

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA MARIA
CENTRO DE CIÊNCIAS RURAIS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA DO SOLO**

**RETENÇÃO E LIBERAÇÃO DE FÓSFORO EM
SEDIMENTO DE FUNDO DE AÇUDES E CÓRREGOS
DE PEQUENAS BACIAS HIDROGRÁFICAS EM UM
ASSENTAMENTO DE REFORMA AGRÁRIA**

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

GILMAR LUIZ SCHAEFER

Santa Maria, RS, Brasil

2015

**RETENÇÃO E LIBERAÇÃO DE FÓSFORO EM SEDIMENTO
DE FUNDO DE AÇUDES E CÓRREGOS DE PEQUENAS
BACIAS HIDROGRÁFICAS EM UM ASSENTAMENTO DE
REFORMA AGRÁRIA**

Gilmar Luiz Schaefer

Dissertação apresentada ao Curso de Mestrado do programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Área de concentração Processos Químicos e Ciclagem de Elementos, da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, RS), como requisito parcial para obtenção do grau de
Mestre em Ciência do Solo

Orientador: Prof. Danilo Rheinheimer dos Santos

Santa Maria, RS, Brasil

2015

Ficha catalográfica elaborada através do Programa de Geração Automática da Biblioteca Central da UFSM, com os dados fornecidos pelo(a) autor(a).

Schaefer, Gilmar Luiz

Retenção e liberação de fósforo em sedimento de fundo de açudes e córregos de pequenas bacias hidrográficas em um assentamento de reforma agrária / Gilmar Luiz Schaefer.- 2015.

87 f.; 30cm

Orientador: Danilo Rheinheimer dos Santos

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Santa Maria, Centro de Ciências Rurais, Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, RS, 2015

1. Recurso hídrico 2. Dessorção de fósforo 3. Sedimento de fundo 4. Concentração de equilíbrio de P I. Rheinheimer dos Santos, Danilo II. Título.

© 2015

Todos os direitos autorais reservados a Gilmar Luiz Schaefer. A reprodução de partes ou do todo deste trabalho só poderá ser feita mediante a citação da fonte.

E-mail: gilmar.geo08@gmail.com

**Universidade Federal de Santa Maria
Centro de Ciências Rurais
Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo**

A comissão Examinadora, abaixo assinada, aprova a Dissertação de Mestrado

**Retenção e liberação de fósforo em sedimento de fundo de açudes e córregos
de pequenas bacias hidrográficas em um assentamento de reforma agrária**

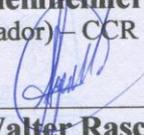
elaborado por
Gilmar Luiz Schaefer

como requisito parcial para a obtenção do grau de
Mestre em Ciência do Solo

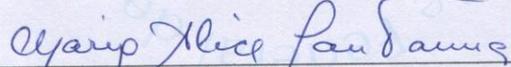
COMISSÃO EXAMINADORA:



Prof. Dr. Danilo Rheinheimer dos Santos
(Presidente/Orientador) – CCR – UFSM



Prof. Dr. Jimmy Walter Rasche Alvarez
FCA-UNA (PY)



Prof. Dr^a. Maria Alice Santanna dos Santos
CCNE – UFSM

11 de agosto de 2015

Aos meus pais, Antônio e Lori

Aos meus irmãos, Luciane e Paulo

Dedico este trabalho!

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente à Deus, por iluminar o meu caminho e conceder-me perseverança e força nos momentos difíceis.

À Universidade Federal de Santa Maria (UFSM), Departamento de Solos e, em especial, ao Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo (PPGCS) pela oportunidade de realização deste trabalho.

Aos meus pais Antônio V. Schaefer e Lori H. Schaefer que sempre me apoiaram e incentivaram, muitas vezes abrindo mão de várias coisas para possibilitar minha formação. Obrigado pelo amor, pela compreensão e confiança em mim depositada.

Às instituições de fomento à pesquisa, CNPq e CAPES, pelo auxílio financeiro e a concessão das bolsas de estudos aos alunos de graduação e pós-graduação.

Ao professor Danilo Rheinheimer dos Santos, pela amizade, apoio, orientação, aprendizado e confiança depositados em mim ao longo destes anos de parceria e trabalho, iniciados no segundo semestre da graduação e reforçados durante o mestrado.

À professora Maria Alice Santanna dos Santos pelo apoio nos momentos de dificuldades.

Aos professores do PPGCS pela amizade, ensinamentos e convívio.

À Pós-Doutoranda Viviane Capoane, aos doutores André Pellegrini, Jimmy Walter Rasche Alvarez e Tales Tiecher pela orientação e colaboração na execução de todas as etapas deste trabalho.

A todos os colegas do Laboratório Química e Fertilidade do Solo, de alguma maneira, auxiliaram em minha formação.

Aos colegas da pós-graduação pelo convívio, amizade, momentos de descontração e apoio para a execução deste trabalho.

À minha noiva Priscila Flores Aguirre, por todo amor, carinho, amizade e compreensão, principalmente na etapa final da execução deste trabalho.

A todos que não foram mencionados, mas que de alguma forma contribuíram para a realização deste trabalho.

Muito obrigado a todos!

RESUMO

Dissertação de Mestrado
Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo
Universidade Federal de Santa Maria

RETENÇÃO E LIBERAÇÃO DE FÓSFORO EM SEDIMENTO DE FUNDO DE AÇUDES E CÓRREGOS DE PEQUENAS BACIAS HIDROGRÁFICAS EM UM ASSENTAMENTO DE REFORMA AGRÁRIA

AUTOR: GILMAR LUIZ SCHAEFER
ORIENTADOR: DANILO RHEINHEIMER DOS SANTOS
Data e Local da Defesa: Santa Maria, 11 de agosto de 2015.

O fósforo (P) desempenha um papel importante na eutrofização dos ecossistemas aquáticos e, o sedimento de fundo de córregos e açudes constitui um compartimento ambiental importante nesse processo. O sedimento de fundo tem a capacidade de atuar como fonte ou dreno de P para a coluna de água sobrejacente, dependendo de suas características físico-químicas e biológicas. O objetivo do presente estudo foi avaliar a dinâmica do fósforo no sedimento de fundo de açudes e córregos e determinar seu potencial de retenção ou liberação de fósforo solúvel, em função da ação antrópica exercida sobre duas bacias hidrográficas agrícolas. As bacias hidrográficas, com área de 1,426 km² (PBH₁₄₀) e 0,783 km² (PBH₈₀), estão localizadas em um assentamento da reforma agrária no município de Júlio de Castilhos, Rio Grande do Sul, Brasil. Amostras de água e sedimento de fundo foram coletadas em açudes e córregos nas duas bacias hidrográficas. As características avaliadas incluem a distribuição granulométrica, teor de carbono orgânico total e as frações orgânicas e inorgânicas de P. Por meio de curvas de dessorção estimou-se o fósforo particulado potencialmente biodisponível (P_{ppb}), a taxa de dessorção (λ) e o fósforo particulado biodisponível (P_{pb}). Estimou-se, por meio de curvas de adsorção, a capacidade máxima de adsorção de P (CMAP) e a concentração de equilíbrio de fósforo. Os resultados indicaram que, no tamanho de partículas, a fração areia predominou nas amostras de sedimento de fundo dos córregos, enquanto que nos açudes o sedimento apresentou-se mais fino (silte e argila). As frações de fósforo variaram em função do uso e manejo do solo no entorno, da presença de fontes de poluição pontual ou difusa. As frações predominantes de fósforo predominantes no sedimento de fundo foram as frações inorgânicas. Além disso, as frações de fósforo de menor labilidade foram mais expressivas, indicando baixa capacidade de fornecimento de P para a coluna de água. Com o aumento da pressão antrópica sobre os recursos hídricos ocorreu um aumento nas formas biodisponíveis de P para a biota aquática, observado principalmente pelo aumento nos teores de P extraídos com a resina trocadora de ânions. A elevada CMAP nos sedimentos amostrados nos açudes e córregos indica uma baixa saturação previa dos sítios de adsorção de P, decorrentes dos baixos níveis de P nos solos das bacias e pela baixa aplicação de fertilizantes ou dejetos de suínos e aves. A baixa dessorção de fósforo em água destilada (Q₀) e a reduzida CEP conferem aos sedimentos um importante papel de dreno de P solúvel nos recursos hídricos das duas bacias monitoradas.

Palavras chave: Recurso hídrico. Dessorção de fósforo. Sedimento de fundo. Concentração de equilíbrio de P.

ABSTRACT

Master's Dissertation
Post-Graduate Program in Soil Science
Federal University of Santa Maria, Brazil

PHOSPHORUS RETENTION AND RELEASE FROM STREAMS AND POND BED SEDIMENT OF SMALL WATERSHEDS IN A LAND REFORM SETTLEMENT

AUTHOR: GILMAR LUIZ SCHAEFER
ADVISER: DANILO RHEINHEIMER DOS SANTOS
Date and Place of Defense: Santa Maria, August 11, 2015.

Phosphorus (P) plays an important role in eutrophication of aquatic systems and the streams and pond bed sediments are an important environmental compartment in this process. The bed sediment can act as a sink or source of P to the overlying water depending on their physicochemical and biological characteristics. The objective of the present study was to evaluate the P dynamics in bottom sediment of ponds and streams and to determine their potential to adsorb or release P due to human activities in two agricultural watersheds. The watersheds, with an area of 1,426 km² (PBH₁₄₀) and 0.783 km² (PBH₈₀), are located in a landscape in the city of Júlio de Castilhos, State of Rio Grande do Sul (RS), Brazil. The water and bed sediment samples were collected from ponds and streams in the two watersheds. The characteristics evaluated includes, particle size distribution, total organic carbon and organic and inorganic P fractions P. Through P adsorption-desorption parameters i. e., potentially bioavailable particulate P (P_{ppb}), particulate bioavailable P (P_{pb}), P desorption rate (λ), equilibrium P concentration (EPC₀) and maximum P sorption (CMAP) was determined by the P adsorption-desorption curves. The results indicated that in the particle size, the sand fraction dominated in the stream samples while the pond showed a more fine sediment (silt and clay). Phosphorus fractions ranged depending on the use and management of soil in the vicinity, the presence of point or diffuse pollution sources, contributing to high inorganic P forms in the bed sediments. Furthermore, the fractions of lower P lability were more expressive indicating that low P release to the water column. With an increase in human pressure in the upstream area, there was an increase in bioavailable P forms to aquatic biota, as observed by high concentration of resin extracted bioavailable P. The high P_{max} observed in the both type of bed sediments indicates low P saturation of these sediments due to low levels of P in the landscape soils and or low application of fertilizer or manure P. The low phosphorus desorption in distilled water (Q₀) and reduced EPC₀ give indicate that the these sediments are sink of soluble P and have an important role to maintain water quality in the two monitored watersheds.

Keywords: Water resource. Phosphorus desorption. Bed sediments. Equilibrium P concentration.

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1: Localização do Assentamento Alvorada e das bacias monitoradas, Júlio de Castilhos - RS.22
- Figura 2: Classes de uso da terra no período de verão de 2013/14 na PBH₈₀ (esquerda) e na PBH₁₄₀ (direita), ambas localizadas no Assentamento Alvorada, em Júlio de Castilhos - RS..25
- Figura 3: Declividade do terreno nas bacias hidrográficas monitoradas. Assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos - RS..26
- Figura 4: Mapa cartográfico com a localização dos pontos amostrados, sistema de drenagem, posição dos drenos em áreas de lavoura e sedes de propriedade nas duas bacias monitoradas. Assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos - RS.28
- Figura 5: Semeadura da soja no sentido do declive e com baixa cobertura do solo (esquerda) e os efeitos do revolvimento da camada superficial do solo, para a implantação da pastagem de inverno (direita).37
- Figura 6: Diagrama da distribuição de partículas obtidas em difração laser das amostras de sedimento de fundo dos tributários do córrego da PBH₈₀ (esquerda) e da PBH₁₄₀ (direita).43
- Figura 7: Sequência dos açudes 3a - 8a em cascata, na PBH₁₄₀. Assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos - RS..45
- Figura 8: Dessorção de fósforo (esquerda) e fósforo dessorvido acumulado (direita) em amostras de sedimento do ambiente lótico da PBH₈₀. Assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos – RS.....61
- Figura 9: Dessorção de fósforo (a) e fósforo dessorvido acumulado (b) em amostras de sedimento de fundo, coletados no ambiente lótico da PBH₁₄₀, Assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos - RS.65
- Figura 10: Relação entre o fósforo sorvido no sedimento de fundo e o fósforo da solução de equilíbrio para o sedimento amostrado no ambiente lótico da PBH₈₀. Assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos – RS.....70
- Figura 11: Relação entre o fósforo sorvido no sedimento de fundo e o fósforo da solução de equilíbrio para o sedimento amostrado no ambiente lótico da PBH₁₄₀. Assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos – RS.73
- Figura 12: Relação entre o fósforo sorvido no sedimento de fundo e o fósforo da solução de equilíbrio para o sedimento amostrado nos açudes 1a, 2a, 9a e 10a. Assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos – RS.....76
- Figura 13: Relação entre o fósforo sorvido no sedimento de fundo e o fósforo da solução de equilíbrio para o sedimento amostrado nos açudes da sequência 3a ao 8a. Assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos – RS. 77

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Evolução do uso da terra nas pequenas bacias hidrográficas do Assentamento Alvorada (Júlio de Castilhos / RS) no período de verão dos anos agrícolas de 2009/2010 e 2013/2014.....	25
Tabela 2: Número de pontos amostrados em cada ambiente aquático, nas duas bacias monitoradas, Assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos – RS..	27
Tabela 3: Características físicas e químicas do solo, na camada 0-10 cm, em diferentes sistemas uso e manejo do solo nas duas bacias monitoradas.....	36
Tabela 4: Características físicas do sedimento de fundo, de montante a jusante em cada tributário do córrego da PBH ₈₀ . Assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos – RS.	40
Tabela 5: Características físicas do sedimento de fundo, de montante a jusante em cada tributário do córrego da PBH ₁₄₀ . Assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos – RS.	42
Tabela 6: Distribuição granulométrica e teor de carbono orgânico total (COT) de sedimentos de fundo amostrado nos açudes de duas pequenas bacias hidrográficas (PBH ₈₀ e PBH ₁₄₀). Assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos – RS.....	44
Tabela 7: Valores médios para os teores de Areia, Silte, Argila e COT das amostras de sedimento de fundo. Assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos – RS.....	46
Tabela 8: Formas de fósforo inorgânico e orgânico extraídas pelos extratores: resina trocadora de ânions (RTA), NaHCO ₃ 0,5 mol L ⁻¹ , NaOH 0,1 e 0,5 mol L ⁻¹ , HCl 1 mol L ⁻¹ e H ₂ SO ₄ + H ₂ O ₂ (Presidual) em sedimento de fundo amostrado no ambiente lótico da PBH ₈₀ . Assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos – RS.	49
Tabela 9: Fósforo orgânico e inorgânico presente em sedimento de fundo do ambiente lótico, coletado na PBH ₈₀ . Assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos – RS.....	51
Tabela 10: Formas de fósforo inorgânico e orgânico extraídas pelos extratores: resina trocadora de ânions (RTA), NaHCO ₃ 0,5 mol L ⁻¹ , NaOH 0,1 e 0,5 mol L ⁻¹ , HCl 1 mol L ⁻¹ e H ₂ SO ₄ + H ₂ O ₂ (Presidual) em sedimento de fundo amostrado no ambiente lótico da PBH ₁₄₀ . Assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos – RS.	53
Tabela 11: Fósforo orgânico e inorgânico presente em sedimento de fundo do ambiente lótico, coletado na PBH ₈₀ . Assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos – RS.....	55
Tabela 12: Frações de fósforo inorgânico e orgânico extraídas pelos extratores: resina trocadora de ânions (RTA), NaHCO ₃ 0,5 mol L ⁻¹ , NaOH 0,1 e 0,5 mol L ⁻¹ , HCl 1 mol L ⁻¹ e H ₂ SO ₄ + H ₂ O ₂ (P residual) coletado nos açudes das bacias monitoradas.	56

Tabela 13: Fósforo orgânico e inorgânico presente em sedimento de fundo amostrado nos açudes das duas bacias monitoradas, Assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos – RS.	57
Tabela 14: Valores médios para o fósforo orgânico e inorgânico presente em amostras de sedimento de fundo. Assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos – RS.....	58
Tabela 15: Fósforo dessorvido na primeira extração (α), dessorção máxima (β), taxa de dessorção constante (λ) e percentual de Ppb em relação ao Pppb, em amostras de sedimento de fundo no ambiente lótico da PBH ₈₀	60
Tabela 16: Fósforo dessorvido na primeira extração (α), dessorção máxima (β), taxa de dessorção constante (λ) em amostras de sedimento de fundo no ambiente lótico da PBH ₁₄₀ . Assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos - RS.....	64
Tabela 17: Dessorção na primeira extração (α), dessorção máxima (β) e taxa de dessorção de fósforo (λ) em amostras de sedimento de fundo amostrados nos açudes das bacias. Assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos - RS.....	66
Tabela 18: Parâmetros relacionados com as isotermas de adsorção de fósforo em sedimento de fundo coletado no ambiente lótico da PBH ₈₀ . Assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos – RS.....	68
Tabela 19: Parâmetros relacionados com as isotermas de adsorção de fósforo em sedimento de fundo coletado no ambiente lótico da PBH ₁₄₀ . Assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos – RS.....	72
Tabela 20: Parâmetros relacionados com as isotermas de adsorção de fósforo em sedimento de fundo coletado nos açudes das bacias monitoradas. Assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos – RS.....	75

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	12
2. REVISÃO DE LITERATURA.....	15
2.1 Sedimento de fundo e sua relação com a contaminação ambiental.....	15
2.2 A dinâmica do fósforo na interface água/sedimento.....	17
3. OBJETIVOS	20
3.1 Objetivo geral	20
3.2 Objetivos específicos.....	20
4. MATERIAL E MÉTODOS.....	21
4.1 Descrição da área de estudo e histórico do assentamento	21
4.2 Amostragem de sedimento de fundo e água.....	27
4.3 Preparo das amostras de sedimento.....	29
4.4 Análises físicas e químicas do sedimento de fundo e da água	30
4.4.1 Caracterização geral.....	30
4.4.2 Fracionamento das formas orgânicas e inorgânicas de P	31
4.4.3 Dessortividade de fósforo	32
4.4.4 Adsorção de fósforo.....	33
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	35
5.1 Revisitando a dinâmica hidrológica, a suscetibilidade à erosão e os teores de fósforo das bacias monitoradas.....	35
5.2 Caracterização granulométrica e teor de carbono orgânico total (COT) do sedimento de fundo, amostrado em açudes e córregos.....	39
5.3 Formas orgânicas e inorgânicas de fósforo no sedimento de fundo	47
5.4 Dessorção de fósforo do sedimento de fundo.....	59
5.5 Adsorção de fósforo do sedimento de fundo.....	67
6. CONCLUSÕES.....	78
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	79

1. INTRODUÇÃO

O crescimento expressivo de áreas agrícolas e urbanas tem alterado significativamente os padrões de uso do solo nas últimas décadas, promovendo impactos negativos ambientais e socioeconômicos (MINELLA; MERTEN, 2011). As práticas agrícolas modernas e intensivas, aliadas ao uso inadequado do solo e da água, a alienação educacional e produtiva a que a população rural é submetida e a imposição de sistemas produtivos inadequados para a aptidão do ambiente estão entre os principais fatores que perturbam os ecossistemas, pois expõem o solo à ação dos processos erosivos, aumentando significativamente as taxas de transferência de sedimentos e poluentes aos corpos d'água (TIECHER et al., 2014; CAPOANE et al., 2015). As consequências são inúmeras; dentre elas podemos destacar a degradação da qualidade da água, a diminuição da produtividade, a poluição do ambiente e a redução da biodiversidade.

Todos esses problemas repercutem, de alguma forma, na dinâmica do solo e da água dentro do ciclo hidrológico, sendo que a erosão hídrica é o principal reflexo deste desequilíbrio (MERTEN; MINELLA, 2002; PELLEGRINI et al., 2010). As demandas por solo e água são, muitas vezes, conflitivas e os interesses e as necessidades múltiplas devem ser consideradas. Falta, portanto, um planejamento adequado do uso e ocupação das terras nas bacias hidrográficas, com vistas à melhoria da qualidade produtiva, ambiental e da saúde humana.

A transferência de elementos químicos, microbiológicos e de sedimentos erodidos para os sistemas aquáticos é favorecida pela falta de planejamento paisagístico-ambiental das propriedades e da bacia hidrográfica como um todo, especialmente pela remoção da vegetação nativa e o uso inadequado dos solos (PELLEGRINI et al., 2008). Dentre os elementos transferidos para os ambientes aquáticos, os principais são aqueles adicionados ao solo via fertilizantes, além das moléculas presentes nos agrotóxicos e os efluentes urbanos sem tratamento prévio (ESTEVES, 2011). Embora o nitrogênio (N) e o carbono (C) estejam juntos com o fósforo (P) no grupo principal de elementos essenciais para o crescimento e desenvolvimento dos organismos bentônicos, o controle é atribuído ao P, pois diferentemente do N e C, ele não pode ser suprido através de trocas gasosas com a

atmosfera (MCDOWELL; SHARPLEY, 2003). Altas concentrações de fósforo em solos associadas com os processos erosivos podem gerar efeitos prejudiciais sobre reservatórios ou córregos localizados a jusante das áreas de origem, promovendo a alteração das taxas de nutrientes e dando início ao processo de eutrofização (KLEIN; AGNE, 2012), afetando diretamente a qualidade das águas superficiais (RASCHE, 2014).

O sedimento de fundo de rios, lagos e reservatórios pode atuar como fonte ou como dreno de P para os ecossistemas aquáticos. Por isso, torna-se importante entender as condições que favorecem a retenção ou a liberação de P nesses ambientes aquáticos. A capacidade de sorção de P em sedimentos de fundo depende das características físico-químicas do sedimento e das condições de oxirredução na interface água-sedimento (ISTÁNOVICS; HERODEK; SZILÁGYI, 1989; BOSTIC; WHITE, 2007). Além disso, a adsorção de P depende também da taxa de difusão de P a partir da água sobrejacente ao sedimento de fundo (MALECKI; WHITE; REDDY, 2004). Esse processo de troca na interface água-sedimento pode potencialmente ditar a eficiência da retenção ou liberação de fósforo do sedimento (BELMONT; WHITE; REDDY, 2009).

Há, então, a necessidade de entender a dinâmica do P no sedimento de fundo e suas associações com as fontes poluidoras dos recursos hídricos, da produção de sedimentos durante os eventos de chuva, em nível de bacia hidrográfica, para desenvolver estratégias de redução dos impactos ambientais causados pelas atividades agropecuárias. No sul do Brasil os estudos sobre eutrofização têm se intensificado nas últimas décadas. Contudo, os estudos relacionados às formas de P nos sedimentos aquáticos contemplam, na sua maioria, somente a determinação do P total e solúvel, o que não fornece indicações reais sobre o nível trófico do ambiente aquático e, principalmente, sobre o real potencial do compartimento sedimentar para incrementar a eutrofização. Vários métodos já desenvolvidos separam as frações de P de acordo com as suas propriedades físico-químicas, caracterizando as formas com as quais o P encontra-se sorvido no sedimento (PSENNER et al., 1984; RYDIN, 2000) e a sua biodisponibilidade aos organismos bentônicos (ZHOU; GIBSON; ZHU, 2001).

Diante do exposto, estudos que envolvam os principais fatores que regulam a dinâmica do P em sedimentos de fundo dos corpos hídricos, em nível de bacia

hidrográfica, permitirão uma nova abordagem dos processos biogeoquímicos que ocorrem em sistemas agrícolas com baixo uso de fertilizantes, em especial o P, como é o caso das propriedades agrícolas do Assentamento Alvorada, em Júlio de Castilhos. Neste sentido, o presente trabalho se propõe a estudar as diferentes frações de fósforo presentes no sedimento de fundo de açudes e córregos, visando estabelecer a relação entre a capacidade de sorção de fósforo e as propriedades físico-químicas relacionadas aos sedimentos, para assim determinar se os sedimentos são fontes ou drenos de fósforo.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1 Sedimento de fundo e sua relação com a contaminação ambiental

O sedimento de fundo é, por definição, todo material não consolidado constituído por partículas de diferentes tamanhos, formas e composição química, que é transportado pela água, ar ou gelo e redistribuído ao longo das vertentes da bacia de drenagem, sob interação constante e contínua dos processos de intemperismo e da erosão (MUDROCH; MACKNIGHT, 1991).

De acordo com Pereira (2004), os sedimentos revelam à integração de todos os processos biológicos, físicos e químicos que ocorrem em um ecossistema aquático, servindo também como um importante banco de dados no estudo da evolução histórica do ecossistema aquático e do terrestre circundante, a bacia hidrográfica. O sedimento desempenha importante papel nos ambientes aquáticos, uma vez que é fonte de alimento e habitat para a fauna aquática. Além disso, apresenta alta capacidade de reter ou liberar espécies químicas orgânicas e inorgânicas. Essa característica do sedimento está relacionada com suas propriedades físicas e químicas e com as características da água sobrejacente (ESTEVES, 2011). De acordo com Forstner (1995), menos de 1% de todas as substâncias que atingem os sistemas aquáticos encontram-se dissolvidas em água.

A investigação da contaminação dos ecossistemas aquáticos pode ser realizada analisando-se a água ou o sedimento e comparando-se os dados obtidos com o seu background natural. No entanto, mensurações em curto espaço de tempo para águas fluviais são muitas vezes inconclusivas, em função das grandes variações que ocorrem nas descargas líquidas, e principalmente, alterações nas fontes pontuais ou difusas de contaminação dos recursos hídricos (HOLANDA, 2010).

Os sedimentos são formados por diferentes partículas orgânicas e inorgânicas, sendo as partículas finas o constituinte de maior importância do sedimento, podendo reter substâncias contaminantes por muito tempo, especialmente metais pesados, os quais em geral são fortemente adsorvidos por

argilominerais e pela fração orgânica (FORSTNER; MULLER, 1973). Os sedimentos depositados nos corpos d'água são também grandes transportadores de pesticidas, resíduos orgânicos, nutrientes e organismos patogênicos, os quais, quando em excesso, provocam alterações nos ecossistemas aquáticos, reduzindo a qualidade de água (ESTEVES, 2011).

A constante entrada de nutrientes quer por fontes pontuais (lançamento de efluentes industriais e domésticos) quer por fontes difusas (drenagem de áreas urbanas e agrícolas) acelera muito o processo de sedimentação dos sólidos em suspensão na água gerando acúmulo de sedimento de fundo (ESTEVES, 2011).

