

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL

FACULDADE DE AGRONOMIA

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA DO SOLO

IDENTIFICAÇÃO DE ÁREAS PRIORITÁRIAS PARA CONSERVAÇÃO DO
SOLO E DA ÁGUA EM BACIA HIDROGRÁFICA USANDO MODELAGEM E
SIG

Joelma Divina Murliki

(DISSERTAÇÃO)

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL

FACULDADE DE AGRONOMIA

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA DO SOLO

IDENTIFICAÇÃO DE ÁREAS PRIORITÁRIAS PARA CONSERVAÇÃO DO
SOLO E DA ÁGUA EM BACIA HIDROGRÁFICA USANDO MODELAGEM E
SIG

Joelma Divina Murliki

Engenheira Agrônoma (UFRGS)

Dissertação apresentada como
um dos requisitos à obtenção do
Grau de Mestre em Ciência do Solo

Porto Alegre (RS) Brasil

Março de 2015

CIP - Catalogação na Publicação

Murliki, Joelma Divina
Identificação de áreas prioritárias para
conservação do solo e da água em bacia hidrográfica
usando modelagem e SIG / Joelma Divina Murliki. --
2015.

78 f.

Orientador: Elvio Giasson.

Dissertação (Mestrado) -- Universidade Federal do
Rio Grande do Sul, Faculdade de Agronomia, Programa
de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Porto Alegre, BR-
RS, 2015.

1. Fósforo. 2. Eutrofização. 3. SIG. 4. Índice de
fósforo. I. Giasson, Elvio, orient. II. Título.

JOELMA DIVINA MURLIKI

IDENTIFICAÇÃO DE ÁREAS PRIORITÁRIAS PARA
CONSERVAÇÃO DO SOLO E DA ÁGUA EM BACIA
HIDROGRÁFICA USANDO MODELAGEM E SIG

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em
Ciência do Solo da Faculdade de Agronomia da Universidade Federal do Rio
Grande do Sul, como requisito para a obtenção do título de Mestre em Ciência
do Solo.

Aprovada em 05 de março de 2015
Homologada em 30 de setembro de 2017

BANCA EXAMINADORA:

Prof. Paulo César do Nascimento
UFRGS

Prof. José Antonio Saldanha Louzada
UFRGS

Dra. Fabíola Lopes
Secretaria da Agricultura e Pecuária/RS

Orientador - Prof. Elvio Giasson
UFRGS

Aos meus exemplos, apoiadores e amados pais:

Divino e Otília.

Aos meus companheiros de toda vida, meus amados irmãos:

Paulo, Bruna e Ana Carolina.

Às que trazem doçura à minha vida, minhas amadas sobrinhas:

Polyanna e Luiza.

Pessoas essenciais na minha vida.

DEDICO

AGRADECIMENTOS

À Universidade Federal do Rio Grande do Sul, à Faculdade de Agronomia, pelo ensino de qualidade e excelente formação.

Ao PPG Ciência do Solo por proporcionar a realização de mais uma etapa da minha formação

Ao CNPq e CAPES, pela concessão da bolsa de estudo.

Ao Professor Élvio Giasson, pelo desafio da orientação, pelo conhecimento, pela dedicação e pela honestidade, e acima de tudo pela amizade.

Aos queridos colegas de laboratório Alcinei, Benito, Eliana, Elisângela, Janderson, Pedro, Rodrigo e Tatiane, pela amizade, pelos mates e pela presteza em colaborar em qualquer momento.

Aos colegas do PPG Ciência do Solo pelo convívio, pelo companheirismo, pela amizade, e é claro, pelo mate e pelas risadas, em especial à minha estimada amiga Tatiana.

Aos professores do PPG Ciência do Solo e demais programas, pela colaboração na minha formação.

Aos funcionários do Departamento de Solos e do PPG Ciência do Solo, em especial ao funcionário Jader Ribeiro, por toda a atenção e disposição em ajudar.

Aos membros da banca examinadora, pelo tempo despendido tendo em vista o enriquecimento deste trabalho.

À população brasileira que paga seus impostos e financiou meus estudos.

Aos meus pais, que sempre apoiaram, incondicionalmente, as minhas escolhas e entendem minhas ausências.

Aos meus irmãos, que me entendem, me chamam atenção quando necessário, e estão sempre prontos a me ajudar.

Às minhas sobrinhas e ao meu afilhado, que deixam a minha vida mais leve.

Aos velhos e aos novos amigos, com quem compartilho um pouco da minha vida e histórias.

E a todos que, de alguma forma, contribuíram para realização deste trabalho.

IDENTIFICAÇÃO DE ÁREAS PRIORITÁRIAS PARA CONSERVAÇÃO DO SOLO E DA ÁGUA EM BACIA HIDROGRÁFICA USANDO MODELAGEM E SIG¹

Autor: Joelma Divina Murliki

Orientador: Elvio Giasson

RESUMO

Os maiores problemas ambientais encontrados nas bacias hidrográficas agrícolas são gerados por fontes difusas de poluição que diminuem a qualidade das águas superficiais. Identificar a origem das fontes de poluentes é fundamental para o manejo adequado das áreas agrícolas. Neste sentido, foram utilizadas duas metodologias, respectivamente, para identificar áreas com maior potencial de transporte de fósforo (P) e para avaliar relativamente às áreas quanto ao seu risco potencial de poluição por P. O AMPPI (Índice de Poluição Potencial por Dejetos Animais) é um índice que utiliza dados espaciais para estimar o potencial de transporte de P de fontes orgânicas para os mananciais, enquanto o P-Index (Índice de Fósforo) utiliza parâmetros que quantificam o risco potencial de poluição por P (mineral e orgânico) e pode servir de base para o planejamento de práticas de manejo, uso e conservação do solo e água, auxiliando na tomada de decisões. As duas metodologias foram utilizadas na área da Bacia Hidrográfica do Arroio Marrecas, onde há um reservatório para abastecimento da população do município de Caxias do Sul (RS). O uso destas metodologias permitiu identificar as áreas com maior potencial de transporte de P, bem como as áreas com prioridade para implementação de práticas de manejo conservacionista por apresentarem maior potencial de poluição. Estas metodologias são ferramentas que se mostraram capazes de auxiliar os agricultores e técnicos no controle do movimento do P em áreas agrícolas, podendo evitar impactos ambientais desfavoráveis.

Palavras-chave: Fósforo, eutrofização, SIG, índice de fósforo.

¹ Dissertação de Mestrado em Ciência do Solo, Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre (64p.) Março, 2015. Trabalho realizado com apoio financeiro do CNPq e da CAPES.

IDENTIFICATION OF PRIORITY AREAS FOR SOIL AND WATER CONSERVATION IN BASIN USING MODELING AND GIS²

Author: Joelma Divina Murliki

Adviser: Elvio Giasson

ABSTRACT

The biggest environmental problems found in agricultural catchments are generated by diffuse sources of pollution which reduce the quality of surface water. Identify the location of pollutant sources is critical to the proper management of agricultural areas. In this sense, two methodologies were used, respectively, to identify areas with potential for exporting P and to assess the the potential risk of pollution caused by phosphorus (P). AMPPI (Animal Waste Pollution Potential Index) is an index that uses spatial data to estimate the P transport potential to water bodies while the P-Index (Phosphorus Index) uses parameters that quantify the potential for pollution by P and may serve as a basis for planning management practices, use and conservation of soil and water, helping in decision-making. The two methodologies were used in the area of the watershed of stream Marrecas where there is a reservoir for the supply of the population of city of Caxias do Sul (RS). The use of these methodologies identified the areas with greatest potential for export of P, as well as areas with priority for implementation of conservation management practices for having higher potential for pollution. These methodologies are tools that proved to be able to help farmers and technicians in the control of the P movement in agricultural areas, been able of avoid adverse environmental impacts.

Keywords: Phosphorus, eutrophication, GIS, P-Index.

² M.Sc. Dissertation in Soil Science. Graduate Program in Soil Science. Faculty of Agronomy. Federal University of Rio Grande do Sul, Porto Alegre (64p.) March, 2015. Research supported by CNPq and CAPES.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	1
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	4
2.1. O uso do fósforo no ambiente	4
2.2. Mecanismos e formas de transporte do fósforo a partir de áreas agrícolas	5
2.3. Quantificação do risco de poluição ambiental pelo P	8
2.4. Relação entre fontes de P no solo e P na enxurrada	9
2.5. Relação entre P na enxurrada e manejo do solo e resíduos	11
2.6. Potencial de transporte de P	11
2.7. Índices de fósforo	12
3. MATERIAL E MÉTODOS	15
3.1. Caracterização da área de estudo	15
3.2. Modelo digital de elevação	18
4. ESTUDO I	20
Identificação de áreas com potencial de transporte de P em bacia hidrográfica utilizando SIG	20
4.1. Introdução	20
4.2. Material e Métodos	22
4.2.2. Metodologia	22
4.3. Resultados e Discussão	26
4.3.1. Aplicação de P	26
4.3.2. DR e MDR	28
4.3.3. AMPPI	31
4.4. Conclusões	32
5. ESTUDO II	34
Determinação do P-Index para a bacia hidrográfica do arroio Marrecas utilizando SIG	34
5.1. Introdução	34
5.2. Material e Métodos	36
5.2.1. Determinação do P-Index	37
5.2.2. Teor de fósforo no solo	39

5.2.3. Perda do solo na bacia hidrográfica.....	39
5.2.4. escoamento superficial.....	41
5.2.5. Taxa e método de aplicação de fósforo no solo	42
5.3. Resultados e discussão	42
5.3.1. Teor de fósforo no solo	42
5.3.2. Perda de solo.....	43
5.3.3. escoamento Superficial	45
5.3.4. Taxa e método de aplicação do P.....	46
5.3.4. P-Index	47
5.4. Conclusões	49
6. CONSIDERAÇÕES FINAIS	51
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	53

RELAÇÃO DE TABELAS

Tabela 1. Fator drenagem do solo (Sd) conforme os diferentes tipos de solo na bacia.....	23
Tabela 2. Taxa de aplicação de P nas sub-bacias da Bacia Hidrográfica do Arroio Marrecas	27
Tabela 3. Relação de Entrega DR nas sub-bacias da bacia hidrográfica do arroio Marrecas	30
Tabela 4. AMPPI bacia hidrográfica do arroio Marrecas.....	31
Tabela 5. Versão de P-Index Original, usado na Pensilvânia (Lemunyon e Gilbert, 1993).....	38
Tabela 6. Interpretação do risco de perda P	39
Tabela 7. Valores do fator C atribuídos aos diferentes usos do solo utilizado na RUSLE.	41

RELAÇÃO DE FIGURAS

Figura 1. Bacia hidrográfica do arroio Marrecas e divisão em sub-bacias.	16
Figura 2. Mapa de solos da bacia hidrográfica do arroio Marrecas (SAMAE, 2010).	18
Figura 3. Mapa de uso dos solos da bacia hidrográfica do arroio Marrecas (SAMAE, 2010).	19
Figura 4. Relação de entrega (DR) varia em função da distância percorrida pela água (D) e a declividade (S).	24
Figura 5. Para uma inclinação de $0,50 \text{ m.m}^{-1}$, a relação de entrega modificada (MDR) varia em função da distância percorrida pela água (D) e fator de drenagem do solo (Sd).	25
Figura 6. Taxa de aplicação de P na bacia hidrográfica do arroio Marrecas. ...	28
Figura 7. Relação de Entrega Modificada (MDR).	29
Figura 8. Relação de Entrega DR na bacia hidrográfica do arroio Marrecas. .	30
Figura 9. AMPPI da bacia hidrográfica do arroio Marrecas.	32
Figura 10. Teor de P no solo na bacia hidrográfica do arroio Marrecas.	43
Figura 11. Mapa de perda de solo da bacia conforme classes de erosão.	45
Figura 12. Mapa de classes de drenagem da bacia hidrográfica do arroio Marrecas.	46
Figura 13. Taxas de aplicação e métodos de aplicação de P: a) Taxa de aplicação de P mineral; b) Método de aplicação de P mineral; a) Taxa de aplicação de P orgânico; b) Método de aplicação de P orgânico.	47
Figura 14. P-Index gerado para a bacia hidrográfica do arroio Marrecas.	48
Figura 15. Mapa de risco potencial de contaminação por P.	49

ABREVIATURAS

AGNPS - Agricultural Non-point Source Pollution Model

AMPPI – Animal Manure Pollution Potential Index

ANSWERS - Areal Non-point Source Watershed Environment Simulation

ASTER - Advanced Spaceborne Thermal Emission and Reflection Radiometer

C - Carbono

CREAMS - Chemicals, Runoff and Erosion from Agricultural Management Systems

DEM - Modelo Digital de Elevação do Terreno

DR – Delivery Ratio ou taxa de entrega

EIA – Estudo de Impacto Ambiental

EMSS - Environmental Modelling and Software

EPIC - Erosion Productivity Impact Calculator

ESRI - Environmental Systems Research Institute

EUA – Estados Unidos da América

GDEM - Global Digital Elevation Model

GLEAMS - Groundwater Loading Effects of Agricultural Management Systems

HSPF - Hidrological Simulation Program – Fortran

N - Nitrogênio

METI - Ministry of Economy, Trade, and Industry

MDE – Modelo Digital de Elevação

NASA – National Aeronautics and Space Administration

NRCS - Natural Resources Conservation Service

P – Fósforo

PB – Fósforo Biodisponível

PD – Fósforo Disponível

PP – Fósforo Particulado

RIMA – Relatório de Impacto Ambiental

RS – Rio Grande do Sul

RUSLE - Revised Universal Soil Loss Equation

SAGA – System for Automated Geoscientific Analysis

SAMAE – Serviço Autônomo de Água e Esgoto de Caxias do Sul

SHETRAN - Système Hydrologique Européen TRANsport

SIG – Sistemas de Informações Geográficas

SWAT - Soil and Water Assessment Tool

UA – Unidade Animal

USEPA - United States Environmental Protection

1. INTRODUÇÃO

Os maiores problemas ambientais encontrados nas bacias hidrográficas agrícolas são gerados por fontes difusas de poluição. Uma importante ferramenta de gestão para essas bacias é o conhecimento espacial da origem das cargas geradoras de impactos negativos. A modelagem ambiental apresenta-se como uma ferramenta eficiente na tarefa de estudar e entender grande parte dos processos físicos e químicos que ocorrem no ambiente delimitado geograficamente.

Visando garantir altos níveis de produção em áreas de exploração agrícola, cargas cada vez mais altas de fertilizantes orgânicos e inorgânicos são adicionadas, provocando excedentes que podem vir a integrar corpos d'água (Fasching, 2006). Em se tratando de fertilizantes orgânicos, a dose recomendada normalmente é de acordo com as necessidades de nitrogênio (N), aumentando assim, o teor de fósforo (P) no solo e, conseqüentemente sua concentração no escoamento superficial (Sharpley & Halvorson, 1994). A adição de nutrientes sem equilíbrio, leva ao acúmulo no solo e a concentrações superiores à estabelecida para o crescimento das plantas (Gburek et al., 2000), o que vem ocorrendo com relação ao P, especialmente em áreas com aplicação de dejetos de animais (Eghball & Gilley, 2001; Shigaki et al., 2006). O P é um elemento de baixa mobilidade no solo e é considerado um dos elementos limitantes na eutrofização de águas superficiais.

Devido ao uso intenso do solo há a necessidade de planejamento e gestão adequados para cada bacia ou microbacia, com intuito de diminuir a poluição das águas, procurando, assim, melhores práticas de adubação e manejo (Sharpley et al., 2001; Shigaki et al., 2006).

Alguns países, como os EUA, há algum tempo vem desenvolvendo orientações quanto à aplicação de P e o gerenciamento de bacias hidrográficas baseadas no potencial de transporte de P via superfície. Devido aos grandes impactos causados pela perda de nutrientes e suas interações, surgiram diversos modelos ambientais, hidrológicos e de qualidade de água, os quais geralmente exigem grande volume de dados de entrada, cujos arquivos são criados por sistemas de informações geográficos (SIG) e suas interfaces. Estes modelos têm o objetivo de simular os processos que ocorrem no ambiente, buscando entender as interações, identificar a origem das contaminações e prever o que poderá acontecer naquele cenário, a fim de estabelecer as causas e efeitos dos impactos provocados pelas fontes difusas de poluição.

Os modelos utilizados podem ser modelos complexos que exigem muitos dados para sua calibração, como o SWAT, ou podem ser modelos empíricos como o modelo AMPPI, ou Índice de Poluição Potencial por Dejetos Animais, que é um índice que utiliza dados espaciais para estimar o potencial de transporte de P para os mananciais, considerando o uso do solo e características biofísicas. O AMPPI foi adaptado a partir do Índice de Poluição de Resíduos Animais desenvolvido por Heatwole e Shanholtz (1991) e as estimativas da entrega potencial de algumas frações de P derivado de adições anuais de dejetos em uma área próxima ao corpo hídrico.

Outra metodologia muito utilizada é o P-Index (Lemunyon & Gilbert, 1993), que é usado pelo Departamento de Agricultura dos Estados Unidos como um princípio à recomendação de práticas agrícolas considerando os aspectos ambientais das bacias, utilizando-se de parâmetros que podem servir de base para planejamento de práticas de manejo, uso e conservação do solo e água, auxiliando na tomada de decisões, apresentando-se como mais uma ferramenta para auxiliar os agricultores e técnicos no controle do movimento do P em suas áreas, podendo evitar impactos ambientais desfavoráveis.

Desta forma, este estudo tem como objetivo identificar áreas prioritárias para conservação do solo e da água propõe: i) usar o modelo empírico, AMPPI,

para identificar áreas com maior potencial de transporte de P para as águas superficiais na bacia hidrográfica do arroio Marrecas em Caxias do Sul (RS); ii) aplicar a metodologia P-Index para verificar risco potencial de contaminação por P na bacia hidrográfica do arroio Marrecas na sua versão original (Lemunyon & Gilbert, 1993).

