho-Amarelo
C16	5,18	24,50	16,54	Argissolo Amarelo	L16	4,94	5,15	5,65	Argissolo Vermelho-Amarelo
C17	5,60	48,00	9,89	Argissolo Amarelo	L17	1,85	5,58	15,54	Argissolo Vermelho-Amarelo
C18	4,72	27,00	10,76	Argissolo Vermelho-Amarelo	L18	27,44	3,53	11,39	Argissolo Vermelho-Amarelo
C19	6,32	19,00	11,39	Argissolo Vermelho-Amarelo	L19	4,94	4,00	10,76	Argissolo Vermelho-Amarelo
C20	6,65	3,56	7,06	Argissolo Vermelho-Amarelo	L20	3,98	14,33	9,48	Argissolo Vermelho-Amarelo
C21	44,44	1,40	4,00	Argissolo Vermelho-Amarelo	L21	4,55	21,07	4,46	Argissolo Vermelho-Amarelo
C22	28,23	1,77	17,01	Argissolo Vermelho-Amarelo	L22	6,14	9,04	11,39	Argissolo Vermelho-Amarelo
C23	15,32	4,58	4,00	Argissolo Vermelho-Amarelo	L23	4,07	13,49	4,47	Argissolo Vermelho-Amarelo
C24	6,12	4,56	7,99	Argissolo Vermelho-Amarelo	L24	33,01	11,73	0,00	Argissolo Vermelho-Amarelo
C25	8,47	4,33	7,06	Argissolo Vermelho-Amarelo	L25	11,93	19,94	5,65	Argissolo Vermelho-Amarelo
C26	1,64	18,76	8,59	Argissolo Vermelho-Amarelo	L26	2,14	18,51	4,00	Argissolo Vermelho-Amarelo
C27	34,98	14,50	13,33	Argissolo Vermelho-Amarelo	L27	58,70	9,85	7,61	Argissolo Vermelho-Amarelo
C28	80,37	5,72	0,00	Argissolo Vermelho-Amarelo	L28	14,81	13,21	1,41	Argissolo Vermelho-Amarelo
C29	25,23	19,37	0,00	Argissolo Vermelho-Amarelo	L29	39,81	9,38	7,99	Argissolo Vermelho-Amarelo
C30	8,68	7,00	4,23	Argissolo Vermelho-Amarelo	L30	57,59	7,56	16,54	Argissolo Vermelho-Amarelo
C31	9,27	7,00	7,20	Argissolo Vermelho-Amarelo	L31	47,78	8,55	7,99	Argissolo Vermelho-Amarelo
C32	29,98	3,50	7,99	Argissolo Vermelho-Amarelo	L32	236,30	6,09	3,16	Argissolo Vermelho-Amarelo
C33	15,23	11,00	7,20	Argissolo Vermelho-Amarelo	L33	137,04	7,06	5,65	Argissolo Vermelho-Amarelo
C34	6,14	16,00	7,20	Argissolo Vermelho-Amarelo	L34	10,30	15,50	7,99	Argissolo Vermelho-Amarelo

A partir dos teores de P disponível, % de argila do solo e uso da terra foram calculadas as classes de disponibilidade de P (Tabela 2) com auxílio do Manual de Calagem e Adubação para os Estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina (CQFS, 2016) e após foram realizadas as recomendações de adubação fosfatada para cada um dos pontos amostrados. Nessa recomendação de adubação fosfatada foram utilizadas formulações de insumos sugeridas pelo manual, que são P₂O₅, Super Fosfato Simples (SFS) e Super Fosfato Triplo (SFT), ficando desta forma, três recomendações para as áreas de campo sujo e três recomendações para as áreas de lavoura, referentes aos três tipos de insumos. Desta forma, a área de estudo foi analisada a partir de três cenários distintos para cada uso da terra, no que tange à aplicação de adubação fosfatada.

Tabela 2: Interpretação para classes de argila e de disponibilidade de P conforme o Manual de Calagem e Adubação para os Estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina (CQFS – RS/SC, 2016).

