

Solos

da Amazônia Ocidental

Base da sustentabilidade agrícola e ambiental

Lucielio Manoel da Silva
Marcos Gervasio Pereira
Fatima Maria de Souza Moreira
Paulo Guilherme Salvador Wadt
José Carlos Polidoro

Editores Técnicos



Sociedade Brasileira de
Ciência do Solo
Núcleo Regional Noroeste



UFRRJ
UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL
DO RIO DE JANEIRO



**Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
Embrapa Rondônia
Embrapa Solos
Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento**

**Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro
Universidade Federal de Lavras
Sociedade Brasileira de Ciência do Solo Núcleo Regional Noroeste**

Solos da Amazônia Ocidental

**Base da sustentabilidade
agrícola e ambiental**

Lucielio Manoel da Silva
Marcos Gervasio Pereira
Fatima Maria de Souza Moreira
Paulo Guilherme Salvador Wadt
José Carlos Polidoro

Editores Técnicos

Embrapa Solos
Rua Jardim Botânico, 1024.
Jardim Botânico, Rio de Janeiro, RJ
CEP: 22460-000
Fone: + 55 (21) 2179-4500
www.embrapa.br
www.embrapa.br/fale-conosco/sac

Responsável pelo conteúdo
Embrapa Rondônia
Embrapa Solos
Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro
Universidade Federal de Lavras
Sociedade Brasileira de Ciência
do Solo Núcleo Regional Noroeste

Responsável pela edição
Embrapa Solos

Comitê Local de Publicações

Presidente
Daniel Vidal Perez

Secretário-Executivo
Marcos Antônio Nakayama

Membros
Bernadete da Conceição Carvalho Gomes Pedreira
Evaldo de Paiva Lima
José Francisco Lumbereras
Joyce Maria Guimarães Monteiro
Lucia Raquel Queiroz Pereira da Luz
Maurício Rizzato Coelho
Wenceslau Gerales Teixeira

Supervisão editorial
Marcos Antônio Nakayama

Revisão de texto
Marcos Antônio Nakayama

Normalização bibliográfica
Enyomara Lourenço Silva (CRB 4/1569)
Luciana Sampaio de Araujo (CRB-7/5165)

Projeto gráfico e diagramação
Carlos Eduardo Felice Barbeiro

Capa
Paula Cristina Rodrigues Franco

Foto da capa
Sigla Regina dos Santos Souza

1ª edição
Publicação digital – PDF (2021)

Todos os direitos reservados

A reprodução não autorizada desta publicação, no todo ou em parte, constitui violação dos direitos autorais (Lei n° 9.610).

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
Embrapa Solos

Solos da Amazônia Ocidental : base da sustentabilidade agrícola e ambiental / Lucielio Manoel da Silva ... [et al.], editores técnicos. – Brasília, DF : Embrapa, 2021.
130 p. (PDF) : il. ; 21 cm x 29,7 cm

ISBN 978-65-86056-06-8

1. Solo. 2. Pedologia. 3. Sustentabilidade. 4. Agricultura. 5. Conservação. 6. Meio Ambiente. I. Silva, Lucielio Manoel da. II. Pereira, Marcos Gervasio. III. Moreira, Fatima Maria de Souza. IV. Wadt, Paulo Guilherme Salvador. V. Polidoro, José Carlos. VI. Embrapa Solos.

CDD 631.4

Editores Técnicos

Lucielio Manoel da Silva

Engenheiro-agrônomo, doutor em Biodiversidade, analista da Embrapa Acre, Rio Branco, AC

Marcos Gervasio Pereira

Engenheiro-agrônomo, doutor em Agronomia/Ciência do Solo, professor titular da Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, RJ

Fatima Maria de Souza Moreira

Engenheira-agrônoma, doutora em Agronomia/Ciência do Solo, professora titular da Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG

Paulo Guilherme Salvador Wadt

Engenheiro-agrônomo, doutor em Ciência do Solo, pesquisador da Embrapa Rondônia, Porto Velho, RO

José Carlos Polidoro

Engenheiro-agrônomo, doutor em Agronomia/Ciência do Solo, pesquisador da Embrapa Solos, Rio de Janeiro, RJ

Autores

Anderson Cristian Bergamin

Engenheiro-agrônomo, doutor em Agronomia, professor da Universidade Federal de Rondônia, Rolim de Moura, RO

Beto Pashanasi Amasifuen

Engenheiro florestal, professor da Universidad Nacional Autónoma de Alto Amazonas, Yurimaguas, Peru

Carlos Eduardo Pellegrino Cerri

Engenheiro-agrônomo, doutor em Ciência Ambiental, professor associado da Universidade de São Paulo, Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba, SP

Catia Eliza Zuffo

Geógrafa, doutora em Geologia, professora da Universidade Federal de Rondônia, Porto Velho, RO

Denis Cesar Cararo

Engenheiro-agrônomo, doutor em Agronomia/Irrigação e Drenagem, analista da Embrapa Rondônia, Porto Velho, RO

Elaine Cosma Fiorelli

Engenheira-agrônoma, doutora em Desenvolvimento Regional e Meio Ambiente, professora da Universidade Federal de Rondônia, Rolim de Moura, RO

Elízio Ferreira Frade Junior

Engenheiro-agrônomo, doutor em Solos e Nutrição de Plantas, professor da Universidade Federal do Acre, Rio Branco, AC

Eleusa Barros

Bióloga, doutora em Ecologia, pesquisadora do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (Inpa), Manaus, AM

Fatima Maria de Souza Moreira

Engenheira-agrônoma, doutora em Agronomia/Ciência do Solo, professora titular da Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG

Fábio Régis de Souza

Engenheiro-agrônomo, doutor em Agronomia, professor da Universidade Federal de Rondônia, Rolim de Moura, RO

Jairo André Schlindwein

Engenheiro-agrônomo, doutor em Ciência do Solo, professor associado da Universidade Federal de Rondônia, Porto Velho, RO

Joel Vásquez Bardales

Biólogo, mestre em Desenvolvimento Agrícola Sustentável, pesquisador do Instituto de Investigaciones de la Amazonía Peruana e professor da Universidad Nacional de la Amazonía Peruana, Facultad de Ciencias Forestales, Iquitos, Peru

Juan Carlos Suárez Salazar

Agroecólogo, doutor em Biologia, professor da Universidad de la Amazonia, Florencia, Colômbia

Lenita Aparecida Conus Venturoso

Engenheira-agrônoma, doutora em Agronomia, professora do Instituto Federal de Rondônia, Ariquemes, RO

Leonardo Rodriguez Suarez

Agroecólogo, mestre em Agrossilvicultura, pesquisador da Universidad de la Amazonia, Florencia, Colômbia

Luciano dos Reis Venturoso

Engenheiro-agrônomo, doutor em Agronomia, professor do Instituto Federal de Rondônia, Ariquemes, RO

Patrick Lavelle

Biólogo, doutor em Ecologia, professor da Université Pierre et Marie Curie, Paris, França

Sandra Celia Tapia Coral

Bióloga, doutora em Ecologia, professora e pesquisadora do Servicio Nacional de Aprendizaje, Leticia, Amazonas, Colômbia

Wilk Sampaio de Almeida

Engenheiro-agrônomo, doutor em Ciência do Solo, professor do Instituto Federal de Rondônia, Ariquemes, RO

Virlei Álvaro de Oliveira

Engenheiro-agrônomo, doutor em Geociências e Meio Ambiente, pesquisador aposentado da Fundação IBGE

Agradecimentos

À Capes, CNPq, Fapemig, Fapesp, Fapeam, GEF/Unep, que financiaram as pesquisas cujos resultados são apresentados no Capítulo 4, além das bolsas de alunos (iniciação científica, mestrado, doutorado, pós-doutorado) e de produtividade em pesquisa dos professores que as conduziram.

Apresentação

A Amazônia representa um dos maiores desafios geopolíticos do Brasil na atualidade. Com suas imensas reservas de recursos minerais, biológicos, hídricos e edáficos, tem papel determinante no futuro da humanidade, no combate às mudanças climáticas e como provedora de bens, serviços e alimentos.

No contexto do bioma amazônico, destaca-se sua região sul-ocidental, mais propriamente os territórios dos estados do Acre e de Rondônia, com grande diversidade geológica, biológica e principalmente edáfica. Nesse ambiente, ocorrem solos com fertilidade variando de muito baixa a elevada, com amplas variações no relevo, altitude e material de origem, resultando em pedoambientes com representantes de praticamente todas as classes de solos conhecidas.

Do ponto de vista científico, essa região também tem sido agraciada por importantes avanços quanto aos conhecimentos na área da Ciência do Solo, com destaque para as três excursões técnicas realizadas na IX e XII Reunião Brasileira de Classificação e Correlação de Solos (RCC), que possibilitaram uma nova visão sobre a diversidade e riqueza dos solos desses estados. Acrescentem-se ainda inúmeros trabalhos de pesquisa realizados por instituições locais e nacionais, que, ao longo do tempo, construíram uma nova percepção sobre toda essa região.

A presente obra tem como objetivo ampliar e consolidar parte dos conhecimentos acumulados, abordando aspectos relevantes sobre a microbiologia dos solos, o estado da arte sobre o sistema plantio direto, manejo e legislação para o uso da água, manejo e ciclagem da matéria orgânica e características pedológicas e uso dos solos da região.

O conhecimento das características do solo e o desenvolvimento de tecnologias que sejam mais adaptadas às condições edáficas e ambientais são um processo fundamental para que se alcance o desenvolvimento sustentável de todo o bioma amazônico.

As informações contidas neste livro, fruto da reunião de conhecimento de profissionais que atuam em distintos ramos da ciência do solo e áreas afins, poderão ser utilizadas tanto por profissionais das áreas das ciências agrárias e biológicas quanto por estudantes de graduação e pós-graduação.

Alaerto Luiz Marcolan

Chefe-Geral da Embrapa Rondônia

Petula Ponciano Nascimento

Chefe-Geral em exercício da Embrapa Solos

Lista de siglas e abreviaturas

ANA	Agência Nacional de Águas e de Saneamento Básico
APP	Área de preservação permanente
ARL	Área de reserva legal
BH	Bacia hidrográfica
CBH	Comitê de bacia hidrográfica
CEa	Condutividade elétrica da água
Cemact/AC	Conselho Estadual de Meio Ambiente, Ciência e Tecnologia do Acre
Cemact/RR	Conselho Estadual de Meio Ambiente, Ciência e Tecnologia de Roraima
CERH/AM	Conselho Estadual de Recursos Hídricos do Amazonas
CNARH	Cadastro nacional de usuários de recursos hídricos
CNRH	Conselho Nacional de Recursos Hídricos
Conama	Conselho Nacional do Meio Ambiente
COREH	Coordenadoria de Recursos Hídricos
CPRM	Serviço Geológico do Brasil
CRH/RO	Conselho Estadual de Recursos Hídricos de Rondônia
Femac	Fundo Especial de Meio Ambiente
FEMARH	Fundação Estadual do Meio Ambiente e Recursos Hídricos de Roraima
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IDHM	Índice de Desenvolvimento Humano Municipal
IMAC	Instituto do Meio Ambiente do Acre
Ipaam	Instituto de Proteção Ambiental do Amazonas
OD	Oxigênio dissolvido
PERH/AC	Plano Estadual de Recursos Hídricos do Acre
PERH/AM	Plano Estadual de Recursos Hídricos do Amazonas
PERH/RO	Plano Estadual de Recursos Hídricos de Rondônia
PNRH	Política Nacional de Recursos Hídricos
PNQA	Programa Nacional de Avaliação da Qualidade das Águas
PNUD	Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento
Progestão	Programa de Consolidação do Pacto Nacional pela Gestão das Águas
Qualiágua	Programa de Estímulo à Divulgação de Dados de Qualidade de Água
REPO	Residência de Porto Velho
RHN	Rede Hidrometeorológica Nacional
RNQA	Rede Nacional de Monitoramento da Qualidade das Águas Superficiais
SAGA	Sistema Aquífero Grande Amazônia
Sedam	Secretaria de Estado do Desenvolvimento Ambiental
SEGREHs	Sistemas Estaduais de Gerenciamento de Recursos Hídricos
Sema	Secretaria de Estado de Meio Ambiente
SIAGAS	Sistema de Informações em Águas Subterrâneas
SINGREH	Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos
SNIRH	Sistema Nacional de Informações sobre Recursos Hídricos
Sureg/AM	Superintendência Regional de Manaus

Sumário

- 13 Capítulo 1
Solos do sudoeste da Amazônia
- 45 Capítulo 2
Sistema plantio direto no sudoeste da Amazônia Ocidental:
aspectos físicos, químicos e biológicos
- 67 Capítulo 3
Dinâmica da matéria orgânica e ciclagem
de nutrientes na Amazônia Ocidental
- 81 Capítulo 4
Diversidade microbiana e seu potencial biotecnológico
em solos da Amazônia Ocidental
- 101 Capítulo 5
Comunidades de macroinvertebrados
e uso da terra na Amazônia Ocidental
- 113 Capítulo 6
Manejo e uso da água na Amazônia Ocidental

Solos do sudoeste da Amazônia

Virlei Álvaro de Oliveira

Introdução

A Região Amazônica ou a Amazônia Brasileira ainda é seguramente a região do País da qual se detém o menor conhecimento sobre solos, mormente no que tange à sua diversidade, taxonomia e distribuição espacial. Esse pouco ou relativamente pouco conhecimento se deve a muitos fatores, principalmente à grande dimensão da área associada a uma pequena ocupação humana e, por conseguinte, à existência de imensidões de terras desabitadas, cobertas por floresta, muitas vezes inóspitas e inacessíveis ou com muito difícil acesso por via terrestre. O “caminho das águas” continua ainda hoje a ser a principal forma de acesso a muitos de seus rincões.

Mesmo com o avanço científico e tecnológico verificado nos últimos tempos, o conhecimento sistemático acerca dos solos da região, para a sua maior parte, ainda se restringe ao trabalho do Projeto Radam/Radambrazil realizado nas décadas de 1970 e 1980 e que, se por um lado forneceu importantes informações sobre os principais solos ocorrentes, como sobre sua natureza e sua continuidade espacial, por outro, em razão do nível cartográfico empregado, foi insuficiente para detectar pequenas ocorrências localizadas e levantar informações específicas dos solos, necessárias para embasar ou direcionar aspectos inerentes à sua exploração sustentável.

Alguns outros trabalhos foram realizados, anteriores e posteriores aos do Projeto Radam/Radambrazil, alguns bem mais generalizados, como é o caso do *Mapa esquemático dos solos das regiões Norte, Meio-Norte e Centro-Oeste do Brasil* (Camargo et al., 1975), e outros, muito

localizados, como é o caso, por exemplo, dos estudos feitos por Projeto... (1990, 1994). Nesta oportunidade, serão abordadas questões relativas aos principais solos ocorrentes na porção sudoeste da região amazônica, mais especificamente a que contempla os estados do Acre e Rondônia e a parte sudoeste do estado do Amazonas.

Os limites da área

A área objeto desta abordagem está posicionada na margem direita do rio Amazonas e engloba a parte alta das áreas drenadas pelos seus afluentes de primeira ordem Jutai, Juruá, Purus e Madeira. Contempla integralmente os estados do Acre e de Rondônia e a porção sudoeste do estado do Amazonas, que, para efeito deste estudo, tem seu limite norte estabelecido por uma linha reta imaginária com direção noroeste-sudeste, que se inicia a oeste, um pouco ao sul da cidade de Benjamin Constant no Rio Solimões, passa também um pouco ao sul da cidade de Lábrea no Rio Purus e da cidade de Humaitá no Rio Madeira e se estende para leste até o limite com o estado de Rondônia (Figura 1). Perfaz um total aproximado de 600.000 km².

Os solos da região sudoeste da Amazônia

Evolução do conhecimento cartográfico dos solos na região

Nessa região, o conhecimento acerca dos solos é ainda hoje muito limitado, embora os esforços

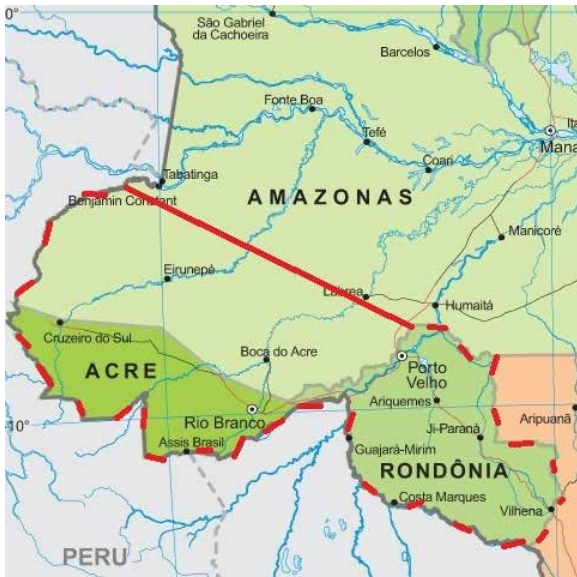


Figura 1. Limite aproximado da área (destacado em vermelho).

para o conhecimento da região remontem ao início da década de 1920 (Jacomine; Camargo, 1995; Ker et al., 2017). Marbut e Manifold (1926) empreenderam um dos primeiros estudos de solos do Brasil e, presumivelmente, o primeiro da bacia amazônica, focado à época na caracterização de atributos e na distinção de grupos de solos do Brasil, do Peru e da Bolívia, em uma época em que não havia ainda nem mesmo sistemas de classificação de solos nos moldes atuais. Ainda conforme Jacomine e Camargo (1995), o fato não teve nenhuma repercussão nacional, e a classificação foi procedida segundo a textura da parte superficial e textura em conjunto com cor e mais características físicas da parte subsuperficial.

Até o presente, uma das primeiras e principais fontes de referência no que diz respeito ao conhecimento dos solos da Amazônia Brasileira é sem dúvida o trabalho de Sombroek (1966), assim como o são os trabalhos de Gama (1986) e Gama et al. (1992) quando o assunto são os solos derivados de sedimentos da Formação Solimões no estado do Acre; porém, nenhum deles teve o mapeamento dos solos como principal objetivo, e, portanto, não produziram mapas.

Não exatamente na linha dos levantamentos de solos – ou seja, também sem produzir mapas, mas estudando pormenorizadamente os principais solos ocorrentes em determinadas porções do estado – em 1980 foi realizado o *Estudo expedito de solos do território federal de Rondônia* (Rodrigues et al., 1980), cuja súmula constitui o Boletim Técnico nº 73 do SNLCS (Serviço Nacional de Levantamento e Conservação de Solos) da Embrapa, que procedeu à caracterização de alguns dos principais solos ocorrentes ao longo da BR-364 entre Vilhena e Abunã e, entre esta última e a cidade de Guajará-Mirim, situada na divisa de Rondônia com a Bolívia.

Schaefer et al. (2017) destaca que os estudos de solos na região amazônica tiveram seu início na década de 1950, o que teria ocorrido concomitantemente com o início dos mapeamentos de solos em todo o território brasileiro (Ker et al., 2017). Com a criação da Comissão de Solos do Ministério da Agricultura, em 1947, os trabalhos de mapeamento tiveram início em áreas da Amazônia Oriental e Centro-Ocidental, cabendo registrar como de grande importância os trabalhos pioneiros realizados pelo pesquisador Ítalo Cláudio Falesi do antigo IPEAN (atual Embrapa Amazônia Oriental). Dentre alguns dos primeiros trabalhos elaborados pelo autor, merecem ser mencionados: *Os solos da Colônia Agrícola de Tomé-Açu* (Falesi et al., 1964) e *Solos de Monte Alegre* (Falesi, 1970).

Conforme já destacado, os trabalhos sistemáticos de levantamentos de solos contemplando a região somente ocorrem a partir de 1970 pelo Projeto Radambrasil. O Projeto elaborou e apresentou seus mapas ou cartas de acordo com o Corte Cartográfico Internacional, ou seja, considerando quadriculas delimitadas por paralelos separados a cada 4° de latitude e meridianos a cada 6° de longitude (Figura 2).

Desta forma, até os dias atuais, os únicos mapas de solos que contemplam essa região de forma contínua são os do citado projeto, que foram

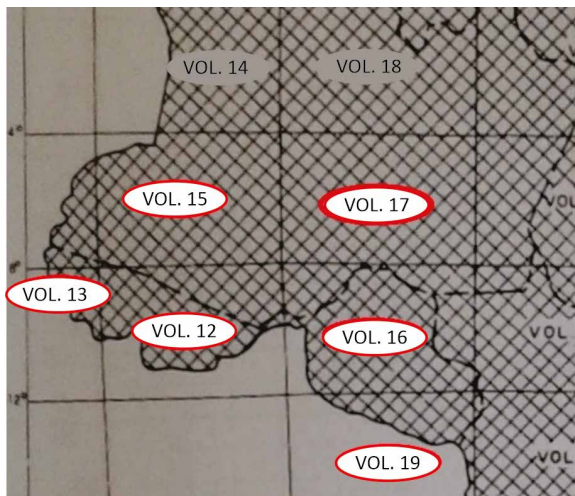


Figura 2. Recortes das cartas de solos da região ao milionésimo, conforme elaboradas pelo Projeto Radambrasil.

Fonte: Desbravar... (2018).

publicados em diferentes volumes, sendo os de número 12, 13, 15, 16, 17 e 19 (Projeto Radambrasil, 1976, 1977a, 1977b, 1978, 1979, 1981, respectivamente) os que contemplam essa porção da Amazônia.

Após o Projeto Radambrasil, outros trabalhos foram desenvolvidos, em geral mais localizados e com fins específicos, tais como o trabalho do IBGE/IPEA *Projeto de Proteção do Meio Ambiente e das Comunidades Indígenas (PMACI I e II)*, que procedeu a um refinamento do trabalho do Projeto Radambrasil, promovendo novas incursões de campo e empregando novo material cartográfico (Projeto..., 1990, 1994).

Foram importantes também os trabalhos de levantamento elaborados na década de 1980 em nível de reconhecimento, por instituições como SNLCS da Embrapa e Projeto Radambrasil como parte do Programa Integrado de Desenvolvimento do Noroeste do Brasil (POLONOROESTE), que tinham por objetivo tentar racionalizar o quadro regional de ocupação ao longo da BR-364. Dentro desse projeto, vários levantamentos de solos foram realizados em PAs (Projetos de Colonização Agrária), como, por exemplo, no município de Machadinho d'Oeste, que foi

contemplado com 14 projetos, além de outros na região de Abunã, no estado de Rondônia.

A Fundação IBGE, que em 1986 absorveu as equipes e o acervo técnico do Projeto Radambrasil, promoveu posteriormente atualizações nos mapas de solos da região, executando novos trabalhos de campo, com destaque para o Sistema de Vigilância da Amazônia (SIVAM) em 1998, que promoveu a revisão e atualização dos mapas de toda a Amazônia Legal e elaborou os recortes dos mapas estaduais em formato mural (IBGE, 2005b, 2006, 2010b).

O Zoneamento Ecológico Econômico (ZEE) do estado do Acre (2010) produziu mapa de solos para o estado aproveitando os delineamentos realizados pelo IBGE/SIVAM (IBGE, 2004) e executando novos trabalhos de campo (em escala 1:900.000), enquanto o estado de Rondônia elaborou novo mapa de solos em escala de reconhecimento (1:250.000) para o seu Zoneamento Socioeconômico e Ecológico, que foi concluído em 2009 (Fernandes et al., 2010). O estado do Amazonas também elaborou um novo mapa para atender ao Macrozoneamento do Estado e empregou bases vetoriais digitais na escala 1:250.000 do Projeto Povoamento das Bases de Dados da Amazônia (Amazonas, 2008).

