

UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DE PERNAMBUCO

ELIABE DE MORAIS FREITAS

**FÓSFORO E METAIS PESADOS EM SOLOS SOB CULTIVO DE
VIDEIRAS E SUA RELAÇÃO COM OS ATRIBUTOS
MICROBIOLÓGICOS DO SOLO**

RECIFE

2019

Eliabe de Morais Freitas
Engenheiro Agrônomo

Fósforo e metais pesados em solos sob cultivo de videiras e sua relação com os atributos microbiológicos do solo

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ciência do Solo, da Universidade Federal Rural de Pernambuco, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ciência do Solo

Orientadora: Prof^a. Dra. Giselle Gomes Monteiro Fracetto

Coorientador: Prof. Dr. Clístenes Williams Araújo do Nascimento

Coorientador: Dr. Davi José da Silva

Recife

2019

Autorizo a reprodução e divulgação total ou parcial deste trabalho, por qualquer meio convencional ou eletrônico, para fins de estudo e pesquisa, desde que citada à fonte.

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
Sistema Integrado de Bibliotecas da UFRPE
Biblioteca Central, Recife-PE, Brasil

F866f Freitas, Eliabe de Morais
Fósforo e metais pesados em solos sob cultivo de videiras e sua relação com os atributos microbiológicos do solo / Eliabe de Morais Freitas. – 2019.
91 f.: il.

Orientadora: Giselle Gomes Monteiro Fracetto.
Coorientadores: Clístenes Williams Araújo do Nascimento, Davi José da Silva.
Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal Rural de Pernambuco, Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Recife, BR-PE, 2019.
Inclui referências e apêndice(s).

1. Uva - Cultivo 2. Microbiologia do solo 3. Solo – Teor de metais pesados 4. Fertilizantes fosfatados 5. Fosfatase alcalina I. Fracetto, Giselle Gomes Monteiro, orient. II. Nascimento, Clístenes Williams Araújo do, coorient. III. Silva, Davi José da, coorient. IV. Título

CDD 631.4

ELIABE DE MORAIS FREITAS

Fósforo e metais pesados em solos sob cultivo de videiras e sua relação com os atributos microbiológicos do solo

Dissertação apresentada ao programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, da Universidade Federal Rural de Pernambuco, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ciência do Solo.

Aprovada em 18 de fevereiro de 2019

Prof^a. Dra. Giselle Gomes Monteiro Fracetto
Orientadora
Universidade Federal Rural de Pernambuco

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Felipe José Cury Fracetto
Universidade Federal Rural de Pernambuco

Prof. Dr. Mateus Rosas Ribeiro Filho
Universidade Federal Rural de Pernambuco

Aos meus amados avós, Valdemar Gonçalves e Maria José (In Memoriam) que me ensinaram os verdadeiros valores da vida.

E a minha querida Tia Biuzinha (In Memoriam), mas que deixou muitos ensinamentos de vida.

DEDICO

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente ao meu grande Deus, meu amigo fiel, autor do meu destino e que foi o meu verdadeiro guia, alimentando minha alma com calma e esperança nos momentos difíceis e me dando a força necessária para chegar ao final dessa jornada.

A minha amada esposa Iliane Leila Monteiro de Freitas, que sempre esteve ao meu lado durante toda minha jornada, compartilhando do seu amor, carinho, companheirismo, dedicação e por ter me dado apoio nos momentos mais difíceis dessa trajetória.

Aos meus pais Luiz Antônio de Freitas e Maria de Lourdes de Moraes Freitas, pelo privilégio de ser seu filho e com eles ter aprendido os verdadeiros ensinamentos da vida. Agradeço por todo o amor, carinho, apoio e força que me permitiu chegar até aqui.

A toda minha família, em especial a minha querida irmã Elienai de Moraes Freitas, que é a minha professora, minha conselheira, enfermeira, fisioterapeuta, tudo isso e mais e pouco.

A professora Dra. Giselle Fracetto, pela orientação, por toda sua paciência, por todo apoio e ensinamentos que contribuíram para o desenvolvimento dessa pesquisa.

Ao professor Dr. Clístenes Williams de A. Nascimento, pela coorientação e importante contribuição na realização deste trabalho

A Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária - EMBRAPA, Centro de Pesquisa Agropecuária do Trópico Semiárido, a qual forneceu as condições necessária para coletas das amostras de solos; bem como a colaboração do Dr. Davi José Silva, pesquisador da EMBRAPA Semiárido, na coorientação do respectivo trabalho.

Ao laboratório de Química Ambiental de Solos, em especial a Dra. Simone, pelo apoio e por disponibilizar a infraestrutura necessária para realização das análises químicas fundamentais para alcançar os objetivos da pesquisa.

Ao Departamento de Micologia da UFPE, representado pela professora Dra. Leonor Costa Maia e toda equipe do laboratório de Micorrizas, pelo apoio à realização das análises microbiológicas.

Ao laboratório de Fitonematologia da UFRPE, representado pela professora Dra. Lilian Guimarães, pelo apoio à realização das análises microbiológicas.

Ao laboratório de Biotecnologia da Unidade Acadêmica de Garanhuns – UAG/UFRPE, representado pela professora Dra. Érika Valente, pelo apoio à realização das análises enzimáticas.

As fazendas produtoras de uvas, localizadas no perímetro irrigado Senador Nilo Coelho, Petrolina-PE, pela parceria e contribuição para realização dessa pesquisa.

Aos funcionários da UFRPE, em especial à Maria do Socorro por todo o seu carinho e dedicação com cada um dos alunos do Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, da UFRPE.

Ao Dr. Fernando Bruno, pelo apoio à realização das análises estatísticas e contribuição para realização desta pesquisa.

Ao meu amigo/irmão Augusto Cesar de A. Santana, por todo apoio e parceria durante toda minha jornada acadêmica.

Aos colegas de orientação e do laboratório de microbiologia e bioquímica do solo, em especial à Lucía Nuñez, por desempenhar papel fundamental na realização desta pesquisa.

A todos os colegas do Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo (PPGCS), da Universidade Federal Rural de Pernambuco.

A todos os professores do Programa de Pós-graduação em Ciência do Solo, pelos conhecimentos repassados e por sempre estarem a disposição para ajudar.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Tecnológico (CNPq), pela concessão da bolsa de pesquisa.

E finalmente a todos que contribuíram e que tornaram possível a concretização dessa pesquisa.

OBRIGADO!

“Não que sejamos capazes, por nós, de pensar alguma coisa, como de nós mesmos; mas a nossa capacidade vem de Deus”.

2 Coríntios 3.5

Fósforo e metais pesados em solos sob cultivo de videiras e sua relação com os atributos microbiológicos do solo

RESUMO

A região Nordeste do Brasil responde por 27% da produção nacional de frutas, destacando-se entre outros no cultivo da videira (*Vitis* spp.), cujo o manejo da produção baseia-se no uso intensivo de fertilizantes e defensivos agrícolas, o que pode ocasionar não apenas perdas de produção devido a desequilíbrios nutricionais, mas também problemas ambientais, como contaminação do solo por metais pesados e lixiviação de fósforo para corpos hídricos. Deste modo, o objetivo do presente trabalho foi avaliar os impactos do uso intensivo de fertilizantes fosfatados e suas relações com os atributos microbiológicos do solo sob cultivo de videiras no Vale do São Francisco. As áreas de estudo ficam localizadas em seis fazendas de produção de uva no perímetro irrigado Senador Nilo Coelho, Petrolina, PE. Em cada área foram escolhidos aleatoriamente três pontos de coleta, onde em cada ponto retirou-se solo rizosférico (SR), e solo não rizosférico (SNR), os quais foram caracterizados física e quimicamente. Foram obtidos os teores ambientalmente disponíveis de metais pesados, visando a comparação destes com os Valores de Referência de Qualidade (VRQ) estabelecidos para Pernambuco. A dinâmica, disponibilidade e as diferentes formas de P no solo foram avaliadas através do método sequencial de fracionamento e os atributos microbiológicos: P da biomassa microbiana, atividade da fosfatase ácida e alcalina, assim como o teor de glomalina facilmente extraível do solo, foram determinados conforme metodologias específicas. O manejo adotado pelas fazendas de cultivo de videiras proporcionou alteração na fertilidade do solo com relação as áreas de pousio, apresentando aumento significativo nos teores de matéria orgânica, Ca, Mg e K do solo, além de elevar os teores de P a valores superiores ao nível crítico no solo. Os teores de metais pesados foram semelhantes entre as áreas cultivadas e suas respectivas áreas de pousio, indicando que esses valores obtidos são provenientes do intemperismo do material de origem e da interação desses elementos e o solo. Entretanto, os teores de Cu e Zn apresentaram valores superiores aos VRQ, sendo esse comportamento atribuído a interferência antrópica. A aplicação excessiva de fertilizantes fosfatados contribuiu para um maior aporte de P nos solos sob cultivo de videiras, sendo observado que, de modo geral, as frações inorgânicas superaram as frações orgânicas de P, sendo os maiores teores de P no solo encontrados principalmente na fração não lábil, e na fração lábil. Observou-se que a disponibilidade de P, onde a concentração de Ca e o pH são elevados, influenciou negativamente os teores de P microbiano nas áreas estudadas. A atividade das fosfatases ácida e alcalina proporcionou resposta rápida a adição de fertilizantes fosfatados no ambiente, apresentando grande potencial de uso na avaliação da qualidade do solo. Além disso, a alta concentração de fósforo nas áreas estudadas influenciou significativamente os teores de glomalina no solo. Esses novos índices podem ser utilizados para estabelecer uma ferramenta para avaliação da qualidade do solo, contribuindo em uma melhor avaliação acerca dos impactos da adubação de P sobre os atributos microbiológicos do solo da região semiárida do Brasil.

Palavras-chave: *Vitis labrusca* L. Fertilizantes fosfatados. Elementos-traço. Fracionamento. Glomalina. Fosfatases.

Phosphorus and heavy metals in soils under vines cultivation and its relation with soil microbiological attributes

ABSTRACT

The Northeastern region of Brazil accounts for 27% of the national fruit production, especially among vines (*Vitis* spp.), whose production management is based on the intensive use of fertilizers and agricultural pesticides. Not only cause losses of production due to nutritional imbalances, but also environmental problems such as contamination of the soil by heavy metals and leaching of phosphorus to water bodies. Thus, the objective of the present work was to evaluate the impacts of the intensive use of phosphate fertilizers and their relationship with microbiological attributes of the soil under vines in the São Francisco Valley. The study areas are located in six grape production farms in the irrigated perimeter Senador Nilo Coelho, Petrolina, PE. In each area, three collection points were randomly chosen, where at each point, rhizospheric (SR) and non-rhizospheric (SNR) soil were removed, which were characterized both physically and chemically. The environmental contents of heavy metals were obtained, aiming to compare them with the Quality Reference Values (VRQ) established for Pernambuco. The dynamics, availability and different forms of P in the soil were evaluated using the sequential method of fractionation and the microbiological attributes: P of the microbial biomass, acid and alkaline phosphatase activity, as well as the glomalin content easily extractable from the soil, were determined according to specific methodologies. The management adopted by grapevine farms resulted in a change in soil fertility in relation to fallow areas, with a significant increase in soil organic matter, Ca, Mg and K levels, besides raising P levels to values higher than critical ground level. The heavy metals contents were similar between the cultivated areas and their respective fallow areas, indicating that these values are obtained from the weathering of the source material and the interaction of these elements and the soil. However, the Cu and Zn contents presented higher values than the VRQ, being this behavior attributed to anthropic interference. Excessive application of phosphate fertilizers contributed to a higher P uptake in soils under vines cultivation. It was observed that, in general, inorganic fractions exceeded the organic fractions of P, with the highest soil P contents found mainly in the fraction not labile, and in the labile fraction. It was observed that the availability of P, where Ca concentration and pH are high, negatively influenced the microbial P contents in the studied areas. The activity of the acid and alkaline phosphatases provided a rapid response to the addition of phosphate fertilizers in the environment, presenting great potential of use in the evaluation of soil quality. In addition, the high concentration of phosphorus in the studied areas significantly influenced the levels of glomalin in the soil. These new indexes can be used to establish a tool for soil quality assessment, contributing to a better evaluation of the impacts of P fertilization on soil microbiological attributes of the semi-arid region of Brazil

Keywords: *Vitis labrusca* L.; Phosphate fertilizers. Trace elements. Fractionation. Glomalin. Phosphatases.

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1.** Formas de P no sistema solo-planta.....28
- Figura 2.** Perímetro irrigado Senador Nilo Coelho, Petrolina-PE.....38
- Figura 3.** Médias dos teores ambientalmente disponíveis de cádmio (Cd) nas áreas cultivadas (C) e áreas de pousio (P) e em solo rizosférico (R) e solo não rizosférico (NR), na profundidade de 0-20 cm. *P1 – P6* propriedades de cultivo de uva localizadas no perímetro irrigado de Petrolina-PE. A linha horizontal tracejada e vermelha indica o valor de referência de qualidade (VRQ) do metal.....51
- Figura 4.** Médias dos teores ambientalmente disponíveis de cromo (Cr) nas áreas cultivadas (C) e áreas de pousio (P) e em solo rizosférico (R) e solo não rizosférico (NR), na profundidade de 0-20 cm. *P1 – P6* propriedades de cultivo de uva localizadas no perímetro irrigado de Petrolina-PE. A linha horizontal tracejada e vermelha indica o valor de referência de qualidade (VRQ) do metal.....53
- Figura 5.** Médias dos teores ambientalmente disponíveis de cobre (Cu) nas áreas cultivadas (C) e áreas de pousio (P) e em solo rizosférico (R) e solo não rizosférico (NR), na profundidade de 0-20 cm. *P1 – P6* propriedades de cultivo de uva localizadas no perímetro irrigado de Petrolina-PE. A linha horizontal tracejada e vermelha indica o valor de referência de qualidade (VRQ) do metal.54
- Figura 6.** Médias dos teores ambientalmente disponíveis de chumbo (Pb) nas áreas cultivadas (C) e áreas de pousio (P) e em solo rizosférico (R) e solo não rizosférico (NR), na profundidade de 0-20 cm. *P1 – P6* propriedades de cultivo de uva localizadas no perímetro irrigado de Petrolina-PE. A linha horizontal tracejada e vermelha indica o valor de referência de qualidade (VRQ) do metal.....57
- Figura 7.** Médias dos teores ambientalmente disponíveis de zinco (Zn) nas áreas cultivadas (C) e áreas de pousio (P) e em solo rizosférico (R) e solo não rizosférico (NR), na profundidade de 0-20 cm. *P1 – P6* propriedades de cultivo de uva localizadas no perímetro irrigado de Petrolina-PE. A linha horizontal tracejada e vermelha indica o valor de referência de qualidade (VRQ) do metal.....58
- Figura 8.** Teores médios (\pm desvio padrão) de fósforo (in)-orgânico ligado a diferentes frações do solo em áreas de cultivo de uva (a – c) e de pousio adjacente (e – g); percentual do fósforo total distribuído nos diferentes compartimentos do solo (d, h). *P1 – P6* propriedades de cultivo de uva localizadas no perímetro irrigado de Petrolina-PE, *P-Res* fósforo residual.....61
- Figura 9.** Valores médios (\pm desvio padrão) do fósforo da biomassa microbiana (a), em solos (não)-rizosféricos (*NR* e *R*) em áreas de cultivo de uva e de solos adjacentes sob pousio (*P*); coletados na profundidade de 0,0 – 0,2 m. *P1 – P6* propriedades de cultivo de uva localizadas no perímetro irrigado de Petrolina-PE.....66
- Figura 10.** Valores médios (\pm desvio padrão) da atividade enzimática da fosfatase ácida (*Ativ_{Fosfatase ácida}*) (b) em solos (não)-rizosféricos (*NR* e *R*) em áreas de cultivo de uva e de solos adjacentes sob pousio (*P*); coletados na profundidade de 0,0 – 0,2 m. *P1 – P6* propriedades de cultivo de uva localizadas no perímetro irrigado de Petrolina-PE.....68

Figura 11. Valores médios (\pm desvio padrão) da atividade enzimática da fosfatase alcalina (*Ativ_{fosfatase alcalina}*) (c) em solos (não)-rizosféricos (NR e R) em áreas de cultivo de uva e de solos adjacentes sob pousio (P); coletados na profundidade de 0,0 – 0,2 m. P1 – P6 propriedades de cultivo de uva localizadas no perímetro irrigado de Petrolina-PE.....68

Figura 12. Valores médios (\pm desvio padrão) da proteína do solo relacionada a glomalina facilmente extraível (*PSRG-FE*) (d) em solos (não)-rizosféricos (NR e R) em áreas de cultivo de uva e de solos adjacentes sob pousio (P); coletados na profundidade de 0,0 – 0,2 m. P1 – P6 propriedades de cultivo de uva localizadas no perímetro irrigado de Petrolina-PE.....70

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Produção nacional de uvas (toneladas)	24
Tabela 2. Locais de amostragem dos solos no perímetro irrigado Senador Nilo Coelho no Vale do São Francisco, Petrolina – PE.....	39
Tabela 3. Características físico-químicas das amostras de solo das áreas de vinhedos no Vale do São Francisco, Petrolina-PE.....	41
Tabela 4. Atributos físicos dos solos em diferentes ambientes de coleta, em áreas de cultivo (AC) e suas respectivas áreas de pousio (AP), na profundidade de 0-20cm.....	46
Tabela 5. Atributos químicos dos solos em diferentes ambientes de coleta, em áreas de cultivo (AC) e suas respectivas áreas de pousio (AP), na profundidade de 0-20 cm.....	47
Tabela 6. Níveis de interpretação de fertilidade do solo elaborados pela Embrapa Semiárido para valores de cálcio (Ca), magnésio (Mg), potássio (K) e alumínio (Al) trocáveis e soma de bases (SB), capacidade de troca catiônica (CTC), saturação de bases (V), fósforo (P) disponível e matéria orgânica (MO) do solo.....	49
Tabela 7. Matriz de correlação linear de Pearson entre as variáveis da fertilidade e os teores dos metais ambientalmente disponíveis nos solos cultivados com uva e de áreas adjacentes sob pousio, localizados no polígono irrigado de Petrolina – PE.....	50

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	21
1.1 Hipótese.....	22
1.2 Objetivo Geral.....	22
1.3 Objetivo específicos	22
2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	23
2.1 Cenário da fruticultura no Brasil e a viticultura no semiárido brasileiro.....	23
2.2 Importância e impactos da adubação fosfatada em videiras	25
2.3 Dinâmica do fósforo no solo e suas frações.....	27
2.3.1. Fracionamento sequencial de P.....	29
2.4. Contaminação do solo por metais pesados.....	31
2.5. Efeitos das práticas agrícolas sobre os atributos microbiológicos do solo	32
2.5.1. P da biomassa microbiana.....	33
2.5.2 Atividade enzimática da fosfatase	34
2.5.3 Glomalina	36
3 MATERIAL E MÉTODOS.....	38
3.1 Áreas de estudo e Amostragem.....	38
3.2 Caracterização físico-química do solo	40
3.3 Extração dos teores ambientalmente disponíveis de metais pesados.....	41
3.4 Determinação dos teores de metais pesados.....	42
3.5 Fracionamento de fósforo	42
3.6 Determinação do Fósforo da biomassa microbiana	43
3.7 Determinação da fosfatase ácida e alcalina	44
3.8 Extração e quantificação da glomalina	44
3.9 Análises estatísticas	45

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	45
4.1. Atributos físicos e químicos do solo.....	45
4.2. Teores ambientalmente disponíveis de metais pesados no solo	50
4.3 Dinâmica e frações de P no solo.....	60
4.4 Efeitos da adubação fosfatada sobre os atributos microbiológicos do solo.....	65
4.4.1 Efeitos no P da biomassa microbiana (P-mic).....	66
4.4.2 Efeitos na atividade da fosfatase ácida e alcalina	67
4.4.3 Efeitos nos teores de glomalina facilmente extraível (PSRG-FE).....	69
5. CONCLUSÕES.....	72
REFERÊNCIAS	73
Apêndice A - Estatística descritiva das variáveis químicas, físico-química e microbiológicas dos solos coletados na profundidade de 0,0 – 0,2 m de áreas de cultivos de uva e de pousio no polígono irrigado de Petrolina-PE	90
Apêndice B - Matriz de correlação linear de Pearson entre as variáveis microbiológicas indicadoras da qualidade do solo e os parâmetros da fertilidade, os teores ambientalmente disponíveis dos metais e a especiação de fósforo nos solos cultivados com uva e de áreas adjacentes sob vegetação natural, localizados no polígono irrigado de Petrolina – PE	91

1. INTRODUÇÃO

A fruticultura brasileira é um dos ramos da agricultura que vem se destacando atualmente e devido a sua diversidade, inovação e qualidade tem se tornado um dos mais dinâmicos setores da economia. Os elevados índices de produtividade atrelado aos bons resultados comerciais obtidos nos últimos anos são fatores que demonstram o papel estratégico desse setor para economia do país. Esse atual cenário tem consolidado o Brasil como o terceiro maior produtor de frutas do mundo.

No Nordeste, a fruticultura tem elevada importância socioeconômica, e devido ao grande investimento em modernas tecnologias para agricultura irrigada, atrelada as condições ambientais favoráveis da região, destaca-se atualmente em diversos cultivos, dentre eles o cultivo da videira (*Vitis* spp.). Por sua vez, o sucesso do cultivo nesta região está diretamente relacionado com a nutrição mineral e o tipo de manejo empregado, sendo estes considerados elementos fundamentais da produção de videiras. Estas práticas e manejos podem tanto influenciar positivamente como negativamente a produção agrícola, de modo que o potencial produtivo do solo está diretamente relacionado com a adoção e a forma de uso desses insumos.

Atualmente, na região do Vale do São Francisco, uma das práticas mais utilizadas tem sido a aplicação de fertilizantes fosfatados com objetivo de suprir a deficiência de P no solo, pois, em geral, os solos dessa região apresentam baixo teor natural de P. Neste contexto, os produtores de videiras da região têm investido na adubação fosfatada nas áreas de cultivo. Todavia, essas adubações têm sido realizadas de maneira indiscriminada e em muitos dos casos em quantidades muito superiores às necessidades das plantas.

Desse modo, estudos recentes têm observado que doses excessivas de adubos e formulações indevidas às necessidades do cultivo vêm ocasionando desequilíbrios ambientais, com excedentes de nutrientes no solo. Por sua vez, os atributos microbiológicos do solo são sensíveis às alterações nas propriedades químicas do solo, causadas pelo sistema convencional de cultivo, podendo ser utilizados como indicadores de qualidade do solo. No entanto, estudos avaliando os impactos dos teores de P e metais pesados sobre os atributos microbiológicos do solo são incipientes.

Nesse sentido, o presente trabalho tem como objetivo avaliar o efeito do manejo da adubação fosfatada, as frações de P no solo, e os impactos desta adubação na

disponibilidade de metais pesados e sua influência sobre os atributos microbiológicos do solo, ajudando na obtenção de informações importantes para o manejo desse nutriente.

1.1 Hipótese

Solos sob cultivo de videiras no Vale do São Francisco apresentam altos teores de P devido ao uso intensivo e indiscriminado de fertilizantes fosfatados.

O uso intensivo de insumos agrícolas, especialmente pesticidas e fertilizantes, eleva os teores de metais pesados nos solos acima dos Valores de Referência de Qualidade (VRQ) para o estado de Pernambuco.

Os atributos microbiológicos do solo são sensíveis aos altos teores de P e de metais no solo, podendo ser utilizados como indicadores da qualidade do solo.

1.2 Objetivo Geral

Avaliar as formas e a disponibilidade de P e de metais pesados no solo e suas relações com os atributos microbiológicos, visando usar essa relação para a avaliação da qualidade dos solos sob cultivo de videiras no Vale do São Francisco.

1.3 Objetivo específicos

Avaliar a condição, disponibilidade e as diferentes formas de P no solo sob cultivo de videiras, com uso intensivo de fertilizantes.

Avaliar os teores ambientalmente (USEPA 3051a) disponíveis de metais pesados (Cu, Pb, Cd, Cr e Zn) em solos cultivados com videira no Vale do São Francisco.

Avaliar os atributos microbiológicos em solos rizosférico e não rizosférico sob cultivo de videiras no Vale do São Francisco.

Correlacionar a disponibilidade e as diferentes formas de P e de metais pesados aos atributos microbiológicos do solo.

Utilizar os atributos microbiológicos do solo como indicadores de qualidade do solo da região do Vale do São Francisco.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 Cenário da fruticultura no Brasil e a viticultura no semiárido brasileiro

A fruticultura é um dos setores da economia brasileira que mais tem se destacado nos últimos anos, direcionada tanto à comercialização dos frutos in natura como para produção de derivados industriais. Este destaque deve-se a grande variedade de espécies produzidas ao longo do ano, tendo em vista as condições climáticas favoráveis para o cultivo de frutas tropicais e subtropicais (REETZ et al., 2014). A produção de frutas no ano de 2018 foi de aproximadamente 44 milhões de toneladas (IBGE, 2018). Este volume mantém o Brasil em terceiro no *ranking* de produtores de frutas do mundo, atrás da China e da Índia, respectivamente.

A fruticultura destaca-se na geração de renda e no desenvolvimento agrícola do Brasil. O segmento gera aproximadamente 6 milhões de empregos diretos, em plantações que cobrem mais de 2 milhões de hectares distribuídos por vários polos de produção no país (ANDRADE, 2017; REETZ et al., 2014).

No Nordeste do Brasil, devido aos polos de irrigação da região semiárida, a fruticultura tem elevada importância econômica e social. Além disso, o bom desempenho deste setor no Nordeste estar relacionado as condições de luminosidade, temperatura e umidade relativa do ar, que conferem à região vantagem comparativa em relação ao Sul e Sudeste do país. Atualmente, a região responde por 27% da produção nacional de frutas, destacando-se em diversos cultivos, dentre eles o cultivo da videira (*Vitis* spp.) (VIDAL; XIMENES, 2016).

Introduzida no Brasil pelos colonizadores portugueses, em meados do século XVI, o cultivo da uva esteve restrito às regiões Sul e Sudeste, devido as condições climáticas favoráveis ao desenvolvimento da cultura. A partir da década de 60, a variedade de uva Itália passou a ser introduzida na região semiárida do Vale do Submédio São Francisco (VSF), marcando assim o início da viticultura tropical no Brasil (DEBASTIANI et al., 2015).