Argila - %	Classe 1	Classe 2	Classe 3	Classe 4
	> 60%	60 – 41%	40 – 21%	≤ 20%
Classe de disponibilidade	Classe do teor de argila			
	Classe 1	Classe 2	Classe 3	Classe 4
	P – mg dm ⁻³			
Muito Baixo	≤ 1,5	≤ 2,0	≤ 3,0	≤ 5,0
Baixo	1,5 – 3,0	2,1 – 4,0	3,1 – 6,0	5,1 – 10,0
Médio	3,1 – 4,5	4,1 – 6,0	6,1 – 9,0	10,1 – 15,0
Alto	4,6 – 9,0	6,1 – 12,0	9,1 – 18,0	15,1 – 30,0
Muito Alto	> 9,0	> 12,0	> 18,0	> 30,0

Também foram aplicados dois limites ambientais, utilizando-se os dados de P disponível, argila e declividades. O Limite Crítico Ambiental de Fósforo (LCA-P) é aplicado visando avaliar a capacidade de adsorção de P pelo solo, preconizando-se que os teores de argila nos solos estudados é uma informação essencial para o manejo das adubações fosfatadas, evitando assim cargas excessivas de P aplicadas aos solos.

Os limites avaliados foram o LCA-P proposto por Gatiboni et al. (2014) e o proposto por Dall'Orsoletta (2018). Para o LCA-P proposto por Gatiboni et al. (2014) foi utilizada a equação 15 e para o índice proposto por Dall'Orsoletta (2018) foram utilizadas as equações 16 e 17, onde, a equação 16 deve ser aplicada para declividades menores que 25% e a equação 17 usada para declividades maiores que 25%. Para a interpretação dos dois limites comparou-se os teores de P disponível com os valores apresentados pelos índices.

$$LCA - P = 40 + \text{argila} (\%) \quad \text{Eq. 15}$$

$$LCA - P = (42,287 + A) - (0,230 A + 0,0123 D) \quad \text{Eq. 16}$$

$$LCA - P = (42,287 + A) - (-0,437 A + 0,039 AD) \quad \text{Eq. 17}$$

Onde: variável A corresponde a fração argila do solo, expresso em % e a variável D corresponde a declividade do ponto de coleta, sendo que para a equação 16 corresponde a declividades $\leq 25\%$ e para a equação 17 para declividades $\geq 25\%$.

Para compreender a ocorrência da distribuição e variabilidade espacial do P adsorvido ao solo na BHE, foi aplicada uma análise geoestatística sobre os dados de P disponível. Uma análise variográfica foi realizada a partir dos dados de P coletados na malha irregular, pois esta permite explicar a variabilidade espacial do P ou outros parâmetros do solo. Assim, o semivariograma experimental foi determinado e utilizado para avaliar a estrutura de dependência espacial entre as amostras de P. O semivariograma experimental é calculado através de um conjunto $(Z_u(x_i), i = 1, 2, \dots, N)$, comumente pelo estimador clássico de Matheron (WEBSTER et al., 2007), definido pela equação 4:

$$g_{Z_u}^M(h) = \frac{1}{2N(h)} \sum_{i=1}^{N(h)} [z_u(x_i) - z_u(x_i + h)]^2$$

Onde: $g_{Z_u}^M(h)$ é o valor da semivariância dos dados de P utilizando o estimador de Matheron, $z_u(x_i)$ e $z_u(x_i + h)$ são os valores de z_u (referente ao P) nas localizações x_i e $x_i + h$, respectivamente, e $N(h)$ é o número de pares de amostras de P $[z_u(x_i), z_u(x_i + h)]$ separados pelo lag distância h .

O semivariograma experimental foi ajustado aos modelos esféricos, exponencial e gaussiano, com o objetivo de escolher o modelo e semivariograma teórico que melhor se ajustasse ao comportamento espacial do P ao longo da BHE, verificando a estrutura de dependência espacial. A partir do melhor modelo escolhido foram extraídos os parâmetros do modelo referentes a efeito pepita (C_0), patamar (C_0+C) e o alcance (a). Durante a análise geoestatística foram utilizados unicamente modelos isotrópicos, considerando a mesma variabilidade espacial em todas as direções. Para quantificar o grau de dependência espacial (GDE) do P, a classificação proposta por Cambardella et al. (1994) foi usada, considerando o GDE como forte quando $C_0/(C_0+C)*100 \leq 25\%$, moderado quando $25 < C_0/(C_0+C)*100 \leq 75\%$ e fraco quando $C_0/(C_0+C)*100 > 75\%$. As análises geoestatísticas foram desempenhadas utilizando o Software R versão 3.6.2 mediante o pacote 'gstat'.