Como pode ser visto em IBGE (2015), além de muitos trabalhos de pesquisas relacionados à gênese de alguns dos principais solos regionais (Gama, 1986; Araújo, 2001; Amaral, 2003; Bardales, 2005; Delarmelinda, 2015), foram desenvolvidos também outros trabalhos de mapeamento de solos, tanto por iniciativa governamental quanto por iniciativa privada, que também produziram contribuições importantes para ampliar o conhecimento sobre os solos.

Somam-se a essas iniciativas duas reuniões técnicas – IX e XII Reunião Brasileira de Classificação e Correlação de Solos (RCC) – promovidas pela Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, realizadas no estado do Acre (Anjos et al.,

2013) e no estado de Rondônia (Lumbreras et al., 2019), que agregaram novos conhecimentos aos solos dessas regiões, pois procederam à caracterização pormenorizada de perfis representativos dos principais solos de cada estado.

Peculiaridades dos trabalhos do Projeto RadamBrasil para a realização dos primeiros levantamentos de solos da região

Embora seja indiscutível a importância do trabalho executado pelo Projeto Radam/RadamBrasil no âmbito das geociências, são relativamente escassos os documentos que mostram aspectos relacionados à sua operacionalidade. Os vários relatórios oficiais produzidos se limitam a apresentar resultados técnicos na forma de mapas e relatórios.

Recentemente, o IBGE lançou uma publicação especial denominada *Desbravar, conhecer, mapear: memórias do Projeto Radam/RadamBrasil* em que alguns desses aspectos são mostrados (Desbravar..., 2018). Em razão da praticamente inacessibilidade por terra à época de sua realização (décadas de 1970 e 1980) que persiste ainda hoje para vários locais, o referido projeto usou para essa e para o restante da região amazônica um conjunto de operações logísticas de diferentes naturezas para alcançar os diversos pontos de interesse, necessários para identificação e amostragem de solos e de outros componentes ambientais que foram inventariados juntamente com os solos, lançando mão de todos os recursos logísticos disponíveis à ocasião.

Dentre eles, procedeu ao alcance da maioria dos locais de interesse para caracterização e amostragem dos solos utilizando helicópteros (por meio de convênios com a Força Aérea Brasileira e locados na iniciativa privada) e percorrendo rios e igarapés com emprego de embarcações fluviais de natureza e tamanho variados.

Para as campanhas de campo com uso de aeronaves, empregou os seguintes procedimentos:

- 1) Eram montados acampamentos itinerantes em locais estratégicos que funcionavam como base de apoio às visitas técnicas aos diversos locais escolhidos, que se situavam nas proximidades, dentro de determinado raio de atuação (entre 150-200 km), dependendo da autonomia das aeronaves empregadas em cada situação (Figura 3).
- 2) Os locais ou pontos de visita em campo eram escolhidos pelas várias equipes técnicas com base nos interesses específicos de cada uma e dos diferentes padrões das imagens de radar.
- 3) De início os helicópteros pousavam em clareiras naturais, mas com o decorrer dos trabalhos, clareiras passaram a ser abertas na "mata" por equipes especializadas, com emprego das técnicas de rapel, para possibilitar a visita das equipes temáticas (Figura 4).

Para as campanhas de campo com uso de embarcações (através dos rios ou igarapés), empregavam-se barcos de pequeno porte denominados voadeiras nos rios encachoeirados, e embarcações de maior porte e mais confortáveis nos rios mais caudalosos e de fácil navegação.

Não raro, era necessário transpor cachoeiras ou corredeiras de pequena magnitude, o que se fazia com certo grau de dificuldade em operações relativamente arriscadas (Figura 5). Nos casos de cachoeiras de grande magnitude, com quedas d'água bastante significativas que impossibilitavam qualquer forma de navegação, a transposição era feita por terra firme, onde picadas eram abertas na mata, por onde todos os componentes da expedição passavam, em operações que quase sempre duravam dias, uma vez que todos os equipamentos de cozinha, acampamento, farmácia, almoxarifado,

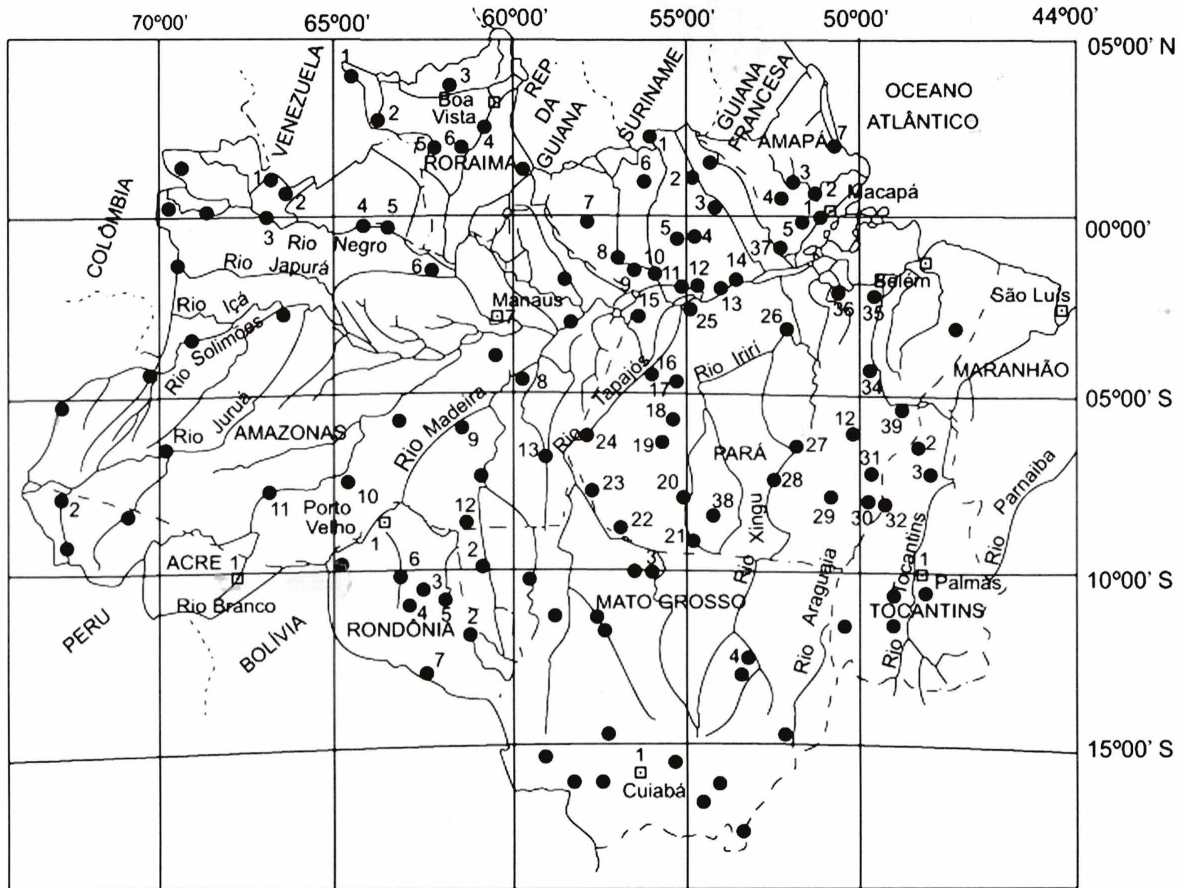


Figura 3. Localização aproximada de cerca de 80 pontos de apoio (acampamentos) utilizados pelo Projeto na região amazônica para apoio às operações aéreas.

Fonte: Lima (2008).



Fotos: Vinícius Alvaro de Oliveira

Figura 4. Operações de aproximação de helicóptero (esquerda) e estacionamento em clareiras abertas na mata (direita) para as visitas técnicas.

combustível, ferramentas e também os barcos com seus pesados motores eram transportados (Figura 6).

Em alguns poucos locais onde havia algum tipo de acesso terrestre, eram empregados veículos automotores, também em campanhas que exi-

Foto: Virlei Álvaro de Oliveira



Figura 5. Equipe Radambrasil em “voadeiras” transpondo pequena cachoeira.

Fotos: Virlei Álvaro de Oliveira



Figura 6. Operação de transposição de grande cachoeira por terra pela equipe Radambrasil. Barco sendo empurrado (esquerda) e barco sendo puxado (direita).

giam utilizar acampamentos improvisados em meio à mata (Figura 7).



Foto: Virlei Álvaro de Oliveira

Figura 7. Pequeno acampamento em beira de rio utilizado pela equipe de pedologia do Projeto.

Segundo relato de Oliveira (2018), “trabalho árduo, difícil, arrojado e arriscado” são alguns dos termos que podem, sem sombra de dúvida, serem usados como qualificadores dos trabalhos do Radam/Radambrasil no seu todo.

Consta ainda no referido relato que uma das grandes dificuldades técnicas que enfrentaram os pedólogos nos trabalhos de campo na região amazônica, quando das visitas com utilização de helicópteros, era estabelecer o posicionamento ou a localização precisa dos pontos de coleta dos solos sobre as imagens de radar. Isso considerando que a localização das clareiras na mata buscava atender, na medida do possível, aos interesses distintos das diversas equipes técnicas que faziam a visita (geralmente de geologia, de vegetação e de solos).

A logística disponível obrigava os membros de cada equipe a se deslocarem em meio à mata, abrindo picadas com comprimentos variáveis, em direção ao seu alvo mais adequado. À época, diferentemente dos dias atuais, não existiam aparelhos GPS e, após o pouso dos helicópteros dentro das clareiras, havia a necessidade de um mínimo de orientação espacial em relação aos pontos cardeais, para iniciar o caminhamento na direção de interesse, que era escolhida de acordo com o padrão da imagem de radar.

Disponha-se tão somente de uma bússola manual e da bússola do helicóptero. Após definidas a direção e o sentido da abertura da picada, seguiam-se as dificuldades de manter a direção escolhida em razão de percalços que surgiam no trajeto. Adicione-se a isso o baixo rendimento no deslocamento dentro das picadas, a dificuldade de retornar à clareira pela mesma picada, o que exigia que, ao serem abertas, se fizessem marcações em árvores ou galhos a intervalos regulares, de modo que pudessem ser vistas ao se andar no sentido contrário. Os trabalhos de sondagem para estudo de solos no campo eram realizados com a utilização de trados do tipo caneco, principalmente os de 5” de diâmetro, muitas vezes referidos como “amazônicos”.

As principais classes de solos ocorrentes

Antes de os primeiros trabalhos de mapeamento de solos serem realizados na Amazônia, era comum os seus solos serem referidos como solos férteis, considerando-se principalmente a exuberância e o vigor da floresta que existia sobre os mesmos. Com o avanço dos conhecimentos, essa teoria foi aos poucos dando lugar a outras, dentre elas a que postulava exatamente o contrário, de que a maioria absoluta dos solos seria de baixa fertilidade natural em razão principalmente da grande quantidade de chuvas, que condicionaria grande intemperização e conseqüente empobrecimento dos solos, e que o equilíbrio entre solos e vegetação por meio da reciclagem de nutrientes em sua parte superficial junto com as altas precipitações pluviométricas sustentaria a floresta exuberante.

O avanço nos conhecimentos foi mostrando que, por toda a vastidão da região amazônica, coexistiam solos os mais diversos, tanto férteis como não férteis e, por conseguinte, com diferentes potencialidades, demonstrando que são muitos os condicionantes da formação dos solos na região e cada um deles se manifesta de forma distinta nas diversas situações.

Estado do Acre e parte do estado do Amazonas

Para esses estados que constituem a porção oeste da área em apreço, será feita uma abordagem conjunta. Quando os primeiros estudos revelaram imensidões de terras situadas na porção sudoeste da Amazônia dotadas de solos com características marcantes – como mineralogia secundária muito jovem, elevados teores de silte, quase ausência de areia e cascalhos, elevadíssima pegajosidade e plasticidade – naturalmente que os solos dessa região, particularmente os do estado do Acre, ficaram rotulados por tais características.

Por tal razão, via de regra, a literatura especializada se reporta aos solos dessa região da Amazônia por essas suas contrastantes características em relação aos solos do restante, enfatizando aquelas determinadas pelo seu material de origem, mais propriamente as litologias da Formação Solimões (Gama, 1986; Gama et al., 1992; Bardales, 2005; Schaefer, 2013; Delarmelinda, 2015; Botelho, 2016; Schaefer et al., 2017).

Para a região, comumente são feitas observações como a de Schaefer (2013) para o estado do Acre: “a paisagem amazônica no Acre surpreende pela presença de solos e vegetação reliquiares, pouco ajustados ou harmônicos (congruentes) às condições climáticas atuais”. Ainda de acordo com esse autor, “em função da alta pluviosidade e temperatura, era de se esperar um profundo intemperismo químico; no entanto, isso é o que menos se observa no Acre, à exceção de seu extremo leste”.

De acordo com Amaral et al. (2013), as diferenças nos atributos dos solos que ocorrem no Acre em relação a outros estados na Amazônia devem-se predominantemente às variações do material de origem, caracterizado por rochas sedimentares da Formação Solimões que recobrem mais de 80% do território acreano, constituída em sua maior parte por argilitos e subsidiariamente por siltitos, calcários siltico-

-argilosos, arenitos e outras combinações de origem sedimentar.

Também de acordo com Schaefer (2013), no estado do Acre, Vertissolos ou solos com caráter vértico e Luvisolos, solos com fendilhamento e de consistência pegajosa compõem um quadro de surpreendente juventude pedológica que contradiz a expectativa climática atual. Esse mesmo autor menciona a ocorrência de solos mais intemperizados nos seus extremos oeste e leste, sendo que, a oeste, em razão de maior ocorrência de chuvas, ocorreu processo de podzolização acentuado formando Espodosolos e, no bloco leste, mais soerguido e antigo, ocorreu latossolização, que parece ser um fenômeno herdado de climas pretéritos e em que são constatados Latossolos ou Argissolos com caráter intermediário para Latossolos.

Estudando as relações solos-paisagens ao longo do trajeto leste-oeste percorrido durante a IX RCC realizada no estado do Acre em 2010, Oliveira (2013) propôs uma compartimentação ambiental para a área, constituída de três partes: uma grande porção centralizada e os dois extremos leste e oeste. Nos extremos, ocorrem superfícies aplanadas com solos bastante intemperizados e na parte central, ocorrem superfícies com variados graus de dissecação em função do entalhamento distinto dos rios que a cortam, promovendo uma sucessão de interflúvios com variação do nível altimétrico e formato dos topos, conferindo aos solos características distintas, associadas aos diferentes estratos da Formação Solimões expostos em cada um desses níveis de entalhamento.

Pode-se, grosso modo, associar a macro distribuição dos solos nessa parte oeste da área, como sendo determinada primeiramente pelas diferenças de material de origem presentes nas distintas Formações Geológicas e secundariamente à natureza dos sedimentos presentes em cada estrato de algumas delas.

Solos do extremo oeste

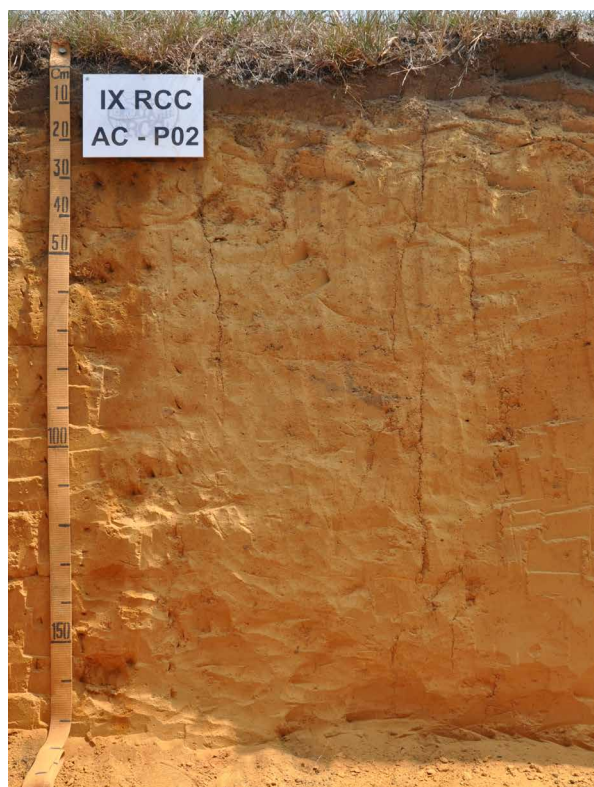
A oeste dessa porção, na região da Serra do Divisor, associados a litologias sedimentares da Formação Ramon (IBGE, 2005a), ocorrem Luvisolos Crômicos e Háplicos (IBGE, 2005b). Na região do Parque Nacional da Serra do Divisor (Mendonça, 2007), constatou-se presença de Organossolos, Neossolos Litólicos e Espodossolos, derivados de arenitos cretácicos, conforme classificação feita pelo SiBCS (Santos et al., 2006).

Merecem destaque também os solos formados a partir das rochas da Formação Cruzeiro do Sul (IBGE, 2005a), predominantemente arenitos, nas cercanias da cidade de mesmo nome, representados principalmente por Espodossolos e Latossolos de textura média. Os primeiros têm ocorrência localizada, restringindo-se a pequenas “ilhas” arenosas, quase sempre sob vegetação de Campinarana ou sob vegetação intermediária entre essa tipologia e a Floresta.

Solos dessas classes foram objeto de caracterização e visitação por ocasião da IX RCC, e os perfis AC-P01, classificado como Espodossolo Humilúvico órtico espessarêmico fragipânico, e o AC-P02, classificado como Latossolo Amarelo Distrófico típico, textura média, A moderado (Figura 8), são representantes dessas classes e constam da sùmula do referido evento (Anjos et al., 2013). Ambos ocorrem em condição de relevo suave ondulado, são de muito baixa fertilidade natural, têm textura arenosa e média, respectivamente. Os primeiros têm sido mais comumente utilizados como matéria-prima para a construção civil, enquanto os Latossolos têm sido explorados com pastagens plantadas.

Solos do extremo leste

No extremo leste do estado do Acre, embora não tendo representação por perfis na IX RCC, ocorrem manchas consideráveis de Latossolos, individualizados cartograficamente e caracterizados no mapa da Fundação IBGE (IBGE, 2005b) como Latossolos Vermelho-Ama-



Fotos: Viníci Alvaro de Oliveira

Figura 8. Perfis da IX RCC, AC-P01 Espodossolo Humilúvico (esquerda) e AC-P02 Latossolo Amarelo (direita).

relos e Latossolos Vermelhos, todos Distróficos, típicos, com textura argilosa e muito argilosa. Tais solos têm ocorrência sobre algumas superfícies aplanadas caracterizadas geologicamente como Coberturas Detrito-Lateríticas Pleistocênicas (IBGE, 2005a). Ocorre nessa região, ainda, vestígios localizados de concreções lateríticas, o que é atribuído a antigos restos de couraças lateríticas destruídas e transformadas em meio à massa latossólica (Schaefer, 2013).

Na porção leste do Estado do Amazonas, por sua vez, incluindo a porção noroeste do estado de Rondônia, litologias das Formações Içá e Mutum-paraná (Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais, 2006; IBGE, 2010a) têm ocorrência bem expressiva, o que faz com que os solos sejam distintos daqueles associados à litologias da Formação Solimões. Ocorrem nessa região Argissolos Vermelho-Amarelos Distróficos sob floresta, associados a litologias da Formação Mutum-paraná, e Plintossolos Argilúvicos associados a rochas da Formação Içá, estes últimos sob vegetação de campo, com ocorrência nos popularmente conhecidos Campos de Humaitá (IBGE, 2010b).

Esses “Campos” se posicionam em manchas dispersas na área fronteira entre Rondônia e Amazonas, boa parte deles nos municípios de Canutama, Humaitá, Manicoré e Novo Aripuanã,

no estado do Amazonas, e outros mais dispersos, inclusive nos municípios de Porto Velho e Machadinho D’Oeste, no estado de Rondônia. Trata-se de relativamente grandes extensões de terras constituídas por vegetação campestre em meio à floresta amazônica. Schaefer et al. (2017) se referem a esses ambientes como “ilhas de savana” e mencionam que se tratam de uma curiosa exceção na paisagem predominantemente florestada, que já foram interpretadas como relíquias de coberturas vegetais abertas, outrora mais amplas. Ainda esses autores comentam que, de maneira geral, a vegetação é mais pobre floristicamente que os Cerrados do Planalto Central, evidenciando-se muitas espécies adaptadas ao fogo e ao hidromorfismo, condições ecológicas que ainda vigoram.

Considerando a importância de caracterizar pormenorizadamente um solo representante desse ambiente, a XII Reunião Brasileira de Classificação e Correlação de Solos (XII RCC) realizada no estado de Rondônia no ano de 2017 incluiu em seu roteiro um perfil de solo representativo do referido ambiente, situado no estado do Amazonas a cerca de 90 km da cidade de Porto Velho pela BR-319, que se trata do perfil RO-11 e que tem alguns de seus dados analíticos apresentados na Tabela 1.

Tabela 1. Dados analíticos de RO-P11 Plintossolo Argilúvico Alumínico gleissólico, textura média/argilosa.

Horiz.	Prof.	Textura (g kg ⁻¹)		pH		Complexo sortivo (cmol _c kg ⁻¹)								Saturação (%)	
		Silte	Argila	H ₂ O	KCl	Ca	Mg	K	Na	Al	H	S	T	Bases	Al
RO-11 – Plintossolo Argilúvico Alumínico gleissólico, textura média/argilosa															
Ap	0-14	521	184	4,7	3,9	0,8	1,0	0,08	0,02	1,5	8,8	1,9	12,2	16	44
Apg	-22	456	202	4,6	4,0	0,8		0,02	0,02	1,3	4,1	0,8	6,2	13	62
EAg	-34	465	202	4,6	4,0	0,7		0,02	0,01	1,3	3,2	0,7	5,2	13	65
Eg	-47	477	202	4,7	4,0	0,7		0,01	0,01	1,5	2,8	0,7	5,0	14	68
Btg1	-63	457	222	4,7	4,0	0,6		0,02	0,01	1,7	2,3	0,6	4,6	13	74
Btg2	-85	447	305	4,7	4,0	0,6		0,02	0,02	2,4	3,0	0,6	6,0	10	80
Btgf1	-152	357	430	4,6	3,8	0,5		0,03	0,02	5,2	3,3	0,5	9,0	6	91
Btgf2	-190	320	452	4,7	3,8	0,4		0,04	0,02	5,9	3,8	0,5	10,2	5	92

Fonte: Lumbreras et al. (2019).

Observa-se relação textural considerável (1,62) e valores elevados de alumínio extraível no horizonte Bt1 e Bt2 (Lumbreras et al., 2019). O solo foi classificado como Plintossolo Argilúvico Alumínico gleissólico, textura média/argilosa, A moderado, epiálico, Tb hipoférrico, fase campo equatorial higrófilo de várzea, segundo classificação do SiBCS (Santos et al., 2018).

Esse perfil situa-se no perímetro de uma extensa área de vegetação campestre (cor clara) que divide águas de diferentes bacias hidrográficas (Figura 9). É, portanto, uma área divisora de águas relativamente mais baixa que as do seu entorno para onde a águas escoam, o que remete à existência de certo “confinamento” de águas de chuvas na área, sendo que a drenagem natural superficial ocorre em vales encaixados, com vertentes abruptas e desníveis da ordem de 15 a 30 metros (Campos et al., 2012).



Figura 9. Recorte de imagem de satélite (Google Earth) mostrando a localização do perfil RO-11 da XII da RCC.