A partir daí a viticultura na região semiárida nordestina passou a se destacar no cenário nacional. De acordo com Tonietto (2009), o resultado da rápida expansão da área cultivada e do volume de produção, se deve ao fato da adaptação e do comportamento fisiológico diferenciado de diversas cultivares às condições edafoclimáticas da região. Devido a essa peculiaridade da região semiárida, os processos fisiológicos são acelerados, fazendo com que a primeira safra seja obtida

em aproximadamente um ano após o transplante das mudas. Desta forma, levando em consideração que o ciclo produtivo da videira varia de 90 a 130 dias, dependendo da variedade, pode-se obter até duas safras e meia por ano, mediante a adequação de técnicas de manejo (COUTINHO, 2012).

Além disso, a adequação de técnicas de produção possibilita o escalonamento da produção de uvas e permite aos produtores programarem a colheita, que no caso das uvas de mesa é realizada nos períodos de entressafra do mercado internacional, período em que os preços se encontram mais elevados. Essas características tornam a viticultura uma atividade com baixo grau de incerteza e de elevada rentabilidade para os viticultores da região do Vale do São Francisco (PEREIRA et al., 2009).

Em 2017, a área ocupada com videiras no Brasil foi de 78.028 hectares, com redução de 0,67% em comparação com o ano de 2016. Por sua vez, enquanto na maioria dos estados produtores de videiras houve uma redução na área plantada; Pernambuco registrou um aumento de 26,75% em áreas ocupadas com cultivo de videiras (KIST et al., 2018).

Segundo os dados do Anuário Brasileiro da fruticultura de 2018 (Tabela 1), a produção de uvas no Brasil em 2017 foi a maior da história vitícola, chegando a 1.680.020 toneladas. Com o destaque para o bom desempenho de Pernambuco, que produziu 390,3 mil toneladas de uvas, o que representou um crescimento de 60,64% em relação ao ano anterior.

Tabela 1. Produção nacional de uvas (toneladas)

Estados	2015	2016	2017
Rio Grande do Sul	876.215	413.640	956.913
Pernambuco	237.367	242.967	390.300
São Paulo	142.631	144.110	133.118
Santa Catarina	69.118	33.849	65.800
Paraná	69.035	66.000	56.295
Bahia	77.408	62.740	51.090
Minas Gerais	12.615	11.224	13.070
Espírito Santo	2.327	2.469	3.608
Paraíba	2.196	2.636	2.620
Goiás	4.008	2.566	1.974
Outros	4.382	4.858	5.232
TOTAL	1.497.302	987.059	1.680.020

Fonte: IBGE. Elaboração: Embrapa Uva e Vinho, 2018

A produção nacional de uva na safra 2017 apresentou um considerável aumento em comparação com a produção total de uva na safra 2016. A região Sul, em especial o Estado do Rio Grande do Sul, continua com a maior participação na produção brasileira, contudo, a região Nordeste tem se destacado e vem apresentando maior rendimento médio para a produção, em função das grandes áreas irrigadas e colheitas em todos os meses do ano (IBGE, 2018). Além disto, a aplicação de tecnologias modernas atreladas à agricultura irrigada tem proporcionado produtividade elevadas e frutas de boa qualidade, firmando a região do Vale do São Francisco como um dos principais polos nacionais de produção de frutas.

2.2 Importância e impactos da adubação fosfatada em videiras

O sucesso do cultivo da uva na região semiárida está diretamente relacionado com a nutrição mineral e o tipo de manejo empregado, sendo ambos considerados componentes chaves da produção da videira, pois podem influenciar diretamente na produtividade e qualidade da uva. Além de ser primordial para a produtividade da cultura, o manejo da adubação é também um dos mais significativos componentes do custo de produção da cultura da videira, atingindo quase 10% dos custos totais, sendo desses custos 6% destinado à adubação fosfatada (ALBUQUERQUE et al., 2009; COUTINHO, 2012).

A aplicação de fertilizantes fosfatados tem sido utilizada para suprir a deficiência do P no solo. A baixa disponibilidade desse elemento para as plantas é devido à grande reatividade e à alta taxa de retenção de seus íons, relacionados a numerosos constituintes do solo (MANTOVANI et al., 2014; ZAMBROSI et al., 2012). No solo, o P é pouco móvel sendo encontrado basicamente na forma orgânica (Po) e na forma inorgânica (Pi), representada principalmente pelo íon fosfato (H_2PO_4^-), que é a forma predominante na solução do solo e assimilável pelas plantas e micro-organismos do solo. Por apresentar baixa mobilidade no solo, alta reatividade com cálcio e tendência à adsorção em óxidos de ferro (Fe) e alumínio (Al), o P torna-se deficiente na maior parte dos solos brasileiros (CARDOSO; ANDREOTE, 2016). Em geral, os solos brasileiros apresentam baixo teor de P total (1,25 a 3,5 mg kg⁻¹ P) sendo a quantidade de P solúvel em média (0,03 mg kg⁻¹ P) e devido à alta capacidade de fixação química por componentes do solo, há necessidade de adubações fosfatadas em quantidades muito superiores às necessidades das plantas (COUTINHO, 2012; JIAO et al., 2012).

Estudos recentes têm verificado alterações na fertilidade dos solos de áreas cultivadas na região do Vale do São Francisco (DA SILVA et al., 2014; LIMA et al., 2017; PRIMO et al., 2018). Segundo Albuquerque et al. (2009), apesar da correção do solo e a adubação afetarem a disponibilidade de nutrientes do solo, em alguns casos na região do Vale, estas práticas ainda são realizadas de forma indiscriminada, sem que sejam observadas as reais necessidades do solo e da cultura. Desse modo, pode-se observar que doses excessivas de adubos e formulações indevidas às necessidades do cultivo vem ocasionando desequilíbrios, com acúmulo de nutrientes no solo causando, em consequência, degradação do ambiente (CAPOANE et al., 2014; VAN DIJK; LESSCHEN; OENEMA; 2015).

Neste contexto, Preston et al. (2016), avaliaram os efeitos do manejo nos atributos químicos do solo em vinhedos com diferentes tempos de cultivo, em dois ambientes distintos: área cultivada e área de referência (caatinga nativa) da região do Submédio São Francisco, sendo observado elevados teores de P disponível nos solos dessa região. De maneira geral, o P apresentou diferença significativa entre as áreas cultivadas e as áreas de referência, tanto na camada superficial quanto em subsuperfície. As áreas com 5 e 10 anos de cultivos apresentaram, na profundidade de 0-20 cm, 1035,05 e 535,59 mg dm⁻³, respectivamente, verificando assim teores de P 159 e 178 vezes superiores as respectivas áreas de referência. Além disso, foi observado na profundidade de 20-40 cm valores bastante elevados na área de cultivo, apresentando teores de P até 405 vezes superiores as áreas de referência. Estes valores são muito superiores ao nível crítico de P no solo para videiras, pois segundo Bortolon e Gianello (2010) teores superiores a 120 mg kg⁻¹ de P no solo, extraídos com Mehlich⁻¹, são considerados muito altos, não sendo recomendado aplicações de fertilizantes fosfatados até esses teores diminuírem significativamente.

Este aporte de P nas áreas em estudo está diretamente relacionado as aplicações excessivas de fertilizantes fosfatados que são realizadas em cada ciclo da cultura. De acordo com Novais et al. (2007), o P é um nutriente de baixa mobilidade no solo, todavia o mesmo pode apresentar elevada mobilidade em função da irrigação, tipo do solo e forma de aplicação. Logo, os elevados valores encontrados nas camadas subsuperficiais podem estar relacionados com a textura arenosa das áreas cultivadas. Além disso, a frequência de aplicação e a lâmina de irrigação são considerados fatores que afetam o transporte de P ao longo do perfil do solo. Em solos arenosos irrigados por métodos de irrigação localizada, pode ocorrer uma

movimentação considerável do P, sendo transportando, inclusive, fora da zona de maior concentração de raízes (BERNARDI et al., 2007; SHEDEED; ZAGHLOUL; YASSEN; 2009).

Esses elevados teores de P acarretam grande risco ambiental de contaminação dos mananciais de água e corpos d'água subterrâneos, especialmente nos solos arenosos da região com baixa capacidade máxima de adsorção (LOURENZI et al., 2014; CERETTA et al., 2010). Nesse sentido, estudos recentes realizados com objetivo de avaliar os efeitos do uso excessivo de fertilizantes e pesticidas, destacam que o cultivo intensivo dos solos atrelado ao manejo inadequado dos insumos agrícolas pode contribuir diretamente para o aumento dos teores de P no solo e, conseqüentemente, elevar os teores de metais pesados nos solos acima dos Valores de Referência de Qualidade (VRQ), aumentando assim os riscos da contaminação da cadeia trófica (DA SILVA et al., 2016; JIA; LI; WANG; 2018; ROBERTS, 2014).

Desse modo, o conhecimento do comportamento e distribuição das frações de P no solo pode fornecer informações essenciais para o processo de avaliação da disponibilidade desse nutriente para as plantas. Bem como, a avaliação dos teores de metais pesados no solo possibilita a obtenção de dados sobre o acúmulo destes elementos ao longo do tempo em função das atividades antropogênicas.

2.3 Dinâmica do fósforo no solo e suas frações

O fósforo é um elemento essencial para o metabolismo das plantas, e apesar de muitas vezes ocorrer em quantidades consideráveis no solo, é o nutriente mais limitante para a produção agrícola em solos tropicais (NOVAIS et al., 2007). Shen et al. (2011) afirmam que a abundância do P no solo é suprimida pela sua alta reatividade com os minerais do solo, em particular os óxidos de Fe e Al, em solos ácidos. Em solos alcalinos o P pode precipitar com Ca gerando fosfato de cálcio, sendo que ambas condições resultam em solos com baixos teores de P na solução.

Diversos fatores podem alterar a dinâmica de P no solo, sendo a textura do solo e o grau de intemperismo os principais determinantes da quantidade de P no solo, bem como sua disponibilidade para as plantas (MACHADO; SOUZA, 2012; EBERHARDT et al., 2008). Pereira et al. (2010) afirmam que o uso e o manejo do solo também promovem alterações sobre a dinâmica e a disponibilidade do P, sendo a ciclagem de nutrientes, por meio da mineralização da matéria orgânica do solo, capaz

de fornecer o P para solução com menor suscetibilidade à precipitação e adsorção na fase mineral do solo.

Além das condições já mencionadas, as mudanças na dinâmica das formas orgânicas e inorgânicas de P no solo, dependem da habilidade das plantas em utilizar as reservas de P nas formas menos lábeis (TIECHER et al., 2012; TIECHER; RHEINHEIMER; CALEGARI, 2012). Segundo Richardson et al. (2009), as plantas possuem diferentes graus de adaptação, onde conseguem acessar o P presente no solo, através de alterações na densidade, arquitetura, morfologia e comprimento das raízes, produção de exsudatos de enzimas e ácidos orgânicos, além de associações simbióticas com fungos micorrízicos arbusculares. Essas adaptações variam com a espécie vegetal, as características do solo e o ambiente em que a planta está inserida.

No solo, o P é distribuído em formas que variam de acordo com a natureza química do ligante e com a energia de ligação entre o solo e este elemento. Quanto a natureza do ligante, o P pode ser encontrado como P orgânico diéster, P orgânico (Po) monoéster e P inorgânico (Pi), em ligações com Fe, Al, Ca, argilas silicatadas e óxidos de Fe e Al (SOUZA JÚNIOR et al., 2012), sendo ainda classificadas quanto a energia de ligação como lábil, moderadamente lábil e não lábil ou recalcitrante (PAVINATO; DAO; ROSOLEM; 2010). Deste modo, as formas de P no solo têm diferentes capacidades de dessorção e reposição da solução do solo, segundo sua natureza química e energia de ligação (Figura 1).

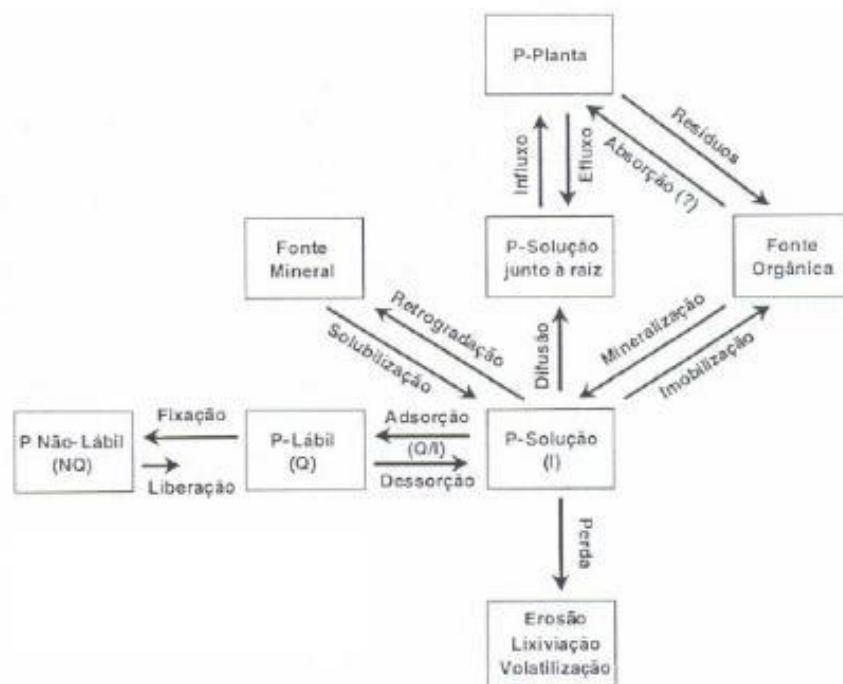


Figura 1. Formas de P no sistema solo-planta

Sendo assim, a disponibilidade de P no solo é extremamente complexa e precisa ser avaliada sistematicamente, pois está altamente associada à dinâmica global do P e suas transformações, disponibilidade e utilização no sistema solo/plantarizosfera (SHEN et al., 2011).

Atualmente, elevadas doses de fertilizantes fosfatados são aplicadas para garantir a produção das culturas, devido à baixa disponibilidade de P nos solos tropicais, associada com a baixa eficiência de uso dos adubos fosfatados, visto que apenas 10 a 20% do P aplicado é aproveitado pelas culturas, sendo a maior parte fixada ou precipitada em compostos de baixa solubilidade, restando uma pequena parte disponível para as plantas (FINK et al., 2016a; ROY et al., 2016).

Dessa forma, para melhor compreensão da dinâmica do P no solo, é necessário conhecer as diferentes frações do nutriente, mediante a aplicação sequencial de diferentes soluções extratoras (SOUZA JÚNIOR et al., 2012). Nesse contexto, o fracionamento do P no solo tem sido realizado para estudar o comportamento desse nutriente no solo (ALLOUSH; HATTA, 2018; KOCH et al., 2018; LEE; KIM, 2017).

2.3.1. Fracionamento sequencial de P

A conhecimento do ciclo do P é importante no estabelecimento de práticas de manejo e uso do solo que garantam aumento deste nutriente em sistemas de produção com a mínima entrada de insumos. Desse modo, a determinação da quantidade e a distribuição das frações de P no solo, por meio do método de fracionamento, tem-se transformado em uma ferramenta útil na investigação da dinâmica e disponibilidade de P no solo (VIANA, 2016). Diversas técnicas e adaptações de extração sequencial de P no solo, separando as diferentes frações inorgânicas e orgânicas, baseadas na sua biodisponibilidade, foram testadas até o momento por diversos autores (BOWMAN; COLE, 1978; HEDLEY; STEWART; CHAUHAN, 1982; CONDRON; GOH; NEWMAN, 1985; ARAÚJO; SALCEDO; SAMPAIO, 1993; TIESSEN; MOIR, 1993; KOVAR; PIERZYNSKI, 2009). Essas técnicas tornam possível a interpretação específica das frações e a investigação da dinâmica de P em ecossistemas naturais ou de uso agrícola.

Dentre as várias técnicas de fracionamento sequencial de P, o proposto por Hedley; Stewart; Chauhan. (1982), tem sido um dos mais utilizados. A partir deste método, vários estudos têm sido realizados com o objetivo de quantificar e compreender a dinâmica e as frações de P em função de diferentes sistemas de uso,

classes de solo e grau de intemperismo (CALEGARI et al., 2013; CHEN et al.; 2015; FINK et al., 2016b).

Esse modelo baseia-se na extração sequencial de formas lábeis, moderadamente lábeis e de labilidade restrita, por meio da adição de extratores químicos de força crescente, obtendo-se progressivamente frações de P inorgânicos e orgânicos, dos mais disponíveis até os mais recalcitrantes (GATIBONI et al., 2013). A principal vantagem deste método é a obtenção de informações sobre a disponibilidade de P a curto e longo prazo, além de identificar as formas inorgânicas e orgânicas de P presente no solo, podendo também ser empregado para acompanhar alterações nas formas de P no solo, em diversas situações de uso e manejo do solo (MARANGUIT; GUILLAUME; KUZYSKOV, 2017; ZAFAR et al., 2017).

As frações mais lábeis, consideradas disponíveis, são extraídas com resina trocadora de ânions e por NaHCO_3 $0,5 \text{ mol L}^{-1}$, que extrai o P orgânico e inorgânico, este último representando o P lábil adsorvido aos argilominerais e associados à matéria orgânica do solo. A extração seguinte, com NaOH $0,5 \text{ mol L}^{-1}$, identifica o reservatório de P inorgânico e orgânico, considerado de labilidade moderada, especialmente os que estão fisicamente protegidos no interior de microagregados e ligado aos ácidos húmicos e fúlvicos. Logo após, a extração com HCl 1 mol L^{-1} , identifica as formas inorgânicas associadas ao cálcio e fortemente adsorvidas à fração argila em solos mais intemperizados. Por fim, o resíduo dessas extrações sequenciais é digerido em bloco digestor, com solução de MgCl_2 saturado, H_2SO_4 e H_2O_2 , determinando assim as formas mais recalcitrantes de P orgânico (Po-residual) e de P inorgânico (Pi-residual) (HEDLEY; STEWART; CHAUMAN, 1982).

O método de fracionamento de P desenvolvido por Hedley; Stewart; Chauhan. (1982) e suas modificações realizadas ao longo do tempo, têm sido empregados visando adequá-los as condições laboratoriais disponíveis e às características dos solos. Segundo Gatiboni et al. (2013), até o momento não há um protocolo de fracionamento que descreva precisamente todas as interações entre solos distintos e coberturas vegetais. Nesse sentido, a adequação da metodologia para que melhor atenda aos atributos a serem estudados se faz necessária para a quantificação mais precisa do P presente nos solos.

2.4. Contaminação do solo por metais pesados

Diversos elementos e substâncias podem contaminar o solo, dentre estes, encontram-se os metais pesados. Compreende-se por metal pesado os elementos químicos que apresentam densidade atômica superior a 6 g cm^{-3} (ALLOWAY, 1990). Dentre estes elementos, alguns como Pb, Cd e Cr, até o momento não possuem funções metabólicas conhecidas para os vegetais e, mesmo presentes em pequenas concentrações no solo, podem ocasionar danos às plantas. Por outro lado, alguns são considerados essenciais para os vegetais, participando de diversas atividades metabólicas, como os casos do Zn, Cu, Fe, Mn e Ni. Todavia, mesmo sendo considerados essenciais, podem ser tóxicos aos seres vivos quando presentes em altas concentrações no solo (CARVALHO, 2011).

Os metais pesados podem ter origem litogênica, quando provenientes de fontes geológicas, provenientes do processo de intemperismo das rochas, ou de origem antropogênica, mediante a mineração e aplicação de fertilizantes e defensivos agrícolas (KABATA-PENDIAS, 2011; SANTOS et al., 2017; KRATZ; SCHICK; SCHNUG, 2016; LI et al., 2017).

Com relação a adição de metais pesados aos solos, os fertilizantes e pesticidas destacam-se como os maiores contaminantes. Visto que não são devidamente purificados durante o processo de manufatura, permanecendo ao final diversos resíduos de impurezas, dentre eles os metais pesados (CARVALHO, 2011). Nesta perspectiva, Da Silva, Nascimento e Araújo (2017) afirmam que o uso frequente e excessivo de fertilizantes fosfatados, com destaque para o fosfato monoamônio (MAP) e superfosfato simples (SSP), é a principal fonte de adição de metais pesados nos solos agrícolas brasileiros.

Vários trabalhos têm demonstrado a presença de concentrações consideráveis de metais pesados em fertilizantes minerais e corretivos de acidez de solos (MENDES et al., 2006; FREITAS et al., 2009; CARVALHO, 2011). Preston et al. (2016) avaliaram os teores totais de metais pesados acumulados com o tempo de cultivo em diferentes áreas sob cultivo de videiras no Vale do São Francisco. Os resultados obtidos demonstraram elevados teores de Cu, Zn e Cd na maioria das áreas cultivadas, em decorrência do uso intensivo de insumos agrícolas por vários anos consecutivos.

Embora as aplicações excessivas de fertilizantes e corretivos serem consideradas fontes significativas de contaminação dos solos agrícolas por metais pesados no Brasil, a maior contribuição para contaminação de solos, nas áreas com

cultivo de videira, tem sido a intensiva aplicação de calda bordalesa e defensivos agrícolas a base de Cu (MIOTO et al., 2014). Estes defensivos são utilizados no manejo das mais variadas patologias da videira no mundo e também no Brasil. Desse modo, a contaminação por este metal em solos de vinhedos tem sido a mais estudada (BRUNETTO et al., 2014a; GUAN et al., 2018; TIECHER et al., 2017).

A frequência de aplicação de fungicidas a base de cobre está diretamente relacionada com a disseminação de doenças nas áreas produtoras, que por sua vez é intensificada em regiões que apresentam alta umidade e alta precipitação. Dessa forma, quanto mais alta a umidade e precipitação de uma determinada região produtora, maior será a frequência de aplicações de fungicidas cúpricos, contribuindo assim para a contaminação ambiental (COSTA, 2009). Entretanto, a região do Vale do São Francisco, localizada na região semiárida nordestina, difere-se das demais regiões produtoras de uvas do país. Visto que essa região, por apresentar baixa pluviosidade e altas temperaturas, não possibilita microclimas promissores para o estabelecimento e desenvolvimento de doenças nas videiras, como o caso do míldio da videira, que requer intensas aplicações de defensivos à base de Cu. Desse modo, a frequência de aplicações de fungicidas cúpricos na região do vale são bem inferiores em relação as áreas cultivadas por videiras da região sul do país. Todavia, em virtude da importância do cultivo da uva nesta região, e conseqüentemente devido ao uso intenso e frequente de fertilizantes e corretivos nas áreas produtoras, estudos monitorando e avaliando os teores dos metais pesados devem ser realizados.

2.5. Efeitos das práticas agrícolas sobre os atributos microbiológicos do solo

As mudanças no uso do solo em conjunto com as técnicas inadequadas de manejo, atrelado ao uso frequente e intensivo de corretivos e fertilizantes, tem proporcionado alterações nas propriedades do solo (CHERUBIN et al., 2015). Apesar da crescente conscientização sobre a conservação e uso racional do solo, a multiplicidade de fatores químicos, físicos e biológicos e suas variações, aliada à complexidade do solo, estão entre os fatores que dificultam a avaliação e identificação de parâmetros que possam servir como indicadores da qualidade do solo (SANTOS; MAIA, 2013).

Tendo em vista a dificuldade na interpretação e na quantificação desses critérios, vários trabalhos avaliando os impactos das práticas agrícolas sobre os aspectos físicos, químicos e biológicos do solo, para obtenção de índices de qualidade

do solo vêm sendo realizados (CAMPOS et al., 2017; CHAVES; LOZADA; GASPAR, 2017; SIONE et al., 2017). A obtenção desses índices possibilita caracterizar, avaliar e monitorar as alterações ocorridas num dado ecossistema (ARAÚJO et al., 2013), permitindo assim, a manutenção e a melhoria da qualidade do solo, além de garantir a preservação desse recurso fundamental à produção agrícola.

Cherubin et al. (2015) em seu trabalho avaliando a qualidade de um Latossolo sob diferentes manejos e fertilizantes, destacaram que um conjunto mínimo de indicadores englobando características físicas, químicas e biológicas é necessário para analisar a qualidade do solo. Por sua vez, dentre esses indicadores utilizados na avaliação da qualidade do solo, tem se destacado os bioindicadores, visto que os micro-organismos são os responsáveis direto por inúmeros processos e funções no sistema solo (BURNS et al., 2013). Além disso, por ser a parte viva e mais ativa da matéria orgânica do solo e por desempenhar papel fundamental nos processos bioquímicos, estudos tem mostrado que os indicadores biológicos têm se apresentado mais sensíveis que os indicadores físicos e químicos na detecção antecipada de alterações que ocorrem no solo em função do uso e manejo adotado (DE BRITO FERREIRA; STONE; MARTIN-DIDONET, 2017; FIDELIS et al., 2017).

Os bioindicadores são atributos ou processos biológicos que ocorrem dentro do solo e indicam a situação efetiva deste ecossistema, podendo ser utilizados no biomonitoramento da qualidade do solo, que é entendido como a resposta dos organismos vivos as alterações ocorridas no seu ambiente natural (CHERUBIN et al., 2015; BALOTA et al., 2014). Estudos recentes têm indicado que alguns indicadores relacionados com a comunidade microbiana do solo são bastantes sensíveis às mudanças resultantes das práticas agrícolas, como a aplicação intensiva de fertilizantes fosfatados (BUENO et al., 2018; CAMPOS et al., 2017). Dentre os indicadores utilizados para avaliar a qualidade do solo das áreas sob esse atual modelo de produção, destacam-se o P da biomassa microbiana, os teores de glomalina e a atividade enzimática das fosfatases ácidas e alcalinas, os quais fornecem subsídios importantes para o correto manejo do solo.