De acordo com Pereira et al. (2006), o material orgânico e inorgânico que constitui os sedimentos de rios e lagos pode ser um importante meio de avaliação da poluição, uma vez que está sujeito a rápidas trocas de composição com a coluna de água. Ainda segundo este autor, é na fração argila que os poluentes se agregam com maior facilidade por existirem diferentes grupos argilominerais com capacidades de troca iônica distintas.

Os sedimentos realizam, portando, constantes trocas de nutrientes e outras substâncias, poluentes ou não, com a coluna d'água (FÖRSTNER; SALOMONS, 2010) o que justifica a sua importância em estudos de poluição dos recursos hídricos. Os sedimentos refletem a qualidade corrente do sistema aquático e podem ser usados para detectar a presença de contaminantes que não permanecem solúveis após seu lançamento em águas superficiais. Além disso, também agem como carreadores e possíveis fontes de poluição por processos de remobilização (BOSTELMANM, 2006).

De acordo com Salomons e Förstner (1984), os sedimentos finos apresentam alta afinidade com os metais quando comparados com a fração areia, pois as argilas apresentam uma maior área superficial, favorecendo os fenômenos de adsorção. Os metais tendem a ser lixiviados da fração arenosa dos sedimentos (que possui baixa relação área/volume) por meio da percolação de fluidos ou de outros fatores produzidos pelo intemperismo atuante.

O ferro é um dos elementos mais abundantes da crosta terrestre, e seus compostos são encontrados em todos os corpos d'água, mesmo que em concentrações reduzidas. Sob condições naturais em sistemas aquáticos, o Fe (III) combina com íons OH^- bem como com outros ligantes como fosfatos e substâncias

orgânicas, formando complexos solúveis e insolúveis (CHRISTOPHORIDIS; FYTIANOS, 2006). Sob condições redutoras os metais pesados sorvidos são mobilizados e a acumulação de óxidos e hidróxidos de Fe e Mn pode agir como uma fonte de metais dissolvidos em águas naturais (FORSTNER; WITTMANN, 1983). A liberação de ferro, na interface água-sedimento, ocorre principalmente sob condições anaeróbicas. O íon de ferro entra no sistema aquático a partir das águas superficiais e subterrâneas. Nas águas subterrâneas, o ferro ocorre no estado de oxidação reduzido (na forma de Fe^{2+}). Porém, em águas superficiais, na presença de oxigênio dissolvido e pH neutro ou levemente alcalino, o Fe^{2+} é oxidado a Fe^{3+} e apresenta-se sob formas insolúveis, tais como $Fe_2O_3(H_2O)_x$ (FÖRSTNER; WITTMANN 1983). Na zona de contato água-sedimento, a liberação do Fe ocorre principalmente sob condições anaeróbicas; porém, pode ocorrer de forma limitada sob condições aeróbicas. A mobilização dos íons de Fe pode também ser induzida por agentes orgânicos complexantes e através de atividades metabólicas de organismos, principalmente de bactérias (GEURTS et al., 2008).

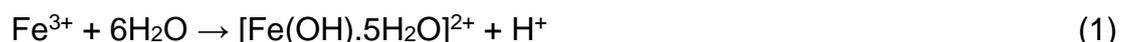
2.2 A dinâmica do fósforo na interface água/sedimento

Os sedimentos são constituídos por uma mistura de constituintes minerais e compostos orgânicos, nos quais encontram-se associados diferentes íons, podendo ser caracterizados por indicadores físicos como tamanho da partícula, conteúdo de água e densidade (RIVERA, 2003). A fração orgânica do sedimento pode ser dividida em substâncias húmicas e não-húmicas. Os compostos húmicos, provenientes de animais e plantas decompostos pela atividade microbiológica, são relativamente persistentes à degradação posterior, pois apresentam um grande número de grupos funcionais na sua estrutura, que formam ligações eletrostáticas na superfície das macromoléculas. Os compostos não-húmicos como carboidratos, proteínas, aminoácidos, gorduras, pigmentos e outros compostos de menor massa molecular, são mais facilmente decompostos por microrganismos (FORSBERG, 1989).

Boers et al. (1998) demonstraram que a contribuição interna, isto é, a liberação do P adsorvido no sedimento de fundo para a coluna d'água sobrejacente pode contribuir em igual intensidade, ou mesmo exceder, a contribuição das fontes externas de P para a permanência do nível de eutrofização. Deste modo, a liberação do fósforo a partir do sedimento de fundo pode prolongar a recuperação de corpos hídricos, mesmo quando são tomadas medidas para minimizar a entrada de nutrientes.

O ciclo do P pode ser dividido nos processos de deposição e liberação do elemento do sedimento (ESTEVES, 1998). A deposição de P no sedimento ocorre na sua forma particulada, sendo três os fatores cruciais para a retenção desse elemento no sedimento: o primeiro refere-se à velocidade de deposição; o segundo está relacionado com as transformações dos compostos de P na camada superficial do sedimento, e o último, à imobilização de compostos de P nas camadas mais profundas do sedimento.

A composição mineral do meio influi fortemente na capacidade dos sedimentos de absorver e reter o fosfato. A presença de íons ferro, alumínio, sulfeto, compostos orgânicos, carbonatos, além do pH e das condições de oxirredução no meio, interferem na precipitação e imobilização dos fosfatos no ambiente aquático (ESTEVES, 2011). Os íons do elemento ferro exercem o papel mais importante, sendo que, a ação depende do seu estado de oxidação, que depende da concentração de oxigênio e do pH do meio. Assim, para os corpos hídricos em que predominam condições de oxidação e pH próximo a neutralidade, grande parte dos íons ferro presentes estão na forma oxidada e insolúvel, Fe^{3+} . Assim sendo, esses compostos de ferro encontram-se precipitados ou complexados na forma de hidróxido de ferro hidratado conforme a equação I, podendo absorver espécies fosfatadas (HPO_4^{2-} , H_2PO_4^-) em sua superfície, fazendo com que o fósforo fique aderido ao sedimento (ESTEVES, 1998):



Já a liberação do íon fosfato do sedimento para a coluna d'água ocorre mais facilmente em condições de baixas concentrações de oxigênio e sobretudo em anaerobiose. Estas particularidades são comumente encontradas na parte inferior da

coluna d'água, principalmente quando esta se encontra estratificada termicamente e o íon ferro encontra-se na forma reduzida. Nestas condições não ocorre precipitação de fosfato pela interação com ferro, de modo que o fósforo permanece solúvel (ESTEVES, 1998).

Segundo Esteves (2011) a concentração de oxigênio na interface água-sedimento influencia diretamente o ciclo do fósforo no sedimento. Desta forma, na zona aerada da coluna de água o fosfato poderá precipitar, enquanto que em região anóxica poderá ser liberado para a coluna d'água. Contudo, Boström et al. (1988) evidenciaram que mesmo em condições aeradas, o fósforo pode ser liberado do sedimento e que processos microbiológicos podem afetar sensivelmente a mobilidade do fósforo no sedimento.

Sondergaard et al. (2003), ao estudarem a variação sazonal do fósforo no sedimento verificaram que a concentração de fósforo liberada do sedimento foi maior no verão. A intensificação da atividade fotossintética dos microrganismos eleva o pH da coluna d'água, fazendo com que parte do P contido no sedimento seja liberado para a água sobrejacente. Esse fenômeno ocorre preferencialmente em lagos de baixa profundidade.

3. OBJETIVOS

3.1 Objetivo geral

O presente trabalho objetivou estudar a dinâmica do fósforo na interface água-sedimento de açudes e córregos e, sua relação com o potencial de retenção ou liberação de fósforo solúvel da coluna de água para o sedimento e vice-versa, em função da ação antrópica exercida em duas pequenas bacias hidrográficas rurais.

3.2 Objetivos específicos

- a. Determinar a proporção dos constituintes minerais e orgânicos no sedimento de fundo amostrado de açudes e córregos, a fim de gerir sua função no processo de retenção ou liberação do fósforo.
- b. Determinar a relação existente entre a labilidade do fósforo ligado ao sedimento de fundo e as fontes de poluição pontual e difusa, em diferentes ambientes aquáticos.
- c. Avaliar o comportamento geoquímico e a disponibilidade biológica do fósforo, por meio da extração de diferentes frações de fósforo, no sedimento de fundo de açudes e córregos, a fim de avaliar o seu real potencial de fonte ou dreno de fósforo para a coluna d'água.

4. MATERIAL E MÉTODOS

A presente dissertação faz parte de uma série de trabalhos que vêm sendo desenvolvidos em duas Pequenas Bacias Hidrográficas (PBHs), localizadas no Assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos, Rio Grande do Sul. Dentre os trabalhos realizados destacam-se as pesquisas em monitoramento da qualidade da água superficial, dinâmica da transferência de sedimentos e de fósforo para os recursos hídricos e, impactos do uso e manejo do solo na qualidade dos recursos hídricos.

4.1 Descrição da área de estudo e histórico do Assentamento

O estudo foi desenvolvido em duas PBHs, localizadas no Assentamento Alvorada, no município de Júlio de Castilhos – RS, sul do Brasil. Seus limites encontram-se entre as coordenadas UTM 241400 a 243300 E e 6750700 a 6747400 S 22J (Figura 1), com altitude variando de 440 a 510 metros acima do nível do mar (RASCHE, 2014).

Os trabalhos nestas bacias hidrográficas iniciaram-se no ano de 2009, quando o projeto “Aspectos quanti-qualitativos relacionados aos sedimentos e a água numa pequena bacia hidrográfica ocupada por agricultores assentados pela reforma agrária” foi aprovado no Edital MCT/CNPq/CT–Agronegócio/CT–HIDRO – 27/2008 (R\$ 161.433,66). Desde então, já foram defendidas três teses (Índices de desempenho ambiental e comportamento hidrossedimentológico em duas bacias hidrográficas rurais, 2013; Transferência de fósforo em pequenas bacias hidrográficas com predomínio de sistema plantio direto precário, 2014 e; Influência do relevo e do uso da terra na distribuição espacial e vertical de fósforo e carbono do solo em uma bacia hidrográfica do planalto do Rio Grande do Sul, 2015) e uma dissertação de mestrado (Qualidade da água e sua relação com o uso da terra em duas pequenas bacias hidrográficas, 2011). Mais dois projetos de dissertação (sendo um o presente trabalho) estão em andamento, sob a orientação do professor Danilo Rheinheimer dos Santos.

A escolha do local em que estão situadas as PBHs foi norteada pelo fato deste trabalho ter sido custeado com recursos de um projeto focado em um assentamento da reforma agrária. Dentro da área desse assentamento foram selecionadas duas pequenas bacias hidrográficas com diferentes aspectos de proteções dos recursos hídricos.

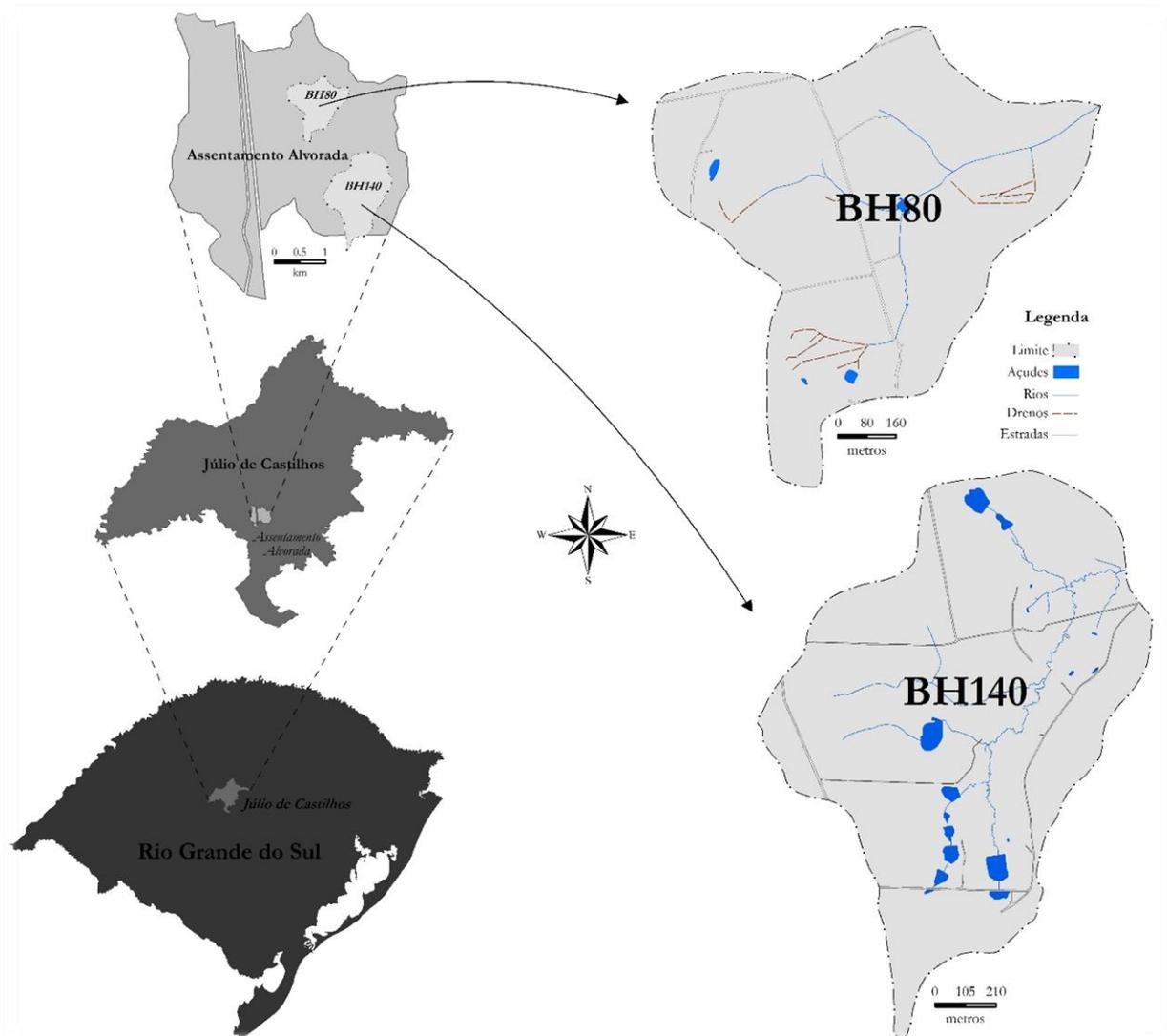


Figura 1: Localização do Assentamento Alvorada e das bacias monitoradas, Júlio de Castilhos - RS. Elaboração: Capoane, 2015.

O Assentamento Alvorada possui área total de 1569 ha. Essa área foi desapropriada em fevereiro de 1996 e dividida em 72 lotes, cada qual correspondendo a aproximadamente 22 ha (MOREIRA, 2008). Na ocasião da

divisão dos lotes não observou-se a aptidão dos solos para o uso agropecuário e alocou-se as estradas pelas divisas de lotes, gerando impactos negativos sobre as áreas de preservação permanente e os recursos hídricos (PELLEGRINI, 2013).

A desapropriação da antiga fazenda e sua conversão em assentamento da reforma agrária ocorreu porque esta encontrava-se sob processo judicial pelo não pagamento do Imposto Territorial Rural (ITR) e, também, por estar-se improdutivo desde 1986, segundo vistoria do INCRA (INCRA/RS, 2008).

A antiga fazenda destinava-se à pecuária extensiva. Após a implementação do assentamento, os agricultores receberam alguns auxílios, como o custeio para a casa própria e créditos que possibilitaram a primeira safra. Estes recursos, segundo comentário dos próprios assentados, não foram suficientes para uma adequada correção da fertilidade do solo. Segundo Rasche (2014), foi constatado que a maioria dos solos explorados para o uso agrícola e agropecuário apresentam problemas com acidez do solo, altos níveis de saturação por alumínio e baixos teores de fósforo disponível para as plantas.

Com a ocupação da área pelos assentados, praticamente todo o campo nativo existente foi convertido em área agrícola. Contudo, devido à falta de planejamento para utilização dos recursos naturais, problemas de degradação do solo, água e perda da biodiversidade florestal começaram a surgir ou foram intensificados. As poucas áreas com campo nativo remanescente, usadas na alimentação do gado leiteiro, encontram-se degradadas e com uma baixíssima produtividade, não comportando a carga animal utilizada diariamente (CAPOANE, 2012).

Geomorfologicamente, as duas PBHs estão situadas na Região do Planalto das Missões, sobre a Unidade Planalto de Santo Ângelo (IBGE, 1986). Esta unidade possui relevo bastante homogêneo, caracterizada por colinas suaves e ondulada permitindo áreas de coxilha e de várzea (IBGE, 1986). O solo predominante é a classe dos Argissolos, e em menor proporção estão os Cambissolos, Neossolos e Gleissolos. A textura média para a camada de 0-10 cm é de 69,9% \pm 3,7 de areia, 24,7% \pm 2,5 de silte e 5,4% \pm 0,9 de argila na PBH₈₀. Já na PBH₁₄₀ o teor médio de areia é de 62,0% \pm 5,7; de silte é 30,6% \pm 6,1 e 7,4% \pm 1,9 de argila. Em profundidade, segundo Rasche (2014) há incremento de argila, característico da classe dos Argissolos. A classificação textural do solo é Franco-argiloso-arenosa.

O clima da região é o subtropical medianamente úmido com variação longitudinal das temperaturas médias. A temperatura média anual varia entre 17–20°C. A temperatura média do mês mais frio oscila entre 11–14°C e a temperatura média do mês mais quente varia entre 23–26°C. A evapotranspiração potencial do município de Júlio de Castilhos é de 869 mm anual, com média de 105 mm durante o período de inverno e 351 mm durante o período de verão. A precipitação pluvial é bem distribuída nas estações do ano e total anual de 1.678 mm (ROSSATO, 2011).

Além da rede de drenagem natural existente nas PBHs, vários açudes artificiais (reservatórios) foram construídos para a dessedentação animal e alguns para piscicultura, principalmente na PBH₁₄₀. A alocação desses açudes, na sua maioria, foi feita no próprio curso da água em tributários próximos as nascentes. A hierarquia fluvial para as bacias hidrográficas foi determinada seguindo os critérios desenvolvidos por Strahler (1957) e, ambas as PBHs foram classificadas como de terceira ordem, que se caracterizam por apresentar um canal principal, cuja origem se dá pela confluência de dois canais de segunda ordem, podendo receber afluentes de segunda e primeira ordens. As PBHs fazem parte da bacia hidrográfica do rio Jacuí.

De acordo com Pellegrini (2013) o fator de forma e o coeficiente de compacidade foram 0,47 e 1,34 para a PBH₈₀, e 0,45 e 1,31 para a PBH₁₄₀, respectivamente, indicando que as bacias apresentam formas relativamente semelhantes. O tempo de concentração e o tempo de pico foram de 57 e 140 min para a PBH₁₄₀, e 84 e 210 min para a PBH₈₀, respectivamente. Esses resultados foram obtidos através da análise de cerca de 100 eventos realizados nas bacias monitoradas.

A PBH₁₄₀ apresenta uma área de captação de 142,6 ha e se caracteriza pela maior presença de mata ciliar e pouca área úmida. A PBH₈₀ apresenta uma área total de 78,3 ha e é praticamente desprovida de mata ciliar, mas possui grande superfície de área úmida (Tabela 1 e Figura 2). O principal uso do solo observado nas duas PBHs é a integração lavoura-pecuária, perfazendo 76% da área total nas PBHs. Durante o verão essas áreas são usadas para o cultivo da soja e milho, através da semeadura direta sobre a resteva da pastagem de azevém. Na cultura da soja predomina o uso dos fertilizantes em cobertura, prática esta que otimiza a velocidade de semeadura da soja, mas representa sérios riscos ao meio ambiente.

Tabela 1: Evolução do uso da terra nas pequenas bacias hidrográficas do Assentamento Alvorada (Júlio de Castilhos / RS) no período de verão dos anos agrícolas de 2009/2010 e 2013/2014.

Classes de uso do solo da terra no verão	2009-2010 ¹		2013-2014 ²	
	PBH ₈₀	PBH ₁₄₀	PBH ₈₀	PBH ₁₄₀
	----- ha -----			
Mata	1,1	14,9	1,2	14,6
Silvicultura	1,1	2,4	1,1	3,4
Culturas anuais	53,2	57,6	52,4	88,2
Pastagem natural e Pastagem de verão	9,3	26,1	9,4	22,5
Áreas úmidas (banhados)	12,2	7,1	11,6	7,3
Área de sede	1,3	1,8	1,0	1,5
Açudes	0,3	2,8	0,3	3,0
Pousio com pastoreio	1,9	25,1	0,0	4,6
Estradas	0,4	0,6	1,4	2,0
Afloramento rochoso	0,0	0,1	0,0	0,1
TOTAL	80,8	139,6	78,3	142,6

¹ Capoane (2011) ² Rasche (2014).

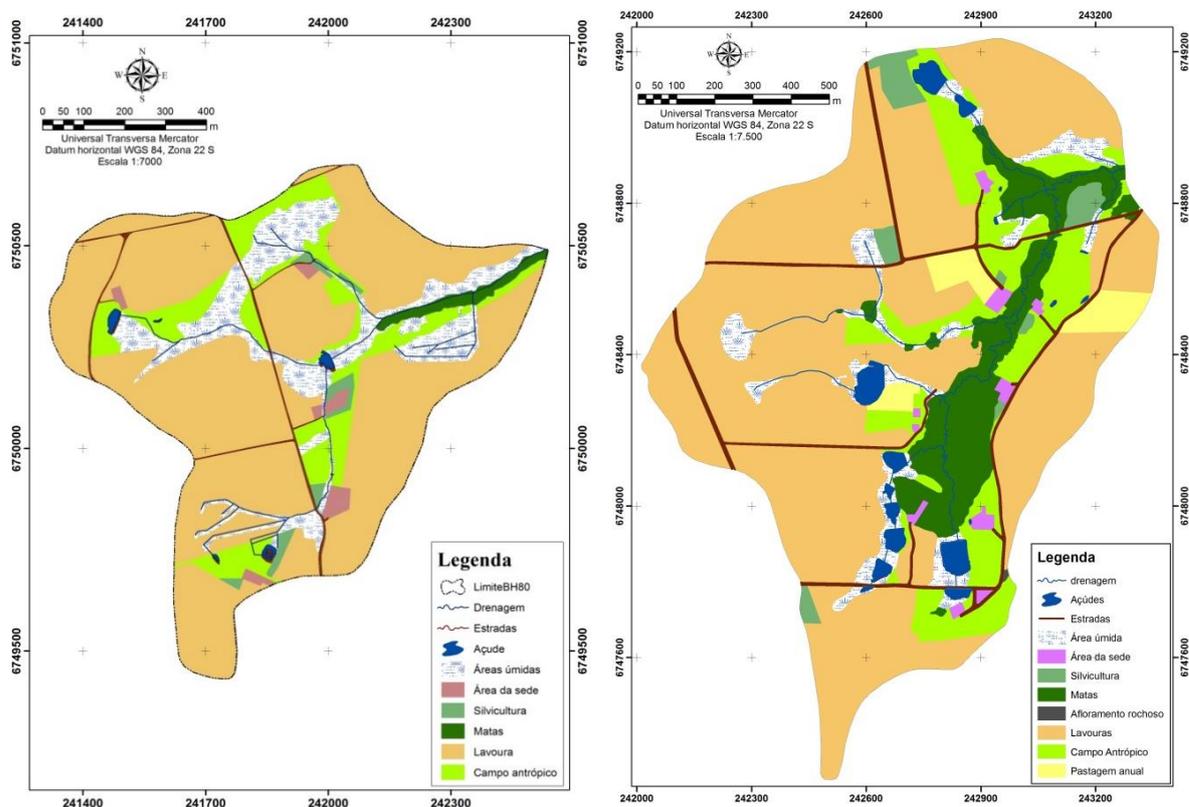


Figura 2: Classes de uso da terra no período de verão de 2013/14 na PBH₈₀ (esquerda) e na PBH₁₄₀ (direita), ambas localizadas no Assentamento Alvorada, em Júlio de Castilhos - RS. Fonte: Rasche, 2014.

A evolução do uso da terra nas bacias hidrográficas, apresentado na tabela 1, evidenciou uma mudança expressiva no uso da terra na PBH₁₄₀, contudo na PBH₈₀ não se observou grandes mudanças entre os anos agrícolas 2009/2010 e 2013/2014. Na PBH₁₄₀, as áreas destinadas as culturas anuais apresentaram um incremento de 57,6 para 88,2% da área total da bacia, no entanto na PBH₈₀ ocorreu uma redução, passando de 53,2% para 52,4% da área total da bacia. Já a classe pousio com pastoreio apresentou uma redução de 25,1 para 4,6% da área total na PBH₁₄₀. Essa evolução do uso da terra implicou negativamente sobre a proteção dos recursos hídricos, pois as áreas de pousio com pastoreio são áreas marginais aos corpos hídricos. Outras classes também apresentaram mudanças, porém com menor influência sobre a conservação dos recursos hídricos. Além disso, se observou uma mudança na área de captação para as duas bacias, mas esta se deve a uma maior precisão na delimitação da bacia hidrográfica. Esse aumento da precisão foi possível devido ao uso de dados coletados pela tecnologia GNSS (*Global Navigation Satellite System*), através do receptor RTK (*Real Time Kinematic*), que possibilitou a geração de mapas com escala 1:13000, enquanto que no trabalho de Capoane (2011) foi usado base cartográfica, na escala de 1:50000.

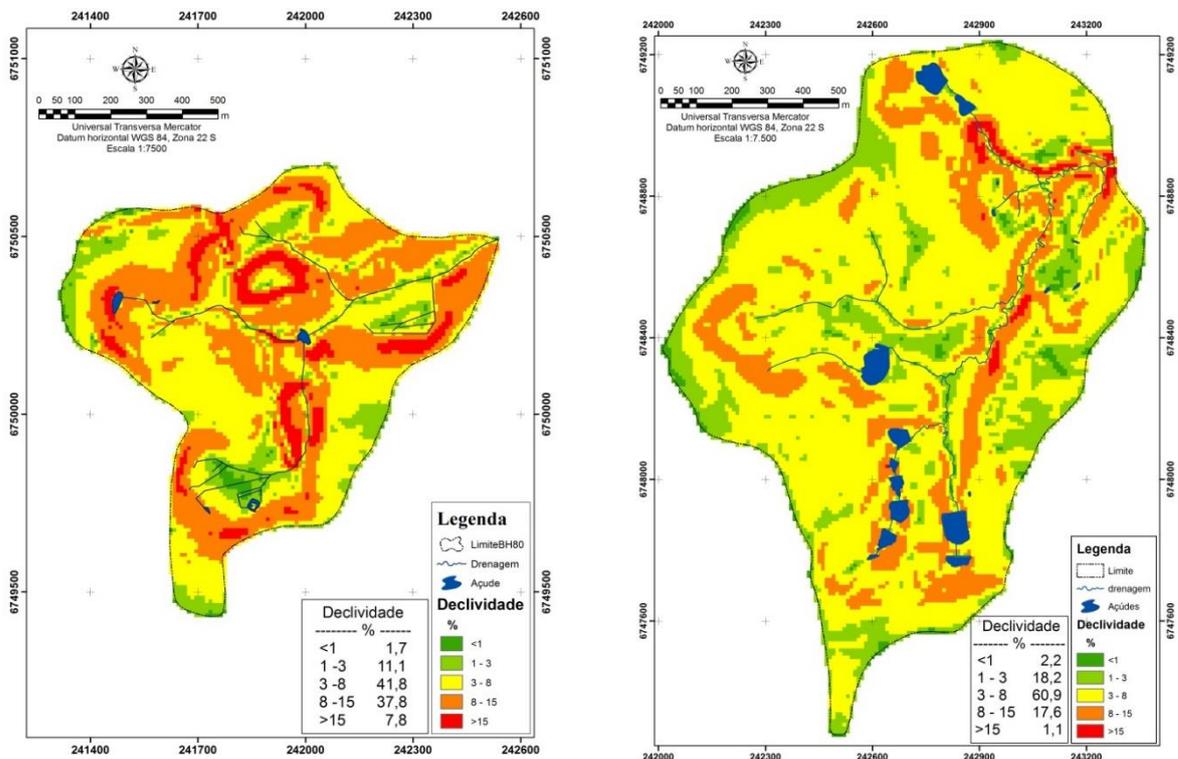


Figura 3: Declividade do terreno nas bacias hidrográficas monitoradas. Assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos - RS. Fonte: Rasche, 2014.