Solos da porção central

Na porção ou faixa central que é a maior de todas, embora com praticamente todos os solos sendo formados pela alteração de litologias da Formação Solimões, ocorrem entre eles grandes diferenças em características como textura, atividade de argila, cor e fertilidade natural. Por outro lado, invariavelmente apresentam em

comum a mineralogia muito jovem, quase sempre com presença considerável de esmectita (Figura 10), valores elevados de capacidade de troca catiônica (CTC), textura argilosa a muito argilosa com teores de silte elevados. No caso dos Argissolos, ocorrem teores de alumínio extraível muito elevados, principalmente em suas camadas mais profundas. Essas características são herdadas dos sedimentos dos diferentes estratos que compõem a Formação Solimões.

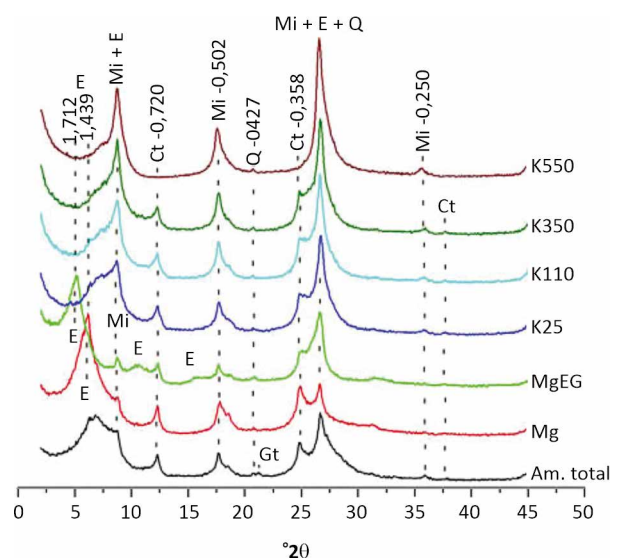


Figura 10. Difratoograma de raios X da fração argila do horizonte Bt1 do perfil AC-P08. E – Esmectita; Mi – Mica; Ct – Caulinita; Qz – Quartzo; Gt – goethita.

Fonte: Calderano et al. (2019a).

Importante observar que, de acordo com os mapas geológicos (IBGE, 2005a; Acre, 2006), a Formação Solimões é constituída por duas porções distintas, uma Superior e uma Inferior. A primeira é representada por arenitos compactos de ambiente fluvial, enquanto a segunda (Inferior) é constituída predominantemente por rochas sedimentares pelíticas na forma de argilitos com intercalações de siltitos, arenitos finos, calcários e materiais carbonosos (linhitos). Esta última corresponde aos níveis (fácies) cujas deposições se deram em ambiente redutor, sendo que os sedimentos associados seriam abundantemente fossilíferos, micáceos e localmente calcíferos (Maia et al., 1977). Cavalcante (2006)

destaca que as litologias da Formação Solimões apresentam-se em camadas lenticulares de extensões variáveis, cujas transições verticais e laterais se fazem tanto de forma brusca quanto gradacional.

Em razão dessa particularidade de grandes diferenças na natureza de suas camadas (estratos) e do seu empilhamento, que são expostos em conformidade com o grau de entalhamento das drenagens, cada uma delas imprime aos solos derivados características também muito distintas entre si (Oliveira, 2013). Na Figura 11, é apresentado um grande corte de estrada localizado entre o Rio Envira e a cidade de Manoel Urbano, onde são visíveis alguns destes estratos, sendo os mais superiores associados a arenitos fluviais que formam solos vermelhos, argilosos e com altos teores de alumínio trocável, enquanto os mais inferiores estão associados a rochas pelíti-

cas de ambiente redutor, que formam, quando expostos, solos claros, eutróficos e com argilas de alta expansividade.

É importante registrar que, entre os mapas de solos existentes para a região, observa-se considerável discordância no traçado das linhas que delimitam as unidades de mapeamento, feitas por meio da interpretação de padrões das imagens de sensoriamento remoto empregadas em cada uma das versões. Esse fato pode, em parte, ser compreendido pela dificuldade de proceder a mapeamento de solos em nível generalizado, em áreas amplas e relativamente homogêneas, encobertas em quase sua totalidade por uma densa floresta, o que determina que os mapeamentos sejam baseados principalmente na interpretação de sensores remotos, extrapolando-se as informações obtidas em alguns dos relativamente poucos pontos de amostragem.



Foto: Sérgio Hidelti Shimizu

Figura 11. Detalhe de distintos estratos da Formação Solimões Inferior. BR-364, entre Tarauacá e Manoel Urbano.

Fonte: Oliveira (2013).

No entanto, em um ponto todos os mapas são concordantes, a classe dos Argissolos (Santos et al., 2018) é sempre apontada ou mostrada como a mais expressiva dentre todas. Nos trabalhos pioneiros do Projeto Radambrasil (Projeto Radambrasil, 1976, 1977a, 1977b) estes solos aparecem como os principais em extensão e eram denominados Podzólicos álicos e eutróficos. Nos trabalhos do IBGE que os sucederam e após a reclassificação conforme o SiBCS (Santos et al., 2006), os Podzólicos Eutróficos foram reclassificados como Luvisolos Crômicos (IBGE, 2004, 2005b, 2006, 2010b). Por sua vez, o trabalho do Zoneamento Ecológico-Econômico do Estado do Acre (Acre, 2006; Amaral et al., 2013) mostra, para boa parte dos solos originados da Formação Solimões em sua porção mais central, a presença de Cambissolos ao nível de ordens do SiBCS (Santos et al., 2013, 2018). De acordo com a IX RCC (Anjos et al., 2013), Argissolos, Luvisolos e Vertissolos são os principais solos dessa parte da área, enquanto Latossolos, Espodossolos e Plintossolos são os principais solos dos extremos leste e oeste.

No que concerne aos Argissolos, a Tabela 2 mostra um resumo de suas principais características físico-químicas, extraídas dos perfis caracterizados na IX RCC. Via de regra apresentam cores avermelhadas, sendo que, dos cinco perfis constantes da RCC, quatro foram enquadrados na classe Argissolos Vermelhos, e um, na classe Argissolo Vermelho-Amarelo conforme o SiBCS (Santos et al., 2013). Ocorrem em posição de topo ou no terço médio das encostas, ou seja, estão associados aos estratos mais superiores e ao ambiente mais oxidante e menos calcífero dentre os diferentes estratos. Apresentam profundidade do *solum* ao redor de 100 cm e morfológicamente são bem característicos, com bom gradiente de cor entre os horizontes principais, particularmente entre o A e o Bt, sendo que os primeiros tornam-se claros ou esbranquiçados quando secos, contrastando significativamente com o horizonte Bt avermelhado, o que geral-

mente auxilia em campo os trabalhos de mapeamento de solos, pois facilita a sua identificação a distância, em barrancos e outros cortes. Alguns pedólogos em campo costumam apelidá-los de “cabeças brancas” (Figura 12).

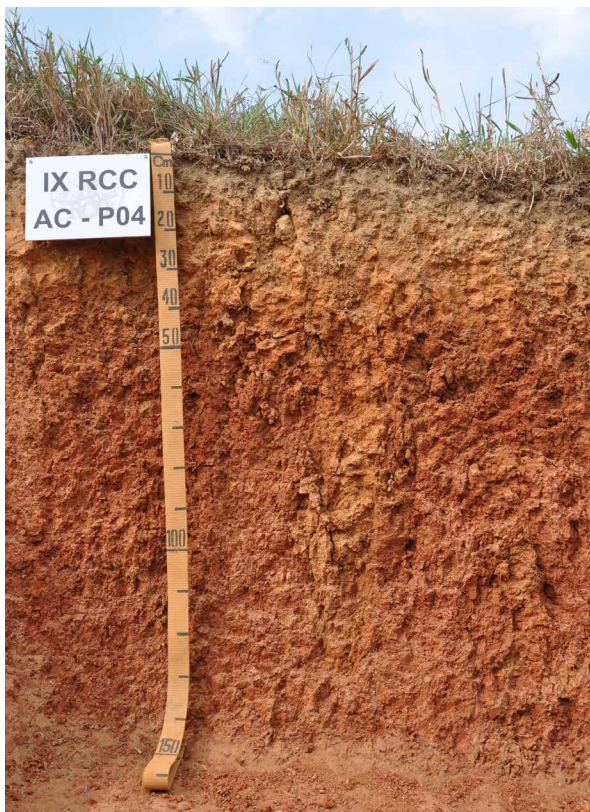
Embora com bom contraste de cor entre A e Bt em maioria, nem sempre se verifica também um bom contraste de textura ou significativa relação textural, pelo menos o necessário para a caracterização do horizonte B textural exclusivamente por essa característica; entretanto, o desenvolvimento estrutural em prismas ou em blocos tem grau suficientemente forte para caracterizá-lo, juntamente com a ocorrência de cerosidade. Em praticamente todos os solos dessa classe, verifica-se, em sua parte menos alterada (horizontes BC ou C), presença de hidromorfismo condicionado pela grande impermeabilidade do material das camadas mais inferiores, que é expresso por cores mais acinzentadas, com mosqueados ou feições muitas vezes caracterizadas como plintitas em campo (Figura 13).

Como pode ser visto na Tabela 2, são solos quimicamente muito interessantes, com ocorrência de teores bem elevados de alumínio extraível na porção inferior, decrescendo no sentido da superfície e, em alguns casos (perfis AC-05, AC-09 e AC-10), formando uma condição de eutrofia na superfície junto ao caráter aluminico (Santos et al., 2018) em subsuperfície, que engloba a maior parte do horizonte B, chegando a ocorrer em alguns horizontes internos valores relativamente elevados de S e de Al, simultaneamente.

A presença de alumínio extraível com valores muito elevados tem sido atribuída à herança das rochas sedimentares da Formação Solimões (Gama et al., 1992; Bardales, 2005; Amaral et al., 2013; Bernini et al., 2013; Schaefer, 2013; Delarmelinda, 2015; Schaefer et al., 2017), o que parece ser a possibilidade mais concreta principalmente em se considerando que os teores

Tabela 2. Dados analíticos de Argissolos Vermelhos.

Horiz.	Prof.	Textura (g kg ⁻¹)		pH		Complexo sortivo (cmol _c kg ⁻¹)								Saturação (%)	
		Silte	Argila	H ₂ O	KCl	Ca	Mg	K	Na	Al	H	S	T	Bases	Al
AC-P04 – Argissolo Vermelho Alumínico plúntico															
Ap	0-10	433	183	5,3	3,9	0,9	0,8	0,08	0,01	0,9	3,2	1,8	5,9	31	33
BA	-23	386	288	5,0	3,8	0,7	0,03	0,01	3,0	2,0	0,7	5,7	12	81	
Bt1	-34	384	317	5,0	3,8	0,5	0,03	0,01	4,4	1,8	0,5	6,7	7	90	
Bt2	-64	293	539	5,1	3,8	0,3	0,03	0,02	7,9	3,5	0,3	11,7	3	96	
BCf1	-109	257	588	5,2	3,8	0,3	0,04	0,01	7,9	4,2	0,3	12,4	2	96	
BCf2	-150	362	545	5,0	3,7	0,3	0,03	0,01	9,2	3,6	0,3	13,1	2	97	
AC-P05 – Argissolo Vermelho Alumínico típico															
Ap	0-4	447	276	6,5	5,6	15,1	2,9	0,33	0,04	0	3,0	18,4	21,4	86	0
A	-20	435	297	7,0	5,6	9,9	1,6	0,16	0,01	0	0	11,7	11,7	100	0
BA	-40	397	352	5,5	3,8	4,7	2,7	0,16	0,01	3,3	2,5	7,6	13,4	57	30
Bt1	-67	225	563	5,5	3,7	3,8	4,5	0,09	0,01	9,6	2,9	8,4	20,9	40	53
Bt2	-87	338	557	5,4	3,6	2,7	3,3	0,07	0,01	14,4	2,2	6,1	22,7	27	70
BC	-116	296	668	5,3	3,6	2,3	3,2	0,10	0,01	16,8	4,1	5,6	26,5	21	75
Cr	-128	223	694	5,3	3,6	1,5	3,0	0,08	0,01	16,8	2,8	4,6	24,2	19	78
AC-P06 – Argissolo Vermelho Alumínico luvisólico															
Ap	0-6	484	294	5,1	3,7	1,7	2,1	0,42	0,02	2,4	5,6	4,2	12,2	34	36
AB	-17	488	317	4,9	3,6	0,9	1,1	0,09	0,01	4,3	3,2	2,1	9,6	22	67
BA	-38	402	378	4,9	3,7	0,6	0,7	0,07	0,01	5,8	3,0	1,4	10,2	14	81
Bt1	-59	408	432	5,1	3,7	0,5	1,4	0,06	0,01	6,7	2,7	2,0	11,4	18	77
Bt2	-100	299	571	5,1	3,7	0,2	1,5	0,07	0,01	10,2	2,6	1,8	14,6	12	85
Bt3	-138	346	594	5,0	3,7	0,5	2,1	0,06	0,01	14,2	3,2	2,7	20,1	13	84
BC	-150	368	592	5,1	3,7	0,2	2,6	0,08	0,01	14,3	2,5	2,9	19,7	15	83
AC-P09 – Argissolo Vermelho-Amarelo Alumínico luvisólico															
Ap	0-16	269	291	6,1	4,5	15,3	2,4	0,11	0,03	0,1	2,3	17,8	20,2	88	1
BA	-31	279	477	5,9	3,8	23,8	3,7	0,12	0,05	2,0	3,0	27,7	32,7	85	7
Bt1	-60	205	456	5,5	3,6	15,3	2,7	0,14	0,07	7,4	4,1	18,2	29,7	61	29
Bt2	-102	147	346	5,5	3,6	1,6	7,8	0,15	0,05	12,2	2,9	9,6	24,7	39	56
Bt3	-127	141	276	5,5	3,6	2,4	4,9	0,13	0,07	11,3	3,0	7,5	21,8	34	60
BC	-180	162	274	5,7	3,6	2,0	7,0	0,12	0,11	10,3	2,5	9,2	22,0	42	53
AC-P10 – Argissolo Vermelho Alumínico abrupto															
Ap	0-5	491	207	5,6	4,2	3,5	1,8	0,21	0,01	0,6	4,9	5,5	11,0	50	10
AB	-16	518	206	5,5	4,0	3,2	1,3	0,07	0,01	0,7	3,9	4,6	9,2	50	13
Bt1	-53	279	625	5,7	3,7	3,2	9,4	0,10	0,01	6,8	3,7	12,7	23,2	55	35
Bt2	-80	330	575	5,5	3,7	2,6	8,7	0,16	0,01	12,2	3,2	11,5	26,9	43	51
Bt3	-102	255	499	5,5	3,7	2,8	7,5	0,10	0,01	13,3	3,6	10,4	27,3	38	56
BC	-122	315	508	5,4	3,7	3,8	4,6	0,12	0,01	13,0	3,5	8,5	25,0	34	60
C	-137	332	591	5,4	3,7	3,3	3,2	0,15	0,01	11,8	3,4	6,7	21,9	31	64



Fotos: Virílei Álvaro de Oliveira

Figura 12. Perfis de Argissolos Vermelhos caracterizados na IX RCC.

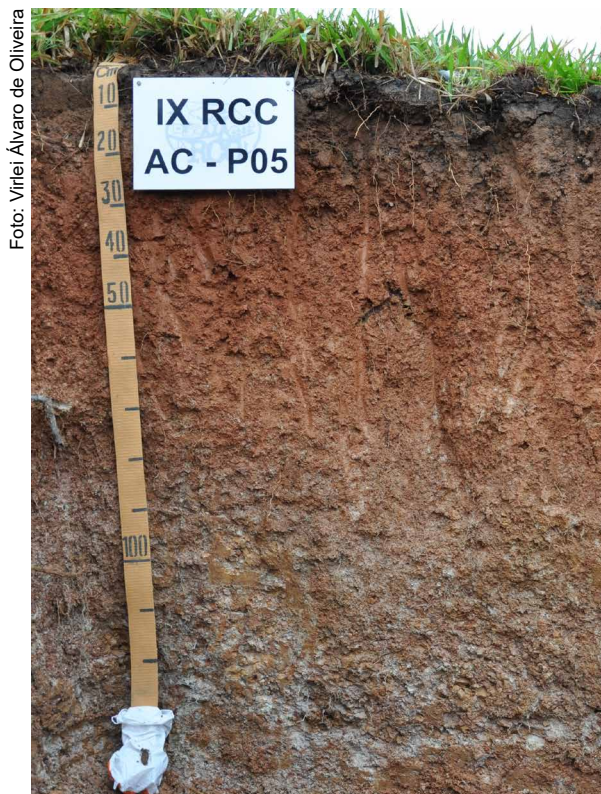


Foto: Virílei Álvaro de Oliveira

Figura 13. Foto de perfil de Argissolo com hidromorfismo na parte inferior.

são maiores na parte menos intemperizada (parte inferior dos perfis).

Os resultados de DRX para a fração fina desses solos revelam presença significativa de argilas esmectíticas e VHEs (Bernini et al., 2013; Delarmelinda, 2015; Calderano et al., 2019a), embora somente o trabalho de Delarmelinda (2015) tenha mencionado teste positivo para presença de esmectitas com carga tetraedral (beidelitas/nontronitas), considerando ser a beidelita potencial fonte de alumínio.

Valores de cálcio mais ou muito mais elevados na superfície podem ser explicados, pelo menos em pequena parte, por reposição cíclica pela vegetação e em parte devido à sua mais rápida remoção da parte inferior do perfil, em razão do hidromorfismo constantemente presente na mesma (Figura 13). Por sua vez, os teores de magnésio são mais elevados nos horizontes mais internos (B e C) possibilitando pen-

sar que estão se originando da decomposição de esmectitas presentes nos sedimentos.

Salienta-se também que alguns solos dessa classe caracterizados na IX RCC não apresentam valores tão elevados de alumínio extraível ou de soma de bases, como é o caso dos perfis AC-P04 e AC-P06 e, nesses casos, estão associados a estratos distintos, sendo o AC-P04 associado a sedimentos de Terraços Pleistocênicos, e o AC-P06, associado total ou parcialmente a rochas da Formação Solimões Superior, que é constituída predominantemente por arenitos (Acre, 2006).

Ainda sobre os sedimentos da Formação Solimões Inferior, foram caracterizados Vertissolos e Luvisolos Crômicos que têm em comum a ausência ou quase ausência de alumínio extraível e presença de muito elevados (Vertissolos) ou elevados (Luvisolos) teores de cálcio trocável, com mineralogia predominantemente esmectítica (Calderano et al., 2019a), o que se

reflete em presença de características vérticas, tais como rachaduras e *slickensides* nos perfis (Tabela 3). Ambos são caracteristicamente des-cromados, com predominância de cores claras e presença comum de mosqueados, associado com drenagem determinada a campo como imperfeitamente drenados (Figura 14).

Essas classes de solos estão associadas na paisagem regional aos estratos inferiores da Formação Solimões Inferior, provenientes de ambientes mais redutores e mais calcíferos que aqueles a que se associam os Argissolos (Oliveira, 2013).

Por fim, cabe ainda comentar que alguns dos primeiros pesquisadores que trabalharam com solos dessa região (Gama, 1986; Gama et al., 1992) detectaram a presença de material alofânico (amorfo) e de vidros vulcânicos na fração areia, o qual atribuíram à contribuição de material andino, trazido possivelmente por ventos, o que caracterizaria solos da classe Andossolos, conforme a taxonomia americana (Estados

Tabela 3. Dados analíticos de Vertissolo e Luvisolo derivados de sedimentos da Formação Solimões.

Horiz.	Prof.	Textura (g kg ⁻¹)		pH		Complexo sortivo (cmol _c kg ⁻¹)						Saturação (%)			
		Silte	Argila	H ₂ O	KCl	Ca	Mg	K	Na	Al	H	S	T	Bases	Al
AC-P07 – Vertissolo Háplico Órtico chernossólico															
Ap	0-25	427	486	6,8	5,5	33,8	4,1	0,11	0,03	0	1,4	38,4	39,4	96	0
AB	-40	315	640	7,2	5,5	40,4	2,3	0,11	0,03	0	0,9	42,8	43,7	98	0
Biv	-60	366	603	7,0	5,1	37,3	6,2	0,09	0,03	0	0	43,6	43,6	100	0
BCv1	-95	274	688	6,9	4,8	40,9	6,4	0,10	0,03	0	1,4	47,4	48,8	97	0
BCv2	-130	280	663	8,7	7,0	40,6	4,9	0,03	0,18	0	0	45,7	45,7	100	0
C	-147	288	657	8,7	7,1	39,3	7,1	0,04	0,16	0	0	46,6	46,6	100	0
AC-P08 – Luvisolo Crômico Pálico vertissólico															
Ap	0-10	541	363	6,3	4,9	22,8	4,0	0,16	0,06	0	3,0	27,0	30,0	90	0
AB	-22	486	414	6,7	4,8	21,9	3,6	0,12	0,08	0	2,3	25,7	28,0	92	0
Bt1	-60	480	477	5,9	4,1	23,9	4,7	0,15	0,13	0,5	2,7	28,9	32,1	90	2
Bt2	-81	492	476	6,0	3,8	23,3	4,0	0,16	0,16	1,5	2,4	27,6	31,5	88	5
BC	-125	528	431	6,2	3,8	22,2	5,3	0,14	0,14	1,1	2,2	27,8	31,1	89	4
C	-144	570	320	6,3	4,0	23,0	3,6	0,13	0,13	0,4	2,3	26,9	29,6	91	1

Fonte: Anjos et al. (2013).



Figura 14. Perfil de Vertissolo (AC-P07).

Unidos, 1999). À ocasião foi sugerida, em uma edição do Congresso Brasileiro de Ciência do Solo, a criação de uma classe especial (Classe XIII) para “abrigar” esses solos no Sistema Brasileiro de Classificação de Solos, à época em sua 2ª aproximação. A esse respeito, Corrêa et al. (2019) desenvolveram trabalho e concluí-

ram que os valores de Si, Al e Fe extraídos por pirofosfato, oxalato e DCB, além das relações calculadas de $(Al_0 - Al_p)/Si_0$ e $Al_0 + \frac{1}{2}Fe_0$, são indicativos de que os solos da região do Acre não apresentam propriedades ândicas.

Estado de Rondônia

Diferentemente da porção oeste, a porção leste, que contempla todo o estado de Rondônia e pequena parte do estado do Amazonas, é constituída por “pedoambientes” bem definidos e característicos, que, em função de sua natureza geológica, estrutural e morfológica, encerram solos dotados de características específicas, impostas pelos materiais de origem e “moldadas” nas particularidades ambientais de cada um deles. Dantas e Adamy (2010) propuseram uma compartimentação do estado de Rondônia no tocante aos seus Domínios Geomorfológicos (Figura 15) e que será nesta oportunidade utilizada para auxiliar a compreensão sobre a distribuição dos principais solos nos diversos ambientes.