2.5.1. P da biomassa microbiana

A biomassa microbiana do solo (BMS) é constituída por fungos, bactérias e actinomicetos, sendo um dos parâmetros mais utilizados para caracterizar o componente biológico dos solos (MENDES; REIS JÚNIOR, 2004). Todavia, apesar de

sua importância, a determinação da biomassa microbiana não fornece indicações sobre os níveis de atividade das populações de micro-organismos do solo (MENDES et al., 2012). Nesse sentido, torna-se fundamental o uso de parâmetros que medem a atividade microbiana, com objetivo de avaliar o estado metabólico atual e potencial da microbiota (KASCHUK; ALBERTON; HUNGRIA, 2010; NUNES et al., 2012), os quais servem para indicar a vulnerabilidade dos ecossistemas.

Dentre esses, destaca-se a determinação do P da biomassa microbiana, uma vez que o conteúdo de P microbiano mostra-se promissor para estudos da disponibilidade e dinâmica do P no solo (DALL'ORSOLETTA et al., 2016; OLIVEIRA et al., 2014; REIS et al., 2011). A BMS é um reservatório dinâmico de P potencialmente disponível às plantas que se ajusta conforme o fornecimento de energia, de C e de P ao sistema (OLIVEIRA et al., 2011). De acordo com Tiecher; Rheinheimer; Calegari. (2012), em razão do aumento da produção de biomassa vegetal e da BMS poderá haver maior conversão do P inorgânico aplicado via adubação, em formas menos lábeis de P orgânico, evitando a adsorção do fosfato solúvel pelo solo, além de servir como uma reserva de P disponível no médio e longo prazo. A BMS compete com as plantas e com o solo pelo fosfato adicionado, sendo em ambientes com baixa disponibilidade de P um intenso competidor pelo fosfato em solução e dessa forma a BMS passa a ser um dreno de P (HEUCK; WEIG; SPOHN, 2015). Todavia, também pode ser fonte ao liberá-lo na solução do solo, através da lise celular (TURNER et al., 2013).

Desse modo, faz-se necessário a compreensão do comportamento temporal do P da biomassa mediante as práticas de manejo realizadas, em sistemas de cultivo baseados no uso intensivo de fertilizantes fosfatados.

2.5.2 Atividade enzimática da fosfatase

As enzimas do solo participam das reações metabólicas, responsáveis pelo funcionamento, manutenção dos seres vivos e também atuam diretamente como catalizadoras de várias reações, desde a decomposição de resíduos orgânicos, ciclagem de nutrientes, formação da matéria orgânica até a estruturação do solo (SANTOS; MAIA, 2013).

A atividade enzimática do solo pode fornecer informações fundamentais sobre o metabolismo dos micro-organismos e a disponibilidade de recursos no ecossistema, e em um curto espaço de tempo, fornecer informações essenciais a respeito da

funcionalidade da microbiota do solo (GARAU et al., 2011; SINSABAUGH et al., 2012). De acordo com Araújo et al. (2013) a atividade enzimática reflete ainda os efeitos de diversos fatores, incluindo o clima, tipo de mudanças ocorridas nos ambientes e práticas agrícolas.

Desse modo, vários trabalhos têm destacado a importância da atividade enzimática como indicador sensível para detectar diferenças entre solos e alterações que variam em função do sistema de uso e manejo do solo (GOMES et al., 2018; LOCATELLI et al., 2016; YADA et al., 2015).

Dentre as enzimas mais estudadas, as fosfatases são as mais sensíveis para detectar as alterações ocorridas em áreas cujo o modelo de produção é baseado no uso intensivo de fertilizantes fosfatados. Segundo Carneiro et al. (2004) a redução da atividade da fosfatase nas áreas cultivadas está relacionada ao efeito inibidor do uso de adubos fosfatados prontamente solúveis. Visto que, a concentração elevada de P no solo, via aplicação de fertilizantes, limita a atividade dos FMAs interferindo negativamente na disponibilidade dessa enzima no solo.

As fosfatases hidrolisam compostos de P orgânico transformando-os em diferentes formas de P inorgânico, podendo assim ser assimilados pelas plantas (BAKER; WHITE; PIERZYNSKI, 2011). Por sua vez, são derivadas principalmente da população microbiana presente no solo e têm sido sugeridas como um índice da atividade microbiana (SANTOS; MAIA, 2013). Quanto às denominações ácidas e alcalinas, diz respeito à faixa ótima de pH nas quais atuam essas enzimas. Nesse sentido, a fosfatase ácida tem sido mencionada como predominante em solos ácidos, sendo as raízes das plantas sua principal fonte. Enquanto que a fosfatase alcalina predomina em solos alcalinos, sendo sua fonte atribuída a bactérias e fungos presentes do solo (SANTOS; MAIA, 2013). De acordo com Nahas (2002) há uma correlação positiva e significativa entre a matéria orgânica do solo e a atividade das fosfatases ácida e alcalina, sendo observado um predomínio em maiores valores da fosfatase ácida em relação à alcalina.

A atividade da fosfatase ácida e alcalina fornece uma avaliação integrada do estado biológico do solo pois está diretamente relacionada com a comunidade microbiana (PEIXOTO et al., 2010). Além de que, é de fácil determinação, em geral tem baixo custo, além de apresentar resposta rápida a mudanças no uso e manejo do solo.

2.5.3 Glomalina

A glomalina foi relatada pela primeira vez por Wright et al. (1996), onde em seu estudo utilizando anticorpos monoclonais visando a identificação de fungos micorrízicos arbusculares (FMA), observaram que um dos anticorpos reagiu com uma substância presente nas hifas dos FMAs. Sendo esta substância denominada de glomalina em referência a ordem taxonômica Glomales em que os FMAs pertenciam na época da descoberta da respectiva substância (MORTON; BENNY, 1990).

Trata-se de uma glicoproteína hidrofóbica, termoestável e recalcitrante produzida pelos FMAs, que compõe a parede celular das hifas e se acumula no solo após a sua decomposição (SOUSA et al., 2012a).

Até o momento, as contribuições da glomalina para o solo ainda não foram esclarecidas. Diversos estudos vêm apontando a existência de alta correlação entre a quantidade de glomalina no solo, a estabilidade de agregados e o estoque de C no solo (LOSS et al., 2015; NOBRE et al., 2015; WRIGHT; UPADHYAYA, 1996). Segundo Truber (2013), a glomalina induz ligações com as partículas de argilas presentes no solo aumentando a estabilidade dos microagregados, contribuindo diretamente para a recuperação física do solo. Além disso, a glomalina atua no sequestro de metais pesados, reduzindo a disponibilidade desses elementos no solo e o risco de toxicidade destes para os organismos e plantas em solos contaminados. Desse modo, estudos avaliando as concentrações de metais pesados no solo e sua influência na concentração de glomalina, observaram que há uma correlação positiva entre as concentrações de glomalina e os teores totais dos elementos nos solos (CORNEJO et al., 2008; VODNIK et al., 2008).

A quantificação da glomalina configura-se como um bom indicador de alterações causadas pelo uso do solo, pois está relacionada com importantes atributos do solo (TRUBER, 2013; RILLING et al., 2015). O atual protocolo de extração da glomalina foi proposto por Wright e Upadhyaya (1998), de modo que para obter a glomalina facilmente extraível (GFE) é realizada um ciclo de autoclavagem do solo em solução extratora de citrato de sódio (20 mM; pH 7,0), enquanto para a extração da glomalina total do solo (GT), são necessários vários ciclos de autoclavagem através da reposição da solução extratora de citrato de sódio (50 mM; pH 8,0), até que o sobrenadante apresente coloração típica de glomalina (vermelho-amarronzado).

Atualmente, os termos Proteína do Solo Reativa de Bradford (PSRB) e Proteína do Solo Relacionada à Glomalina (PSRG) têm sido utilizadas como terminologias

alternativas, visto que estudos recentes observaram que a extração não é específica para glomalina, verificando que além da glomalina, ligações estáveis possivelmente covalentes, são formadas entre proteínas e substâncias húmicas e polifenólicas, durante a extração em alta temperatura, fazendo com que essas substâncias sejam conjuntamente extraídas, superestimando assim a concentração real da glomalina no solo (REDMILE-GORDON, et al., 2013; REYNA; WALL, 2014).

Após a extração, a quantificação da glomalina é realizada por métodos bioquímicos de rotina para dosagem de proteína. Nesse sentido, o ensaio de Bradford tem sido o método comumente utilizado para quantificar a BRSP no solo, a Albumina bovina sérica (BSA) é utilizada como padrão nesse ensaio, visto que essa proteína possui peso molecular semelhante à glomalina. Esse método baseia-se na formação de complexos entre o corante *Comassie Brilliant Blue* (CBB) e proteínas presentes na solução. Por sua vez, o complexo corante-proteína causa mudanças na absorvância que é proporcional à quantidade de proteína presente (BRADFORD, 1976).

Maiores conteúdos de glomalina tem sido observado em solos nativos ou não cultivados, do que em solos agrícolas. Em revisão realizada por Sousa et al. (2012a) foram observadas maiores concentrações de glomalina em solos de floresta, que apresentaram até 60 mg g^{-1} da glomalina no solo, com menores quantidades em solos agrícolas, que apresentaram concentrações de glomalina GFE e GT em torno de 0,5 a 3 mg g^{-1} solo. Em regiões semiáridas foram verificadas as concentrações mais baixas, não ultrapassando 0,3 a $0,6 \text{ mg g}^{-1}$ solo. Em geral, o teor de glomalina está relacionado ao conteúdo de carbono orgânico do solo, no entanto, não estão evidentes quais fatores determinam suas respectivas taxas de acumulação.

Além disso, sua produção é diretamente influenciada pelas características do solo, sistema de uso do solo, tipo de vegetação, práticas de manejo agrícola, dentre outros fatores (SOUSA et al., 2012a). Desse modo, o presente trabalho tem por objetivo contribuir com informações sobre os impactos do uso intensivo de fertilizantes sobre a produção e concentração dessa proteína, além dos parâmetros anteriormente mencionados, que em conjunto permitirão avaliar alguns aspectos do efeito do manejo na microbiota de solos sob cultivos de videiras na região semiárida nordestina.

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Áreas de estudo e Amostragem

Esse estudo foi realizado em áreas de produção de uvas de mesa localizadas no Projeto de irrigação Senador Nilo Coelho (Figura 1), na região do submédio do Vale do São Francisco, Petrolina, PE (09° 19' S, 40° 43' W). O clima, classificado como BSw^h pela classificação de Köppen, é muito quente, semiárido, com precipitação pluvial média de 578 mm ano⁻¹, temperatura média anual de 26,5°C e umidade relativa do ar de 61%, com maior ocorrência de chuva entre os meses de novembro a abril (EMBRAPA, 2005).



Figura 2. Perímetro irrigado Senador Nilo Coelho, Petrolina-PE

As amostras de solo foram coletadas em seis fazendas de cultivo de uvas de mesa da região, com diferentes variedades de uva, anos de cultivo e manejo de adubação (Tabela 2).

Nas áreas de cultivo, além da adubação convencional, são realizadas adubações orgânicas através da adição de esterco de animais e material orgânico vegetal. Destaca-se ainda que em algumas fazendas é realizado o pastejo de caprinos e ovinos nas áreas sob cultivo.

Além das áreas cultivadas (AC), foram coletadas amostras de solos de áreas de pousio (AP), áreas adjacentes às áreas cultivadas das seis fazendas, com histórico anterior de cultivo e que atualmente encontram-se em recuperação.

Tabela 2. Locais de amostragem dos solos no perímetro irrigado Senador Nilo Coelho no Vale do São Francisco, Petrolina – PE

Áreas	Variedades de Uvas	Anos de cultivo	Adubação
01	Arra-15	11 anos	Armiogan; Aminoplus; Nitrato de Ca e K; Sulfato de Ca e Mg
02	Itália Moscat	14 anos	Armiogan; Aminoplus; Nitrato de Ca; Uréia; Sulfato de Ca, K e de amônio;
03	Vitória	13 anos	Armiogan; Aminoplus; Nitrato de Ca, Mg e K; Esterco; MAP; Sulfato de Ca, K e de amônio.
04	Crimsom	16 anos	Nitrato de Ca e K; Cloreto de K; Sulfato de K, Mg, Cu, Zn e de Fe.
05	Iris	15 anos	Armiogan, Aminoplus; Nitrato de Ca, K e Mg; Sulfato de Mg e K; MAP.
06	Arra-15	14 anos	Armiogan, Aminoplus; Nitrato de Ca; MAP; Sulfato de Mg e K; Cloreto de K, Algen; KSC Mix.

Nas áreas cultivadas foram escolhidos aleatoriamente três pontos para coleta de solo rizosférico (RZ), que consistiu no solo aderido as raízes, e solo não rizosférico (NRZ), contido na interlinha, na profundidade de 0-20 cm.

As amostras de solos e raízes foram acondicionadas em sacos plásticos estéreis, previamente identificados e armazenados em caixa térmica com gelo até

serem transportados para o Laboratório de Microbiologia e Bioquímica do Solo, da UFRPE, onde foram armazenadas sob refrigeração.

3.2 Caracterização físico-química do solo

Para determinação dos atributos físico-químicos dos solos rizosférico (RZ) e não rizosférico (NRZ), as amostras foram secas ao ar, homogeneizadas e passadas em peneira de 2 mm de abertura de malha, obtendo-se a Terra Fina Seca ao Ar (TFSA).

Foi realizada a caracterização química do solo, com a determinação do pH em água (1:2,5), O Ca^{2+} , Mg^{2+} , foram extraídos por KCl a $1,0 \text{ mol L}^{-1}$, o Ca^{2+} e o Mg^{2+} foram dosados por espectrofotometria de absorção atômica. Os elementos trocáveis K^+ , Na^+ e P extraídos com Mehlich⁻¹, os dois primeiros foram dosados por fotometria de chama e o P por colorimetria. A acidez potencial ($\text{H}^+ + \text{Al}^{3+}$) foi determinada por extração com acetato de cálcio $0,5 \text{ mol L}^{-1}$, ajustado a pH 7, seguido por titulometria. O Carbono Orgânico (CO) foi determinado por oxidação via úmida com dicromato de potássio. A matéria orgânica (MO) foi obtida pelo método modificado de Walkley-Black (WALKLEY; BLACK, 1934). E a determinação das características físicas de granulometria e densidade do solo foi realizada pelo método do densímetro (EMBRAPA, 2009).

A partir dos dados obtidos do complexo sortivo do solo, foram calculados os valores de soma de bases (SB), capacidade de troca de cátions total (T), saturação por bases (V%) e a percentagem de sódio total (PST).

Tabela 3. Características físico-químicas das amostras de solo das áreas sob cultivo de vinhedos no Vale do São Francisco, Petrolina-PE, na profundidade 0-20 cm

Características Físico-químicos	Áreas					
	1	2	3	4	5	6
pH em água (1:2,5)	6,93	6,53	6,63	7,07	6,83	6,91
P disponível (mg dm ⁻³)	428,4	584,3	610,5	521,7	1026,8	792,5
K ⁺ (Cmolc dm ⁻³)	0,48	0,55	1,01	0,84	0,73	1,58
Na ⁺ (Cmolc dm ⁻³)	0,22	0,16	0,63	0,17	0,30	0,24
Ca ²⁺ (Cmolc dm ⁻³)	7,70	6,20	5,64	4,64	7,39	8,29
Mg ²⁺ (Cmolc dm ⁻³)	1,54	1,92	2,32	0,65	3,91	1,68
H ⁺ + Al ³⁺ (Cmolc dm ⁻³)	1,05	1,38	1,16	0,99	1,57	1,63
CO (g kg ⁻¹)	18,23	15,08	15,23	12,98	14,24	14,18
MO (g kg ⁻¹)	31,42	25,99	26,26	22,37	24,54	24,45
SB (Cmolc dm ⁻³)	9,94	8,81	9,61	6,30	12,32	11,78
T (Cmolc dm ⁻³)	10,98	10,18	10,76	7,29	13,89	13,52
V (%)	90,54	85,71	89,02	86,42	88,89	87,22
PST (%)	2,05	1,68	5,98	2,43	2,17	1,77
Areia (g kg ⁻¹)	872	808	828	880	863	785
Silte (g kg ⁻¹)	49	73	55	10	54	62
Argila (g kg ⁻¹)	79	119	117	110	83	153

CO- Carbono orgânico; MO- Matéria orgânica; SB- Soma de bases; T- CTC potencial; V- Saturação por bases e PST- Porcentagem de sódio trocáveis.

3.3 Extração dos teores ambientalmente disponíveis de metais pesados

Para extração dos teores ambientalmente disponíveis de Cu, Cd, Pb, Cr e Zn no solo, foram maceradas sub-amostras de TFSA em almofariz de ágata e passadas em peneira de abertura de 0,3 mm (ABNT nº 50), com malha de aço inoxidável. A digestão das amostras de solo foi baseada no método 3051A (USEPA, 1998).

Uma amostra de 0,5 g de solo foi transferida para tubos de politetrafluoretileno (PTFE), sendo adicionados 9 ml de ácido nítrico (HNO₃) e 3 ml de ácido clorídrico

(HCl) aos tubos. A abertura das amostras foi realizada em forno de micro-ondas (Mars Xpress), por 18 minutos até atingir a temperatura de 175° C, mantendo essa temperatura por 4 minutos e 30 segundos.

Após o resfriamento das amostras digeridas, os conteúdos dos tubos foram vertidos para balões volumétricos de 25 ml, completando-se o volume dos balões com água ultrapura. Os extratos foram filtrados em papel de filtragem lenta e posteriormente acondicionados em tubos plásticos, devidamente identificados e armazenados em geladeira para posterior análise.

3.4 Determinação dos teores de metais pesados

Os teores de Cu, Cd, Pb, Cr e Zn, em todos os extratos obtidos, foram determinados por espectrometria de emissão ótica (ICP-OES/Optima 7000 Perkin Elmer). O controle de qualidade da análise foi realizado utilizando amostra de solo com valor certificado dos metais (SRM 2709 San Joaquim soil – Baseline trace element concentrations).

Todo material utilizado na análise foi lavado, enxaguado e deixado em solução ácida, a 5% de HCl, por um período mínimo de 24 horas, visando a descontaminação e limpeza do material, sendo posteriormente retirados e enxaguados com água destilada.

3.5 Fracionamento de fósforo

O fracionamento sequencial de fósforo no solo foi realizado de acordo com a metodologia adaptada desenvolvida por Hedley; Stewart; Chauhan (1982) em conjunto com as modificações propostas por Condron; Goh; Newman (1985).

A extração iniciou-se com a pesagem de 0,5 g de TFSA, em tubos de centrífuga do tipo falcon de 50 ml. As frações de P do solo foram extraídas sequencialmente utilizando-se as soluções extratoras de NaHCO_3 0,5 mol L⁻¹ (pH 8,5), NaOH 0,5 mol L⁻¹, HCl 1,0 mol L⁻¹. Após as extrações anteriores, o solo remanescente foi seco em estufa e submetido à digestão em bloco digestor com H_2SO_4 + H_2O_2 + MgCl_2 saturado, por 3 h a 200 °C, elevando a temperatura do bloco lentamente e protegendo o tubo com funil de refluxo, para obtenção do P-residual.

Cada etapa da extração foi realizada durante 16 h em agitador horizontal a 120 rpm em temperatura ambiente seguida de centrifugação a 3500 rpm por 10 minutos, reservando-se o sobrenadante (extrato), sendo adicionado mais 5 ml de NaCl 0,5 mol

L⁻¹ ao solo remanescente nos tubos, seguido de uma nova centrifugação a 3500 rpm por 10 minutos, sendo o sobrenadante colocado nos mesmos recipientes do extrato anterior.

O P-total (Pt) em cada extrato (NaHCO₃ 0,5 mol L⁻¹ (pH 8,5), NaOH 0,5 mol L⁻¹, HCl 1,0 mol L⁻¹) foi determinado em uma alíquota de 5 ml proveniente de cada extrato e submetido a digestão com solução nitroperclórica, em bloco digestor por 3 h a 200 °C. A determinação do P-inorgânico (Pi) foi feita diretamente a partir dos extratos obtidos. As frações de P-total, P-inorgânico e do P-residual, de todos os extratos foram quantificadas de acordo com o método proposto por Murphy e Riley (1962). Enquanto o P-orgânico (Po) foi obtido pela diferença entre a concentração do Pt (Pi + Po) e o P inorgânico (Pi) em cada extrato.

3.6 Determinação do Fósforo da biomassa microbiana

Para a análise do P da biomassa microbiana (Pmic) foram utilizadas amostras de solo mantidas sob refrigeração, que posteriormente foram passadas em peneira de 2,0 mm para obtenção da Terra Fina Seca ao Ar (TFSA). Para tanto, empregou-se o método de irradiação-extração, conforme Brookes et al. (1982), adaptado por Mendonça e Matos (2017). O método baseia-se na extração do P microbiano após a morte dos micro-organismos e lise celular pelo uso de micro-ondas, com a liberação dos constituintes celulares e posterior quantificação.

Inicialmente para obtenção do P da biomassa microbiana, pesou-se 20 g de solo (60-70% da capacidade de campo) em erlenmeyer de 150 ml, em seguida uma parte das amostras contidas nos erlenmeyer foram submetidas à irradiação em micro-ondas, de acordo com o tempo previamente calculado, enquanto outra parte não foi irradiada.

Logo após, adicionou-se 80 ml da solução extratora de NaHCO₃ 0,5 mol L⁻¹ tanto nas amostras irradiadas quanto nas que não foram irradiadas, e posteriormente os erlenmeyer foram colocados em agitação por 30 minutos, em agitador horizontal. Após essa etapa, deixou-se em repouso por mais 30 minutos e filtrou-se o sobrenadante, com auxílio de papel filtro quantitativo lento.

Logo após a extração, a quantificação de P nos extratos oriundos das amostras de solo foram realizadas pelo método proposto por Murphy e Riley (1962), onde pipetou-se 5 ml das amostras irradiadas e não irradiadas para copos descartáveis de 50 ml, seguido da correção do pH utilizando solução de p-nitrofenol e solução de HCl

0,5 mol L⁻¹. Completou-se o volume com água destilada para 10,5 ml e adicionou-se 2,0 ml do reagente de trabalho (RT), aguardando até a formação da cor azul e em seguida a leitura foi realizada em espectrofotômetro em absorvância de 882 nm.

3.7 Determinação da fosfatase ácida e alcalina

Foram quantificadas duas atividades enzimáticas absolutas: F. AC= fosfatase ácida (E.C. 3.1.3) e F. AL= fosfatase alcalina (E.C. 3.1.3) determinadas segundo a metodologia proposta por Eivazi e Tabatabai (1977).

Para determinação das enzimas, as amostras foram mantidas sob refrigeração e, posteriormente, quantidades específicas para cada atividade foram pesadas em balança analítica. As atividades das fosfatases ácida e alcalina foram determinadas por colorimetria, quantificando o *p*-nitrofenol liberado após incubação de 1 g de solo em 0,2 ml de tolueno, 4 ml de tampão universal modificado (MUB), ajustado a pH 6,5 para realização da fosfatase ácida e a pH 11 para realização da fosfatase alcalina e 1 ml de solução de *p*-nitrofenil fosfato (0,025 M), a 37 °C, por 1 h, em seguida as amostras foram filtradas, e a leitura realizada em espectrofotômetro em absorvância de (400 nm).

As atividades enzimáticas absolutas foram expressas em miligramas de produto produzido por grama de solo e por tempo específico (mg de *p*-nitrofenol g⁻¹ solo h⁻¹).

3.8 Extração e quantificação da glomalina

Para extração da glomalina no solo, foi utilizado o método proposto por Wright e Upadhyaya (1998). A fração de glomalina obtida foi a glomalina facilmente extraível (GFE) de Bradford, que corresponde à glomalina mais recentemente incorporada no solo, e extraída com um único ciclo de extração.

O método de extração é realizado em autoclave, a pressão de 1,2 atm durante 30 minutos à 121°C (WRIGHT; UPADHYAYA, 1998). Para isto, 1 g de solo (TFSA) foram pesados em tubos de centrífuga do tipo falcon 50 ml, onde adicionou-se 8 ml de uma solução extratora de citrato de sódio (20 mM a pH 7,0), numa proporção entre o volume da solução extratora em relação ao peso do solo de 8:1. Posteriormente, as amostras foram centrifugadas a 5000 rpm durante 10 minutos para separação das fases sólida e líquida.

Após esse procedimento, 100 µl do sobrenadante de cada amostra foi coletada e os teores de glomalina foram quantificados por colorimetria segundo o método proposto por Bradford (1976), usando como padrão soro-albumina bovina (BSA). Os resultados foram expressos em microgramas de glomalina/grama de solo (mg g^{-1} de solo⁻¹).

3.9 Análises estatísticas

Os dados quantitativos foram avaliados inicialmente quanto a normalidade e homocedastidade, sendo transformados em logaritmo quando necessário. As análises de laboratório foram realizadas em arranjo fatorial 6 x 2 (seis fazendas de cultivos de uva e dois ambientes de coleta) com três repetições, totalizando 36 unidades experimentais. Os resultados experimentais foram analisados com base na aplicação do teste F, à análise de variância (ANOVA), por meio de análises de correlações e para testar as diferenças estaticamente significativas foi utilizado o Teste de Tukey ($P < 0,05$). As análises estatísticas foram realizadas utilizando o software *Statistica Analysis System* (SAS, 1999).

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1. Atributos físicos e químicos do solo

Os solos das áreas de cultivo de uvas apresentaram textura variando de Franco-arenosa a Areia-franca, com teores de areia variando de 78,5 a 88,0%, silte variando de 1,0 a 7,3 % e os teores de argila de 7,9 a 15,3% (Tabela 4). Por sua vez, os valores de areia, silte e argila nos solos das áreas de pousio variaram de 73,3 a 88,4%, de 3,3 a 8,3% e 6,7 a 20,6%, respectivamente. De modo que, por serem áreas adjacentes, ambas apresentaram as mesmas classes texturais.

Tabela 4. Atributos físicos dos solos em diferentes ambientes de coleta, em áreas de cultivo (AC) e suas respectivas áreas de pousio (AP), na profundidade de 0-20 cm

ATRIBUTOS FÍSICOS	FAZENDAS											
	AC 1	AP 1	AC 2	AP 2	AC 3	AP 3	AC 4	AP 4	AC 5	AP 5	AC 6	AP 6
Areia (g kg ⁻¹)	872	857	808	832	828	857	880	867	863	884	785	733
Silte (g kg ⁻¹)	49	35	73	41	55	33	10	66	54	28	62	83
Argila (g kg ⁻¹)	79	108	119	128	117	110	110	67	83	88	153	206
Classe textural	Areia Franca		Franco arenosa		Areia Franca		Areia Franca		Areia Franca		Franco arenosa	

(AC) – Área cultivada; (AP) – Áreas de pousio; 1- Fazenda 01; 2- Fazenda 02; 3- Fazenda 03; 4- Fazenda 04; 5- Fazenda 05 e 6- Fazenda 06.