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1. O uso do fósforo no ambiente

A intensificação das atividades agropecuárias vem alterando de maneira significativa a dinâmica dos ecossistemas naturais. Esta intensificação, desencadeada devido ao crescimento da população mundial, que fez com houvesse uma expansão da agricultura a partir de duas frentes, a expansão da área plantada e o aumento da produtividade, ambos responsáveis por impactos ambientais. O impacto ambiental negativo, relacionado ao aumento de nutrientes agrícolas, pode ser incluído junto àqueles de difícil identificação ou mensuração (Sharpley, 1995; Correll, 1998)

As atividades agrícolas são consideradas como uma das principais fontes de contaminação dos corpos de água superficial nos EUA. O transporte de P do solo para a água pode ocorrer por diferentes meios (erosão, escoamento superficial, lixiviação ou fluxo preferencial). No entanto, pelo fato do P estar retido fortemente na fase sólida do solo, este é transportado principalmente pela erosão (Murrell, 2003). Além disso, o P em solução pode ser transportado pela água de escoamento superficial, principalmente em manejos com aplicações de fertilizantes com alta solubilidade em superfície. O transporte de P do solo via lixiviação ocorre principalmente nos solos que têm superfícies menos reativas, por exemplo, solos muito arenosos situados em regiões de alta precipitação e onde se faz aplicações muito altas de P. Também há evidências que aplicações de dejetos de animais levam a um maior movimento de P no perfil do solo do

que as formas inorgânicas de P (Murrel, 2003; Achury, 2005). Os fatores que influenciam as perdas de nutrientes por erosão em solos agrícolas são geralmente agrupados em categorias relacionadas à fonte (quantidade potencialmente disponível para transporte) e relacionadas ao transporte (potencial de escoamento superficial e erosão) (Achury, 2005). Fatores relacionados à fonte: contínuas aplicações de fertilizantes minerais e dejetos animais podem exceder às necessidades nutricionais das plantas e aumentar a concentração de P no solo e, com isso, favorecer sua perda por escoamento superficial e erosão. Outros aspectos importantes a serem considerados na perda de nutrientes são o período e a forma de aplicação destes, os quais são influenciados pelo clima, cultivo, sistema de manejo e equipe disponível para o trabalho. A sequência de adubações e o intervalo de tempo entre as aplicações dos nutrientes no solo e o início do primeiro evento de escoamento superficial são a chave para a magnitude da perda de P (Achury, 2005; Sharpley e Halvorson, 1994; Weld et al., 2001).

2.2. Mecanismos e formas de transporte do fósforo a partir de áreas agrícolas

Quando o P entra nas águas superficiais em grandes quantidades ele torna-se um poluente, contribuindo para o crescimento excessivo de algas e de outras plantas aquáticas e acelerando o processo de eutrofização. Embora o nitrogênio (N) e o carbono (C) também sejam essenciais para o desenvolvimento de organismos aquáticos, maior atenção tem sido dada ao P devido a dificuldade em controlar a troca de N e C entre a atmosfera e a água, e devido a existência de um consenso de que é o teor de P nas águas que controla a ocorrência ou não de eutrofização.

A eutrofização das águas limita o seu uso para consumo, indústria, pesca e recreação. Os principais impactos da eutrofização relacionam-se a quatro processos: aumento do crescimento de algas e plantas aquáticas, redução do teor de oxigênio na água, variação do pH e efeitos na distribuição das diversas espécies de plantas, implicando na cadeia alimentar. Daniel et al. (1998) afirmam que concentrações de P total entre 0,01 e 0,02 mg.L⁻¹ são considerados valores críticos acima dos quais a eutrofização é acelerada. Outros autores afirmam que

a concentração crítica de P total nas águas superficiais é de 0,03 mg.L⁻¹ (NATIONAL RESEARCH COUNCIL, 1993; Pierzynski et al., 1994).

Águas superficiais que naturalmente apresentam baixos teores de P são muito sensíveis à adições deste nutriente. O manejo adequado do P para evitar a eutrofização frequentemente concentra-se na redução da quantidade de P que é transportado até os corpos hídricos por meio da redução da adição às áreas agrícolas e do controle do transporte do P até as águas. Uma vez que um corpo hídrico é identificado como sendo sensível à adição de P, as áreas de origem de P e solos sujeitos à perda de P pelo escoamento da enxurrada devem ser manejados. Para situações com solos com teores altos ou muito altos de P, as opções incluem a não aplicação de maiores quantidades de P do que a quantidade removida pelas culturas. A ocorrência de áreas de terra onde há excessiva aplicação de P ou onde existe uma grande quantidade animais normalmente leva à redução da qualidade das águas adjacentes (Sharpley et al., 1994).

Áreas agrícolas com teores excessivamente altos de P no solo podem contribuir com P para as águas superficiais. Todavia, nem todas as áreas contribuem igualmente para ocorrência deste problema, tendo potencial diferenciado de transporte de P para as águas superficiais. Os fatores que determinam a quantidade e a forma do P transportado das áreas agrícolas devem ser conhecidos e quantificados a fim de poder-se identificar quais são as áreas problemáticas e sua necessidade de práticas conservacionistas baseado no resultado da pesquisa.

Os principais mecanismos pelos quais o P é transportado de áreas agrícolas são o escoamento da enxurrada e a erosão (Sharpley et al., 1994). É reconhecido que o P não se move significativamente entre horizontes em um perfil de solo quando o mesmo é utilizado para agricultura.

O transporte de P de áreas agrícolas por meio do escoamento superficial depende de vários fatores, incluindo a importância relativa do escoamento superficial e do escoamento subsuperficial, o manejo do solo e a quantidade, forma e disponibilidade do P no solo e adicionado à superfície do solo. Geralmente a concentração de P na água que percola no solo é baixa devido à adsorção de P pelo solo. Entretanto, o P pode percolar no perfil do solo em solos orgânicos onde a capacidade de adsorção é baixa devido à predominância de

superfícies negativamente carregadas e à complexação de alumínio e ferro pela matéria orgânica. Da mesma forma, o P pode mover-se em solos arenosos com baixa capacidade de adsorção de P (Daniel et al., 1998). Como diferentes áreas dentro das bacias de captação contribuem com quantidades diferentes de P para águas superficiais, é necessário que existam procedimentos comparativos para determinar o potencial relativo de poluição de cada área a fim de priorizar práticas de manejo e conservação em áreas com maiores problemas (Giasson et al., 2002).

O P é exportado de áreas agrícolas na forma de P dissolvido (PD) e de P particulado (PP). A perda de PD pode ocorrer através da enxurrada ou da lixiviação. O PD é composto principalmente por ortofosfato, que imediatamente disponível para as plantas e algas. O escoamento superficial de áreas de pastagens e florestas ou solos não erodidos apresentam baixas concentrações de sedimentos e geralmente são dominados por PD. O PP é associado com sedimentos e partículas de matéria orgânica erodidos durante eventos de enxurrada e constituem a maior proporção do P transportado da maioria das áreas agrícolas. A disponibilidade de P na forma particulada para as plantas aquáticas depende da concentração de P no sedimento (Sonzogni, 1982; Sharpley & Smith, 1992; Sharpley, 1993). Enquanto o PD está numa forma prontamente disponível para os organismos, o PP pode ser uma fonte de P que fornece o elemento gradualmente por um longo período de tempo (Daniel et al., 1998).

O efeito combinado da disponibilidade do PD e do PP é chamado de P biodisponível (PB). Quando o escoamento superficial entra nos rios, o PB pode aumentar ou diminuir, dependendo se o P é adsorvido ou desorvido pelos sedimentos do rio. Sedimentos com uma alta concentração de P que entram em um lago ou reservatório podem contribuir com PB pela desorção por um longo período de tempo. O efeito PB entrando em lagos ou reservatórios na eutrofização depende das características do lago. A turbidez, a profundidade da água, a taxa de descarga, a ocorrência ou não de estratificação das águas sob condições normais e o teor inicial de P afetam o crescimento das algas e de outras formas de vegetação aquática. Geralmente, as estratégias para o controle do P apresentam maior benefícios em lagos ou reservatórios mais profundos,

estratificados, com baixa taxa de recarga (mais que seis vezes por ano) e com baixos teores iniciais de P.

Fertilizantes e esterco aplicados na superfície do solo e não incorporados ao solo causam um aumento na concentração de PD na enxurrada (Yong e Mutcher, 1976; Truman et al., 1993; Gaynor e Findlay, 1995).

Sedimentos erodidos tendem a ter uma concentração de P maior que o solo do qual são provenientes, apresentando teores de P variando de ligeiramente inferior ao dobro até quatro vezes o teor de P no solo (Alberts et al., 1981; Sharpley, 1980). Todavia, se ocorre excessiva erosão do solo e o solo tem um baixo teor de P, a concentração de P nos sedimentos pode ser menor que no solo de origem (Sharpley & Smith, 1992). O PP pode representar 75% a 90% do P transportado na enxurrada (Schuman et al., 1973; Sharpley et al., 1993).

Embora a perda de P na forma de PP possa ser maior que na forma PD, somente uma parte do PP é biodisponível, pois parte do P adsorvido não será desorvido e, portanto, não estará disponível para algas e plantas.

2.3. Quantificação do risco de poluição ambiental pelo P

Os métodos tradicionais usados para avaliar os teores de P no solo usam extratores desenvolvidos para avaliar a disponibilidade de P para as plantas, e não para avaliar o potencial de poluição ambiental. Daniel et al. (1998), mostram que as concentrações de P dissolvido acima de 0,01 a 0,02 ppm já são críticas e podem provocar a eutrofização acelerada das águas superficiais. Não existem procedimentos padronizados para a avaliação de níveis críticos acima dos quais pode-se ter problemas ambientais. Atualmente, os maiores desafios relacionados a poluição das águas com P para a identificação de soluções econômicas e ambientalmente satisfatórias são o desenvolvimento de metodologias de campo ou laboratório que auxiliem na identificação de áreas problemáticas, e então o desenvolvimento de práticas de manejo adequadas para estas áreas.

Existe interação entre a chuva e os cinco centímetros superficiais do solo (Oloya et al., 1980; Sharpley & Smith, 1989; Sharpley, 1995). Conseqüentemente, existe uma relação positiva entre o teor de P no solo e a concentração de PD na enxurrada (Abrams & Jarrel, 1995; Römkens & Nelson,

1974; Sharpley et al., 1977; Sharpley et al., 1995; Pote et al., 1996). Esta perda é aumentada na estratificação do P aplicado superficialmente em sistemas de plantio direto e preparo reduzido do solo, onde os teores de P no solo são mais altos nos 5 cm superficiais (Triplett & Van Doren, 1969; Robbins & Voss, 1991; Holanda et al., 1998). A habilidade de prever o teor de P na enxurrada não é afetada pela frequência de amostragens de solo para determinação do teor de P, pois a chuva e o manejo apresentam mais influência no teor de P na enxurrada do que o teor de P no solo (Sharpley et al., 1985). Geralmente, como descrito por Pierzynski & Longan (1993) quando adições de P ao solo são maiores que a remoção pelas culturas, o teor de P no solo aumenta.

Grande parte da pesquisa relacionada às perdas de P como PD e PP no escoamento superficial tem sido feita com simuladores de chuva em pequenas parcelas experimentais com coleta de escoamento e dos sedimentos erodidos para posterior análise de P no solo, na enxurrada e no sedimento (Kleinman, 2006). Nestes experimentos, tenta-se relacionar P na enxurrada com P no solo, características do solo e práticas de manejo de solos e resíduos a fim de poder prever comportamentos futuros. Gebler (2011), em um estudo para quantificar o arraste de P, sob o regime de chuvas intensas simuladas, concluiu que a cobertura vegetal do solo é importante para redução do risco de contaminação dos mananciais por arraste do P total, mas tem relativamente pouco efeito na contenção do PD, devido a sua eficiência em reter partículas em suspensão, mas não o P ionizado na água da enxurrada.

2.4. Relação entre fontes de P no solo e P na enxurrada

Embora haja relação direta entre a concentração de PD nas águas da enxurrada e teores de P no solo usando análise de rotina, aos métodos comumente usados para a determinação do teor e de P no solo (BRAY e KURTZ, P-1, MELICH I e III, OLSEN e MORGAN) foram desenvolvidos para avaliar a disponibilidade de P para as plantas e não para uma interpretação ambiental do potencial de poluição com P. Assim, testes mais rigorosos são desejáveis para indicar o potencial de perda de PD.

Pote et al. (1999) mostraram que diversos extratores de P do solo podem ser úteis para prever a concentração de PD na enxurrada. O aumento das

concentrações de PD na enxurrada é altamente correlacionado ao teor de P no solo. Ademais, solos que possuem altos níveis de P originados por excessiva adubação podem tornar-se as principais fontes de P na enxurrada. Os efeitos do teor de P no solo sobre os teores de P na enxurrada não são sempre consistentes para todos os tipos de solos, sendo que parte destas diferenças podem ser atribuídas à hidrologia da área, significando que o conhecimento da hidrologia da área pode aumentar a utilidade do teor de P no solo para prever o teor de P na enxurrada. Entretanto, Pote et al. (1999), mostraram que algumas destas relações podem ser alteradas com mudanças estacionais nas condições dos solos.

Além do teor de P no solo, o acúmulo de P no solo pode ser estimado pela determinação da capacidade de adsorção de P, usando isotermas de adsorção. Entretanto, é necessário muito tempo para a elaboração destas isotermas (Sample et al., 1980). Bache & Williams (1971) propuseram o uso de índices de adsorção de P, obtidos a partir do equilíbrio do solo por 17h com uma solução simples de P numa proporção de $1,5 \text{ g.P.kg}^{-1}$ solo, como um método rápido e simples de estimar a capacidade de adsorção máxima de P dos solos.

Os solos podem adsorver ou desorver P, dependendo da capacidade de adsorção de P no solo. Uma melhor relação foi encontrada entre o PD e a capacidade de adsorção de P que com teor de P no solo determinado por vários métodos (Sharpley, 1995, Sharpley, 1997). Este método, embora mais tedioso que os métodos de determinação do teor de P no solo, fornece uma integração das características do solo que afetam a desorção de P.

Usando o método de adsorção de P, pesquisadores holandeses definiram um valor crítico para a adsorção de P de 25% (Van Der Molen et al., 1998). Sharpley et al. (1994), encontraram que 25% de adsorção de P relaciona-se a uma concentração de PD de 1 ppm na enxurrada. Esta concentração de PD na água foi sugerida como a concentração limite de P na enxurrada em algumas áreas (USEPA, 1986). Embora este teste tenha uma melhor base científica que procedimentos de rotina para a determinação do teor de P no solo na previsão de concentrações de PD, este é um teste caro e demorado.

Oloya e Longan (1980) encontraram uma boa relação entre o teor de P no solo e P desorvido. Entretanto, outros autores encontraram uma melhor relação entre PD para as algas e PP extraído dos sedimentos com hidróxido de

sódio (Sonzogni et al., 1982; Dorich et al., 1985; Sharpley & Smith, 1992; Wolf et al., 1985). Este procedimento de extração é demorado, sendo que Sharpley (1993) adaptou um procedimento mais simples usando tiras de papel impregnadas com óxidos para determinar teores de PB relacionados ao desenvolvimento de algas, método este testado por Pote et al., (1996). Uma vantagem deste método sobre os métodos de extração química de P é que pode-se utilizá-lo no campo para determinar teores de P bioassolúvel em amostras de enxurrada.

2.5. Relação entre P na enxurrada e manejo do solo e resíduos

Muitas vezes a contribuição de uma área para o total de P transportado para as águas depende mais de práticas de manejo de resíduos aplicados na superfície do que do solo propriamente dito. As práticas culturais afetam a concentração e o teor total de PB nas águas que escoam de áreas agrícolas. Práticas de controle da erosão reduzem o teor total de PP na enxurrada, mas geralmente aumentam a concentração de PD na mesma. O P aplicado na superfície do solo sem incorporação aumenta a perda de PD, enquanto isso não ocorre quando o P é incorporado. A concentração PD na enxurrada de áreas sob plantio direto e forrageiras é maior que de áreas sob preparo convencional, porém a perda de PP é menor. O uso de cordões de vegetação permanente interceptando a enxurrada próximo às áreas fonte de P ou nas bordas de rios e canais, diminui o total potencial de P que chega aos cursos de água. O total e a frequência das chuvas em ato da aplicação de P tem grande efeito sobre a perda de P, sendo que quanto maior o tempo transcorrido entre a aplicação do P e a ocorrência das chuvas, menos P é levado pela enxurrada. A escolha da época e do momento adequado para aplicação do P pode ser uma prática de manejo estratégico na redução da poluição do P, por tratar-se de prática simples sem custo adicional.

2.6. Potencial de transporte de P

Na busca de prever qual será o destino do P que é perdido por erosão ou escoamento superficial, foram desenvolvidos modelos capazes de identificar e quantificar a perda deste nutriente em parcelas e em bacias hidrográficas.

Dentre os modelos utilizados para predição de P destacam-se o SWAT - Soil and Water Assessment Tool (Arnold et al., 1998), HSPF - Hydrological Simulation Program Fortran (Bicknell et al., 1997), o SHETRAN - Système Hydrologique Européen TRANsport (Ewen et al., 2000), entre outros, que são adaptados para análise de P

O SWAT, por exemplo, é baseado em processos e é contínuo no tempo, considera clima, hidrologia, erosão, sedimentação, crescimento de plantas, nutrientes, pesticidas e manejo agrícola. Empregando parâmetros distribuídos, o SWAT tem sido amplamente utilizado com o objetivo de simular os processos que ocorrem no ambiente, buscando entender as interações, identificar a origem das contaminações e prever o que poderá acontecer naquele cenário, a fim de estabelecer as causas e efeitos dos impactos provocados pelas fontes difusas de poluição (Arnold & Fohrer, 2005).

Esses modelos mais complexos apresentam resultados muito próximos da realidade, porém necessitam de muito tempo e séries históricas de dados, para sua calibração. Uma alternativa para predição de P em bacias hidrográficas quando não se dispõe de séries de monitoramento e o foco não é quantificar a perda de P, é a utilização de modelos empíricos, como o modelo Animal Manure Pollution Potential Index (AMPPI), ou Índice de Poluição Potencial por Dejetos Animais. O AMPPI foi desenvolvido por Giasson et al (2002), adaptado a partir do Animal Waste Pollution Index (Índice de Poluição por Resíduos Animais) desenvolvido por Heatwole e Shanholtz (1991). Este processo utiliza um plano de informação espacial, onde os dados de entrada de P no sistema se dão por meio da estimativa de P produzido com base nos usos do solo. Cruzando estas informações com as feições do relevo, são selecionadas áreas com potencial de transporte de P, as quais são definidas como prioritárias para implementação de práticas conservacionistas.

2.7. Índices de fósforo

É necessário que haja um sistema simples para avaliar o efeito das práticas agrícolas sobre o movimento do P do solo para as águas superficiais. Nesse sentido, seguindo o trabalho de Lemunyon & Gilbert (1993), um procedimento da avaliação do potencial de poluição com P que tem tido grande difusão e o uso de P-Index (Índices de P), que tem sido desenvolvido diferencialmente para uso em áreas com características ambientais distintas. Segundo Sharpley et al. (1993), este sistema de indexação do potencial de poluição com P efetivamente identifica fontes de movimento de P dentro da área de bacias hidrográficas.