Os mapeamentos de solos realizados abrangendo as terras do estado de Rondônia, particular-

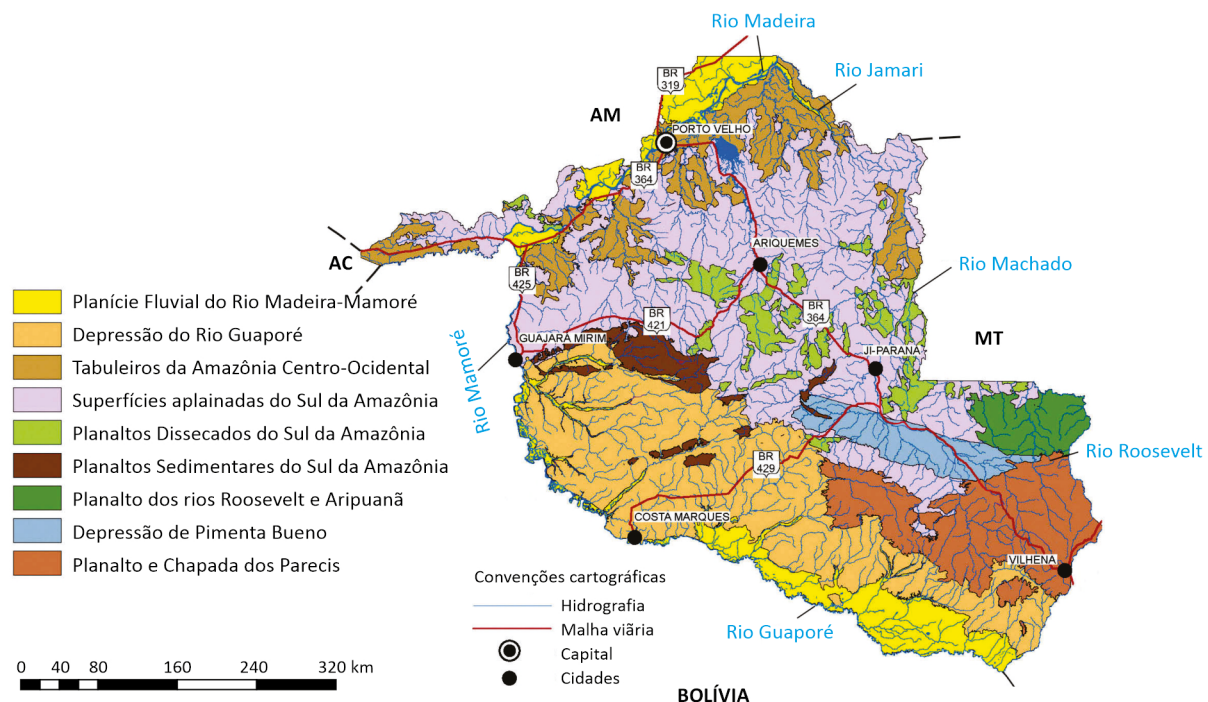


Figura 15. Domínios geomorfológicos propostos para o estado de Rondônia.

Fonte: Dantas e Adamy (2010).

mente os executados pelo Projeto Radambrasil, revelaram de forma bastante contundente a coexistência de áreas com características muito distintas, tanto no tocante a solos, quanto a vários outros componentes ambientais.

Em relação aos mapas de solos elaborados para o estado, assim como observado para o estado do Acre, observam-se também discrepâncias consideráveis com relação aos desenhos traçados e à constituição das unidades de mapeamento, o que se justifica por razões semelhantes às apontadas no caso daquele estado. Naturalmente que tanto para essa região, como para todo o restante do Brasil, tais discrepâncias serão paulatinamente diminuídas à medida que trabalhos mais detalhados forem sendo realizados.

No ano de 2017, foi realizada a Reunião Brasileira de Classificação e Correlação de Solos no estado de Rondônia – XII RCC (Lumbreras et al., 2019), que, assim como todas as demais, teve o propósito de conhecer ou aprofundar o conhecimento acerca dos solos considerados mais importantes ou mais representativos do estado e constitui uma das principais fontes de informações sobre as características dos seus solos.

Solos das grandes planícies inundáveis

Nesses grandes pedoambientes ou compartimentos, foram caracterizados perfis representativos de solos na planície fluvial dos rios Madeira e Guaporé. Foram estudados perfis de Plintossolos (RO-01 e RO-15) e de Latossolo Amarelo plintossólico (RO-14), que têm alguns dados analíticos mostrados na Tabela 4. Embora todas as situações sejam áreas baixas e condicionadas por regime hídrico característico, com inundações sazonais no todo ou em parte, há diferenças específicas na formação dos solos.

Planície fluvial do Rio Madeira

Associado ao ambiente deposicional do rio Madeira, foi caracterizado o perfil RO-01 (Figura 16) na sede da Embrapa Rondônia, perímetro ur-

bano da cidade de Porto Velho, situado em pequeno terraço fluvial, sendo o material de origem sedimentos de natureza aluvial e, ou coluvial, ou mesmo, colúvio-aluvionar. Trata-se de área baixa com inundação sazonal e atualmente, pelo menos em parte, se encontra drenada artificialmente. Foi coberta originalmente por vegetação de Floresta.

Trata-se de um Plintossolo Argilúvico muito semelhante ao representante dos “Campos de Humaitá” (RO-11 da XII RCC) a se considerar, por exemplo, a constituição física expressa pela textura, mas difere fundamentalmente por apresentar melhor drenagem, pelo menos em sua porção superior, que tem cores mais vivas, e razão pela qual não foi enquadrado na classe gleissólico no nível de subgrupos do SiBCS (Santos et al., 2018) como aqueles.

Difere também por alguns aspectos ambientais, como, por exemplo, a cobertura vegetal natural que foi de floresta neste e campestre naqueles, além do material de origem atribuído a litologias distintas. Ambas as coberturas apresentam horizonte plíntico em situação diagnóstica para a classe dos Plintossolos, textura média sobre argilosa atendendo ao quesito relação textural para caracterizar horizonte B textural, teores de silte bem elevados e relação silte/argila também muito elevada na parte superficial. Quimicamente são pobres, com muito baixa saturação por bases e elevada saturação por alumínio extraível, sendo que o caráter alumínico (Santos et al., 2018) se manifesta apenas nos horizontes plínticos de cada um, com valores de alumínio extraível superiores a $4 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$.

Planícies do Rio Guaporé

Ocupam grandes faixas de terras ao sul do estado de Rondônia e os seus solos estão representados pelos perfis RO-14 e RO-15 da XII RCC (Figura 17), separados fisicamente por uma distância de cerca de 10 km. Ambos são formados a partir de sedimentos inconsolidados de natu-

Tabela 4. Dados analíticos de Plintossolos e Latossolo plintossólico nas grandes planícies fluviais.

Horiz.	Prof.	Textura (g kg ⁻¹)		pH		Complexo sortivo (cmol _c kg ⁻¹)							Saturação (%)		
		Silte	Argila	H ₂ O	KCl	Ca	Mg	K	Na	Al	H	S	T	Bases	Al
RO-01 – Plintossolo Argilúvico Distrófico típico															
Ap	0-10	687	183	4,8	4,1	0,3	0,9	0,06	0,03	1,3	6,9	1,3	9,8	13	55
AB	-19	540	203	4,8	4,2	1,1	0,01	0,01	1,1	3,8	1,1	6,4	17	58	
BA	-35	514	223	4,7	4,2	0,7	0,01	0,01	0,7	3,6	0,7	5,8	12	68	
Bi	-54	512	243	4,7	4,1	1,0	0,01	0,01	1,0	2,7	1,0	5,5	18	64	
Bigf1	-77	470	305	4,7	4,1	0,6	0,01	0,01	0,6	2,8	0,6	6,2	10	82	
Bigf2	-140	437	431	5,0	4,0	0,7	0,03	0,01	0,7	3,6	0,7	9,5	7	88	
RO-15 – Plintossolo Háptico Ácrico gleissólico															
A1	0-21	357	126	5,7	4,9	0,2	0,08	0,02	0,1	12,4	0,3	12,8	2	25	
A2	-34	154	185	5,7	5,3	0,1	0,02	0,01	0	5,2	0,1	5,3	2	0	
AC	-44	70	225	5,7	5,5	0,1	0,01	0,01	0	4,2	0,1	4,3	2	0	
Cg1	-52	32	223	5,8	5,8	0,1	0,01	0,05	0	1,0	0,2	1,2	17	0	
Cg2	-70	30	222	5,9	6,1	0,1	0,01	0,02	0	0,3	0,1	0,4	25	0	
2Cgf1	-115	6	161	5,1	5,3	0,2	0,01	0,01	0	0,7	0,2	0,9	22	0	
2Cgf2	-150	20	140	5,3	4,6	0,2	0,01	0,01	0	0,5	0,2	0,7	29	0	
RO-14 – Latossolo Amarelo Distrófico plintossólico															
Ap1	0-13	157	286	4,2	3,8	0,4	0,15	0,01	3,3	9,5	0,6	13,4	4	85	
Ap2	-22	131	284	4,9	4,1	0,2	0,05	0,01	2,0	4,5	0,3	6,8	4	87	
BA	-32	90	305	4,9	4,1	0,2	0,04	0,01	2,0	4,4	0,2	6,6	3	91	
Bw	-63	78	346	5,0	4,1	0,3	0,03	0,01	1,8	2,8	0,3	4,9	6	86	
Bwgf	-110	84	367	5,2	4,1	0,3	0,02	0,01	1,5	2,7	0,3	4,5	7	83	
Bwgf _c	-145	138	325	5,3	4,1	0,1	0,02	0,01	1,5	2,1	0,1	3,7	3	94	
2Cgfc	-165	221	182	5,4	4,1	0,2	0,01	0,01	1,4	2,7	0,2	4,3	5	87	

Fonte: Lumbreras et al. (2019).

reza aluvionar e, embora também pertencentes a ambientes de drenagem restringida, são muito distintos do representante dos terraços do Rio Madeira (RO-01) mencionado anteriormente. Pela Tabela 4, verificam-se claramente diferenças de ordem física como, por exemplo, teores de silte baixos e teores de areia bem elevados nestes últimos.

Também entre os perfis RO-14 e RO-15 verificam-se diferenças consideráveis, o que os levou a ser classificados em classes distintas conforme o SiBCS (Santos et al., 2018). Pelos dados da Tabela 4, observa-se, por exemplo, teores dis-

tintos de carbono orgânico e alumínio extraível, além de cores, determinadas por posições diferentes na planície, com regime hídrico diferente.

As grandes diferenças entre os solos são explicadas principalmente pela natureza do material de origem de cada um. A forma de deposição dos sedimentos que os originaram se dá por transporte pelas águas do rio e tem sido influenciada pela dinâmica deste em tempos atuais e pretéritos, o que determinou e ainda determina o desenho ou o arranjo atual dos diver-



Figura 16. Perfil de Plintossolo de terraço do Rio Madeira (RO-01).

solos solos ao longo da mesma, bem como variações de suas características intrínsecas.

Solos dos Tabuleiros da Amazônia Centro-Ocidental

Os Tabuleiros da Amazônia Centro-Ocidental posicionam-se em grande faixa no extremo norte do estado e consistem num prolongamento a sul, de um extenso domínio geomorfológico mapeado no estado do Amazonas (Figura 15), estando exclusivamente representados por extensos tabuleiros de baixa amplitude de relevo (invariavelmente inferiores a 30 metros), frequentemente ocupados por coberturas dentrítico-lateríticas parcialmente desnudadas, gerando baixos platôs lateríticos (Dantas et al., 2019). Esse conjunto de tabuleiros encontra-se sulcado por rios meândricos de padrão predominantemente dendrítico, compreendendo os baixos cursos dos rios Candeias, Jamari, Preto e Ji-Paraná (ou Machado) e



Figura 17. Perfis de Plintossolo (esquerda) e Latossolo Amarelo plintossólico (direita) da planície do Rio Guaporé.

apresenta cotas muito baixas que variam entre 90 e 120 metros. A represa de Samuel situa-se no limite entre esses Tabuleiros e as Superfícies Aplainadas do Sul da Amazônia. Presente dentro desse domínio, destaca-se a localidade de Candeias do Jamari.

Conforme IBGE (2006), predominam nesse ambiente Latossolos Amarelos associados a Latossolos Vermelho-Amarelos subordinadamente. A XII RCC estudou nesse ambiente um perfil situado nas proximidades da cidade de Machadinho d'Oeste, em área experimental da Embrapa Rondônia à ocasião. Trata-se do perfil RO-09 (Figura 18), caracterizado como Latossolo Amarelo Acríco típico de textura muito argilosa e que se constitui em um bom representante do ambiente, não ocorrendo sistematicamente por toda a extensão, embora seja predominante de acordo com os mapas de solos existentes. Representa pequenos ou baixos platôs residuais e constitui alguns dos solos mais argilosos do Brasil, com teores de argila superando 90% no horizonte Bw, como pode ser visto na Tabela 5.

Por essa tabela, nota-se que a condição de baixo somatório de bases e de alumínio extraível, em concomitância com valores de ΔpH positivo, foram determinantes para o enquadramento do perfil como ácríco ao nível de subgrupo do SiBCS (Santos et al., 2018), embora sejam solos essen-



Foto: Virlei Álvaro de Oliveira

Figura 18. Perfil de Latossolo Amarelo Ácríco típico. Machadinho d'Oeste.

cialmente caulíníticos, conforme revelam os difratogramas de raios X elaborados (Figura 19).

Ao sul dos Tabuleiros da Amazônia Centro-Ocidental, estende-se uma grande superfície de nome Superfícies Aplainadas do Sul da Amazônia, que contém em seu interior outra unidade denominada Planaltos Dissecados do Sul da Amazônia (Figura 15). As Superfícies Aplain-

Tabela 5. Dados analíticos de perfil de Latossolo Amarelo.

Horiz.	Prof.	Textura (g kg ⁻¹)		pH		Complexo sortivo (cmol _c kg ⁻¹)					Saturação (%)		Relações moleculares	
		Silte	Argila	H ₂ O	KCl	Ca	K	Na	Al	H	Bases	Al	Ki	Kr
RO-09 – Latossolo Amarelo Ácríco típico (Lumbreras et al., 2019).														
A	0-10	85	841	3,8	3,7	1,0	0,08	0,02	1,7	9,2	9	61	2,37	2,01
BA	-23	89	860	4,0	4,0	0,7	0,03	0,01	1,2	4,5	11	63	1,82	1,49
Bw1	-48	63	880	4,1	4,1	0,6	0,01	0,01	1,3	3,9	10	68	1,61	1,33
Bw2	-86	42	899	4,1	4,1	0,6	0,01	0,01	1,0	3,7	11	62	1,79	1,46
Bw3	-138	29	920	4,1	4,1	0,6	0,01	0,01	0,7	3,5	12	54	1,51	1,26
Bw	-180	30	921	4,1	4,2	0,6	0,01	0,01	0,8	3,1	13	57	1,75	1,46

nadas do Sul da Amazônia são representadas por extensas áreas arrasadas por prolongados eventos de erosão ao longo do Neógeno, conjugados com uma notável estabilidade tectônica em escala regional (Dantas; Adamy, 2019). Por outro lado, ainda segundo esses autores, os Planaltos Dissecados do Sul da Amazônia representam relevo movimentado de agrupamentos de colinas dissecadas, morros e alinhamentos serranos isolados, com vertentes declivosas, vales estreitos e média densidade de drenagem.

Grosso modo, no que diz respeito a solos, esses grandes ambientes podem ser considerados em duas situações distintas, uma parte norte e uma parte sul, delimitadas aproximadamente pelo paralelo 10° S que tem como referência física no terreno a cidade de Ariquemes. A porção norte, em sua maior parte, não apresenta ou apresenta muito pouca ocorrência de afloramentos de rochas na forma de bolders ou matacões e, segundo os mapas de solos (Projeto Radambrasil, 1978; IBGE, 2006), é dominada por Latossolos Vermelho-Amarelos e Latossolos Amarelos de textura muito argilosa (Tabela 6).

Trata-se de área coberta por vegetação florestal, com material de origem apontado como produto da alteração de rochas paleoproterozoicas do Grupo Jamari (Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais, 2007). Entretanto, é frequentemente ocupada por coberturas dendrítico-lateríticas parcialmente desnudadas (Dantas et al., 2019), que podem localmente influenciar de forma diferenciada a natureza de alguns desses solos. Os solos característicos são muito argilosos (Tabela 6), porém com teores de argila pouco inferiores àqueles dos Tabuleiros (Tabela 5) e com mineralogia predominantemente caulinitica, deduzida das relações moleculares entre os teores dos óxidos de Fe, Al e Si (Tabelas 5 e 6).

Uma situação relativamente comum em alguns solos desse ambiente é a presença de um horizonte A enterrado em algumas posições da paisagem, fato já verificado por ocasião do *Estudo expedito de solos do Território Federal de Rondônia* (Rodrigues et al., 1980). O perfil RO-12 foi contemplado na XII RCC por apresentar um horizonte dessa natureza, com o propósito de investigar sua gênese e verificar a possibilidade

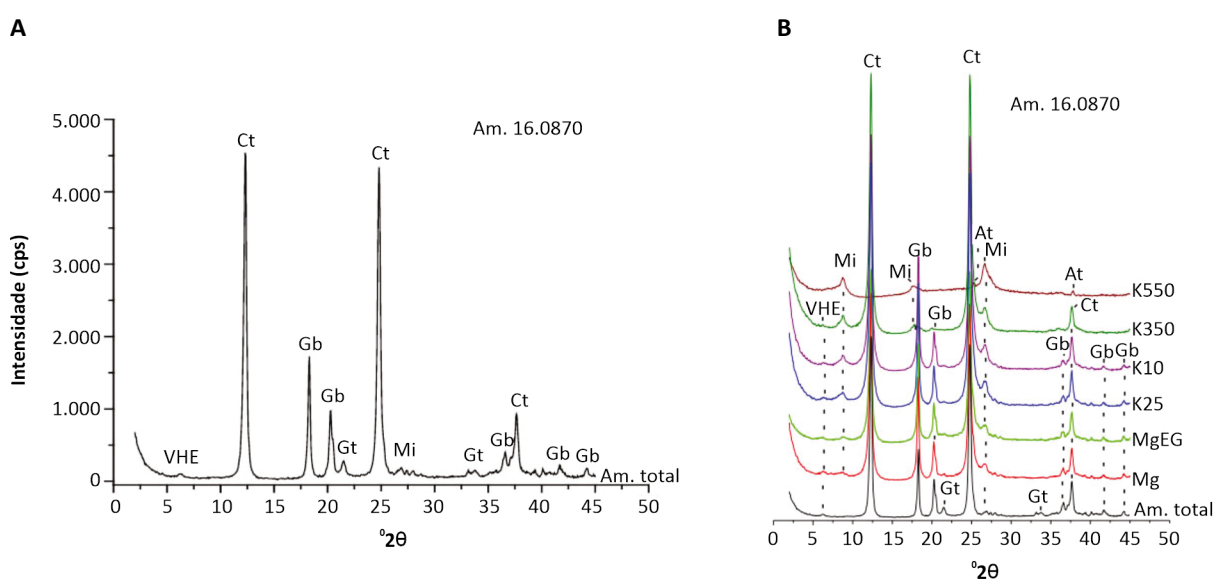


Figura 19. Difratogramas de raios X da fração argila da amostra não tratada (Am. total) (a) e das amostras submetidas a tratamentos (b), do horizonte Bw3 do perfil RO-09. VHE – vermiculita com hidróxi-Al entrecamadas; Mi – mica; Ct – caulinita, Gb – gibbsita; Gt – goethita; At – anatásio.

Tabela 6. Dados analíticos de solos comuns nas Superfícies Aplainadas do Sul da Amazônia – porção norte.

Horiz.	Prof.	Textura (g kg ⁻¹)		pH		Complexo sortivo (cmol _c kg ⁻¹)						Saturação (%)		Relações moleculares	
		Silte	Argila	H ₂ O	KCl	Ca	Mg	K	Na	Al	H	Bases	Al	Ki	Kr
RO-10 – Latossolo Vermelho-Amarelo Distrófico típico															
A	0-13	30	803	4,6	4,2	1,8	1,2	0,19	0,01	0,4	5,1	37	11	1,60	1,10
BA	-24	42	839	4,4	4,2	0,5	0,6	0,05	0,01	0,6	9,0	11	33	1,67	1,15
Bw1	-53	42	839	4,3	4,2	0,9	0,02	0,01	0,8	4,3	15	47	1,65	1,15	
Bw2	-88	24	859	4,4	4,2	0,8	0,01	0,01	0,8	4,0	15	46	1,76	1,20	
Bw3	-130	29	858	4,7	4,4	0,7	0,01	0,01	0,7	3,8	14	36	1,64	1,13	
Bw4	-195+	31	858	4,7	4,5	0,6	0,01	0,02	0,6	3,1	15	33	1,69	1,17	
RO-12 – Latossolo Amarelo Distrófico típico															
Ap1	0-14	150	575	5,9	5,0	3,8	2,3	0,45	0,02	0	6,0	52	0	1,73	1,29
Ap2	-20	34	655	5,1	4,3	1,5	0,6	0,11	0,01	0,3	6,2	25	12	1,73	1,27
BA	-30	54	695	4,6	4,2	1,0	0,5	0,05	0,01	0,4	4,5	25	20	1,76	1,30
Bw1	-53	23	714	4,5	4,2	0,6	0,5	0,02	0,01	0,7	4,4	18	39	1,69	1,26
Bw2	-72	26	694	4,6	4,3	0,7	0,03	0,01	0,6	5,3	11	46	1,70	1,27	
2Ab	-103	14	715	4,7	4,3	0,6	0,02	0,01	0,7	6,5	8	54	1,72	1,27	
2ABb	-133	22	713	4,6	4,1	0,6	0,01	0,01	0,6	4,6	10	50	1,81	1,34	
2Bwb	-170	53	692	4,8	4,3	0,5	0,01	0,01	0,5	3,3	12	37	1,75	1,29	

Fonte: Lumbreras et al. (2019).

de se tratar de horizonte sômbrico. Almeida et al. (2019) concluíram, que no caso do referido perfil, fazem-se necessário dados de investigações detalhadas de campo para verificar se há continuidade lateral do horizonte descrito como enterrado e definir se o caso atende aos critérios exigidos no SiBCS (Santos et al., 2013) para caracterizar o referido horizonte sômbrico.

A porção sul dessa unidade é amplamente dominada por Argissolos segundo os mapas de solos existentes. Difere da parte norte principalmente por apresentar superfícies mais movimentadas e presença constante de morros e colinas residuais, com afloramentos de rocha na forma de bolders e matações. Os mapas geológicos (IBGE, 2006; Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais, 2007) mostram para essa região uma grande quantidade de rochas pertencentes à formações geológicas de natureza muito diversa, que responde também por

grande variabilidade nas características dos solos ocorrentes.

Segundo os mapas de solos do Projeto Radambrasil (1978) e do IBGE (2006) na parte mais oeste desse ambiente, associados a litologias da Sequência Metavucanosedimentar Nova Brasilândia e da Suíte Intrusiva Alto Candeias (Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais, 2007), há predomínio de solos com baixa fertilidade natural, como é o caso do perfil 91 do Projeto Radambrasil (Tabela 7), enquanto, na parte leste, associada principalmente a litologias do Complexo Gnáissico-Migmatítico Jarú (Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais, 2007), há o predomínio de solos de boa fertilidade (eutróficos) representados pelo perfil RO-02 da XII RCC (Tabela 7). Não raro se depara com solos derivados de rochas básicas, como, por exemplo, o perfil RO-03 da XII RCC localizado perto da cidade de Alta Floresta d'Oeste que é deri-

vado de anfíbolitos e se trata de um Nitossolo Vermelho Eutrófico típico (Tabela 7).

Esses Argissolos têm profundidade mediana, são caulíníticos e apresentam textura variável ao longo do perfil, sendo geralmente média na parte superficial e argilosa no horizonte B textural, mas sempre com menores teores de argila e maiores de silte nos horizontes inferiores (BC e C), sugerindo natureza autóctone. Independentemente da fertilidade natural, boa parte deles apresenta cascalhos em quantidade variável, ocorrendo em alguns casos quantidades bem elevadas, o que dificulta a sua utilização

com cultivos mecanizados. De forma análoga, é comum a ocorrência de afloramentos rochosos na forma de grandes blocos (matações ou bol-ders) nos topos de morros e de colinas íngremes (Figura 20) bem como no terço inferior das vertentes, junto aos leitos dos córregos.