Após ser verificada a estrutura de dependência espacial nos dados de P, os parâmetros do semivariograma teórico escolhido, mediante o estimador clássico de Matheron, foram utilizados como dados de entrada no estimador krigagem ordinária, para gerar um mapa de contorno que possibilita a análise da distribuição espacial do P ao longo da BHE e a identificação de zonas que possam ter um excesso de P ou regiões com manejos e práticas dos solos inadequadas (WEBSTER et al., 2007).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Para os pontos de Campo e Lavoura na BHE, foram recomendadas doses de adubos fosfatados - P_2O_5 , SFS e SFT (Tabela 3), conforme o uso da terra e a necessidade de manutenção dos teores de P disponível para a produção agrícola.

Tabela 3: Recomendação de adubação fosfatada (P_2O_5 , SFS e SFT) para os pontos de coleta na Bacia Hidrográfica do Epaminondas.

Pontos Campo	Adubação fosfatada			Pontos Lavoura	Adubação fosfatada		
	P_2O_5	SFS	SFT		P_2O_5	SFS	SFT
C1	50,00	277,78	121,95	L1	95,00	527,78	231,71
C2	70,00	388,89	170,73	L2	155,00	861,11	378,05
C3	70,00	388,89	170,73	L3	155,00	861,11	378,05
C4	100,00	555,56	243,90	L4	155,00	861,11	378,05
C5	100,00	555,56	243,90	L5	45,00	250,00	109,76
C6	75,00	416,67	182,93	L6	155,00	861,11	378,05
C7	100,00	555,56	243,90	L7	0,00	0,00	0,00
C8	100,00	555,56	243,90	L8	155,00	861,11	378,05
C9	75,00	416,67	182,93	L9	0,00	0,00	0,00
C10	50,00	277,78	121,95	L10	0,00	0,00	0,00
C11	100,00	555,56	243,90	L11	155,00	861,11	378,05
C12	0,00	0,00	0,00	L12	95,00	527,78	231,71
C13	70,00	388,89	170,73	L13	155,00	861,11	378,05
C14	75,00	416,67	182,93	L14	155,00	861,11	378,05
C15	100,00	555,56	243,90	L15	155,00	861,11	378,05
C16	75,00	416,67	182,93	L16	155,00	861,11	378,05
C17	70,00	388,89	170,73	L17	155,00	861,11	378,05
C18	75,00	416,67	182,93	L18	85,00	472,22	207,32
C19	75,00	416,67	182,93	L19	155,00	861,11	378,05
C20	75,00	416,67	182,93	L20	155,00	861,11	378,05
C21	0,00	0,00	0,00	L21	155,00	861,11	378,05
C22	50,00	277,78	121,95	L22	155,00	861,11	378,05
C23	50,00	277,78	121,95	L23	155,00	861,11	378,05
C24	75,00	416,67	182,93	L24	45,00	250,00	109,76
C25	75,00	416,67	182,93	L25	95,00	527,78	231,71
C26	100,00	555,56	243,90	L26	155,00	861,11	378,05
C27	0,00	0,00	0,00	L27	45,00	250,00	109,76
C28	0,00	0,00	0,00	L28	95,00	527,78	231,71
C29	50,00	277,78	121,95	L29	45,00	250,00	109,76
C30	75,00	416,67	182,93	L30	45,00	250,00	109,76
C31	75,00	416,67	182,93	L31	45,00	250,00	109,76
C32	50,00	277,78	121,95	L32	0,00	0,00	0,00
C33	50,00	277,78	121,95	L33	0,00	0,00	0,00
C34	75,00	416,67	182,93	L34	95,00	527,78	231,71

De maneira geral, observa-se que as áreas de lavoura necessitam maior aporte de adubos fosfatados devido à constante necessidade de P pelas plantas nas zonas destinadas a cultivos agrícolas, uma vez que o P é um dos elementos essenciais para o bom desenvolvimento da grande maioria das culturas.