Este sistema “P-Index” (Lemunyon & Gilbert, 1993) foi desenvolvido como um instrumento de campo para atender a esta necessidade. Este índice de potencial de poluição por P considera características como teor de P no solo, distância de cursos de água, potencial de erosão e produção de enxurrada e forma, época e quantidade de adição de P ao solo. Estas características são inseridas no P-Index por meio de dois fatores relacionados ao movimento do P, o fator transporte, que representa a ação da erosão e do escoamento superficial das águas e o fator fonte de P, que representa fatores relacionados ao teor de P no solo e aplicações adicionais de P no solo.

Assim, o P-Index, permite identificar especificamente os tipos de manejos e as áreas que mais contribuem para a perda de P do solo para as águas superficiais numa bacia hidrográfica, permitindo o estudo individual parcela a parcela (Lemunyon & Gilbert, 1993). O P-Index pode ser integrado em sistemas de gestão agrícola para fornecer recomendações específicas, sendo dotado de flexibilidade para gerar opções práticas para minimizar a perda de P (Heathwaite et al., 2003).

Devido à capacidade de prever possíveis contaminações dos recursos hídricos, o P-Index é bastante popular nos EUA, sendo que vários estados norte americanos possuem versões do P-Index adaptadas às suas condições (Sharpley et al., 2003). O P-Index original (Lemunyon e Gilbert, 1993) apresenta uma estrutura aditiva, onde os fatores de influência, com seus respectivos pesos, são somados para chegar ao índice final. Este tipo de estrutura é o mais frequente e utilizado nos estados do Alabama (NRCS, 2001), Novo México (Flynn, 2000) e Iowa (NRCS, 2004), por exemplo. Modificações foram feitas no P-Index considerando novos fatores e pesos de influência ainda dentro da forma

aditiva (NRCS, 2001; Flynn et al., 2000), bem como gerando versões multiplicativas, ou seja, para chegar ao índice final, multiplica-se os valores dos fatores, com seus respectivos pesos (Weld, 2003). Exemplo de versão multiplicativa é o P-Index dos estados da Pensilvânia (Weld, 2003) e Flórida (NRCS, 2000), nos EUA.

Embora o uso do P-Index forneça resultados com boa relação com as concentrações de PD, PP e PB nas águas da enxurrada, seus resultados não são indicadores seguros do total de P perdido por uma área para as águas superficiais. O uso do P-Index não permite determinar a quantidade de P que realmente chega às águas superficiais, mas somente fornecem uma comparação relativa entre áreas quanto ao seu potencial de perda de P quando combinado com as quantidades de escoamento superficial e erosão estimados e uma indicação de quais práticas conservacionistas e de manejo serão necessárias para a redução da perda de P em cada área.

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1. Caracterização da área de estudo

A área de estudo foi a bacia hidrográfica do arroio Marrecas, localizada entre os municípios de Caxias do Sul e São Francisco de Paula, no nordeste do Estado do Rio Grande do Sul, abrangendo uma área de aproximadamente 5.141 ha. O arroio Marrecas é afluente pela margem direita do rio São Marcos e está inserido na bacia hidrográfica do Taquari-Antas. Esta microbacia está localizada na cabeceira da bacia hidrográfica do rio das Antas, sendo limítrofe à bacia hidrográfica do rio Caí, que fazem parte da região hidrográfica do Guaíba. A bacia hidrográfica do arroio Marrecas é dividida em nove sub-bacias de acordo com a distribuição da rede de drenagem e nela está localizado o reservatório da Barragem do Marrecas, que abastece a cidade de Caxias do Sul (Figura 1).



Figura 1. Bacia hidrográfica do arroio Marrecas e divisão em sub-bacias.

Segundo Cemin et al. (2013), o clima da bacia hidrográfica do arroio das Marrecas é classificado como temperado com verão ameno, tipo Cfb segundo a classificação de Köppen. As chuvas são bem distribuídas ao longo do ano com valores mensais que superam 100 mm. A precipitação média anual fica na ordem de 1600 mm, sendo que nos meses de abril a outubro ocorre excedente hídrico e nos meses de novembro a janeiro há um pequeno déficit. As temperaturas médias são baixas no inverno e mais altas no verão, mas raramente se mostram acima de 25°C, ficando abaixo de 10°C de maio a agosto.

A bacia apresenta associações de três tipos de solo: cambissolos, neossolos e nitossolos, que ocorrem associados (SAMAE, 2008), conforme se observa no mapa de solos da Figura 2. Os cambissolos são os de maior ocorrência na área de estudo, sendo solos que ocorrem em regiões com alta pluviosidade e com baixas temperaturas, favorecendo o acúmulo de matéria orgânica. As condições de drenagem variam de moderadamente drenados a

imperfeitamente drenados, dependendo da posição que ocupam na paisagem. Apresentam aptidão para culturas anuais e fruticultura de pequena extensão, bem como a silvicultura, porém para o uso agrícola, as condições de baixa fertilidade e de relevo, exigem práticas conservacionistas intensivas e aplicação de fertilizantes (Streck *et al*, 2008).

Os neossolos são solos rasos, constituídos por material mineral pouco espesso e apresentam contato lítico. Em ambientes de relevos mais declivosos, os Neossolos mais rasos apresentam fortes limitações para o uso agrícola relacionadas à restrição a mecanização e à forte suscetibilidade aos processos erosivos. Além destas limitações, também há necessidade do uso de práticas conservacionistas (Streck *et al*, 2008).

Os nitossolos, solo de menor ocorrência na bacia, são profundos, bem drenados, muito porosos, friáveis e bem estruturados, associadas às condições de relevo, apresentam boa aptidão agrícola, desde que corrigidas as limitações de fertilidade (Streck *et al*, 2008).

Os dados referentes aos solos foram obtidos a partir dos levantamentos realizados a campo durante o EIA-RIMA (SAMAE, 2008), os quais geraram os mapas digitais de solos e de uso do solo da bacia do arroio Marrecas (SAMAE, 2010), com escala 1:75.000.

Quanto ao uso do solo, a bacia hidrográfica do arroio Marrecas, é em sua maior parte é ocupada pela agricultura familiar, onde se destacam atividades como pecuária extensiva, fruticultura, culturas anuais de subsistência, silvicultura e piscicultura. Destas, a pecuária extensiva é que ocupa maior área dentro da bacia, isso ocorre principalmente devido as características do relevo da região, ondulado a forte ondulado, que dificulta a mecanização (SAMAE, 2008). A cobertura do solo foi classificada em 12 classes, sendo a classe de campos de maior ocorrência, conforme Figura 3.

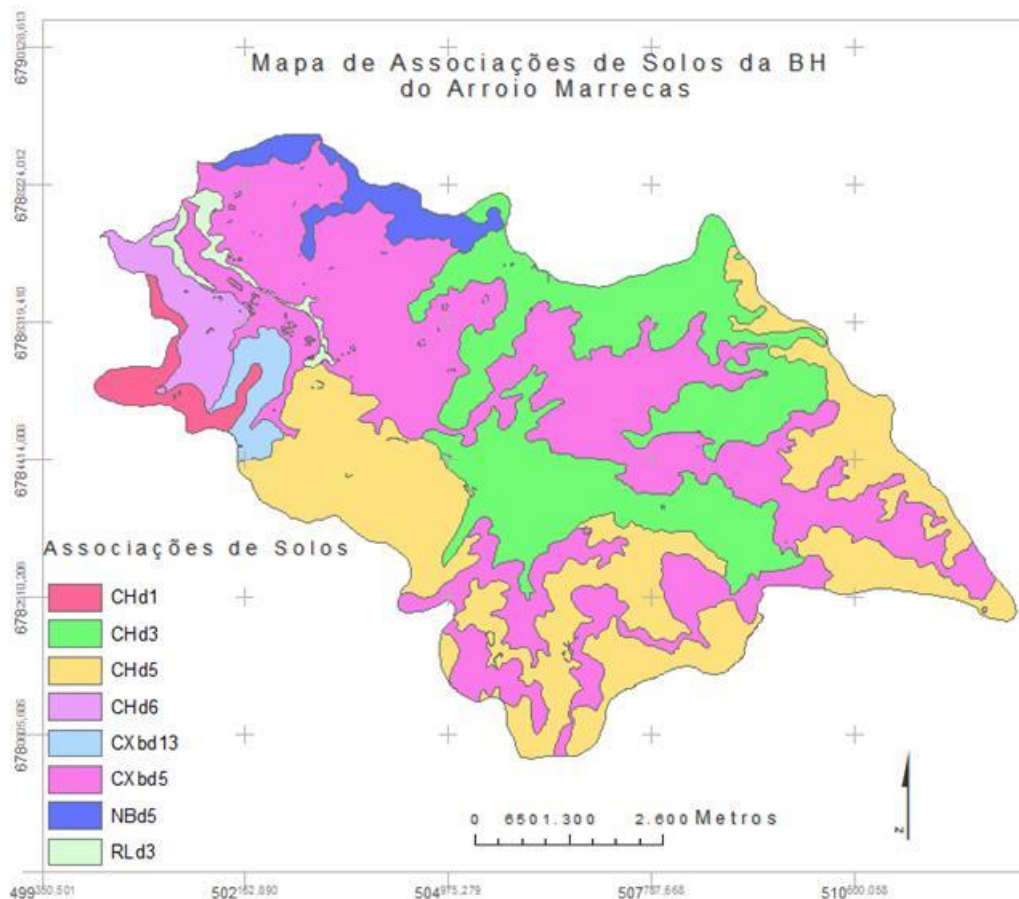


Figura 2. Mapa de solos da bacia hidrográfica do arroio Marrecas (SAMAE, 2010).

3.2. Modelo digital de elevação

As formas de relevo do terreno foram calculadas com base no Modelo Digital de Elevação, que é uma base de dados geográficas, que incluem geoformas como rios, bacias hidrográficas e camadas ou *layers* auxiliares derivados do modelo digital de elevação do terreno. Neste estudo foram utilizados os dados de altitudes provenientes do ASTER GDEM (METI/NASA, 2010), com resolução espacial de aproximadamente 30 m, formando uma grade em cada célula é um *pixel* de 30 m x 30 m. Para o processamento destes dados foi utilizado o *software* ArcGis 9.3 (ESRI 2010).

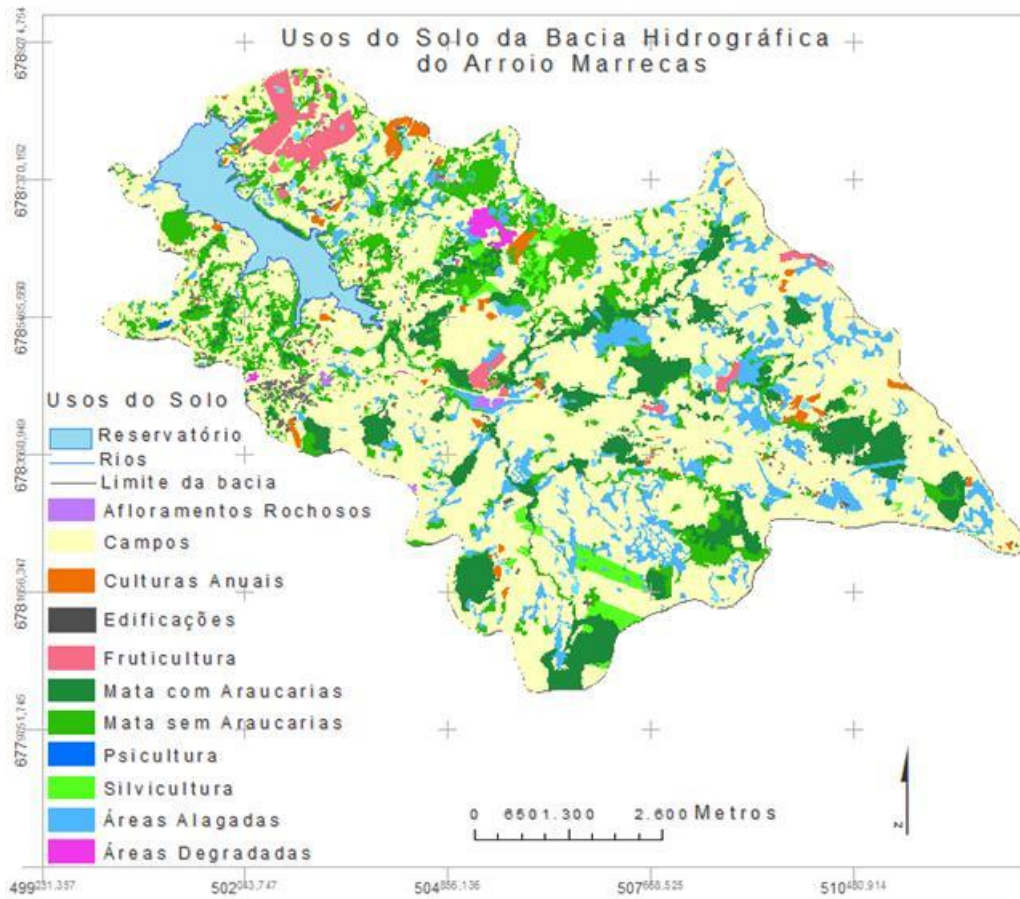


Figura 3. Mapa de uso dos solos da bacia hidrográfica do arroio Marrecas (SAMAE, 2010).

4. ESTUDO I

Identificação de áreas com potencial de transporte de P em bacia hidrográfica utilizando SIG

4.1. Introdução

O manejo inadequado dos recursos solo e água produzem sérias consequências de dimensões ecológicas, econômicas e sociais. Uma forma de avaliar estas consequências é por meio de estudos em bacias hidrográficas, que são importantes unidades ambientais as quais são responsáveis pelo abastecimento de reservatórios, centros urbanos e comunidades rurais.

Juntamente com a água, o solo é um dos recursos naturais mais importantes para a sobrevivência da grande maioria das espécies, todavia é um dos mais degradados pelo homem. Milhões de toneladas de solo são perdidas anualmente pela ação da erosão hídrica. Além dos minerais, são perdidos com a erosão nutrientes e matéria orgânica, com o passar do tempo estes solos se tornam exauridos e inviáveis para exploração do homem.

Para que a exploração indiscriminada destes recursos naturais não gere consequências mais sérias ao ambiente é necessário que haja o planejamento nas bacias hidrográficas, para que áreas com potencial para degradação sejam identificadas, evitando que derivem para redução da qualidade destes recursos ou se tornem graves problemas ambientais.

A falta de um planejamento prévio para o uso e a ocupação da terra em uma bacia hidrográfica está diretamente relacionado à qualidade dos recursos hídricos desta. Alternativas que busquem identificar os impactos e danos que são causados ao ambiente passam pelo reconhecimento de elementos do meio físico natural, como hidrografia, vegetação, clima e solos, entre outros, uma vez que esses podem impor restrições à forma de planejamento de uso e ocupação do solo. Dentre os problemas relacionados a diminuição da qualidade das águas, os mais importantes são a erosão do solo e a contaminação por P. Junto com o N, é responsável pela eutrofização das águas, comprometendo diretamente a qualidade dos recursos hídricos.

Para quantificar e espacializar a perda de P, são utilizados modelos de predição de perda de P. Veith et al. (2008), utilizou o modelo Soil and Water Assessment Tool (SWAT), realizando seus estudos em uma pequena bacia do nordeste dos Estados Unidos da América. Em outro estudo, Nars et. al. (2006), testou os modelos Hidrological Simulation Program - Fortran (HSPF), o SWAT, o Systême Hydrologique Européen TRANsport - SHETRAN, adaptado pelos autores para análise de P, para condições de três pequenas bacias hidrográficas na Irlanda. O grande entrave desses para utilização desses modelos é a necessidade de coletas de dados a campo, o que torna onerosa e despende muito tempo até o início das simulações.

Quando o foco não é a quantificar o aporte de P no sistema e sim identificar as áreas onde o P possa comprometer a qualidade da água, não há necessidade da utilização de modelos complexos, podendo-se usar modelos empíricos mais simplificados, que apresentam resultados satisfatórios para este fim. Exemplo desse tipo de modelo são os estudos de Heatwole. et al. (1991), que aplicaram o modelo em sete municípios do Estado da Virgínia, numa área total de 50.000 km², e os estudos de Giasson et al. (2002), que usaram esse modelo empírico na bacia do reservatório de Cannonsville, New York, em uma área de 1.178 km².

A adoção de modelos mais simplificados, baseados em sistemas de informação geográfica pode ser uma ferramenta valiosa no reconhecimento de áreas prioritárias para a implementação de práticas de conservação, sem ter que aguardar por resultados de modelagens mais sofisticados. Assim, o objetivo desse estudo foi usar o modelo empírico AMPPI para identificar áreas com maior

potencial de transporte de P a partir do cruzamento de informações fundamentais como o MDE, mapa de solos e mapa de uso do solo, podendo priorizar essas áreas para inclusão em programas de conservação.

4.2. Material e Métodos

A descrição e caracterização da área de estudo, bem como demais dados e informações que se referem o presente estudo foram apresentados no item 3 (Caracterização da área de estudo).

4.2.2. Metodologia

Para este estudo foi adotada na íntegra a metodologia utilizada por Giasson *et al.* (2002), e aplicado na bacia hidrográfica do Reservatório Cannonsville, New York, USA, a seguir descrita.

4.2.2.1. O modelo Animal Manure Pollution Potential Index (AMPPI)

O AMPPI, *Animal Manure Pollution Potential Index* ou Índice de Poluição Potencial por Dejetos Animais é um índice que utiliza dados espaciais para estimar o potencial de transporte de P para as águas superficiais, considerando o uso do solo e características biofísicas de áreas selecionados. O AMPPI foi adaptado a partir do Índice de Poluição de Resíduos Animais desenvolvido por Heatwole e Shanholtz (1991) e as estimativas da entrega potencial de algumas frações de P derivado de adições anuais de dejetos em uma área próxima ao corpo de água, conforme a equação 1:

$$\text{AMPPI} = L \times A \times \text{MDR} \quad (\text{equação 1})$$

onde:

AMPPI = Índice de Poluição Potencial por Dejetos Animais ($\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$)

L = taxa de aplicação ou carga de P ($\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$)

A = fator disponibilidade (A = 0 a 1)

MDR = relação de entrega modificada (MDR = 0 a 1).