A declividade das PBHs e suas áreas relativas correspondentes a cada classe estão apresentadas na Figura 3. As PBHs apresentam baixa declividade quando comparadas a outras bacias hidrográficas, como a bacia do Arroio Lino, no município de Agudo - RS. A PBH₁₄₀ apresentou-se menos declivosa em relação a PBH₈₀, pois quando consideramos a declividade maior que 8% se observa que a PBH₁₄₀ apresenta apenas 18,7% de sua área nessa faixa de declividade enquanto que a PBH₈₀ apresenta 45,6% de sua área de captação nesta faixa de declividade. A declividade da bacia hidrográfica apresenta relação direta com o escoamento superficial das águas das chuvas, podendo potencializar os efeitos da erosão do solo.

4.2 Amostragem de sedimento de fundo e água

No mês de maio de 2013 foram coletadas as amostras de água e sedimento de fundo dos corpos d'água em 9 pontos da PBH₈₀ e 17 pontos na PBH₁₄₀ (Tabela 2). A espacialização dos pontos de amostragem em cada bacia hidrográfica pode ser observada na Figura 4. Na PBH₈₀ agrupamos os pontos de amostragem da seguinte forma: tributário 1 (pontos 1, 2, 3, 6 e 7); tributário 2 (pontos 1, 2, 3 e 5); tributário 3 (pontos 1, 2 e 4). Na PBH₁₄₀ o tributário 1 corresponde aos pontos 8, 9, 10 e 11; no tributário 2 os pontos 8, 9, 12 e 13.

Tabela 2: Número de pontos amostrados em cada ambiente aquático, nas duas bacias monitoradas, Assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos – RS.

Ambiente	PBH ₈₀	PBH ₁₄₀
	n° de amostras	
Açude	2	11
Córrego	7	6

Nos córregos, por se tratarem de corpos d'água rasos (fluxo de base na faixa de 3-10 cm), foram coletadas diretamente amostras de água superficial utilizando-se o próprio vidro em que a amostra foi armazenada. Nos açudes, por apresentarem

coluna d'água maior que 1 metro, usou-se um amostrador modelo DH-48, fazendo uma integração vertical da amostra de água. A coleta de água foi realizada previamente a coleta do sedimento de fundo, sendo que o volume amostrado foi de um litro e acondicionada em frasco de vidro.

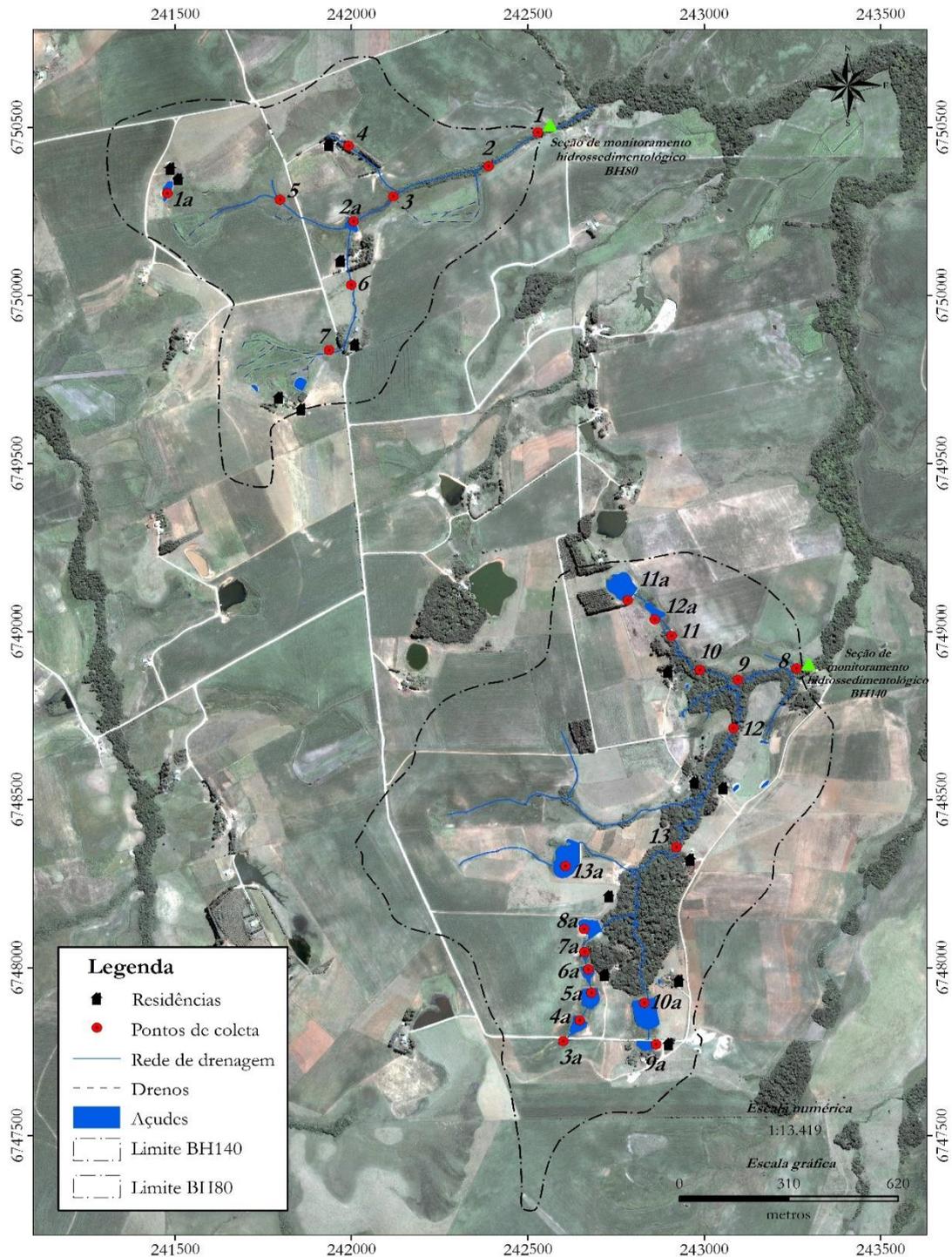


Figura 4: Mapa cartográfico com a localização dos pontos amostrados, sistema de drenagem, posição dos drenos em áreas de lavoura e sedes de propriedade nas duas bacias monitoradas. Assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos - RS.

As amostras de sedimento de fundo foram coletadas manualmente empregando-se a técnica da ressuspensão do sedimento (BALLANTINE et al., 2009) com o auxílio de uma garrafa de plástico. O volume amostrado para cada amostra foi de aproximadamente um litro de água + sedimento, sendo a proporção de sedimento bem maior que de água. Em cada ponto de amostragem nos córregos e açudes coletou-se 2 amostras de sedimento de fundo na profundidade de 0-5 cm, que foram acondicionadas em recipientes de plástico, previamente lavados com HCl 0,1 mol L⁻¹ (tempo de contato de 30 minutos) e enxaguados três vezes com água destilada. Cada amostra foi composta de 6 subamostras, coletadas em diferentes partes do corpo hídrico em função da heterogeneidade do sedimento de fundo, principalmente nos açudes. Essa profundidade de coleta foi definida porque acredita-se que a contaminação desse sedimento é relativamente recente e que corresponde ao histórico de uso e ocupação do solo nas duas pequenas bacias hidrográficas. De acordo com dados do INCRA, a construção de açudes ocorreu após a instalação do assentamento no ano de 1996.

Após a coleta, as amostras foram acondicionadas segundo as recomendações do *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2005), sendo transportadas imediatamente até o Laboratório de Análises de Águas Rurais (LAAR) do Departamento de Solos da Universidade Federal de Santa Maria.

4.3 Preparo das amostras de sedimento

O preparo das amostras de sedimento de fundo envolveu as seguintes etapas: homogeneização, secagem em estufa de circulação forçada de ar a 40°C, pulverização em almofariz e estocagem em frascos de vidro. Em seguida, parte da amostra foi peneirada em malha com abertura de 0,063 mm e homogeneizadas, com o objetivo de concentrar a fração menor que 63 µm, pois o sedimento de fundo nestes ambientes apresentam quantidades muito variáveis de partículas grosseiras, que propiciam efeito de matriz. A fração fina (< 63 µm) é recomendada para a análise química do sedimento, tanto de elementos-traço (HOROWITZ, 1991) quanto

de nutrientes (MUDROCH; AZCUE, 1995). A outra parte da amostra de sedimento foi peneirada em malha com abertura de 2 mm, a qual foi usada para a determinação granulométrica.

4.4 Análises físicas e químicas do sedimento de fundo e da água

4.4.1 Caracterização geral

Após a chegada das amostras ao laboratório, de imediato filtrou-se as amostras de água, em membrana de celulose com 0,45 μm de diâmetro de poro, para a determinação do teor solúvel de P, segundo o método do verde de malaquita (MAKRIS, 2002).

O teor de COT do sedimento de fundo foi determinado para a granulometria menor que 63 μm , empregando-se o método de Walkley-Black, que se baseia na oxidação com dicromato de potássio em meio ácido, com aquecimento externo até 150 °C (TEDESCO et al., 1995).

Para a determinação da granulometria do sedimento de fundo tomou-se uma amostra de 2 gramas de sedimento, com partículas de tamanho inferior a 2 mm. A fração areia foi medida por peneiramento e a fração silte e argila foram determinadas pelo método proposto por Muggler et al. (1997), utilizando um analisador de distribuição de tamanho de partículas por multilongitude de onda, modelo Beckman Coulter LS 13 320. Os valores obtidos com o granulômetro até 2 μm foram atribuídos à fração argila e aqueles correspondentes ao intervalo entre 2 e 63 μm foram atribuídos à fração silte. Além disso, através do software LS 13 320 foram calculados os valores da frequência da distribuição das porcentagens do d_{10} , d_{50} e d_{90} . Tais valores referem-se à média dos diâmetros de partículas nos intervalos abaixo de 10, 50 e 90% na curva de distribuição de tamanho das partículas.

4.4.2 Fracionamento das formas orgânicas e inorgânicas de P

Nas amostras de sedimento de fundo com granulometria inferior a 63 μm foi realizado o fracionamento químico do P, de acordo com a metodologia proposta inicialmente por Hedley et al. (1982), com as modificações feitas por Condrón et al. (1985), descrita resumidamente a seguir: amostras de 0,2 g de sedimento de fundo (fração menor que 63 μm) foram submetidas à extração sequencial com (1) resina trocadora de ânions (fração Pi-RTA), que extrai a fração de P inorgânico (Pi) lábil; (2) NaHCO_3 0,5 mol L^{-1} (fração Pi-bic e Po-bic) que extrai o P inorgânico lábil fracamente adsorvido na superfície de compostos cristalinos e compostos de P orgânicos lábeis, como ácido ribonucleico e glicerofosfato (TIESEN; MOIR, 1993); (3) NaOH 0,1 mol L^{-1} (fração Pi-hid e Po-hid) que extrai o P inorgânico associado a Fe e Al e minerais argila, assumido como sendo uma fração com labilidade moderada (Hedley et al., 1982), e o P orgânico (Po) adsorvido a minerais secundárias e matéria orgânica do solo, associado principalmente com ácidos fúlvicos e húmicos (LINQUIST et al., 1997); (4) HCl 1 mol L^{-1} (fração Pi-HCL) que extrai o P inorgânico associado à superfície negativa dos óxidos, tais como compostos apatíticos e uma parte do P ocluso, sendo considerado uma fração não lábil em solos ácidos (Hedley et al., 1994; LIU; ZHANG; LI, 2004) e (5) NaOH 0,5 mol L^{-1} (fração Pi-hid05 e Po-hid05), utilizado em substituição ao extrator NaOH 0,1 mol L^{-1} + agitação ultrassônica (CONDROÑ et al., 1985), que extrai as mesmas frações do NaOH 0,1 mol L^{-1} em agregados. Após as extrações, o solo remanescente foi seco em estufa a 50 °C e submetido à digestão com $\text{H}_2\text{SO}_4 + \text{H}_2\text{O}_2 + \text{MgCl}_2$ (Presidual) (BROOKES; POWSON, 1981). Em cada passo, adicionou-se 10 mL do respectivo extrator a amostras de sedimento acondicionadas em tubos falcon de 15 mL (proporção sedimento:extrator 1:50). Em seguida os tubos foram agitados em agitador tipo “end-over-end” (33 rpm) durante 16 horas a ± 25 °C, com posterior centrifugação a 2510 g por 15 minutos.

O fósforo inorgânico dos extratos alcalinos de NaHCO_3 e NaOH foi analisado pelo método de Dick e Tabatabai (1977). Nos extratos alcalinos foi determinado o P total (Pt) por digestão com persulfato de amônio + ácido sulfúrico em autoclave (USEPA, 1971), sendo o Po obtido pela diferença entre Pt e Pi. O P dos extratos ácidos foi determinado segundo a metodologia de Murphy e Riley (1962).

As formas de P do fracionamento de Hedley et al. (1982) foram agrupadas em Pi, Po e P residual. O Pi foi obtido pela soma das frações inorgânicas de P (Pi-RTA+ Pi-bic+ Pi-hid + Pi-hid05), o Po pela soma das frações orgânicas (Po-bic + Po-hid + Po-hid05) e o P residual pela soma do Pi-HCl + P da digestão do resíduo ($H_2SO_4 + H_2O_2$). Além disso, agrupou-se conforme a labilidade e P lábil (extraído pela RTA e $NaHCO_3$) e P moderadamente lábil (extraído por NaOH 0,1 e 0,5 M).

4.4.3 Dessortividade de fósforo

As interações do P com os grupos funcionais de superfície das partículas do sedimento de fundo estão relacionadas com o comportamento químico dos grupos funcionais de superfície, características do íon reagente e das condições do meio, determinando a capacidade de adsorção, favorecendo o entendimento da capacidade desse sedimento em reter com maior ou menor energia o P. Desse modo, foi estimado o P particulado biodisponível (Ppb) por meio de uma extração com resina trocadora de ânions (RTA), baseado na metodologia desenvolvida por Kroth (1998) e descrita brevemente a seguir: adicionou-se 0,500 g de sedimento ($< 63 \mu m$) em tubos falcon de 15 mL, contendo 10 mL de água destilada e uma lâmina de RTA, saturada com $NaHCO_3$ $0,5 \text{ mol L}^{-1}$. Após os tubos foram agitados por 16 horas, em agitador tipo 'end-over-end' (33 rpm) a $\pm 25 \text{ }^\circ\text{C}$. As lâminas foram então retiradas e lavadas com jatos de água destilada e depois diluídas em 10 mL de HCl $0,5 \text{ mol L}^{-1}$. Os tubos permaneceram destampados por 90 minutos e após fechados e agitados por 30 minutos (agitador horizontal). Em seguida foi retirada do extrato uma alíquota de 3 mL para determinação do teor de P de acordo com Murphy e Riley (1962). As lâminas de resina foram retiradas dos tubos e recuperadas segundo Miola (1995).

O P particulado potencialmente biodisponível (Pppb) foi estimado por meio de extrações sucessivas com RTA após a primeira extração, seguindo a mesma metodologia descrita para P particulado biodisponível. As extrações foram diárias até que os teores de P se tornaram constantes. Aplicou-se aos dados experimentais

a equação de cinética de primeira ordem proposta por McKean e Warren (1996), conforme abaixo:

$$P_{des} = \beta - (\beta - \alpha)e^{-\lambda t} \quad (2)$$

onde, P_{des} é o P dessorvido, β é o P particulado potencialmente biodisponível, α o P biodisponível particulado, λ é a taxa de dessorção constante de P e t é o tempo de extração, o qual neste trabalho foi de 16 horas.

4.4.4 Adsorção de fósforo

A determinação da capacidade máxima de adsorção (CMAP), da constante relacionada à energia de ligação (K) e, principalmente, da concentração de equilíbrio de P (CEP), foram realizadas por meio da adição de diferentes doses de P ao sedimento de fundo, com granulometria inferior a 63 μm . As amostras de sedimento de fundo foram secas em estufa a ± 40 °C. Posteriormente, adicionou-se 0,100 g do sedimento, com granulometria inferior a 63 μm , em tubos de centrífuga com tampa de rosca, contendo 10 mL de solução de CaCl_2 0,001 mol L^{-1} contendo onze concentrações diferentes de P (0; 0,05; 0,1; 0,25; 0,5; 1,0; 2,5; 5,0; 10; 20 e 40 mg L^{-1}) que corresponde a teores de 0, 5, 10, 25, 50, 100, 500, 1000, 2000, 4000 mg P kg de sedimento. As amostras foram agitadas por 16 horas a ± 25 °C em agitador do tipo “over-end-over” a 33 rpm. Após, foram centrifugadas a 2510 g por 15 minutos. No sobrenadante foi determinado o teor de P pela metodologia de Murphy e Ryley (1962). O P sorvido foi estimado pela diferença entre a quantidade adicionada e a recuperada na solução de equilíbrio. Posteriormente os dados foram ajustados pelo modelo de Langmuir, descrito por Barrow (1983),

$$P_{sorvido} = \frac{K * CMAP * P_{sol}}{1 + K * P_{sol}} \quad (3)$$

onde, CMAP = capacidade máxima de sorção de P; K = constante relacionada à energia de sorção e P_{sol} = concentração de P na solução.

A concentração de equilíbrio de fósforo (CEP) foi obtida aplicando-se o modelo de Langmuir modificado por Koski-vähälä e Hartikainen (2001). Esses autores introduziram um parâmetro a mais, correspondente à quantidade de P dessorvido em água destilada (Q_0), conforme a equação abaixo,

$$P_{sorvido} = \frac{C_{MAP} * P_{sol}}{K_m + P_{sol}} - Q_0 \quad (4)$$

onde, Q_0 representa a quantidade de P dessorvido em água destilada (mg kg^{-1}) e K_m é igual à concentração de P na solução que permite que ocorra a metade da sorção máxima de P, quando não há P lábil a ser dessorvido (isto é, quando $Q_0 = 0$).

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Revisitando a dinâmica hidrológica, a suscetibilidade à erosão e os teores de fósforo das bacias monitoradas.

Os solos das duas bacias hidrográficas monitoradas desde 2010 eram recobertos por campo nativo até 1996, quando a fazenda foi desapropriada para fins de reforma agrária. Desde então, os agricultores assentados iniciaram o cultivo do solo, sem a adequada adoção das práticas conservacionistas. Uma prática comum no início foi o revolvimento do solo. Com o passar dos anos, os agricultores começaram a adotar algumas práticas conservacionistas do sistema plantio direto, dentre elas, podemos destacar a semeadura direta com baixo revolvimento do solo. Porém, outras práticas conservacionistas ainda não estão bem consolidadas, dentre elas, a rotação de culturas, e principalmente, a manutenção da cobertura permanente do solo com resíduos vegetais ou plantas vivas.

A classe de solo predominante nas PBHs são os Argissolos, com pequenas proporções de Neossolos e Cambissolos, podendo ainda ser encontrada em locais planos e úmidos, a classe dos Gleissolos. Todos os solos apresentam menos do que 8% de argila na camada superficial (0-10 cm), sendo ricos em areia grossa e apresentam predominância de argilominerais do tipo 1:1 (caulinita), e em menor quantidade os argilominerais 2:1 (vermiculita, esmectita e ilita), principalmente nas áreas de baixadas. Os teores de matéria orgânica do solo na camada superficial (0 – 10 cm) em 91% e 75% dos solos apresentam teores menores que 2,5% na PBH₈₀ e PBH₁₄₀, respectivamente. O restante dos solos apresenta teores na faixa de 2,5 a 5% de matéria orgânica. Além disso, os solos das bacias se caracterizam pelos baixos níveis de pH e altos teores de saturação por alumínio (Al), evidenciando algumas incoerências no manejo adotado pelos produtores, sob o ponto de vista da fertilidade do solo (Tabela 3).

Aliado aos baixos níveis de pH, também há baixa disponibilidade de P, sendo um dos nutrientes que mais limita a produtividade das culturas agrícolas e que não vem sendo aplicado de acordo com as recomendações da CQFS-RS/SC, 2004. Em

estudos realizados por Rasche (2014), menos de 20% das áreas de lavoura nas duas bacias monitoradas apresentam teores de P disponível $\geq 8 \text{ mg kg}^{-1}$, mostrando assim o baixo teor de P disponível para o desenvolvimento das culturas, refletindo em baixas produtividades alcançadas pelos produtores.

Os solos presentes nas bacias apresentam boa porosidade total, sendo grande parte dos poros formados por macroporos, conferindo boa infiltração de água no solo. O solo das bacias apresenta densidade média inferior a $1,8 \text{ g cm}^{-3}$, limite crítico para o desenvolvimento radicular com essa composição granulométrica (REICHERT et al., 2009).

Tabela 3: Características físicas e químicas do solo, na camada 0-10 cm, em diferentes sistemas uso e manejo do solo nas duas bacias monitoradas.

Uso	pH	P	Ca	Mg	K	Al	CTC _{pH 7} ⁽¹⁾	m ⁽²⁾	V ⁽³⁾
		mg kg ⁻¹	----- cmol _c dm ⁻³ -----					----- % -----	
PBH₈₀									
Mata	5,6	8,7	6,05	2,58	0,60	0,47	14,8	6,5	61,6
Pastagem	5,0	8,2	2,20	1,66	0,30	1,23	12,7	25,0	31,1
Lavoura	5,1	7,0	7,19	3,05	0,23	0,51	15,8	6,4	66,2
Média	5,2	8,0	6,08	2,72	0,28	0,65	15,1	10,1	58,7
PBH₁₄₀									
Mata	5,3	6,9	8,79	2,48	0,27	0,38	17,8	5,1	61,5
Pastagem	4,9	7,5	4,07	2,36	0,20	2,20	19,8	25,5	38,3
Lavoura	5,0	7,3	5,14	2,34	0,18	1,21	16,3	17,7	47,3
Média	5,0	7,2	5,52	2,39	0,2	1,29	17,4	17,0	47,8

¹capacidade de troca de cátions potencial; ²saturação por alumínio; ³saturação de bases. Fonte: Adaptado de Rasche (2014).

O principal uso do solo nas PBHs é o cultivo de plantas anuais, perfazendo 67% e 62% na PBH₈₀ e PBH₁₄₀, respectivamente, e a integração lavoura-pecuária. Nessas áreas se faz o cultivo da soja ou milho no verão e pastoreio de aveia e azevém no inverno. Um dos problemas mais graves observados nas PBHs é a erosão entre sulcos e a erosão em sulcos devido à baixa adoção de sistemas de manejo conservacionistas, caracterizada pela ausência de práticas de controle mecânica ou cultural das enxurradas, baixa cobertura do solo e aporte de biomassa, incipiente rotação de culturas. Além disso, para a implantação da pastagem de

inverno os produtores ainda adotam a prática do revolvimento do solo, através de gradagem, o que acaba mobilizando a camada superficial do solo, deixando-a mais susceptível aos processos erosivos (Figura 5).



Figura 5: Semeadura da soja no sentido do declive e com baixa cobertura do solo (esquerda) e os efeitos do revolvimento da camada superficial do solo, para a implantação da pastagem de inverno (direita).

Alguns agricultores têm construído reservatórios artificiais (açudes) como meio de armazenar água para a dessedentação animal. A alocação desses açudes, na maioria, foi feita no próprio curso d'água e que altera o fluxo de água e sedimento nas bacias. Outros se encontram em áreas de campo natural, em que o gado tem livre acesso. É comum o gado beber água de nascentes, córregos e açudes, no entanto, o pisoteio do gado favorece o desbarrancamento das margens dos córregos e açudes, contribuindo para a produção de sedimentos. Além disso, observa-se que os açudes tornam-se corpos receptores de sedimento erodido das lavouras, bem como agrotóxicos e insumos agrícolas. Isso ocorre principalmente nos locais onde há áreas agrícolas no entorno dos corpos hídricos, com ausência das áreas de preservação permanente e o uso e manejo inadequado do solo.

As bacias estão inseridas na unidade geomorfológica do Planalto de Santo Ângelo, onde as formas do relevo predominantes são bastante homogêneas, retratadas por formas colinosas, com topos planos e vertentes suaves com baixa declividade, regionalmente conhecidas por coxilhas. Na PBH₈₀ as coxilhas são mais estreitas e declivosas, permitindo maior lavagem da fração argila em superfície. Já na PBH₁₄₀, os arenitos se encontram aflorando nas margens do curso hídrico (que

não são ocupadas por lavouras, mas sim por mata), o que acarreta na perda de sedimento da bacia em função da erosão de margem (CAPOANE, 2011).

Outro aspecto interessante é a formação de áreas de amortecimento nas partes baixas, onde ocorre a retenção de parte dos sedimentos e nutrientes exportados das lavouras durante os eventos de chuva. A PBH₈₀ apresenta 11,6% de sua área total de captação em banhados enquanto que a PBH₁₄₀ apresenta apenas 7,3%. Em contrapartida, a PBH₁₄₀ apresenta maior proporção de matas, perfazendo 14,6% da área da bacia. A PBH₈₀ apresenta apenas 1,2% de área de mata. Essa diferença de proteção dos recursos hídricos proporciona forte influência na dinâmica hidrossedimentológica das PBHs.

As áreas úmidas, também chamadas de banhados, são áreas importantes devido as suas inúmeras funções ambientais, interceptando e armazenando temporariamente água e sedimento do escoamento superficial, diminuindo os picos de cheia e liberando lentamente a água de volta ao sistema.