Outra região merecedora de destaque é a denominada Depressão de Pimenta Bueno (Figura 15). Ela é formada por superfícies aplainadas, por vezes desfeitas num relevo de colinas amplas e muito suaves, resultantes do preenchimento sedimentar e posterior reafeiçoamento de um antigo gráben estreito e alon-

Tabela 7. Dados analíticos de solos comuns nas Superfícies Aplainadas do Sul da Amazônia – porção sul.

Horiz.	Prof.	Textura (g kg ⁻¹)		pH		Complexo sortivo (cmol _c kg ⁻¹)							Saturação (%)		
		Silte	Argila	H ₂ O	KCl	Ca	Mg	K	Na	Al	H	S	T	Bases	Al
RO-02 – Argissolo Vermelho-Amarelo Eutrófico típico (Lumbreras et al., 2019).															
Ap	0-11	144	223	5,2	4,7	2,9	0,8	0,08	0,01	0	4,1	3,8	7,9	48	0
A	-23	145	244	5,4	4,9	2,5	0,8	0,03	0,01	0	2,8	3,3	6,1	54	0
AB	-34	161	284	5,4	5,1	2,2	0,6	0,02	0,01	0	2,0	2,8	4,8	58	0
BA	-48	159	324	5,5	5,2	2,0	0,6	0,01	0,01	0	1,5	2,6	4,1	63	0
Bt1	-101	117	468	5,7	5,5	2,0	0,5	0,01	0,01	0	0,8	2,5	3,3	76	0
Bt2	-127	186	407	5,8	5,7	1,9	0,9	0,01	0,01	0	1,0	2,8	3,8	74	0
Bt3	-155	172	407	5,8	5,7	1,9	0,8	0,02	0,01	0	1,0	2,7	3,7	73	0
BC1	-175	242	284	5,7	5,4	2,0	0,6	0,04	0,01	0	1,0	2,6	3,6	72	0
BC2	-190	266	264	5,5	5,2	1,5	0,9	0,09	0,01	0	1,3	2,5	3,8	66	0
Perfil 91 – Argissolo Vermelho-Amarelo Distrófico típico (Projeto Radambrasil, 1978).															
A1	0-12	120	160	4,1	3,8	0,2	0,1	0,09	0,03	1,0	2,1	0,3	3,5	9	76
A2	-38	130	200	4,2	3,9		0,1	0,03	0,03	1,0	1,3	0,1	2,4	5	89
BA	-60	140	340	4,7	4,0		0,1	0,03	0,03	1,0	1,3	0,1	2,4	6	88
Bt1	-94	160	370	5,0	4,0		0,1	0,04	0,04	0,8	1,2	0,1	2,0	5	88
Bt2	-122	80	480	5,2	4,1		0,1	0,03	0,02	0,6	1,2	0,1	1,9	4	88
Bt3	-150	90	470	5,1	4,2		0,1	0,03	0,03	0,6	1,2	0,1	1,9	6	84
RO-03 – Nitossolo Vermelho Eutrófico típico (Lumbreras et al., 2019).															
Ap	0-11	277	350	6,1	5,6	6,0	1,9	0,11	0,01	0	3,2	8,0	11,2	71	0
BA	-28	255	390	6,2	5,5	4,9	1,3	0,30	0,01	0	2,7	6,5	9,2	71	0
Bt1	-60	203	516	6,1	5,4	5,0	1,3	0,39	0,01	0	2,6	6,7	9,3	72	0
Bt2	-80	191	581	6,0	5,6	5,4	1,1	0,27	0,01	0	2,2	6,8	9,0	76	0
Bt3	-129	261	591	6,1	5,9	4,4	2,8	0,11	0,01	0	1,8	7,3	9,1	80	0
Bt4	155+	298	543	5,8	5,8	4,6	2,7	0,14	0,01	0	1,6	7,4	9,0	82	0

Foto: Virtei Álvaro de Oliveira



Figura 20. Perfil de Argissolo Vermelho-Amarelo Eutrófico fase rochosa. Embrapa – Ouro Preto d’Oeste.

gado, de idade Paleozoica e direção WSW-ENE, que está situado na porção centro-sul do estado de Rondônia (Dantas; Adamy, 2019). Conforme a Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais (2007), assenta-se sobre litologias das Formações Pimenta Bueno e Cacoal, sendo os solos derivados dos siltitos e folhelhos que ocorrem intercalados nas mesmas, bem peculiares, caracterizados em sua maioria como Cambissolos segundo o SiBCS (Santos et al., 2013) e, de maneira geral, são conhecidos regionalmente como “solos chocolate”, principalmente em razão da presença dessas rochas muito próximas à superfície, comumente de coloração amarronzada e que se quebram em formato de tabletes que lembram barras de chocolate (Figura 21).

Os perfis RO-04 e RO-13 da XII RCC, coletados respectivamente nas proximidades das cidades de Rolim de Moura e Pimenta Bueno são representantes desses solos e têm algumas de suas características mostradas na Tabela 8. Comumente são solos pouco profundos



Fotos: Virtei Álvaro de Oliveira

Figura 21. Perfil de Cambissolo Eutrófico próximo a Pimenta Bueno, com destaque para o folhelho se assemelhando a tabletes de chocolate (direita).

com a rocha branda (Cr) ocorrendo dentro de 100 cm, seguida da rocha dura, ambas dispostas na forma de estratos horizontalizados (Figura 21), constituindo considerável impedimento físico à percolação de água, o que forma uma espécie de “lençol” suspenso durante as chuvas que compromete a vida vegetal, matando por asfixia até mesmo pastagens plantadas.

Merece também destaque o amplo compartimento denominado Depressão do Rio Guaporé (Figura 15), que tem a parte oeste mais suavizada com litologias das Coberturas Sedimentares Indiferenciadas (Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais, 2007). Segundo os mapas de solos (Projeto Radambrasil, 1978; IBGE, 2006), essa parte oeste é predominantemente constituída por Latossolos Amarelos de textura média, com baixa fertilidade natural, representados na Tabela 9 pelo perfil 184 do Projeto Radambrasil. Pequena parte da porção leste é

constituída por relevos mais movimentados, com presença de morros ou colinas e com litologias da Sequência Metavulcanossedimentar Nova Brasilândia (Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais, 2007), onde ocorrem Argissolos que têm como bom representante o perfil RO-06 da XII RCC localizado no Campus do IFRO de Colorado do Oeste (Tabela 9).

Ainda nesse ambiente e um pouco mais ao sul, na região de Cabixi, distribuídos paralelamente ao rio Guaporé e a alguns de seus tributários, são encontrados vários sítios com solos alterados por ação humana, comumente povos indígenas que habitaram ou ainda habitam a região. São solos pontualmente modificados pela introdução de material externo diverso (restos animais e vegetais, fragmentos cerâmicos, etc.) em sua parte superficial e que têm sido popularmente denominados Terra Preta de Índio (TPI). Ocupam pequenas porções de terra dis-

Tabela 8. Dados analíticos de Cambissolos originados de folhelhos e siltitos.

Horiz.	Prof.	Textura (g kg ⁻¹)		pH				Complexo sortivo (cmol _c kg ⁻¹)						Saturação (%)	
		Silte	Argila	H ₂ O	KCl	Ca	Mg	K	Na	Al	H	S	T	Bases	Al
RO-04 - Cambissolo Háplico Tb Distrófico sapolítico gleissólico petroplíntico, textura média/argilosa															
Ap	0-6	182	121	5,3	4,5	1,2	2,0	0,25	0,01	0,1	3,2	3,5	6,8	51	3
A	-16	208	121	4,9	4,1	0,5	1,1	0,11	0,01	0,4	2,4	1,7	4,5	38	19
BAC	-37	172	265	4,9	4,0	0,6	1,3	0,07	0,01	1,8	2,3	2,0	6,1	33	47
2Btc	-58	197	411	4,9	3,9	0,3	1,4	0,09	0,01	3,8	3,7	1,8	9,3	19	68
2BCr	-67	254	394	5,0	4,0	0,1	2,2	0,27	0,02	5,4	3,8	2,6	11,8	22	67
2Cr	-107	432	376	5,1	3,8	0	3,9	0,29	0,03	10,0	2,7	4,2	16,9	25	70
3Cg	150+	253	307	5,2	4,0	0,5	2,5	0,25	0,03	3,1	2,0	3,3	8,4	39	48
RO-13 - Cambissolo Háplico Ta Eutrófico sapolítico vertissólico epirodóxico, textura argilosa/muito argilosa															
Ap	0-9	529	412	5,4	4,1	2,5	2,6	0,26	0,05	1,3	8,6	5,4	15,3	35	19
Bi	-25	438	473	5,4	3,9	0,6	2,4	0,13	0,08	2,9	5,5	3,2	11,6	28	48
2Big	-37	354	580	5,7	3,9	1,2	4,8	0,19	0,16	4,2	5,5	6,3	16,0	39	40
2Bigv	-53	260	669	5,7	3,8	2,6	10,6	0,29	0,26	4,5	5,0	13,7	23,2	59	25
2Biv	-91	413	480	6,6	4,8	6,3	15,8	0,42	0,42	0	2,2	22,9	25,1	91	0
2Cr	-118	441	374	7,2	5,4	7,2	16,3	0,42	0,46	0	0	24,4	24,4	100	0
2R	0-9	529	412	8,2	6,4	8,2	15,1	0,45	0,66	0	0	24,4	24,4	100	0

Fonte: Lumbreras et al. (2019).

Tabela 9. Dados analíticos de Solos da Depressão do Rio Guaporé.

Horiz.	Prof.	Textura (g kg ⁻¹)		pH		Complexo sortivo (cmol _c kg ⁻¹)							Saturação (%)		
		Silte	Argila	H ₂ O	KCl	Ca	Mg	K	Na	Al	H	S	T	Bases	Al
RO-06 - Argissolo Vermelho-Amarelo Eutrófico luvisólico, textura média/argilosa (Lumbreras et al., 2019).															
Ap	0-11	267	184	5,3	4,7	4,1	1,4	0,22	0,02	0,1	5,6	5,7	11,4	50	2
AB	-33	231	183	5,5	4,9	2,6	0,7	0,07	0,01	0	2,8	3,4	6,2	55	0
Bt1	-49	227	243	5,7	5,1	3,4	0,8	0,08	0,01	0	1,2	4,3	5,5	78	0
2Bt2	-67	244	452	6,1	5,5	5,7	1,7	0,10	0,01	0	1,0	7,5	8,5	88	0
2Bt3	-98	284	433	6,0	5,7	4,5	3,5	0,15	0,01	0	0,8	8,2	9,0	91	0
2BC	-195	367	329	5,3	4,1	1,1	2,0	0,31	0,01	2,0	3,0	3,4	8,4	40	37
2CB	-234	316	267	5,1	3,9	0,4	2,2	0,25	0,01	4,3	7,7	2,9	14,9	19	60
2Cr	-280	394	206	5,0	3,9	0,0	0,6	0,20	0,01	5,9	1,8	2,8	10,5	27	68
Perfil 184 – Latossolo Amarelo Distrófico típico, A moderado, textura média (Projeto RadamBrasil, 1978).															
A1	0-15	90	220	3,7	3,4	0,5	0,07	0,02	1,3	4,6	0,6	6,5	9	68	
A2	-35	100	310	3,8	3,5	0,2	0,01	0,01	1,4	2,0	0,2	3,6	6	88	
BA	-65	100	330	3,9	3,6	0,1	0,01	0,02	1,2	1,9	0,1	3,2	3	92	
Bw1	-100	90	340	4,4	3,9	0,1	0,01	0,01	1,1	1,3	0,1	2,5	4	92	
Bw2	-150	90	330	4,6	3,7	0,1	0,01	0,01	0,8	1,3	0,1	2,2	5	89	
Bw3	-170	100	350	5,1	3,9	0,1	0,01	0,01	0,6	1,0	0,1	1,7	6	86	

persas, com superfícies inferiores a um hectare, mas em quantidade expressiva.

O perfil RO-08 da XII RCC (Figura 22) é representante desse tipo de solo e, pela morfologia de seu horizonte diagnóstico subsuperficial, enquadra-se na classe dos Latossolos Vermelhos do SiBCS. A introdução de materiais externos em sua parte superficial modificou a sua característica de relação textural, tornando-a incongruente com a gênese de um horizonte B latossólico e, por conseguinte, criando uma situação nova, não prevista no SiBCS. Por ocasião do evento, não houve consenso entre os participantes quanto à classificação final do referido solo.

Por fim, outra área também importante no estado de Rondônia tem a denominação de Planalto e Chapada dos Parecis (Figura 15), que se posi-

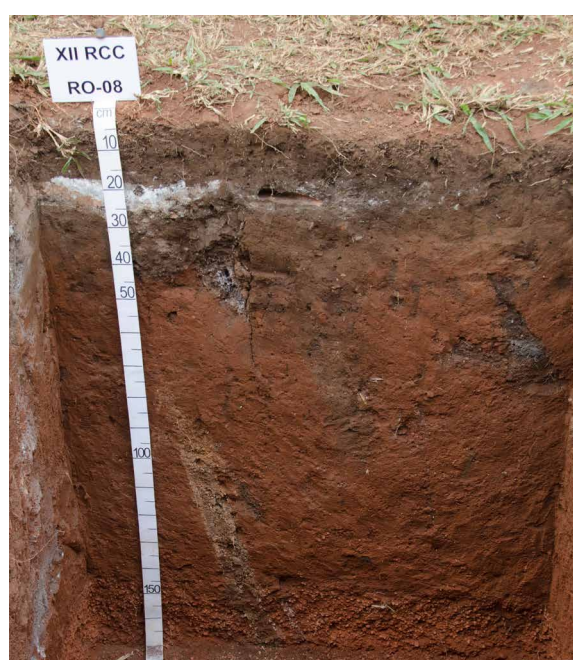


Foto: Sérgio Hideiti Shimizu

Figura 22. Perfil de Terra Preta do Índio próxima a Cabixi.

ciona no extremo leste do estado. Geologicamente, é constituída por litologias da Formação Fazenda da Casa Branca e da Formação Parecis (Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais, 2007), sendo que a primeira está relacionada às áreas baixas que contornam o platô de Vilhena onde se formaram Neossolos Quartzarênicos Órticos sob vegetação de Cerrado, e a segunda está relacionada à parte alta do platô, onde se formaram Latossolos argilosos. Nesse último caso, são seguramente os solos mais intemperizados de todos os ocorrentes nessa porção da Amazônia.

O perfil RO-05 da XII RCC é representante desses solos e foi classificado como Latossolo Vermelho-Amarelo Ácrico típico. Tem textura muito argilosa e mineralogia caulínítico-oxidíca, com valores de Ki muito baixos, inferiores à unidade. Ocorrem em condição de relevo plano e são intensivamente utilizados com lavouras, o que contribui para tornar a região de Vilhena a maior produtora de grãos do estado. Trata-se de um solo bem característico das chapadas e chapadões da região central do Brasil. A Tabela 10 mostra alguns dados analíticos do referido perfil.

Considerações finais

O avanço do conhecimento dos solos – particularmente o conhecimento do arranjo ou da cartografia dos solos, juntamente com o aumento de pesquisas sobre a gênese e outras de suas particularidades, bem como de pesquisas em áreas correlatas, tais como geologia, clima e geomorfologia, por exemplo, para essa região e mesmo para a Amazônia como um todo – tem revelado verdades ou realidades, em boa maioria, bem distintas das expectativas existentes nos primeiros tempos.

É fato que muito há ainda a se fazer e a se conhecer e urge que isso seja feito o mais rápido possível, antes que o desconhecimento seja mais um fator ou mais uma variável a promover ou facilitar a utilização equivocada de tamanha riqueza natural.

Como demonstrado, a região sudoeste da Amazônia brasileira apresenta uma grande diversidade de ambientes geológicos e edáficos, impostos por variações no material de origem e por outros processos pedogenéticos, que devem ser conhecidos em suas potencialidades e vulnerabilidades para orientar e planejar o desenvolvimento dessa vasta região geográfica.

Tabela 10. Dados analíticos de solo do Planalto dos Parecis.

Horiz.	Prof.	Textura (g kg ⁻¹)		pH				Complexo sortivo (cmol _c kg ⁻¹)						Relações moleculares	
		Silte	Argila	H ₂ O	KCl	Ca	Mg	K	Na	Al	H	S	T	Ki	Kr
RO-05 - LATOSSOLO VERMELHO-AMARELO Ácrico típico, textura muito argilosa															
Ap	0-14	140	758	5,3	4,7	1,9	1,2	0,05	0,01	0	6,6	3,2	9,8	1,05	0,86
AB	-24	138	774	5,5	4,9	0,7	1,1	0,03	0,01	0	4,4	1,8	6,2	0,84	0,69
BA	-42	116	814	5,5	5,2	0,5	0,9	0,02	0,01	0	3,1	1,4	4,5	0,84	0,69
Bw1	-63	114	814	5,4	5,4	0,4	0,7	0,01	0,01	0	2,6	1,1	3,7	0,84	0,70
Bw2	-98	114	814	5,4	5,4		0,8	0,01	0,01	0	2,1	0,8	2,9	0,84	0,70
Bw3	-138	85	837	5,5	5,4		0,7	0,01	0,01	0	2,1	0,7	2,8	0,81	0,68
Bw4	180+	67	855	6,0	6,0		0,6	0,01	0,01	0	1,5	0,6	2,1	0,84	0,70

Fonte: Lumbreras et al. (2019).

Referências

- ACRE. Governo do Estado. Programa Estadual de Zoneamento Ecológico-Econômico do Acre. **Zoneamento ecológico-econômico do estado do Acre:** fase II: documento síntese: escala 1:250.000. Rio Branco, AC: SECTMA, 2006.
- ACRE. Governo do Estado. Programa Estadual de Zoneamento Ecológico-Econômico do Acre. **Zoneamento ecológico-econômico do estado do Acre:** fase II: documento síntese: escala: 1:250.000. 2. ed. Rio Branco, AC: SEMA, 2010. 356 p. Disponível em: http://www.amazonia.cnptia.embrapa.br/publicacoes_estados/Acre/Fase%202/Documento_Sintese.pdf. Acesso em: 11 jan. 2021.
- ALMEIDA, J. A. de; ANJOS, L. H. C. dos; HEBERLE, D. A.; CUNHA, G. O. de M.; SILVA, F. T. dos S. Gênese de horizonte similar ao sômbrico em Latossolo Amarelo do estado de Rondônia: subsídios à XII Reunião Brasileira de Classificação e Correlação de Solos. In: LUMBRERAS, J. F.; SILVA, L. M. da; ANJOS, L. H. C. dos; OLIVEIRA, V. A. de; WADT, P. G. S.; PEREIRA, M. G.; DELARME LINDA-HONORÉ, E. A.; BURITY, K. T. L. (ed.). **Guia de campo da XII Reunião Brasileira de Classificação e Correlação de Solos:** RCC de Rondônia. Brasília, DF: Embrapa, 2019. E-book. Disponível em: <http://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/203098/1/Guia-de-campo-da-XII-RCC-Rondonia.epub>. Acesso em: 6 jan. 2021.
- AMARAL, E. F. do. **Ambientes, com ênfase nos solos e indicadores ao uso agroflorestal das bacias dos rios Acre e Iaco, Acre, Brasil.** 2003. 127 f. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG. Disponível em: <https://www.locus.ufv.br/bitstream/123456789/10805/1/texto%20completo.pdf>. Acesso em: 6 jan. 2021.
- AMARAL, E. F. do; ARAÚJO, E. A. de; LANI, J. L.; RODRIGUES, T. E.; OLIVEIRA, H. de; MELO, A. W. F. de; AMARAL, E. F.; SILVA, J. R. T. da; RIBEIRO NETO, M. A.; BARDALES, N. G. Ocorrência e distribuição das principais classes de solos do estado do Acre. In: ANJOS, L. H. C. dos; SILVA, L. M. da; WADT, P. G. S.; LUMBRERAS, J. F.; PEREIRA, M. G. (ed.). **Guia de campo da IX Reunião Brasileira de Classificação e Correlação de Solos.** Brasília, DF: Embrapa, 2013. cap. 5, p. 97-129. Disponível em: <http://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/88499/1/24668.pdf>. Acesso em: 11 jan. 2021.
- AMAZONAS. Secretaria de Estado do Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável. **Macrozoneamento ecológico-econômico do estado do Amazonas:** resumo executivo. Manaus, 2008. 78 p. Disponível em: https://www.amazonia.cnptia.embrapa.br/publicacoes_estados/Amazonas/Macro/MacroZEE%20do%20Amazonas%20-%20resumo%20executivo.pdf. Acesso em: 11 jan. 2021.
- ANJOS, L. H. C. dos; SILVA, L. M. da; WADT, P. G. S.; LUMBRERAS, J. F.; PEREIRA, M. G. (ed.). **Guia de campo da IX Reunião Brasileira de Classificação e Correlação de Solos.** Brasília, DF: Embrapa, 2013. 204 p. Disponível em: <http://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/88499/1/24668.pdf>. Acesso em: 11 jan. 2021.
- ARAÚJO, E. A. de. **Caracterização de solos e modificações provocadas pelo uso agrícola no assentamento Favo de Mel, na Região do Purus – Acre.** 2001. 122 f. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG. Disponível em: <https://www.locus.ufv.br/bitstream/123456789/7925/1/texto%20completo.pdf>. Acesso em: 11 jan. 2021.
- BARDALES, N. G. **Gênese, morfologia e classificação de solos do baixo vale do rio Iaco, Acre, Brasil.** 2005. 132 f. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG. Disponível em: <https://www.locus.ufv.br/bitstream/123456789/10964/1/texto%20completo.pdf>. Acesso em: 11 jan. 2021.
- BERNINI, T. de A.; PEREIRA, M. G.; FONTANA, A.; ANJOS, L. H. C. dos; CALDERANO, S. B.; WADT, P. G. S.; MORAES, A. G. de L.; SANTOS, L. L. dos. Taxonomia de solos desenvolvidos sobre depósitos sedimentares da Formação Solimões no Estado do Acre. **Bragantia**, v. 72, n. 1, p. 71-80, jan./mar. 2013. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0006-87052013005000014>.
- BOTELHO, R. G. M. (coord.). Recursos naturais e questões ambientais. In: FIGUEIREDO, A. H. de (org.). **Brasil: uma visão geográfica e ambiental no início do século XXI.** Rio de Janeiro: IBGE, 2016. cap. 6, p. 140-319. Disponível em: https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/livros/liv97884_cap6.pdf. Acesso em: 11 jan. 2021.
- CALDERANO, S. B.; CARVALHO FILHO, A. de; LUMBRERAS, J. F.; GREGORIS, G. Mineralogia da fração argila dos solos da IX Reunião Brasileira de Classificação e Correlação de Solos do Estado do Acre. In: SILVA, L. M. da; ANJOS, L. H. C. dos; LUMBRERAS, J. F.; PEREIRA, M. G.; WADT, P. G. S. (ed.). **Pesquisas coligadas da IX Reunião Brasileira de Classificação e Correlação de Solos.** Brasília, DF: Embrapa, 2019a. E-book. Disponível em: <http://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/202512/1/Pesquisas-Coligadas-da-IX-RCC-Acre-2019.epub>. Acesso em: 11 jan. 2021.
- CALDERANO, S. B.; OLIVEIRA, A. P. de; GREGORIS, G. Mineralogia da fração argila dos solos da XII Reunião Brasileira de Classificação e Correlação de Solos - Estado de Rondônia. In: LUMBRERAS, J. F.; SILVA, L. M. da; ANJOS, L. H. C. dos; OLIVEIRA, V. A. de; WADT, P. G. S.; PEREIRA, M. G.; DELARME LINDA-HONORÉ, E. A.; BURITY, K. T. L. (ed.). **Guia de campo da XII Reunião Brasileira de Classificação e Correlação de Solos:** RCC de Rondônia. Brasília, DF: Embrapa, 2019b. E-book. cap. 7. Disponível em: <http://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/203098/1/Guia-de-campo-da-XII-RCC-Rondonia.epub>. Acesso em: 11 jan. 2021.
- CAMARGO, M. N.; FREITAS, F. G. de; BEEK, K. J.; GARLAND, L. E.; RAMALHO FILHO, A.; TOMASI, J. M. G.; CASTELLO, D. S. **Mapa esquemático dos solos das regiões Norte, Meio-Norte e Centro-Oeste do Brasil:** texto explicativo.