O fator disponibilidade (A) é uma estimativa da proporção de P móvel e pode ser estimado a partir de valores na literatura, sendo que neste trabalho foi adotado o valor de 0,5, conforme Giasson *et al.* (2002).

A relação de entrega modificada (MDR) é a fração do P estimado em enxurrada que atinge os córregos e é calculado como se segue:

$$\text{MDR} = \text{Sd} \times \text{DR} \quad (\text{equação 2})$$

onde:

MDR = relação de entrega modificada,

Sd = fator drenagem do solo

DR = relação de entrega (Heatwole e Shanholtz, 1991).

O fator drenagem do solo foi incluído neste modelo devido as diferenças de infiltração de água e o escoamento resultante, como eles variam em relação a umidade do solo e os valores de capacidade de armazenamento de água. O valor para o fator de drenagem do solo (Sd) é 0,1 para solos excessivamente e solos bem drenados, 0,3 para solos moderadamente drenados, de 0,7 para solos mal drenados, e 1,0 para solos muito mal drenados (Bryant *et al.*, 2000). Os valores adotados neste trabalho constam na Tabela 1.

Tabela 1. Fator drenagem do solo (Sd) conforme os diferentes tipos de solo na bacia

Tipo de Solo	Associações	Fator Drenagem (Sd)
Cambissolo Háptico	Neossolo Litólico	0,3
	Nitossolo Bruno	
Cambissolo Húmico	Neossolo Litólico	0,7
	Nitossolo Bruno	
Neossolo Litólico	Cambissolo Háptico	0,3
Nitossolo Bruno	Cambissolo Háptico	0,1

A relação de entrega foi desenvolvida por Heatwole e Shanholtz (1991) com base no trabalho de Draper *et al.* (1979) e é calculada como segue:

$$\text{DR} = e^{-k^1 \text{DS}_f} \quad (\text{equação 3})$$

onde:

DR = relação de entrega

D = distância que a água tem que percorrer até atingir a rede de drenagem (m)

S_f = fator declive

O fator declive (S_f) é calculado como proposto por Heatwole e Shanholtz (1991):

$$S_f = S_{fmin} + e^{-k_2(S + S_0)} \quad (\text{equação 4})$$

onde:

S_{fmin} = menor valor de S_f

S = gradiente de inclinação ao longo de D ($m.m^{-1}$)

k_1 , k_2 e S_0 , são parâmetros próprios para a montagem das equações a partir das observações de campo por Draper *et al* (1979). Tal como descrito no Heatwole e Shanholtz (1991), S_f é um fator de declive que aumenta a relação de entrega com o aumento da inclinação do terreno. Enquanto S_f poderia variar entre 0 e 1, um limite inferior de $S_f = S_{fmin}$ foi utilizado para maiores declividades. Portanto, o efeito do gradiente de inclinação na relação de entrega atinge um valor máximo no S_f mínimo, e a maior importância da declividade na relação de entrega será mantida. Como em Heatwole e Shanholtz (1991), um valor $S_{fmin} = 0,6$ e parâmetros $k_1 = 0,0161 m m^{-1}$, $k_2 = 16,1$, e $S_0 = 0,057$ foram usados para fornecer uma boa representação da relação de entrega estimado por Draper *et al.* (1979). A relação curvilínea entre a distância e DR e entre a distância e o MDR são mostrados nas Figuras 4 e 5, respectivamente.

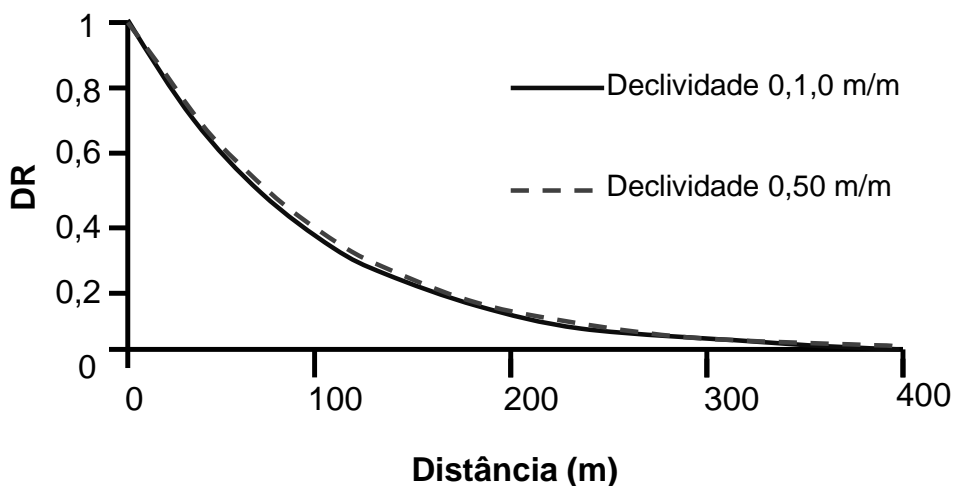


Figura 4. Relação de entrega (DR) varia em função da distância percorrida pela água (D) e a declividade (S).

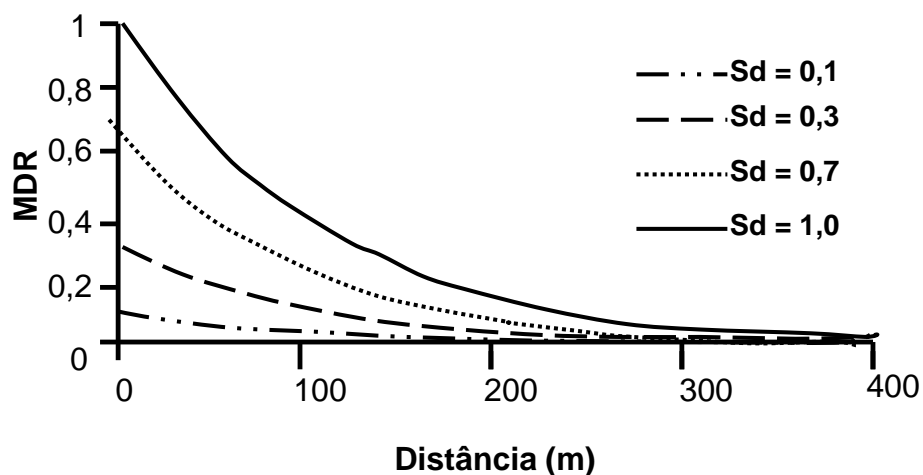


Figura 5. Para uma inclinação de $0,50 \text{ m.m}^{-1}$, a relação de entrega modificada (MDR) varia em função da distância percorrida pela água (D) e fator de drenagem do solo (Sd).

4.2.2.2. Aplicação do modelo

Para o cálculo do AMPPI é necessário calcular as variáveis do modelo. Para calcular o DR, inicialmente o banco de dados do MDE foi processado para preencher todas as depressões espúrias do terreno, mantendo as depressões que são de ocorrência na paisagem. Após foram calculadas a direção e acumulação de fluxo. A distância que a água tem que percorrer para atingir um corpo d'água foi calculada utilizando a direção de fluxo de um *layer* de dados derivados do MDE, este *layer* foi modificado para que todas células que eram identificadas como água recebessem o valor de zero. A distância real que a água teve que percorrer, célula a célula até atingir uma célula de fluxo foi obtida por meio do cálculo de direção de fluxo usando as funções hidrológicas (comprimento do fluxo) do ArcGis 9.3 (ESRI, 2010).

A declividade média (S, em m m^{-1}) percorrida pela água, a partir de cada célula, foi calculada usando a distância (D) e a diferença de elevação entre as células que não estiverem no leito do rio e a elevação da célula do rio onde o fluxo atinge o corpo hídrico. As células do rio, que o fluxo d'água percorreu, foram definidas usando uma rotina automática para o cálculo do comprimento de fluxo ponderado, utilizando-se como peso um *layer* com valores de elevação para cada célula de fluxo nas células que não são rio. A declividade (S) para cada célula que não está no rio foi calculada dividindo a diferença na elevação entre o *layer* do DEM e o *layer* com elevação da célula onde água entra no rio, dividido

por D. Estes *layers* D e S foram utilizados para gerar o *layer* de relação de entrega (DR). O fator drenagem foi obtido reclassificando o mapa de solos. Os valores das células de cada *layer* foram multiplicados por valores de células DR para obtenção do *layer* relação de entrega modificada (MDR).

As cargas de dejetos foram calculadas com base na distribuição dos animais na bacia. Para o número de animais foi utilizado o levantamento do EIA-RIMA da bacia do arroio Marrecas (SAMAE, 2008) e consultas a Secretaria de Agricultura do Município de Caxias do Sul, totalizando um rebanho bovino de 2300 UA. Este rebanho foi considerado como distribuído de forma uniforme em toda a área de campo da bacia. O total de dejetos produzido foi estimado assumindo uma produção média de 4,3 kg de esterco por UA dia⁻¹ e 23 L de urina por UA dia⁻¹, sendo que no esterco contém 8 g P kg⁻¹ e na urina contém 3,4 g P L⁻¹ (Whitehead,2000). A produção total de P nos dejetos estimada foi de 3,1 t ano⁻¹. O valor total estimado de dejetos produzido foi utilizado para calcular a taxa de aplicação de P, que foi de 0,89 kg P.ha⁻¹.ano⁻¹, aplicados somente na área de pastagem.

As taxas de aplicação ou carga de P foram espacialmente localizadas, gerando um *layer* de carga P com doses de dejetos aplicada para o tipo de uso do solo campo. Assumiu-se que todo o dejetos produzido na bacia foi aplicado no interior da mesma e espalhado somente nas áreas de campo.

Os *layers* MDR e carga de dejetos foram multiplicados pelo fator de disponibilidade para obtenção da AMPPI.

4.3. Resultados e Discussão

4.3.1. Aplicação de P

Como a taxa de aplicação de P foi de 0,89 kg.ha⁻¹.ano⁻¹, constante em toda a área de pastagem, as diferenças observadas entre as sub-bacias foram atribuídas aos usos de cada uma destas, sendo que as sub-bacias com mais áreas de campo apresentaram as maiores taxas médias de aplicação.

A sub-bacia 4 que possui a maior área ocupada por campo e apresentou a maior média de aplicação de P, que foi 0,666 kg.ha⁻¹.ano⁻¹. Já a sub-bacia 9, que possui a menor área de campo foi a que apresentou a menor média de

aplicação de P, que foi $0,372 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$, as demais sub-bacias apresentaram valores intermediários, como pode ser observado na Tabela 2.

Tabela 2. Taxa de aplicação de P nas sub-bacias da Bacia Hidrográfica do Arroio Marrecas

Taxa de Aplicação de P				
Sub-Bacia	Área	Mín	Máx	Média
	----km²----	----- kg.ha⁻¹.ano⁻¹ -----		
1	10,045	0,0	0,89	0,587
2	13,329	0,0	0,89	0,575
3	8,867	0,0	0,89	0,540
4	2,066	0,0	0,89	0,666
5	3,366	0,0	0,89	0,455
6	2,884	0,0	0,89	0,568
7	5,028	0,0	0,89	0,484
8	3,631	0,0	0,89	0,557
9	2,196	0,0	0,89	0,372

A espacialização da taxa de aplicação de P pode ser observada na Figura 6. Onde ficam mais evidentes as diferentes taxas de aplicação.

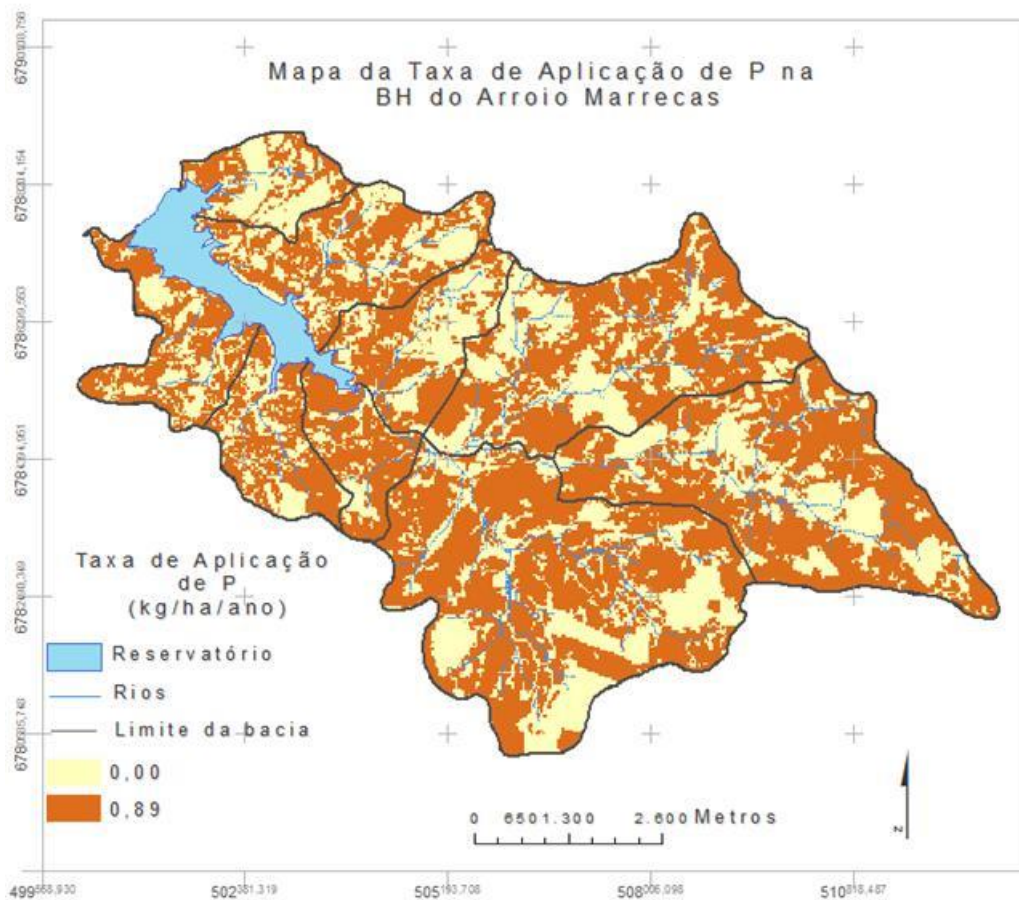


Figura 6. Taxa de aplicação de P na bacia hidrográfica do arroio Marrecas.

4.3.2. DR e MDR

O DR é a Relação de Entrega e o MDR a Relação de Entrega Modificada. Para este estudo optou-se por utilizar o DR, pois conforme se observa na Figura 7, o MDR calculado com o uso do fator drenagem, em nossa análise, se considerou inadequado, por exagerar as diferenças entre os diferentes solos da bacia.

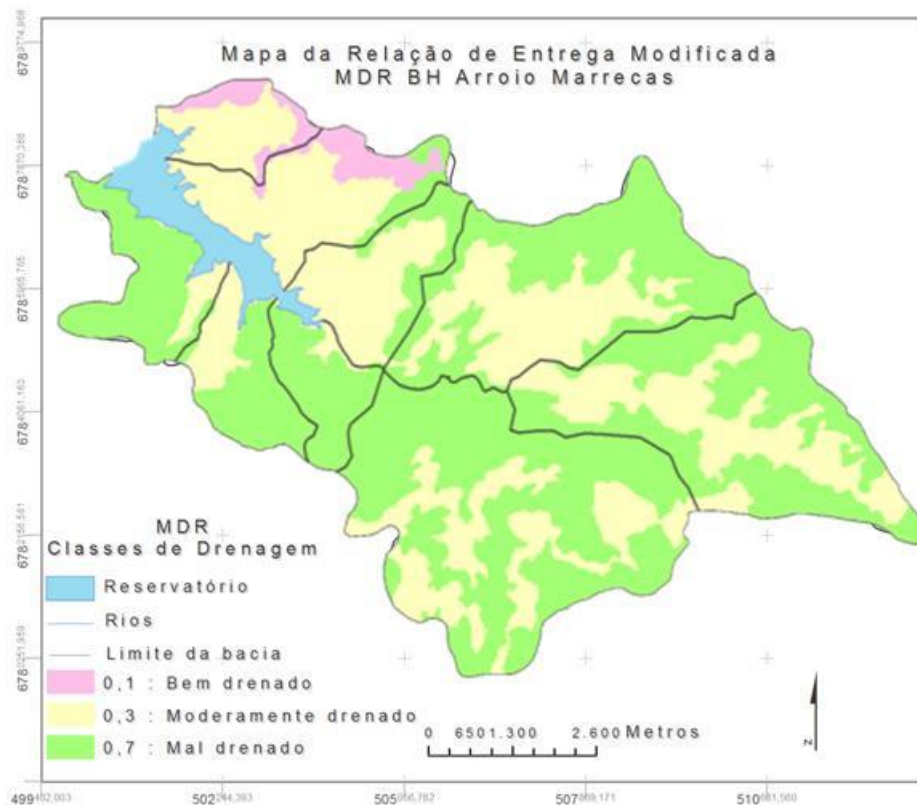


Figura 7. Relação de Entrega Modificada (MDR).

O DR apresentou uma variação na área da bacia de 0,69 a 0,99, e foi capaz de diferenciar as áreas que mais contribuem com a transporte de P, conforme Figura 8. Apesar de visualmente poder se observar esta diferença, o DR médio das sub-bacias não variou entre sub-bacias, sendo praticamente o mesmo valor em todas as sub-bacias.

Diferenciação entre as médias das sub-bacias, isso pode ser explicado devido à uniformidade do terreno e à uniformidade dos formatos das sub-bacias.

Os demais estudos realizados utilizando o modelo AMPPI foram realizados em áreas maiores, logo com maiores distâncias para a água percorrer e com um DR com maior variação e valores menores (Heatwole et al., 1991; Giasson et al., 2002). Neste estudo, com área menor e distâncias menores, os valores médios de DR foram altos, superior a 0,69 mas com médias nas sub-bacias de 0,997 (Tabela 3).