De acordo com Pellegrini (2013), a presença da mata ciliar na PBH₁₄₀ minimizou os impactos dos eventos pluviométricos, resultando em menor escoamento superficial e maior escoamento de base. Além disso, a conservação das áreas que circundam os cursos d'água com vegetação natural reduz o aporte de sedimentos, reduzindo o risco de contaminação dos cursos hídricos, principalmente quando o manejo do solo a montante não for adequado. Já a presença de banhados na PBH₈₀ também atenua a produção de sedimentos, mas gera maior escoamento superficial, pois o solo já se encontra saturado ao iniciar os eventos pluviométricos. Segundo o mesmo autor, a produção de sedimentos para uma precipitação total de 1546 mm no ano de 2011 foi de 26,91 e 75,16 Mg km⁻² ano⁻¹, na PBH₈₀ e PBH₁₄₀, respectivamente. Em 2012, com uma precipitação de 1707 mm, a produção de sedimentos foi de 14,03 e 39,82 Mg km⁻² ano⁻¹, na PBH₈₀ e PBH₁₄₀, respectivamente.

Ao comparar a produção de sedimento das duas bacias, observa-se que a PBH₈₀ apresenta menor perda de sedimento em comparação a PBH₁₄₀. Isso pode ser atribuído à presença das áreas de amortecimento localizadas ao longo do curso hídrico, já que o uso e manejo do solo nas duas bacias é similar. Além disso, a mata ciliar na PBH₁₄₀, neste caso, não atuou efetivamente na retenção do sedimento produzido nas áreas de lavoura e campo nativo. Em determinadas partes, a mata

ciliar existente na PBH₁₄₀ encontra-se alterada pela ação antrópica, pois essas áreas são usadas pelos produtores para potreiro. Como consequência, o pisoteio do gado acaba criando caminhos preferenciais para o escoamento superficial (PELLEGRINI, 2013).

A suscetibilidade à perda de P nas bacias é relativamente baixa, devido aos baixos teores de P na camada superficial do solo. Contudo é preciso ter cuidado, pois como as áreas de lavouras apresentam baixa cobertura do solo e são desprovidas de sistemas de contenção das enxurradas, quando forem aplicadas doses elevadas de P, parte poderá ser transferida aos corpos d'água (RASCHE, 2014).

É nesse contexto que o presente trabalho visa compreender as formas, proporção e a natureza do P presente no sedimento de fundo, a fim de relacionar sua dinâmica na interface água-sedimento, na escala de bacia hidrográfica, para verificar se o mesmo está atuando como fonte ou dreno de P solúvel para a coluna d'água. Também, pretende-se estabelecer relações entre as fontes de poluição dos recursos hídricos (pontual e difusa), com o potencial dos sedimentos de fundo em sorver ou liberar P para a coluna d'água.

5.2 Caracterização granulométrica e teor de carbono orgânico total (COT) do sedimento de fundo, amostrado em açudes e córregos.

As variações nos teores de areia, silte, argila e COT das amostras de sedimento de fundo depositados no leito de drenagem, em cada tributário do córrego da PBH₈₀ são apresentados na Tabela 4. Os teores de areia (partículas > 63 µm) aumentaram nos sedimentos amostrados de montante a jusante. Nas cabeceiras do tributário 1 e 3, as frações granulométricas do sedimento de fundo foram similares, sendo de 697 e 732 g kg⁻¹ de areia, 216 e 205 g kg⁻¹ de silte, 87 e 63 g kg⁻¹ de argila, respectivamente. Esses teores são idênticos aos valores análogos do solo da bacia hidrográfica, na camada de 0-10 cm. Na cabeceira do tributário 2, o sedimento apresentou 850, 121 e 29 g kg⁻¹ de areia, silte e argila, respectivamente. Esse comportamento evidencia que o banhado, recoberto por plantas, atua na redução da

velocidade do escoamento superficial, proporcionando uma maior deposição das partículas com granulometria grosseira e as partículas menores continuam em suspensão, sendo carregadas para maiores distâncias, ao longo do curso hídrico. Na foz da bacia, os valores encontrados para areia, silte e argila foram de 930, 55 e 15 g kg⁻¹, respectivamente. Neste segmento do curso hídrico, além de estar situado após áreas de banhado, as quais reduzem a velocidade do fluxo no canal fluvial, recebe um aporte muito grande de sedimento oriundo das áreas de lavoura e conseqüentemente ocorre um aumento nas taxas de deposição localmente.

Tabela 4: Características físicas do sedimento de fundo, de montante a jusante em cada tributário do córrego da PBH₈₀. Assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos – RS.

Ponto	Areia	Silte	Argila	d ₁₀ ⁽¹⁾	d ₅₀	d ₉₀	COT ⁽²⁾
	----- g kg ⁻¹ -----			----- µm -----			g kg ⁻¹
Tributário 1							
7 (Cabeceira)	697	216	87	1,1	4,8	26,4	61,7
6	789	153	58	1,1	5,1	32,0	42,2
3	887	87	26	1,2	7,6	42,9	52,6
2	939	48	13	1,2	8,6	44,7	43,1
1 (Foz)	930	55	15	1,3	7,8	42,3	33,3
Tributário 2							
5 (Cabeceira)	850	121	29	1,3	8,4	39,3	44,2
3	887	87	26	1,2	7,6	42,9	52,6
2	939	48	13	1,2	8,6	44,7	43,1
1 (Foz)	930	55	15	1,3	7,8	42,3	33,3
Tributário 3							
4 (Cabeceira)	732	205	63	1,2	6,7	34,6	52,3
2	939	48	13	1,2	8,6	44,7	43,1
1 (Foz)	930	55	15	1,3	7,8	42,3	33,3
Solo ⁽³⁾	699	252	54	-	-	-	-

¹ d₁₀, d₅₀ e d₉₀ = tamanho máximo das partículas contendo 10, 50 e 90% do total de partículas da fração < 63 µm, respectivamente; ² COT = carbono orgânico total; ³ Solo da camada 0-10 cm (RASCHE, 2014).

Ao comparar a frequência da distribuição granulométrica, é notado que nas cabeceiras do tributário 1 e 3, além de apresentar maiores quantidades de partículas finas (silte e argila), apresentam um d₅₀ (mediana) e d₉₀ menor (Tabela 4) àquele

encontrado no sedimento da foz da bacia. Na cabeceira do tributário 1, o diâmetro médio (d_{50}) demonstra que pelo menos 50% das partículas do sedimento de fundo apresentam tamanho de partícula inferior a 4,8 μm e que 90% (d_{90}) apresentam tamanho de partícula inferior a 26,4 μm . Na foz da bacia foram encontrados valores bem superiores para o tamanho de partícula, sendo de 7,8 e 42,3 μm , para o d_{50} e d_{90} respectivamente (Figura 6). O tributário 2 apresentou valores similares de d_{50} e d_{90} , de montante a jusante na bacia, demonstrando assim maior uniformidade das partículas sedimentadas ao longo do canal.

Aliado a redução das partículas finas no segmento inferior da bacia, o sedimento de fundo também apresentou redução nos teores de COT, de montante a jusante da bacia hidrográfica. Constatou-se um aumento nos teores de COT apenas no ponto 3, situado em área de banhado, onde o teor encontrado foi de 52,6 g kg^{-1} . Esse comportamento evidencia que as áreas de banhado estão atuando como barreiras físicas ao transporte de material particulado, retendo parte do material orgânico. O maior teor de COT foi encontrado no sedimento da cabeceira do tributário 1, pois o mesmo está situado às margens de áreas de lavoura, onde o solo apresenta problemas de oxigenação. Sabe-se que nos ambientes úmidos, o maior regime hídrico reduz a velocidade de decomposição da matéria orgânica, possibilitando o acúmulo de carbono. Além disso, o maior teor de argila possa estar propiciando maior acúmulo de COT em função da proteção física exercida sobre a matéria orgânica (BAYER et al., 2000; IGLESIAS et al., 2011).

A granulometria do sedimento de fundo amostrado no córrego da PBH₁₄₀ apresentou comportamento similar ao sedimento amostrado na PBH₈₀, ocorrendo redução dos teores de silte e argila, de montante a jusante da bacia, em ambos os tributários do córrego (Tabela 5). Mesmo não apresentando áreas de amortecimento (banhados), como ocorre na PBH₈₀, a redução nos teores de silte e argila pode ser explicada pelos processos erosivos mais intensos ao longo do canal e ao afloramento de arenitos da Fm. Tupanciretã ao longo do curso d'água (CAPOANE, 2012; RASCHE, 2014). Outro fator que corrobora no comportamento granulométrico do sedimento nesta bacia é o fato das margens do córrego apresentarem-se bem impactadas pelo pisoteio do gado.

Ao comparar os valores de d_{50} e d_{90} para o sedimento amostrado no córrego da PBH₁₄₀, nota-se que a foz da bacia apresentou sedimento com granulometria

mais grosseira, sendo o valor do d_{90} superior aos demais pontos amostrados nesta bacia. O d_{90} indica que 90% das partículas apresentam granulometria inferior a 56,5 μm (Tabela 5). Nesta bacia, o canal apresenta morfologia meandrante, o que aumenta as possibilidades de erosão da margem fluvial e a formação de bancos de areia nos meandros. Geralmente, as frações granulométricas correspondentes a argila e silte estão presentes nos materiais carregados em suspensão, e quando o fluxo for maior pode ocorrer o transporte de areia, que na maioria das vezes ficam sujeitas à estocagem temporária no canal fluvial. Em eventos de elevada magnitude o material de granulometria mais grosseira é transportado de forma mais lenta a jusante da bacia (CHRISTOFOLETTI, 1980).

Em estudo desenvolvido por Iglesias et al. (2011), onde avaliaram os efeitos dos diferentes tipos de uso da terra sobre as concentrações totais e biodisponíveis de **P** em um ecossistema aquático, encontraram valores similares para os teores de areia, silte e argila ao longo do curso hídrico. A fração areia foi a que predominou nas diferentes amostras de sedimento de fundo, sendo que em apenas 5% das amostras foram encontrados teores menores que 97,5% de areia.

Tabela 5: Características físicas do sedimento de fundo, de montante a jusante em cada tributário do córrego da PBH₁₄₀. Assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos – RS.

Ponto	Areia	Silte	Argila	$d_{10}^{(1)}$	d_{50}	d_{90}	COT ⁽²⁾
	----- g kg ⁻¹ -----			----- μm -----			g kg ⁻¹
Tributário 1							
11 (Cabeceira)	748	190	61	1,2	6,9	43,9	122,7
10	954	37	9	1,3	11,2	51,3	57,1
9	967	26	7	1,3	11,2	51,5	33,1
8 (Foz)	970	24	6	1,4	12,0	56,5	31,1
Tributário 2							
13 (Cabeceira)	779	188	33	1,8	8,1	37,7	91,8
12	876	101	23	1,4	11,8	49,4	32,9
9	967	26	7	1,3	11,2	51,5	33,1
8 (Foz)	970	24	6	1,4	12	56,5	31,1
Solo ⁽³⁾	620	306	74	-	-	-	-

¹ d_{10} , d_{50} e d_{90} = tamanho máximo das partículas contendo 10, 50 e 90% do total de partículas da fração < 63 μm , respectivamente; ² COT = carbono orgânico total; ³ Solo da camada 0-10 cm (RASCHE, 2014).

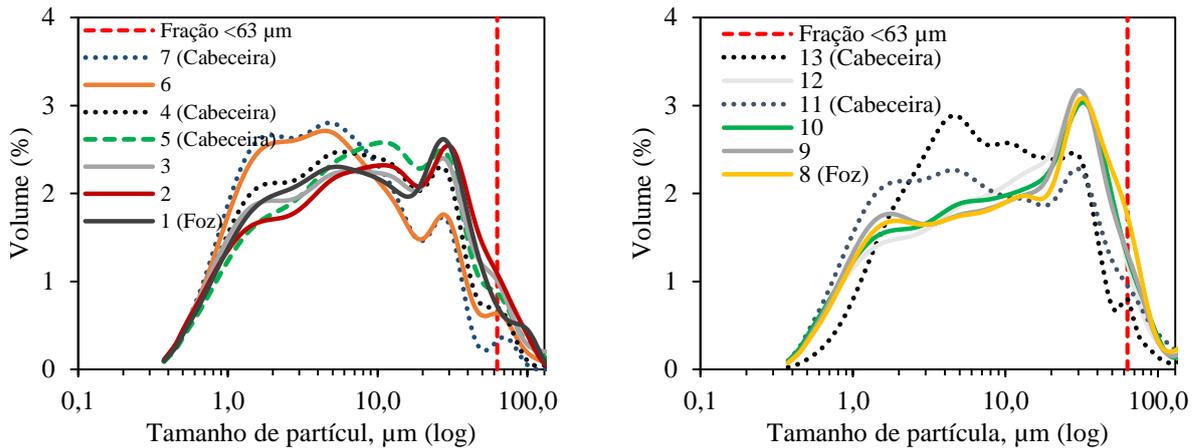


Figura 6: Diagrama da distribuição de partículas obtidas em difração laser das amostras de sedimento de fundo dos tributários do córrego da PBH₈₀ (esquerda) e da PBH₁₄₀ (direita).

O maior teor de COT foi encontrado no sedimento de fundo amostrado na cabeceira do tributário 1 da PBH₁₄₀ ($122,7 \text{ mg kg}^{-1}$), correspondendo ao maior teor encontrado entre os pontos de sedimento de fundo amostrado nas duas bacias, sendo seguido pela cabeceira do tributário 2 ($57,1 \text{ mg kg}^{-1}$) da PBH₁₄₀. Os resultados obtidos permitem inferir que nesta bacia ocorre grande entrada de material orgânico, sendo por fonte pontual ou difusa. Acompanhando a distribuição das partículas finas, observou-se grande contribuição da fração orgânica nos pontos de cabeceira para os dois tributários do córrego nesta bacia. Estes resultados evidenciam que o setor mais a montante da bacia é um ambiente de acumulação.

O sedimento de fundo amostrado nos dois açudes da PBH₈₀ apresentou concentrações de areia, silte e argila similares. Já a distribuição granulométrica em cada fração mostrou que o sedimento do açude 2a apresentou um d_{90} superior ao sedimento do açude 1a (Tabela 6). O açude 2a trata-se de um represamento da água de dois tributários e que seguem o mesmo caminho em direção a foz da bacia (Figura 4). Os teores de COT também foram similares nos dois açudes. Esse comportamento evidencia que a fonte de poluição pontual não exerceu influência sobre os teores de areia, silte, argila e COT do sedimento de fundo amostrados na PBH₈₀.

Tabela 6: Distribuição granulométrica e teor de carbono orgânico total (COT) de sedimentos de fundo amostrado nos açudes de duas pequenas bacias hidrográficas (PBH₈₀ e PBH₁₄₀). Assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos – RS.

Ponto	Areia	Silte	Argila	d ₁₀ ⁽¹⁾	d ₅₀	d ₉₀	COT ⁽²⁾
	----- g kg ⁻¹ -----			----- µm -----			g kg ⁻¹
PBH₈₀							
1a (Pontual)	706	218	75	1,2	5,1	29,8	34,5
2a	711	218	71	1,1	6,8	38,9	33,3
PBH₁₄₀ – Figura 8							
3a (Montante)	508	375	117	1,2	6,1	24,9	44,7
4a	598	339	63	1,7	6,6	24,7	37,4
5a	412	415	174	1,1	3,7	16,1	28,7
6a	693	234	73	1,3	5,9	29,1	32,4
7a	429	391	180	1,2	3,6	23,5	24,3
8a (Jusante)	644	260	95	1,1	5,6	27,9	27,7
9a (Pontual)	614	278	107	1,0	5,7	31,0	38,2
10a	685	256	58	1,3	8,6	33,3	23,8
11a (Montante)	659	244	97	1,1	5,1	23,5	20,7
12a	520	345	135	1,1	4,9	28,4	25,1
13a	761	198	41	1,6	9,0	37,2	20,7

¹ d₁₀, d₅₀ e d₉₀ = tamanho máximo das partículas contendo 10, 50 e 90% do total de partículas da fração < 63 µm, respectivamente; ² COT = carbono orgânico total.

Na PBH₁₄₀, ao se comparar os teores de COT e da granulometria do sedimento de fundo coletado nos açudes 9a e 10a, pode-se observar que no ponto 9a, sob influência de fonte de poluição pontual, apresentou maior valor de COT e de partículas finas (areia e silte). Uma possível explicação para esse comportamento é que, além da fonte de poluição pontual, o açude recebe grande contribuição do escoamento superficial de estrada, acumulando maiores teores de argila e silte no sedimento de fundo. O material usado para a pavimentação das estradas geralmente é de origem alóctone, com diferenças quanto a composição mineralógica e granulométrica (MAIER, 2013; TIECHER et al., 2014).

Para os açudes da sequência 3a-8a (Figura 7), sob influência de fonte de poluição difusa, observa-se o efeito seletivo da erosão, onde os valores de silte e argila do sedimento de fundo são maiores que os valores análogos do solo da bacia. Além disso, como a carga de sedimentos aportados em cada açude é diferente, os teores de COT e a granulometria também diferiram entre os pontos. Os açudes 4a, 6a e 8a recebem o maior aporte do escoamento superficial das áreas de lavoura, e conseqüentemente, o maior aporte de sedimentos. Como os açudes encontram-se

em cascata, à medida que o açude atinge seu volume máximo, parte da água é drenada para o açude a jusante, retendo assim mais areia no sedimento de fundo.



Figura 7: Sequência dos açudes 3a - 8a (em cascata), na PBH₁₄₀. Assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos - RS. (Fonte: Google Earth).

Ao comparar a granulometria do sedimento de fundo amostrado nos açudes àquela encontrada nos córregos (Tabela 7), observa-se que o sedimento de fundo nos açudes apresentou maior quantidade de partículas finas (silte + argila). Na PBH₈₀, o teor médio de partículas finas nos açudes é de 29,13% e no córrego é de apenas 16,81%. Essa diferença é ainda maior para a PBH₁₄₀, onde nos açudes o teor médio de partículas finas é de 40,7% e para os córregos esse valor é de apenas 11,8%. A granulometria mais grosseira no córrego da PBH₈₀ pode ser atribuída a grande presença de áreas de banhado e na PBH₁₄₀ ao afloramento de arenito no leito fluvial. Além disso, segundo Tiecher et al. (2014) as duas bacias apresentam forte erosão das margens do canal fluvial, o que aumenta os teores de areia no sedimento de fundo.

Apesar dos tributários do córrego na PHB₁₄₀ apresentarem um sedimento mais grosseiro e por consequente menos reativo, apresentam maiores teores de COT no sedimento amostrado em ambos os tributários. Como pode ser observado na Tabela 7, o teor médio de COT no sedimento de fundo do córrego da PBH₁₄₀ é de

61,5 g kg⁻¹ e de 29,4 g kg⁻¹ no sedimento de fundo dos açudes. Esse comportamento também se repete na PBH₈₀, onde o córrego apresenta 47,0 g kg⁻¹, enquanto que nos açudes o teor médio de COT é de 33,9 g kg⁻¹. Uma possível explicação para este comportamento se deve ao fato dos tributários do córrego da PBH₁₄₀ encontrarem-se basicamente no interior da mata ciliar.

A qualidade do sedimento de fundo nos córregos pode ser afetada por características intrínsecas dos eventos de precipitações e do escoamento superficial, sendo o escoamento superficial o fator mais importante no transporte do sedimento, possivelmente pela maior energia (SCHENATO, 2009; PELLEGRINI, 2013). A cobertura do solo também exerce forte influência sobre a quantidade e qualidade do sedimento aportado aos corpos hídrico, pois uma maior cobertura do solo reduz o desprendimento das partículas do solo com o impacto da gota da chuva, além de reter parte do sedimento oriundo de áreas sobrejacentes, mais susceptíveis aos processos erosivos (PELLEGRINI et al., 2010; IGLESIAS et al., 2011; PELLEGRINI, 2013; RASCHE, 2014).

Tabela 7: Teores médios (\pm desvio padrão) para os teores de Areia, Silte, Argila e COT das amostras de sedimento de fundo. Assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos – RS.

Bacia	Ambiente	n	Areia	Silte	Argila	d ₁₀ ⁽¹⁾	d ₅₀	d ₉₀	COT ⁽²⁾
			g kg ⁻¹			μm			g kg ⁻¹
PBH ₈₀	Açudes	2	709 ± 3	218 ± 10	73 ± 3	1,2 ± 0,1	6,0 ± 1,2	34,3 ± 6,7	33,9 ± 1
	Córrego	7	832 ± 95	126 ± 67	42 ± 28	1,2 ± 0,1	7,0 ± 1,5	37,4 ± 6,7	47,0 ± 9
PBH ₁₄₀	Açudes	11	593 ± 112	303 ± 72	104 ± 45	1,2 ± 0,2	5,9 ± 1,7	27,2 ± 5,6	29,4 ± 8
	Córrego	6	882 ± 98	95 ± 78	23 ± 41	1,4 ± 0,2	10,2 ± 2,2	48,4 ± 6,6	61,5 ± 28

¹ d₁₀, d₅₀ e d₉₀ = tamanho máximo das partículas contendo 10, 50 e 90% do total de partículas da fração < 63 μm, respectivamente. ² COT = carbono orgânico total.

A ação antrópica possivelmente seja a responsável pelo aumento das perdas de sedimentos em bacias hidrográficas (PELLEGRINI et al., 2010), mas ela também pode promover reduções na produção global de sedimentos destas; ou ainda, pode alterar a composição e a qualidade do sedimento transferido aos recursos hídricos (OWENS; WALLING, 2002). Neste sentido, o uso e manejo do solo através das práticas de fertilização fosfatada, revolvimento do solo, uso fora da aptidão agrícola

são práticas que alteram tanto a qualidade quanto a quantidade do sedimento produzido e redistribuído na bacia, o qual poderá ser armazenado nos reservatórios ou transferido aos córregos. Além de deterioração da qualidade do sedimento causada por entradas de contaminantes provenientes de fontes difusas, a contaminação dos sedimentos é mais comumente perceptível a jusante de fontes pontuais discretos, tais como descargas de águas residuais industriais e domésticas (OWENS; PETTICREW; VAN DER PERK, 2010).

5.3 Formas orgânicas e inorgânicas de fósforo no sedimento de fundo

As formas orgânicas e inorgânicas de P ligado ao sedimento de fundo coletados no córrego da PBH₈₀ são apresentados nas Tabelas 8 e 9. Considerando-se a labilidade decrescente do P extraído com RTA, NaHCO₃, NaOH 0,1 mol L⁻¹, HCl, NaOH 0,5 mol L⁻¹, nesta ordem, constatou-se que os sedimentos coletados nos pontos com forte influência da ação antrópica apresentaram maiores valores de P nas frações mais lábeis. Esse reflexo pôde ser notado predominantemente na fração PiRTA, forma mais lábil do esquema de fracionamento utilizado (Tabela 8). Além disso, os sedimentos amostrados nesta bacia, apresentaram altos teores de P extraídos por NaOH 0,1 mol L⁻¹ e NaOH 0,5 mol L⁻¹, o que indica maior energia entre o P adsorvido e os sedimentos.

Nos sedimentos coletados nas cabeceiras do tributário 1 e 3, os teores PiRTA foram 2,8 e 2,3 vezes superiores ao encontrado no sedimento da cabeceira do tributário 2, evidenciando sedimento com grande capacidade de liberação de P para a coluna d'água. Na cabeceira do tributário 1, o sedimento amostrado é originado de área de lavoura. A aplicação de fertilizantes químicos na linha de semeadura, quando esta não realizada de forma correta, pode representar uma fonte potencial de nutrientes para os corpos hídricos. Na cabeceira do tributário 3, o destino inadequado dos efluentes domésticos e a criação de suínos no entorno do curso hídrico podem ter contribuído para os altos teores de P fracamente adsorvidos ao sedimento de fundo. Mesmo em bacias hidrográficas com baixo uso de fertilizantes fosfatados ou baixa pressão de bovinos e suínos, o sedimento de fundo apresentou

um acúmulo de P em formas biodisponíveis. Neste caso, se a quantidade de sedimento aportado para os cursos hídricos aumentar, este poderá ser uma importante fonte de P para os organismos bentônicos, desencadeado o processo da eutrofização.

No solo, a adsorção de fósforo ocorre primeiramente nos sítios mais ávidos, com menor labilidade e, posteriormente, o P remanescente é redistribuído em frações com menor energia e com maior labilidade (RHEINHEIMER et al., 2000). O sedimento da cabeceira do tributário 1 refletiu o comportamento de sedimentos originados de áreas de lavoura com sistema plantio direto (SPD). Neste sistema de manejo do solo, as adubações fosfatadas são realizadas na camada superficial do solo, onde ocorre a saturação dos sítios mais ávidos, para posterior ligação em sítios com menor energia, aumentando assim a fração lábil de P nestes sedimentos.

Quando são comparadas às frações de P de sedimentos amostrados em ambientes com baixa influência da ação antrópica, nota-se que as formas de P lábeis na forma orgânica e inorgânica são similares. Isso pode ser observado no sedimento de fundo amostrado no ponto 6 e na cabeceira do tributário 2. Esse comportamento pode ser explicado pelo uso e manejo do solo no entorno dos pontos amostrado. O ponto 6 está localizado em área de potreiro, com baixa lotação animal e uma boa cobertura do solo por grama, e recebe baixa contribuição de sedimentos oriundos de áreas de lavoura ou sede de propriedade. A cabeceira do tributário 2 situa-se em área de banhado, a jusante de área de lavoura. Mesmo próximo à lavoura, o sedimento apresentou baixos valores de P nas diferentes frações avaliadas, sendo os valores de cada fração similares aos teores encontrados no solo da bacia.

O sedimento de fundo amostrado nos pontos 1 e 2 apresentou incremento nos teores de P nas formas mais lábeis em comparação aos pontos 3, 5 e 6. Estes pontos estão localizados as margens de áreas de potreiro. Além disso, nestes pontos ocorre uma maior contribuição de sedimentos oriundos de áreas de lavoura. Esse comportamento evidencia que o P aplicado ao solo no momento da semeadura e os dejetos de animais estão sendo carregados para o sistema de drenagem via sedimento com baixa energia de ligação, favorecendo a presença das frações com maior biodisponibilidade para os organismos bentônicos.

Tabela 8: Valores médios (\pm desvio padrão) das formas de fósforo inorgânico e orgânico extraídas pelos extratores: resina trocadora de ânions (RTA), NaHCO_3 0,5 mol L⁻¹, NaOH 0,1 e 0,5 mol L⁻¹, HCl 1 mol L⁻¹ e $\text{H}_2\text{SO}_4 + \text{H}_2\text{O}_2$ (Presidual) em sedimento de fundo amostrado no ambiente lótico da PBH₈₀. Assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos – RS.