Rio de Janeiro: EMBRAPA-CPP, 1975. 553 p. (EMBRAPA-CPP. Boletim técnico, 17). Disponível em: <http://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/63138/1/CNPS-BOL.-TEC.-17-75.pdf>. Acesso em: 11 jan. 2021.

CAMPOS, M. C. C.; RIBEIRO, M. R.; SOUZA JÚNIOR, V. S.; RIBEIRO FILHO, M. R. R.; ALMEIDA, M. C. Toposequência de solos na transição campos Naturais-Floresta na região de Humaitá, Amazonas. **Acta Amazônica**, v. 42, n. 3, p. 387-398, 2012. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0044-59672012000300011>.

CAVALCANTE, L. M. **Aspectos geológicos do estado do acre e implicações na evolução da paisagem**. Rio Branco, AC: Embrapa Acre, 2006. 25 p. (Embrapa Acre. Documentos, 104). Disponível em: <http://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/32345/1/doc104.pdf>. Acesso em: 11 jan. 2021.

CORRÊA, M. M.; ARAÚJO, J. C. de; JACOMINE, P. K. T. Fases não-cristalinas associadas aos solos da Formação Solimões no Acre. In: SILVA, L. M. da; ANJOS, L. H. C. dos; LUMBREAS, J. F.; PEREIRA, M. G.; WADT, P. G. S. (ed.). **Pesquisas coligadas da IX Reunião Brasileira de Classificação e Correlação de Solos**. Brasília, DF: Embrapa, 2019. E-book. Disponível em: <http://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/202512/1/Pesquisas-Coligadas-da-IX-RCC-Acre-2019.epub>. Acesso em: 11 jan. 2021.

COMPANHIA DE PESQUISA DE RECURSOS MINERAIS. **Mapa geológico do estado do Amazonas**. Manaus: CPRM, 2006. 1 mapa, color. Escala 1:1.000.000. Disponível em: http://www.cprm.gov.br/publique/media/geologia_basica/cartografia_regional/mapa_amazonas.pdf. Acesso em: 10 jan. 2020.

COMPANHIA DE PESQUISA DE RECURSOS MINERAIS. **Mapa geológico e de recursos minerais do estado de Rondônia**. Porto Velho: CPRM, 2007. 1 mapa, color. Escala 1:1.000.000. Disponível em: http://rigeo.cprm.gov.br/xmlui/bitstream/handle/doc/10277/Mapa_Rondonia.pdf?sequence=2&isAllowed=y. Acesso em: 11 jan. 2021.

DANTAS, M. E.; ADAMY, A. Compartimentação do relevo do estado de Rondônia. In: ADAMY, A. (org.). **Geodiversidade do estado de Rondônia**. Porto Velho: CPRM, 2010. cap. 3, p. 37-54. Disponível em: http://rigeo.cprm.gov.br/xmlui/bitstream/handle/doc/15691/Geodiversidade_RO.pdf?sequence=2&isAllowed=y. Acesso em: 11 jan. 2021.

DANTAS, M. E.; SHINZATO, E.; ADAMY, A.; TEIXEIRA, W. G.; LUMBREAS, J. F. Análise integrada das paisagens do estado de Rondônia. In: LUMBREAS, J. F.; SILVA, L. M. da; ANJOS, L. H. C. dos; OLIVEIRA, V. A. de; WADT, P. G. S.; PEREIRA, M. G.; DELARMEILINDA-HONORÉ, E. A.; BURITY, K. T. L. (ed.). **Guia de campo da XII Reunião Brasileira de Classificação e Correlação de Solos: RCC de Rondônia**. Brasília, DF: Embrapa, 2019. E-book. cap. 4. Disponível em: <http://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/203098/1/Guia-de-campo-da-XII-RCC-Rondonia.epub>. Acesso em: 11 jan. 2021.

DELARMEILINDA, E. A. **Solos desenvolvidos nas bacias sedimentares do Acre e do Solimões, Amazônia Sul-Ocidental**. 2015. 144 f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) – Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife. Disponível em: <http://www.tede2.ufrpe.br:8080/tede2/bitstream/tede2/5400/2/Elaine%20Almeida%20Delarmelinda.pdf>. Acesso em: 11 jan. 2021.

DESBRAVAR, conhecer, mapear: memórias do Projeto Radam/Radambrazil. Rio de Janeiro: IBGE, Gerência de Bibliotecas e Acervos Especiais, 2018. 364 p. Disponível em: <https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/livros/liv101614.pdf>. Acesso em: 13 jan. 2021.

ESTADOS UNIDOS. Department of Agriculture. Natural Resources Conservation Service. Soil Survey Staff. **Soil taxonomy: a basic system of soil classification for making and interpreting soil surveys**. 2nd ed. Washington, DC, 1999. 869 p. (USDA. Agriculture handbook, 436). Disponível em: https://www.nrcs.usda.gov/Internet/FSE_DOCUMENTS/nrcs142p2_051232.pdf. Acesso em: 10 ago. 2020.

FALESI, I. C.; SANTOS, W. H. dos; VIEIRA, L. S. Os solos da colônia agrícola de Tomé-Açu. **Boletim Técnico do IPEAN**, n. 44, 1964. Disponível em: <https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/146463/1/BOLETIM-TECNICO-IPEAN-44-1964.pdf>. Acesso em: 13 jan. 2021.

FALESI, I. C. **Solos de Monte Alegre**. Belém, PA: IPEAN, 1970. 127 p. (IPEAN. Solos da Amazônia, v. 2, n. 1). Disponível em: <http://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/147295/1/SOLOS-MONTE-ALEGRE-.pdf>. Acesso em: 13 jan. 2021.

FERNANDES, L. C.; SILVA, R. B. da; GUIMARÃES, S. C. P. (coord.). **Zoneamento socioeconômico-ecológico do estado de Rondônia: vinte e um anos de zoneamento socioeconômico e ecológico do estado de Rondônia**. Planejamento para o desenvolvimento sustentável e proteção ambiental. Porto Velho: SEDAM, 2010. 59 p. Disponível em: http://www.amazonia.cnptia.embrapa.br/publicacoes_estados/Rondonia/ZEE_Rondonia.pdf. Acesso em: 16 jan. 2021.

GAMA, J. R. N. F. **Caracterização e formação de solos com argila de atividade alta do estado do Acre**. 1986. 150 f. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Itaguaí. Disponível em: <https://www.alice.cnptia.embrapa.br/alice/bitstream/doc/402373/1/TeseCOMPLETA.pdf>. Acesso em: 13 jan. 2021.

GAMA, J. R. N. F.; KUSABA, T.; OTA, T.; AMANO, Y. Influência de material vulcânico em alguns solos do estado do Acre. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 16, n. 1, p. 103-106, 1992. Disponível em: https://www.agencia.cnptia.embrapa.br/Repositorio/artigo+para+texto-de-castanh+a1_000g1f3xajw02wx5ok00gmbp4dijyqky7.pdf. Acesso em: 13 jan. 2021.

IBGE. **Estado de Rondônia: pedologia: mapa exploratório de solos**. Rio de Janeiro, 2006. 1 mapa, color. Escala 1:1.000.000. Disponível em: <https://geoftp.ibge.gov.br/>

informacoes_ambientais/pedologia/mapas/unidades_da_federacao/ro_pedologia.pdf. Acesso em: 10 jan. 2021.

IBGE. **Estado do Acre**: geologia. Rio de Janeiro, 2005a. 1 mapa, color. Escala 1:1.000.000. Disponível em: https://geoftp.ibge.gov.br/informacoes_ambientais/geologia/levantamento_geologico/mapas/unidades_da_federacao/ac_geologia.pdf. Acesso em: 10 jan. 2021.

IBGE. **Estado do Acre**: pedologia: mapa exploratório de solos. Rio de Janeiro, 2005b. 1 mapa, color. Escala 1:1.000.000. Disponível em: https://geoftp.ibge.gov.br/informacoes_ambientais/pedologia/mapas/unidades_da_federacao/ac_pedologia.pdf. Acesso em: 10 jan. 2021.

IBGE. **Estado do Amazonas**: geologia. Rio de Janeiro, 2010a. 1 mapa, color. Escala 1:1.800.000. Disponível em: https://geoftp.ibge.gov.br/informacoes_ambientais/geologia/levantamento_geologico/mapas/unidades_da_federacao/am_geologia.pdf. Acesso em: 10 jan. 2021.

IBGE. **Estado do Amazonas**: pedologia: mapa exploratório de solos. Rio de Janeiro, 2010b. 1 mapa, color. Escala 1:1.800.000. Disponível em: https://geoftp.ibge.gov.br/informacoes_ambientais/pedologia/mapas/unidades_da_federacao/am_pedologia.pdf. Acesso em: 10 jan. 2021.

IBGE. **Manual técnico de pedologia**. 3. ed. Rio de Janeiro, 2015. 430 p. Disponível em: <https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/livros/liv95017.pdf>. Acesso em: 13 jan. 2021.

IBGE. **Mapa de solos das Folhas SB/SC.18 - Javari/Contamana, SB.19 - Juruá, SC.19 - Rio Branco, SC.20 - Porto Velho e SD.20 - Guaporé**. Rio de Janeiro, 2004. Escala 1:250.000. Contrato IBGE/SIVAM.

JACOMINE, P. K. T.; CAMARGO, M. N. **Classificação pedológica nacional em vigor**. Recife, 1995. Não publicado.

KER, J. C.; MOTTA, P. E. F. da; OLIVEIRA, V. A. de. Levantamentos pedológicos e a evolução do conhecimento dos solos no Brasil. In: CURI, N.; KER, J. C.; NOVAIS, R. F.; VIDAL-TORRADO, P.; SCHAEFER, C. E. G. R. (ed.). **Pedologia: solos dos biomas brasileiros**. Viçosa, MG. Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2017. cap. 1, p. 1-45.

LIMA, M. I. C. de. **Projeto Radam: uma saga amazônica**. Belém, PA: Paka-Tatu, 2008. 132 p.

LUMBRERAS, J. F.; SILVA, L. M. da; ANJOS, L. H. C. dos; OLIVEIRA, V. A. de; WADT, P. G. S.; PEREIRA, M. G.; DELARME LINDA-HONORÉ, E. A.; BURITY, K. T. L. (ed.). **Guia de campo da XII Reunião Brasileira de Classificação e Correlação de Solos**: RCC de Rondônia. Brasília, DF: Embrapa, 2019. E-book. Disponível em: <http://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/203098/1/Guia-de-campo-da-XII-RCC-Rondonia.epub>. Acesso em: 6 jan. 2021.

MAIA, R. G. N.; GODOY, H. K.; YAMAGUTI, H. S.; MOURA, P. A. de; COSTA, F. S. F. da; HOLANDA, M. A. de; COSTA, J. A. de. **Projeto Carvão no Alto Solimões**: relatório

final. Manaus: CPRM/DNPM, 1977. v. 1. Disponível em: http://rigeo.cprm.gov.br/xmlui/bitstream/handle/doc/9392/rel_carvao_alto_solimoes_finalv1.pdf?sequence=1&isAllowed=y. Acesso em: 13 jan. 2021.

MARBUT, C. F.; MANIFOLD, C. B. The soils of the Amazon basin in relation to their agricultural possibilities. **Geography Review**, v. 16, n. 3, p. 414-442, 1926. DOI: <https://doi.org/10.2307/208711>.

MENDONÇA, B. A. F. de. **Geoambientes, pedogênese e uso da terra no setor norte do Parque Nacional da Serra do Divisor, Acre**. 2007. 112 f. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG. Disponível em: <https://www.locus.ufv.br/handle/123456789/5392>. Acesso em: 13 jan. 2021.

OLIVEIRA, V. A. de. O Projeto Radam/Radambrasil e a pedologia nacional. In: DESBRAVAR, conhecer, mapear: memórias do Projeto Radam/Radambrasil. Rio de Janeiro: IBGE, Gerência de Bibliotecas e Acervos Especiais, 2018. p. 69-85. Disponível em: <https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/livros/liv101614.pdf>. Acesso em: 13 jan. 2021.

OLIVEIRA, V. A. de. Relações solo-paisagem entre os Municípios de Cruzeiro do Sul e Rio Branco, no Estado do Acre. In: ANJOS, L. H. C. dos; SILVA, L. M. da; WADT, P. G. S.; LUMBRERAS, J. F.; PEREIRA, M. G. (ed.). **Guia de campo da IX Reunião Brasileira de Classificação e Correlação de Solos**. Brasília, DF: Embrapa, 2013. cap. 6, p. 131-145. Disponível em: <http://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/88499/1/24668.pdf>. Acesso em: 11 jan. 2021.

PROJETO de Proteção do Meio Ambiente e das Comunidades Indígenas - PMACI I. In: DIAGNÓSTICO geoambiental e socioeconômico: área de influência da BR-364: trecho Porto Velho/Rio Branco. Rio de Janeiro: IBGE/IPEA, 1990.

PROJETO de Proteção do Meio Ambiente e das Comunidades Indígenas - PMACI II. In: DIAGNÓSTICO geoambiental e socioeconômico: área de influência da BR-364: trecho Rio Branco/Cruzeiro do Sul. Rio de Janeiro: IBGE/IPEA, 1994.

PROJETO Radambrasil. **Comissão Executiva do Projeto Radambrasil**: informações básicas 2. Rio de Janeiro: Departamento Nacional de Produção Mineral, 1981.

PROJETO Radambrasil. **Folhas SB/SC. 18 Javari/Contamana**: geologia, geomorfologia, pedologia, vegetação, uso potencial da terra. Rio de Janeiro, 1977a. 413 p. (Levantamento de recursos naturais, v. 13).

PROJETO Radambrasil. **Folha SB. 19 Juruá**: geologia, geomorfologia, pedologia, vegetação, uso potencial da terra. Rio de Janeiro, 1977b. 430 p. (Levantamento de recursos naturais, v. 15).

PROJETO Radambrasil. **Folha SC. 19 Rio Branco**: geologia, geomorfologia, pedologia, vegetação, uso potencial da terra. Rio de Janeiro, 1976. 458 p. (Levantamento de recursos naturais, v. 12).

PROJETO Radambrasil. **Folha SC. 20 Porto Velho:** geologia, geomorfologia, pedologia, vegetação, uso potencial da terra. Rio de Janeiro, 1978. 663 p. (Levantamento de recursos naturais, v. 16).

PROJETO Radambrasil. **Folha SD. 20 Guaporé:** geologia, geomorfologia, pedologia, vegetação, uso potencial da terra. Rio de Janeiro, 1979. 364 p. (Levantamento de Recursos Naturais, v. 19).

RODRIGUES, T. E.; PALMIERI, F.; CAMARGO, M. N.; JACOMINE, P. K. T.; LARACH, J. O. I.; SANTOS, R. D. dos; SILVA, J. M. L. D.; SANTOS, P. L. dos. **Estudo expedito de solos do Território Federal de Rondônia para fins de classificação, correlação e legenda preliminar.** Rio de Janeiro: EMBRAPA-SNLCS, 1980. 145 p. (EMBRAPA-SNLCS. Boletim técnico, 73). Disponível em: <http://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/62834/1/CNPS-BOL-TEC-73-80.pdf>. Acesso em: 16 jan. 2021.

SANTOS, H. G. dos; JACOMINE, P. K. T.; ANJOS, L. H. C. dos; OLIVEIRA, V. A. de; OLIVEIRA, J. B. de; COELHO, M. R.; LUMBRERAS, J. F.; CUNHA, T. J. F. (ed.). **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos.** 2. ed. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2006. 306 p. Disponível em: <http://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/93143/1/sistema-brasileiro-de-classificacao-dos-solos2006.pdf>. Acesso em: 16 jan. 2021.

SANTOS, H. G. dos; JACOMINE, P. K. T.; ANJOS, L. H. C. dos; OLIVEIRA, V. A. de; LUMBRERAS, J. F.; COELHO, M. R.; ALMEIDA, J. A. de; CUNHA, T. J. F.; OLIVEIRA, J. B. de. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos.** 3. ed. rev. e ampl. Brasília, DF: Embrapa, 2013. 353 p.

SANTOS, H. G. dos; JACOMINE, P. K. T.; ANJOS, L. H. C. dos; OLIVEIRA, V. A. de; LUMBRERAS, J. F.; COELHO, M. R.; ALMEIDA, J. A. de; ARAUJO FILHO, J. C. de; OLIVEIRA, J. B. de; CUNHA, T. J. F. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos.** 5. ed. rev. e ampl. Brasília, DF: Embrapa, 2018. E-book. Disponível em: <http://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/181677/1/SIBCS-2018-ISBN-9788570358172.epub>. Acesso em: 2 jan. 2020.

SCHAEFER, C. E. G. R. Clima e paleoclima do Acre: memórias e cenários da aridez quaternária na Amazônia e implicações pedológicas. In: ANJOS, L. H. C. dos; SILVA, L. M. da; WADT, P. G. S.; LUMBRERAS, J. F.; PEREIRA, M. G. (ed.). **Guia de campo da IX Reunião Brasileira de Classificação e Correlação de Solos.** Brasília, DF: Embrapa, 2013. cap. 3, p. 59-79. Disponível em: <http://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/88499/1/24668.pdf>. Acesso em: 11 jan. 2021.

SCHAEFER, C. E. G. R.; LIMA, H. N. de; TEIXEIRA, W. G.; VALE JUNIOR, J. F. do; SOUZA, K. W. de; CORRÊIA, G. R.; MENDONÇA, B. A. F. de; AMARAL, E. F. do; CAMPOS, M. C.; RUIVO, M. de L. P. Solos da região amazônica. In: CURI, N.; KER, J. C.; NOVAIS, R. F.; VIDAL-TORRADO, P.; SCHAEFER, C. E. G. R. (ed.). **Pedologia: solos dos biomas brasileiros.** Viçosa, MG: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2017. cap. 3, p. 111-175.

SOMBROEK, W. G. **Amazon soils:** a reconnaissance of the soils of the Brazilian Amazon region. Wageningen: Centre for Agricultural Publications and Documentation, 1966. Disponível em: <https://library.wur.nl/WebQuery/wurpubs/fulltext/197516>. Acesso em: 16 jan. 2021.

Sistema plantio direto no sudoeste da Amazônia Ocidental

Aspectos físicos, químicos e biológicos

Fábio Régis de Souza | Anderson Cristian Bergamin | Elaine Cosma Fiorelli | Jairo André Schlindwein | Lenita Aparecida Conus Venturoso | Luciano dos Reis Venturoso | Wilk Sampaio de Almeida

Introdução

O manejo do solo é a combinação de todas as operações de preparo do solo, práticas culturais, calagem, adubação e outros tratamentos conduzidos ou aplicados ao solo visando à produção de culturas (Souza et al., 2019). Entre os manejos mais frequentes adotados pelos produtores rurais da região amazônica, estão o preparo convencional do solo e, mais recentemente, o sistema plantio direto, cujo uso se encontra em expansão em Rondônia.

O preparo convencional do solo consiste no conjunto de operações mecânicas com o objetivo de viabilizar a semeadura e controlar as plantas daninhas, visando à implantação de determinado cultivo. As operações mecânicas mais comuns usadas no preparo convencional do solo são aração, gradagem e escarificação/subsolagem.

Na operação de aração, é empregado o arado de discos ou de aivecas, que inverte parcial ou completamente a camada do solo na profundidade de trabalho do implemento (Souza et al., 2019). Vale ressaltar que o uso dessa operação tem sido pouco adotado na região.

A redução do uso de arados se deve em virtude da disponibilidade no mercado de grades aradoras que possuem discos de 36" ou mais, que usualmente substituem os arados no preparo

inicial do solo, melhorando o desempenho operacional. A gradagem é uma operação que tem como função destorroar, incorporar e nivelar o solo (Souza et al., 2019).

Além de grades, os subsoladores constantemente têm sido utilizados em áreas agrícolas da região devido à presença de camadas compactadas de solo. A subsolagem tem como finalidade reduzir a compactação subsuperficial do solo, em camadas inferiores a 0,30 m de profundidade, sem inversão do solo e com o mínimo de mistura entre as camadas.

De forma alternativa e mais sustentável ao preparo convencional do solo (que utiliza arados, grades e subsoladores), agricultores vêm utilizando o sistema plantio direto. Apesar de não haver dados oficiais sobre a área cultivada com esse sistema, nota-se que os produtores têm se conscientizado da importância de seu uso. Estima-se que Rondônia tenha aproximadamente 4,2 milhões de hectares de terras apropriadas para a implantação do sistema de plantio direto (Mendes et al., 2011).

Os pilares de sustentação do sistema plantio direto são: revolvimento do solo apenas nos sulcos ou covas de semeadura, rotação de culturas e cobertura vegetal permanente (viva ou morta) do solo. De acordo com Sá (1999), o sistema plantio direto apresenta quatro fases:

- Fase 1 (Inicial): de 0 a 5 anos, quando se começa a ter rearranjo da estrutura do solo. Apresenta baixo teor de matéria orgânica, baixo acúmulo de palhada e inicia-se o restabelecimento de biomassa microbiana, aumentando a exigência de nitrogênio (N).
- Fase 2 (Transição): de 5 a 10 anos, tem-se a reagregação das partículas, início do acúmulo de matéria orgânica, início do acúmulo de palhada, início do acúmulo de fósforo e a imobilização de N \geq que a sua mineralização.
- Fase 3 (Consolidação): de 10 a 20 anos, tem-se o acúmulo de palhada, aumento da capacidade troca de cátions (CTC), e a imobilização de N < que a mineralização e aumento da ciclagem de nutrientes.
- Fase 4 (Manutenção): > 20 anos, ocorre um fluxo contínuo de N e carbono (C), elevação do acúmulo de palhada, maior retenção de água no solo, maior ciclagem de nutrientes e menor exigência de N e P nas adubações.

É evidente que o uso de maneira correta do sistema plantio direto torna a atividade agrícola mais sustentável, além de poder com o tempo reduzir os custos de produção. Contudo, apesar de existirem várias discussões e informações sobre o sistema plantio direto para outras regiões do País, os estudos sobre seu uso na Amazônia são escassos e, portanto, importantes e necessários, já que a região possui altas taxas de precipitação pluviométrica e altas temperaturas, o que favorece a rápida decomposição da matéria orgânica e lixiviação dos nutrientes, degradando os solos da região.

Atributos químicos do solo em plantio direto na Amazônia Ocidental

Os solos de Rondônia são em sua maioria Latossolos e Argissolos, que em geral apresentam boa aptidão para usos na agricultura e pecuária

(Sedam, 2012). Entretanto, originalmente são na maioria das vezes muito ácidos e com baixa fertilidade natural, assim como a maioria dos solos das regiões tropicais no Brasil e no mundo. Um levantamento da fertilidade feito por Schlindwein et al. (2008), em 575 análises de solos de produtores de vários municípios de Rondônia, feitas no Laboratório de Solos da Fundação Universidade Federal de Rondônia (UNIR), demonstrou que a maioria dos solos do estado (61%) apresentava pH menor do que 5,5, o que é considerado baixo. Nesses casos ocorre menor eficiência e disponibilidade dos principais nutrientes às plantas, e pode ocorrer altos teores de Al, que causam toxidez às raízes das plantas, diminuindo o crescimento e a absorção de água e nutrientes. No mesmo trabalho, verificou-se que 82% dos solos apresentava saturação por bases menor do que 60%, e 84% dos solos apresentavam teores baixos ou muito baixos de P, sendo este considerado o nutriente de maior problema de fertilidade. Por fim, 53% dos solos apresentavam teores de K baixos ou muito baixos, e 48% dos solos apresentavam teores de matéria orgânica baixos.