Tabela 3. Relação de Entrega DR nas sub-bacias da bacia hidrográfica do arroio Marrecas

Relação de Entrega (DR)				
Sub-Bacia	Área	Mín	Máx	Média
----km ² ----				
1	10,045	0,909	0,997	0,977
2	13,329	0,919	0,997	0,976
3	8,867	0,891	0,997	0,976
4	2,066	0,904	0,997	0,977
5	3,366	0,916	0,997	0,974
6	2,884	0,924	0,997	0,976
7	5,028	0,690	0,997	0,975
8	3,631	0,917	0,997	0,974
9	2,196	0,913	0,997	0,973

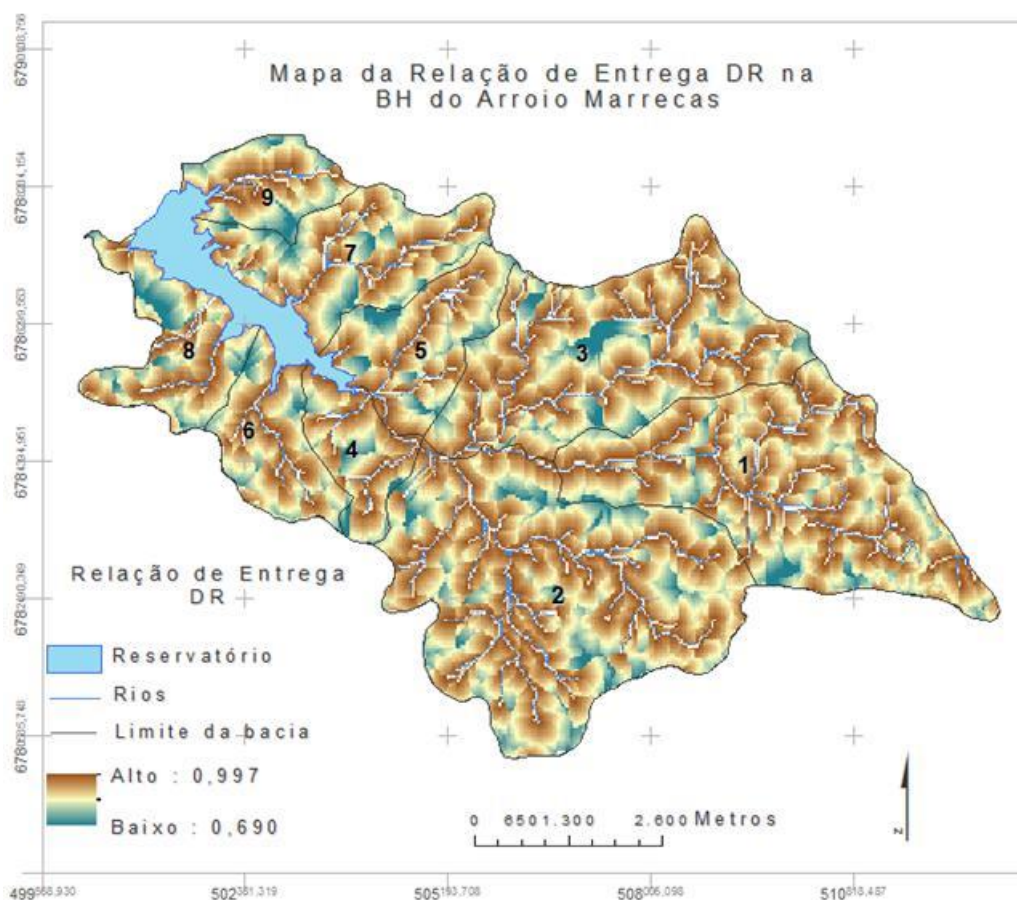


Figura 8. Relação de Entrega DR na bacia hidrográfica do arroio Marrecas.

4.3.3. AMPPI

O valor de AMPPI teve uma variação de 0,182 a 0,329 kg.ha⁻¹.ano⁻¹ na área da bacia. A sub-bacia 4 apresenta maior média do AMPPI; isso ocorreu porque o principal uso do solo da sub-bacia 4 é campo, seguido de áreas de mata e áreas alagadas.

Mesmo a sub-bacia 4 apresentando a menor área, esta possui a maior área de campo proporcional, fazendo com que o AMPPI desta sub-bacia fosse de 0,329 kg.ha⁻¹.ano⁻¹.

Já a sub-bacia 9 apresentou menor média do AMPPI 0,182 kg.ha⁻¹.ano⁻¹, pois nesta sub-bacia o principal uso do solo é fruticultura, seguido de campo e floresta. Os valores médios podem ser observados na Tabela 4.

Tabela 4. AMPPI bacia hidrográfica do arroio Marrecas

AMPPI – Índice de Poluição Potencial por Dejetos Animal					
Sub-Bacia	Área	Min	Max	Média	Total
	--km²---	---- kg.ha⁻¹.ano⁻¹ --		--	k.ano⁻¹
1	10,045	0,000	0,448	0,289	2,90
2	13,329	0,000	0,448	0,284	3,79
3	8,867	0,000	0,448	0,267	2,37
4	2,066	0,000	0,448	0,329	0,68
5	3,366	0,000	0,448	0,224	70,5
6	2,884	0,000	0,448	0,279	0,80
7	5,028	0,000	0,448	0,238	1,20
8	3,631	0,000	0,448	0,275	1,00
9	2,196	0,000	0,448	0,182	0,40

Os maiores valores de AMPPI na sub-bacia 4 estão diretamente relacionados a maior área de campo, uma vez que se assumiu que a aplicação de P era realizada somente nas áreas de campo. A situação inversa ocorre na sub-bacia 9 que tem como principal uso a fruticultura, na qual se admitiu que não era realizada aplicação, conforme se observa na Figura 9.

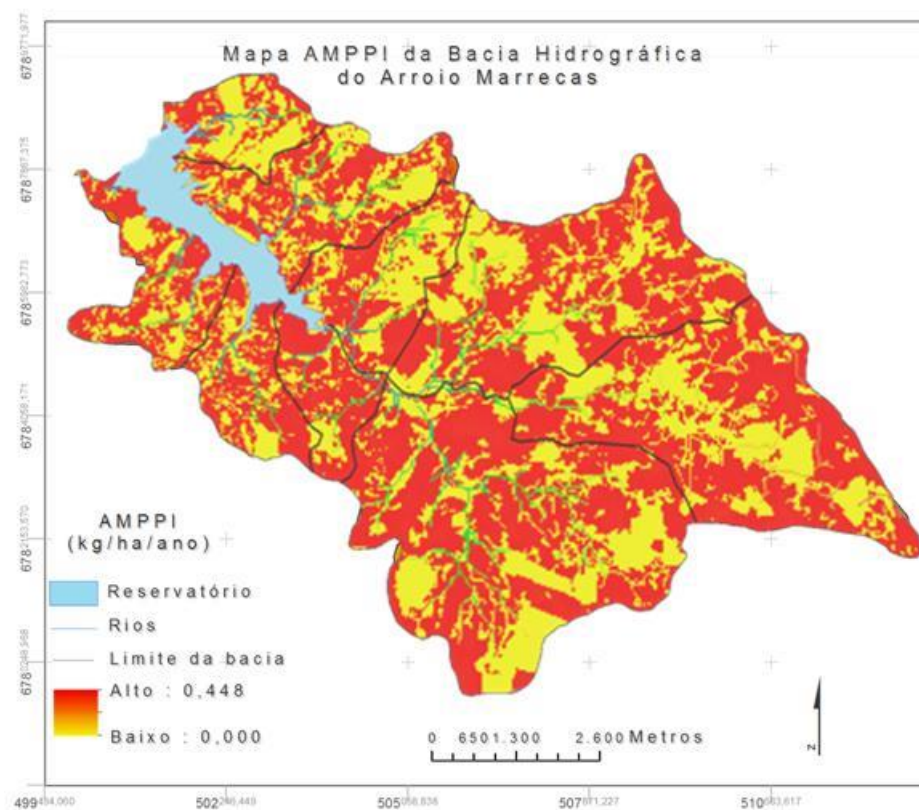


Figura 9. AMPPI da bacia hidrográfica do arroio Marrecas.

4.4. Conclusões

1. O pequeno tamanho da bacia, implicando em pequenas declividades e distâncias de transporte de P, foram responsáveis pelos altos valores de DR;
2. A uniformidade do relevo e dos formatos e tamanhos das sub-bacias causou pouca variação do DR médio das sub-bacias, mas na bacia puderam ser observadas variações e identificar as áreas mais críticas;
3. A falta de um censo animal que identifique o tamanho das populações animais nas diferentes áreas prejudicou a capacidade do modelo diferenciar os tipos distintos de problemas de manejo que podem ocorrer na bacia;
4. No contexto desta bacia, o uso da terra foi o que mais diferenciou as sub-bacias, dado que a fisionomia das paisagens é similar;

5. Embora diferenciando pouco as sub-bacias, o modelo foi capaz de identificar áreas críticas quanto ao potencial de transporte de P, pois os mapas gerados permitem identificar as áreas que são prioritárias para o controle da perda de P.

5. ESTUDO II

Determinação do P-Index para a bacia hidrográfica do arroio Marrecas utilizando SIG

5.1. Introdução

Na busca para diminuir o passivo ambiental causado pelo excesso de nutrientes aplicados no solo, se iniciaram diversos estudos e desenvolvimento de metodologias para reduzir o aporte de nutrientes e simular as formas como eles são transferidos para o sistema. Dentre tantos nutrientes que são aplicados, o P recebe lugar de destaque, principalmente por ser um dos responsáveis pelo processo de eutrofização.

Para o P, um dos elementos mais estudados, existem vários modelos para simular a sua transferência como ANSWERS (Beasley et al., 1980), CREAMS (Knisel, 1980), EPIC (Williams et al., 1984), GLEAMS (Leonard et al., 1987), AGNPS (Young et al., 1987), EMS (Merritt et al., 2003), e SWAT (Arnold et al., 1998; Gollamudi et al., 2007), desenvolvidos para simular o transporte hidrológico e de P em diferentes escalas. Entretanto, também existem ferramentas que foram desenvolvidas paralelamente ao desenvolvimento de modelos hidrológicos em escalas de campo e de bacias hidrográficas, que permitem identificar o potencial de perda de P do solo em bacias de maneira mais simples, como é o caso do Índice de fósforo ou P-Index.

A metodologia P-Index foi desenvolvida por Lemunyon e Gilbert (1993) nos Estados Unidos da América, com a finalidade de determinar o risco de perda

de P por escoamento superficial e auxiliar no planejamento de bacias hidrográficas. O P-Index hoje conta com diversas versões, as quais consideram as condições locais, bem como outros fatores de influência no movimento de P do solo para água.

As diversas versões do P-Index, em sua maioria, consideram como sendo os principais fatores para a estimativa de perda de P a erosão do solo, o escoamento superficial, o teor de P no solo, e o método e a quantidade de P aplicado. As diferenças entre as versões estão nos pesos estabelecidos para cada fator, a forma de operacionalizar os fatores e a inclusão de outros fatores que também podem influenciar no movimento de P do solo para a água nas condições locais. Atualmente, vários estados norte-americanos possuem versões do P-Index adaptadas às suas condições (Sharpley et al., 2003). O P-Index original (Lemunyon e Gilbert, 1993) apresenta uma estrutura aditiva, pois os fatores de influência, com seus respectivos pesos, são somados para chegar ao índice final. Modificações foram feitas no P-Index considerando novos fatores e pesos de influência ainda dentro da forma aditiva (NRCS, 2001; Flynn et al., 2000), bem como gerando versões multiplicativas, ou seja, para chegar ao índice final, multiplica-se os valores dos fatores, com seus respectivos pesos (Weld, 2003). Exemplos de versões multiplicativas são o P-Index dos Estados da Pensilvânia (Weld, 2003) e da Flórida (NRCS, 2000), nos EUA. As versões aditivas são mais frequentes, como por exemplo, as dos Estados do Alabama (NRCS, 2001), do Novo México (Flynn, 2000) e de Iowa (NRCS, 2004). Neste estudo foi utilizada a versão original do P-Index original (aditiva).

Embora bastante popular nos EUA e refletindo boa capacidade de prever a possibilidade de contaminação dos cursos hídricos, existem poucos estudos testando o método P-Index em bacias hidrográficas no Brasil. Recentemente, utilizou-se o P-Index no estudo de Lopes et al. (2007) na bacia contribuinte do Sistema de Reservatório Salto, no município de São Francisco de Paula, Estado do Rio Grande do Sul (RS), onde se constatou que praticamente toda a bacia não apresentava risco de fornecer P aos cursos hídricos, com exceção de algumas áreas ocupadas com plantio de olerícolas, alho (*Allium sativum*) e batata (*Solanum tuberosum*). Nestas eram aplicadas anualmente grandes quantidades de fertilizantes fosfatados que, aliado ao sistema de plantio convencional, facilita a ação da erosão e acelera a perda de solo e nutrientes.

Em outro estudo realizado no Brasil, Oliveira (2010) avaliaram a eficácia de quatro métodos de P-Index na determinação de perda de P, bem como a influência de cada fator sobre a perda de P, constatando que o método de P-Index original (P-Index da Pensilvânia) foi o que melhor representou a perda de P na bacia hidrográfica. E ainda, que o teor de P no solo e a forma de aplicação de P orgânico foram os fatores que mais influenciaram na concentração de P no escoamento superficial.

Waltrick (2011) aplicou cinco versões da metodologia do P-Index numa bacia hidrográfica declivosa caracterizada por agricultura intensiva com o cultivo de olerícolas no Paraná, tendo obtido resultado similares com as cinco versões que classificaram as áreas agrícolas da microbacia como de vulnerabilidade muito alta.

Alvarez (2014) aplicou quatro diferentes versões do P-Index para estimar diferentes riscos potenciais de perda de P para as pequenas bacias hidrográficas. Neste estudo a versão do P-Index do Alabama foi o que melhor estimou a perda de P nas pequenas bacias hidrográficas, pois a perda de P total nas mesmas foi baixa, principalmente pela pouca quantidade de P que se encontra no solo e a baixa perda de sedimento nas pequenas bacias hidrográficas, sendo alta somente durante os eventos pluviométricos.

Com certeza, muitos fatores no P-Index necessitam ser melhor averiguados para constatar a efetividade do sistema na avaliação do efeito da transferência de P do campo para os corpos hídricos nas condições edafoclimáticas brasileiras. Com um maior desenvolvimento e a realização de testes, o P-Index pode se tornar uma ferramenta valiosa para a classificação das áreas agrícolas de acordo com o risco de perdas de P. Além disso, o P-Index pode ajudar a concentrar a atenção dos agricultores sobre o risco de perdas de P das lavouras e definir medidas corretivas para áreas onde eles terão o maior benefício no controle da erosão e perda de nutrientes.

Nesse contexto, o objetivo desse estudo foi utilizar o P-Index original para identificação de áreas de contaminação por P na Bacia Hidrográfica do Arroio Marrecas, em Caxias do Sul (RS).

5.2. Material e Métodos

A descrição e caracterização da área de estudo, bem como demais dados, e informações que se referem ao presente estudo foram apresentados no item 3 (Caracterização da área de estudo).

5.2.1. Determinação do P-Index

Para o estudo foi adotada a metodologia desenvolvida por Lemunyon e Gilbert (1993). Os parâmetros usados nessa metodologia estão descritos na Tabela 05. O P-Index é obtido considerando os fatores de transporte e fonte de P distribuídos em categorias e pesos com base no impacto deste no transporte do P na área. O fator de cada categoria é multiplicado pelo seu valor de risco, obtendo assim um fator de ponderação de risco para cada categoria. Na equação 5, estão todos os parâmetros para estabelecer o P-Index original.

$$\text{P-Index} = \sum[(E \times P) + (EI \times P) + (ES \times P) + (TP \times P) + (TAPM \times P) + (MAPM \times P) + (TAPO \times P) + (MAPO \times P)] \quad (\text{equação 5})$$

Onde:

IP = Índice de fósforo;

P = peso do fator;

E = erosão pluvial;

EI = erosão por irrigação;

ES = escoamento superficial;

TP = teor de fósforo no solo;

TAPM = taxa da aplicação de fósforo mineral;

MAPM = método de aplicação de fósforo mineral;

TAPO = taxa aplicação de fósforo orgânico;

MAPO = método de aplicação de fósforo orgânico.

Além disso, os fatores são avaliados e somados, subdivididos em categorias que apresentam a vulnerabilidade da área, em gravidade crescente, muito baixo para extremamente alto. A Tabela 6 apresenta a vulnerabilidade de risco de perda de P realizada de acordo com o método, com base no valor de P-Index calculado.

Tabela 5. Versão de P-Index Original, usado na Pensilvânia (Lemunyon e Gilbert, 1993)

Fator	Peso	Classificação de Perda de Fósforo (valor)				
		Nulo (0)	Baixo (1)	Médio (2)	Alto (4)	Muito Alto (8)
Teor de P no solo	1,0	não aplicado	Baixo	médio	Alto	excessivo
Erosão do solo (t.ha ⁻¹ .ano ⁻¹)	1,5	não aplicado	< 12	12 – 25	25 – 37	> 37
Erosão por Irrigação	1,5	não aplicado	recuperação da água ou QS (produto da vazão e do declive) <6 para solos muito propensos à erosão ou QS <10 por outros tipos de solo	QS >10 para solos resistentes à erosão	QS >10 para solos erodíveis	QS > 6 para solos muito erodíveis
Escoamento Superficial	0,5	Insignificante	muito baixo ou baixo	médio	Alto	muito alto
Taxa de aplicação de P mineral (kg P ₂ O ₅ .ha ⁻¹ .ano ⁻¹)	0,75	não aplicado	1 – 34	35 - 100	101 – 168	> 168
Método de aplicação de P Mineral	0,5	não aplicado	incorporado mais que 5 cm (4)	incorporado imediatamente antes do plantio	incorporado há mais de 3 meses antes do plantio ou aplicado em superfície há menos 3 meses antes do plantio	Aplicado em superfície há mais de 3 meses antes do plantio
Taxa de aplicação de P orgânico (kg P ₂ O ₅ .ha ⁻¹ .ano ⁻¹)	1,0	não aplicado	1 – 34	37 – 67	68 – 100	> 100
Método de aplicação de P de origem orgânica	1,0	não aplicado	injetando mais que 5 cm (4)	incorporado imediatamente antes do plantio	incorporado > 3 meses antes do plantio ou aplicado em superfície < 3 meses antes do plantio	Aplicado em superfície para a pastagem ou aplicado há mais de 3 meses antes do plantio

Tabela 6. Interpretação do risco de perda P

Usos do Solo	P-Index (Lemunyon & Gilbert, 1993)
Baixo	< 8
Médio	8 – 14
Alto	15 – 32
Muito Alto	> 32

5.2.2. Teor de fósforo no solo

Foram usados os valores definidos por Lopes et al. (2007), porque os mesmos foram obtidos em uma área com as mesmas características de clima, de relevo, de vegetação, de práticas de manejo e geograficamente próxima. Segundo Lopes et al. (2007), os teores de P no solo para as classes de uso campo, silvicultura, mata e agricultura foram, respectivamente, 2,6, 1,8, 2,6 e 20,6 mg.kg⁻¹. Para as demais classes de uso do solo se assumiu o valor de zero.