Com relação aos solos, a BHE apresenta predomínio de Argissolos Vermelho-Amarelos e Argissolos Amarelos, Cambissolos Háplicos e Neossolos Litólicos, todos bem ou moderadamente drenados, localizadas nas áreas de maior altitude e maior declividades, principalmente os Neossolos. Além destes, são encontrados nas áreas mais planas os solos mal ou imperfeitamente drenados, Planossolos Háplicos e Gleissolos Háplicos (Figura 2). A composição granulométrica destes solos é predominantemente mais arenosa nos horizontes superficiais, essa característica reduz consideravelmente a capacidade de adsorção de P nestes horizontes, quando comparada a solos mais argilosos, devido a relação entre a argila e esse elemento (GATIBONI et al., 2021). Dessa forma, os solos com textura arenosa e menores teores de P, possuem menor agregação (ALOVISI et al., 2020a), visto que o P e a argila são os principais atuantes no processo de agregação do solo (LI et al.,

2020a), facilitando dessa forma, os processos erosivos e o carreamento de partículas de solos com contaminantes.

A aplicação dos Limites Críticos Ambientais de P (LCA-P) propostos por Gatiboni et al. (2014) e por Dall'Orsoletta (2018), foram utilizados em todos os pontos amostrais, campo sujo e lavoura, comparando-se os teores de P disponível com os valores obtidos pela aplicação dos índices. Observando a tabela 4, teores de P disponível inferiores aos LCA-P, indicam que ainda há a capacidade de adsorção de P pelo solo.

De maneira geral os pontos amostras apresentam teores de P disponível abaixo dos 25 mg kg⁻¹. Dou et al. (2020) ao avaliarem a distribuição de P em áreas de lavoura e campo, encontraram áreas de campo nativo com teores de P disponíveis próximos aos observados na BHE e para áreas de lavoura com teores próximos a 1 g kg⁻¹ de P total. Os autores observaram que o risco de perdas de P também foi considerado baixo, atribuindo esse processo à adsorção do elemento nas partículas mais finas do solo, em especial à argila.

No caso da BHE ainda se encontram teores de P disponível menores que os índices apresentados como limítrofes para o Limite Crítico Ambiental de Fósforo (LCA-P) de acordo com as duas metodologias (GATIBONI et al., 2014; DALL'ORSOLETTA, 2018), no entanto, alguns pontos apresentaram limites para a adição constante de adubação fosfatada (Tabela 4). Esses resultados demonstram que não há necessidade de adubações fosfatadas em algumas áreas da BHE, como o recomendado pelos manuais de adubação usualmente utilizados nas regiões dos Estados do RS e SC. Quanto aos excessos de teores de P em alguns pontos da BHE, esses refletem a intensidade de manejo dado aos solos, com adição constante de adubos fosfatados sem as devidas recomendações de adubação e calagem advindas de uma correta análise de solo, bem como o conhecimento das formas de P no solo, as condições climáticas locais e os tipos de solos (GATIBONI et al., 2021).

Avaliando a distribuição espacial e a dinâmica do P no solo em bacias hidrográficas que contribuem para captação de água para abastecimento humano, Li et al. (2020b), afirmam que a adição de adubos fosfatados em áreas agrícolas dentro destas bacias são a principal fonte de enriquecimento de sedimentos com altos teores de P, devido às perdas de solo. No Brasil, existem estudos que avaliam essas perdas de solo e sua relação com as altas concentrações de P (LOURENZI et al., 2015; DIDONÉ et al., 2015; BISPO et al., 2017). Essas altas concentrações estão relacionadas com a adição constante de dejetos líquido de suínos no solo, os quais saturam os sítios de adsorção de P no solo, principalmente nas camadas superficiais (GATIBONI et al., 2021).