Os resultados desse levantamento se referiam a uma grande proporção de amostras de solos cultivados com pastagens, pois naquela época a agricultura ocupava menor quantidade de área. Atualmente as áreas utilizadas pela agricultura, incluindo café, são de aproximadamente 800 mil hectares, enquanto as áreas de pastagem são em torno de 8 milhões de hectares (IBGE, 2020).

A diferença entre a fertilidade do solo cultivado com pastagens e com cultivos de grãos pode ser muito grande. Pastagens do gênero *Brachiaria* (braquiária) podem produzir relativamente bem em solos com baixa fertilidade, podendo sustentar uma pecuária de baixo retorno econômico. Entretanto, culturas de grãos produzem muito pouco em solos de baixa fertilidade, geralmente inviabilizando investimentos nessas condições. Assim, quando agricul-

tores optam por cultivos de grãos, geralmente possuem maior nível tecnológico e capital de investimentos e realizam correção de acidez e adubações para melhorar a fertilidade do solo.

Estudos feitos em vários solos de alguns municípios de Rondônia demonstraram que pastagens exploradas em até 20 a 30 anos não apresentaram diferenças significativas nos principais atributos químicos de avaliação da fertilidade dos solos (pH, P, K, Ca, Mg, Al e CTC) em relação a áreas próximas mantidas intactas com mata nativa (Rudnick, 2015; Henrique, 2016; Mikos, 2017; Cavalcante, 2018); ou seja, esses atributos não diminuíram significativamente em função dos usos e manejos. Nesses mesmos estudos, solos que eventualmente recebiam pequenas doses de calcário ou fertilizantes raramente se diferiam daqueles que não haviam recebido nada. Por outro lado, também se demonstrou que ocorreram diferenças significativas nos teores de matéria orgânica, pois os dados médios ajustados mostraram que os teores observados em pastagens comparadas com as matas tiveram diminuição média de 17,0%, variando entre menos 9,3% e menos 23,1%. As propriedades físicas também tiveram diferenças significativas, com aumento da densidade do solo (+14,8%) e diminuição da macroporosidade (-39,0%) e porosidade total (-11,6%).

Moreira (2018), estudando os efeitos residuais de calcário, fósforo e potássio em pastagens em Latossolo Vermelho-Amarelo no município de Rolim de Moura, RO, verificou que somente altas doses de calcário (até 8 t ha⁻¹) e fósforo (até 0,8 t ha⁻¹ de P₂O₅) em pastagens podem manter efeito residual de pH, Ca, Mg, P e V% por anos (mais de 7 anos), com aumentos significativos na produção de massa seca de braquiária. Já altas adubações de K (até 0,8 t ha⁻¹ de K₂O) não deixaram efeito residual após 7 anos e aumentaram a produtividade até somente 3 anos.

Os resultados adaptados de Moreira (2018) mostraram também que, quando os demais

nutrientes do solo estavam com teores adequados, as adições de calcário, fósforo, potássio e nitrogênio, isoladamente, fizeram aumentar a produção média da massa seca de braquiária avaliada em seis cortes, entre 2011 e 2012, em 731,57 kg ha⁻¹ por tonelada de calcário aplicado e em 17,66 kg ha⁻¹; 10,26 kg ha⁻¹ e 5,37 kg ha⁻¹ de massa seca por kg de Nitrogênio, P₂O₅ e K₂O, aplicado, respectivamente.

Altas doses de K poderiam se acumular no solo na forma residual. Entretanto, esse elemento é muito solúvel no solo, podendo ter vários destinos: ser absorvido pelas plantas e exportado do local de adubação, ser perdido por erosão, ser perdido por lixiviação, ser redistribuído no solo ou acumular-se em determinados locais (rodeio de gado, baixadas no terreno). Já o fósforo fica menos disponível no solo, pois reage muito fortemente com óxidos e hidróxidos de ferro e alumínio presentes em grandes quantidades nos solos tropicais, como os de Rondônia. Além disso, parte significativa do fósforo aplicado nas formas inorgânicas passa para formas orgânicas, não sendo detectada pelas metodologias tradicionais de análise de solo, mas que deve ajudar na disponibilidade para as plantas.

Selhorst (2019), estudando o mesmo solo que Moreira (2018), cultivado com pastagens, e um outro experimento com cultivos de grãos em preparos convencional e plantio direto, conduzidos por mais de 10 anos em Latossolo Vermelho-Amarelo em Rolim de Moura, RO, verificou que a maior parte do fósforo aplicado na forma inorgânica estava disponível nas formas orgânicas (provenientes dos resíduos vegetais, tecido microbiano e dos produtos de sua decomposição), determinadas em fracionamento de fósforo. Além disso, Selhorst (2019) constatou que o fósforo se acumula em maior quantidade na superfície do solo cultivado no sistema plantio direto e consegue migrar parcialmente em profundidade. Porém, na média das camadas de 0,0-0,10 m e de 0,10-0,20 m de profundidade, o fósforo não se diferencia dos teores na camada

de 0,0-0,20 m do solo no sistema convencional de cultivo. Moreira (2018) também observou migração parcial de P em profundidade e a influência do manejo em outros atributos de fertilidade em função da aplicação superficial de calcário e fósforo (aumento do pH e dos teores de Ca em profundidade paralelo à diminuição de Al).

Os teores de fósforo e potássio geralmente não se diferenciam na média das camadas até 0,20 m de profundidade dos solos cultivados no sistema convencional ou sistema plantio direto. Então, como explicar por que muitas vezes os rendimentos das culturas são maiores no sistema plantio direto? Possivelmente, esse fator pode ser decorrente dos teores de matéria orgânica, que geralmente são maiores, e do conjunto de condições favoráveis do sistema plantio direto, beneficiando as plantas.

Um experimento com sistemas de cultivos de solo (incluindo plantio direto) e de rotações de culturas, conduzido por mais de 10 anos na Fazenda Experimental (Agronomia/UNIR/Rolim de Moura), indica que os teores de carbono orgânico do solo foram maiores no sistema plantio direto se comparado ao sistema convencional (Fiorelli, 2017).

Dentre as condições de solos do sistema plantio direto favoráveis ao crescimento das plantas, destacam-se: a maior concentração de nutrientes e matéria orgânica nas camadas superficiais, onde tem maior quantidade de raízes capazes de absorção de água e nutrientes do solo; maior concentração de restos culturais e matéria orgânica, resultando em um ambiente de maior umidade e menor variação térmica, quando comparado com os solos do sistema convencional, propiciando maior crescimento de raízes na região; e maior atividade microbiana, que também ajuda na reciclagem de nutrientes, entre outras condições favoráveis. No sistema plantio direto, também pode haver diminuição de perdas de solo e nutrientes por erosão, entre outras vantagens.

Sch lindwein et al. (2014), avaliando experimentos com usos de calcário, verificaram que as doses aplicadas em alguns solos de Rondônia, baseadas no método de saturação por bases, não estavam elevando alguns atributos de fertilidade dos solos até os valores desejados, e as respostas das plantas à aplicação de calcário, para alguns casos, também não eram como esperado. Isso poderia ser porque as aplicações de calcário eram feitas pela primeira vez no solo, e, nesses casos, a acidez potencial poderia ser elevada, dificultando sua correção e elevação do pH até pelo menos o valor de 5,5.

As recomendações de aplicação de calcário feitas pela Embrapa Rondônia são para a elevação da saturação por bases para valores entre 50% e 60% para a maioria das culturas. Nos trabalhos de incubação de calcário em 20 solos de Rondônia, adaptados por Sch lindwein et al. (2014), foi verificado que seria necessário elevar a saturação de bases a 67,6% para que o pH desses solos aumentasse para a média de 5,5, valor considerado o mínimo necessário para boa disponibilidade de nutrientes e para evitar a toxidez por alumínio.

Além disso, segundo Sch lindwein et al. (2014), a capacidade de troca catiônica (CTC) do solo influi fortemente na relação entre saturação por bases e pH. Assim, a sugestão para que o pH fique em 5,5 deveria elevar a saturação por bases para 37,4%; 55,3%; 68,4%; 73,8% e 79,7% para os solos com CTC entre 2,5-5,0 $\text{cmol}_c \text{kg}^{-1}$; 5,1-7,5 $\text{cmol}_c \text{kg}^{-1}$; 7,6-10,0 $\text{cmol}_c \text{kg}^{-1}$; 10,1-12,5 $\text{cmol}_c \text{kg}^{-1}$ e 12,6-15,0 $\text{cmol}_c \text{kg}^{-1}$, respectivamente. Para que o pH fique em 6,0, a saturação de bases deveria ser elevada para 44,0%; 59,7%; 73,4%; 77,9% e 81,7% para os solos com CTC entre 2,5-5,0 $\text{cmol}_c \text{kg}^{-1}$; 5,1-7,5 $\text{cmol}_c \text{kg}^{-1}$; 7,6-10,0 $\text{cmol}_c \text{kg}^{-1}$; 10,1-12,5 $\text{cmol}_c \text{kg}^{-1}$ e 12,6-15,0 $\text{cmol}_c \text{kg}^{-1}$, respectivamente.

O método utilizado atualmente para determinar a dose de calcário é o da saturação por bases, descrita na Equação 1:

$$NC = T(V1 - V2)/PRNT \quad (1)$$

Em que:

NC é a necessidade de calcário.

T = CTC do solo expressa em $\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$.

$V1$ é a saturação por bases que se deseja.

$V2$ é a saturação do solo baseado na análise do mesmo.

$PRNT$ é o poder relativo de neutralização total do calcário.

Assim, o $V1$ desejado deveria ser conforme proposto por Schindwein et al. (2014). Ou seja, o $V1$ dependeria da CTC do solo e, dessa forma, atingir-se-ia pH de pelo menos 5,5, que é o mínimo necessário para melhorar a fertilidade para qualquer cultura.

Os estudos sobre fertilidade do solo no estado de Rondônia ainda são muito escassos, o que torna mais difícil fazer interpretações acerca do assunto fertilidade, bem como fazer sugestões ou recomendações de corretivos e fertilizantes. Outra dificuldade é o fato de que muitos estudos não são amplamente divulgados ou conhecidos.

Em função dessas necessidades, verifica-se a necessidade de mais estudos, especialmente para calibração de corretivos e fertilizantes para as culturas de soja e milho. Grande parte das sugestões e recomendações de uso são baseadas em experimentos feitos há muitos anos, experiências de campo e recomendações de outros programas de outros estados.

Atributos físicos do solo em plantio direto na Amazônia Ocidental

Os atributos físicos do solo abordados neste capítulo são: densidade, porosidade, taxa de infiltração de água e qualidade estrutural do solo.

Densidade e porosidade do solo

A densidade do solo apresenta estreita relação com a sua estrutura, uma vez que influencia diretamente no arranjo e orientação das partículas do solo, bem como a quantidade e geometria dos espaços porosos. Os sistemas de manejo alteram a densidade, sendo que a maioria dos métodos de preparo causam algum nível de compactação do solo em relação às condições naturais. Vários autores, em estudos conduzidos também na Amazônia brasileira, relataram menores valores de densidades do solo em áreas de mata nativa (Araújo et al., 2004; Rudnick, 2015), enquanto outros descrevem aumentos na densidade em camadas superficiais em áreas de plantio direto (Falleiro et al., 2003; Bilibio et al., 2010), em subsuperfície em preparos convencionais (Fuentes-Llanillo et al., 2013), bem como em áreas de pastagens devido ao intenso pisoteio animal (Valladares et al., 2011; Neves Júnior et al., 2013).

O tráfego de máquinas e implementos na superfície do solo e o pisoteio de animais em ocasiões de maior umidade do solo podem provocar a compactação do solo, com efeitos negativos sobre a porosidade, principalmente a macroporosidade (Dexter et al., 2007).

A adoção do preparo convencional na região de Rondônia tem proporcionado, inicialmente, maior quantidade de macroporos em superfície devido ao intenso revolvimento, enquanto, no plantio direto, encontram-se os menores valores de macroporos, fato associado à intensa circulação de máquinas e à ausência de revolvimento, favorecendo a compactação superficial. A microporosidade é pouco influenciada pelo manejo, mas principalmente das frações que compõem o solo.

A textura e o teor de matéria orgânica são as características que mais têm afetado a quantidade de microporos, enquanto a densidade do solo pouco a influencia (Jorge et al., 2012). Sil-

veira Neto et al. (2006) observaram que o plantio direto contínuo propiciou maior valor de densidade do solo e menores valores de macroporosidade e porosidade total do que o sistema de plantio convencional seguido anualmente de um preparo do solo; entretanto, a microporosidade não diferiu em função dos sistemas de manejo avaliados.

Altos valores de densidade do solo que vêm sendo observados em sistemas de plantio direto estão diretamente relacionados à acomodação natural das partículas e ao tráfego de máquinas pesadas sobre as áreas (Rossetti; Centurion, 2013). Estudos realizados pelo GPPV em Latossolo Vermelho-Amarelo de textura argilosa por quatro anos consecutivos em diferentes áreas de manejo do solo em Ariquemes, RO, demonstraram que áreas com plantio direto apresentaram média de densidade de $1,30 \text{ Mg m}^{-3}$, nas profundidades de 0,05-0,10 m e 0,10-0,15 m. Esse fenômeno tem feito com que alguns agricultores, eventualmente, utilizem o escarificador ou subsolador em suas áreas sob plantio direto.

Pesquisas realizadas por Venturoso (2014) durante 2 anos com atributos físicos em diferentes sistemas de manejo na região da Zona da Mata de Rondônia demonstram que a prática da subsolagem, em um primeiro momento, após sua utilização na área, pode proporcionar maior porosidade total e menor densidade, tanto em preparo convencional como em plantio direto. Entretanto, em uma segunda safra, verificou-se que os atributos do solo retomaram a sua condição inicial (alta capacidade de resiliência) e concluiu-se que não há necessidade de mobilização do solo, mesmo que esporadicamente, com subsolador no sistema de plantio direto, bem como nos sistemas convencionais, onde o solo retorna rapidamente às condições restritivas para o desenvolvimento das plantas. Os benefícios do plantio direto com a simples presença de palha na superfície também foram observados pelo grupo de pesquisa na região

de Ariquemes, RO, que observou redução nos valores de densidade do solo na camada superficial (0,0-0,05 m), com valores médios de $1,0 \text{ Mg m}^{-3}$, não diferindo entre as espécies vegetais utilizadas para cobertura do solo.

Estudos visando elevar a qualidade dos solos da Amazônia têm se intensificado na última década, porém, ainda são poucos os resultados observados em novas áreas agrícolas que estão utilizando o sistema plantio direto. Assim, as atividades de exploração agropecuária nos solos amazônicos devem ser cuidadosamente planejadas, e as práticas de conservação do solo devem ser aplicadas desde o início de seu uso, visando conservar e/ou aumentar o potencial produtivo do solo e a obtenção do máximo rendimento dos cultivos.

Taxa de infiltração da água no solo

A infiltração de água no solo é um importante componente em superfície e subsuperfície, além de ser parâmetro chave nas simulações de processos hidrológicos (Oliveira et al., 2015; Hu et al., 2018). A infiltração é o processo pelo qual a água atravessa a interface atmosfera-solo no sentido vertical (Almeida, 2012; Almeida et al., 2018). Ao conhecer a taxa de infiltração de um solo, pode-se estimar a quantidade de água capaz de infiltrar sem causar escoamento superficial em uma área (Santos; Pereira, 2013). Inicialmente, a taxa de infiltração da água é elevada e decresce em função do tempo, tornando-se linear de acordo com a saturação do solo (Silva et al., 2017).

Na agricultura, conhecer a taxa de infiltração é de grande importância, visto que é uma característica importante para detectar a eficiência do manejo utilizado no solo e as alterações causadas pelo tempo em seu perfil, além de auxiliar no planejamento de técnicas de irrigação e drenagem (Vilarinho et al., 2013). Para avaliar a qualidade do solo, a taxa de infiltração é considerada um dos atributos físicos mais

importantes, pois associa várias características como a estabilidade de agregados, selamento superficial, distribuição do tamanho e continuidade de poros, poros biológicos e a cobertura do solo (Reichert et al., 2009).

O manejo do solo pode influenciar nas taxas de infiltração da água, uma vez que as condições da superfície do solo são alteradas (Cunha et al., 2015). O revolvimento do solo aumenta a rugosidade na superfície causando menor escoamento, enquanto no solo não revolvido a compactação do solo por trânsito de máquinas é maior, diminuindo a infiltração (Klein; Klein, 2014). Entretanto, Almeida et al. (2018), em trabalho conduzido no estado de Mato Grosso do Sul, em região de transição Cerrado-Pantanal, constataram que a infiltração de água no solo em sistema plantio direto é maior que no convencional, pois é menor a formação de crostas superficiais e é maior o tempo de infiltração. Além disso, os autores verificaram que o aumento da rugosidade, da porosidade e da infiltração de água no solo sob preparo convencional é temporário e decresce rapidamente após o período de preparo do solo e ocorrência de algumas chuvas.

A taxa de infiltração do solo em área sob sistema plantio direto e plantio convencional na Amazônia, com 10 anos de implantação, é semelhante e inicialmente muito alta nos dois sistemas

de manejo, convencional e direto (Figura 1). Contudo, a infiltração diminui rapidamente nos primeiros 15 minutos dos testes e também à medida que o tempo aumenta até o valor se aproximar de um valor constante. Para Almeida et al. (2018), esse valor representa a taxa de infiltração estável de água no solo (TIE). Verifica-se que, a partir dos 30 minutos de avaliação, em ambos os sistemas, as taxas de infiltração são semelhantes visualmente, embora sejam estatisticamente diferentes.

A taxa de infiltração estabilizada (TIE) observada no sistema convencional foi de $50,93 \text{ mm h}^{-1}$ e no direto foi de $65,87 \text{ mm h}^{-1}$, portanto 22,68% menor que a TIE do plantio direto. Embora a TIE do PD seja maior que no plantio convencional, ambas são consideradas muito altas, de acordo com os critérios estabelecidos por Bernardo et al. (2006).

Em estudo de Silva et al. (2017), os autores quantificaram maior taxa de infiltração no preparo convencional em comparação ao sistema plantio direto, devido às alterações físico-estruturais ocorridas neste solo. De outro modo, Santos et al. (2016) constataram taxa de infiltração de 123 mm h^{-1} no sistema plantio direto e de 18 mm h^{-1} em preparo convencional. Isso ocorre porque no sistema plantio direto ocorre aumento da possibilidade da infiltração da água devido à maior rugosidade da superfície do solo (Llanillo et al.,

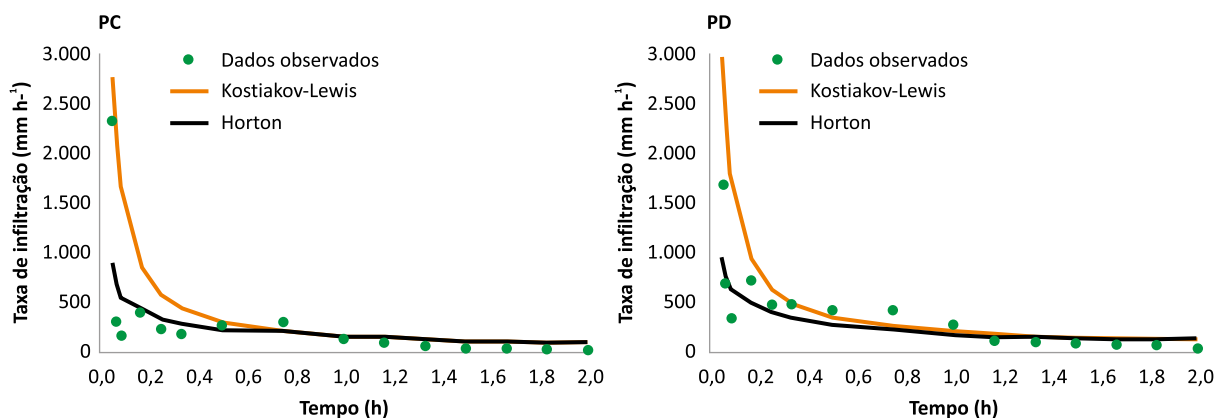


Figura 1. Taxa de infiltração de água pelo método do anel concêntrico em Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico sob sistemas de manejo convencional (PC) e direto (PD), em Rolim de Moura, RO.

2006; Almeida et al., 2016) e pode estar relacionada à continuidade dos poros nesse sistema. Além disso, o preparo convencional destrói a estrutura do solo, alterando sua condição física, o que causa compactação nas camadas superficiais, reduzindo a taxa de infiltração (Sato et al., 2012; Almeida et al., 2016, 2018).

O ajuste dos modelos às taxas de infiltração observadas em campo pode ser verificado por meio da análise gráfica (Figura 1) e pelos valores dos índices estatísticos (Tabela 1). Para a raiz quadrada do erro médio (RMSE), os ajustes foram semelhantes para os dois modelos testados, embora para o modelo de Horton os valores de RMSE foram menores, ainda que esses não estejam tão próximos a zero, o que indicaria ajuste perfeito.

Os valores da eficiência de Nash-Sutcliffe (NSE) obtidos para os dois modelos também foram semelhantes entre si e são considerados aceitáveis, segundo Nash e Sutcliffe (1970), pois são maiores que zero e menores que um. Resultados semelhantes foram verificados por Almeida et al. (2018) para os modelos de Horton e Kostiakov-Lewis em área de Argissolo Vermelho distrófico típico do ecótono Cerrado-Pantanal, em Aquidauana, MS.

Diante disso, a infiltração de água no solo é maior nos sistemas sem revolvimento periódico do solo, independentemente do sistema de cultivo. Os modelos de Kostiakov-Lewis e de Horton podem ser utilizados para estimativa

das taxas de infiltração a partir de dados obtidos com os anéis concêntricos.

Qualidade estrutural do solo

A avaliação visual da estrutura do solo (AVES) é uma medida qualitativa da estrutura do solo obtida diretamente no campo (Ball et al., 2007) e pode representar avaliação rápida, segura, objetiva e de baixo custo para inferir sobre a qualidade do solo, podendo ser utilizada adequadamente por agricultores e/ou qualquer profissional das ciências agrárias (Penning et al., 2015).

O método de AVES proposto por Ball et al. (2007) tem como proposta obter resultados de forma ágil de diferentes camadas do solo e extrair uma nota de qualidade estrutural observando a cor, o tamanho e a forma de agregados. São pontos chave desse método o grau de força aplicado para quebra do agregado, raízes pelo solo, raízes entre e envolta do agregado e a forma do bloco de solo após a fragmentação.

Usando o método AVES, foi realizada a avaliação de diferentes sistemas de manejo do solo na Amazônia Ocidental. Na AVES, notas/escores entre 1 e 2 indicam solos com boa qualidade estrutural, sem necessidade de mudanças necessárias no manejo do solo; de 2 a 3 indicam condições ainda aceitáveis de qualidade estrutural, já valores de 4 a 5 representam limitações, exigindo mudanças no tipo de uso e manejo do solo.

Tabela 1. Índices estatísticos e parâmetros dos modelos ajustados para a taxa de infiltração estimada versus a taxa de infiltração observada em Latossolo Vermelho-Amarelo Distrófico sob sistemas de preparo convencional (PC) e Sistema Plantio Direto (SPD), em Rolim de Moura, RO.