Pontos	RTA	NaHCO_3		NaOH 0,1 M		HCl	NaOH 0,5 M		$\text{H}_2\text{SO}_4 + \text{H}_2\text{O}_2$	
		Pi	Po	Pi	Po		Pi	Po		
----- mg kg ⁻¹ -----										
Tributário 1										
7 (Cabeceia)	22,7 \pm 6,2	38,9 \pm 3,4	167,6 \pm 0,1	239,1 \pm 9,9	225,8 \pm 19,3	166,6 \pm 1,0	195,8 \pm 1,3	104,8 \pm 4,1	161,7 \pm 11,3	
6	6,4 \pm 2,0	17,7 \pm 0,6	90,0 \pm 2,8	119,1 \pm 5,0	96,2 \pm 9,8	49,3 \pm 1,3	191,2 \pm 8,8	112,8 \pm 9,3	176,7 \pm 12,1	
3	9,0 \pm 1,8	36,3 \pm 0,3	90,7 \pm 6,0	154,6 \pm 8,6	95,2 \pm 7,5	50,1 \pm 0,2	132,2 \pm 2,7	76,6 \pm 13,3	113 \pm 9,1	
2	20,6 \pm 5,4	54,4 \pm 5,6	69,3 \pm 8,2	105,4 \pm 2,6	62,8 \pm 1,6	86,1 \pm 1,8	110,7 \pm 1,7	122,7 \pm 1,1	87,3 \pm 7,5	
1 (Foz)	19,2 \pm 2,8	46,2 \pm 3,0	75,8 \pm 9,0	93,2 \pm 1,3	58,0 \pm 2,6	103,6 \pm 7,4	97,8 \pm 9,4	131,2 \pm 7,7	90,8 \pm 9,8	
Tributário 2										
5 (Cabeceira)	8,0 \pm 1,8	20,4 \pm 1,3	87,4 \pm 11,5	131,1 \pm 11,5	94,8 \pm 8,0	65,9 \pm 4,9	128,8 \pm 2,0	104,7 \pm 5,9	128,9 \pm 11,6	
3	9,0 \pm 1,8	36,3 \pm 0,3	90,7 \pm 6,0	154,6 \pm 8,6	95,2 \pm 7,5	50,1 \pm 0,2	132,2 \pm 2,7	76,6 \pm 13,3	113,0 \pm 9,1	
2	20,6 \pm 5,4	54,4 \pm 5,6	69,3 \pm 8,2	105,4 \pm 2,6	62,8 \pm 1,6	86,1 \pm 1,8	110,7 \pm 1,7	122,7 \pm 1,1	87,3 \pm 7,5	
1 (Foz)	19,2 \pm 2,8	46,2 \pm 3,0	75,8 \pm 9,0	93,2 \pm 1,3	58,0 \pm 2,6	103,6 \pm 7,4	97,8 \pm 9,4	131,2 \pm 7,7	90,8 \pm 9,8	
Tributário 3										
4 (Cabeceira)	18,7 \pm 3,9	29,9 \pm 0,3	96,7 \pm 5,0	151,1 \pm 6,4	96 \pm 9,2	34,9 \pm 4,9	140,7 \pm 5,8	74,8 \pm 7,5	121,4 \pm 2,7	
2	20,6 \pm 5,4	54,4 \pm 5,6	69,3 \pm 8,2	105,4 \pm 2,6	62,8 \pm 1,6	86,1 \pm 1,8	110,7 \pm 1,7	122,7 \pm 1,1	87,3 \pm 7,5	
1 (Foz)	19,2 \pm 2,8	46,2 \pm 3,0	75,8 \pm 9,0	93,2 \pm 1,3	58,0 \pm 2,6	103,6 \pm 7,4	97,8 \pm 9,4	131,2 \pm 7,7	90,8 \pm 9,8	
Solo ¹	12,3	14,3	19,0	91,5	85,1	62,9	69,5	128,4	216,3	

¹ Solo da camada 0-10 cm, com granulometria inferior a 63 μm (RASCHE, 2014).

A fração de P extraída com HCl (Pi-HCl) foi maior no sedimento de fundo coletado na cabeceira do tributário 1 e na foz da bacia. Como essa fração extrai Pi ligado ao cálcio (CROSS; SCHLESINGER, 1995; JIANG et al., 2011), os resultados evidenciam maior contribuição das áreas de lavouras na produção de sedimentos nesses pontos. Esse comportamento ficou bem evidenciado nos 3 tributários do córrego da PBH₈₀, onde à medida que aumenta a contribuição das áreas de lavoura na produção de sedimentos, os teores de Pi-HCl foram maiores.

O P ligado a Fe e Al, extraído com NaOH (Pi-hid e Po-hid), é considerado moderadamente lábil. Nos sedimentos amostrados, esta fração correspondeu a 53-62% do total de P extraído pelos diferentes extratores. Em condições de depleção de oxigênio, os óxidos de Fe e Al podem liberar P para o curso hídrico (SCHENATO, 2009; SONDERGAARD et al., 2003). Isso ocorre principalmente para os óxidos de Fe e Al mal cristalizados, aumentando a capacidade de dessorção de P. Como esta fração é predominante no sedimento de fundo da bacia (Tabela 8), em determinadas condições poderá haver a liberação do P em grandes quantidades, favorecendo o processo de eutrofização do curso hídrico.

Ao comparar os teores de P extraídos do sedimento de fundo com os teores análogos encontrados para a camada superficial do solo (Tabela 8), constatou-se o caráter seletivo da erosão do solo no transporte e deposição de partículas no canal fluvial. Como observado, a erosão carrega partículas mais finas, com a qual poderão estar associados elementos contaminantes, como é o caso do P, potencializando as perdas deste (SHARPLEY, 1980; MCDOWELL; SHARPLEY, 2001; QUINTON; CATT; HESS, 2001; KERR et al., 2011). Além disso, o processo erosivo atinge principalmente a camada superficial do solo, a qual, geralmente apresenta maiores teores de P adsorvido as partículas do solo.

Sabe-se que em sistemas de preparo do solo com reduzido revolvimento do solo, como preconiza o sistema plantio direto, ocorre a formação de um gradiente decrescente de P. Esse gradiente é observado principalmente nos teores mais lábeis de P, sendo maior na superfície e reduzindo em profundidade (GATIBONI et al., 2007). Caso a comparação fosse feita para uma camada menor do solo, os resultados poderiam ser diferentes, principalmente em função do uso e manejo do solo adotado pelos produtores nestas bacias.

O P lábil (Tabela 9) encontrado no sedimento de fundo é considerado baixo e bem inferior àquele encontrado em outros trabalhos (DORICH; NELSON; SOMMERS, 1984; LIN et al., 2009; IGLESIAS et al., 2011). No entanto, deve-se considerar que muitas vezes o P extraído por NaOH 0,1 M também é considerado como parte da fração lábil, juntamente com os teores Pi-RTA, Pi-bic e Po-bic (IGLESIAS et al., 2011). Para Dorich et al. (1984), o extrator NaOH permite estimar o fósforo biodisponível do sedimento, a curto e médio prazo, principalmente para o crescimento de algas.

Quando se compara o P lábil do sedimento de fundo amostrado no córrego com o solo da bacia, observa-se que para o P orgânico lábil todos os pontos amostrados no córrego foram bem superiores ao valor encontrado para o solo da bacia. Já para o P inorgânico lábil apenas o sedimento de fundo amostrado no ponto 6 apresentou valor menor àquele encontrado no solo.

Tabela 9: Fósforo orgânico e inorgânico presente em sedimento de fundo do ambiente lótico, coletado na PBH₈₀. Assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos – RS.

Ponto	Pi ⁽¹⁾	Po ⁽²⁾	Pt ⁽³⁾	P orgânico		P inorgânico		P residual
				Lábil ⁽⁴⁾	M. Lábil ⁽⁵⁾	Lábil ⁽⁶⁾	M. Lábil ⁽⁷⁾	
----- mg kg ⁻¹ -----								
Tributário 1								
7 (Cabeceira)	663,1 (50)	498,3 (38)	1323,1	167,6	330,7	61,6	434,9	161,7 (12)
6	383,7 (45)	299,0 (35)	859,5	90,0	209,0	24,2	310,3	176,7 (21)
3	382,3 (50)	262,6 (35)	757,8	90,7	171,9	45,3	286,8	113,0 (15)
2	377,2 (52)	254,9 (35)	719,3	69,3	185,5	75,0	216,2	87,3 (12)
1 (Foz)	360,1 (50)	265,0 (37)	715,8	75,8	189,2	65,4	191,0	90,8 (12)
Tributário 2								
5 (Cabeceira)	354,2 (46)	286,90 (37)	770,0	87,4	199,5	28,4	259,9	128,9 (17)
3	382,3 (50)	262,60 (35)	757,8	90,7	171,9	45,3	286,8	113,0 (15)
2	377,2 (52)	254,90 (35)	719,3	69,3	185,5	75,0	216,2	87,3 (12)
1 (Foz)	360,1 (50)	265,00 (37)	715,8	75,8	189,2	65,4	191,0	90,8 (12)
Tributário 3								
4 (Cabeceira)	375,3 (49)	267,5 (35)	764,1	96,7	170,8	48,5	291,9	121,4 (16)
2	377,2 (52)	254,9 (35)	719,3	69,3	185,5	75,0	216,2	87,3 (12)
1 (Foz)	360,1 (50)	265,0 (37)	715,8	75,8	189,2	65,4	191,0	90,8 (12)
Solo ⁽⁸⁾	250,5 (35)	232,5 (33)	699,3	19,3	213,5	26,6	161,0	216,3 (31)

¹Pi: fósforo inorgânico ($\sum Pi = P\text{-RTA} + Pi\text{-bic} + Pi\text{-hid} + P\text{-HCl}$); ²Po: fósforo orgânico ($\sum Po = Po\text{-bic} + Po\text{-hid}$); ³Pt: fósforo total; ⁴Lábil = Po-bic; ⁵M. Lábil = Po-hid0,1 + Po-hid0,5; ⁶Lábil = Pi-RTA + Pi-bic; ⁷M. Lábil = Pi-hid0,1 + Pi-hid0,5; ⁸Solo da camada 0-10 cm, com granulometria menor que 63 μm (RASCHE, 2014); () Valores percentuais do fósforo total (Pt).

A percentagem dos teores de fósforo inorgânico e orgânico frente aos teores totais de P no sedimento de fundo foram similares nas diferentes posições da paisagem, com predominância da fração inorgânica, que constitui de 45-52% do Pt. Estes resultados se assemelham aos valores encontrados em outros trabalhos (DONG et al., 2012; RUSU et al., 2012; POSTOLACHI et al., 2013) .

No ambiente lótico da PBH₁₄₀ (Tabela 10), o sedimento de fundo também apresentou variação das frações de P nas formas orgânicas e inorgânicas, de montante a jusante. Considerando-se a labilidade decrescente do P extraído com os diferentes extratores, constata-se que nos sedimentos coletados houve o predomínio das frações com menor labilidade, indicando comportamento similar ao sedimento amostrado na PBH₈₀, porem com valores maiores em cada fração do fracionamento sequencial utilizado.

Os teores de P extraídos com RTA no sedimento amostrado nos dois tributários da bacia evidencia a influência da ação antrópica sobre o potencial de fornecimento de P para os recursos hídricos. O sedimento amostrado na cabeceira do tributário 1, sob influência de fonte de poluição difusa, apresentou maior teor de Pi-RTA (111,4 mg kg⁻¹), seguido pelo ponto de coleta 10 (102,0 mg kg⁻¹), sob influência de fonte de poluição pontual. Na cabeceira do tributário 2 o teor de Pi-RTA para o sedimento amostrado também foi alto (51,6 mg kg⁻¹). À medida que se observou uma redução dos impactos sobre os recursos hídricos, observou-se uma redução no teor de Pi-RTA, como observado no ponto de coleta 12 (26,7 mg kg⁻¹), que apresentou o menor teor de Pi-RTA nesta bacia.

A fração de P extraída com HCl no sedimento de fundo da cabeceira do tributário 1 foi 3,2 vezes superior ao valor análogo do ponto a jusante (ponto 10). Como essa fração extrai fósforo inorgânico ligado a cálcio (CROSS; SCHLESINGER, 1995), os resultados evidenciam que o ponto de coleta 11 está recebendo uma grande contribuição de sedimentos erodidos das áreas de lavoura adjacentes ao ponto de coleta. Contudo, esperava-se encontrar mais Pi-HCl nos demais sedimentos amostrados, pois os teores de Ca e Mg no solo da bacia são relativamente altos, em função da aplicação superficial do calcário sem posterior incorporação. Os teores elevados de Ca na camada superficial do solo poderiam propiciar a neoformação de fosfato de cálcio, mas possivelmente não tenha ocorrido devido ao baixo pH do solo e aos baixos teores de fósforo presente no solo.

Tabela 10: Valores médios (\pm desvio padrão) das formas de fósforo inorgânico e orgânico extraídas pelos extratores: resina trocadora de ânions (RTA), NaHCO_3 0,5 mol L^{-1} , NaOH 0,1 e 0,5 mol L^{-1} , HCl 1 mol L^{-1} e $\text{H}_2\text{SO}_4 + \text{H}_2\text{O}_2$ (Presidual) em sedimento de fundo amostrado no ambiente lótico da PBH₁₄₀. Assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos – RS.

Ponto	RTA	NaHCO_3		NaOH 0,1 M		HCl	NaOH 0,5 M		$\text{H}_2\text{SO}_4 + \text{H}_2\text{O}_2$	
		Pi	Po	Pi	Po		Pi	Po		
----- mg kg^{-1} -----										
Tributário 1										
13 (Cabeceira)	111,4 \pm 2,2	206,4 \pm 19,9	328,0 \pm 11,0	415,1 \pm 20,5	937,0 \pm 21,9	742,7 \pm 23,8	332,3 \pm 15,5	426,3 \pm 27,3	255,3 \pm 5,2	
12	102,0 \pm 13,6	148,0 \pm 10,6	274,1 \pm 10,1	291,7 \pm 13,5	473,9 \pm 26,0	229,3 \pm 8,9	178,1 \pm 3,9	212,6 \pm 15,1	176,5 \pm 8,8	
11	46,9 \pm 12,1	77,9 \pm 4,9	118,4 \pm 1,4	137,3 \pm 13,9	65,7 \pm 10,3	185,2 \pm 7,4	190,7 \pm 13,4	144,7 \pm 1,7	178,1 \pm 12,6	
10 (Foz)	45,1 \pm 9,2	64,2 \pm 6,2	113,3 \pm 10,3	145,0 \pm 16,9	93,1 \pm 9,8	202,8 \pm 15,2	247,8 \pm 4,6	92,1 \pm 16,6	186,9 \pm 13,0	
Tributário 2										
17 (Cabeceira)	51,6 \pm 4,4	102,9 \pm 3,5	253,3 \pm 4,4	322,1 \pm 15,4	774,4 \pm 3,8	262,5 \pm 4,0	238,4 \pm 7,4	212,3 \pm 7,9	278,6 \pm 14,1	
16	26,7 \pm 6,1	45,8 \pm 5,8	83,6 \pm 11,2	186,2 \pm 19,0	48,2 \pm 3,4	90,1 \pm 1,9	176,1 \pm 12,9	106,1 \pm 6,1	181,9 \pm 14,9	
11	46,9 \pm 12,1	77,9 \pm 4,9	118,4 \pm 1,4	137,3 \pm 13,9	65,7 \pm 10,3	185,2 \pm 7,4	190,7 \pm 13,4	144,7 \pm 1,7	178,1 \pm 12,6	
10 (Foz)	45,1 \pm 9,2	64,2 \pm 6,2	113,3 \pm 10,3	145,0 \pm 16,9	93,1 \pm 9,8	202,8 \pm 15,2	247,8 \pm 4,6	92,1 \pm 16,6	186,9 \pm 13,0	
Solo ¹	26,6	14,0	40,2	97,2	80,1	29,4	54,5	84,2	219,6	

¹ Solo da camada 0-10 cm, com granulometria inferior a 63 μm (RASCHE, 2014).

Ao relacionar o Pt dos dois pontos supracitados, observa-se que o ponto a montante apresentou 1,8 vezes mais Pt. Uma explicação para os altos teores de Pt no sedimento desse ponto é a presença de um passador (caminho) de animais, que ao cruzar pelo córrego acabam defecando nas proximidades do ponto de coleta.

Ao comparar os teores de fósforo extraídos do sedimento de fundo com os teores análogos encontrados para a camada superficial do solo (Tabela 10), também se observou o caráter seletivo da erosão do solo nesta bacia. Além disso, todos as frações foram maiores no sedimento exceto o P residual, onde apenas os pontos de cabeceira apresentaram valores maiores àquele do solo.

A percentagem dos teores de P_i e P_o frente aos teores totais de P no sedimento de fundo variaram de montante a jusante da bacia, com predominância da fração inorgânica nos pontos amostrados (Tabela 11), exceto naqueles pontos sob influência de fonte de poluição pontual. As maiores relações de P_i foram encontradas nos pontos amostrados próximos da foz da bacia, sendo estes os pontos que apresentaram os menores valores de Pt. Além disso, a medida que aumentou a influência da ação antrópica sobre os recursos hídricos, observou-se incrementos da fração orgânica de P no sedimento de fundo. Os pontos 10, 11 e 13 apresentaram os maiores valores de P_o frente ao Pt. Esse comportamento se justifica pela fonte de poluição que predomina nestes pontos e pelo maior teor de COT presente no sedimento de fundo. Esse mesmo comportamento não foi evidenciado na bacia menor.

Tabela 11: Fósforo orgânico e inorgânico presente em sedimento de fundo do ambiente lótico, coletado na PBH₈₀. Assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos – RS.

Ponto	Pi ⁽¹⁾	Po ⁽²⁾	Pt ⁽³⁾	P orgânico		P inorgânico		p residual
				Lábil ⁽⁴⁾	M. Lábil ⁽⁵⁾	Lábil ⁽⁶⁾	M. Lábil ⁽⁷⁾	
----- mg kg ⁻¹ -----								
Tributário 1								
11 (Cabeceira)	1807,9 (48)	1691,3 (45)	3754,5	328,0	1363,3	317,8	747,4	255,3 (7)
10	949,1 (45)	960,6 (46)	2086,2	274,1	686,5	250,0	469,8	176,5 (8)
9	638,0 (56)	328,8 (29)	1145,0	118,4	210,4	124,8	328,0	178,1 (16)
8 (Foz)	704,9 (59)	298,5 (25)	1190,4	113,3	185,2	109,4	392,8	186,9 (16)
Tributário 2								
13 (Cabeceira)	977,5 (39)	1240,1 (49)	2532,0	253,3	986,8	154,5	560,5	278,6 (11)
12	524,9 (56)	237,8 (25)	944,7	83,6	154,3	72,5	362,3	181,9 (19)
9	638,0 (56)	328,8 (28)	1145,0	118,4	210,4	124,8	328,0	178,1 (16)
8 (Foz)	704,9 (59)	298,5 (24)	1190,4	113,3	185,2	109,4	392,8	186,9 (16)
Solo ⁸	221,7 (34)	204,5 (32)	645,8	40,2	164,3	40,6	151,7	219,6 (34)

¹Pi: fósforo inorgânico ($\sum Pi = P\text{-RTA} + Pi\text{-bic} + Pi\text{-hid} + P\text{-HCl}$); ²Po: fósforo orgânico ($\sum Po = Po\text{-bic} + Po\text{-hid}$); ³Pt: fósforo total; ⁴Lábil = Po-bic; ⁵M. Lábil = Po-hid_{0,1} + Po-hid_{0,5}; ⁶Lábil = Pi-RTA + Pi-bic; ⁷M. Lábil = Pi-hid_{0,1} + Pi-hid_{0,5}; ⁸Solo da camada 0-10 cm, com granulometria menor que 63 μm (RASCHE, 2014); () Valores percentuais do fósforo total (Pt).

As frações de fósforo ligadas ao sedimento de fundo dos açudes são apresentados nas Tabelas 12 e 13. Observa-se que na PBH₈₀, o sedimento amostrado no ponto 1a apresentou maiores valores de P nas diferentes frações avaliadas. Uma possível explicação para os valores mais elevados de P nas diferentes frações é a presença de fonte pontual de contaminação. Além disso, os baixos teores de P observados no sedimento de fundo do açude 2a corroboram com os baixos teores de P na camada superficial do solo.

Somado aos baixos teores de P no solo, a presença de áreas de amortização (banhados) próximo a rede de drenagem contribuiu para a redução nos teores de P do sedimento de fundo. Neste sentido, as áreas de amortecimento não influenciaram nas características físicas do sedimento entre os dois pontos de açude (Tabela 7), mas evidenciam a importância das mesmas na redistribuição do fósforo em bacias vertentes. Em estudo realizado por Capoane (2015) nessa mesma bacia, constatou maiores teores de P nas áreas úmidas, principalmente nas frações de Po e Pi disponível às plantas. Para Syers et al. (1973), a capacidade desse meio na

retenção de fósforo relaciona-se com os altos teores de matéria orgânica, também, conforme Dunne et al., (2006), à presença de óxidos de ferro e alumínio.

Tabela 12: Frações de fósforo inorgânico e orgânico extraídas pelos extratores: resina trocadora de ânions (RTA), NaHCO₃ 0,5 mol L⁻¹, NaOH 0,1 e 0,5 mol L⁻¹, HCl 1 mol L⁻¹ e H₂SO₄ + H₂O₂ (P residual) coletado nos açudes das bacias monitoradas.

Ponto	RTA	NaHCO ₃		NaOH 0,1 M		HCl	NaOH 0,5 M		H ₂ SO ₄ + H ₂ O ₂
		Pi	Po	Pi	Po		Pi	Po	
----- mg kg ⁻¹ -----									
PBH₈₀									
1a (Pontual)	20,3	24,8	88,1	192,6	96,0	40,5	184,8	87,9	170,1
2a	6,6	23,2	63,6	85,3	58,2	7,8	98,9	44,4	126,7
PBH₁₄₀									
3a (Montante)	20,5	39,4	116,6	135,9	158,0	39,9	195,3	71,8	180,5
4a	10,7	14,9	37,8	109,1	75,5	24,4	184,8	66,0	260,1
5a	4,5	15,2	25,1	84,6	46,5	7,3	196,4	67,9	237,2
6a	4,6	13,8	31,0	60,9	44,3	5,2	132,8	20,1	164,2
7a	3,3	9,9	32,7	52,4	52,4	1,7	109,8	33,5	337,0
8a (Jusante)	14,3	23,0	62,1	139,1	72,2	22,2	182,7	106,1	178,6
9a (Pontual)	6,9	9,2	18,1	55,3	45,6	7,3	143,4	13,9	221,0
10a	4,1	15,9	23,5	53,4	33,2	3,7	129,3	17,9	137,4
11a	5,6	7,2	21,2	46,3	53,6	1,1	86,6	47,8	128,9
12a	7,4	10,7	16,5	103,6	39,5	4,4	71,8	72,0	179,2
13a	4,1	6,5	27,0	103,1	74,9	6,2	206,1	32,9	147,9

A sequência dos açudes 3a-8a também apresentou comportamento similar para o P no sedimento de fundo amostrado na PBH₈₀. Como estes açudes não apresentam nenhuma proteção ao escoamento superficial produzido nas áreas de lavoura no entorno, grande parte dos sedimentos produzidos fica retido nos açudes, atuando como corpos receptores. Além disso, a diferença entre os teores de P nas diferentes frações se deve ao volume do escoamento superficial que cada açude recebe, sendo que os maiores valores de P_t ocorreram nos açudes com maior aporte do escoamento superficial. Os açudes que recebem grande contribuição de sedimentos oriundos das áreas de lavoura também apresentaram os maiores valores de P_i-HCL.

Tabela 13: Fósforo orgânico e inorgânico presente em sedimento de fundo amostrado nos açudes das duas bacias monitoradas, Assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos – RS.

Ponto	Pi ⁽¹⁾	Po ⁽²⁾	Pt ⁽³⁾	P orgânico		P inorgânico		P residual
				Lábil ⁽⁴⁾	Mod. L ⁽⁵⁾	Lábil ⁽⁶⁾	Mod. L ⁽⁷⁾	
----- mg kg ⁻¹ -----								
PBH₈₀								
1a (Pontual)	463,0 (51)	271,9 (30)	905,1	88,1	183,8	45,1	377,4	170,1 (19)
2a	221,9 (43)	166,1 (32)	514,7	63,6	102,6	29,9	184,2	126,7 (25)
PBH₁₄₀								
3a (Montante)	431,1 (45)	346,4 (36)	958,0	116,6	229,8	60,0	331,2	180,5 (19)
4a	343,9 (44)	179,3(23)	783,3	37,8	141,5	25,6	294,0	260,1 (33)
5a	308,0 (45)	139,4 (20)	684,6	25,1	114,3	19,7	281,0	237,2 (35)
6a	217,2 (46)	95,4 (20)	476,8	31,0	64,3	18,4	193,7	164,2 (34)
7a	177,0 (28)	118,7 (19)	632,7	32,7	86,0	13,1	162,2	337,0 (53)
8a (Jusante)	381,3 (48)	240,5 (30)	800,4	62,1	178,4	37,3	321,8	178,6 (22)
9a (Pontual)	222,0 (43)	77,6 (15)	520,6	18,1	59,5	16,0	198,6	221,0 (43)
10a	206,4 (49)	74,6 (18)	418,4	23,5	51,2	20,0	182,7	137,4 (33)
11a (Montante)	146,8 (37)	122,5 (31)	398,2	21,2	101,4	12,8	132,9	128,9 (32)
12a	197,9 (39)	128,1 (25)	505,2	16,5	111,6	18,1	175,4	179,2 (35)
13a	326,0 (54)	134,9 (22)	608,8	27,0	107,9	10,6	309,2	147,9 (24)

¹Pi: fósforo inorgânico ($\sum Pi = P\text{-RTA} + P\text{-bic} + P\text{-hid} + P\text{-HCl}$); ²Po: fósforo orgânico ($\sum Po = P\text{-bic} + P\text{-hid}$); ³Pt: fósforo total; ⁴Lábil = Po-bic; ⁵M. Lábil = Po-hid0,1 + Po-hid0,5; ⁶Lábil = Pi-RTA + Pi-bic; ⁷M. Lábil = Pi-hid0,1 + Pi-hid0,5; () Valores percentuais do fósforo total (Pt).