Tabela 4: Limite Crítico Ambiental de P (LCA-P) para os pontos de coleta Campo (C) e Lavoura (L) da Bacia Hidrográfica do Epaminondas.

Pontos Campo	P disp.	LCA-P ¹	LCA-P ²	Pontos Lavoura	P disp.	LCA-P ¹	LCA-P ²
C1	15,95	51,23	50,23	L1	10,95	50,50	50,19
C2	14,88	51,91	51,46	L2	4,25	68,00	61,37
C3	11,49	51,03	49,57	L3	8,63	52,35	50,70
C4	3,43	55,00	53,01	L4	10,03	53,63	51,12
C5	2,42	56,50	53,18	L5	43,16	54,91	51,74
C6	5,79	61,50	57,35	L6	3,47	68,27	62,67
C7	4,68	56,00	54,21	L7	176,22	54,11	52,91
C8	4,83	51,50	49,88	L8	6,35	58,21	54,09

C9	5,48	53,00	51,62	L9	228,83	60,22	53,85
C10	26,00	57,43	54,17	L10	222,80	53,15	49,75
C11	5,75	53,49	50,84	L11	2,49	52,00	49,64
C12	147,07	53,41	52,38	L12	6,43	76,00	67,75
C13	10,42	45,00	45,86	L13	3,42	67,50	61,74
C14	7,98	51,50	51,14	L14	6,17	44,34	45,41
C15	4,30	52,00	50,67	L15	4,04	48,18	47,87
C16	5,18	64,50	56,17	L16	4,94	45,15	45,89
C17	5,60	88,00	73,41	L17	1,85	45,59	45,52
C18	4,72	67,00	59,50	L18	27,44	43,53	44,51
C19	6,32	59,00	54,25	L19	4,94	44,00	44,83
C20	6,65	43,56	44,72	L20	3,98	54,33	51,65
C21	44,44	41,40	43,30	L21	4,55	61,07	57,36
C22	28,23	41,77	43,28	L22	6,14	49,04	47,98
C23	15,32	44,58	45,59	L23	4,07	53,49	51,94
C24	6,12	44,56	45,35	L24	33,01	51,73	51,32
C25	8,47	44,33	45,24	L25	11,93	59,94	56,25
C26	1,64	58,76	54,75	L26	2,14	58,51	55,63
C27	34,98	54,50	51,07	L27	58,70	49,85	48,95
C28	80,37	45,72	46,69	L28	14,81	53,21	52,23
C29	25,23	59,37	57,20	L29	39,81	49,38	48,59
C30	8,68	47,00	47,31	L30	57,59	47,56	46,57
C31	9,27	47,00	47,06	L31	47,78	48,55	48,03
C32	29,98	43,50	44,64	L32	236,30	46,09	46,74
C33	15,23	51,00	49,78	L33	137,04	47,06	47,23
C34	6,14	56,00	53,19	L34	10,30	55,50	52,70

1 – LCA-P proposto por Gatiboni et al. (2014); 2 – LCA-P proposto por Dall’Orsoletta (2018).

A análise variográfica demonstrou a dependência espacial do P na BHE mediante o semivariograma experimental univariado ajustado (Figura 3). O semivariograma teórico ou modelo teórico com melhor ajuste ao semivariograma experimental dos dados de P foi o modelo Gaussiano. Os parâmetros do semivariograma gaussiano para o P foram: $C_0 = 737$, $C_0 + C = 2492,782$ e $a = 1150$, como o apresentado na figura 3.

A análise de GDE proposta por Cambardella et al. (1994) permitiu estabelecer que o P tem uma moderada dependência espacial com $GDE = 29,56\%$ ($25 < C_0/(C_0+C)*100 \leq 75\%$). Esse resultado indica uma boa correspondência entre os valores de variância e os dados do patamar (semivariância total), o qual pode sugerir uma ausência de tendência espacial na série de dados de P na BHE. O valor de alcance ($a = 1150$) indica que amostras de P apresentam dependência espacial até uma distância de separação de 1150 m. Por tanto, futuros planejamentos de coleta e amostragens de solo para análise de P na área de estudo, podem ser realizadas e monitoradas em distância de 1150m ou menores, diminuindo os gastos de coletas com distâncias menores ao determinado alcance.