O pH não apresentou diferença significativa ($P < 0,05$) entre as áreas sob cultivo de videiras e sua respectiva área de pousio, exceto na área 1 (Tabela 5). Este resultado está diretamente relacionado ao fato de que as áreas de pousio são ambientes com histórico anterior de práticas de manejo responsáveis por diversas alterações químicas no solo, dentre elas a calagem. Desse modo, comparando valores de pH das AC e suas respectivas AP, pode-se observar que ambas apresentaram valores elevados de pH. Resultado semelhante foi relatado por Costa (2009) atribuindo esse fato a aplicação de calcário nas áreas cultivadas.

De maneira geral, os teores de matéria orgânica (MO) apresentaram diferenças significativas ($P < 0,05$) entre as áreas, sendo os maiores valores verificados nas áreas sob cultivo (Tabela 5). Esse fato pode ser justificado pela realização de adubações orgânicas nas fazendas estudadas. Esse aumento no teor de MO nas áreas cultivadas foi relatado também por Da Silva et al. (2014) que observou que o uso de cobertura morta e aplicação de adubos orgânicos nas áreas de cultivo justificam esse resultado.

Esse resultado corrobora os encontrados por Almeida et al. (2017) que avaliando a disponibilidade de nutrientes e teor de matéria orgânica em diferentes sistemas de uso e manejo, observaram aumento nos teores de MO em áreas sob cultivo em relação as áreas de caatinga nativa, na região do semiárido da Bahia.

Por sua vez, a aplicação de adubos orgânicos nas áreas cultivadas, além de justificar o aumento no teor de MO nos solos, pode explicar o aumento da acidez potencial nos solos cultivados em relação a sua AP (Tabela 5). Visto que nas fazendas 2, 4 e 5 os teores de ($H^+ + Al^{3+}$) apresentaram diferenças significativas ($P < 0,05$), sendo esse comportamento devido a decomposição da matéria orgânica e dos resíduos vegetais, o que leva a liberação e aumento desses elementos no solo (OLIVEIRA et al., 2015a).

Tabela 5. Atributos químicos dos solos em diferentes ambientes de coleta, em áreas de cultivo (AC) e suas respectivas áreas de pousio (AP), na profundidade de 0-20 cm

ATRIBUTOS QUÍMICOS	FAZENDAS											
	AC 1	AP 1	AC 2	AP 2	AC 3	AP 3	AC 4	AP 4	AC 5	AP 5	AC 6	AP 6
pH em água (1:2,5)	6,93a	5,50b	6,53a	6,70a	6,63a	6,60a	7,07a	6,60a	6,83a	6,40a	6,91a	6,90a
P Disponível (mg dm ⁻³)	428,4a	162,9b	584,3a	101,6b	610,5a	374,6b	521,7a	276,4b	1026,8a	422,9b	792,5a	344,5b
K ⁺ (Cmolc dm ⁻³)	0,48a	0,52a	0,55a	0,61a	1,01a	0,60b	0,84a	0,20b	0,73a	0,25b	1,58a	0,13b
Na ⁺ (Cmolc dm ⁻³)	0,22a	0,08b	0,16a	0,07b	0,63a	0,08b	0,17a	0,04b	0,30a	0,10b	0,24a	0,21b
Ca ²⁺ (Cmol dm ⁻³)	7,70a	3,08b	6,20a	2,48b	5,64a	2,26b	4,64a	1,86b	7,39a	2,96b	8,29a	3,31b
Mg ²⁺ (Cmol dm ⁻³)	1,84a	1,54b	1,92a	1,78a	2,32a	1,87a	0,65b	1,72a	3,91a	1,92b	1,68a	1,88a
H ⁺ + Al ³⁺ (Cmolc dm ⁻³)	1,05a	0,83a	1,38a	0,50b	1,16a	0,83a	0,99a	0,58b	1,57a	1,16b	1,63a	1,32a
CO (g kg ⁻¹)	18,23a	10,82b	15,08a	7,22b	15,23a	10,22b	12,98a	8,12b	14,24a	10,22b	14,18a	14,42a
MO (g kg ⁻¹)	31,42a	18,65b	25,99a	12,44b	26,26a	17,62b	22,24a	14,00b	24,54a	17,61b	24,45a	24,85a
SB (Cmolc dm ⁻³)	9,94a	5,52b	8,81a	4,94b	9,61a	4,81b	6,30a	3,83b	12,32a	5,23b	11,79a	5,53b
T (Cmolc dm ⁻³)	10,98a	6,35b	10,18a	5,44b	10,76a	5,64b	7,29a	4,41b	13,89a	6,40b	13,42a	6,85b
V (%)	90,53a	86,93a	85,71b	90,75a	89,02a	85,29a	86,42a	86,85a	88,69a	81,81b	87,22a	80,73a
PST (%)	2,05a	1,26b	1,68a	1,29b	5,98a	1,42b	2,43a	1,20b	2,17a	1,56b	1,77a	6,29b

(AC) Área cultivada; (AP) Área de pousio. CO – Carbono orgânico; MO – Matéria orgânica; SB – Soma de bases; T – CTC potencial; V – Saturação por bases; PST – Porcentagem de sódio trocável. Médias seguidas pela mesma letra na horizontal (entre AC e AP, para o mesmo atributo) não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey (P<0,05).

O P disponível foi significativamente superior em todas as áreas cultivadas, sendo encontrado valores de P acima de 1026 mg dm^{-3} (Tabela 5). Esse aumento nos níveis de P nas áreas sob cultivo de videiras, está diretamente relacionado ao uso indiscriminado de fertilizantes fosfatados aplicados a cada ciclo da cultura. Efeitos cumulativos de P foram observados por Costa (2009), que constatou em solos sob cultivo de videiras teores de P até 405 vezes superiores às suas áreas de referência.

Esses valores encontrados nas áreas de cultivo são muito superiores ao nível crítico de P no solo para videiras, visto que teores superiores a 120 mg dm^{-3} , extraídos por Mehlich¹, são considerados críticos no solo (BORTOLON; GIANELLO, 2010).

Esses níveis elevados de P, decorrentes principalmente do uso frequente de fertilizantes fosfatados, acarreta em grande risco ambiental de contaminação de corpos d'água, principalmente levando em consideração a textura arenosa dos solos da região (Tabela 4). Recomendando-se a adoção de práticas de manejo que visem reduzir os impactos ambientais provocados pelo uso intensivo desse fertilizante.

Assim como o P disponível, o Ca foi significativamente superior em todas as áreas cultivadas (Tabela 5). Este incremento nas áreas sob cultivo pode ser devido a adubação com nitrato de Ca e sulfato de Ca realizadas nas propriedades contribuindo para o aumento desse nutriente no solo (Tabela 2). Esse comportamento foi semelhante ao relatado por Da Silva et al. (2014), que verificaram que houve incremento nos teores de Ca nas camadas superficiais das áreas cultivadas por mangueiras, na região da Vale do São Francisco, decorrentes da aplicação de calagem e adubação com fosfatos de Ca, contribuindo na elevação desse elemento no solo.

O Mg apresentou diferença significativa ($P < 0,05$) apenas nas áreas 1, 4 e 5, (Tabela 5). Esta alteração é decorrente do efeito da calagem, principalmente, pelo uso de calcário dolomítico, o qual contém elevados teores de Mg (RODRIGHERO; BARTH; CAIRES, 2015). Além disso, a adubação com sulfato de magnésio nas propriedades (Tabela 2) pode justificar o incremento desse nutriente no solo.

Os teores de Na no solo apresentaram diferenças significativas ($P < 0,05$) entre as áreas estudadas, sendo observado maiores valores em todas as áreas sob cultivo (Tabela 5). Esse comportamento está diretamente relacionado a prática da irrigação adotada em todas as fazendas. De acordo com Silva Filho et al. (2018), o acúmulo de Na, nas camadas superficiais do solo é decorrente de sucessivas irrigações. Todavia,

o seu incremento nos solos, nas áreas cultivadas, sob manejo de irrigação, não fez com que eles apresentassem características sódicas.

Os teores de K apresentou diferença significativas ($P < 0,05$) nas áreas 3, 4, 5 e 6, sendo o aumento nas áreas de cultivo dessas fazendas resultado das adubações com nitrato e sulfato de K realizadas nessas propriedades (Tabela 2).

De maneira geral, foram observadas diferenças significativas para CTC, SB e V entre as áreas estudadas, sendo os maiores valores observados nas áreas de cultivo. De acordo com a tabela de níveis de interpretação de fertilidade do solo elaborada pela Embrapa Semiárido (Tabela 6), os valores obtidos no presente estudo, para esses atributos, encontram-se nos níveis considerados altos a muito altos.

O manejo adotado nas fazendas de cultivo de videiras contribuiu para aumentar os teores de matéria orgânica, Ca, Mg e K a níveis considerados de médio a altos, segundo os níveis de interpretação de fertilidade do solo (Tabela 6), além de elevar os teores de fósforo a valores superiores ao nível crítico de P no solo

Tabela 6. Níveis de interpretação de fertilidade do solo elaborados pela Embrapa Semiárido para valores de cálcio (Ca), magnésio (Mg), potássio (K) e alumínio (Al) trocáveis e soma de bases (SB), capacidade de troca catiônica (CTC), saturação de bases (V), fósforo (P) disponível e matéria orgânica (MO) do solo

Atributo do solo		Níveis				
		Muito baixo	Baixo	Médio	Alto	Muito alto
Ca	($\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$)	-	< 1,8	1,8-3,6	> 3,6	-
Mg	($\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$)	-	< 0,7	0,7-1,5	> 1,5	-
K	($\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$)	< 0,08	0,08-0,15	0,16-0,25	0,26-0,40	> 0,40
Al	($\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$)	-	< 0,4	0,4-1,0	> 1,0	-
SB	($\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$)	-	< 2,8	2,8-5,6	> 5,6	-
CTC	($\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$)	-	< 5,0	5,0-10,0	> 10,0	-
V	(%)	< 25	25-50	51-70	71-90	> 90
P-solo arenoso	(mg dm^{-3})	< 5	5-10	11-20	21-40	> 40
P-solo argiloso	(mg dm^{-3})	-	< 5	5-10	11-20	> 40
MO	(g kg^{-1})	-	< 15	15-30	> 30	-

Faria et al. (2007)

A matéria orgânica (MO) apresentou correlações positivas e altamente significativas com H+Al, SB e CTC, nas áreas de cultivo de uva e as áreas adjacentes sob pousio (Tabela 7). A matéria orgânica possui grande importância na ciclagem dos nutrientes, além de contribuir diretamente para elevar a CTC dos solos tropicais e consequentemente a soma de bases (COSTA, 2009). Segundo Canellas et al. (2003),

em solos de mineralogia caulínica 1:1, a MO do solo comanda o desenvolvimento de cargas na superfície, sendo natural uma maior CTC nas áreas de maior aporte de MO.

A correlação significativa entre MO x P, nas áreas avaliadas (Tabela 7), deve-se possivelmente à utilização de P na forma de esterco ou de outras fontes orgânicas, proporcionando o incremento de P nas camadas superficiais.

Correlações positiva e altamente significativa também foram observadas entre o P com CTC e SB nas áreas de cultivo e nas áreas adjacentes sob pousio (Tabela 7). Podendo indicar fósforo ligado a cátions, especialmente a Ca, composto com baixa solubilidade no solo. Segundo Da Silva et al., (2014) a predominância de Ca entre os cátions trocáveis no ambiente de cultivo, determina as correlações positivas com os atributos SB e CTC.

A ausência de correlação entre o pH do solo e H+Al, SB, CTC nas áreas avaliadas diverge das correlações altamente significativas entre essas variáveis encontradas por Costa (2009), Da Silva et al. (2014), indicando que as relações entre essas variáveis foram influenciadas pelo manejo adotado nas áreas avaliadas.

Tabela 7. Matriz de correlação linear de Pearson entre as variáveis da fertilidade e os teores dos metais ambientalmente disponíveis nos solos cultivados com uva e de áreas adjacentes sob pousio, localizados no polígono irrigado de Petrolina - PE

	pH	P _{disp}	H+Al	MOS	SB	CTC	Cu _{AD}	Pb _{AD}	Cd _{AD}	Cr _{AD}	Zn _{AD}
pH	1,00	0,39	0,19	0,27	0,28	0,27	0,13	-0,13	0,09	0,05	0,36
P _{disp}	0,39	1,00	0,77	0,57	0,85	0,87	0,02	-0,25	-0,09	-0,10	0,19
H+Al	0,19	0,77	1,00	0,62	0,70	0,76	-0,03	-0,10	-0,35	0,24	-0,02
MOS	0,27	0,57	0,62	1,00	0,74	0,75	0,41	-0,04	-0,32	0,16	0,29
SB	0,28	0,85	0,70	0,74	1,00	1,00	0,10	-0,16	-0,28	-0,05	0,03
CTC	0,27	0,87	0,76	0,75	1,00	1,00	0,09	-0,16	-0,30	-0,01	0,02
Cu _{AD}	0,13	0,02	-0,03	0,41	0,10	0,09	1,00	0,02	0,07	0,06	0,81
Pb _{AD}	-0,13	-0,25	-0,10	-0,04	-0,16	-0,16	0,02	1,00	-0,54	0,78	-0,16
Cd _{AD}	0,09	-0,09	-0,35	-0,32	-0,28	-0,30	0,07	-0,54	1,00	-0,56	0,22
Cr _{AD}	0,05	-0,10	0,24	0,16	-0,05	-0,01	0,06	0,78	-0,56	1,00	-0,12
Zn _{AD}	0,36	0,19	-0,02	0,29	0,03	0,02	0,81	-0,16	0,22	-0,12	1,00

P_{disp} fósforo disponível no solo, H + Al acidez potencial, MOS matéria orgânica do solo, SB soma de bases, CTC capacidade de troca catiônica, (Cu, Pb, Cr, Zn)_{AD} teores de metais ambientalmente disponíveis no solo. Valores em negrito e itálico indicam correlação significativa a 5% de probabilidade.

4.2. Teores ambientalmente disponíveis de metais pesados no solo

Os níveis de Cd no solo variaram de 0,08 a 0,28 mg kg⁻¹ e de 0 a 1,10 mg kg⁻¹ nas áreas de cultivo e nas áreas de pousio, respectivamente, enquanto nos solos rizosférico (RZ) e não rizosférico (NRZ), esses valores variaram de 0,12 a 0,20 mg kg⁻¹ e de 0,07 a 0,35 mg kg⁻¹, respectivamente (Figura 3).

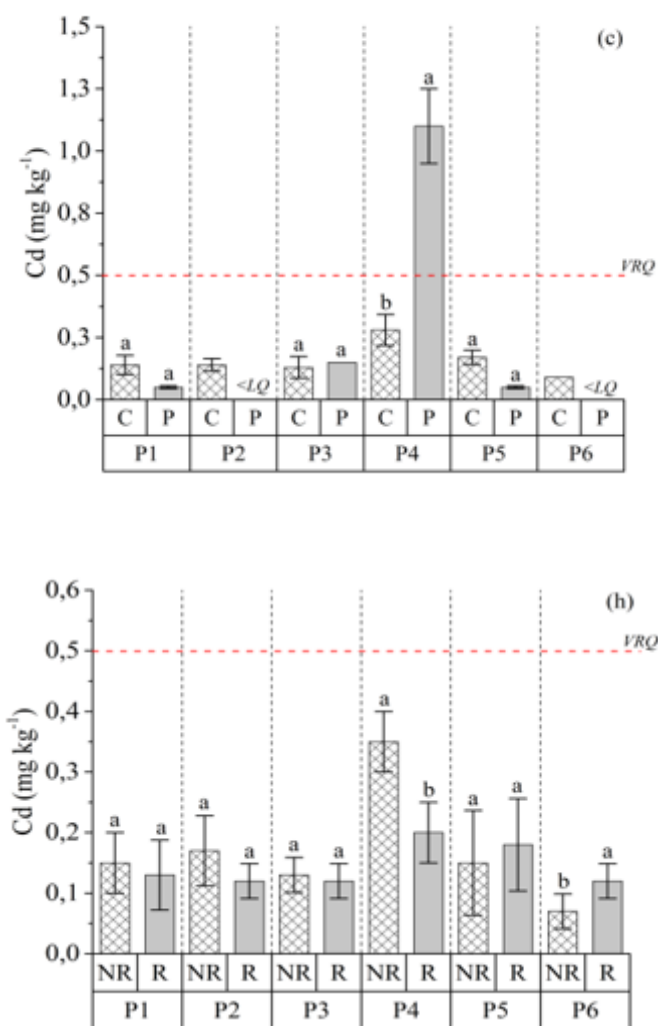


Figura 3. Médias dos teores ambientalmente disponíveis de cádmio (Cd) nas áreas cultivadas (C) e áreas de pousio (P) e em solo rizosférico (R) e solo não rizosférico (NR), na profundidade de 0-20 cm. P1 – P6 propriedades de cultivo de uva localizadas no perímetro irrigado de Petrolina-PE. A linha horizontal tracejada e vermelha indica o valor de referência de qualidade (VRQ) do metal. Valores médios seguidos pela mesma letra não diferem estatisticamente pela ANOVA ($p < 0,05$)

Diferenças significativas, em relação a sua AP, foram observadas nas fazendas 2, 4, 6. Em relação aos solos da região rizosférica e não rizosférica, apenas as fazendas 4 e 6 apresentaram diferença significativa ($P < 0,05$). Na AP da fazenda 4, o teor de Cd observado foi maior que na área cultivada, sugerindo o uso intensivo de fertilizantes fosfatados em cultivos anteriores nessa área. Segundo Da Silva, Nascimento, Araújo (2017), o uso frequente de fertilizantes fosfatado é o principal responsável pelo acúmulo de Cd nos solos. Por sua vez o Cd, assim como os demais metais, não sofre degradação microbiana ou química e, por isso, as concentrações no solo persistem por um longo período após a sua entrada (GUO et al., 2006).

Os teores de Cd nas AP das fazendas 2 e 6 ficaram abaixo do limite de detecção para cádmio no solo (Figura 3). Este comportamento foi semelhante ao relatado por Costa (2009) que em seu estudo em áreas de cultivo de videiras verificou que em algumas áreas, tanto cultivada, como em suas respectivas áreas de referência não foram detectados presença de Cd, corroborando a presença desse elemento nas demais áreas é proveniente de fontes antropogênicas. Em geral, apesar de vários estudos apontarem o uso frequente e intensivo de fertilizantes fosfatados como a principal fonte de Cd em solos agrícolas (ROBERTS, 2014; FREITAS et al., 2009) nas áreas estudadas, com exceção da AP da fazenda 4, as concentrações de Cd encontraram-se de acordo com o reportado pelo CONAMA (2009) na faixa de Valores de Referência de Qualidade (VRQ), onde em solos de Pernambuco, os teores de Cd variam de não detectados até $0,5 \text{ mg kg}^{-1}$, indicando assim uma menor influência das atividades antrópicas nas áreas avaliadas.

Os níveis de Cr no solo variaram de $12,37$ a $23,14 \text{ mg kg}^{-1}$ e de $7,75$ a $34,55 \text{ mg kg}^{-1}$ nas áreas de cultivo e nas áreas de pousio, respectivamente, enquanto nos solos rizosférico e não rizosférico, esses valores variaram de $11,97$ a $23,20 \text{ mg kg}^{-1}$ e de $11,93$ a $23,08 \text{ mg kg}^{-1}$, respectivamente (Figura 4).

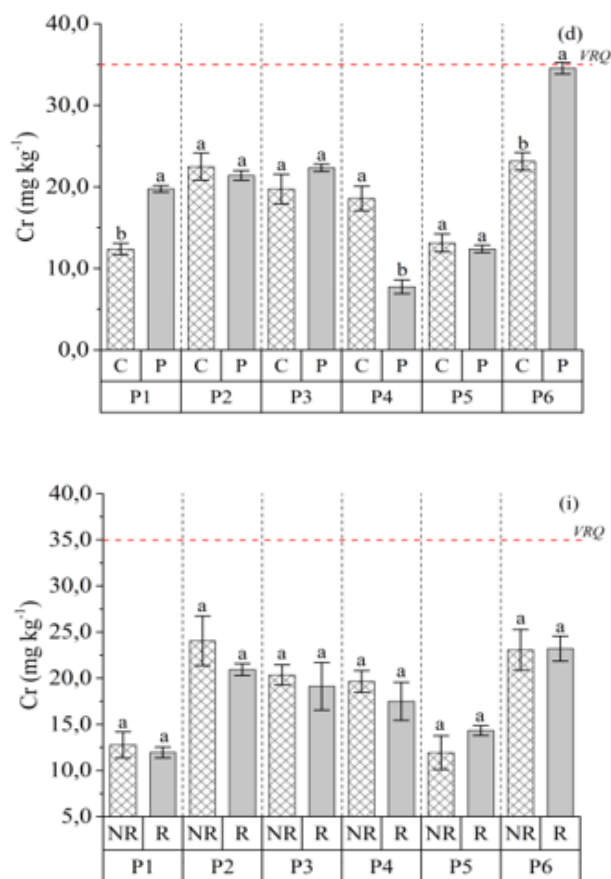


Figura 4. Médias dos teores ambientalmente disponíveis de cromo (Cr) nas áreas cultivadas (C) e áreas de pousio (P) e em solo rizosférico (R) e solo não rizosférico (NR), na profundidade de 0-20 cm. P1 – P6 propriedades de cultivo de uva localizadas no perímetro irrigado de Petrolina-PE. A linha horizontal tracejada e vermelha indica o valor de referência de qualidade (VRQ) do metal. Valores médios seguidos pela mesma letra não diferem estatisticamente pela ANOVA ($p < 0,05$)

Não foram observadas diferenças significativas ($P > 0,05$) entre os solos rizosférico e não rizosférico em todas as fazendas avaliadas (Figura 4). No entanto, as condições ambientais da rizosfera podem influenciar o potencial do impacto das raízes na mobilidade do Cr (TERRY, 2003).

Diferenças significativas ($P < 0,05$), em relação a sua respectiva AP, foram observadas nas fazendas 1, 4 e 6, sendo observado nas fazendas 1 e 6 maiores teores de Cr nas Áreas de Pousio. De acordo com Marques (2016) a presença de exsudatos radiculares em áreas sob cultivo pode contribuir em condições de redução do solo, fazendo com que o Cr fique imobilizado, por sua vez as raízes podem também atuar na liberação de agentes complexantes, facilitando a absorção e a translocação do Cr para parte aérea das plantas ou aumentando a sua mobilidade no solo. Essas características podem justificar os teores de Cr inferiores nas áreas sob cultivo em relação a sua AP nas propriedades P1 e P6.

Os valores de Cr situaram-se na média para solos de superfície do Sertão. De acordo com Biondi (2010) valores médios de 23,29 mg kg⁻¹ de Cr, em solos de superfície da região semiárida, encontram-se na faixa de Valores de Referência de Qualidade. A única exceção foi a fazenda Vale Verde, que apresentou em sua AP (34,55 mg kg⁻¹ de Cr) valor superior à média da região, no entanto, esse valor encontra-se abaixo do Valor de Referência de Qualidade (VRQ) definido para Pernambuco que é de 35 mg kg⁻¹ (CONAMA, 2009).

Os níveis de Cu no solo variaram de 13,49 a 48,08 mg kg⁻¹ e de 7,75 a 29,35 mg kg⁻¹ nas áreas de cultivo e nas áreas de pousio, respectivamente, enquanto nos solos rizosférico e não rizosférico, esses valores variaram de 18,53 a 37,62 mg kg⁻¹ e de 8,65 a 58,55 mg kg⁻¹, respectivamente (Figura 5).

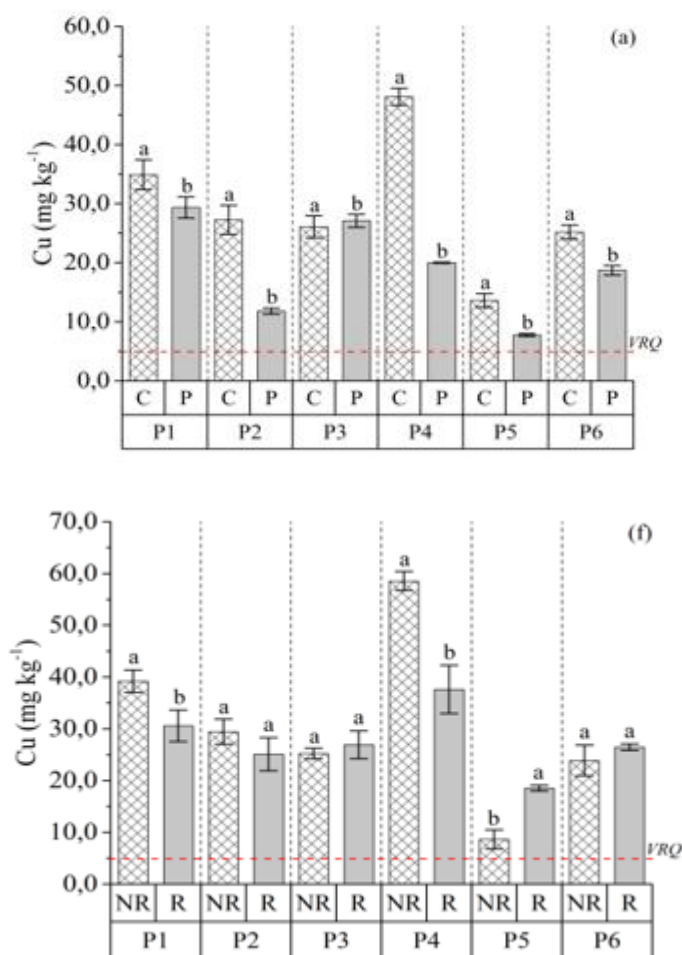


Figura 5. Médias dos teores ambientalmente disponíveis de cobre (Cu) nas áreas cultivadas (C) e áreas de pousio (P) e em solo rizosférico (R) e solo não rizosférico (NR), na profundidade de 0-20 cm. P1 – P6 propriedades de cultivo de uva localizadas no perímetro irrigado de Petrolina-PE. A linha horizontal tracejada e vermelha indica o valor de referência de qualidade (VRQ) do metal. Valores médios seguidos pela mesma letra não diferem estatisticamente pela ANOVA ($p < 0,05$)

Diferenças significativas ($P < 0,05$), em relação as AP foram verificadas em todas as fazendas avaliadas, com exceção da propriedade P3, sendo observado valores de Cu superiores nas áreas cultivadas (Figura 5). Esses valores encontrados foram superiores aos relatados por Costa (2009) que observou teores de Cu de até $37,85 \text{ mg kg}^{-1}$ em áreas sob cultivos de videiras na região do Vale do São Francisco. Do mesmo modo, Silva et al. (2012) encontraram teores de Cu em solos sob cultivos de mangueiras, na mesma região, variando até $40,10 \text{ mg kg}^{-1}$. De acordo com Silva et al. (2012) há uma relação direta entre a elevação nos teores de Cu e maior tempo de cultivo. Desse modo, os valores elevados de Cu nestas fazendas podem ser justificados pelo maior tempo de cultivo com uso contínuo de fertilizantes e defensivos nestas áreas. Sendo observado na Tabela 2 que estas fazendas apresentam tempo de cultivo variando de 11 a 16 anos.