5.2.3. Perda do solo na bacia hidrográfica

Para determinar a perda do solo da bacia hidrográfica foi usada a Equação Universal de Perda de Solo Revisada (RUSLE), que é um modelo de erosão projetada para computar a perda de solo por unidade de área por unidade de tempo (Mg.ha⁻¹.ano⁻¹), em longo prazo, sendo definida pela equação 6:

$$A = R \times K \times L \times S \times C \times P \quad (\text{equação 6})$$

onde, A = estimativa de perda de solo por ação da erosão hídrica (t.ha⁻¹.ano⁻¹); R = erosividade da chuva (MJ.mm.ha⁻¹.h⁻¹.ano⁻¹); K = erodibilidade do solo (t.ha.h.MJ⁻¹.mm⁻¹.ha⁻¹); L = comprimento da rampa (adimensional); S = declividade do terreno (adimensional); C = uso e manejo do solo (adimensional) e P = práticas conservacionistas (adimensional).

O Fator R utilizado foi calculado para a bacia do Arroio Marrecas, no Estudo de Impacto Ambiental, SAMAE (2008), e expressa a capacidade da chuva, em uma dada região, de causar erosão em uma área sem proteção. O índice de erosividade da chuva foi estimado a partir da metodologia de Bertoni e Lombardi Neto (1999). A erosividade da chuva (R) foi calculada com base nos

dados de precipitação registrados na Estação Pluviométrica Seca, localizada na área da bacia, compondo uma série histórica 50 anos de observações e o valor estimado foi de $6.858,7596 \text{ MJ.mm.ha}^{-1}.\text{h}^{-1}.\text{ano}^{-1}$.

Segundo Wischmeier e Smith, (1978), mantendo-se os demais fatores da RUSLE constantes, a perda de solo ocasionada pela água da precipitação é diretamente proporcional ao valor do parâmetro EI_{30} , já que este considera a intensidade da precipitação pluviométrica como a energia cinética da mesma, que é representada pelo efeito do impacto das gotas de chuva no solo, desprendendo as partículas de solo por salpicamento e turbulência, combinados com a enxurrada que é a responsável em transportar as partículas desprendidas.

A erodibilidade dos solos é representada por um fator (K), que indica a facilidade com que partículas de determinado solo são destacadas e transportadas. Apesar de existirem vários métodos para estimar indiretamente a erodibilidade do solo, ainda não há um consenso sobre qual deles é o melhor. O método utilizado para a estimativa da erodibilidade dos solos foi o nomograma de Wischmeier et al. (1971), que estima o valor de K a partir das propriedades solo (textura, percentual de matéria orgânica, estrutura e permeabilidade). As propriedades do solo foram obtidas de Brasil (1973) do perfil de referência nº 47 – Bom Jesus para os cambissolos, do perfil de referência nº 153 – Caxias para os neossolos e de Pötter et al. (1977), do perfil de referência nº 3, para os nitossolos. Os valores de erodibilidade do solo foram multiplicados pelo fator 0,1317 (Foster et al., 1981) para a conversão do Sistema Inglês para o Sistema Internacional de Unidade (SI), sendo o valor de K $0,023 \text{ t.ha.h.MJ}^{-1}.\text{mm}^{-1}.\text{ha}^{-1}$ para os cambissolos, $0,033 \text{ t.ha.h.MJ}^{-1}.\text{mm}^{-1}.\text{ha}^{-1}$ para os neossolos e $0,019 \text{ t.ha.h.MJ}^{-1}.\text{mm}^{-1}.\text{ha}^{-1}$ para os nitossolos.

O fator topográfico (LS) foi determinado utilizando o *software* gratuito, de código aberto *System for Automated Geoscientific Analysis* (SAGA-GIS 2.1.0), e o MDE, com resolução de 30 x 30 m gerado a partir de uma imagem de satélite ASTER GEDEM. Foi utilizado o módulo “*Basic Terrain Analysis*” do SAGA para a extração dos parâmetros de análise do terreno ou índices de representação da paisagem.

O fator C foi determinado conforme informações contidas na Tabela 7, na qual se associou, a cada uso do solo, o fator C correspondente. O uso do solo

da bacia hidrográfica utilizado foi o determinado no Estudo de Impacto Ambiental da Barragem do Marrecas (SAMAE, 2008).

Tabela 7. Valores do fator C atribuídos aos diferentes usos do solo utilizado na RUSLE.

Usos do Solo	Fator C
Água	0,000
Campo	0,005
Agricultura	0,210
Mata nativa densa	0,001
Mata nativa rala	0,002
Silvicultura	0,005
Áreas degradadas	1,000
Áreas alagadas	0,000
Edificações	0,030
Afloramento rochoso	0,000
Fruticultura	0,020
Psicultura	0,000

Fonte: Wischmeier & Smith (1978); Bertoni (1972); Bertoni & Neto (1999); Pinto (1991).

Para o fator P foi atribuído o valor 1, considerando-se a não adoção de práticas conservacionistas em toda a bacia hidrográfica.

A perda de solo (A) na bacia foi determinada pela multiplicação dos diferentes planos de informações representados pelos fatores da equação na forma de matriz numérica no *software* ArcGis 10.2.2.

5.2.4. Escoamento superficial

Para o escoamento superficial foi realizada uma reclassificação do mapa de solos da bacia. As associações de solos predominantes são cambissolo, neossolo e nitossolo. Estas associações foram classificadas com escoamentos do tipo médio para os cambissolos, alto para os neossolos e baixo para os nitossolos.

5.2.5. Taxa e método de aplicação de fósforo no solo

As taxas e métodos de aplicação de P mineral foram reclassificadas conforme a Tabela 5 com base no uso do solo da bacia hidrográfica, sendo altas para as culturas anuais, média para fruticultura, baixa para silvicultura e nula para campos.

Para as taxas e métodos de aplicação de P orgânico, foram consideradas cargas de dejetos produzidos na bacia hidrográfica, com base no número de UA. Foi assumido que o esteco foi aplicado apenas nas áreas de campo. O valor total de dejetos produzido e utilizado para estimar a quantidade total de P produzido na bacia, foi de 0,89 kg P.ha⁻¹.ano⁻¹ (Whitehead, 2000), sendo reclassificado como baixo.

Os planos de informação gerados, de estimativa de teor de P no solo, de estimativa de perda de solo por erosão, de escoamento superficial e taxas e métodos de aplicação de P mineral e orgânico, foram reclassificados conforme a Tabela 5, determinando-se os planos de informação com os respectivos fatores (com valores de zero a oito) a serem utilizados no cálculo do P-Index. Todos os planos de informação foram somados para obtenção do P-Index.

Após gerado o plano de informação do P-Index, este foi reclassificado conforme as classes apresentadas na Tabela 6, obtendo-se o mapa de risco de contaminação de P da bacia hidrográfica.

5.3. Resultados e discussão

5.3.1. Teor de fósforo no solo

Segundo Lopes et al. (2007) os teores de P no solo, nas áreas de campo natural e silvicultura, são considerados muito baixos, enquanto nas áreas de mata nativa esses níveis são aceitos como baixos. Nas áreas com agricultura, os teores de P se encontram em níveis considerados altos, conforme os parâmetros de fertilidade do solo, definidos pela Rede de Laboratórios de Solos do Sul (SBCS, 2004). Isso é observado no mapa da Figura 10, onde os usos mata, silvicultura e campo apresentam baixos valores de P, que pode ser atribuído à baixa fertilidade natural do solo e da não utilização de fertilizantes na pecuária extensiva e na silvicultura. Já valores altos e muito altos de P, foram encontrados nas áreas com fruticultura e agricultura, respectivamente,

decorrentes das altas doses de fertilizantes utilizadas para estas culturas. Essas aplicações são, muitas vezes, tidas como excessivas, pois não são reconhecidas as reais necessidades nutricionais das culturas nem a disponibilidade de nutrientes no solo.

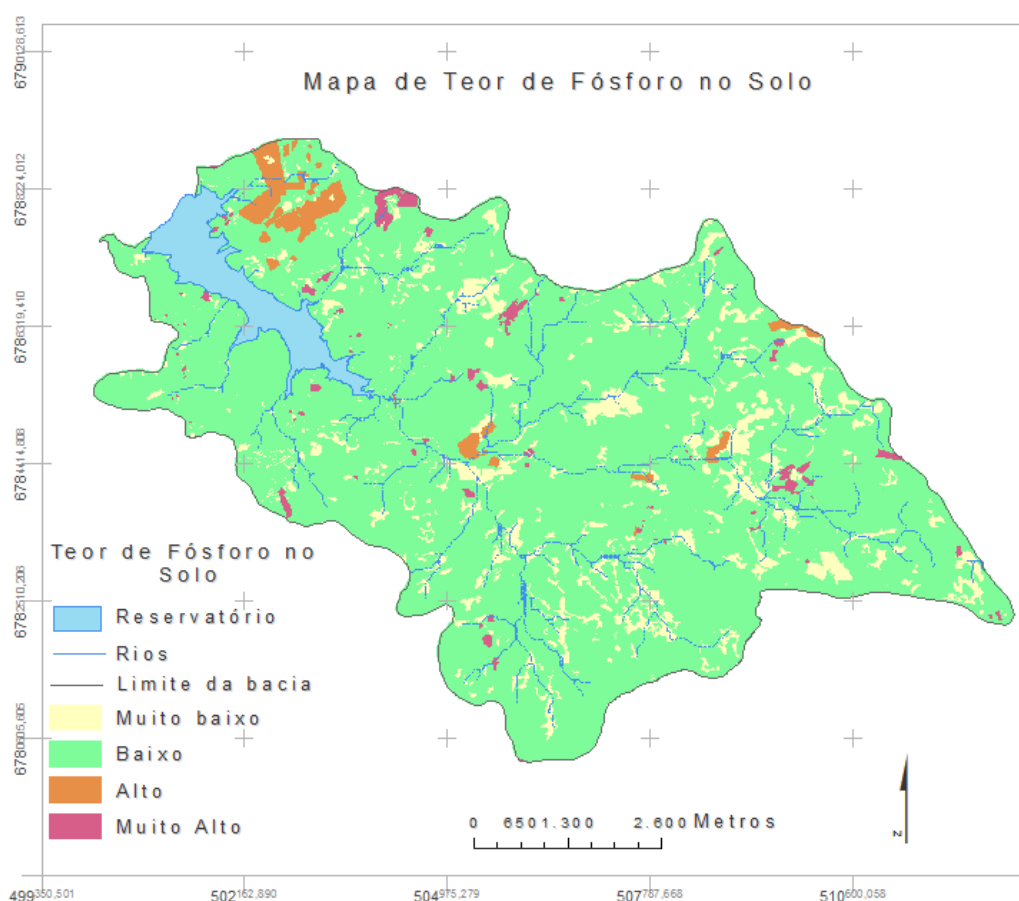


Figura 10. Teor de P no solo na bacia hidrográfica do arroio Marrecas.

5.3.2. Perda de solo

A análise do mapa de perda de solo da bacia hidrográfica do arroio Marrecas (Figura 11) se observa que a maior parte da bacia foi classificada com baixo potencial de perda de solo, mais de 97% da área total da bacia foi classificada na classe baixa com perdas de solo inferiores a $12 \text{ t.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$. As áreas classificadas com perdas de solo como média, compreendem valores entre 12 e $25 \text{ t.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$ e somam cerca de 0,3% da área da bacia. Da mesma forma, as áreas com perdas de solo entre 25 e $37 \text{ t.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$, classificada como alta, representa 0,12% da área da bacia. As áreas com maior potencial erosivo

representam 1,75% da área e estão associadas as áreas degradadas e de cultivo, que apresentam perdas de solo superiores a $37 \text{ t.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$. Segundo estudo conduzido por Cybis (2005), em uma bacia vizinha com características semelhantes a bacia hidrográfica do arroio Marrecas, a principal causa da ocorrência da erosão hídrica nessas áreas pode ser atribuída ao excessivo preparo de solo realizado no sentido do declive e da ausência de utilização de práticas de conservação do solo, por parte dos agricultores arrendatários.

Os resultados obtidos corroboram com os resultados de Cemin et al. (2013), os quais indicam que a bacia apresenta baixa geração de sedimentos por erosão laminar, apresentando maior parte da sua extensão inserida nas classes com muito baixa a baixa perda de solos. Isso pode ser atribuído principalmente ao uso do solo da bacia, o qual é 80% coberta por campos e matas, confirmando os resultados obtidos por Lopes et al. (2007) em um estudo realizado na mesma região, onde foi verificado que, na maior parte da área da bacia, as perdas de solo são consideradas baixas, condição esta justificada pelo uso da terra predominante na bacia, a pecuária extensiva sobre vegetação de campo natural, que possibilita uma cobertura vegetal permanente.

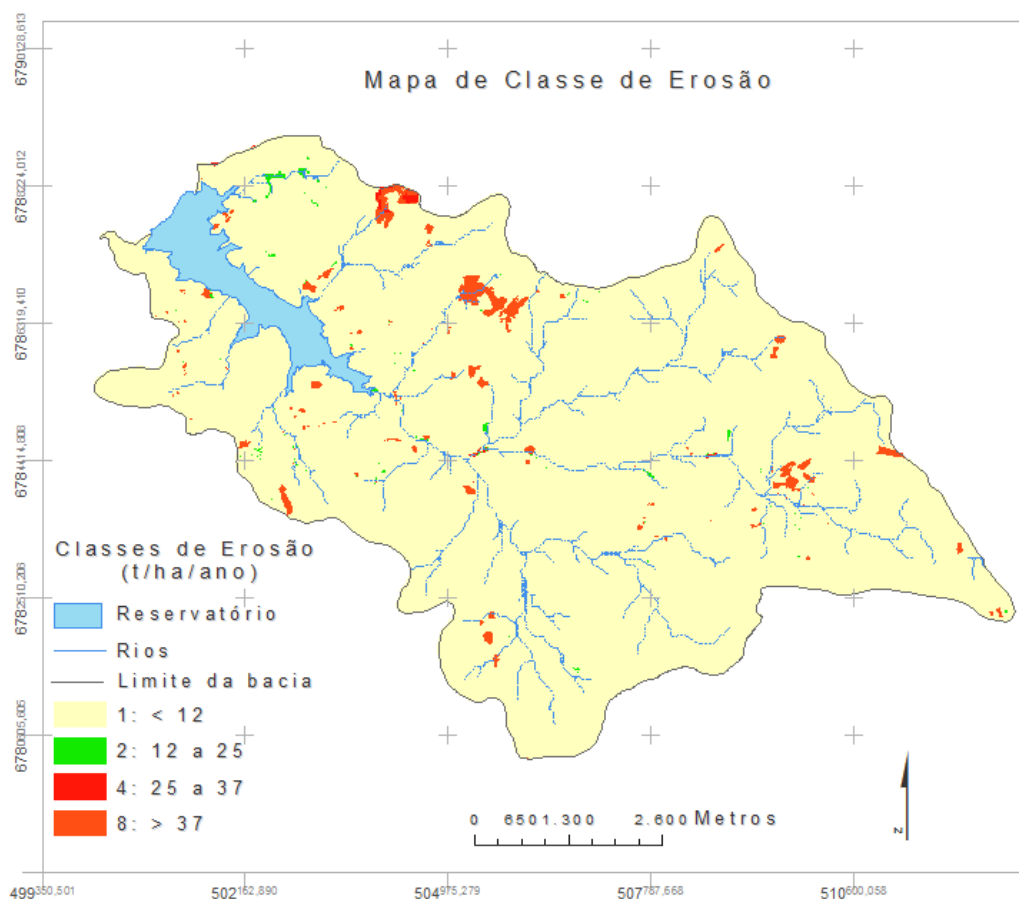


Figura 11. Mapa de perda de solo da bacia conforme classes de erosão.

5.3.3. Escoamento Superficial

Para escoamento superficial o determinante foi o tipo de solo da bacia, sendo que maior parte da bacia é ocupada por associações de cambissolos, este foi classificado como um escoamento médio e representa 96,4% da área da bacia. Outras associações presentes na bacia também foram classificadas, como os Neossolos com alto e que representam 1,2% da área da bacia e, os nitossolos classificado como baixo ou muito baixo e que representam 2,4%, conforme o mapa de classes de escoamento da bacia, figura 12.

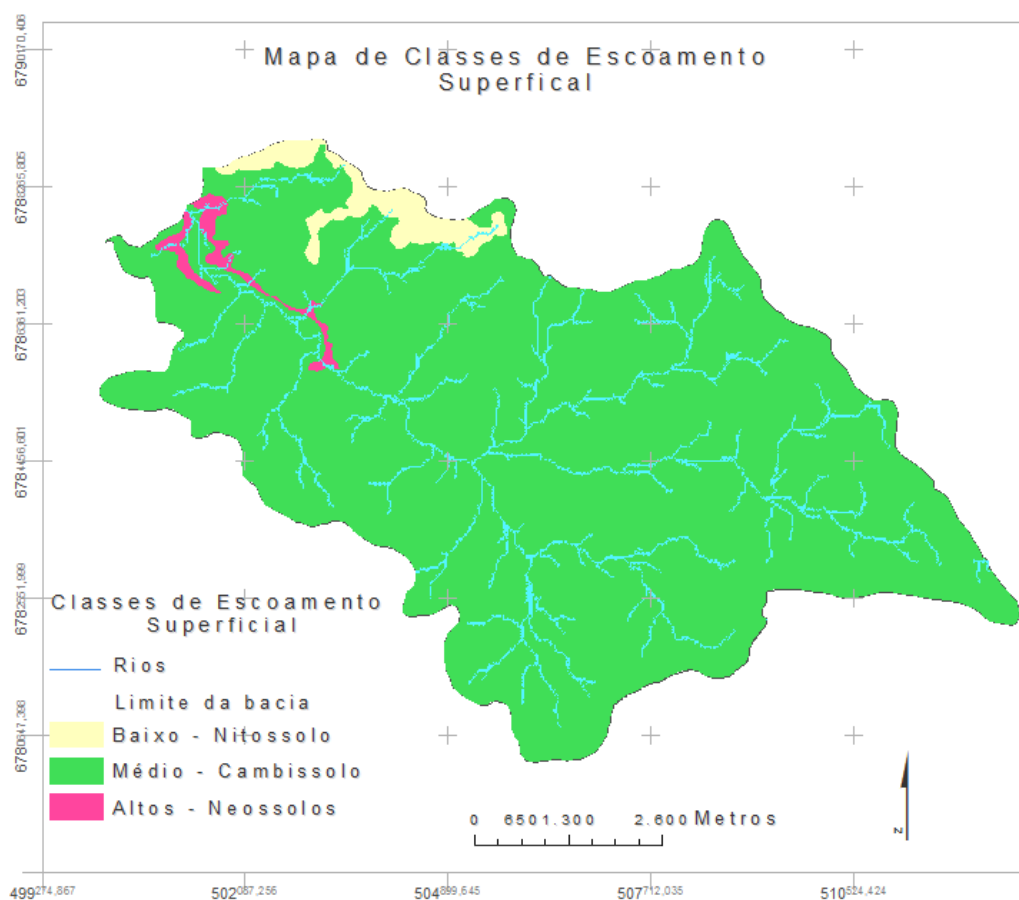


Figura 12. Mapa de classes de drenagem da bacia hidrográfica do arroio Marrecas.