Em ambas as bacias monitoradas, mas principalmente na PBH₈₀, existem áreas úmidas que são utilizadas como potreiro. Estas áreas, na sua maioria, se encontram nas proximidades dos cursos hídricos. Nesse ambiente, existem ciclos de secagem e umedecimento do solo ao longo do tempo. Esse fenômeno pode alterar tanto a produção de sedimento, pela suspensão provocada pela passagem do gado, quanto a disponibilidade de P ligado ao sedimento, em função do ambiente de oxirredução em que essas áreas se encontram, e isso pode propiciar a formação de óxidos mal cristalizados (amorfos). Além disso, os animais ao pastarem constantemente nessas áreas úmidas acabam defecando nestes lugares, aumentando a quantidade de P biodisponível no sedimento (DAPENG et al., 2011). Nos açudes ou áreas úmidas pode ocorrer o crescimento de plantas, as quais podem absorver parte do P solúvel na coluna de água, alterando as concentrações de P no sedimento (WANG; LI, 2010; QIAN et al., 2011)

Ao se comparar os resultados obtidos no sedimento de fundo amostrado nos açudes e nos córregos (Tabela 14), observou-se maior presença de P nos

sedimentos dos córregos. Muitos estudos têm demonstrado que os rios e riachos atuam como drenos de nutrientes, em especial o P, durante as baixas vazões e passam a ser fontes de nutrientes durante períodos de grandes fluxos (KEUP, 1968; HAGGARD et al., 2002). Nas bacias estudadas, o fluxo de base é relativamente baixo, apresentando uma lâmina média inferior a 10 cm na calha fluvial. Em estudos desenvolvidos por Haggard et al., (2002), atribuíram a maior retenção de fósforo no sedimento de fundo durante vazões de baixa, onde a velocidade reduzida possibilitou maior interação entre a coluna de água, os sedimentos e a biota bentônica, aumentando as taxas de absorção de fósforo pelo sedimento.

As condições de pH normalmente verificadas em águas naturais se situam em torno da neutralidade e tendem a ser ligeiramente ácidas, onde a formação de complexos entre o fosfato e Fe ou Al é favorecida. A precipitação de fosfato de Fe e Al e a adsorção de PO_4 em polifosfatos de óxidos e hidróxidos provavelmente constituem os principais mecanismos responsáveis pela retenção de fósforo nos sedimentos (STUMM; MORGAN, 1970). A solubilidade dos minerais ligados ao P é fortemente afetada pelas condições de oxirredução da interface água-sedimento. Como as formas reduzidas das fases minerais de Fe e manganês (Mn) são mais solúveis que suas contrapartidas oxidadas, a liberação de fosfato é normalmente maior em condições anaeróbicas, mesmo em sedimentos ricos em Fe, porque a redução bacteriana reduz a precipitação de fosfatos férricos. Sob condições oxidadas, por outro lado, o fosfato pode ser sorvido à superfície de óxidos e hidróxidos de Fe^{3+} (MOORE e REDDY, 1994).

Tabela 14: Valores médios para o fósforo orgânico e inorgânico presente em amostras de sedimento de fundo. Assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos – RS.

Bacia	Ambiente	n	Pi ⁽¹⁾	Po ⁽²⁾	Pt ⁽³⁾	P orgânico		P inorgânico		p residual
						Lábil ⁽⁴⁾	M. Lábil ⁽⁵⁾	Lábil ⁽⁶⁾	M. Lábil ⁽⁷⁾	
----- mg kg ⁻¹ -----										
PBH₈₀	Açudes	2	342,5 (48) ⁽⁸⁾	219,0	709,9	75,8	143,2	37,5	280,8	148,4
	Córregos	7	413,7 (49)	304,9	844,2	96,8	208,1	49,8	284,4	125,7
PBH₁₄₀	Açudes	11	268,9 (44)	150,7	617,0	37,4	113,3	22,9	234,8	197,5
	Córregos	6	933,7 (48)	792,9	1936,1	195,1	597,7	171,5	476,8	209,6

¹Pi: fósforo inorgânico ($\sum Pi = P\text{-RTA} + Pi\text{-bic} + Pi\text{-hid} + P\text{-HCl}$); ²Po: fósforo orgânico ($\sum Po = Po\text{-bic} + Po\text{-hid}$); ³Pt: fósforo total; ⁴Lábil = Po-bic; ⁵M. Lábil = Po-hid0,1 + P0-hid0,5; ⁶Lábil = Pi-RTA + Pi-bic; ⁷M. Lábil = Pi-hid0,1 + Pi-hid0,5; () Valores percentuais do fósforo total (Pt).

5.4 Dessorção de fósforo do sedimento de fundo

Na Tabela 15 e na Figura 8 são apresentados os resultados da dessorção de P por meio de RTA e os parâmetros estimados pelos ajustes matemáticos: capacidade máxima de dessorção (β) e a taxa de dessorção constante (λ), para os sedimentos amostrados no ambiente lótico da PBH₈₀.

O Pi extraído com a resina trocadora de ânions (RTA) diminuiu exponencialmente com o aumento no número de extrações sucessivas em todas as amostras de sedimento de fundo do ambiente lótico, principalmente nos pontos com maior influência da ação antrópica (Figura 8). O P dessorvido na primeira extração com a RTA (α), que corresponde ao P particulado biodisponível (Ppb), apresentou uma variação de 7,8 a 28,1% dos valores de β , que corresponde ao fósforo particulado potencialmente biodisponível (Pppb). Esses valores indicam uma baixa biodisponibilidade de P a curto e médio prazo para os organismos bentônicos.

Embora tenha ocorrido redução nos teores extraídos da primeira para a segunda extração, principalmente nos sedimentos de cabeceira da bacia, as quais apresentam maior influência da ação antrópica, foram necessárias 11 extrações para que os valores tendessem a zero. Esse comportamento está relacionado com a granulometria do sedimento de fundo usada na análise, que neste caso foi a fração menor que 63 μm . Outro fator a ser considerado é a energia com que o P encontra-se adsorvido pelos óxidos de ferro e alumínio e arestas quebradas dos filossilicatos, apresentando assim, variação na sua dessorvidade (RHEINHEIMER et al., 2003). Assim, a primeira extração com a RTA retira o fósforo adsorvido com menor energia de ligação e à medida que este se esgota, as quantidades removidas pela resina tornam-se menores. Isto ocorre porque, após a primeira extração, o fosfato que ainda permanece adsorvido às partículas encontra-se mais fortemente ligado a elas, sendo mais dificilmente extraído (GATIBONI et al., 2007).

Tabela 15: Fósforo dessorvido na primeira extração (α), dessorção máxima (β), taxa de dessorção constante (λ) e percentual de Ppb em relação ao Pppb, em amostras de sedimento de fundo no ambiente lótico da PBH₈₀.

Ponto Amostrado	α	β	λ	$\alpha*100/\beta$
	----- mg kg ⁻¹ -----		h ⁻¹	%
Tributário 1				
7 (cabeceira)	22,7	195,7	0,0043	11,6
6	6,4	82,7	0,0030	7,8
3	9,0	76,9	0,0047	11,7
2	20,6	79,7	0,0061	25,9
1 (Foz)	19,2	68,3	0,0081	28,1
Tributário 2				
5 (Cabeceira)	8,0	67,0	0,0039	11,9
3	9,0	76,9	0,0047	11,7
2	20,6	79,7	0,0061	25,9
1 (Foz)	19,2	68,3	0,0081	28,1
Tributário 3				
4 (Cabeceira)	18,7	92,1	0,0065	20,3
2	20,6	79,7	0,0061	25,9
1 (Foz)	19,2	68,3	0,0081	28,1
Solo ¹	8,3	56,8	0,0040	14,6

¹ Solo da camada 0-10 cm, com granulometria menor que 63 μ m (RASCHE, 2014).

Outro fator que contribuiu para a baixa dessortividade de P é o histórico de baixo uso de fertilizantes fosfatados nas bacias. Conseqüentemente, os teores extraídos nas primeiras extrações com resina são menores do que aqueles encontrados em outras bacias que confluem para o rio Jacuí, como é o caso da microbacia do Arroio Lino em Agudo. Nesta microbacia predomina a cultura do tabaco, a qual emprega altas doses de fertilizantes fosfatados durante o ciclo da cultura. As elevadas doses de fertilizantes fosfatados, aplicados anualmente na cultura do fumo, saturam grande parte dos sítios reativos por P na superfície das partículas do solo, aumentando assim a biodisponibilidade de fósforo (SCHENATO, 2009). Além disso, na PBH₈₀ não foi constatado grandes problemas de poluição por fontes pontuais, pois a densidade de animais na bacia é baixa e encontram-se instaladas apenas 7 sedes de propriedades.

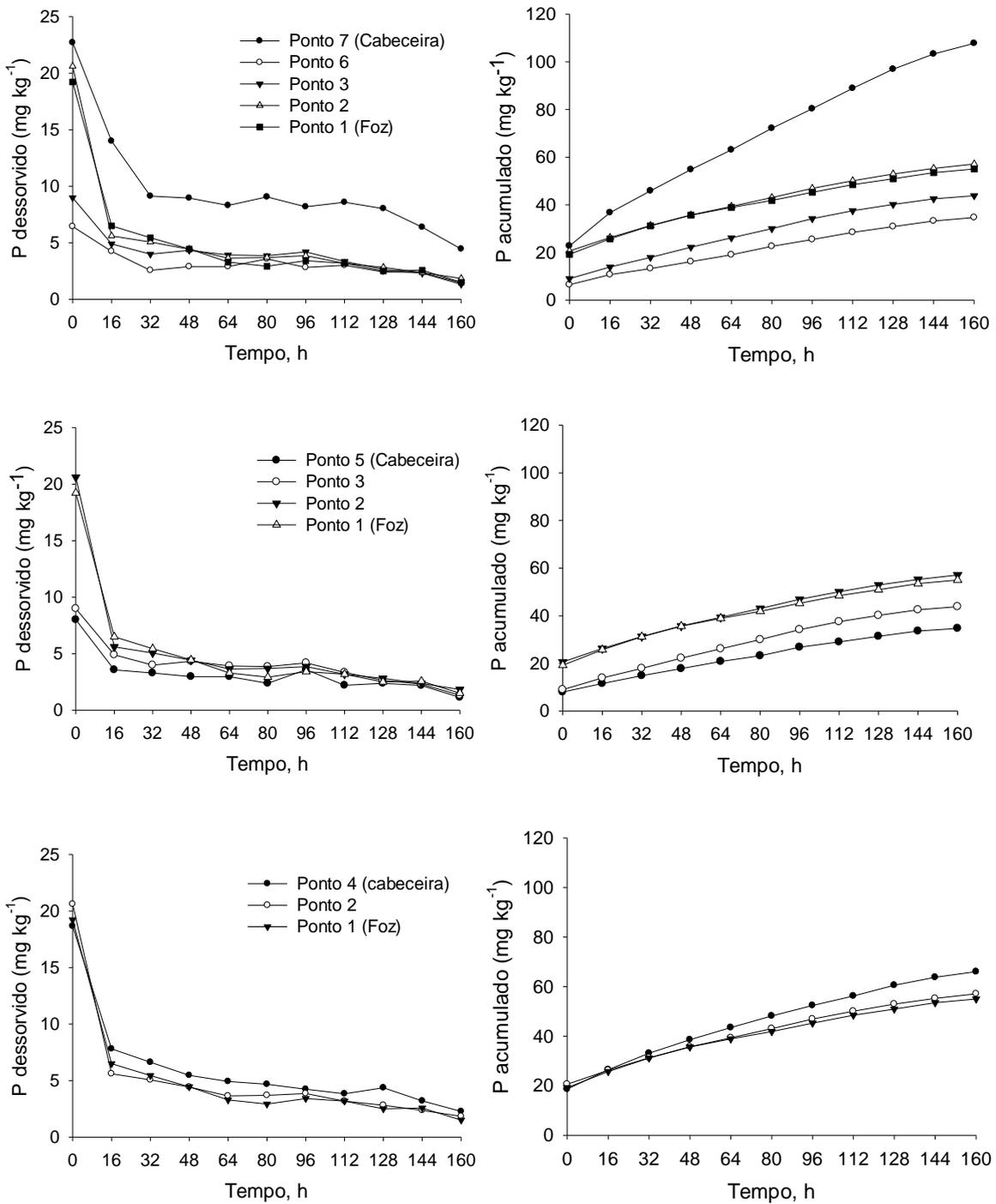


Figura 8: Dessorção de fósforo (esquerda) e fósforo desorvido acumulado (direita) em amostras de sedimento do ambiente lótico da PBH₈₀. Assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos – RS.

Os maiores valores da relação α/β foram encontrados nos sedimentos coletados no tributário 3, sendo de 20,3, 25,9 e 28,1% para o ponto 4 (cabeceira), 2

e 1 (foz), respectivamente (Tabela 15). Essa diferença entre o Ppb e o Pppb demonstra que depois da primeira extração com a RTA continua existindo dessorção de P do sedimento para a fase líquida, embora isso ocorra de forma mais lenta. Esta disponibilização de P por dessorção do sedimento se dará toda vez que este encontrar condições favoráveis, tais como baixo teor de P na água sobrejacente, ou quando essas partículas sofrerem com processos de oxirredução em ambientes com restrição de oxigênio. Os valores encontrados para a relação α/β são bem inferiores aos valores encontrados em outros trabalhos com sedimento em bacias hidrográficas (PELLEGRINI, 2005) ou em solos (RHEINHEIMER et al., 2003; TIECHER, 2011), mas seguem a mesma lógica para sedimentos amostrados em coletores contínuos (torpedos) avaliados na mesma bacia em estudo (RASCHE, 2014). Esses resultados indicam que uma única extração com a resina não representa todo o P disponível do sedimento, sendo este tamponado por formas de P com menor grau de labilidade, mas que pode ser disponibilizado para a coluna d'água, dependendo das condições do meio.

Os sedimentos, coletados nos pontos 7 e 4 (cabeceira do tributário 1 e 3, respectivamente) 2 e 1 (pontos próximos da foz da bacia) apresentaram os maiores valores de Ppb, bem como a maior amplitude entre a primeira e a segunda extração e pelo deslocamento das curvas de P acumulado, o que se justifica pela ocorrência de fontes de poluição pontual e difusa. Os maiores teores de Ppb nos pontos 7, 2 e 1 indicam a entrada de fósforo no sistema aquático, oriundo provavelmente de lavouras fertilizadas, uma vez que nestes pontos não ocorrem fontes de poluição pontual. Mesmo sendo aplicados baixas doses de fertilizantes fosfatados nas áreas de lavoura, estas contribuíram para os maiores teores de Ppb nestes pontos. Ao ponto 4, atribui-se este comportamento a fonte pontual de poluição do curso hídrico, estando-o localizado próximo a sede de uma propriedade, na qual se encontra uma criação extensiva de suínos próximo ao lado do ponto de coleta, além do lançamento de efluentes domésticos e dejetos de animais para o curso hídrico.

Ao comparar o teor de Ppb no sedimento com o teor análogo no solo da bacia, observa-se que os valores foram maiores no sedimento de fundo, exceto para os pontos 5 e 6, evidenciando a ocorrência de erosão seletiva das partículas de solo, mas que, quando este sedimento chega ao curso hídrico, parte do P adsorvido as

partículas do solo pode ser liberado para a água sobrejacente, em função de algum desequilíbrio químico.

Vários fatores afetam a disponibilidade do P, dentre eles pode-se destacar o efeito do pH do meio, as condições de oxirredução, a concentração de P solúvel na água sobrejacente ao sedimento, a natureza e mineralogia das partículas que compõem o sedimento de fundo (CORRELL, 1998; PELLEGRINI et al., 2010; GAO et al., 2012; LUCCI; MCDOWELL; CONDRON, 2012). Contudo, é importante ressaltar que somente parte do Pt será solubilizado, permanecendo grande parte deste adsorvido ao sedimento de fundo. Zhou et al. (2001) constataram que lagos com o mesmo teor de Pt no sedimento apresentaram diferentes quantidades de P biodisponível para os organismos bentônicos.

A taxa de dessorção de P no sedimento (λ) foi maior na parte inferior da bacia, onde os teores de argila e COT são menores. Ao comparar a constante de dessorção dos sedimentos com o análogo no solo, é possível observar λ maior no sedimento de fundo. Embora houvesse uma tendência de redução dos valores de β e aumento para λ à medida que diminuiu o teor de argila do sedimento de fundo, de montante a jusante, o α não acompanhou o comportamento de λ , mostrando que há diferenças qualitativas na fração argila.

Os teores de P dessorvido para o sedimento de fundo amostrado no ambiente lótico da PBH₁₄₀ são apresentados na Tabela 16 e Figura 9. Pode-se observar que os teores de P liberados na primeira extração com a RTA apresentaram comportamento similar na bacia menor, com uma tendência de redução para o sedimento amostrado de montante a jusante na bacia. Além disso, o efeito de diluição, que ocorre devido à junção dos dois tributários a montante do ponto de coleta 9, alterou o comportamento dessorutivo de P no sedimento do tributário 2.

O teor de P extraído com a RTA diminuiu exponencialmente com o aumento no número de extrações sucessivas em todas as amostras de sedimento de fundo amostrado nos córregos desta bacia (Figura 9), principalmente nos pontos com maior influência da ação antrópica. Simard et al. (1993) relataram que a quantidade de P dissolvido em água e o Ppb em sedimentos na bacia do rio Beaurivage no Quebec foram significativamente maiores nos afluentes em que a densidade de animais eram maiores do que em outras partes da bacia hidrográfica.

Tabela 16: Fósforo dessorvido na primeira extração (α), dessorção máxima (β), taxa de dessorção constante (λ) em amostras de sedimento de fundo no ambiente lótico da PBH₁₄₀. Assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos - RS.

Ponto Amostrado	α	β	λ	$\alpha*100/\beta$
	----- mg kg ⁻¹ -----		h ⁻¹	%
Tributário 1				
11 (Cabeceira)	111,4	712,0	0,0059	15,6
10	102,0	400,1	0,0077	22,2
9	46,9	132,3	0,0094	29,8
8 (Foz)	45,1	156,8	0,0077	24,9
Tributário 2				
13 (Cabeceira)	51,6	493,2	0,0038	10,3
12	26,7	103,8	0,0075	23,3
9	46,9	132,3	0,0094	29,8
8 (Foz)	45,1	156,8	0,0077	24,9
Solo ¹	11,2	65,8	0,0048	17,0

¹ Solo da camada 0-10 cm, com granulometria menor que 63 μ m (RASCHE, 2014).

Para o tributário 1 observou-se uma redução, de montante a jusante, nos teores de Ppb, sendo o maior valor encontrado para o sedimento coletado no ponto 11. O alto teor de Ppb pode ser atribuído a fonte de poluição difusa, uma vez que não há fonte de poluição pontual a montante do ponto amostrado. A diferença do comportamento dessorativo para o sedimento amostrado na cabeceira do tributário 1 e o ponto logo a jusante evidencia que a fonte pontual manteve elevado a biodisponibilidade do P em curto prazo. Contudo, a médio e longo prazo a fonte de poluição pontual apresenta menores riscos ao meio ambiente, pois o Ppb reduziu 44% em relação a cabeceira da bacia.

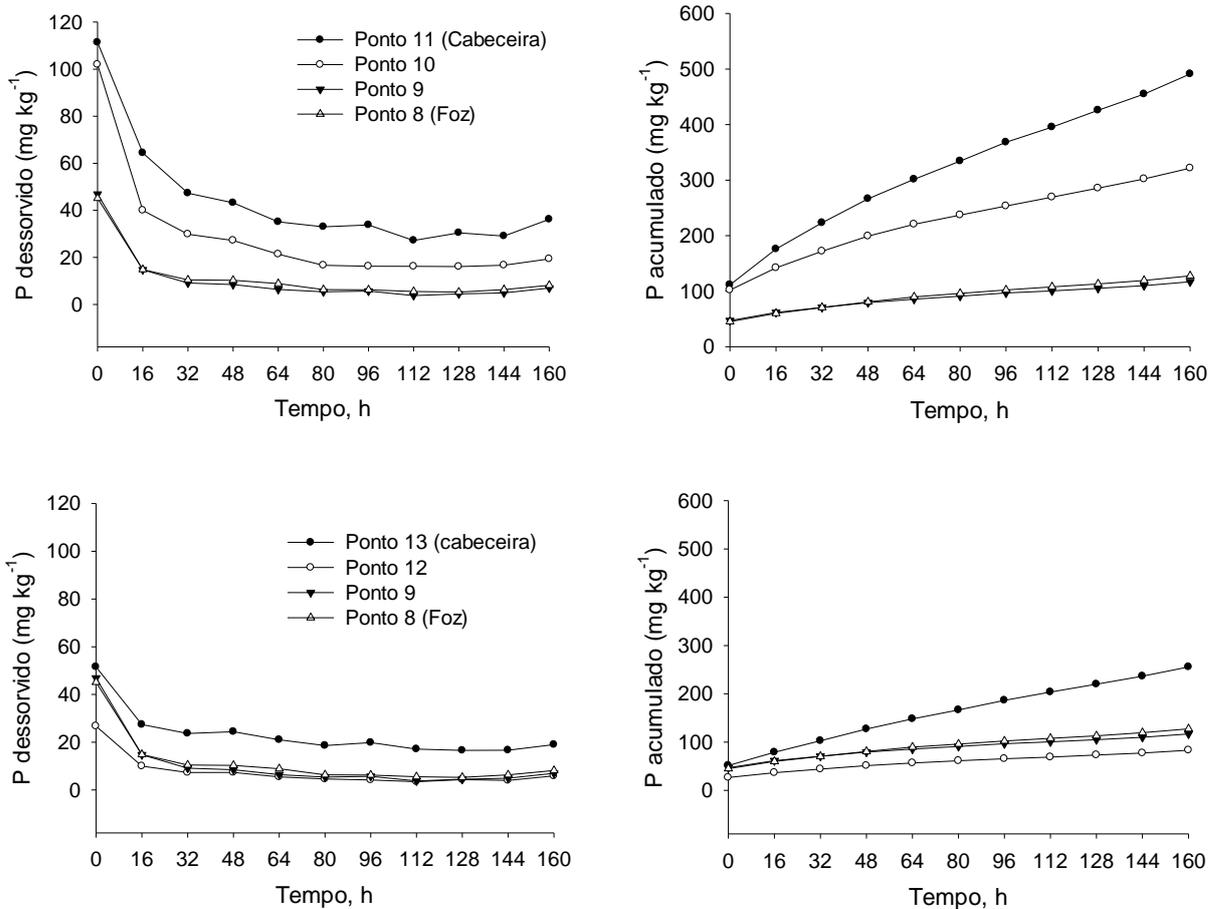


Figura 9: Dessorção de fósforo (a) e fósforo desorvido acumulado (b) em amostras de sedimento de fundo, coletados no ambiente lótico da PBH₁₄₀, Assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos - RS.

No tributário 2, o sedimento coletado no ponto de cabeceira, apresentou o maior teor de Ppb, o qual pode ser atribuído à fonte de poluição pontual, uma vez que a montante do ponto amostrado encontra-se uma sede de propriedade. A mesma está localizada próxima ao curso hídrico. Já o sedimento do ponto de coleta 12 foi o que apresentou o menor teor de Ppb no ambiente lótico da bacia, estando o mesmo localizado em área com baixa contribuição de sedimentos oriundos de áreas de lavoura ou sob influência de fonte pontual de poluição do curso hídrico.

Para os açudes, o comportamento das curvas de desorção de P foram semelhantes ao ambiente lótico, diminuindo exponencialmente com o aumento do número de extrações sucessivas. Os valores de Ppb foram baixos e bem inferiores aos encontrados para o sedimento do ambiente lótico da PBH₁₄₀, mas foram similares aos valores encontrados para o sedimento do ambiente lótico da PBH₈₀.

Os maiores valores de Ppb foram encontrados no sedimento do ponto 3a, seguido pelo ponto 1a e 8a, sendo de 20,5, 20,3 e 14,3 mg kg⁻¹, respectivamente. Os demais pontos apresentaram valores de Ppb inferiores a 8 mg kg⁻¹. Os maiores valores de Ppb na PBH₁₄₀ quando comparada a PBH₈₀ decorrem do fato da camada 0-10 cm do solo da PBH₁₄₀ apresentar maior teor de P disponível (RASCHE, 2014).

Tabela 17: Dessorção na primeira extração (α), desorção máxima (β) e taxa de desorção de fósforo (λ) em amostras de sedimento de fundo amostrados nos açudes das bacias. Assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos - RS.

Ponto amostrado	α	β	λ	$\alpha*100/\beta$
	----- mg kg ⁻¹ -----		h ⁻¹	%
PBH₈₀				
1a (Pontual)	20,3	90,9	0,0080	22,3
2a	6,6	41,2	0,0044	16,1
PBH₁₄₀				
3a (Montante)	20,5	108,0	0,0039	19,0
4a	10,7	50,7	0,0047	21,0
5a	4,5	40,0	0,0033	11,2
6a	4,6	55,8	0,0014	8,2
7a	3,3	34,0	0,0019	9,7
8a (Jusante)	14,3	60,3	0,0063	23,7
9a	6,9	24,4	0,0078	28,3
10a	4,1	33,5	0,0019	12,3
11a (Montante)	5,6	22,9	0,0040	24,4
12a	7,4	42,3	0,0041	17,4
13a	4,1	64,5	0,0018	6,4

Ao comparar o comportamento dessortivo do P nos dois açudes amostrados na PBH₈₀ nota-se que a fonte pontual de poluição proporcionou maior teor de α (20,3 mg kg⁻¹), indicando maior biodisponibilidade de P. Além disso, o açude 1a também apresentou maior Pppb, o qual poderá ser disponibilizado a médio e longo prazo aos organismos bentônicos. Isso ocorre devido à dissolução paulatina dos óxidos nos açudes, principalmente óxidos de ferro, aumentando a disponibilidade dos íons de fosfato para a coluna de água.

Os valores de Pppb, representado pelo somatório das onze extrações sucessivas, também foram baixas, especialmente nos pontos com menor influência da ação antrópica. Os maiores valores de Pppb foram encontrados no sedimento

dos pontos 3a (108,0 mg kg⁻¹) e 1a (90,1 mg kg⁻¹). Os demais pontos apresentaram valores de Pppb inferiores a 65 mg kg⁻¹, representando assim um baixo potencial de liberação de P a médio e longo prazo.

O elevado teor de Pppb no açude 1a (PBH₈₀) pode ser atribuído à fonte de poluição pontual, situada próximo ao açude. Trata-se de uma sede de propriedade, onde o estábulo usado para a ordenha das vacas não apresenta sistema de recolhimento dos dejetos. Em dias de chuva, grande parte do esterco que fica depositado sobre o solo é carregado para o açude, aumentando assim os níveis de P no sedimento de fundo. O maior teor de Pppb no sedimento do açude 3a pode ser associado à sua posição na paisagem e devido a oscilação da coluna de água de seu reservatório ao longo do ano. O açude 3a encontra-se localizado a jusante de área de lavoura com níveis altos de P disponível, e apresenta grande oscilação da coluna de água, pois o mesmo atua como um corpo receptor, sendo sua recarga realizada apenas pelo escoamento superficial durante eventos de chuva. Sendo assim, o sedimento de fundo sofre ciclos de oxirredução, o que mantém alto seu potencial de retenção de P (PANT; REDDY, 2001; PANT; REDDY; DIERBERG, 2002).