Pode-se observar que houve uma correlação positiva significativa entre os teores de Cu x MO (Tabela 7). A relação positiva entre Cu e matéria orgânica indica que, à medida que houve adição de matéria orgânica ao longo dos anos de cultivo, o teor de Cu aumentou, corroborando os dados encontrados por Ramos (2006) e Costa (2009).

Todavia, segundo estudos recentes, o incremento de Cu nas áreas de cultivo é devido ao uso de diferentes fungicidas, especialmente a base de Cu (MIOTO et al., 2014). A aplicação destes defensivos, dentre eles a calda bordalesa, tem resultado no aumento das concentrações de Cu nos solos de vinhedos (COUTO et al., 2016; BRUNETTO et al., 2016). Por sua vez, dependendo da concentração e da fração biodisponível, o Cu pode exercer efeitos tóxicos sobre as plantas (AMBROSINI et al., 2015). Dessa forma, o manejo adotado pelas fazendas produtoras com uso de defensivos a base de Cu e a adição de material orgânico contribuiu para elevar os teores de Cu nas áreas cultivadas em relação a sua AP, visto que os valores encontrados nestas áreas estão acima do Valor de Referência de Qualidade para o estado de Pernambuco ($5,0 \text{ mg kg}^{-1}$) definido pelo CONAMA (2009).

Com relação ao solo da região rizosférica e não rizosférica, destaca-se que nas fazendas 1, 2 e 4 os teores de Cu encontraram-se menores nos solos rizosféricos (Figura 5), o que pode indicar que os exsudatos radiculares liberados pelas plantas atuam na imobilização e diminuição da biodisponibilidade do metal no solo, sendo ainda influenciado pela atividade dos micro-organismos da rizosfera (LORESTANI et al., 2013; BRUNETTO et al., 2016).

Os níveis de Pb no solo variaram de 5,25 a 9,98 mg kg⁻¹ e de 3,95 a 10,40 mg kg⁻¹ nas áreas de cultivo e nas áreas de pousio, respectivamente, enquanto nos solos rizosférico e não rizosférico, esses valores variaram de 5,55 a 9,85 mg kg⁻¹ e de 4,93 a 10,10 mg kg⁻¹), respectivamente (Figura 6).

Não foram observadas diferenças significativas entre os solos rizosférico e não rizosférico em todas as fazendas avaliadas (Figura 6), os teores de Pb nas áreas cultivadas diferiu significativamente ($P < 0,05$) das suas respectivas AP, nas fazendas 1, 4 e 6, sendo nas fazendas 1 e 6 encontrados teores de Pb superiores nas AP. Segundo Du Laing et al. (2002) os atributos do solo como pH, Capacidade de Troca Catiônica (CTC) e teor de MO, influenciam diretamente este comportamento. Solos de reação ácida, com pH abaixo de 6,0, favorece a biodisponibilidade do Pb no solo. Enquanto em faixa de pH elevado, acima de 6,0, o Pb pode precipitar com ânions, principalmente carbonatos, tornando-se indisponíveis no solo. Logo, solos de reação ácida favorece a disponibilidade e ação tóxica do metal, enquanto que as reações de precipitação e complexação têm maior influência em condições neutras ou alcalinas (KABATA-PENDIAS, 2001). Outro fator que pode justificar menores teores de Pb nas áreas cultivadas em relação as suas AP é a influência da matéria orgânica, pois afeta o destino do metal no solo e nas águas. De acordo com Cunha et al. (2014) a complexação do Pb pelas substâncias húmicas pode reduzir a atividade desse elemento na solução do solo atenuando sua capacidade de produzir efeitos tóxicos ou de contaminar águas superficiais e subterrâneas, funcionando como uma espécie de quelante capaz de complexar os cátions metálicos mediante os ligantes oxigênio e nitrogênio presentes em sua estrutura e ricos em pares de elétrons.

Os resultados encontrados foram semelhantes ao relatado por Silva et al. (2012) que observaram que na camada superficial de áreas sob cultivo de mangueiras e suas respectivas áreas de referência, os teores de Pb apresentaram diferenças significativas, com maiores teores de Pb nas AP, indicando que a dinâmica desse elemento no solo é influenciada diretamente pelos fatores inerentes ao metal, meio ambiente e interações entre o elemento e o solo. Por sua vez, os resultados obtidos diferiram dos relatados por Mendes et al. (2010) que encontraram concentrações de Pb em áreas sob cultivo de melão maiores que os solos com vegetação nativa, demonstrando que as áreas avaliadas foram afetadas pelas práticas agrícolas.

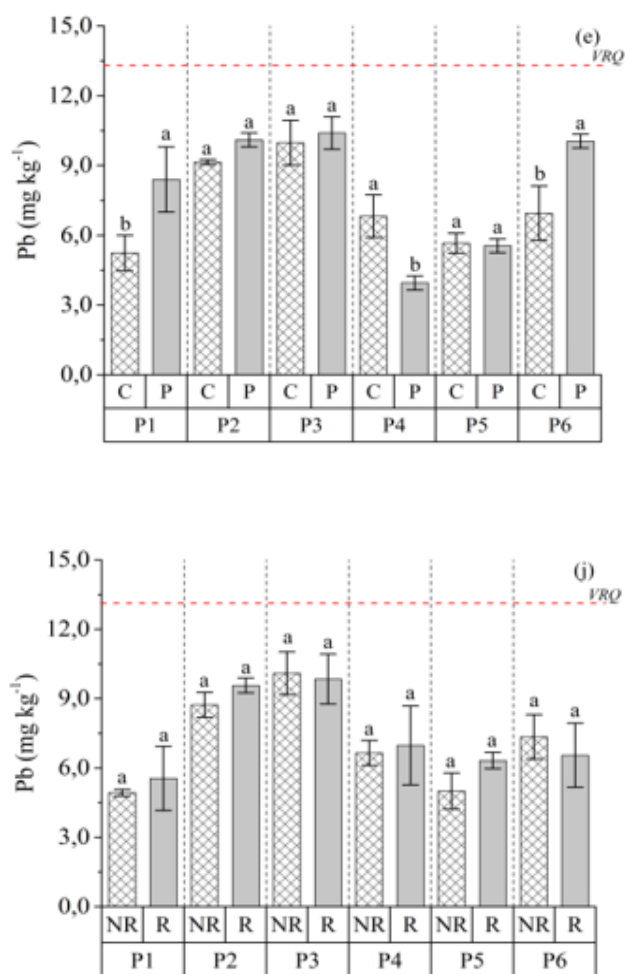


Figura 6. Médias dos teores ambientalmente disponíveis de chumbo (Pb) nas áreas cultivadas (C) e áreas de pousio (P) e em solo rizosférico (R) e solo não rizosférico (NR), na profundidade de 0-20 cm. P1 – P6 propriedades de cultivo de uva localizadas no perímetro irrigado de Petrolina-PE. A linha horizontal tracejada e vermelha indica o valor de referência de qualidade (VRQ) do metal. Valores médios seguidos pela mesma letra não diferem estatisticamente pela ANOVA ($p < 0,05$)

Todas as áreas avaliadas apresentaram teores de Pb abaixo dos valores de referência de qualidade de Pernambuco ($13,00 \text{ mg kg}^{-1}$), definidos pelo CONAMA (2009). Indicando que os teores de Pb encontrados são oriundos de fontes naturais, principalmente através do intemperismo do material de origem do solo.

Os níveis de Zn no solo variaram de $23,91$ a $140,04 \text{ mg kg}^{-1}$ e de $10,91$ a $43,90 \text{ mg kg}^{-1}$ nas áreas de cultivo e nas áreas de pousio, respectivamente, enquanto nos solos rizosférico e não rizosférico, esses valores variaram de $18,30$ a $89,90 \text{ mg kg}^{-1}$ e de $24,80$ a $190,00 \text{ mg kg}^{-1}$, respectivamente (Figura 7).

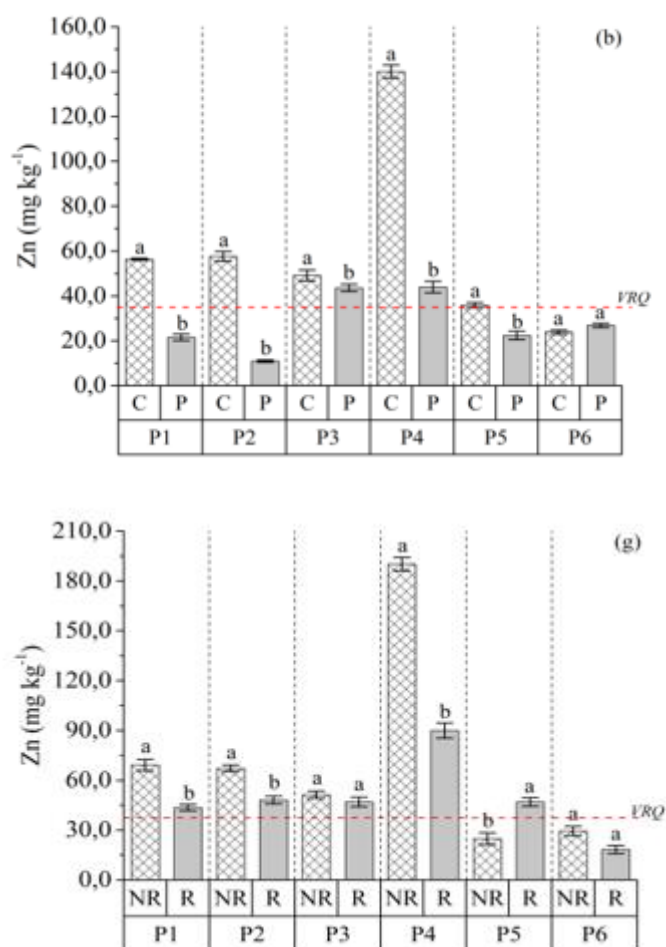


Figura 7. Médias dos teores ambientalmente disponíveis de zinco (Zn) nas áreas cultivadas (C) e áreas de pousio (P) e em solo rizosférico (R) e solo não rizosférico (NR), na profundidade de 0-20 cm. P1 – P6 propriedades de cultivo de uva localizadas no perímetro irrigado de Petrolina-PE. A linha horizontal tracejada e vermelha indica o valor de referência de qualidade (VRQ) do metal. Valores médios seguidos pela mesma letra não diferem estatisticamente pela ANOVA ($p < 0,05$)

De maneira geral, foram observadas diferenças significativas ($P < 0,05$) em relação as áreas cultivadas e suas respectivas AP, enquanto que em relação aos solos rizosférico e não rizosférico foram observadas diferenças significativas nas fazendas 1, 2, 4 e 5, sendo, de modo geral, observados teores de Zn superiores nos solos não rizosférico. A maior concentração de Zn foi encontrada na área de cultivo da fazenda 4, onde é aplicado sulfato de zinco na adubação das videiras (Tabela 2), o que justifica o maior incremento de metal nessa área.

Esses valores superiores nas áreas de cultivo corroboram os dados relatados por Brunetto et al. (2014b) que observaram maiores teores de Zn em camadas superficiais em áreas sob cultivo de vinhedos, comparativamente ao solo do campo natural. Esses dados também estão em concordância com Couto et al. (2016), que

atribuíram o acúmulo de Zn em áreas cultivadas com videiras as práticas agrícolas adotadas pelas fazendas de cultivo.

Os teores de Zn nas áreas de cultivos, encontram-se acima dos valores de referência de qualidade de Pernambuco ($35,00 \text{ mg kg}^{-1}$) definido pelo CONAMA (2009), exceto a área 6. Todavia, em todas as áreas avaliadas os valores encontrados estão muito acima dos valores de referência de qualidade ($19,61 \text{ mg kg}^{-1}$) para solos superficiais do sertão relatados por Biondi (2010).

O Zn apresentou correlação positiva e altamente significativa com o Cu (Tabela 7), sugerindo que houve uma interação entre esses elementos. Segundo Peris et al. (2008) a correlação positiva de Zn e Cu, indica que ambos os elementos são oriundos de defensivos agrícolas. Por sua vez, pode-se observar correlações significativas e negativas entre Pb e Cr com Cd, nas áreas avaliadas, sugerindo uma competição entre esses cátions pelos sítios de adsorção do solo.

De modo geral, os metais apresentaram valores semelhantes entre os solos da região rizosférica e não rizosférica, com exceção para o Cu e Zn, que apresentaram teores superiores na região não rizosférica. Esse comportamento pode ser atribuído ao alto teor de material orgânico próximo a região rizosférica da planta, visto que, o Cu e o Zn possuem alta afinidade de ligação aos grupos funcionais da matéria orgânica, como os grupos carboxílicos e fenólicos, aumentando assim sua complexação e consequentemente os teores de Cu e Zn no solo rizosférico é reduzido (BRUNETTO et al., 2014b; FERNÁNDEZ-CALVIÑO et al., 2012). Logo, as variações na composição do solo, como teor de MO e o pH, além das características químicas de cada elemento, podem alterar a sua disponibilidade às plantas (BALERINI et al., 2018).

Na maioria das áreas cultivadas, os teores de Pb foram menores que o valor de referência de qualidade, contudo, semelhantemente ao Cr e Cd, esses teores observados estiveram pertos dos valores de suas respectivas áreas de pousio, indicando que esses valores obtidos são, provavelmente, oriundos do intemperismo do material de origem e da interação desses elementos e o solo. Por sua vez, os elevados teores de Cu e Zn observados nas áreas cultivadas, em relação as suas AP, são provenientes da ação antrópica, mediante ao uso frequente e intensivo de fertilizantes e defensivos.

4.3 Dinâmica e frações de P no solo

4.3.1 P extraído por NaHCO_3 $0,5 \text{ mol L}^{-1}$

As frações de P extraídas por NaHCO_3 $0,5 \text{ mol L}^{-1}$ são consideradas como frações lábeis de P, ou seja, prontamente disponíveis e que podem contribuir ativamente no suprimento do nutriente para os vegetais ou serem transferidas via escoamento superficial para mananciais de água superficiais, como também por percolação no perfil do solo, intensificando o risco de contaminação das águas subterrâneas (GATIBONI et al., 2008; PIZZEGHELLO et al., 2011).

Nas áreas do presente estudo, os teores de P inorgânico extraídos por NaHCO_3 $0,5 \text{ mol L}^{-1}$ apresentaram diferenças significativas ($P < 0,05$) na maioria das fazendas avaliadas, com exceção dos teores observados nas fazendas 04 e 05, onde os valores não apresentaram diferenças significativas entre as áreas de cultivo e suas respectivas AP (Figura 8). Os maiores teores de Pi lábil nas áreas de cultivo em relação as áreas de pousio, pode ser atribuído ao maior histórico de uso de fertilizantes fosfatados durante o ciclo da cultura, reforçando a ideia que as quantidades de fertilizantes fosfatados aplicados nessas fazendas foram acima da demanda das plantas, potencializando assim o risco de transferência desse nutriente via escoamento superficial e/ou lixiviação, uma vez que os solos da região apresentam textura arenosa (SCHMITT et al., 2013).

Os resultados de Pi lábil no solo corroboram os obtidos em outros trabalhos (BOSCHETTI; QUINTERO; GIUFFRE, 2009; SCHMITT et al., 2013; TOKURA et al., 2011) que utilizaram a técnica de fracionamento de P e observaram que os teores de P nesta fração aumentaram com a aplicação de fertilizantes fosfatados ao longo do tempo. Além disso, o incremento nos teores de Pi desta fração pode ser atribuído ao aporte de material orgânico nas áreas de cultivo, assim como observado em trabalhos que utilizaram resíduos orgânicos como fonte de nutrientes (COUTO et al., 2016; GUARDINI et al., 2012; LAZARRI, 2017).

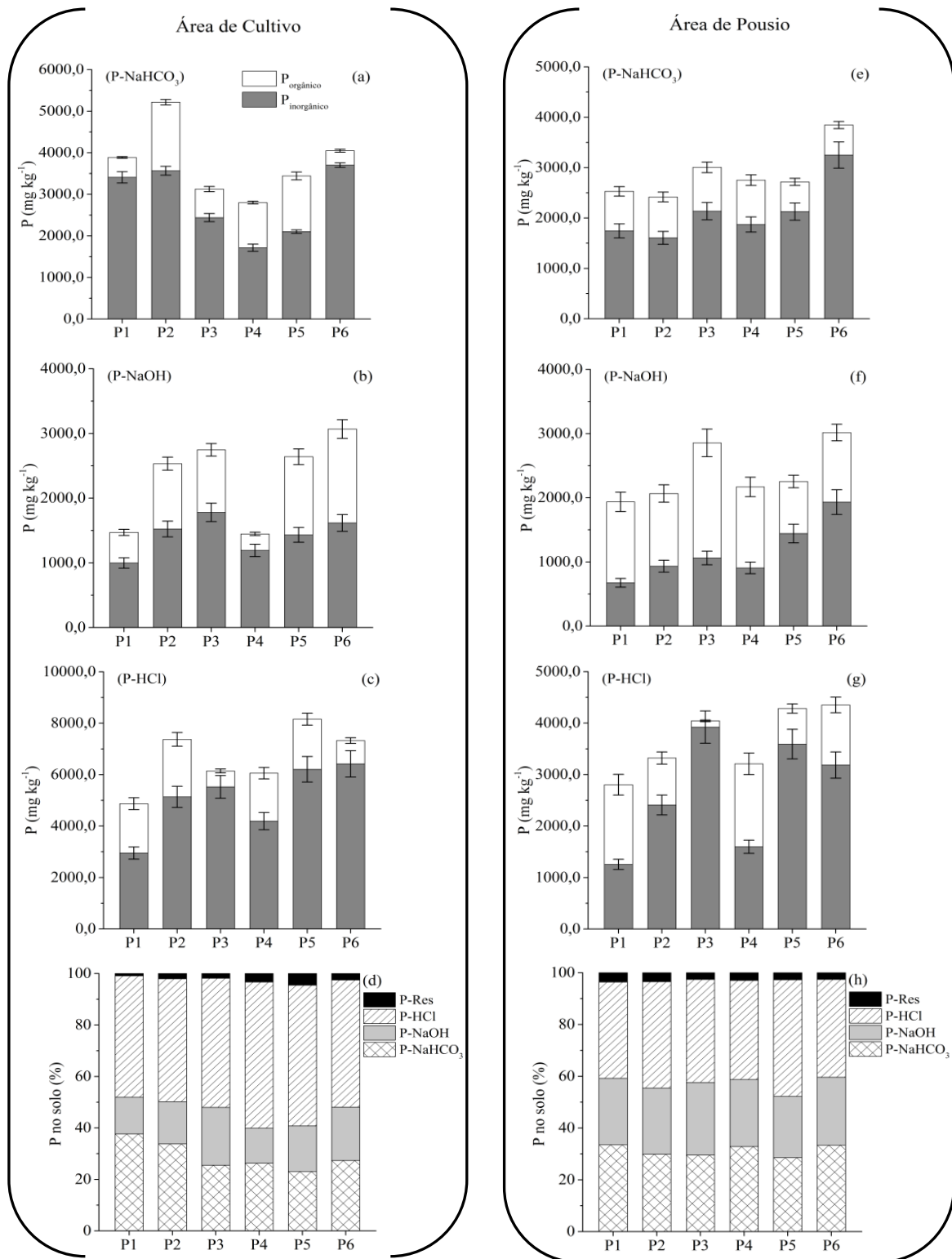


Figura 8. Teores médios (\pm desvio padrão) de fósforo (in)-orgânico ligado a diferentes frações do solo em áreas de cultivo de uva (a – c) e de pousio adjacente (e – g); percentual do fósforo total distribuído nos diferentes compartimentos do solo (d, h). P1 – P6 propriedades de cultivo de uva localizadas no perímetro irrigado de Petrolina-PE, P-Res fósforo residual.

Os teores de Po extraídos por NaHCO_3 $0,5 \text{ mol L}^{-1}$ apresentaram diferenças significativas ($P < 0,05$) nas fazendas 02 e 05, sendo observado maiores teores de Po lábil nas áreas de cultivos em relação a área de pousio (Figura 8). Os maiores teores observados, especialmente nestas duas fazendas, podem ser atribuídos ao aporte de matéria orgânica, deposição de resíduos vegetais derivados da parte aérea dos vinhedos, folhas senescentes das videiras, além de raízes senescentes, tanto das videiras, quanto das plantas de coberturas, colaborando na ciclagem de P (BRUNETTO et al., 2009; BRUNETTO et al., 2011; MARTINAZZO et al., 2007).

Apesar dos altos teores de matéria orgânica observados nas áreas de cultivo (Tabela 5), nas fazendas 01, 03 e 06 os teores de Po lábil foram superiores nas áreas de pousio, evidenciando que esta fração é controlada e condicionada pelos micro-organismos do solo, que por sua vez, é capaz de mineralizar rapidamente o P contido em frações de carbono de fácil decomposição (GATIBONI et al., 2008).

Além disso, o P orgânico dificilmente acumula na forma lábil, pois trata-se de uma fração muito dinâmica, a partir da qual o P pode ser mineralizado ou convertido em outros compostos mais estáveis (DARILEK et al., 2010). Essa instabilidade do Po foi demonstrada por Hao; Godlinski e Chang (2008), que observaram aumento do Po lábil em função da taxa de aplicação de esterco em condições de sequeiro, mas não em cultivo irrigado, condição em que essa fração teve seu conteúdo não alterado ou até diminuído, dependendo da dose.

4.3.2 P extraído por NaOH $0,5 \text{ mol L}^{-1}$

As frações de P extraídas por NaOH $0,5 \text{ mol L}^{-1}$ são consideradas como frações moderadamente lábeis de P, em geral, representam o P inorgânico e orgânico fisicamente protegidos no interior dos agregados e ligados a compostos orgânicos mais resistentes, com energia de ligação intermediária, ou seja, de média labilidade (CROSS; SCHLESINGER, 1995; GATIBONI et al., 2008).

De maneira geral, nas áreas avaliadas os teores de Pi extraídos por NaOH $0,5 \text{ mol L}^{-1}$ apresentaram diferenças significativas ($P < 0,05$), sendo observado maiores teores de Pi moderadamente lábil nas áreas sob cultivo de videiras, em relação as áreas de pousio, com exceção da fazenda 06 (Figura 8). Esses dados concordam com os obtidos por Schmitt et al. (2013) que em um solo arenoso cultivado com videiras e

com histórico de aplicação de fertilizantes fosfatados ao longo de 30 anos, observaram acúmulo de P_i moderadamente lábil, comparativamente ao solo de referência.

Com relação aos teores de P_o extraídos por $\text{NaOH } 0,5 \text{ mol L}^{-1}$ pode-se observar diferenças significativas ($P < 0,05$) na maioria das áreas avaliadas. Sendo observado, em geral, maiores teores nas áreas de pousio em relação as áreas cultivadas. Essa fração é constituída principalmente pelos ácidos húmicos e fúlvicos, sendo que os ácidos fúlvicos são considerados mais lábeis e contêm teor de P mais elevado (SCHROEDER; KOVAR, 2006).

4.3.3 P extraído por $\text{HCl } 1,0 \text{ mol L}^{-1}$

As frações de P extraídas por $\text{HCl } 1,0 \text{ mol L}^{-1}$ são consideradas como frações não lábeis de P , representando em geral, as formas inorgânicas de P associadas ao Ca (fosfato de cálcio) e fortemente adsorvido aos colóides do solo (CERETTA et al., 2010; SCHMITT et al., 2014).

De maneira geral, os teores de P_i e P_o extraídos por $\text{HCl } 1,0 \text{ mol L}^{-1}$ apresentaram diferenças significativas ($P < 0,05$) na maioria das áreas avaliadas. Sendo observado maiores teores de P_i e P_o nas áreas cultivadas, quando comparadas as suas respectivas áreas de pousio. O aumento desta fração nas áreas sob cultivo está diretamente relacionado a adição de grande quantidade de P e de Ca , via aplicação de adubos e corretivos do solo, favorecendo assim a formação de fosfato de cálcio. Segundo Oliveira et al. (2014) a disponibilidade de P onde a concentração de Ca e o pH do solo são elevados, é muito baixa, visto que nessas condições o P solúvel fica adsorvido na forma de fosfato de cálcio no solo. Deve-se considerar também que as condições de pH nas áreas estudadas foram favoráveis para precipitação de fosfatos de cálcio, visto que, de acordo com Vu, Tang e Armstrong (2008) a ocorrência de precipitação de P devida ao incremento de Ca , acontece em situação de neutralidade-alcalinidade, condição essa observada na Tabela 5.

Além disso, com o envelhecimento do solo, as formas lábeis de P diminuem e as formas não lábeis aumentam, especialmente as inorgânicas (CROSS; SCHLESINGER, 1995; PAVINATTO; ROSOLEM, 2008), o que de fato ocorreu com a forma de P_i não lábil, extraída com solução de HCl . Por sua vez, o aumento do teor de P na fração estável de P não lábil contribuiu para o aumento do P Total (Figura 8).