5.3.4. Taxa e método de aplicação do P

As taxas de P mineral distribuídas em três classes: o nulo, ou não aplicado, que concentra maior área e é ocupada pelos usos de campo e mata; os com baixas taxas, nas áreas de silvicultura; e os considerado alto, associados às áreas ocupadas com culturas anuais e fruticultura (Figura 13a). Referente ao método de aplicação foi considerado como alto, ou seja, incorporado há mais de três meses antes do plantio ou aplicado em superfície há menos de três meses do plantio (Figura 13b).

Na determinação das taxas de aplicação de P orgânico foi considerada a sua aplicação apenas para as áreas de campo, classificado como baixo, sendo as demais consideradas como nula (Figura 13c). Já referente ao método de aplicação se considerou que o mais semelhante ao utilizado, que é a aplicação em superfície, sendo assim se classificou o mesmo como alto, sendo este

incorporado há mais de três meses antes do plantio ou aplicado em superfície há menos de três meses do plantio (Figura 13d).

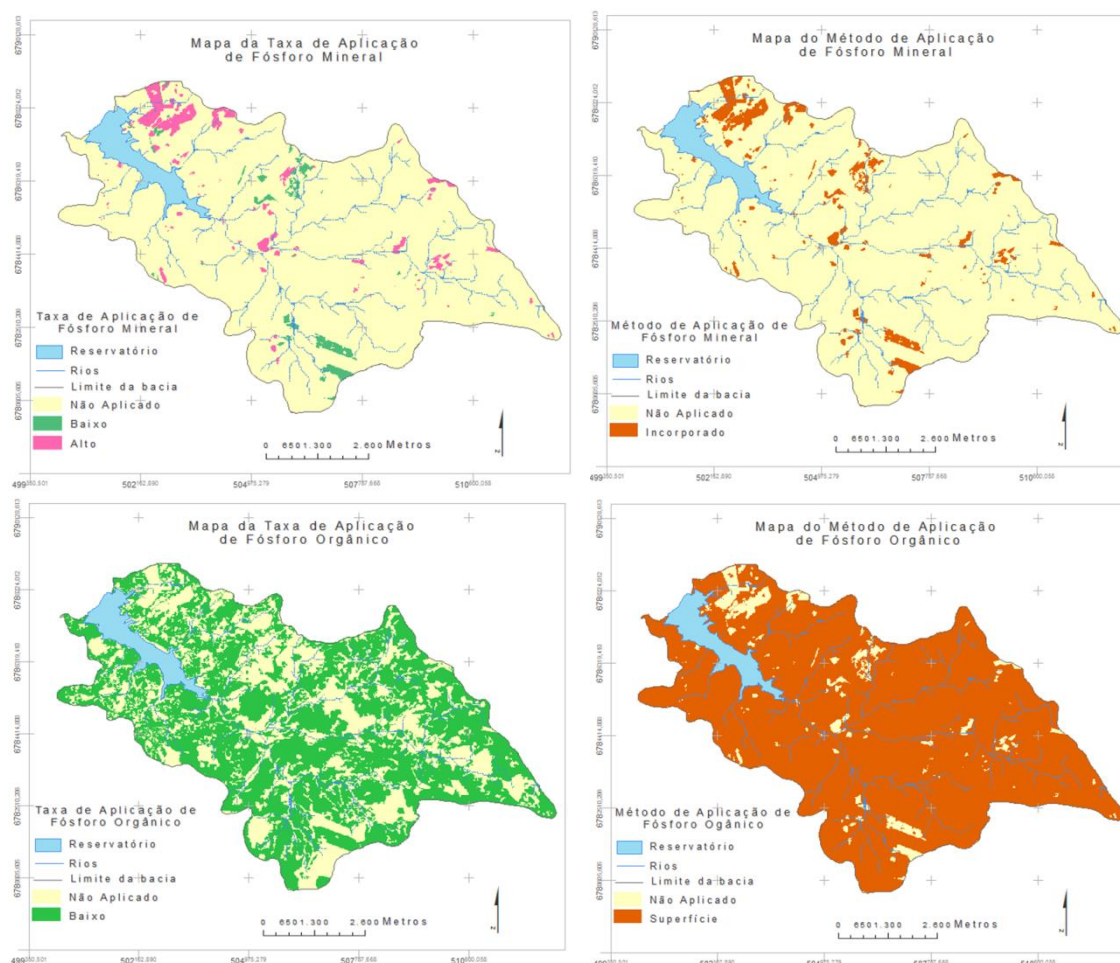


Figura 13. Taxas de aplicação e métodos de aplicação de P: a) Taxa de aplicação de P mineral; b) Método de aplicação de P mineral; a) Taxa de aplicação de P orgânico; b) Método de aplicação de P orgânico.

5.3.4. P-Index

Com a combinação dos planos de informações referentes aos teores de P no solo, as perdas de solo, ao escoamento superficial e as taxas e métodos de aplicação do P, resultou na elaboração do mapa da figura 14, que representa a distribuição espacial do P-Index. Nesta figura se verifica que a maior parte da área da bacia apresenta baixo risco de contaminação por P, o que é explicado devido a maior parte da área da bacia ser ainda constituída por campo, onde a exploração com pecuária extensiva é praticada sem adição de fertilizantes nas pastagens sobre solos naturalmente pobres em P. Por outro lado, as áreas de maior risco de contaminação por P estão associadas àquelas áreas ocupadas

com cultivos anuais que recebem grandes quantidades de fertilizantes e estão, em sua maioria, sendo manejadas de forma inadequada em virtude do preparo excessivo do solo e da não utilização de práticas conservacionistas.

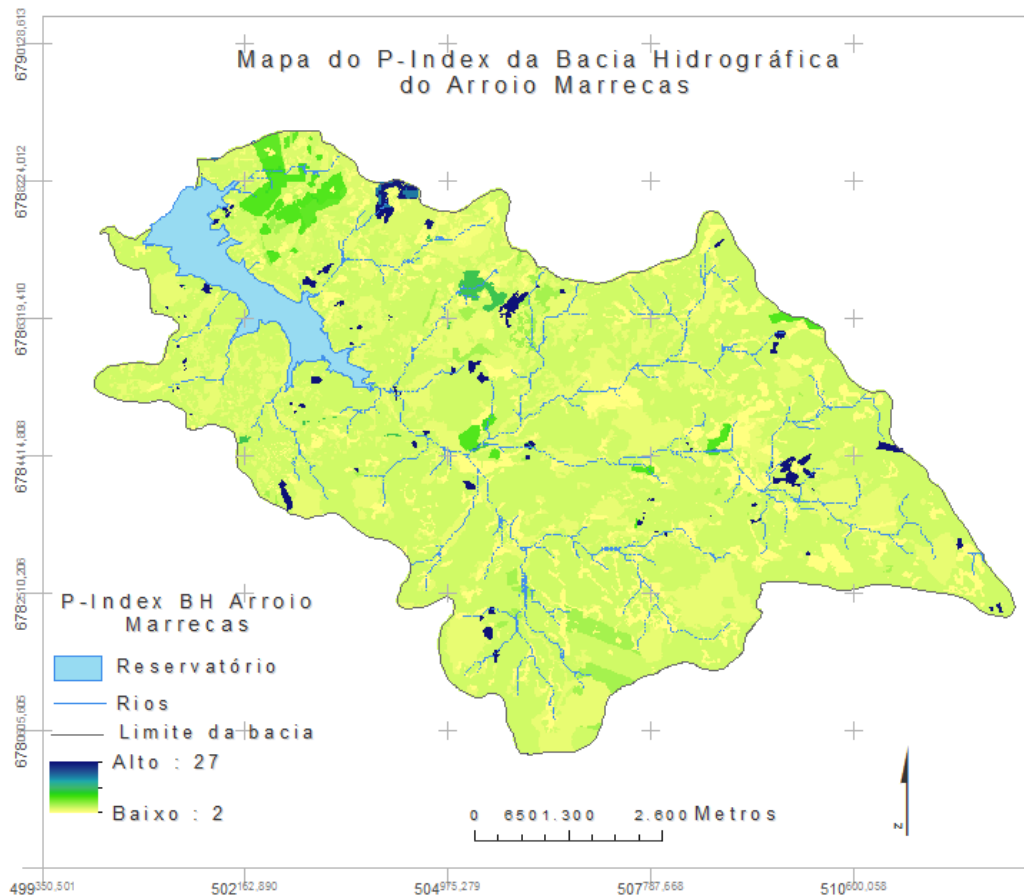


Figura 14. P-Index gerado para a bacia hidrográfica do arroio Marrecas.

No mapa da figura 15, se observa que risco potencial de contaminação por P na maior parte da bacia, aproximadamente 96% da área da bacia é classificada com baixo risco e está diretamente associado aos usos de campo e silvicultura. Já o risco potencial de contaminação por P em áreas ocupadas por fruticultura é médio risco, cerca de 2,5% da área total da bacia, e considerado alto risco nas áreas degradadas e com culturas anuais, somando 1,5% da área da bacia. Portanto, os resultados obtidos com a aplicação do P-Index mostram que a baixa intensidade de uso a que está sendo submetida a bacia hidrográfica do arroio Marrecas, resulta em um baixo aporte de P, diminuindo as chances de contaminação dos corpos hídricos.

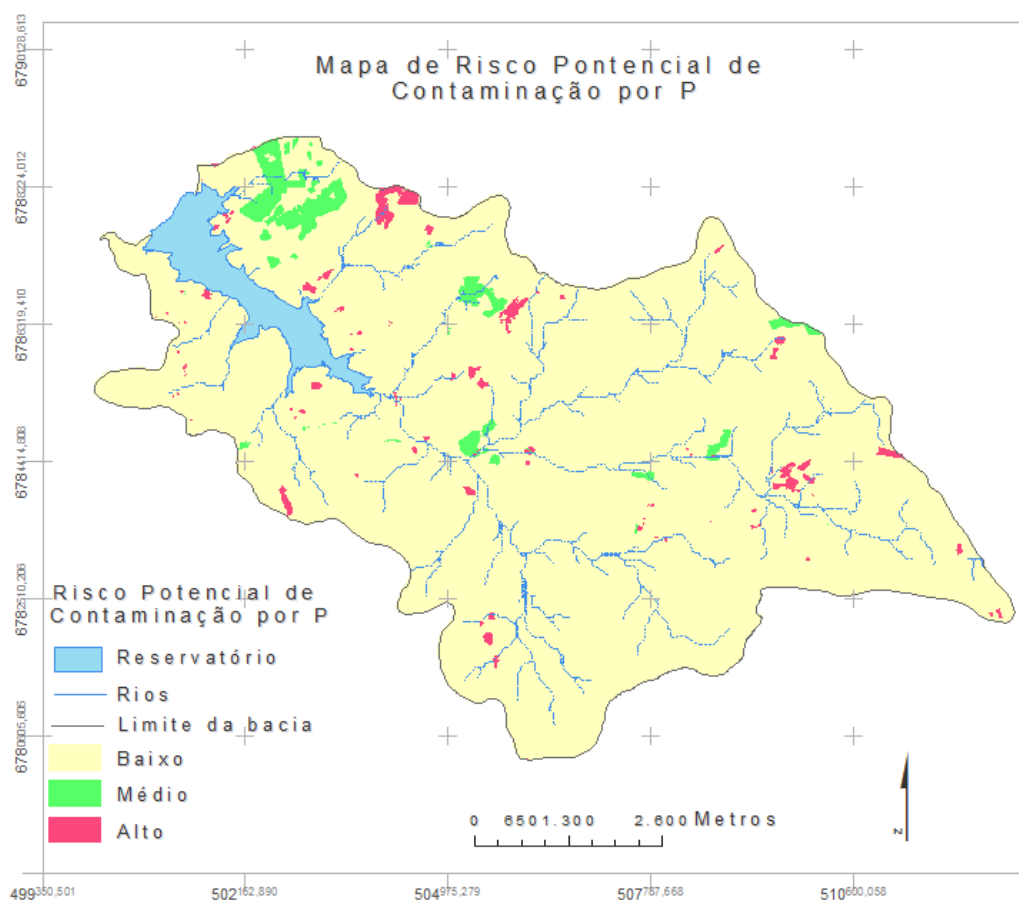


Figura 15. Mapa de risco potencial de contaminação por P.

5.4. Conclusões

1. De acordo com a aplicação do P-Index verificou-se para a bacia hidrográfica do arroio Marrecas, que a maior parte da bacia foi classificada como tendo baixo risco de contribuição de P em decorrência do tipo de uso do solo predominante na bacia, campos com pecuária extensiva;
2. As áreas com maior risco potencial foram aquelas nas quais os solos são utilizados de forma mais intensiva com culturas anuais e sem a adoção de práticas conservacionistas ou áreas degradadas;
3. A aplicação do P-Index apresenta um bom potencial para ser utilizado como instrumento de gestão dos recursos hídricos, contribuindo para a identificação de áreas de risco de poluição difusa e possibilitando, com isto, o

planejamento mais eficiente das ações a serem realizadas para melhoria da qualidade dos recursos hídricos.

6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

1. Os modelos AMPPI e P-Index, apesar de serem ferramentas distintas, com teorias e princípios particulares, para este estudo se mostraram eficientes na identificação das áreas com maior potencial de transporte de P e das áreas com maior risco potencial de contaminação por P, respectivamente, em uma pequena bacia hidrográfica, mesmo o transporte de P sendo relativamente baixo;
2. Por serem modelos empíricos simplificados, os mesmos apresentaram resultados qualitativos a cerca do potencial de transporte e risco potencial de contaminação por P na bacia hidrográfica, podendo ser utilizados como ferramentas no auxílio para tomada de decisão para a implementação de práticas conservacionistas de solo e água, uma vez que foram eficientes na identificação destas áreas críticas;
3. Na utilização do modelo AMPPI em áreas menores, se constatou que são necessários estudos futuros e uma adaptação do fator DR, pois para esses trabalhos em menor escala, o AMPPI necessita ser adaptado para as pequenas distâncias existentes sendo muito sensível a esta variável;
4. No P-Index, os fatores precisam ser melhores investigados para verificar a efetividade do sistema de avaliação do efeito de transferência de P do campo para os mananciais nas condições edafoclimáticas locais. Com maior desenvolvimento e a realização de testes, o P-Index pode se tornar uma

ferramenta valiosa para a classificação das áreas agrícolas de acordo com o risco de perdas de P. Além disso, o P-Index pode ajudar a concentrar a atenção de agricultores e gestores sobre o risco de perdas de P de áreas agrícolas e definir medidas conservacionistas para áreas onde eles terão o maior benefício no controle da erosão e perda de nutrientes.

5. Os modelos, mesmo com limitações, são ferramentas com potencial para uso em gestão de bacia hidrográfica. Por serem modelos que utilizam informações de fácil acesso, não necessitando de um banco de dados com séries históricas, podem vir a ser utilizados para o planejamento de bacias hidrográficas visando uma melhor utilização dos recursos naturais e a diminuição do passivo ambiental causado pelas práticas agrícolas.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABRAMS, M. M.; JARRELL W .M. Soil phosphorus as a potencial nonpoint source for elevated stream phosphorus levels. *Journal of Environmental Quality*. v. 24, p.132-138. 1995.

ACHURY, S. L. O. Validación del índice de fósforo del Caribe y evaluación de prácticas de manejo de desechos orgánicos en fincas de producción animal de Puerto Rico. Universidade de Porto Rico (Tese de Mestrado). 175p. 2005.

ALBERTS, E. E.; NEIBLING, W. H.; MOLDENHAUER, W. C. Transport of Sediment and Phosphorus in Runoff Through Cornstalk Residue Strips. *Soil Science Society of America Journal*. v. 45, p. 1177-1184. 1981

ALVAREZ, J. W. R. Transferência de fósforo em pequenas bacias hidrográficas com predomínio de sistema plantio direto precário. (Tese de Doutorado Ciências do Solo) – Programa de Pós-graduação em Ciência do Solo, Universidade Federal de Santa Maria. 202p. 2014.

ARNOLD, J. G.; SRINIVASAN, R.; MUTTICAH, R. S.; WILLIAMS, J. R. Large area hydrologic modeling and assessment part I: model development. *Journal of the American Water Resources Association.*, v. 34, n.1, p. 73–89, 1998.

ARNOLD, J. G. & FOHRER, N. SWAT 2000: Current capabilities and research opportunities in applied watershed modeling. *Hydrological Processes*. v. 9, p. 563-572, 2005.

BACHE, B. W. & WILLIAMS, E. G. A phosphate sorption index for soils. *Journal of Soil Science*, v. 22, p. 209-301, 1971.

BEASLEY, D. B.; HUGGINS, L. F.; MONKE, E. J. ANSWERS: a model for watershed planning. *Transactions of the American Society of Agricultural Engineers*. v. 23, n. 4, p. 938–944. 1980.

BERTONI, J.; PASTAVA, F. I.; LOMBARDI NETO, F.; BENATTI Jr., R. Conclusões gerais das pesquisas sobre conservação do solo no Instituto Agronômico, Campinas, Instituto Agronômico, (circular no. 20), 56 p. 1972.

BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. *Conservação do solo*. 4ª. ed. São Paulo: Ícone, 355p., 1999.

BICKNELL, B. R.; IMHOFF, J. C.; DONIGIAN, A. S.; JOHANSON, R. C. *Hydrological Simulation Program – FORTRAN (HSPF), User's Manual For Release 11*. EPA – 600/R-97/080. United States Environmental Protection Agency, Athens, GA.1997.

BRASIL. Ministério da Agricultura. Departamento Nacional de Pesquisa Agropecuária. Divisão de pesquisas pedológicas. *Levantamento de Reconhecimento do Estado do Rio Grande do Sul*. Recife. (Boletim Técnico, 30). 431 p. 1973.