A distribuição espacial mediante a krigagem clássica ordinária permitiu determinar o comportamento do P ao longo da BHE (Figura 4). Ao analisar o mapa de distribuição de P é possível concluir que as maiores concentrações ($100 - 200 \text{ mg kg}^{-1}$) se encontram nas zonas centro-norte da BHE. Estas altas concentrações de P estão associadas aos manejos, adubações e cultivos referentes à produção de hortaliças com a utilização intensiva de adubos fosfatados. Essa prática de manejo ocorrida durante a reposição do P no solo para a manutenção dos cultivos durante as épocas de lavoura é reflexo da falta de assessoria técnica aos produtores sobre os processos de adubação adequados, sendo necessário uma maior atenção, fiscalização e monitoramento nas propriedades agrícolas da BHE.

A distribuição espacial pela krigagem exibe distintos padrões (Figura 4), onde observa-se o predomínio das menores concentrações de P adsorvido nos solos da BHE ($0 - 50 \text{ mg kg}^{-1}$). Esse resultado é

associado aos tipos de solos encontrados na bacia que possuem a característica das partículas minerais de adsorver em menor quantidade o P ou atribuído à alta intensidade de cultivos agrícolas que extraem o P rapidamente do solo, diminuindo a capacidade de adsorção do solo em relação à dinâmica desse elemento e a reposição para a solução do solo e consequente disponibilidade às plantas.

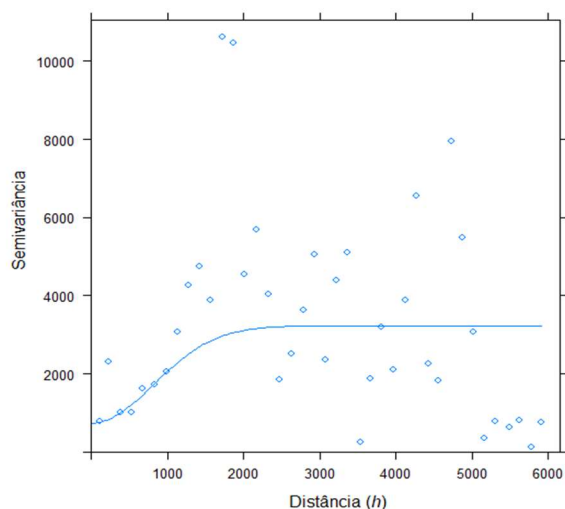


Figura 2: Semivariância experimental para os dados de P na BHE ajustado ao modelo gaussiano.

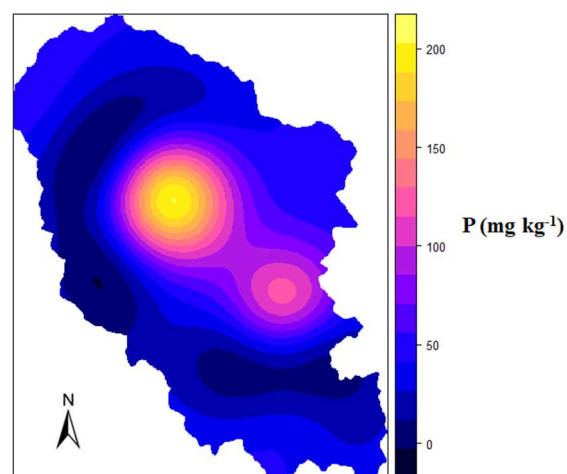


Figura 3: Distribuição espacial do P na Bacia Hidrográfica Epaminondas utilizando o krigagem ordinária clássica.

CONCLUSÕES

Nos três cenários propostos, constituídos com dosagens de adubos fosfatados, os solos da BHE apresentam capacidade de adsorção de P, devido aos teores de P disponível encontrarem-se classificados como baixos e a aplicação de limites ambientais indicarem ainda a capacidade de adsorção do solo. No entanto, o P é um elemento que necessita monitoramento ambiental devido a sua dinâmica no solo e associado aos solos da BHE que tem como característica comum a textura mais arenosa nos horizontes superficiais.