4.3.4 P Residual e P Total

A fração de P residual representa as formas inorgânicas e orgânicas de P recalitrante no solo, ou seja, de baixa labilidade que geralmente não participam ativamente na disponibilidade de P às plantas (CROSS; SCHLESSINGER, 1995; GATIBONI et al., 2008).

De modo geral, os teores de P residual apresentaram diferenças significativas ($P < 0,05$) entre as áreas avaliadas e suas AP (Figura 8). Sendo observado maiores teores nas áreas de pousio, em relação as áreas cultivadas. Todavia, foi observado um pequeno incremento nesta fração, chegando em média a 2,6% do P-total nas áreas cultivadas e em média a 3,0% do P-total nas respectivas áreas de pousio (Figura 8), indicando que o P adicionado via adubação não afetou essa fração nas áreas avaliadas. De acordo com Ceretta et al. (2010) o P residual está condicionado ao teor e ao tipo de argila presente na fração sólida do solo, desse modo, solos que apresentam maiores teores de argila possuem maior capacidade de retenção de P nessa fração (GUARDINI et al., 2012). Entretanto, os solos das áreas avaliadas apresentaram teores de argila inferiores a 20% (Tabela 4), fato que pode justificar a menor capacidade de retenção de P nessa fração nas áreas estudadas.

Houve aumento dos teores de P total nas áreas sob cultivo das fazendas avaliadas. Sendo observada diferenças significativas ($P < 0,05$) em todas as fazendas (Figura 8). Os valores de P total diferiram dos resultados obtidos por Turner e Engelbrecht (2011) que, avaliando o P total de vários tipos de solos de regiões tropicais, obtiveram valores entre 74 e 1.650 mg kg⁻¹ de P. Sendo observados, em média, valores cerca de 8 vezes superiores nas áreas avaliadas sob cultivo de videiras no presente estudo (Figura 8). Esse resultado corrobora o encontrado por Schmitt et al. (2014) que avaliando o acúmulo de frações de P no perfil do solo sob cultivo de videiras, na região da Serra Gaúcha, observaram que a aplicação excessiva de fertilizantes fosfatados na correção e manutenção da fertilidade ao longo do tempo, aumentou os níveis de Po e Pi em todas as frações de P do solo.

Nas áreas de cultivo as formas predominantes do Pi foram as não lábeis (em média, 55,1% do Pi total) seguida das formas lábeis (em média 29,5% do Pi total), com menor participação do Pi moderadamente lábil, cerca de 15,5% do Pi total (Figura 8). Assim como observado para as formas de Pi, nas áreas de cultivo as formas de P orgânico predominantes foram as não lábeis (em média, 45,0% do Po total) seguida

das lábeis (em média 29,5% do Po total), com menor participação do Po moderadamente lábil, cerca de 25,5% do Po total.

Nas áreas de pousio, foi observado comportamento similar as áreas cultivadas, onde as principais formas do Pi foram as não lábeis (em média, 44,8% do Pi total) seguida das formas lábeis (em média 35,7% do Pi total), com menor participação do Pi moderadamente lábil, cerca de 19,5% do Pi total (Figura 8).

Em relação as formas de Po, nas áreas de pousio as formas de P orgânico predominante foram as moderadamente lábeis (em média 41,0% do Po total), seguida das formas não lábeis (em média 33,7% do Po total), com menor participação do Po lábil, cerca de 25,3% do Po total (Figura 8).

A fração não lábil atuou como principal dreno de P no sistema. Esse comportamento era esperado, pois as frações extraídas por HCl são, conceitualmente, o fósforo ligado ao Ca, cujo sítios são de alto poder de sorção e, portanto, preferenciais na adsorção do P da solução (CROSS; SCHLESINGER, 1995). Sendo assim, solos que recebem P em excesso, principalmente na forma de fertilizantes, ficam predispostos a acumular P na forma não lábil, como o caso das fazendas avaliadas.

Com isso, no balanço final do fracionamento, o P inorgânico contribuiu com 70,5% do P total, seguido do P orgânico com 26,9% e o P residual com 2,6% do P total nos solos das áreas cultivadas com videiras. Enquanto que nas suas respectivas áreas de pousio o P inorgânico participou de 64,6% do P total, seguido do P orgânico com 32,5% e o P residual com 2,9% do P total dos solos das áreas de pousio.

Os resultados do presente estudo apontaram que, de maneira geral, as frações inorgânicas superaram as frações orgânicas de P. Os resultados obtidos foram semelhantes aos encontrados por Guardini et al. (2012); Lazarri (2017) e Schmitt et al. (2014), no qual os autores observaram que o aumento do P total do solo estava relacionado em sua maioria ao aumento do P inorgânico no solo. Isso indica que o nível de P inorgânico é dependente de seu estoque no solo, o qual pode ser aumentado através da adubação, enquanto que os níveis de P orgânico no solo é dependente de outros fatores ambientais que promovam sua mineralização.

4.4 Efeitos da adubação fosfatada sobre os atributos microbiológicos do solo

4.4.1 Efeitos no P da biomassa microbiana (P-mic)

Os teores de P microbiano, variaram de 6,45 a 8,44 mg kg⁻¹ e de 4,76 a 6,93 mg g⁻¹ nos solos rizosférico e não rizosférico, respectivamente, enquanto nas áreas de pousio, esses valores variaram de 3,38 a 6,54 mg g⁻¹ (Figura 9).

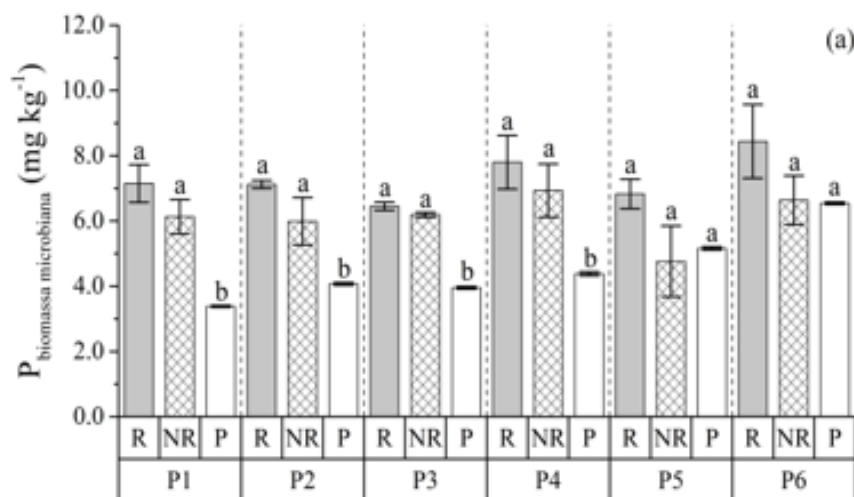


Figura 9. Valores médios (\pm desvio padrão) do fósforo da biomassa microbiana (a), em solos (não)-rizosféricos (NR e R) em áreas de cultivo de uva e de solos adjacentes sob pousio (P); coletados na profundidade de 0,0 – 0,2 m. P1 – P6 propriedades de cultivo de uva localizadas no perímetro irrigado de Petrolina-PE. Valores médios seguidos pela mesma letra não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).

Não foram observadas diferenças significativas entre os solos rizosférico e os solos não rizosférico, no entanto, pode-se observar, que os teores de P microbiano foram superiores nos solos rizosférico. Esse comportamento pode ser explicado pois, em locais com maior densidade de raízes, ocorre maior liberação de compostos exsudados na região rizosférica, contribuindo, diretamente com maior fonte de substrato e energia para o metabolismo microbiano (OLIVEIRA et al., 2015b).

Foram observadas diferenças significativas ($P < 0,05$) entre as áreas sob cultivo e suas AP, nas fazendas 01, 02, 03 e 04, sendo verificado maiores teores de P-mic nas áreas cultivadas. Segundo Conte; Anghinoni; Rheinheimer (2002) a adição de fertilizantes fosfatados aos solos pode resultar no aumento dos teores de P armazenados na biomassa microbiana, o que demonstra a eficiência dos microorganismos na competição com os colóides inorgânicos do solo pelo P adicionado. Pode-se observar que houve uma correlação positiva e altamente significativa entre P microbiano x MO (Apêndice B) nas áreas avaliadas. Esse fato pode estar

relacionado ao maior aporte de P via adubação nas áreas cultivadas. Por sua vez, esse aumento no teor de P pode promover a sua imobilização na biomassa microbiana, que é um reservatório dinâmico de P no solo, se ajustando conforme o fornecimento de energia de C e P ao sistema (RHEINHEIMER; GATIBONI; KAMINSKI, 2008)

Entretanto, mesmo sendo observadas diferenças significativas entre as áreas de cultivo e as áreas de pousio, os valores obtidos no presente estudo foram inferiores aos relatados por Dall'orsoletta et al. (2016) que avaliando a contribuição direta do P microbiano do solo na nutrição de plantas de trigo, verificaram teores de P microbiano variando de 8,7 a 49,4 mg kg⁻¹. De acordo com Oliveira et al. (2014) além da elevada concentração de P no solo, devido a aplicação de fertilizantes fosfatados, fatores abióticos como temperatura, radiação e disponibilidade de água podem reduzir os teores de P armazenados na biomassa microbiana do solo. Além disso, a disponibilidade de P onde a concentração de Ca e o pH do solo são elevados, é muito baixa e a eficiência da adubação fosfatada diminui, visto que nessas condições o P solúvel que não for absorvido pelas plantas ou pela biomassa microbiana fica então adsorvido na forma de fosfato de cálcio no solo (OLIVEIRA et al., 2014).

4.4.2 Efeitos na atividade da fosfatase ácida e alcalina

A atividade da fosfatase ácida variou de 2,22 a 2,82 (µg p-nitrofenol g⁻¹ de solo h⁻¹) e de 2,16 a 2,77 (µg p-nitrofenol g⁻¹ de solo h⁻¹) nos solos rizosférico e não rizosférico, respectivamente, enquanto nas áreas de pousio, esses valores variaram de 2,23 a 2,88 (µg p-nitrofenol g⁻¹ de solo h⁻¹) (Figura 10).

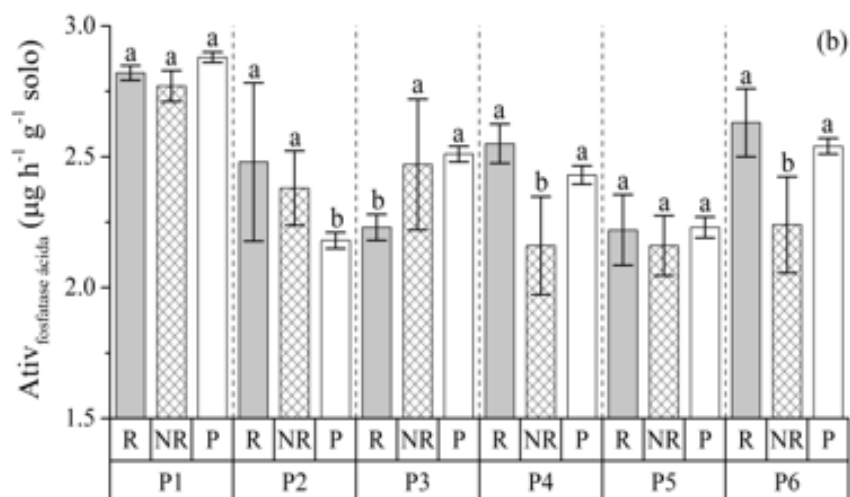


Figura 10. Valores médios (\pm desvio padrão) da atividade enzimática da fosfatase ácida (*Ativ_{fosfatase ácida}*) (b) em solos (não)-rizosféricos (NR e R) em áreas de cultivo de uva e de solos adjacentes sob pousio (P); coletados na profundidade de 0,0 – 0,2 m. P1 – P6 propriedades de cultivo de uva localizadas no perímetro irrigado de Petrolina-PE. Valores médios seguidos pela mesma letra não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).

A atividade da fosfatase alcalina variou de 2,16 a 2,49 ($\mu\text{g p-nitrofenol g}^{-1}$ de solo h^{-1}) e de 2,04 a 2,24 ($\mu\text{g p-nitrofenol g}^{-1}$ de solo h^{-1}) nos solos rizosférico e não rizosférico, respectivamente, enquanto nas áreas de pousio, esses valores variaram de 2,23 a 2,44 ($\mu\text{g p-nitrofenol g}^{-1}$ de solo h^{-1}) (Figura 11).

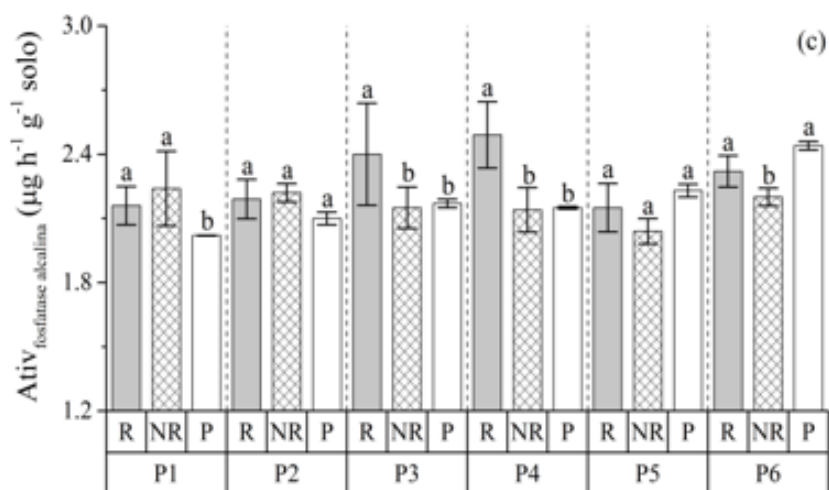


Figura 11. Valores médios (\pm desvio padrão) da atividade enzimática da fosfatase alcalina (*Ativ_{fosfatase alcalina}*) (c) em solos (não)-rizosféricos (NR e R) em áreas de cultivo de uva e de solos adjacentes sob pousio (P); coletados na profundidade de 0,0 – 0,2 m. P1 – P6 propriedades de cultivo de uva localizadas no perímetro irrigado de Petrolina-PE. Valores médios seguidos pela mesma letra não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).

De maneira geral, não foram observadas diferenças significativas entre os solos rizosférico e os solos não rizosférico, no entanto, as atividades das fosfatases foram superiores nos solos rizosférico. Sendo essa condição atribuída ao maior teor de matéria orgânica presente no solo, assim como o maior aporte de serrapilheira nestas áreas (DORNBUSH, 2007). Esse comportamento também foi relatado por Massenssini et al. (2015) que observaram maior atividade das fosfatases ácidas e alcalinas em solos rizosférico sob cultivo de eucalipto, em relação às demais posições topográficas avaliadas em seu estudo.

Houve uma correlação negativa entre a atividade das fosfatases ácida e alcalina e o P disponível (Apêndice B). Segundo Carneiro et al. (2004) essa correlação negativa nas áreas cultivadas está relacionada ao efeito inibidor do uso de adubos fosfatados prontamente solúveis. Por sua vez, a concentração elevada de P no solo limita a atividade dos FMAs interferindo negativamente na disponibilidade dessa enzima no solo.

A fosfatase alcalina apresentou atividade menor em relação à fosfatase ácida, o que não é comum em solos com altos valores de pH, o que se deve possivelmente ao maior aporte de material orgânico nas áreas estudadas (MASSENSINI et al., 2015). Além disso, o que pode justificar esse comportamento é o fato das fosfatases ácidas serem produzidas por micro-organismos e pelas raízes das plantas. Enquanto as fosfatases alcalinas são produzidas apenas por micro-organismos, que por sua vez, podem estar sendo afetados pelo manejo adotado nas áreas de cultivo.

De modo geral, as atividades das fosfatases foram afetadas negativamente pelo sistema de cultivo, apresentando níveis muito inferiores em decorrência, principalmente, dos elevados teores de P no solo.

4.4.3 Efeitos nos teores de glomalina facilmente extraível (PSRG-FE)

Os teores de glomalina facilmente extraível (PSRG-FE) variaram de 0,044 a 0,052 (mg g^{-1} solo) e de 0,036 a 0,048 (mg g^{-1} solo) nos solos rizosférico e não rizosférico, respectivamente, enquanto nas áreas de pousio, esses valores variaram de 0,024 a 0,038 mg g^{-1} (Figura 12).

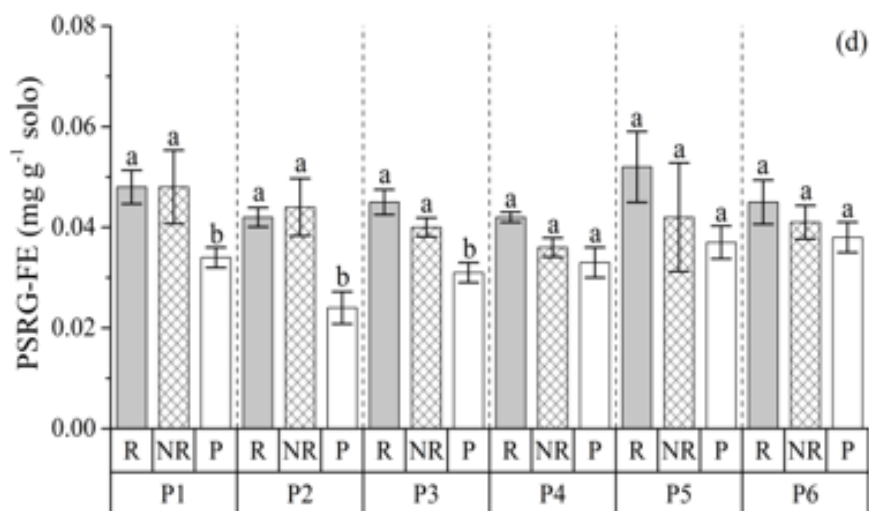


Figura 12. Valores médios (\pm desvio padrão) da proteína do solo relacionada a glomalina facilmente extraível (*PSRG-FE*) (d) em solos (não)-rizosféricos (*NR* e *R*) em áreas de cultivo de uva e de solos adjacentes sob pousio (*P*); coletados na profundidade de 0,0 – 0,2 m. *P1* – *P6* propriedades de cultivo de uva localizadas no perímetro irrigado de Petrolina-PE. Valores médios seguidos pela mesma letra não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey ($p < 0,05$)

Não foram observadas diferenças significativas entre os solos rizosférico e os solos não rizosférico, entretanto, de maneira geral, os teores de *PSRG-FE* foram superiores nos solos rizosférico. Sendo essa condição atribuída a maior colonização de fungos micorrízicos arbusculares na região rizosférica das plantas (SOUSA et al., 2012a). Esse comportamento também foi relatado por Sousa et al. (2012b) que observaram maiores teores de glomalina em solos rizosférico de algodoeiro, em plantio consorciado sob diferentes sistemas de adubação orgânica no semiárido da Paraíba.

Os valores encontrados no presente estudo diferiram dos relatados por Sousa et al. (2012a) que observaram em áreas agrícolas, concentrações de glomalina em torno de $0,5 \text{ mg g}^{-1}$ solo, enquanto que em regiões semiáridas as concentrações foram comparativamente mais baixas, não excedendo os $0,3 \text{ mg g}^{-1}$ solo.

As concentrações médias de glomalina obtidas no presente estudo foram de $0,044 \text{ mg g}^{-1}$ solo, sendo esses valores onze vezes menores dos relatados por Sousa et al. (2012a) para este ambiente. Essa baixa concentração de *PSRG-FE* nas áreas estudadas foi influenciada pela alta concentração de *P* nessas áreas (Tabela 5). De acordo com Lovelock; Wright; Nichols (2004) solos com altas concentrações de *P*, apresentam menores concentrações de glomalina.

Desse modo pode-se observar que houve uma correlação negativa altamente significativa entre PSRG-FE x P disponível (Apêndice B). A correlação negativa indica que em condições de maior disponibilidade de nutrientes, principalmente P, sinais moleculares emitidos pela planta hospedeira são influenciados, reduzindo os sítios de infecção e a formação da associação micorrízica, que conseqüentemente afeta a produção de glomalina pelos fungos micorrízicos arbusculares, visto que para isto dependem de fotoassimilados fornecidos pelos vegetais. Além disso, os fungos tendem a predominar em solos ácidos, pois em solos alcalinos há uma maior concorrência entre estes, bactérias e outros micro-organismos (PRADE, 2007). Desse modo, como os FMA são os responsáveis pela produção de glomalina, é de se esperar uma maior produção desta proteína em solos com faixa de pH mais baixas (SOUSA et al., 2012a).

Com relação as áreas cultivadas e suas respectivas AP, foram observadas diferenças significativas ($P < 0,05$) nas fazendas 01, 02 e 03, sendo encontrados maiores teores de glomalina nas áreas sob cultivo. Embora diversos estudos relatem maiores concentrações de glomalina em solos nativos do que em solos cultivados, os menores valores observados nas AP se deve ao fato de que as áreas do presente estudo não são áreas de vegetação nativa, e sim áreas em pousio, ou seja, áreas adjacentes as áreas de cultivos que possuem um histórico anterior de cultivo, mas que no momento não estão sendo cultivadas. Dessa forma, as práticas agrícolas adotadas anteriormente nestas áreas influenciaram negativamente na produção e concentração de glomalina.

Esse comportamento foi semelhante ao relatado por Nobre et al. (2015) que em estudo quantificando teores de glomalina em diferentes fitofisionomias em áreas nativas de caatinga, na Chapada do Araripe (CE), verificaram valores médios de glomalina em torno de $0,023 \text{ mg g}^{-1}$ solo.

Por sua vez, os maiores valores encontrados nas áreas sob cultivo, podem estar relacionados ao aporte de matéria orgânica, visto que nas fazendas estudadas são realizadas expressivas adubações orgânicas, contribuindo assim no aumento dos teores dessa proteína no solo. Desse modo, pode-se observar que houve uma correlação positiva altamente significativa entre a PSRG-FE x MO (Apêndice C) nas áreas sob cultivo. Segundo Xie et al., (2015) áreas com acúmulo de matéria orgânica estão menos expostas a perturbações, o que promove melhor condição para crescimento fúngicos e produção de glomalina. Dessa forma, a presença de material

orgânico na superfície do solo contribui na disponibilidade de fotossintatos para os FMA, justificando assim maiores concentrações de glomalina em solos sob essa condição (TRUBER; FERNANDES, 2014).

Logo, as características físico-químicas do solo influenciam significativamente na comunidade de FMA, e conseqüentemente na produção de glomalina por estes micro-organismos.

5. CONCLUSÕES

I- O manejo adotado pelas fazendas de cultivo de videiras proporcionou alteração na fertilidade do solo com relação as áreas de pousio, apresentando aumento significativo nos atributos químicos do solo.

II- Os teores ambientalmente disponíveis de metais pesados Cd, Cr e Pb foram semelhantes entre as áreas cultivadas e suas respectivas áreas de pousio, indicando que esses valores obtidos são provenientes do intemperismo do material de origem e da interação desses elementos e o solo, todavia, os teores de Cu e Zn, apresentaram valores superiores aos VRQ, sendo esse comportamento atribuído a interferência antrópica.

III- A aplicação excessiva de fertilizantes fosfatados contribuiu para um maior aporte de P nos solos sob cultivo de videiras, sendo observado que, de modo geral, os maiores teores de P foram encontrados principalmente na fração não lábil, extraídas com HCl 1,0 mol L⁻¹, e na fração lábil extraída por NaHCO₃ 0,5 mol L⁻¹, o que representa maior potencial de contaminação de mananciais de águas.

IV- Os valores de Ca e pH elevados, bem como a disponibilidade de P no solo influenciaram negativamente os teores de P microbiano nas áreas estudadas.

V- A atividade das fosfatases ácida e alcalina proporcionou resposta rápida a adição de fertilizantes fosfatados no ambiente, apresentando grande potencial de uso na avaliação da qualidade do solo

VI- A alta concentração de fósforo nas áreas estudadas influenciou significativamente os teores de glomalina no solo.

VII- Esses novos índices podem ser utilizados para estabelecer uma ferramenta para avaliação da qualidade do solo e contribuir em uma melhor avaliação acerca dos impactos da adubação de P e da entrada de metais pesados no sistema sobre os atributos microbiológicos do solo da região semiárida do Brasil.

REFERÊNCIAS

- ALBUQUERQUE, T. C. S.; SILVA, D. J.; FARIA, C. M. B.; PEREIRA, J. R. Nutrição e Adubação. In: SOARES, J. M.; LEÃO, P.C.S. (eds.) A vitivinicultura no semiárido brasileiro. **Embrapa Semiárido**, Petrolina, p. 431-443, 2009.
- ALLOUSH, G.; HATTA, O. Dynamics of applied phosphorus and transformations between different forms of phosphorus in some Syrian soils: Study of soil–P fractionation. **Tishreen University Journal for Research and Scientific Studies - Biological Sciences Series**, ISSN: 2079-3065, v. 39, n. 3, 2018.
- ALLOWAY, B. J. **Heavy metals in soils**. John Wiley, New York, 339p. 1990.
- ALMEIDA, A. T.; SIMÕES, K. S.; ALMEIDA, J. R. C.; PEIXOTO, M. D. F. S.; PEIXOTO, C. P. Qualidade biológica do solo em sistema de policultura no semiárido da Bahia. **Revista Ciência Agrícola**, Pasto Nariño, v. 15, n. 2, p. 75-81, 2017.
- AMBROSINI, V. G.; ROSA, D. J.; PRADO, J. P. C.; BORGHEZAN, M.; MELO, G, W. B. Reduction of copper phytotoxicity by liming: a study of the root anatomy of young vines (*Vitis labrusca* L.). **Plant Physiology and Biochemistry**, Versailles, v. 96, p. 270-280, 2015.
- ANDRADE, P. F. S. **Análise da conjuntura agropecuária safra 2016/2017**. Secretaria da agricultura e do abastecimento do Estado do Paraná, Paraná: 2017. Disponível em:http://agricultura.pr.gov.br/arquivos/File/deral/Prognosticos/16_17.pdf. Acesso em 04 out. 2018.
- ARAÚJO, A. S. F.; CESARZ, S.; LEITE, L. F. C.; BORGES, C. D.; TSAI, S. M.; EISENHAUER, N. Soil microbial properties and temporal stability in degraded and restored lands of Northeast Brazil. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 66, p. 175-181, 2013.
- ARAÚJO, M. S. B.; SALCEDO, I. H.; SAMPAIO, E. V. S. B. Efeito de fertilizações fosfatadas anuais em solo cultivado com cana-de-açúcar. 1. Intensidade e formas de acumulação. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 17, p. 389-396, 1993.
- BAKER, L. R.; WHITE, P. M.; PIERZYNSKI, G. M. Changes in microbial properties after manure, lime, and bentonite application to a heavy metal-contaminated mine waste. **Applied Soil Ecology**, Amsterdam, v. 48, p. 1-10, 2011.
- BALERINI, F.; BISSANI, C. A.; MARTINS, A. P.; ARNUTI, F.; BOETTCHER, G. N.; SCHWARZ, S. F. Elementos-traço no perfil do solo de pomar cítrico após adubação orgânica de longo prazo. **Revista Brasileira de Tecnologia Agropecuária**, Frederico Westphalen, v. 2, n. 1, p.1-10, 2018.