BRYANT, R. B.; REID S.; KLEINMAN P.; SHAPELY, A.; CZYMMEK, K.; BELLOWS, B.; GEOHRING, L.; STEENHUIS, T.; GAFFNEY, F.; BOSSARD, S.; DEWING, D.; HIVEL, D. Phosphorus and agriculture V: the New York P-Index. *What's cropping up?* v. 10, n. 3, p. 4-5. 2000.

CEMIN, G.; PÉRICO, E.; SCHNEIDER, V. E.; FINOTTI, A. R. Determinação da perda de solos por erosão laminar na bacia hidrográfica do arroio Marrecas, RS, Brasil. *Scientia Plena*. v. 9, n. 1. 2013.

CORRELL, D. L. The role of phosphorus in the eutrophication of receiving waters: A review. *Journal of Environmental Quality*. v.27, p.261-266, 1998.

CYBIS, L. F. de A. Monitoramento ambiental e gestão integrada e sustentável dos reservatórios do Sistema Salto de Hidrelétricas (RS), com vistas à preservação da qualidade da água para abastecimento humano. Porto Alegre: IPH/UFRGS. Relatório Científico. 162p. 2005.

DANIEL, T. C.; SHARPLEY, A.N.; EDWARDS, D.R.; WEDEPOHL, R.; LEMUNYON, J. L. Minimizing surface water eutrophication from agriculture by phosphorous management. *Journal of Soil and Water Conservation*. v. 49, p. 30-38. 1994.

DANIEL, T. C.; SHARPLEY, A.N.; and LEMUNYON, J. L. Agricultral phosphorus and eutrophication (November 1996) A symposium overview. *Journal of Environmental Quality*. v. 27, n. 2, p. 251-257. 1998.

DORICH, R.; NELSON, D.; SOMMERS, L. Estimating phosphorus in suspended sediments by chemical extraction, *Journal of Environmental Quality*. v.14, p. 400–405. 1985.

DRAPER, D. W.; ROBINSON, J. B.; COOTE, D. R. Estimation and management of the contribution by manure from livestock in the Ontario Great Lakes basin to the phosphorus loading of the Great Lakes. *Best Management Practices for Agriculture and Silviculture*, R.C. Loehr et al. (eds.). p. 159-174. Ann Harbor Science Publisher, Ann Arbor, MI. 1979.

EGHBALL, B.; GILLEY, J. E. Phosphorus risk assessment index evaluation using runoff measurements. *Journal of Soil and Water Conservation*. v. 56. p. 202-207. 2001.

Environmental Systems Research Institute (ESRI). ArcGis Version 10. ESRI, Redlands, CA. 2010.

EWEN, J.; PARKIN, G.; O'CONNELL, E. SHETRAN: Distributed basin flow and transport modelling system. *Journal of Hydrologic Engineering*. v. 5, n. 3, p. 250-258. 2000.

FASCHING, R. A. Phosphorus index assessment for Montana. *Ecological Sciences – Agronomy Technical Note*. Natural Resources Conservation Service. Nutrient Management. *Agronomy Technical*. N.80.1. Note MT-77 (Rev.3), 2006.

FLYNN, R.; SPORCIC, M.; SCHEFFE, L. Phosphorus Assessment tool for New Mexico. U.S. Department of Agriculture-Natural Resources Conservation Service (NRCS). *Technical Note Agronomy-57*. Publications Distribution Center, NRCS, Albuquerque, New México, 4p, 2000.

FOSTER, G. R.; McCOOL, K. G.; MOLDENHAUER, W. C. Conversion of the universal soil loss equation to SI metric units. *Journal of Soil and Water Conservation*, Ankeny, v.36, n.6, p.355-359. 1981.

GAYNOR, J. D.; FINDLAY, W. I. Soil and phosphorus loss from conservatism and conventional tillage in corn production. *Journal of Environmental Quality*. v. 24, p. 734-741. 1995.

GBUREK, W. J., SHARPLEY, A. N., HEATHWAITE, A. L. & FOLMAR, G. J. Phosphorus management at the watershed scale: A modification of the phosphorus index. *Journal of Environmental Quality*. v. 29, p. 130-144. 2000.

GEBLER, L. Avaliação do arraste de duas formas de fósforo reativo sob diferentes tipos de cobertura vegetal e manejo em dois solos agrícolas. Brasil, (Tese de Doutorado). Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 130p. 2011.

GIASSON, E.; BRYANT, R. B.; DeGLORIA, S. D. GIS-based spatial indices for identification of potential phosphorous export at watershed scale. *Journal of Soil and Water Conservation*. v. 57, n. 5, p. 373–381. 2002

HEATHWAITE, A. L.; FRASER, A. I.; JOHNES P.J.; HUTCHINS, M.; LORD, E.; BUTTER-FIELD, D. The phosphorus indicators tool: a simple model of diffuse P loss from agricultural land to water. *Soil Use and Management*. v. 19, n. 1, p. 1–11. 2003.

HEATWOLE, C. D.; SHANHOLTZ, V. O. Targeting animal waste pollution potential using a geographic information system. *Applied Engineering in Agriculture*. v. 7, n. 6, p. 692-698. 1991.

HOLANDA, F. S. R., MENGEL, D. B.; PAULA, M. B.; CARVALHO, J. G.; BERTONI, J. C. Influence of crop rotations and tillage systems on phosphorus and potassium stratification and root distribution in soil profile. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*. v. 29, p. 2383-2394. 1998.

LEMUNYON, J. L., & GILBERT, R. G. The concept and need for a phosphorus assessment tool. *Journal of Production Agriculture*. v. 6, p. 483-496. 1993.

LEONARD, R. A., KNISEL, W. G., STILL, D.A. GLEAMS: groundwater loading effects on agricultural management systems. *Transactions of the American Society of Agricultural Engineers*. v. 30, n. 5, p. 1403–1428. 1987.

LOPES, F.; MERTEN, G. H.; FRANZEN, M.; GIASSON, E.; HELFER, F. CYBIS, L. F. A. Utilização de P-Index em uma bacia hidrográfica através de técnicas de geoprocessamento. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v.11, n.3, p. 312-317, 2007.

KLEINMAN, P. J. A., SRINIVASAN, M. S; DELL, C. J; SCHMIDT J. P.; SHARPLEY, A. N.; BRYANT, R. B. Role of Rainfall Intensity and Hydrology in Nutrient Transport via Surface Runoff. *Journal of Environmental Quality*. v. 35, n. 4, p. 1248-1259. 2006.

KNISEL, W. G. CREAMS: a field scale model for chemicals, runoff and erosion from agricultural management systems. United States Department of Agriculture Conservation Research Report No 26. USDA, Washington, DC. 1980.

MERRITT, W. S.; LETCHER, R. A.; JAKEMAN, A. J. A review of erosion and sediment transport models. Environmental Modelling e Software, v. 18, p. 761–799. 2003.

MURRELL, T. S. Transformaciones de los nutrientes en el suelo. Informaciones agronómicas. Instituto de la Potasa y el Fósforo – INPOFOS. v. 49, p. 1-5. 2003.

NASR, A. E.; BRUEN, M. Eutrophication from agricultural sources: a comparison of SWAT, HSPF and SHETRAN/GOPC phosphorus models for three Irish catchments. Environmental Protection Agency, Ireland. 2006

NATURAL RESOURCES COUNCIL (NRC). Soil and water quality: and agenda for agriculture. National Academies Press. Washington, DC. 1993.

NRCS – NATURAL RESOURCES CONSERVATION SERVICE. Phosphorus index for Alabama: A planning tool to asses and manage P movement. Auburn: U. S. Department of Agriculture – Natural Resources Conservation Service. Agronomy Technical Note AL-72. 5p. 2001.

NRCS - NATURAL RESOURCES CONSERVATION SERVICE. Iowa Phosphorus Index. U.S. Departament of Agriculture. Iowa Technical Note n. 25. Iowa, 2004.

NRCS - NATURAL RESOURCES CONSERVATION SERVICE. Phosphorus index for Alabama: A planning tool to assess and manage P movement. U.S. Department of Agriculture-Natural Resources Conservation Service. Agronomy Technical Note AL-72. Auburn, Alabama, 2001.

NRCS - NATURAL RESOURCES CONSERVATION SERVICE. Phosphorus index worksheet. U.S. Department of Agriculture. FL-CPS-41. Flórida, 12, 2000.

OLIVEIRA, M. F. M.; FAVARETTO, N.; ROLOFF, G.; FERNANDES, C. V. S. Estimativa do potencial de perda de fósforo através da metodologia —P IndexII. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental. v.14, n.3, p.267–273, 2010.

OLOYA, T. O. & LOGAN, T. J. Phosphate desorption from soils and sediments with varying levels of extractable phosphate. Journal of Environmental Quality. v. 9, p.526-531. 1980.

PIERZYNSKI, G. M. Remediation strategies for trace element contaminated soils. Presented at the Second Int. Conf. on the Biogeochemistry of Trace Elements, Taipei, Taiwan, 1993.

PIERZYNSKI, G. M.; LOGAN, T. J. Crop, soil and management effects on phosphorus soil test levels. Journal of Production Agriculture. v. 6, p. 513-520. 1993.

PINTO, S. A. F. Sensoriamento remoto e integração de dados aplicados no estudo da erosão dos solos. (Tese de Doutorado) Universidade de São Paulo. 1991.

PÖTTER, R. O. Caracterização de solos da região dos Campos de Cima da Serra – RS. (Dissertação de Mestrado) – Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 176p. 1977.

POTE, D. H.; DANIEL, T. C.; SHARPLEY, A. N.; MOORE, P. A. JR.; EDWARDS, D.R.; NICHOLS, D.J. Relating extractable soil phosphorus to phosphorus losses in runoff. Soil Science Society of America. v. 60, p. 855-859. 1996.

POTE, D. H.; DANIEL, T. C. NICHOLS, D.J.; MOORE, P. A. JR.; MILLER, D. M.; EDWARDS, D.R. Seasonal and soil-drying effects on runoff phosphorus

relationships to soil phosphorus. Soil Science Society of American Journal. v. 63, n. 4, p. 1006-1012. 1999.

ROBBINS, S. G.; VOSS, R. Phosphorus and potassium stratification in conservation tillage systems. Journal of Soil and Water Conservation. v. 46, p. 298-300. 1991

RÖMKENS, M. J. M.; NELSON, D. W.; MANNERING, J. V. Nitrogen and phosphorus composition of surface runoff as affected by tillage method. Journal of Environmental Quality. . v. 2, p. 292-295. 1973.

RÖMKENS, M. J. M.; NELSON, D. W.; MANNERING, J. V. Phosphorus relationships in runoff from fertilized soils. Journal of Environmental Quality. v. 3, n. 1, p. 10-13. 1974.

System for Automated Geoscientific Analysis (SAGA-GIS 2.1.0),

SAMPLE, E. C.; SOPER, R. J.; RACZ, G. J. Reactions of phosphate fertilizers in soils. Khasawneh, F.E. et al. (eds.) The role of phosphorus in agriculture. ASA-CSSA-SSSA, Madison, WI. p. 263-310. 1980.

SCHUMAN, G.E.; STANLEY, M.A.; KNUDSEN, D. Automated total nitrogen analysis of soil and plant samples. Soil Science Society of America. v. 37, p 480-481. 1973.

SERVIÇO AUTONOMO MUNICIPAL DE ÁGUA E ESGOTO DE CAXIAS DO SUL SAMAE, Relatórios Técnicos, Caxias do Sul. 2008.

SERVIÇO AUTONOMO MUNICIPAL DE ÁGUA E ESGOTO DE CAXIAS DO SUL SAMAE, Relatórios Técnicos, Caxias do Sul. 2010.

SHARPLEY, A. N.; TILLMAN, R. W.; SYERS, J. K. Use of laboratory extraction data to predict losses of dissolved inorganic phosphate in surface runoff and tile drainage. Journal of Environmental Quality. v. 6, p. 33-36. 1977.

SHARPLEY, A. N. The enrichment of soil phosphorus in runoff (ed.) Phosphorus loss from soil to water. CAB Int. Press, Cambridge, UK. sediments. *Journal of Environmental Quality*. v. 9, p. 521–526. 1980.

SHARPLEY, A. N. Depth of surface soil-runoff interaction as affected by rainfall, soil slope, and management. *Soil Science Society of America*. v. 49, p. 1010–1015. 1985.

SHARPLEY, A. N.; SMITH, R. V. Prediction of soluble phosphorus in agricultural runoff. *Journal of Environmental Quality*. v.18, p. 313–316. 1989.

SHARPLEY, A. N.; SMITH, S. J.; JONES, O. R.; BERG, W. A.; COLEMAN, G. A. The transport of bioavailable phosphorus in agricultural runoff. *Journal of Environmental Quality*. v. 21, p. 30-35. 1992.

SHARPLEY, A. N. An innovative approach to estimate bioavailable phosphorus in agricultural runoff using iron-oxide impregnated paper. *Journal of Environmental Quality*. v. 22, p. 597-601. 1993.

SHARPLEY, A. N.; DANIEL, T. C.; EDWARDS, D. R. Phosphorus movement in the landscape. *Journal of Production Agriculture*. v. 6, p. 492-500. 1993.

SHARPLEY, A. N.; HALVORSON, A. D. The management of soil phosphorus availability and its impact on surface water quality. *Advances in Soil Science*, p. 7-90. 1994.

SHARPLEY, A. N. Identifying sites vulnerable to phosphorus loss in agricultural runoff. *Journal of Environmental Quality*, v. 24, p. 947-51. 1995.

SHARPLEY, A. N.; REKOLAINEN, S. Phosphorus in agriculture and its environmental implications. H. Tunney et al. (eds.) *Phosphorus losses from soil to water*. CAB Int., Cambridge, UK. p. 1-54. 1997.

SHARPLEY, A. N.; McDOWELL, R. W.; KLEINMAN, J. A. Phosphorus loss from land to water: Integrating agricultural and environmental management. *Plant and Soil*. v. 237, p. 287-307. 2001.

SHARPLEY, A. N.; WELD, J. L.; BEEGLE, D. B.; KLEINMAN, P. J. A.; GBUREK, W. J.; MOORE JR, P. A.; MULLINS, G. Development of phosphorus indices for nutrient management planning strategies in the United States. *Journal of Soil and Water Conservation*. v.58. 2003.

SHIGAKI, F.; SHARPLEY, A. N.; PROCHNOW, L. I. Source-related transport of phosphorus in surface runoff. *Journal of Environmental Quality*. v. 35, p. 2229-2235. 2006.

SHIGAKI, F.; SHARPLEY, A. N.; PROCHNOW, L. I. Rainfall intensity and phosphorus source effects on phosphorus transport in surface runoff from soil trays. *Science of the Total Environment*. 2006.

SBCS – Sociedade Brasileira de Ciência do Solo. Manual de adubação e de calagem para os Estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina/ Sociedade Brasileira de Ciência do Solo. 10.ed, Porto Alegre: SBCS, 400p. 2004.

SONZOGNI, W. C.; CHAPRA, S. C.; ARMSTRONG, D. E.; LOGAN, T .J. Bioavailability of phosphorus inputs to lakes. *Journal of Environmental Quality*. v. 11, p. 555-563. 1982.

STRECK, E. V.; KÄMPF, N.; DALMOLIN, R. S. D.; KLAMT, E.; NASCIMENTO, P. C. DO; SCHNEIDER, P. Solos do Rio Grande do Sul. 1.ed. Porto Alegre: EMATER/RS; UFRGS, 107p. 2002.

TRIPLETT Jr., G. B.; VAN DOREN Jr., D. M. Nitrogen, phosphorus, and potassium fertilization of non-tilled maize. *Agronomy Journal, Madison*, v. 61, n. 4, p. 637-639, 1969.

TRUMAN, C. C.; GASCHO, G. J.; DAVIS, J. G.; WAUCHOPE, R. D. Seasonal phosphorus losses in runoff from a coastal plain soil. *Journal of Production Agriculture*. v. 6, n. 4, p. 487-492. 1993.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). Quality criteria for water. Office of Water Regulations and Standards. EPA-440/5-86-001. 1986.

VAN DER MOLEN, D. T.; PORTIELJE, R.; BOERS, P.C.M.; LIJKLEMA, L. Changes in sediment phosphorus as a result of eutrophication and oligotrophication in Lake Veluwe, The Netherlands. *Water Research*. v. 32, p. 3281–3288. 1998.

VEITH, T. L.; SHARPLEY, A. N.; ARNOLD, J. G. Modeliing a small, northrstem watershed with detailed, field-level data. *Transactions of de ASABE*. v. 51, n. 2, p. 471-83. 2008.

WALTRICK, J. C. N. Aplicação da metodologia P-index na bacia hidrográfica do campestre – Colombo (PR). (Dissertação de Mestrando em Ciência do solo) – Universidade Federal do Paraná. 97p. 2011.

WELD, J. L.; SHARPLEY, A. N.; BEEGLE, D. B.; GBUREK, W. J. Identifying critical sources of phosphorus export from agricultural watersheds. *Nutrient cycling in agroecosystems*. v. 59, p. 29-38. 2001.

WHITEHEAD, D. C. Nutrient elements in grassland: soil-plant-animal relationships. New York: CABI Pub., 396p. 2000.

WILLIAMS, J. R.; JONES, C. A.; DYKE, P. T. A modeling approach to determining the relationship between erosion and soil productivity. *Transactions of the American Society of Agricultural Engineers*. v. 27, p. 129–144. 1984.

WISCHMEIER, W. H.; JOHNSON, C. B.; CROSS, B. V. A soil erodibility nomograph for farmland and construction sites. *Journal of Soil and Water Conservation*, Ankeny, v.26, n.5, p.189-193. 1971.

WISCHMEIER, W. H.; SMITH, D. D. Predicting rainfall erosion losses – a guide to conservation planning. *USDA Agriculture Handbook*. U.S. Washington, DC: Government Printing Office, 58p. 1978.

WOLF, A. M.; BAKER, D. E.; PIONKE, H. B.; KUNISHI, H. M. Soil tests for estimating labile, soluble, and algae-available phosphorus in agricultural soils. *Journal of Environmental Quality*. v. 14, p. 341-348. 1985.

YOUNG, R. A.; MUTCHLER, C. K. Pollution potential of manure spread on frozen ground. *Journal of Environmental Quality*. v. 5, p. 174-179. 1976.

YOUNG, R. A.; ONSTAD, C. A.; BOSCH, D. D.; ANDERSON, W. P. Agricultural nonpoint surface pollution model: a large watershed analysis tool. *United States Department of Agriculture Conservation Research Report n. 35*. USDA, Washington, D. 1987.