REFERÊNCIAS

AGUIAR, C. P. O.; PELEJA, J. R. P.; SOUSA, K. N. S.; GOCH, Y. G. F.; GUIMARÃES, A. S.. Nível de trofia em microbacias hidrográficas sob diferentes usos de solos, na região amazônica. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v.20, p.1093-1102, 2015.

ALOVISI, A. M. T.; CASSOL, C. J.; NASCIMENTO, J. S.; SOARES, N. B.; JUNIOR, I. R. S.; SILVA, R. S.; SILVA, J. A. M.. Soil factors affecting phosphorus adsorption in soil in the Cerrado, Brazil. *Geoderma Regional*, v.22, p.1-7, 2020.

BISPO, D. F. A.; SILVA, M. L. N.; MARQUES, J. J. G. S. M.; BECHMANN, M.; BATISTA, P. V. G.; CURI, N.. Phosphorus transfer at a small catchment in southeastern in Brazil: distributed modelling in different land use cenarios. *Ciência e Agrotecnologia*, v.41, p.565-579, 2017.

BUCCI, M. M. H. S.; DELGADO, F. E. F.; SANTOS, C. S.; OLIVEIRA, L. F. C.. Análise de metais, agrotóxicos, parâmetros físico-químicos e microbiológicos nas águas da Represa Dr. João Penido, Juiz de Fora, MG. *Revista*

Ambiente e Água, v.10, n.4, p.804-824, 2015.

CAMBARDELLA, C. A.; MOORMAN, T. B.; NOVACK, J. M.; PARKIN, T. B.; KARLEN, D. L.; TURCO, R. F.; KNOPKA, A. E.. Field-scale variability of soil properties in Central Iowa soils. *Soil. Sci. Soc. Am. J.*, v.58, p.1240-1248, 1994.

CQFS. Comissão de Fertilidade e Química do Solo. **Manual de adubação e calagem para os estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina**. Porto Alegre: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo; Núcleo Regional Sul, 2016.

DALL'ORSOLETTA, D. J.. **Limite Crítico Ambiental de Fósforo em solos de diferentes declividades, teores de argila e doses de dejetos líquido de suínos**. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) - Universidade do Estado de Santa Catarina, Florianópolis, 2018.

DIDONÉ, E.; MINELLA, J. P. G.; MERTEN, G.. Quantifying soil erosion and sediment yield in a catchment in Southern Brazil and implications for land conservation. *Journal Soil*

Sediment, v.15, p.2334-2346, 2015.

DOU, C.; XIA, J.; WANG, Y.; CAI, W.; ZENG, Z.; ZHU, X.; CHENG, Y.. Spatial variations of soil phosphorus in bars of a mountainous river. **Science of the Total Environment**, v.704, p.1-10, 2020.

FIA, R.; MATOS, A. T.; CORADI, P. C.; RAMIREZ, O. P.. Estado trófico na água na bacia hidrográfica da Lagoa Mirim, RS, Brasil. **Revista Ambiente e Água**, v.4, p.132-141, 2009.

GATIBONI, L. C.; CONDRON, L. M.. A rapid fractionation method for assessing key soil phosphorus parameters in agroecosystems. **Geoderma**, v.385, p.1-9, 2021.

GATIBONI, L. C.; SMYTH, T. J.; SCHMITT, D. E.; CASSOL, P. C.; OLIVEIRA, C. M. B.. **Proposta de limites críticos ambientais de fósforo para solos de Santa Catarina**. Boletim Técnico CAV-UDESC. Lages: UDESU; CAV, 2014.

GBLER, L.; BERTOL, I.; RAMOS, R. R.; LOUZADA, J. A. S.; MIQUELLUTI, D. J.. Fósforo reativo: arraste superficial sob chuvas simuladas para diferentes coberturas vegetais. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.16, p.99-107, 2012.