BALOTA, E. L.; MACHINESKI, O.; HAMID, K. I.; YADA, I. F.; BARBOSA, G. M. NAKATANI, A. S.; COYNE, M. S. Soil microbial properties after long-term swine slurry application to conventional and no-tillage systems in Brazil. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 490, p. 397-404, 2014.

BERNARDI, A.C. DE C.; TAVARES, S.R. DE L.; CRISÓSTOMO, L. DE A. Alteração da fertilidade de um Neossolo quartzarênico em função da lixiviação de nutrientes. **Irriga**, Botucatu, v. 12, n. 4, p. 429-438, 2007.

BIONDI, C. M. **Teores naturais de metais pesados nos solos de referência do estado de Pernambuco**. 2010. 70 f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) – Universidade Federal Rural de Pernambuco, Departamento de Agronomia, Recife, 2011.

BORTOLON, L.; GIANELLO, C. Fósforo extraído pela solução de Mehlich-1 determinado por colorimetria e ICP em solos do sul do Brasil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 34, p. 263-268, 2010.

BOSCHETTI, N. G.; QUINTERO, C. E.; GIUFFRÉ, L. Phosphorus fractions of soils under *Lotus corniculatus* as affected different phosphorus fertilizers. **Biology and Fertility of Soils**, Berlin, v.45, p.379-384, 2009.

BOWMAN, R. A; COLE, C.V. Transformations of organic phosphorus substrates in soils as evaluated by NaHCO₃ extraction. **Soil Science**, Baltimore, v. 125, n. 1, p. 49-54, 1978.

BRADFORD, M. M. A rapid and sensitive method for the quantification of microgram quantities of protein utilizing the principle of protein-dye binding. **Analytical Biochemistry**, Amsterdam, v. 72, n. 1-2, p. 248-254, 1976.

BROOKES, D. S.; POWLSON, D. S.; JENKINSON, D. S. Measurement of microbial biomass phosphorus in soil. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 14, p. 319-329, 1982.

BRUNETTO, G., CERETTA, C. A.; KAMINSKI, J.; MELO, G. W. B.; GIROTTO, E. TRENTIN, E. E.; LOURENZI, C. R.; VIEIRA, R. C. B.; GATIBONI, L. C. Produção e composição química da uva em videiras submetidas à adubação nitrogenada na Serra Gaúcha do Rio Grande do Sul. **Ciência Rural**, Santa Maria, v.39, p.2035-2041, 2009.

BRUNETTO, G.; DE MELO, G. W. B.; TERZANO, R.; DEL BUONO, D.; ASTOLFI, S.; TOMASI, N.; CESCO, S. Copper accumulation in vineyard soils: Rhizosphere processes and agronomic practices to limit its toxicity. **Chemosphere**, Amsterdam, v. 162, p. 293-307, 2016.

BRUNETTO, G.; MIOTTO, A.; CERETTA, C. A.; SCHMITT, D. E.; HEIZEN, J.; MORAES, M. P. de; CANTON, L.; TIECHER, T. L.; COMIN, J. J.; GIROTTI, E. Mobility of copper and zinc fractions in fungicide-amended vineyard sandy soils. **Archives Agronomy Soil Science**, Berlim, v. 60, n. 5, p. 609-624, 2014a.

BRUNETTO, G.; SCHMITT, D. E.; COMIM, J. J.; MIOTO, A.; DE MORAES, M. P.; HEIZEN, J. Frações de cobre e zinco em solos de vinhedos no Meio Oeste de Santa Catarina. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 18, n. 8, 2014b.

BRUNETTO, G.; VENTURA, M.; SCANDELLARI, F.; CERETTA, C. A.; KAMINSKI, J.; MELO, G. W. B.; TAGLIAVINI, M. Nutrients release during the decomposition of mowed perennial ryegrass and white clover and its contribution to nitrogen nutrition of grapevine. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, New York, v.90, p.299-308, 2011.

BUENO, P. A. A.; OLIVEIRA, V. M. T.; GUALDI, B. L.; SILVEIRA, P. H. N.; PEREIRA, R. G.; DE FREITAS, C. E. S.; SCHWARCZ, K. D. Indicadores microbiológicos de qualidade do solo em recuperação de um sistema agroflorestal. **Acta Brasiliensis**, Campina Grande, v. 2, n. 2, p. 40-44, 2018.

BURNS, R. G.; DE FOREST, J. L.; MARXSEN, J.; SINSABAUGH, R. L.; STROMBERGER, M. E.; WALLENSTEIN, M. D.; WEINTRAUB, M. N.; ZOPPINI, A. Soil enzymes in a changing environment: current knowledge and future directions. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 58, p. 216-234, 2013.

CALEGARI, A.; TIECHER, T.; HARGROVE, W. L.; RALISCH, R.; TESSIER, D.; DE TOURDONNET, S.; SANTOS, D. R. Long-term effect of different soil management systems and winter crops on soil acidity and vertical distribution of nutrients in a Brazilian Oxisol. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 133, p. 32-39, 2013.

CAMPOS, B. B.; MORAES, G. P.; GOMES, G. D.; BATISTA, N. A. Indicadores físico-químicos e microbiológicos da qualidade do solo utilizado para viticultura em Santa Teresa, Espírito Santo. **Revista Brasileira de Agropecuária Sustentável (RBAS)**, Viçosa, v. 7, n. 2, p. 52-59, 2017.

CANELLAS, L. P.; VELLOSO, A. C. X.; MARCIANO, C. R.; RAMALHO, J. F. G. P.; RUMJANEK, V. M.; REZENDE, C. E.; SANTOS, G. D. A. Propriedades químicas de um Cambissolo cultivado com cana-de-açúcar, com preservação do palhicho e adição de vinhaça por longo tempo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 27, n. 5, p. 935-944, 2003.

CAPOANE, V.; TIECHER, T.; SCHAEFER, G. L.; CIOTTI, L. H.; SANTOS, D. R. Transferência de nitrogênio e fósforo para águas superficiais em uma bacia hidrográfica com agricultura e produção intensiva no Sul do Brasil. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 01, p. 00-00, 2014.

CARDOSO, E.J.B.N., ANDREOTE, F.D. **Microbiologia do solo**. 2. Ed. Piracicaba: ESALQ, 2016, 221 p.

CARNEIRO, R. G.; MENDES, I. C.; LOVATO, P. E.; CARVALHO, A. M. Indicadores biológicos associados ao ciclo do fósforo em solos de Cerrado sob plantio direto e plantio convencional. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 39, n. 7, p. 661-669, 2004.

CARVALHO, V. G. B. **Teores de elementos tóxicos e micronutrientes em fertilizantes e corretivos comercializados no Nordeste do Brasil**. 2011. 67 f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) – Universidade Federal Rural de Pernambuco, Departamento de Agronomia, Recife, 2011.

CERETTA, C. A.; GIROTTO, E.; LOURENZI, C. R.; TRENTIN, G.; VIEIRA, R. C. B.; BRUNETTO, G. Nutrient transfer by runoff under no tillage in a soil treated with successive applications of pig slurry. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 139, p. 689-699, 2010.

CHAVES, H. M. L.; LOZADA, C. M. C.; GASPAR, R. O. Índice de qualidade de solo de um Latossolo sob diferentes usos do solo no cerrado brasileiro. **Geoderma** Amsterdam, v. 10, p. 183-190, 2017.

CHEN, C. R.; HOU, E. Q.; CONDRON, L. M.; BANCON, G.; ESFANDBOD, M.; OLLEY, J.; TURNER, B. L. Soil phosphorus fractionation and nutrient dynamics along the Cooloola coastal dune chronosequence, southern Queensland, Australia. **Geoderma**, Amsterdam, v. 257-258, p. 4–13, 2015.

CHERUBIN, M. R.; EITELWEIN, M. T.; FABBRIS, C.; WEIRICH, S. W.; DA SILVA, R. F.; SILVA, V. R.; BASSO, C. J. Qualidade física, química e biológica de um Latossolo com diferentes manejos e fertilizantes. **Revista Brasileira de Ciência do solo**, Viçosa, v. 39, n. 2, 2015.

CONAMA – **Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 420, de 28 de dezembro de 2009**. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/legianol.cfm>. Acesso em 30 de nov. 2018.

CONDRON, L. M.; GOH, K. M.; NEWMAN, R. H. Nature and distribution of soil phosphorus as revealed by a sequential extraction method followed by ³¹P nuclear magnetic resonance analysis. **Journal of Soil Science**, Baltimore, v. 36, n. 2, p. 199-207, 1985.

CONTE, E.; ANGHINONI, I.; RHEINHEIMER, D. S. Fósforo da biomassa microbiana e atividade de fosfatase ácida após aplicação de fosfato em solo no sistema plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 26, n. 4, 2002.

CORNEJO, P.; MEIER, S.; BORIE, G.; RIILING, M. C.; BORIE, F. Glomalin-related soil protein in a Mediterranean ecosystem affected by a copper smelter and its contribution to Cu and Zn sequestration. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 406, n. 1-2, p. 154-160, 2008.

COSTA, W. P. L. B. **Alterações na fertilidade do solo e teores de metais pesados em solos cultivados com videira**. 2009. 80 f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) – Universidade Federal Rural de Pernambuco, Departamento de Agronomia, Recife, 2009.

COUTINHO, F.P. **Fungos solubilizadores de fosfato na rizosfera de videira (*Vitis vinífera* L.): ocorrência e aplicação**. 2012. 89 f. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas) – Universidade Federal de Pernambuco, Centro de Ciências Biológicas, Recife, 2012.

COUTO, R. R.; LAZARRI, C. J. R.; TRAPP, T.; DE CONTI, L.; COMIM, J. J.; MARTINS, S. R.; BRUNETTO, G. Accumulation and distribution of copper and zinc in soils following the application of pig slurry for three to thirty years in a microwatershed of southern Brazil. **Archives of Agronomy and Soil Science**, Berlim, v. 62, n. 5, p. 593-616, 2016.

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

CUNHA, C. S. M.; OLIVEIRA, D. P.; SILVA, C. P.; GARCIA, K. G.; NASCIMENTO, C. D.; OLIVEIRA, E. T. DINÂMICA DO CHUMBO NO AMBIENTE TERRESTRE. **Agropecuária científica no semiárido**, Campina Grande, v. 10, n. 3, p. 01-10, 2015.

DALL'ORSOLETTA, D. J.; GATIBONI, L. C.; SCHMITT, D. E.; BRUNETTO, G. Contribuição direta do fósforo microbiano do solo na nutrição de plantas de trigo. **Revista de Ciências Agrárias/Amazonian Journal of Agricultural and Environmental Sciences**, Manaus, v. 59, n. 4, p. 409-412, 2016.

DARILEK, J. L.; HUANG, B.; LI, D. C.; WANG, Z. G.; ZHAO, Y. C.; SUM, W. X.; SHI, X. Z. Effect of land use conversion from rice paddies to vegetable fields on soil phosphorus fractions. **Pedosphere**, Oxford, v.20, p.137-145, 2010.

DA SILVA, F. B. V.; NASCIMENTO, C. W. A.; ARAÚJO, P. R. M. Environmental risk of trace elements in P-containing fertilizers marketed in Brazil. **Journal of soil science and plant nutrition**, Temuco, v. 17, n. 3, p. 635-647, 2017.

DA SILVA, F. B. V.; NASCIMENTO, C. W. A.; ARAÚJO, P. R. M.; SILVA, L. H. V.; DA SILVA, R. F. Assessing heavy metal sources in sugarcane Brazilian soils: an approach using multivariate analysis. **Environmental monitoring and assessment**, New York, v. 188, n. 8, p. 457, 2016.

DA SILVA, J. P. S.; NASCIMENTO, C. W. A.; SILVA, D. J.; DA CUNHA, K. P. V.; BIONDI, C. M. Alterações na fertilidade dos solos e teores foliares de nutrientes em cultivos de mangueira no Vale do São Francisco. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, Recife, v. 9, n. 1, p. 42-48, 2014.

DEBASTIANI, G.; LEITE, A. C.; WEIBER JUNIOR, C. A.; BOELHOUWER, D. I. Cultura da uva, produção e comercialização de vinhos no Brasil: origem, realidades e desafios. **Revista Cesumar Ciências Humanas e Sociais Aplicadas**. Maringá, v. 20, n. 2, p. 471-485, 2015.

DE BRITO FERREIRA, E. P.; STONE, L. F.; MARTIN-DIDONET, C. C. G. Population and microbial activity of the soil under an agro-ecological production system. **Revista Ciência Agronômica**, Fortaleza, v. 48, n. 1, p. 22-31, 2017.

DORNBUSH, M. E. Grasses, litter, and their interaction affect microbial biomass and soil enzyme activity. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 39, n. 9, p. 2241-2249, 2007.

DU LAING, G.; BOGAERT, N.; TACK, F. M.; VERLOO, M. G.; HENDRICKX, F. Heavy metal contents (Cd, Cu, Zn) in spiders (*Pirata piraticus*) living in intertidal sediments of the river Scheldt estuary (Belgium) as affected by substrate characteristics. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 289, n. 1-3, p. 71-81, 2002.

EBERHARDT, D. N.; VENDRAME, P. R. S.; BECQUER, T.; GUIMARÃES, M. F. Influência da granulometria e da mineralogia sobre a retenção do P em latossolos sob pastagens no cerrado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 32, p. 1009-1016, 2008.

EIVAZI, F.; TABATABAI, M. A. Phosphatases in soils. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 9, p. 167-172, 1977.

Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária - EMBRAPA. **Características do município de Petrolina, Estado de Pernambuco**, 2005. Disponível em: <http://www.ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/CPATSA/34392/1/OPB1114.pdf>. Acesso em: 10/10/18.

Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária - EMBRAPA. **Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes**. 2ed. Revista e ampliada, Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica, 672p. 2009.

FARIA, C. M. B.; SILVA, M. S. L.; SILVA, D. J. Alterações em características de solos do Submédio São Francisco sob diferentes sistemas de cultivo. **Embrapa Semiárido**: Petrolina, 2007. 33p.

FERNÁNDEZ-CALVIÑO, D.; PATEIRO-MOURE, M.; NÓVOA-MUÑOZ, J. C.; GARRIDO-RODRÍGUEZ, B.; ARIAS-ESTÉVEZ, M. Zinc distribution and acid-base mobilisation in vineyard soil and sediments. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v.414, p.470-479, 2012.

FIDELIS, R. R.; ALEXANDRINO, C. M. S.; DA SILVA, D. B.; SUGAI, M. A. A.; DA SILVA, R. R. Quality biological indicators of soil in intercropping to jatropha curcas. **Applied Research & Agrotechnology**, Guarapuava, v. 9, n. 3, p. 87-95, 2017.

FINK, J. R.; INDA, A. V.; BAVARESCO, J.; BARRÓN, V.; TORRENT, J.; BAYER, C. Adsorption and desorption of phosphorus in subtropical soils as affected by management system and mineralogy. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 155, p. 62–68, 2016a.

FINK, J. R.; INDA, A. V.; TIECHER, T.; BARRÓN, V. Óxidos de Ferro e Matéria Orgânica na Disponibilidade de Fósforo no solo. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v. 40, p. 369-379, 2016b.

FREITAS, E. V. S.; NASCIMENTO, C. W. A.; GOULART, D. F.S.; SILVA, J. P.S. Cadmium and lead availability to corn in soil amended with phosphorus fertilizers. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 33, p. 1899–1907, 2009.

GARAU, G.; SILVETTI, M.; DEIANA, S.; DEIANA, P.; CASTALDI, P. Long-term influence of red mud on as mobility and soil physico-chemical and microbial parameters in a polluted sub-acidic soil. **Journal of Hazardous Materials**, Amsterdam, v. 185, p. 1241-1248, 2011.

GATIBONI, L. C.; BRUNETTO, G.; KAMINSKI, J.; RHEINHEIMER, D. D. S.; CERETTA, C. A.; BASSO, C. J. Formas de fósforo no solo após sucessivas adições de dejetos líquidos de suínos em pastagem natural. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 32, n. 4, 2008.

GATIBONI, L. C., BRUNETTO, G., RHEINHEIMER, D.S., KAMINSKI, J. Fracionamento Químico das Formas de Fósforo do Solo: Uso e Limitações. In: **Tópicos em Ciência do Solo**, Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, v. 8, p. 141-187, 2013.

GOMES, P. M.; PEREIRA, W.; FIGUEIREDO, K. P.; NEVES, R. A.; ZAGO, L. D. M. Atributos bioquímicos de solos convertidos a sistemas de integração lavoura, pecuária e floresta. In: **Anais do Congresso de Ensino, Pesquisa e Extensão da UEG (CEPE) (ISSN 2447-8687)**. 2018.

GUAN, Q.; WANG, F.; XU, C.; PAN, N.; LIN, J.; ZHAO, R.; LUO, H. Source apportionment of heavy metals in agricultural soil based on PMF: A case study in Hexi Corridor, northwest China. **Chemosphere**, Amsterdam, v. 193, p. 189-197, 2018.

GUARDINI, R.; COMIM, J. J.; SCHMITT, D. E.; TIECHER, T.; BENDER, M. A.; SANTOS, D. R.; BRUNETTO, G. Accumulation of phosphorus fractions in typical Hapludalf soil after long-term application of pig slurry and deep pig litter in a no-tillage system. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, New York, v. 93, n. 2, p. 215-225, 2012.

HAO, X.; GODLINSKI, F.; CHANG, C. Distribution of phosphorus forms in soil following long-term continuous and discontinuous cattle manure applications. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v.72, p.90-97, 2008.

HEDLEY, M. J.; STEWART, J. W. B.; CHAUHAN, B. S. Changes in inorganic and organic soil phosphorus induced by cultivation practices and by laboratory incubations. **Soil Science Society of American Journal**, Madison, v. 46, n. 5, p. 970-976, 1982.

HEUCK, C.; WEIG, A.; SPOHN, M. Soil microbial biomass C:N:P stoichiometry and microbial use of organic phosphorus. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 85, p. 119-129, 2015.

IBGE – Instituto Brasileira de Geografia e Estatística. **Levantamento Sistemático da Produção Agrícola, 2018**. Disponível em: <https://www.sidra.ibge.gov.br>. Acesso em 20 de outubro de 2018.

JIA, Z.; LI, S.; WANG, L. Assessment of soil heavy metals for eco-environment and human health in a rapidly urbanization area of the upper Yangtze Basin. **Scientific reports**, London, v. 8, n. 1, p. 3256, 2018.

JIAO, W.; CHEN, W.; CHANG, A. C.; PAGE, A. L. Environmental risks of trace elements associated with long-term phosphate fertilizers applications: A review. **Environmental Pollution**, Oxford, v. 168, p. 44–53, 2012.

KABATA-PENDIAS, A. Elements of group 3 (previously group IIIb). In: KABATA-PENDIAS, A. (Ed.). **Trace elements in soils and plants**, 4. ed. New York: CRC, p. 147–165, 2011.

KABATA-PENDIAS, A. **Trace elements in soils and plants** – 3^a ed. Boca Raton, Florida: CRC Press. 315p, 2001.

KASCHUK, G.; ALBERTON, O.; HUNGRIA, M. Three decades of soil microbial biomass studies in Brazilian ecosystems: Lessons learned about soil quality and indications for improving sustainability. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 20, p. 1 13, 2010.

KIST, B. B.; CARVALHO, C.; TREICHEL, M.; SANTOS, C. E. **Anuário brasileiro da fruticultura**. 18.ed. Santa Cruz do Sul: Editora Gazeta, 2018. 88p.

KOCH, M.; KRUSE, J.; EICHLER-LOBERMANM, B.; ZIMMER, D.; WILLBOLD, S.; LEINWEBER, P.; SIEBERS, N. Phosphorus stocks and speciation in soil profiles of a long-term fertilizer experiment: Evidence from sequential fractionation, P K-edge XANES, and ³¹P NMR spectroscopy. **Geoderma**, Amsterdam, v. 316, p. 115-126, 2018.

KOVAR, J. L.; PIERZYNSKI, G. M. **Methods of phosphorus analysis for soils, sediments, residuals, and waters**. 2. ed. Virginia Tech University:s.l., 2009. 122p. (Southern Cooperative Series Bulletin, 408).

KRATZ, S.; SCHICK, J.; SCHNUG, E. Trace elements in rock phosphates and P containing mineral and organo-mineral fertilizers sold in Germany. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 542, p. 1013–1019, 2016.

LAZARRI, C. J. R. **Atributos químicos e frações de fósforo em solos de áreas de compostagem no município de Florianópolis - SC**. 2017. 128 f. Dissertação (Mestrado em Agroecossistemas) – Universidade Federal de Santa Catarina, Centro de Ciências Agrárias, Florianópolis, 2017.

LEE, M.; KIM, D. J. Identification of phosphorus forms in sewage sludge ash during acid pre-treatment for phosphorus recovery by chemical fractionation and spectroscopy. **Journal of Industrial and Engineering Chemistry**, South Korea, v. 51, p. 64-70, 2017.

LI, T.; WAN, Y.; BEN, Y.; FAN, S.; HU, J. Relative importance of different exposure routes of heavy metals for humans living near a municipal solid waste incinerator. **Environmental Pollution**, Oxford, v. 226, p. 385–393, 2017.

LIMA, A. M. N.; CARDOSO, J. A. F.; CUNHA, T. J. F.; RODRIGUES, M. S.; HERNANI, L. C.; CUNHA, J. C. Changing in chemical and physical attributes of a sandy soil under irrigated mango cultivation in semiarid region. **Comunicata Scientiae**, Teresina, v. 8, n. 3, p. 404-413, 2017.

LOCATELLI, F. C. R.; FERREIRA, G. A.; SOUSA, H. M.; COUTO, E. G.; CAMPOS, D. T. D. S. Atividade da fosfatase ácida em neossolo quartzarênico com adição de biochars de diferentes fontes. **Ciência & Tecnologia Fatec-JB**, Jaboticabal, v. 8, n. esp., 2016.

LORESTANI, B.; YOUSEFI, N.; CHERAGHI, M.; FARMANY, A. Phytoextraction and phytostabilization potential of plants grown in the vicinity of heavy metal-contaminated soils: a case study at an industrial town site. **Environmental monitoring and assessment**, Suíça, v. 185, n. 12, p. 10217-10223, 2013.

LOSS, A.; BASSO, A.; OLIVEIRA, B. S.; KOUCHER, L. D. P.; OLIVEIRA, R. A. D. KURTZ, C.; COMIM, J. J. Total organic carbon and soil aggregation under a no-tillage agroecological system and conventional tillage system for onion. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 39, n. 4, p. 1212-1224, 2015.

LOURENZI, C. R.; CERETTA, C. A.; BRUNETTO, G.; GIROTTO, E.; TIECHER, T. L.; VIEIRA, R. C. B.; FERREIRA, P. A. A. Pig slurry and nutriente accumulation and dry matter and grain yield in various crops. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 38, n. 3, p. 949-958, 2014.

LOVELOCK, C. E.; WRIGHT, S. F.; NICHOLS, K. A. Using glomalin as an indicator for arbuscular mycorrhizal hyphal growth: an example from a tropical rain forest soil. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 36, n. 6, p. 1009-1012, 2004.

MACHADO, V. J.; SOUZA, C. H. E. Phosphorus availability in soils with different textures after application of growing doses of slow release monoammonium phosphate. **Bioscience Journal**, Uberlândia, v. 28, n. 1, p. 1-7, 2012.

MANTOVANI, J. R.; OLIVEIRA, I. A. C.; MARQUES, D. J.; BORTOLOTTI DA SILVA, A. Teores de fósforo no solo e produção de alface crespa em função de adubação fosfatada. **Semina: Ciências Agrárias**, Londrina, v. 35, n. 4, 2014.

MARANGUIT, D.; GUILLAUME, T.; KUZYAKOV, Y. Land-use change affects phosphorus fractions in highly weathered tropical soils. **Catena**, Amsterdam, v. 149, p. 385-393, 2017.

MARQUES, E. A. Determinação do valor de prevenção para cromo em solos do estado de Minas Gerais. **HOLOS**, Natal, v. 4, p. 142-152, 2016.

MARTINAZZO, R.; SANTOS, D.R.; GATIBONI, L.C.; BRUNETTO, G. & KAMINSKI, J. Fósforo microbiano do solo sob sistema plantio direto em resposta à adição de fosfato solúvel. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 31, p.563-570, 2007.

MASSESSINI, A. M.; TÓTOLA, M. R.; BORGES, A. C.; COSTA, M. D. Potential phosphate solubilization mediated by rhizospheric microbiota of Eucalyptus cultivated in a typical toposequence of the Zona da Mata, Minas Gerais, Brazil. **Revista Brasileira de Ciência do solo**, Viçosa, v. 39, n. 3, 2015.

MENDES, A. M. S.; DUDA, G. P.; NASCIMENTO, C. W. A.; LIMA, J. A. G.; MEDEIROS, A. D. Acúmulo de metais pesados e alterações químicas em Cambissolo cultivado com meloeiro. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 14, n. 8, 2010.

MENDES, A. M. S.; DUDA, G. P.; NASCIMENTO, C. W. A.; SILVA, M.O. Bioavailability of cadmium and lead in a soil amended with phosphorus fertilizers. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 63, n. 4, p. 328-332, 2006.