5.5 Adsorção de fósforo do sedimento de fundo

Os parâmetros da isoterma de adsorção de P ajustados pela equação proposta por Koski-vähälä e Hartikainen (2001) para o sedimento de fundo amostrado no ambiente lótico da PBH₈₀ são apresentados na Tabela 18 e Figura 10. Os maiores valores da capacidade máxima de adsorção de fósforo (CMAP) foram encontrados para o sedimento amostrado no tributário 1, sendo de 4076, 4059 e 4036 mg kg⁻¹ para os pontos 7, 6 e 3, respectivamente. A menor CMAP foi encontrado no sedimento da cabeceira do tributário 3 (2693 mg kg⁻¹). Os altos valores da CMAP dos sedimentos amostrados no córrego devem-se à pequena quantidade de fosfato previamente adsorvido (PELLEGRINI et al., 2008).

Tabela 18: Parâmetros relacionados com as isotermas de adsorção de fósforo em sedimento de fundo coletado no ambiente lótico da PBH₈₀. Assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos – RS.

Ponto	¹ CMAP mg kg ⁻¹	² K L mg ⁻¹	³ Q ₀ -----	⁴ K _m mg L ⁻¹	⁵ CEP -----	⁶ Ps -----
Tributário 1						
7 (Cabeceira)	4076	0,749	2,57	1,33	0,0008	0,003
6	4059	0,936	1,78	1,07	0,0005	0,001
3	4036	0,623	0,97	1,60	0,0004	0,002
2	3175	0,099	0,97	10,28	0,0031	0,002
1 (Foz)	3201	0,113	0,39	8,84	0,0011	0,006
Tributário 2						
5 (Cabeceira)	3165	0,525	0,39	1,90	0,0004	0,001
3	4036	0,623	0,97	1,60	0,0004	0,002
2	3175	0,099	0,97	10,28	0,0031	0,002
1 (Foz)	3201	0,113	0,39	8,84	0,0011	0,006
Tributário 3						
4 (Cabeceira)	2693	0,313	0,58	3,19	0,0007	0,005
2	3175	0,099	0,97	10,28	0,0031	0,002
1 (Foz)	3201	0,113	0,39	8,84	0,0011	0,006

¹Capacidade máxima de adsorção de P; ²constante relacionada à energia de ligação de fósforo; ³quantidade de P dessorvido com água destilada; ⁴concentração de P na solução que permite a metade da adsorção máxima de P; ⁵concentração de equilíbrio de P; ⁶fósforo solúvel medido na água sobrejacente ao sedimento de fundo.

A diferença na CMAP observada entre os pontos amostrados de montante a jusante pode ser atribuída a diferenças nos valores de COT e possivelmente a variações na reatividade da fração argila do sedimento e não à quantidade de partículas de tamanho argila. Para Schwertmann e Taylor (1989), os óxidos de ferro são os colóides inorgânicos mais eficientes na adsorção de ânions inorgânicos. Outro fator que pode influenciar os valores da CMAP é a presença de fonte de poluição do corpo hídrico. Neste caso, a cabeceira do tributário 3 encontra-se localizada próximo a uma sede de propriedade, onde os efluentes domésticos e os dejetos de animais não recebem o devido tratamento e acabam carregados para o sistema aquático. Dessa maneira, o sedimento de fundo terá seus sítios de maior avidéz por P saturado paulatinamente e pode ocorrer alterações do comportamento físico e químico dos colóides inorgânicos (BERWANGER, 2006; PELLEGRINI et al., 2010).

Os altos valores estimados da capacidade máxima de adsorção de fósforo (CMAP) em relação ao Pt presente no sedimento de fundo evidenciam uma baixa

saturação prévia dos sítios de adsorção. A cabeceira do tributário 1 apresentou uma saturação prévia de 32%, seguida pela cabeceira do tributário 3, que apresentou 28% dos sítios saturados. A cabeceira do tributário 2, circundada por áreas de banhado, apresentou menor saturação prévia dos sítios por P (24%). Esse comportamento é reflexo do baixo uso de fertilizantes fosfatados na bacia. De acordo com Rasche et al. (2014), os agricultores das duas bacias monitoradas aplicam fertilizantes somente na cultura de verão (compreendida basicamente pela cultura da soja). A dose de fertilizante usada varia de 250-350 kg ha⁻¹ (fórmula 0-18-18 ou 2-23-23 % de N-P₂O₅-K₂O, respectivamente). Assim, anualmente são aplicados de 20 a 30 kg de P por hectare nas áreas de lavoura. Além disso, os dados obtidos nesse trabalho mostraram que as perdas de P, na forma particulada e solúvel, foram baixas durante eventos pluviométricos, principalmente quando comparadas a outras bacias (PELLEGRINI et al., 2010; WALTRICK, 2011).

As isotermas de adsorção do fósforo mostram o processo de sorção ocorrendo em duas etapas. Com o aumento da concentração de P em solução há aumento inicial acentuado na sorção de P pelo sedimento, na região do gráfico em que este está em contato com a solução com baixas concentrações de fósforo. À medida que a concentração de P em solução aumenta, observa-se que o aumento na sorção de P pelo sedimento torna-se cada vez mais moderado, atingindo um patamar em concentrações mais elevadas (Figura 10). Esse comportamento das isotermas de adsorção sugere o fenômeno de adsorção/complexação ocorrendo inicialmente na superfície, o qual é seguido pela difusão do fosfato adsorvido e/ou precipitado na superfície das partículas para o interior da matriz do sedimento de fundo.

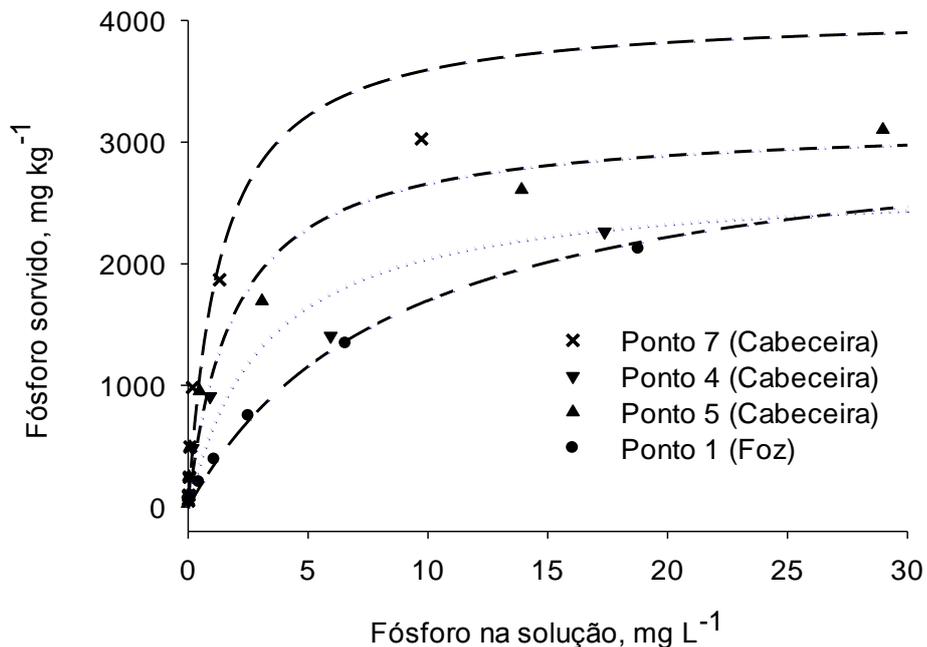


Figura 10: Relação entre o fósforo sorvido no sedimento de fundo e o fósforo da solução de equilíbrio para o sedimento amostrado no ambiente lótico da PBH₈₀. Assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos – RS.

Os valores da constante relacionada à energia de ligação de fósforo (k) foram menores nos sedimentos amostrados na parte inferior da bacia. O maior valor de k encontrado no sedimento amostrado no ponto 6 ($0,936 \text{ L mg}^{-1}$) e o menor valor no ponto 2 ($0,099 \text{ L mg}^{-1}$).

O valor da concentração de P na solução que permite a metade da adsorção máxima de P (Km) é igual à concentração de P na solução, que permite a metade da adsorção máxima de P, quando $Q_0 = 0$. O maior valor de Km foi encontrado no sedimento de fundo do ponto 2 ($10,28 \text{ mg L}^{-1}$), seguido pelo sedimento da foz da bacia ($8,84 \text{ mg L}^{-1}$).

A concentração de fosfato dessorvido com água destilada, Q_0 , foi de 0,39 a $2,57 \text{ mg kg}^{-1}$, para os sedimentos amostrados na cabeceira do tributário 2 e 1, respectivamente. Esses valores são bem inferiores àqueles encontrados em outros trabalhos (PANT; REDDY, 2001; BELMONT; WHITE; REDDY, 2009). Os valores de Q_0 apresentaram comportamento similar ao Ppb nos diferentes pontos amostrados. Além disso, observa-se uma tendência de redução dos valores de Q_0 de montante a

jusante, evidenciando baixa contaminação por fontes pontuais ou difusas ao longo do curso hídrico.

A concentração de equilíbrio de fósforo (CEP) é um parâmetro importante no estudo do potencial poluente dos sedimentos que são transferidos dos sistemas terrestres aos sistemas aquáticos, pois indica qual o potencial de liberação de P para a água sobrejacente, sempre que o teor de P solúvel na água do ambiente aquático for menor que a CEP do sedimento. As concentrações de equilíbrio de P (CEP) dos sedimentos coletados em ambos os tributários do córrego também foram baixas. O maior valor da CEP foi encontrado no sedimento do ponto 2 ($0,0031 \text{ mg L}^{-1}$) e o menor valor, para o sedimento da cabeceira do tributário 2 e ponto 3 ($0,0004 \text{ mg L}^{-1}$). Além disso, a porção inferior da bacia apresentou uma CEP maior que os pontos amostrados na cabeceira da bacia. Os resultados mostram que a CEP dos sedimentos coletados na PBH₈₀ é inferior ao valor de P solúvel na água sobrejacente ao sedimento de fundo. Sendo assim, os sedimentos estão atuando como drenos de P solúvel da água, exceto o sedimento do ponto 2, que está atuando como fonte de P para a água sobrejacente.

Portanto, os sedimentos amostrados na parte inferior da bacia mantêm mais fósforo em equilíbrio na água e desorvem mais facilmente o P adsorvido, contudo apresentam maior poder tampão (Pppb) do que os sedimentos amostrados na cabeceira da bacia. Estes resultados corroboram os resultados encontrados por Pellegrini (2005).

Na PBH₁₄₀, os sedimentos amostrados na cabeceira de cada tributário apresentaram os maiores valores de CMAP, correspondendo a 8096 e 4995 mg kg^{-1} , para os pontos 11 e 13, respectivamente. Já os demais pontos apresentaram valores de CMAP similares, variando de 3021 a 3625 mg kg^{-1} (Tabela 19). O menor valor da CMAP foi encontrado para o sedimento amostrado do ponto 12 (3021 mg kg^{-1}) (Figura 11). Os maiores valores de CMAP dos sedimentos em ambas as cabeceiras da PBH₁₄₀ podem ser atribuídos aos maiores teores argila e COT no sedimento amostrado nesses pontos (Tabela 2).

Tabela 19: Parâmetros relacionados com as isotermas de adsorção de fósforo em sedimento de fundo coletado no ambiente lótico da PBH₁₄₀. Assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos – RS.

Ponto	¹ CMAP mg kg ⁻¹	² K L mg ⁻¹	³ Q ₀ ----- mg L ⁻¹ -----	⁴ K _m ----- mg L ⁻¹ -----	⁵ CEP ----- mg L ⁻¹ -----	⁶ P _s ----- mg L ⁻¹ -----
Tributário 1						
11 (Cabeceira)	8096	0,138	3,89	7,25	0,0035	0,025
10	3361	0,113	9,89	8,74	0,0258	0,059
9	3286	0,089	1,36	11,19	0,0046	0,012
8 (Foz)	3625	0,051	0,97	19,71	0,0053	0,019
Tributário 2						
13 (Cabeceira)	4995	0,853	1,38	1,17	0,0015	0,016
12	3021	0,169	1,98	5,90	0,0039	0,006
9	3286	0,089	1,36	11,19	0,0046	0,012
8 (Foz)	3625	0,051	0,97	19,71	0,0053	0,019

¹Capacidade máxima de adsorção de P; ²constante relacionada à energia de ligação de fósforo; ³quantidade de P dessorvido com água destilada; ⁴concentração de P na solução que permite a metade da adsorção máxima de P; ⁵concentração de equilíbrio de P; ⁶fósforo solúvel medido na água sobrejacente ao sedimento de fundo.

Os altos valores estimados da CMAP em relação ao Pt presente no sedimento de fundo evidenciam uma baixa saturação prévia dos sítios de adsorção de P para o sedimento amostrado nos pontos 12, 9 e 8 (31, 35 e 33%, respectivamente). O sedimento amostrado nos pontos 10 e 13 apresentou a maior saturação prévia de P (62 e 50%). A maior saturação prévia nestes pontos é atribuída à fonte pontual de poluição do recurso hídrico. Neste caso, trata-se da sede de propriedade situada a montante dos dois pontos de coleta. As propriedades estão localizadas próximas ao córrego e não dispõem de sistema de tratamento de efluentes domésticos e de dejetos de animais, os quais acabam sendo transferidos para os recursos hídricos.

Os valores da constante relacionada à energia de ligação de P (*K*) foram maiores na parte superior da PBH₈₀, diminuindo em direção a foz. O maior valor de *K* foi encontrado no sedimento da cabeceira do tributário 2 (0,853 L mg⁻¹), e ocorreu uma redução acentuada para os demais pontos amostrados (0,138 L mg⁻¹ no ponto 12). O menor valor de *K* foi encontrado no sedimento amostrado na foz da bacia (0,051 L mg⁻¹).

Na PBH₁₄₀ os valores do parâmetro K se mantiveram mais elevados, sendo o menor valor encontrado de $5,9 \text{ mg L}^{-1}$ no ponto 12. Uma possível explicação para esse comportamento é que a PBH₁₄₀ apresenta um teor maior de P no solo e sofre maior influência da ação antrópica sobre o recurso hídrico. Conseqüentemente, o sedimento transferido para curso hídrico apresenta teores maiores de P adsorvido, diminuindo assim a sua avides por P, e necessitando de uma concentração maior de P solúvel para que ocorra a metade da adsorção máxima de P.

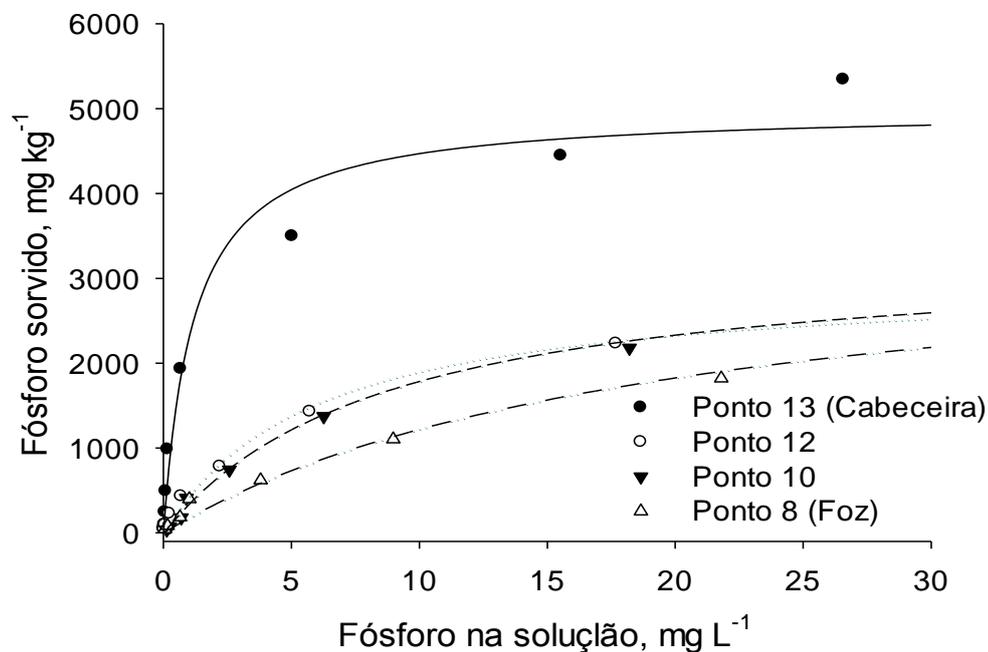


Figura 11: Relação entre o fósforo sorvido no sedimento de fundo e o fósforo da solução de equilíbrio para o sedimento amostrado no ambiente lótico da PBH₁₄₀. Assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos – RS.

A concentração de P dessorvido com água destilada (Q_0) variou de $0,97$ a $9,89 \text{ mg kg}^{-1}$, para os sedimentos amostrados na foz da bacia e no ponto 12, respectivamente. Esses valores são relativamente superiores aos encontrados na PBH₈₀, contudo, ainda são inferiores aos encontrados em outros trabalhos (PELLEGRINI et al., 2010).

Nesta bacia, a CEP variou de $0,035$ a $0,0285 \text{ mg L}^{-1}$ no tributário 1 e de $0,0003$ a $0,0046 \text{ mg L}^{-1}$ no tributário 2. Esses valores foram relativamente maiores

que os valores estimados para o sedimento da PBH₈₀. Contudo, ainda são considerados baixos quando comparado aos encontrado em outros trabalhos (FISHER; REDDY, 2000; PELLEGRINI et al., 2008; BELMONT; WHITE; REDDY, 2009).

A maior concentração de equilíbrio de P (CEP) foi estimada para o sedimento coletado no ponto 10 (0,0258 mg L⁻¹) e o menor valor desse parâmetro foi obtido para o sedimento da cabeceira do tributário 2 (0,0015 mg L⁻¹). Ambos os pontos apresentam influência da fonte de poluição pontual. Ao comparar a CEP dos sedimentos amostrados na bacia com os teores de P solúvel, podemos inferir que o sedimento de fundo está atuando como dreno de P solúvel em todos os pontos amostrados.

O sedimento de fundo amostrado nos açudes das duas bacias apresentou menor CMAP em comparação ao sedimento amostrado nos córregos. O maior valor de CMAP foi encontrado no sedimento do açude 2a (3030 mg kg⁻¹) e o menor valor foi encontrado no açude 10a (2303 mg kg⁻¹). Uma possível explicação para a menor CMAP nos açudes diz respeito às condições de oxirredução em que os sedimentos se encontram nos dois ambientes. Nos córregos, a pequena coluna de água que recobre o sedimento de fundo e, a maior turbulência do fluxo do canal mantêm elevados os níveis de oxigenação da água, favorecendo a interação do íon fosfato com os grupos funcionais de superfície das partículas (CORRELL, 1998b; LIU et al., 2015; MCDOWELL; SHARPLEY, 2001; VO et al., 2014; ZHANG et al., 2015). Além disso, como o P é adsorvido preferencialmente na superfície dos hidróxidos de vários metais, tais como Fe e Mn, em baixos potenciais redox ocorre a redução aparente do Fe³⁺ para Fe²⁺, reduzindo assim os sítios para a adsorção do P (RYDIN, 2000).

O sedimento de fundo amostrado nos dois açudes da PBH₈₀ apresentou algumas diferenças nos parâmetros relacionados com as isotermas de adsorção de P (Figura 12). O açude 1a apresentou menor *K* e *Q₀*, porém apresentou maior CEP no sedimento. Esse comportamento está associado com a presença da fonte de poluição pontual do açude 1a.

Tabela 20: Parâmetros relacionados com as isotermas de adsorção de fósforo em sedimento de fundo coletado nos açudes das bacias monitoradas. Assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos – RS.

Ponto	¹ CMAP	² K	³ Q ₀	⁴ K _m	⁵ CEP	⁶ P _s
	mg kg ⁻¹	L mg ⁻¹	----- mg L ⁻¹ -----			
PBH₈₀						
1a (Pontual)	2928	0,211	1,38	4,73	0,0022	0,015
2a	3030	0,320	1,78	3,12	0,0018	0,002
PBH₁₄₀						
3a (Montante)	2911	0,231	2,18	4,30	0,0032	0,024
4a	3155	0,197	1,38	5,07	0,0022	0,005
5a	2924	0,237	1,19	4,22	0,0017	0,001
6a	2602	0,174	1,19	5,73	0,0026	0,001
7a	2800	0,161	1,19	6,20	0,0026	0,001
8a (Jusante)	2416	0,200	1,38	4,99	0,0029	0,001
9a (Pontual)	2768	0,153	0,99	6,51	0,0023	0,008
10a	2303	0,251	0,79	3,98	0,0014	0,002
11a (Jusante)	2615	0,205	1,58	4,88	0,0030	0,013
12a	2732	0,468	1,58	2,13	0,0012	0,004
13a	2736	0,179	0,99	5,58	0,0020	0,029

¹Capacidade máxima de adsorção de P; ²constante relacionada à energia de ligação de fósforo; ³quantidade de P dessorvido com água destilada; ⁴concentração de P na solução que permite a metade da adsorção máxima de P; ⁵concentração de equilíbrio de P; ⁶fósforo solúvel medido na água sobrejacente ao sedimento de fundo.

O maior aporte de P no açude pode ser verificado pelo teor total de P no sedimento de fundo (905,1 e 514,7 mg kg⁻¹ para o açude 1a e 2a, respectivamente). Além disso, o açude 1a apresentou 3 vezes mais P_{pb} e 2,2 vezes mais P_{ppb} (Tabela 17). Como reflexo, observa-se que o sedimento do açude (2a) menos impactado pela ação antrópica apresentou um equilíbrio entre a concentração de P do sedimento e o teor de P solúvel da água. Neste caso o sedimento não está atuando como fonte e nem como dreno de P da água sobrejacente. Já o sedimento do açude 1a está atuando como dreno de P solúvel.

O sedimento amostrado nos açudes 9a e 10a (PBH₁₄₀) também apresentaram diferenças nos parâmetros da adsorção de P em função da fonte de poluição pontual (Figura 12). O açude 9a recebe o aporte de efluentes domésticos e dejetos de animais. Por consequente, o sedimento de fundo amostrado no açude 9a apresentou menor K, e maiores Q₀, e CEP. Contudo, os dois açudes estão atuando

como drenos de P solúvel. Uma possível explicação para esse comportamento pode ser a maior presença de COT no açude 9a.

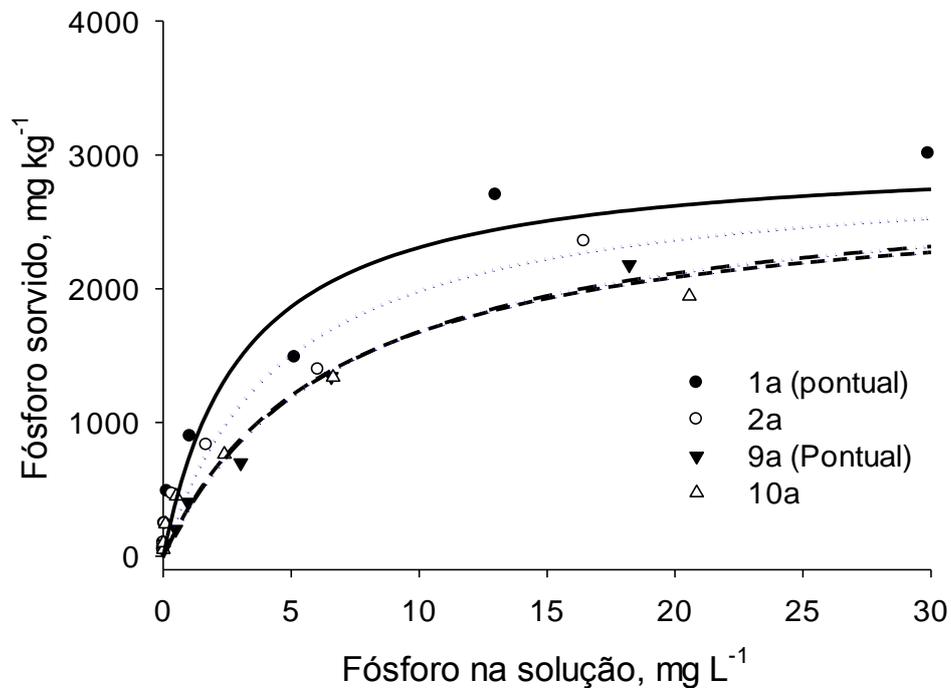


Figura 12: Relação entre o fósforo sorvido no sedimento de fundo e o fósforo da solução de equilíbrio para o sedimento amostrado nos açudes 1a, 2a, 9a e 10a. Assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos – RS.

O sedimento amostrado nos açudes 3a ao 8a (PBH₁₄₀) também apresentaram diferenças nos parâmetros da adsorção de P em função do aporte diferenciado de sedimentos em cada açude (Figura 13). Os açudes 3a e 8a, por receberem o maior aporte de sedimentos das áreas de lavoura no entorno, apresentaram os maiores teores de Pt, Ppb e Pppb. Contudo, o maior aporte de sedimentos, e por consequência de P, promoveu aumento nos valores de Q₀ e da CEP. Além disso, ao comparar os valores da CEP do sedimento amostrado na sequência dos açudes 3a ao 8a, observa-se que os dois açudes mais a montante estão atuando como drenos de P solúvel da coluna de água. Já o sedimento do açude 5a encontra-se em equilíbrio, não havendo adsorção e dessorção de P. Para os demais açudes da sequência 3a ao 8a, os sedimentos estão atuando como fontes de P para a água sobrejacente ao sedimento de fundo.

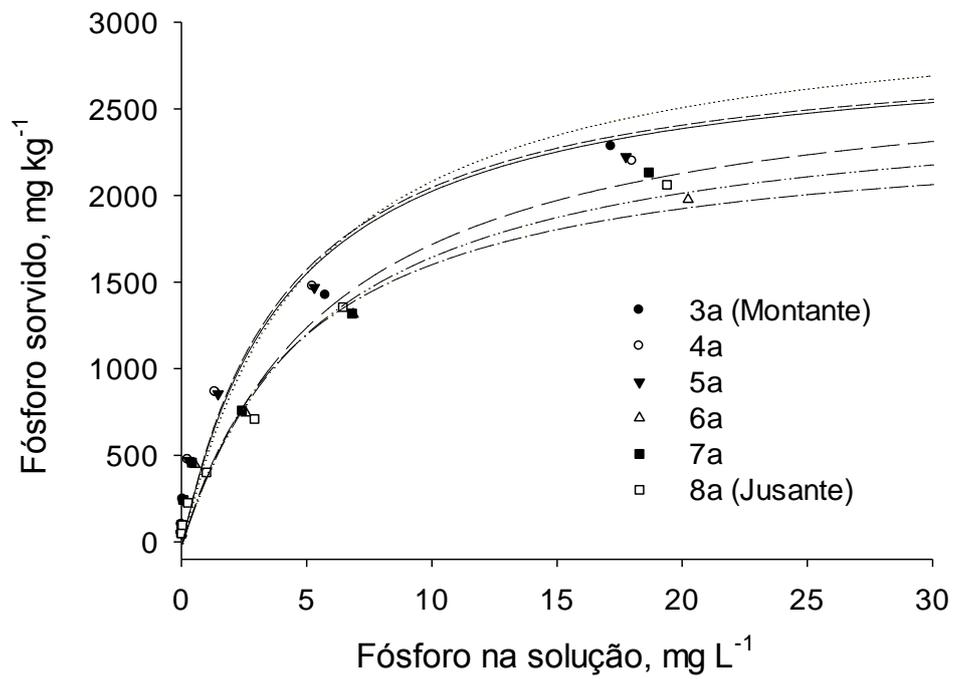


Figura 13: Relação entre o fósforo sorvido no sedimento de fundo e o fósforo da solução de equilíbrio para o sedimento amostrado nos açudes da sequência 3a ao 8a. Assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos – RS.