KLUMB, G. B.; VEBER, P. M.; MELLO, L. B.; DORNELES, V. R.; DAMÉ, R. C. F.; GANDRA, C. F. A. T.. Balanço hídrico climatológico e classificação climática de Thornthwaite para o município de Pelotas/RS. **Brazilian Journal of Animal and Environmental Research**, v.1, n.1, p.229-235, 2018.

LI, H.; ZHU, H.; QIU, L.; WEI, X.; LIU, B.; SHAO, M.. Response of soil OC, N and P to land-use change and erosion in the back soil region of the Northeast China. **Agriculture**,

Ecosystems and Environment, v.302, p.1-10, 2020.

LI, Z.; ZHANG, R.; LIU, C.; ZHANG, R.; CHEN, F.; LIU, Y.. Phosphorus spatial distribution and pollution risk assessment in agricultural soil around the Danjiangkou reservoir, China. **Science of the Total Environment**, v.699, p.1-9, 2020.

LOURENZI, C. R.; CERETTA, C. A.; TIECHER, T. L.; LORENSINI, F.; CANICIAN, A.; STEFANELLO, L.; GIROTTO, E.; VIEIRA, R. C. B.; FERREIRA, P. A. A.; BRUNETTO, G.. Forms of phosphorus transfer in runoff no-tillage in a soil treated with successive swine effluents applications. **Environmental Monitoring Assessment**, v.187, p.1-16, 2015.

TEDESCO, M. J.; GIANELLO, C.; BISSANI, C. A.; BOHNEN, H.; VOLKWEISS, S. J.. **Análise de solo, plantas e outros materiais**. Boletim Técnico nº 5. 2 ed. Porto Alegre: UFRGS, 1995.

VEITH, T. L.; GOSLEE, S. C.; BEEGLE, D. B.; WELD, J. L.; KLEINMANN, P. J. A.. Analyzing within-county hydrogeomorphological characteristics as a precursor to phosphorus index modifications. **Journal of Environmental Quality**, v.10, p.1365-1371, 2017.

WANG, C.; FANG, F.; YUAN, Z.; ZHANG, R.; ZHANG, W.; GUO, J.. Spatial variations of soil phosphorus forms and the risks of phosphorus release in the water-level fluctuation zone in a tributary of the Three Gorges Reservoir. **Science of the Total Environment**, v.699, p.1-10, 2020.

WEBSTER, R.; OLIVER, M.. **Geostatistics for environmental scientists**. 2 ed. Chichester: Wiley, 2007.

Os autores detêm os direitos autorais de sua obra publicada. A CBPC – Companhia Brasileira de Produção Científica (CNPJ: 11.221.422/0001-03) detêm os direitos materiais dos trabalhos publicados (obras, artigos etc.). Os direitos referem-se à publicação do trabalho em qualquer parte do mundo, incluindo os direitos às renovações, expansões e disseminações da contribuição, bem como outros direitos subsidiários. Todos os trabalhos publicados eletronicamente poderão posteriormente ser publicados em coletâneas impressas ou digitais sob coordenação da Companhia Brasileira de Produção Científica e seus parceiros autorizados. Os (as) autores (as) preservam os direitos autorais, mas não têm permissão para a publicação da contribuição em outro meio, impresso ou digital, em português ou em tradução.

Todas as obras (artigos) publicadas serão tokenizadas, ou seja, terão um NFT equivalente armazenado e comercializado livremente na rede OpenSea (https://opensea.io/HUB_CBPC), onde a CBPC irá operacionalizar a transferência dos direitos materiais das publicações para os próprios autores ou quaisquer interessados em adquiri-los e fazer o uso que lhe for de interesse.



Os direitos comerciais deste artigo podem ser adquiridos pelos autores ou quaisquer interessados através da aquisição, para posterior comercialização ou guarda, do NFT (Non-Fungible Token) equivalente através do seguinte link na OpenSea (Ethereum).

The commercial rights of this article can be acquired by the authors or any interested parties through the acquisition, for later commercialization or storage, of the equivalent NFT (Non-Fungible Token) through the following link on OpenSea (Ethereum).



<https://opensea.io/assets/ethereum/0x495f947276749ce646f68ac8c248420045cb7b5e/44951876800440915849902480545070078646674086961356520679561157958334941233153/>