MENDES, I. C.; FERNANDES, M. F.; CHAER, G. M.; REIS JUNIOR, F. B. Biological functioning of brazilian cerrado soils under different vegetation types. **Plant and Soil**, Dordrecht, v. 359, p. 183-195, 2012.

MENDES, I. C.; REIS JUNIOR, F. B. Uso de parâmetros microbiológicos como indicadores para avaliar a qualidade do solo e a sustentabilidade dos agroecossistemas. **Embrapa Cerrados - Documentos (INFOTECA-E)**, Brasília, 2004.

MENDONÇA, E. S.; MATOS, E. S. **Matéria orgânica do solo: Métodos de análises**. Viçosa: UFV, p. 165-170, 2017.

MIOTTO, A.; CERETTA, C. A.; BRUNETTO, G.; NICOLOSO, F. T.; GIROTTO, E.; FARIAS, J. G.; TIECHER, T. L.; DE CONTI, L.; TRENTIN, G. Copper uptake, accumulation and physiological changes in adult grapevines in response to excess copper in soil. **Plant and Soil**, Dordrecht, v. 374, n. 1, 593-610, 2014.

MORTON, J. B.; BENNY, G. L. Revised classification of arbuscular mycorrhizal fungi (Zygomycetes): a new order, Glomales, two new suborders, Glomineae and Gigasporineae, and two families, Acaulosporaceae and Gigasporaceae, with and emendation of Glomaceae. **Mycotaxon**, New York, v. 37, p. 471-491, 1990.

MURPHY, J.; RILEY, J. P. A modified single solution method for determination of phosphate in natural water. **Analytica Chimica Acta**, Amsterdam, v. 27, p. 31-36, 1962.

NAHAS, E. Microrganismos do solo produtores de fosfatases em diferentes sistemas agrícolas. **Bragantia**, Campinas, v. 61, n. 3, 267-275, 2002.

NOBRE, C. P.; LÁZARO, M. L.; SANTOS, M. M. E.; PEREIRA, M. G.; BERBARA, R. L. L. Agregação, glomalina e carbono orgânico na chapada do Araripe, Ceará, Brasil. **Revista Caatinga**, Mossoró, v. 28, n. 1, p. 138-147, 2015.

NOVAIS, R. F.; SMYTH, T. J. & NUNES, F. N. Fósforo. In: NOVAIS, R. F.; ALVAREZ V., V. H.; BARROS, N. F.; FONTES, R. L. F.; CANTARUTTI, R. B. & NEVES, J. C. L., eds. **Fertilidade do solo**. Viçosa, MG, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, v.1. p.471-550, 2007.

NUNES, L. A. P.; L.; LIMA, L. M.; CARNEIRO, R. F. V.; TSAI, S. M.; SALVIANO, A.A.C. Land degradation on soil microbial biomass and activity in Northeast Brazil. **Pedosphere**, Oxford, v. 22, p. 88 – 95, 2012.

OLIVEIRA, B. S.; CARVALHO, M. A. C.; LANGE, A.; WRUCK, F. J.; DALLACORT, R. Atributos biológicos do solo em sistema de integração lavoura-pecuária-floresta, na região amazônica. **Revista Engenharia na Agricultura-Reveng**, Viçosa, v. 23, n. 5, p. 448-456, 2015b.

OLIVEIRA, I. A.; CAMPOS, M. C. C.; FREITAS, L. D.; SOARES, M. D. R. Caracterização de solos sob diferentes usos na região sul do Amazonas. **Acta Amazonica**, Manaus, p. 1-12, 2015a.

OLIVEIRA, L. B.; TIECHER, T.; FERREIRA, F. L. Q.; PEREIRA TRINDADE, J. P.; GATIBONI, L. C.; BRUNETTO, G.; RHEINHEIMER, D. S. Formas de fósforo no solo sob pastagens naturais submetidas à adição de fosfatos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 38, n. 3, 2014.

OLIVEIRA, L. B.; TIECHER, T.; QUADROS, F. L. F.; RHEINHEIMER, D.S. Fósforo microbiano em solos sob pastagem natural afetado por queima e pastejo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 35, p1509-1515, 2011.

PAVINATO, P. S.; DAO, T.; ROSOLEM, C. A. Tillage and phosphorus management effects on enzyme-labile bioactive phosphorus availability in Cerrado Oxisols. **Geoderma**, Amsterdam, v. 156, n. 3, p. 207-215, 2010.

PAVINATO, P. S.; ROSOLEM, C. A. Disponibilidade de nutrientes no solo: decomposição e liberação de compostos orgânicos de resíduos vegetais. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, p. 911-920, 2008.

PEIXOTO, R. S.; CHAER, G. M.; FRANCO, N.; REIS JUNIOR, F. B.; MENDES, I. C.; ROSADO, A. S. A decade of land use contributes to changes in the chemistry, biochemistry and bacterial community structures of soils in the Cerrado. **Antonie van Leeuwenhoek**, Dordrecht, v. 98, n. 3, p 403-413, 2010.

PEREIRA, M. F.; LOSS, A.; BEUTLER, S. J.; TORRES, J. L. R. Carbono, matéria orgânica leve e fósforo remanescente em diferentes sistemas de manejo do solo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 45, n. 5, p. 508-514, 2010.

PEREIRA, G. E.; GUERRA, C. C.; MANFROI, L. Vitivinicultura e enologia. In: SOARES, J. M.; LEÃO, P. C. S. (eds.) *A vitivinicultura no semiárido brasileiro*. Petrolina, **Embrapa Semiárido**, Petrolina, p. 679-723, 2009.

PERIS, M.; RECATALÁ, L.; MICÓ, C.; SÁNCHEZ, R.; SÁNCHEZ, J. Increasing the Knowledge of Heavy Metal Contents and Sources in Agricultural Soils of the European Mediterranean Region. **Water Air Soil Pollut**, Dordrecht, v. 192, p. 25–37, 2008.

PIZZEGHELLO, D.; BERTI, A.; NARDI, S. & MORARI, F. Phosphorus forms and P-sorption properties in three alkaline soils after long-term mineral and manure applications in north-eastern Italy. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v.141, p.58–66, 2011.

PRADE, C. A.; MATSUMURA, A. T.; OTT, A. P.; PORTO, M. L. Diversidade de fungos do solo em sistemas agroflorestais de Citrus com diferentes tipos de manejo no município de Roca Sales, Rio Grande do Sul. **Biociências**, Rio Grande do Sul, v. 15, n. 1, p. 73-81, 2007.

PRESTON, W.; DA SILVA, Y. J.; DO NASCIMENTO, C. W. A.; DA CUNHA, K. P.; SILVA, D. J.; FERREIRA, H. A. Soil contamination by heavy metals in vineyard of a semiarid region: An approach using multivariate analysis. **Geoderma**, Amsterdam, v. 7, n. 4, p. 357-365, 2016.

PRIMO, A. A.; MELO, M. D.; PEREIRA, G. D. A. C.; SILVA, L. A.; FERNANDES, F. E. P.; SOUZA, H. A. D. Potential fertilizer of the litterfall of woody species from Caatinga in the recovery of a degraded soil. **Revista Ceres**, Viçosa, v. 65, n. 1, p. 74-84, 2018.

RAMOS, M. C. Metals in vineyard soil of the Penedès area (NE Spain) after compost application. **Journal of Environmental Management**, Londres, v. 78, p. 209-215, 2006.

REDMILE-GORDON, M. A.; ARMENISE, E.; WHITE, R. P.; HIRSCH, P. R.; GOULDING, K. W. T. A comparison of two colorimetric assays, based upon Lowry and Bradford techniques, to estimate total protein in soil extracts. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 67, p. 166-173, 2013.

REETZ, E.R.; KIST, B.B.; SANTOS, C.E.; CARVALHO, C.; DRUM, M. Anuário Brasileiro da Fruticultura. **Editora Gazeta Santa Cruz**, Santa Cruz do Sul, p.104, 2014.

REIS, T. H. P.; GUIMARÃES, P. T. G.; FURTINI NETO, E.; GUERRA, A. F. & CURI, N. Soil phosphorus dynamics and availability and irrigated coffee yield. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 35, p.503-512, 2011.

REYNA, D. L.; WALL, L. G. Revision of two colorimetric methods to quantify glomalin-related compounds in soils subjected to different managements. **Biology and fertility of soils**, Berlin, v. 50, n. 2, p. 395-400, 2014.

RHEINHEIMER, D. S.; GATIBONI, L. C.; KAMINSKI, J. Fatores que afetam a disponibilidade do fósforo e o manejo da adubação fosfatada em solos sob sistema plantio direto. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 38, n. 2, 2008.

RICHARDSON, A. E., BAREA J. M.; MCNEILL, A. M.; PRIGENT-COMBARET, C. Acquisition of phosphorus and nitrogen in the rhizosphere and plant growth promotion by microorganism. **Plant and Soil**, Dordrecht, v. 321, p. 305-339, 2009.

RILLING, M. C.; AGUILAR-TRIGUEROS, C. A.; BERGMANN, J.; VERBRUGGEN, E.; VERESOGLOU, S. D.; LEHMANN, A. Plant root and mycorrhizal fungal traits for understanding soil aggregation. **New Phytologist**, Hoboken, v.205, p.1385-1388, 2015.

ROBERTS, T. L. Cadmium and phosphorous fertilizers: the issues and the science. **Procedia Engineering**, Geórgia, v. 83, p. 52-59, 2014.

RODRIGHERO, M. B.; BARTH, G.; CAIRES, E. F. Surface application of lime with different magnesium contents and particle sizes under a no-till system. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 39, n. 6, p. 1723-1736, 2015.

ROY, E. D.; RICHARDS, P. D.; MARTINELLI, L. A.; COLETTA, L. Della.; LINS, S. R. M.; VAZQUEZ, F. F.; WILLIG, E.; SPERA, S. A.; VANWEY, L. K.; PORDERS, S. The phosphorus cost of agricultural intensification in the tropics. **Nature Plants**, Londres, v. 2, p. 2-7, 2016.

SANTOS, V. M.; MAIA, L. C. Bioindicadores de qualidade do solo. **Anais da Academia Pernambucana de Ciência Agrônômica**, Recife, v. 10, p. 195-223, 2013.

SANTOS, N. M.; NASCIMENTO, C. W. A.; MATSCHULLAT, J.; OLINDA, R. A. Assessment of the spatial distribution of metal(oid)s in soils around an abandoned Pb-smelter plant. **Environmental Management**, New York, v. 59, p. 522–530, 2017.

SCHMITT, D. E.; COMIN, J. J.; GATIBONI, L. C.; TIECHER, T.; LORENSINI, F.; MELO, G. W. B. Phosphorus fractions in sandy soils of vineyards in southern Brazil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.37, p.472-481, 2013.

SCHMITT, D. E.; GATIBONI, L. C.; GIROTTO, E.; LORENSINI, F.; MELO, G. W.; BRUNETTO, G. Phosphorus fractions in the vineyard soil of the Serra Gaúcha of Rio Grande do Sul, Brazil. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 18, n. 2, p. 133-140, 2014.

SCHROEDER, P. D.; KOVAR, J. L. Comparison of organic and inorganic phosphorus fractions in an established buffer and adjacent production field. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, New York, v.37, p.1219 1232, 2006.

SHEDEED, S. I.; ZAGHLOUL, S. M.; YASSEN, A. A. Effect of method and rate of fertilizer application under drip irrigation on yield and nutrient uptake by tomato. **Ozean Journal of Applied Sciences**, Istanbul, v. 2, p. 139-147, 2009.

SHEN, J.; YUAN, L.; ZHANG J.; LI, H.; BAI, Z.; CHEN, X.; ZHANG, W.; ZHANG, F. Phosphorus Dynamics: From Soil to Plant. **Plant Physiology**, Rockville, v. 156, n. 3, p. 997-1005, 2011.

SILVA FILHO, S. B.; CAVALCANTI, L. F.; OLIVEIRA, F. A.; LIMA, E. M.; COSTA, J. R. M. Monitoramento da qualidade da água e acúmulo de sais no solo pela irrigação. **Irriga**, Botucatu, v. 5, n. 2, p. 101, 2018.

SILVA, J. P. S.; NASCIMENTO, C. W. A. D., BIONDI, C. M.; CUNHA, K. P. V. D. Heavy metals in soils and plants in mango orchards in Petrolina, Pernambuco, Brazil. **Revista Brasileira de Ciência do solo**, Viçosa, v. 36, n. 4, p. 1343-1354, 2012.

SINSABAUGH, R. L.; SHAH, J. J. F.; HILL, B. H.; ELONEN, C. M. Ecoenzymatic stoichiometry of stream sediments with comparison to terrestrial soils.

Biogeochemistry, Dordrecht, v. 111, p. 455-467, 2012.

SIONE, S. M. J.; WILSON, M. G.; LADO, M.; GONZÁLEZ, A. P. Evaluation of soil degradation produced by rice crop systems in a Vertisol, using a soil quality index. **Catena**, Amsterdam, v. 150, p. 79-86, 2017.

SOUSA, C. S.; MENEZES, R. S. C.; SAMPAIO, E. V. D. S. B.; LIMA, F. S. Glomalin: characteristics, production, limitations and contribution to soils. **Semina: Ciências Agrárias**, Londrina, v. 33, n. 6, Supl1, p. 3033-3044, 2012a.

SOUSA, C. S.; MENEZES, R. S. C.; SAMPAIO, E. V. D. S. B.; OEHL, F.; MAIA, L. C.; GARRIDO, M. D. S.; LIMA, F. S. Occurrence of arbuscular mycorrhizal fungi after organic fertilization in maize, cowpea and cotton intercropping systems. **Acta Scientiarum. Agronomy**, Maringá, v. 34, n. 2, p. 149-156, 2012b.

SOUZA JÚNIOR, R. F.; OLIVEIRA, F. H. T.; SANTOS, H. C.; FREIRE, F. J.; ARRUDA, J. A. Frações de fósforo inorgânico do solo e suas correlações com o fósforo quantificado por extratores e pelo milho. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 36, p. 159-169, 2012.

TERRY, N. Chromium in the environment: factors affecting biological remediation. **Plant and Soil**, Dordrecht, v. 249, p. 139-156, 2003.

TIECHER, T.; RHEINHEIMER, D. S.; KAMINSKI, J.; CALEGARI, A. Forms of inorganic phosphorus in soil under different long term soil tillage systems and winter crops. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 36, p. 271-281, 2012.

TIECHER, T.; RHEINHEIMER, D. S.; CALEGARI, A. Soil organic phosphorus forms under different soil management systems and winter crops, in a long term experiment. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v.124, p. 57-67, 2012.

TIECHER, T. L.; TIECHER, T.; CERETA, C. A.; FERREIRA, P. A.; NICOLOSO, F. T.; SORIANI, H. H.; BRUNETTO, G. Tolerance and translocation of heavy metals in young grapevine (*Vitis vinifera*) grown in sandy acidic soil with interaction of high doses of copper and zinc. **Scientia horticulturae**, Amsterdam, v. 222, p. 203-212, 2017.

TIESSEN, H.; MOIR, J. O. Characterization of available P by sequential extraction. In: CARTER, M. R. (Ed.). **Soil sampling and methods of analysis**. Boca Raton: Lewis Publishers, p. 75-86, 1993.

TOKURA, A. M.; FURTINI NETO, A. E.; CARNEIRO, F. C.; CURI, N.; LOPES SANTOS, J. Z. & ALOVISI, A. A. Dinâmica das formas de fósforo em solos de textura e mineralogia contrastantes cultivados com arroz. **Acta Scientiarum Agronomy**, Maringá, v.33, p. 171–170. 2011.

TONIETTO, J. Regiões de produção. In; GUERRA, C.C., MANDELLI, F., TONIETTO, J., ZANUS, M.C., CAMARGO, U. A. (eds.). Conhecendo o essencial sobre uvas e vinhos. Bento Gonçalves, **Embrapa Uva e Vinho**, Bento Gonçalves, p. 9-16, 2009.

TRUBER, P. V. **Agregação do solo e ocorrência de fungos micorrízicos arbusculares em sistemas de rotação de culturas**. 2013. 75p. Dissertação (Mestrado). Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Jaboticabal, 2013.

TRUBER, P. V. & FERNANDES, C. Arbuscular mycorrhizal fungal communities and soil aggregation as affected by cultivation of various crops during the sugarcane fallow period. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.38, p.415-422, 2014.

TURNER, B. L.; ENGELBRECHT, B. M. J. Soil organic phosphorus in lowland tropical rain forests. **Biogeochemistry**, Dordrecht, v.103, p.297-315, 2011.

TURNER, B. L.; LAMBERS, H.; CONDRON, L. M.; CRAMER, M. D.; LEAKE, J. R.; RICHARDSON, A. E.; SMITH, S. E. Soil microbial biomass and the fate of phosphorus during long-term ecosystem development. **Plant and Soil**, Dordrecht, v. 367, p. 225-234, 2013.

USEPA (U.S Environmental Protection Agency). **Method 3051A: Microwave assisted acid digestion of sediments, sludges, soils and oils**. Washington: USEPA, 1998. 30 p.

VAN DIJK, K. C.; LESSCHEN, J. P.; OENEMA, O. Phosphorus flows and balances of the European Union Member States. **The Science of the total environment**, Amsterdam, v. 542, p. 1078–1093, 2015.

VIANA, T. O. **Frações de fósforo sob diferentes usos e classes de solo na Região Sul da Bahia**. 2016. 88f. Tese (Doutorado em Produção Vegetal) – Universidade Estadual do Norte Fluminense, Departamento de Solos e Nutrição de Plantas, Campos de Goytacazes, 2016.

VIDAL, M. F.; XIMENES, L. J. F. **Comportamento recente da fruticultura nordestina: área, valor da produção e comercialização**. Fortaleza: Banco do Nordeste do Brasil, Caderno Setorial ETENE. Ano 1, n. 2, 2016. 26p.

VODNIK, D.; GRČMAN, H.; MACEK, I.; ELTEREN VAN, J. T.; KOVACENIC, M. The contribution of glomalin-related soil protein to Pb and Zn sequestration in polluted soil. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 392, n. 1, p. 130-136, 2008.

VU, D. T.; TANG, C.; ARMSTRONG, R. D. Changes and availability of P fractions following 65 years of P application to a calcareous soil in a Mediterranean climate. **Plant and Soil**, Dordrecht, v.304, p.21-34, 2008.

WALKLEY, A.; BLACK, I. A. An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter, and proposed modification of the chromic acid titration method. **Soil Science**, Baltimore, v. 37, p. 29-38, 1934.

WRIGHT, S. F. & UPADHYAYA, A. Extraction of an abundant and unusual protein from soil and comparison with hyphal protein of Arbuscular Mycorrhizal Fungi. **Soil Science**, Baltimore, v.161, p.575-586, 1996.

WRIGHT, S. F.; UPADHYAYA, A. A survey of soils aggregate stability and glomalin, a glycoprotein produced by hyphae of arbuscular mycorrhizal fungi. **Plant and soil**, Dordrecht, v. 198, p.97-107, 1998.

WRIGHT, S. F.; FRANKE-SNYDER, M.; MORTON, J. B.; UPADHYAYA, A. Time-course study and partial characterization of a protein on hyphae of arbuscular mycorrhizal fungi during active colonization of roots. **Plant and Soil**, Dordrecht, v.181, p.193-203, 1996.

YADA, M. M.; MINGOTTE, F. L. C.; MELO, W. J. D.; MELO, G. P. D.; MELO, V. P. D.; LONGO, R. M.; RIBEIRO, A. I. Chemical and biochemical properties of soils degraded by tin mining and in a rehabilitation phase in the Amazon Basin. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 39, n. 3, p. 714-724, 2015.

XIE, H.; LI, J.; WANG, B. Z. L.; HE, J. W. H.; ZHANG, X. Long-term manure amendments reduced soil aggregate stability via redistribution of the glomalin-related soil protein in macroaggregates. **Scientific Reports**, Londres, v.5, p.14687, 2015.

ZAFAR, M.; TIECHER, T.; CAPOANE, V.; TROIAN, A.; DOS SANTOS, D. R. Characteristics, lability and distribution of phosphorus in suspended sediment from a subtropical catchment under diverse anthropic pressure in Southern Brazil. **Ecological engineering**, Amsterdam, v. 100, p. 28-45, 2017.

ZAMBROSI, F. C. B.; MATTOS JÚNIOR, D.; FURLANI, P. R.; QUAGGIO, J. A.; BOARETTO, R. M. Eficiência de absorção e utilização de fósforo em porta-enxertos cítricos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 36, n. 2, p. 435-496, 2012.

Apêndice A - Estatística descritiva das variáveis químicas, físico-química e microbiológicas dos solos coletados na profundidade de 0,0 – 0,2 m de áreas de cultivos de uva e de pousio no polígono irrigado de Petrolina-PE

	Unidade	Média	Mediana	Mín.	Máx.	±DP	%CV	SW t
pH _{água}	adimensional	6,6	6,7	5,5	7,4	0,4	6,6	<0,01
Ca ²⁺	cmol _c dm ⁻³	4,7	3,7	1,8	8,7	2,3	48,6	<0,01
Mg ²⁺	cmol _c dm ⁻³	1,9	1,8	0,6	4,4	0,7	38,2	<0,01
K ⁺	cmol _c dm ⁻³	0,6	0,6	0,1	1,6	0,4	61,6	<0,01
Na ⁺	cmol _c dm ⁻³	0,2	0,2	0,0	0,7	0,2	81,3	<0,01
SB	cmol _c dm ⁻³	7,4	5,6	3,8	12,6	2,9	38,9	<0,01
H + Al	cmol _c dm ⁻³	1,1	1,1	0,5	2,2	0,4	36,1	0,12
CTC	cmol _c dm ⁻³	8,5	6,9	4,3	14,4	3,2	37,4	<0,01
V	%	86,7	86,9	80,6	92,5	3,3	3,8	0,27
PST	%	2,1	1,8	0,9	6,6	1,3	61,3	<0,01
P _{disp}	mg dm ⁻³	470,6	423,8	98,0	1040,5	253,0	53,8	0,05
COS	g kg ⁻¹	12,6	13,1	7,2	18,3	3,2	25,3	0,04
MOS	g kg ⁻¹	21,7	22,6	12,4	31,6	5,5	25,3	0,04
Cu _{AD}	mg kg ⁻¹	24,1	24,7	7,5	49,2	10,7	44,3	0,07
Zn _{AD}	mg kg ⁻¹	44,3	40,0	10,4	141,9	32,7	73,7	<0,01
Cd _{AD}	mg kg ⁻¹	0,2	0,1	0,0	1,3	0,3	153,1	<0,01
Cr _{AD}	mg kg ⁻¹	19,0	19,9	6,9	35,3	6,8	36,1	0,02
Pb _{AD}	mg kg ⁻¹	7,7	7,7	3,6	11,1	2,3	29,8	0,01
P _{microb.}	mg kg ⁻¹	5,6	6,3	3,4	8,3	1,4	24,9	0,04
Fosf. _{ac}	µg g ⁻¹ h ⁻¹	2,4	2,4	2,1	2,9	0,2	9,2	0,04
Fosf. _{alc}	µg g ⁻¹ h ⁻¹	2,2	2,2	2,0	2,5	0,1	5,4	0,28
PSRG	µg g ⁻¹	40,0	40,0	20,0	50,0	10,0	19,1	0,96

Mín mínimo; *Máx* máximo; *DP* desvio padrão; *CV* coeficiente de variação; *SW t* teste de normalidade Shapiro-Wilk; *SB* soma de bases; *CTC* capacidade de troca catiônica; *V* saturação por bases; *PST* percentual de sódio trocável; *P_{disp}* fósforo disponível no solo; *COS* carbono orgânico do solo; *MOS* matéria orgânica do solo; (Cu, Zn, Cd, Cr e Pb)_{AD} teores de micronutrientes e metais tóxicos ambientalmente disponíveis; *P_{microb.}* fósforo da biomassa microbiana; *Fosf._{ac}* atividade da fosfatase ácida no solo; *Fosf._{alc}* atividade da fosfatase alcalina no solo; *PSRG* teor de proteína do solo relacionada a glomalina.

Apêndice B - Matriz de correlação linear de Pearson entre as variáveis microbiológicas indicadoras da qualidade do solo e os parâmetros da fertilidade, os teores ambientalmente disponíveis dos metais e a especiação de fósforo nos solos cultivados com uva e de áreas adjacentes sob vegetação natural, localizados no polígono irrigado de Petrolina – PE

	P_{microb}	$Fosf_{ac}$	$Fosf_{alc}$	PSRG-FE
pH	0,57	-0,33	0,41	0,27
P_{disp}	0,61	-0,36	-0,44	-0,72
SB	0,62	-0,06	0,03	0,76
MOS	0,74	0,29	0,38	0,81
PST	0,42	-0,10	0,44	0,36
$P_i - NaHCO_3$	0,65	0,26	0,43	0,57
$P_o - NaHCO_3$	-0,03	-0,23	-0,23	0,11
$P_i - NaOH$	0,69	-0,33	0,69	0,42
$P_o - NaOH$	-0,47	-0,04	-0,26	-0,33
$P_i - HCl$	0,65	-0,43	0,28	0,57
$P_o - HCl$	0,29	0,17	-0,14	0,45
P_{res}	0,12	-0,49	-0,16	0,20
Cu_{AD}	0,39	0,46	0,20	0,27
Pb_{AD}	-0,13	0,00	0,17	-0,32
Cd_{AD}	-0,15	-0,03	-0,13	-0,08
Cr_{AD}	0,22	0,11	0,49	-0,11
Zn_{AD}	0,48	-0,01	0,31	0,25

P_{disp} fósforo disponível no solo, MOS matéria orgânica do solo, SB soma de bases, PST percentual de sódio trocável, P_i fósforo inorgânico, P_o fósforo orgânico, P_{res} fósforo residual, (Cu, Pb, Cr, Zn)_{AD} teores de metais ambientalmente disponíveis no solo, P_{microb} fósforo da biomassa microbiana, $Fosf_{ac}$ atividade da fosfatase ácida, $Fosf_{alc}$ atividade da fosfatase alcalina, PSRG-FE proteína do solo relacionada a glomalina facilmente extraível. Valores em negrito e itálico indicam correlação significativa a 5% de probabilidade.