6. CONCLUSÕES

1. O sedimento de fundo de açudes e córregos apresentou predomínio da fração areia e, esses valores nos córregos sofreram incremento na fração areia da cabeceira para a foz da bacia. No entanto, o sedimento de fundo apresentou baixa dessortividade de fósforo, em virtude do baixo teor de fósforo no solo das bacias.
2. O sedimento de fundo apresentou predomínio das frações de menor labilidade, em função do baixo uso de fertilizantes fosfatados e pela ausência de sistemas de criação intensivo de aves e suínos nas bacias hidrográficas, indicando baixa capacidade de fornecimento de fósforo para a coluna de água.
3. As isotermas de adsorção de fósforo demonstraram que os sedimentos ainda possuem grande potencial de adsorção de fósforo. Isto pode ser um fator mitigador das cargas externas de fósforo advindo das fontes pontuais e difusas. Além disso, como a concentração de equilíbrio de fósforo apresentou-se menor que o fósforo solúvel da água, o sedimento de fundo de açudes e córregos está atuando com dreno do fósforo solúvel.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

American Public Health Association (APHA). **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 21th. Denver. CP: AWWA 2005.

BARROW. N. J. On the reversibility of phosphate sorption by soils. **Journal of Soil Science**, Oxford, v 34, n. 4, p. 751-758, 1983.

BAYER, C.; MIELNICZUK, J.; AMADO, T. J. C.; MARTIN-NETO, L.; FERNANDES, S. V. Organic matter storage in a sandy clay loam acrisol affected by tillage and cropping systems in southern Brazil. **Soil and Tillage Research**, v. 54, n. 1-2, p. 101–109, 2000.

BELMONT, M. A.; WHITE, J. R.; REDDY, K. R. Phosphorus sorption and potential phosphorus storage in sediments of Lake Istokpoga and the upper chain of lakes, Florida, USA. **Journal of environmental quality**, v. 38, n. 3, p. 987–996, 2009.

BERWANGER, A. L. **Alterações e transferências de fósforo do solo para o meio aquático com o uso de dejetos líquidos de suínos**. 2006. 101 f. Dissertação (Mestrado em em Ciência do Solo) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2006.

BOERS, C.M.P.; VAN RAASPHORTS, W.; VAN DER MOLEN, D. T. Phosphorus Retention in Sediments. **Water Science and Technology**. v. 37, p. 31-39, 1998.

BOSTELMANM, E. **Avaliação da concentração de metais em amostras de sedimento do reservatório Billings, braço rio Grande, São Paulo, Brasil**. 2006. 116 f. Dissertação de Mestrado, Instituto de Pesquisas Energéticas Nucleares – Associada à Universidade de São Paulo, 2006.

BOSTIC, E. M.; WHITE, J. R. Soil phosphorus and vegetation influence on wetland phosphorus release after simulated drought. **Soil Science Society of America Journal**, v. 71, n. 1, p. 238, 2007.

BOSTRÖM, B.; ANDERSEN, J. M.; FLEISCHER, S.; JANSSON, M. Exchange of phosphorus across the sediment-water interface. **Hydrobiologia**, v. 170, n. 1, p. 229–244, 1988.

BROOKES, P. C.; POWLSON, D. S. Preventing phosphorus losses during perchloric acid digestion of sodium bicarbonate soil extracts. **Journal of Science and Food Agriculture**, London, v 32, p. 671-674, 1981.

CAPOANE, V. Análise qualitativa do uso e ocupação da terra no assentamento Alvorada , Júlio de Castilhos – Rio Grande do Sul. **Nera**, v. 20, p. 193–205, 2012.

CAPOANE, V.; TIECHER, T.; SCHAEFER, G. L.; CIOTTI, L. H.; SANTOS, D. R. dos. Transferência de nitrogênio e fósforo para águas superficiais em uma bacia hidrográfica com agricultura e produção pecuária intensiva no Sul do Brasil. **Ciência Rural**, v. 45, n. 4, p. 647–650, 2015.

CAPOANE, V. **Relação entre a qualidade da água, uso da terra e zona ripária em duas pequenas bacias hidrográficas**. 2011, 106 f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2011.

CHRISTOFOLETTI, A. **Geomorfologia fluvial**. v. 1. São Paulo: Edgard Blucher, 1981.

CHRISTOPHORIDIS, C.; FYTIANOS, K. Conditions affecting the release of phosphorus from surface lake sediments. **Journal of Environment Quality**, v. 35, p. 1181–1192, 2006.

COMISSÃO DE QUÍMICA E FERTILIDADE DO SOLO - CQFSRS/SC. **Manual de adubação e calagem para os Estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina**. 10.ed. Porto Alegre, SBCS - Núcleo Regional Sul/UFRGS, 2004. 400p.

CONDRON, L.M.; GOH, K.M.; NEWMAN, R.H. Nature and distribution of soil phosphorus as revealed by a sequential extraction method followed by ³¹P nuclear magnetic resonance analysis. **Journal of Soil Science**, v. 36, p. 99-207, 1985.

CORRELL, D. L. The Role of Phosphorus in the Eutrophication of Receiving Waters: A Review. **Journal of Environment Quality**, v. 27, n. 2, p. 261, 1998.

CROSS, A. F.; SCHLESINGER, W. H. A literature review and evaluation of the Hedley fractionation: Applications to the biogeochemical cycle of soil phosphorus in natural ecosystems. **Geoderma**, v. 64, n. 3-4, p. 197–214, 1995.

DAPENG, L.; YONG, H.; CHENGXIN, F.; YAN, Y. Contributions of phosphorus on sedimentary phosphorus bioavailability under sediment resuspension conditions. **Chemical Engineering Journal**, v. 168, n. 3, p. 1049–1054, 2011.

DICK, W. A.; TABATABAI, M. A. determination of orthophosphate in aqueous solutions containing labile organic and inorganic phosphorus compounds. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v 6, p. 82- 85, 1977.

DONG, L.; YANG, Z.; LIU, X.; LIU, G. Investigation into organic phosphorus species in sediments of Baiyangdian Lake in China measured by fractionation and ³¹P NMR. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 184, n. 9, p. 5829–5839, 2012.

DORICH, R. a.; NELSON, D. W.; SOMMERS, L. E. Availability of phosphorus to algae from eroded soil fractions. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 11, n. 3, p. 253–264, 1984.

DUNNE, E. J.; REDDY, K. R.; CLARK, M. W. Phosphorus release and retention by soils of natural isolated wetlands. **International Journal of Environment and Pollution**, v. 28, n. 3/4, p. 496, 2006.

ESTEVEZ, F. A. **Fundamentos de limnologia**. 3. ed. Rio de Janeiro: Editora Interciência. 2011.

ESTEVEES, F. A. **Fundamentos de limnologia**. 2 ed. Rio de Janeiro: Editora Interciência. 1998.

FISHER, M. M.; REDDY, K. R. Phosphorus flux from wetland soils affected by long-term nutrient loading. **Journal of environmental quality**, v. 30, n. 1, p. 261–271, 2000.

FORSTNER, U.; MULLER, H. Heavy Metal Accumulation in River Sediments: A response to Environmental Pollution. **Geoforum**, p. 53–62, 1973.

FÖRSTNER, U.; SALOMONS, W. Sediment research, management and policy. **Journal of Soils and Sediments**, v. 10, n. 8, p. 1440–1452, 2010.

FÖRSTNER, U.; WITTMAN, G. T. W. Metal Pollution in the Aquatic Environment. Berlin, **Springer Verlag**, 2ª ed., p. 486. 1983.

FÖRSTNER, U. Biogedynamics of Pollutants in Soils and Sediments; SALOMONS, W.; STIGLIANI, W. M., eds.; **Springer**: Berlim, 1995, cap. 11.

FORSBERG C., 1989, Importance of sediments in understanding nutrient cyclings in lakes. **Hydrobiologia**, 176-177, 263-277, 1989.

GAO, Y.; ZHU, B.; WANG, T.; WANG, Y. Seasonal change of non-point source pollution-induced bioavailable phosphorus loss: A case study of Southwestern China. **Journal of Hydrology**, v. 420-421, p. 373–379, 2012.

GATIBONI, L. C.; KAMINSKI, J.; DOS SANTOS RHEINHEIMER, D.; FLORES, J. P. C. Biodisponibilidade de formas de fósforo acumuladas em solo sob sistema plantio direto. **Revista Brasileira de Ciencia do Solo**, v. 31, n. 4, p. 691–699, 2007.

GEURTS, J.J.M., SMOLDERS, A.J.P., VERHOEVEM, J.T.A., ROELOFS, J.M., LAMERS, L.P.M. Sediment Fe:PO₄ ratio as a diagnostic and prognostic tool for the restoration of macrophyte biodiversity in fen waters. **Freshwater Biology** v. 53, p. 2101–2116, 2008.

HAGGARD, B. E.; MOORE, P. a; DELAUNE, P. B. Phosphorus flux from bottom sediments in Lake Eucha, Oklahoma. **Journal of environmental quality**, v. 34, n. 2, p. 724–728, 2002.

HEDLEY, M. J.; STEWART, J. W. B.; CHAUHAN, B. S. Changes in Inorganic and Organic Soil Phosphorus Fractions Induced by Cultivation Practices and by Laboratory Incubations¹. **Soil Science Society of America Journal**, v. 46, n. 5, p. 970, 1982.

HEDLEY, H., KIRK, G., SANTOS, M., Phosphorus efficiency and the forms of soil phosphorus utilized by upland rice cultivars. **Plant and Soil** 158, 53–62, 1994.

HOLANDA, N. de S. **Comportamento de metais pesados e nutrientes nos sedimentos de fundo da baía do guarujá e baía de marajó**. 2010. 86 f. Dissertação (Mestrado em Geoquímica e Petrologia) - Universidade Federal do Pará, Belém, 2010.

HOROWITZ, A. J. 1991. **A primer on sediment-trace element chemistry**. 2nd ed., Lewis Publishers. 136 p.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Levantamento de recursos naturais do projeto Radam Brasil**. Folha SH.22. Porto Alegre e parte das folhas SH. 21 Uruguaiana e SI. 22 Lagoa Mirim. Rio de Janeiro, 1986. 796 p.

IGLESIAS, M. L.; DEVESA-REY, R.; PÉREZ-MOREIRA, R.; DÍAZ-FIERROS, F.; BARRAL, M. T. Phosphorus transfer across boundaries: From basin soils to river bed sediments. **Journal of Soils and Sediments**, v. 11, n. 7, p. 1125–1134, 2011.

INCRA/RS. **Relatório ambiental do Projeto de Assentamento Alvorada**. Porto Alegre. 2008.

ISTÁNOVICS, V.; HERODEK, S.; SZILÁGYI, F. Phosphate adsorption by different sediment fractions in Lake Balaton and its protecting reservoirs. **Water Research**, v. 23, p. 1357–1366, 1989.

JIANG, C.; HU, J.; HUANG, X.; LI, C.; DENG, J.; ZHANG, J.; LIU, F. Phosphorus speciation in sediments of Lake Hongfeng, China. **Chinese Journal of Oceanology and Limnology**, v. 29, n. 1, p. 53–62, 2011.

KERR, J. G.; BURFORD, M. a.; OLLEY, J. M.; BUNN, S. E.; UDY, J. Examining the link between terrestrial and aquatic phosphorus speciation in a subtropical catchment: The role of selective erosion and transport of fine sediments during storm events. **Water Research**, v. 45, n. 11, p. 3331–3340, 2011.

KEUP, L.E. Phosphorus in flowing water. **Water Research**, v. 2, p. 373-386, 1968.

KLEIN, C.; AGNE, S. A. A. Fósforo : de nutriente à poluente! **Revista eletrônica em gestão, educação e tecnologia ambiental**, v. 8, p. 1713–1721, 2012.

KOSKI-VÄHÄLÄ, J.; HARTIKAINEN, H. Assessment of the Risk of Phosphorus Loading Due to Resuspended Sediment. **Journal of Environment Quality**, v. 30, n. 3, p. 960, 2001.

KROTH, P. L. **Disponibilidade de fósforo no solo para plantas e fatores que afetam a extração por resina de troca em membrana**. 1998. 167 f. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 1998.

LIN, C.; WANG, Z.; HE, M.; LI, Y.; LIU, R.; YANG, Z. Phosphorus sorption and fraction characteristics in the upper, middle and low reach sediments of the Daliao river systems, China. **Journal of Hazardous Materials**, v. 170, n. 1, p. 278–285, 2009.

LINQUIST, B. A.; SINGLETON, P. W.; CASSMAN, K. G. Inorganic and organic phosphorus dynamics during a build-up decline of available phosphorus in a ultisol. **Soil Science**, Baltimore, v. 162, p. 254-264, 1997.

LIU, Q.; LIU, S.; ZHAO, H.; DENG, L.; WANG, C.; ZHAO, Q.; DONG, S. The phosphorus speciations in the sediments up- and down-stream of cascade dams along the middle Lancang River. **Chemosphere**, v. 120, p. 653–659, 2015.

LIU, S. M.; ZHANG, J.; LI, D. J. Phosphorus cycling in sediments of the Bohai and Yellow Seas. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 59, n. 2, p. 209–218, 2004.

LUCCI, G. M.; MCDOWELL, R. W.; CONDRON, L. M. Phosphorus source areas in a dairy catchment in Otago, New Zealand. **Soil Research**, v. 50, n. 2, p. 145–156, 2012.

MAIER, C. **Variabilidade intra-evento da origem das fontes de sedimentos em uma bacia hidrográfica rural**. 2013. 124 f. Teses (Doutorado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2013.

MAKRIS, K. C. **Soil and colloidal phosphorus dynamics in three ky soils: bioavailability, transport and water quality implications**. 2002. 170 f. Dissertation (Master Science in the College of Agriculture at the University of Kentucky) - College of Agriculture at the University of Kentucky, Lexington, 2002.

MALECKI, L. M.; WHITE, J. R.; REDDY, K. R. Nitrogen and phosphorus flux rates from sediment in the lower St. Johns River Estuary. **Journal of Environment Quality**, v. 33, p. 1545–1555, 2004.

MCDOWELL, R. W.; SHARPLEY, a N. The effects of soil carbon on phosphorus and sediment loss from soil trays by overland flow. **Journal of environmental quality**, v. 32, n. 1, p. 207–214, 2003.

MCDOWELL, R. W.; SHARPLEY, a. N. A comparison of fluvial sediment phosphorus (P) chemistry in relation to location and potential to influence stream P concentrations. **Aquatic Geochemistry**, v. 7, n. 4, p. 255–265, 2001.

MCKEAN, S. J.; WARREN, G. P. Determination of phosphate desorption characteristics in soils using successive resin extractions. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 27, n. 9-10, p. 2397–2417, 1996.

MERTEN, G. H.; MINELLA, J. P. G. Qualidade da água em bacias hidrográficas rurais: um desafio atual para a sobrevivência futura. **Agroecologia e Desenvolvimento Rural Sustentável**, v. 3, n. 4, p. 33–38, 2002.

MINELLA, J. P. G.; MERTEN, G. H. Monitoramento de bacias hidrográficas para identificar fontes de sedimentos em suspensão. **Ciência Rural**, v. 41, n. 3, p. 424–432, 2011.

MIOLA, G. R. **Extração de P, K, Ca e Mg do solo por diferentes métodos e avaliação da disponibilidade de p para as plantas.** 1995. 127 f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 1995.

MOREIRA, V. S. **Territorialidades rurais em júlio de castilhos - rs: da pecuária extensiva à agricultura familiar.** 2008, 132 f. Dissertação (Mestrado em Geografia) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2008.

MOORE, P. A.; REDDY, K. R. Role of Eh and pH on phosphorus geochemistry in sediments of Lake Okeechobee, Florida. **Journal of Environmental Quality**, v. 23, p. 955–964, 1994

MUDROCH, A & MACKNIGHT, S. D. – Handbook of Techniques for Aquatic Sediments Sampling - CRC, U.S., 1991.

MUDROCH, A.; AZCUE, J.M. 1995. **Manual of aquatic sediment sampling.** Boca Raton: Lewis, 218 p.

MUGGLER, C.C.; PAPE T.; BUURMAN, P. Laser grain-size determination in soil genetic studies. 2. Clay content, clay formation, and aggregation in some Brazilian oxisols. **Soil Science**, V. 162, p. 219- 228, 1997.

MURPHY, J.; RILEY, J. P. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. **Analytica Chimica Acta**, v. 27, n. C, p. 31–36, 1962.

OWENS, P. N.; PETTICREW, E. L.; PERK, M.V. D. Sediment response to catchment disturbances. **Journal of Soils and Sediments**, v. 10, n. 4, p. 591–596, 2010.

OWENS, P. N.; WALLING, D. E. The phosphorus content of fluvial sediment in rural and industrialized river basins. **Water Research**, v. 36, n. 3, p. 685–701, 2002.

PANT, H. K.; REDDY, K. R. Phosphorus sorption characteristics of estuarine sediments under different redox conditions. **Journal of environmental quality**, v. 30, n. 4, p. 1474–1480, 2001.

PANT, H. K.; REDDY, K. R.; DIERBERG, F. E. Bioavailability of organic phosphorus in a submerged aquatic vegetation-dominated treatment wetland. **Journal of environmental quality**, v. 31, n. 5, p. 1748–1756, 2002.

PELLEGRINI, A. **Índices de desempenho ambiental e comportamento hidrossedimentológico em duas bacias hidrográficas rurais.** 2013. 108 f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) - Universidade Federal de santa Maria, Santa Maria, 2013.

PELLEGRINI, J. B. R. **Fósforo na água e no sedimento na microbacia hidrográfica do arroio Lino - Agudo – RS.** Dissertação (Mestrado em Agronomia) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 98f. 2005.

PELLEGRINI, J. B. R.; DOS SANTOS, D. R.; GONÇALVES, C. S.; COPETTI, A. C. C.; BORTOLUZZI, E. C.; TESSIER, D. Impacts of anthropic pressures on soil phosphorus availability, concentration, and phosphorus forms in sediments in a Southern Brazilian watershed. **Journal of Soils and Sediments**, v. 10, n. 3, p. 451–460, 2010.

PELLEGRINI, J. B. R.; SANTOS, D. R. dos; GONÇALVES, C. S.; COPETTI, A. C. C.; BORTOLUZZI, E. C. Adsorção de fósforo em sedimentos e sua relação com a ação antrópica. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, n. spe, p. 2639–2646, dez. 2008.

PEREIRA, R. S. Identificação e caracterização das fontes de poluição em sistemas hídricos. **Revista Eletrônica de Recursos Hídricos**. IPH-UFRGS. V.1, n.1, p.20-36, 2004.

POSTOLACHI, L.; RUSU, V.; LUPASCU, T. Distribution of phosphorus forms in water-particulate materials-bottom sediments system of the Prut river during 2009-2012 years. **Chemical Journal of Moldova**, v. 8, n. 2, p. 57–66, 2013.

PSENNER, R. V.; PUCSKO, R.; SAGER M. Die Fraktionierung organischer und anorganischer Phosphorverbindungen von Sedimenten. **Archiv für Hydrobiologie, Supplement**, v. 70, p. 111–155, 1984.

QUINTON, J. N.; CATT, J. a; HESS, T. M. The selective removal of phosphorus from soil: is event size important? **Journal of environmental quality**, v. 30, n. 2, p. 538–545, 2001.

QIAN, Y.; LIANG,X.; CHEN, Y.; LOU, L.; CUI, X.; TANG, J.; LI, P.; CAO, R. Significance of biological effects on phosphorus transformation processes at the water–sediment interface under different environmental conditions. **Ecological Engineering**, v. 37, p. 816–825, 2011.

RASCHE, J. W. A. **Transferência de fósforo em pequenas bacias hidrográficas com predomínio de sistema plantio direto precário**. 2014. 202 f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2014.

REICHERT, J. M.; SUZUKI, L. E. A. S.; REINERT, D. J.; HORN, R.; HÅKANSSON, I. Reference bulk density and critical degree-of-compactness for no-till crop production in subtropical highly weathered soils. **Soil and Tillage Research**, v. 102, n. 2, p. 242–254, 2009.

RHEINHEIMER, D.; ANGHINONI, I.; KAMINSKI, J. Depleção do fósforo inorgânico de diferentes frações provocada pela extração sucessiva com resina em diferentes solos e manejos. **Revista Brasileira de Ciencia do Solo**, v. 24, n. 1, p. 345–354, 2000.

RHEINHEIMER, D. D. S.; ANGHINONI, I.; CONTE, E.; KAMINSKI, J.; GATIBONI, L. C. Dessorção de fósforo avaliada por extrações sucessivas em amostras de solo provenientes dos sistemas plantio direto e convencional. **Ciência Rural**, v. 33, n. 6, p. 1053–1059, 2003.

RIVERA, E. A. C. **Modelo sistêmico para compreender o processo de eutrofização em um reservatório de água**. 2003. 152 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Alimentos) - Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2003.

ROSSATO, M. S. **Os climas do Rio Grande do Sul: variabilidade, tendências e tipologia**. 240 f. Tese (Doutorado em Geografia) – Departamento de Geografia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2011.

RUSU, V.; POSTOLACHI, L.; POVAR, I.; ALDER, A.; LUPASCU, T. Dynamics of phosphorus forms in the bottom sediments and their interstitial water for the Prut River (Moldova). **Environmental Science and Pollution Research**, v. 19, n. 8, p. 3126–3131, 2012.

RYDIN, E. Potentially mobile phosphorus in Lake Erken sediment. **Water Research**, v. 34, n. 7, p. 2037–2042, 2000.

SIMARD, R. R. D.; CLUIS, G. Gangbazo, and A. Pesant. **Phosphorus in the Beaurivage River watershed**. Proceedings of the Joint CSCE-ASCE National Conference on Environmental Engineering, July 1993. Montreal, Quebec.

SCHENATO, R. B. **Dinâmica do fósforo de sedimentos de uma pequena bacia hidrográfica de cabeceira**. 2009. 105 f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2009.

SHARPLEY, A. N. The Effect of Storm Interval on the Transport of Soluble Phosphorus in Runoff1. **Journal of Environment Quality**, v. 9, n. 4, p. 575, 1980.

SØNDERGAARD, M.; JENSEN, J. P.; JEPPESEN, E. Role of sediment and internal loading of phosphorus in shallow lakes. **Hydrobiologia**, v. 506-509, n. 1-3, p. 135–145, 2003.

STRAHLER, A. N. Quantitative analysis of watershed geomorphology. **Transactions American Geophysical Union**, v. 38, n. 6, p. 913–920, 1957.

SALOMONS, W.; FÖRSTNER, U. **Metals in the hydrocycle**. Berlin: Springer, 1984. 653 p.

SYERS, J. K.; HARRIS, R. F.; ARMSTRONG, D. E. Phosphate Chemistry in Lake Sediments1. **Journal of Environment Quality**, v. 2, n. 1, p. 1, 1973.

STUMM, W.; MORGAN, J.J. 1970. Aquatic chemistry: an introduction emphasizing chemical equilibria in natural waters. New York: **Wiley-Interscience**. 583 p.

TIECHER, T.; MINELLA, J. P. G.; MIGUEL, P.; ALVAREZ, J. W. R.; PELLEGRINI, A.; CAPOANE, V.; CIOTTI, L. H.; SCHAEFER, G. L.; SANTOS, D. R. dos. Contribuição das fontes de sedimentos em uma bacia hidrográfica agrícola sob plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 38, n. 2, p. 639–649, 2014.

TIECHER, T. **Dinâmica do fósforo em solo muito argiloso sob diferentes prepares de solo e culturas de inverno**. 2011. 79 f.. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2011.

TEDESCO, M. J. et al. 1995. **Análises de solo, planta e outros materiais**. 2. Ed. Rev. e Ampl. Porto Alegre: Departamento de Solos da UFRGS. 174 p. (Boletim Técnico de Solos) / UFRGS. Departamento de Solos, n. 5).

TIESSEN, H., Moir, J.O., 1993. Characterization of available P by sequential extraction. In: Carter, M.R. (Ed.), *Soil Sampling and Methods of Analysis*. **Canadian Society of Soil Science**, Boca Raton Lewis, p. 75–86.

TIECHER, T. et al. Forms of inorganic phosphorus in soil under different long term soil tillage systems and winter crops. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 36, n. 1, p. 271–282, 2012.

TIECHER, T. et al. Contribuição das fontes de sedimentos em uma bacia hidrográfica agrícola sob plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 38, n. 2, p. 639–649, 2014.

US Environmental Protection Agency (USEPA). **Proposed guidelines for ecological risk assessment: Notice**. FRL-5605-9. Federal Register, 61, 47552-47631. 1996.

USEPA - *United States Environmental Protection Agency*. **Methods of chemical analysis for water and wastes**. Cincinnati: USEPA, 1971.

WALTRICK, JCN. **Aplicação da metodologia P-index na bacia hidrográfica do campestre - Colombo (PR)**. 2011. 97f. Dissertação de Mestrado em Ciência do solo. Curitiba, Universidade Federal do Paraná, 2011.

VO, N. X. Q.; JI, Y.; DOAN, T. Van; KANG, H. Distribution of Inorganic Phosphorus Fractions in Sediments of the South Han River over a Rainy Season. **Environmental Engineering Research**, v. 19, n. 3, p. 229–240, 30 set. 2014.

WANG, Q.; LI, Y. Phosphorus Adsorption and Desorption Behavior on Sediments of Different Origins. **Journal of Soils and Sediments**, v. 10, n. 6, p. 1159–1173, 2010.

ZHANG, W.; SHAN, B.; LI, J.; TANG, W.; JIN, X.; ZHANG, H.; DING, Y.; WANG, Y.; ZHU, X. Characteristics, distribution and ecological risk assessment of phosphorus in surface sediments from different ecosystems in Eastern China: A ³¹P-nuclear magnetic resonance study. **Ecological Engineering**, v. 75, p. 264–271, 2015.

ZHOU, Q.; GIBSON, C. E.; ZHU, Y. Evaluation of phosphorus bioavailability in sediments of three contrasting lakes in China and the UK. **Chemosphere**, v. 42, n. 2, p. 221–225, 2001.