Modelos	PC				SPD			
			RMSE	NSE			RMSE	NSE
Kostiakov-Lewis	A	0,002165292179	9,85	0,33	α	0,0020980	8,30	0,30
	K	3760847,6746			k	4126267,8705		
Horton	B	0,242310857	27,97	0,94	β	0,2285	26,79	0,96

* RMSE: raiz quadrada do erro médio; NSE: eficiência de Nash-Sutcliffe; α , β e k são os parâmetros dos modelos estimados por regressão não linear.

No sistema plantio direto, foram obtidos os menores valores de escores (Qe) quando avaliados dentro das sucessões soja/milho safrinha e soja/feijão na camada de 0,0-0,20 m. No sistema plantio direto com a sucessão soja/milho safrinha, o valor de Qe foi 1,75 intacto, com raízes presentes até 0,10 m de profundidade, faixa distinta de coloração escura até 0,15 m; os agregados quebram facilmente com os dedos, solo solto de fácil fragmentação; presença de poros pelos agregados e raízes entre e envoltas a eles. Essas notas entre 1 e 2 obtidas no sistema plantio direto indicam a melhor qualidade estrutural do solo nesse sistema de cultivo.

Já para o preparo convencional (PRT) com sucessão de soja/milho safrinha, a nota atribuída foi Qe 2 intacto, que destorroa facilmente com presença de raízes até 0,10 m, e observa-se coloração escura por todo o bloco, devido ao revolvimento anual. Já no PRT, com sucessão soja/feijão, a nota atribuída foi Qe 2,5 firmes, com raízes presentes até 0,05 m, faixa ligeiramente escura, agregados pouco porosos, porém solo que fragmenta fácil (Figura 2).

Os sistemas de manejo do solo com o preparo convencional, mediante revolvimento por arados e grades, quando adotados de forma

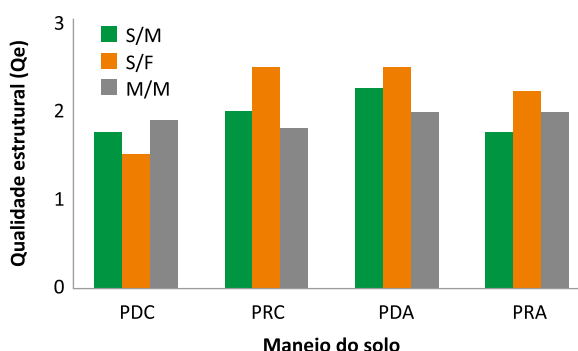


Figura 2. Índices de qualidade estrutural do solo em função de manejos e sucessões de cultivo em um Latossolo Vermelho-Amarelo na Amazônia Ocidental. SPD: sistema plantio direto; PRT: preparo convencional do solo; PDA: plantio direto com subsolagem a cada 4 anos; PRA: preparo convencional com subsolagem a cada 4 anos, Sucessão de plantio: S/M (soja/milho safrinha); S/F (soja/feijão); M/M (milho/milho safrinha).

contínua, proporcionam, ao longo do tempo, maiores alterações nas propriedades físicas do que os sistemas conservacionistas de manejo do solo (Venturoso, 2014), visto que o uso inadequado de máquinas e implementos agrícolas leva à formação de uma camada superficial compactada (Argenton et al., 2005) e à redução do teor de matéria orgânica, principal agente de formação e estabilização dos agregados.

No estado de Rondônia, predominam áreas de pastagens ao invés de lavouras, onde os agregados são maiores e mais estáveis (Rudnick, 2015; Campos et al., 2016). Contudo, Mantovanelli et al. (2015) afirmam que a alta percentagem de agregados com diâmetros maiores não evidencia, em alguns casos, melhores condições de estrutura, uma vez que esses valores de agregados se devem ao fato de o solo estar em nível de compactação e apresentar maior resistência à ruptura.

Diante desse cenário, no estado de Rondônia, vem ocorrendo a substituição gradativa do preparo convencional do solo e de área de pastagens degradadas por sistemas conservacionistas, como o plantio direto, visando proporcionar melhorias na qualidade do solo. Nesses sistemas, os agregados permanecem física e quimicamente protegidos, por apresentarem estruturas com compostos orgânicos inacessíveis à ação dos microrganismos e por apresentarem forte interação entre os compostos orgânicos com os minerais e cátions polivalentes (Vezzani; Mielniczuk, 2011).

Para a manutenção do sistema plantio direto, é fundamental a produção de fitomassa, que ajuda a reduzir a evaporação de água e o impacto das gotas de chuva (Bordin et al., 2003). Por consequência, aumenta-se a proteção contra erosão (Souza et al., 2013), favorece-se a macroporosidade e, associado à ação do sistema radicular das coberturas, propicia-se redução na densidade e na resistência a penetração (Pires et al., 2008), favorecendo a infiltração de água (Suzuki;

Alves, 2006). O Grupo de Pesquisa em Produção Vegetal (GPPV) vem há 7 anos conduzindo trabalhos com diferentes espécies vegetais para cobertura do solo na região de Ariquemes, RO, tendo encontrado maiores valores de diâmetro médio ponderado (DMP) e diâmetro médio geométrico (DMG) no solo com cobertura de *Crotalaria ochroleuca* e o consórcio de milho + *C. ochroleuca* na profundidade de 0,0-0,10 m.

Sistemas conservacionistas, quando utilizados de forma contínua, também podem aumentar a compactação do solo na camada de 0,0-0,10 m de profundidade. Venturoso (2014), avaliando manejos convencionais e conservacionistas com diferentes sucessões de culturas, observou que áreas em plantio direto e plantio direto com subsolagem aos 4 anos de cultivo, mantiveram os valores elevados para o DMG, DMP e índice de estabilidade de agregados (IEA), e atribuiu esse fato à quantidade de matéria orgânica que se concentrou na camada superficial nesses sistemas em todas as sucessões estudadas. Todavia, nas áreas com preparo convencional, os valores de DMP foram inferiores, possivelmente devido à perda de matéria orgânica ocasionada pela ruptura dos agregados, demonstrando, assim, a necessidade de utilização de plantas nas sucessões que contribuam para a manutenção dos agregados no solo.

Diante disso, objetivando manter e elevar a qualidade física dos solos cultivados na Amazônia Ocidental, é necessário investigar mais detalhadamente as respostas das culturas cultivadas em sistema plantio direto na Amazônia.

Atributos microbiológicos do solo em plantio direto na Amazônia Ocidental

Ao longo da história da humanidade, a conversão da vegetação natural para áreas de cultivos anuais ou pastagens sob variados usos e manejos do solo foi responsável por mudanças

nas propriedades do solo, com consequências potencialmente importantes para o balanço de carbono e para a diversidade biológica (Beldini et al., 2015; Milne et al., 2015). Desse modo, tornou-se necessário o uso de práticas adequadas de manejo do solo, que visam preservar ou aumentar sua qualidade.

A crescente preocupação com a sustentabilidade na produção de alimentos tem levado à busca de técnicas de manejo mais adequadas, como os sistemas de plantio direto, que contemplem a conservação do solo e da água, o aumento da produtividade e a redução do custo de produção. Como forma de monitorar a eficiência do manejo do solo, são utilizados indicadores de qualidade. Dentre eles, os indicadores microbiológicos (bioindicadores) de qualidade são capazes de informar por meio das alterações qualitativas e quantitativas na população de microrganismos, como está sendo o impacto das práticas de manejo sobre o ecossistema solo. O estudo desses bioindicadores deve-se ao fato de eles serem dinâmicos e sensíveis para responder rapidamente às modificações que ocorrem no ambiente do solo (Mendes et al., 2015).

Carbono da biomassa microbiana do solo

A biomassa microbiana do solo constitui 2% a 5% da matéria orgânica do solo, representando seu reservatório mais ativo e um dos indicadores de qualidade do solo mais utilizados (Almeida, 2012). Mesmo pequenas alterações nas condições do solo, que possam desencadear uma melhora ou perda da sua qualidade, podem ser detectadas com a análise dos teores de carbono da biomassa microbiana (Rangel-Vasconcelos et al., 2015).

As práticas de manejo e uso do solo podem modificar sua biomassa microbiana. Em ambientes subtropicais, Franchini et al. (2007), Pereira et al. (2010) e Souza et al. (2014), ao compararem o

carbono da biomassa microbiana em sistema plantio direto com o preparo convencional, encontraram maiores valores no plantio direto, atribuindo esse resultado a um aumento da matéria orgânica adicionada ao solo proporcionado por esse sistema de manejo.

Na região Nordeste, Matias et al. (2009) observaram teores superiores de carbono da biomassa microbiana em solo sob sistema plantio direto, comparados aos de áreas de preparo convencional e cerrado recém-desflorestado. No entanto, Rangel e Silva (2007) não encontraram diferenças significativas entre manejo com ausência de revolvimento do solo e o preparo convencional implantado há 4 anos, na camada superficial de um Latossolo localizado na região de Lavras, MG.

Diferentemente desses trabalhos no Brasil e também em outros países (Shi et al., 2013), os resultados encontrados por Fiorelli (2017) na região da Amazônia Ocidental reportam maiores teores de carbono da biomassa microbiana em áreas de manejo agrícola com maior intensidade de revolvimento do solo, que são as áreas de preparo convencional e preparo reduzido, ficando as áreas sob sistema de plantio direto com os menores teores.

De acordo com a autora, os resultados foram em consequência da ação das operações de revolvimento do solo que, ao promover um maior contato entre os resíduos vegetais e o solo, estimulam, mesmo que temporariamente, a população microbiana, provocando aumentos nas taxas de decomposição dos resíduos. Além disso, maiores teores de carbono da biomassa nos preparos com revolvimento do solo podem indicar que, nessas áreas e nas condições, onde foram realizadas as avaliações, existe quantidade adequada de carbono facilmente mineralizável para atender à demanda da manutenção e aumento da microbiota do solo.

No entanto, um aspecto importante deve ser levado em consideração no entendimento desses resultados, pois o revolvimento causa rompimento dos agregados e expõe a fração lábil da matéria orgânica à oxidação, o que afeta os estoques de carbono e nitrogênio no solo (Lisboa et al., 2012; Raiesi; Kabiri, 2016). Além disso, o revolvimento da superfície do solo de forma contínua e a falta de cobertura vegetal contribuem ao longo do tempo para a diminuição das populações de microrganismos nesses ambientes (Pragana et al., 2012).

Dessa forma, a ausência de perturbação do solo, a sucessão/rotação de culturas e a manutenção dos resíduos da cultura na superfície do solo permitem uma decomposição lenta e gradual dos resíduos orgânicos, os quais, associados à fração mineral do solo, levam ao acúmulo de matéria orgânica nos solos. Essas formas de manejo mais sustentáveis do solo devem ser adequadas à realidade das diferentes microrregiões da Amazônia, de modo que sejam ajustadas as técnicas, e sejam utilizadas culturas de grande aporte de resíduos adaptadas ao clima e solo da região.

Respiração basal do solo

A determinação da biomassa microbiana em estudos de qualidade do solo não aponta, de forma isolada, nenhuma indicação do nível da atividade das populações de microrganismos (Melo et al., 2012). Dessa forma, torna-se necessário medir parâmetros que quantifiquem a atividade microbiana, como, por exemplo, a respiração basal (Silva et al., 2014; Nannipieri et al., 2017).

A respiração basal do solo desempenha grande importância na regulação dos ciclos do carbono e da concentração atmosférica de CO₂ no planeta (Vezzani; Mielniczuk, 2011). Em sistemas agrícolas, o manejo do solo atua diretamente na liberação de CO₂ para a atmosfera, pois modifica as taxas de entrada e saída de carbono,

que variam em função da produção diferenciada de resíduos, do número de cultivos por ano, das espécies vegetais utilizadas, dos procedimentos de colheita, dos métodos empregados de preparo do solo e do manejo dos resíduos culturais (Rangel; Silva, 2007).

Na comparação da respiração basal entre sistemas de manejo do solo no Cerrado, Nunes et al. (2011) registraram maior atividade respiratória no solo sob preparo convencional, quando comparado ao sistema plantio direto, atribuindo os resultados ao revolvimento do solo. A perturbação no solo causada pelo revolvimento pode provocar desvios de energia, que deveria ser utilizada para o crescimento e reprodução da microbiota e para a manutenção das suas células, acarretando a perda de CO₂ para a atmosfera (Matias et al., 2009).

Diferente dos resultados deste trabalho, Siqueira Neto et al. (2009) e Babujia et al. (2010) encontraram alta respiração basal do solo em sistema plantio direto com mais de 20 anos, quando comparado a outro com 12 anos de instalação e com áreas de plantio convencional no PR. Para os autores, o tempo da adoção do sistema plantio direto contribuiu para maior quantidade de matéria orgânica e maior diversidade microbiana que provocaram emissões mais elevadas de CO₂.

No entanto, outras pesquisas em todo o País têm apontado o sistema plantio direto como um sistema com potencial de mitigar a emissão de gás carbônico (Maia et al., 2010; Pereira et al., 2010; Tivet et al., 2013), uma vez que o uso de diversas combinações de espécies na rotação e a permanência dos resíduos na superfície do solo proporcionam uma decomposição mais lenta do material orgânico, favorecendo o aumento do carbono orgânico.

Resultados de estudos desenvolvidos por Carvalho et al. (2007) no estado de Rondônia apontam que as taxas de respiração basal foram

menores em áreas sob plantio direto, quando comparadas às áreas de plantio convencional e vegetação nativa. Nessa mesma tendência, Fiorelli (2017) destacou na região da Zona da Mata de Rondônia que, em áreas de sistema de plantio direto com revolvimento a cada 4 anos, foram verificadas as menores taxas de respiração basal, indicando estar havendo um equilíbrio na microbiota do solo, o que leva à maior estabilidade do sistema (Pragana et al., 2012), favorecendo maior incorporação de carbono à biomassa microbiana. No mesmo experimento, solos sob preparo convencional foram os que apresentaram valores mais elevados de respiração basal.

Esses resultados comprovam que, levando-se em consideração os aspectos edáficos, de relevo e clima da porção ocidental da Amazônia, a adoção de práticas de manejo como a diminuição da intensidade de revolvimento do solo, uso de culturas com alta adição de fitomassa, manutenção de resíduos culturais e melhoria no manejo da água podem colaborar para tornar o solo um dreno de carbono no ecossistema, o que pode ser considerado como alternativa sustentável para a redução das taxas de emissão de CO₂ (Campos et al., 2013; Moitinho et al., 2013).

Quociente microbiano do solo

Além da biomassa microbiana e da respiração basal do solo, muitos pesquisadores têm apontado os quocientes metabólicos (qMet) e o microbiano (qMic) como indicadores sensíveis aos diferentes sistemas de uso e manejo do solo (Gomide et al., 2011). Entre os bioindicadores de qualidade do solo, o quociente microbiano (qMic) é muito utilizado para expressar a eficiência da biomassa microbiana na utilização do carbono orgânico do solo (Pragana et al., 2012).

A análise desse quociente possibilita acompanhar a qualidade da matéria orgânica do solo,

permitindo acompanhar o nível de perturbação promovido por desequilíbrios ecológicos e variações no conteúdo da matéria orgânica ocasionadas pelo manejo, respondendo de forma mais rápida que os indicadores químicos e físicos (Mazzetto et al., 2016).

Em relação à comparação do q_{Mic} entre os manejos agrícolas do solo, existe uma tendência de que o aumento do revolvimento do solo provoque uma queda no q_{Mic} , sendo os valores encontrados no preparo convencional do solo mais baixos do que os encontrados no sistema plantio direto (Nunes et al., 2011; Matoso et al., 2012).

No entanto, em solos experimentais da Amazônia Ocidental, estudos conduzidos por Fiorelli (2017) apresentaram maiores quocientes microbianos em áreas sob preparo convencional e preparo reduzido e menores valores nos solos de sistemas de manejo sob plantio direto. Esses resultados indicam que, naquelas condições experimentais, as áreas com revolvimento do solo apresentaram maior capacidade de reserva de energia e nutrientes imobilizados no tecido da biomassa microbiana. Ao contrário, os manejos sob plantio direto, ao apresentar os menores q_{Mic} , indicaram uma menor conversão de carbono orgânico do solo em carbono microbiano (Pragana et al., 2012).

Para Cunha et al. (2011), menor q_{Mic} representa menor utilização de carbono pelos microrganismos do solo, o que pode ser resultado de fatores como limitação de nutrientes e qualidade do material orgânico aportado, pois esse quociente é fortemente influenciado pelo grau de estabilização do carbono orgânico e o histórico de manejo do solo, dentre outros fatores.

Quociente metabólico do solo

O quociente metabólico é um índice que combina a quantidade de dióxido de carbono liberada por unidade de biomassa microbiana em

determinado tempo ($C-CO_2/C-CBM$). Esse índice é medido por meio das análises de respiração associadas com a medida da biomassa microbiana, refletindo a energia necessária para manutenção da população (Mazzetto, 2009).

Quando a biomassa microbiana do solo aumenta sua eficiência ao utilizar os recursos do sistema, menos carbono é perdido pela respiração (CO_2) e maior proporção de carbono é incorporada aos tecidos microbianos (Rangel; Silva, 2007; Silva-Olaya, 2014). Para amostras com os mesmos valores de biomassa, uma menor taxa de respiração (q_{Met}) é considerada a mais eficiente. Dessa forma, uma biomassa microbiana eficiente tem menor valor de q_{Met} , o que indica um solo mais equilibrado e que desprende menos CO_2 para a atmosfera.

Manejos que contemplam a incorporação de resíduos de culturas e menos conservacionistas, como ocorrem no preparo convencional do solo, proporcionam q_{Met} mais elevado, significando perda de dióxido de CO_2 para a atmosfera. Entretanto, sistemas conservacionistas, como o sistema plantio direto, tendem a apresentar aumento na biomassa microbiana e diminuição na atividade metabólica (CO_2), indicando aumento na eficiência de uso do carbono pela comunidade microbiana (Camelo et al., 2011). Como consequências, haverá redução do CO_2 emitido pelo solo, melhoria da qualidade do solo e preservação do meio ambiente (Cunha et al., 2011; Balota et al., 2012).

Em áreas cultivadas sob diferentes manejos do solo localizadas na Amazônia Ocidental, Fiorelli (2017) obteve maiores valores de q_{Met} nos solos sob preparo convencional, seguido do plantio direto e plantio direto alternativo. Valores de q_{Met} mais baixos são esperados em solos sob sistema plantio direto pois, segundo Cunha et al. (2011), podem ser oriundos da dificuldade de acesso ao carbono dos substratos pelos microrganismos, alterações no metabolismo e na composição da comunidade microbiana.

De modo geral, pesquisas devem ser desenvolvidas em diferentes regiões da Amazônia para avaliar o impacto dos sistemas de manejo sobre os atributos de qualidade do solo, incluindo os atributos supracitados. Os sistemas agrícolas conservacionistas, por priorizarem o uso sustentável dos ecossistemas (Rosa et al., 2015), têm demonstrado benefícios como alta produção de biomassa e aumento: da resistência à erosão, da infiltração e armazenamento de água, da retenção de nutrientes, da biomassa e atividade microbiana, da ciclagem de nutrientes e do carbono orgânico do solo (Maia et al., 2010; Debiasi et al., 2013).

Plantas de cobertura com potencial de uso na Amazônia Ocidental

A expansão da atividade agrícola no estado de Rondônia proporcionou diversas mudanças na forma de manejo dos solos. Algumas dessas práticas provocaram o avanço do processo de degradação, o qual instigou a necessidade e a busca por práticas de manejo conservacionistas, destacando-se o uso de coberturas vegetais sobre o solo e o sistema plantio direto.

A adoção de novas tecnologias fundamentadas em bases conservacionistas tem se tornado estratégia essencial, não só para a recuperação e manutenção da qualidade dos solos (Azevedo et al., 2007), sejam elas químicas, físicas ou biológicas (Carvalho et al., 2011), como também para a reintegração de áreas degradadas ao sistema produtivo, evitando, assim, a abertura de novas áreas.

A eficácia do sistema plantio direto relaciona-se diretamente com a qualidade e quantidade de resíduos vegetais produzidos, porcentagem de cobertura e a persistência desses resíduos na superfície do solo, principalmente no início do período chuvoso, quando as culturas de verão

ainda não cobriram todo o solo, deixando-o exposto às chuvas (Pfüller et al., 2019).

No Brasil, há uma gama de espécies com potencial para utilização como cobertura do solo, todavia, especialmente na região amazônica, onde o clima é sazonal, com duas estações bem definidas – inverno quente e seco e verão quente e chuvoso – encontrar espécies com potencial agrônômico que possam atender às demandas de adaptabilidade regional com os benefícios recomendados para sua utilização em cobertura torna a prática muito desafiadora. Essas condições de clima, segundo Pacheco et al. (2011), dificultam o cultivo de culturas anuais, na entressafra, e aceleram a decomposição da cobertura vegetal do solo.

Entre as espécies vegetais mais utilizadas para manutenção de palha em regiões de clima tropical, destacam-se as gramíneas e as leguminosas. As gramíneas apresentam alta produção de biomassa, que, aliada à elevada relação carbono/nitrogênio (C/N) de seus resíduos, contribui para redução na taxa de decomposição e, conseqüentemente, maior permanência sobre o solo. Todavia, a menor velocidade de decomposição reduz a liberação de nutrientes, podendo ocorrer a imobilização microbiana de N (Teixeira et al., 2009).

A vantagem na utilização de plantas de cobertura da família das leguminosas relaciona-se ao seu potencial de produção de biomassa e na capacidade de fornecer N à cultura sucessora (Matheis et al., 2006), por meio de associações com bactérias diazotróficas do grupo rizóbio. Entretanto, apresentam baixa relação C/N, o que pode ocasionar elevada taxa de decomposição de seus resíduos (Teixeira et al., 2009).

Para otimizar a utilização de coberturas vegetais, uma alternativa seria o cultivo consorciado dessas famílias, pois essas plantas apresentam características intrínsecas que resultariam na exploração de camadas distintas de solo,

favorecimento de grupos da biota do solo, ciclagem diferenciada de nutrientes (Cherr et al., 2006) e aumento na quantidade de resíduos (Rossi et al., 2013), estruturação física do solo e produção de matéria seca com relação C/N intermediária, o que permitiria menor taxa de decomposição de resíduos culturais (Carvalho et al., 2013). Para que todos esses benefícios sejam incorporados ao sistema, deve-se conhecer as exigências de cada espécie a ser utilizada no consórcio, visto que podem ocorrer competição entre as espécies.

O planejamento das coberturas vegetais não deve levar em consideração somente a mudança das espécies, mas a escolha de uma sequência apropriada e de práticas culturais que atendam às suas necessidades e características nos aspectos edafoclimáticos (Silva et al., 2006).

Outro aspecto que vale salientar é a profundidade de exploração do sistema radicular. Medina et al. (2013), avaliando o aporte de matéria seca de raízes e parte aérea de plantas de cobertura, verificaram que o milho foi a única espécie a contribuir mais pela parte aérea do que pelo sistema radicular no aporte de matéria seca ao solo, enquanto o feijão-de-porco (*Canavalia ensiformis*), crotalária (*Crotalaria juncea*) e mucuna-cinza (*Stizolobium niveum*) apresentaram maior contribuição do sistema radicular, destacando-se a profundidade efetiva das raízes de crotalária, 0,40 m, assemelhando-se ao milho. O carbono radicular apresenta maior estabilidade, permanecendo no solo 2,4 vezes mais do que o carbono derivado da parte aérea (Rasse et al., 2005), devido às raízes penetrarem nos microagregados do solo e ficarem protegidas da atividade microbológica (Bolliger et al., 2006).

A utilização de plantas como cobertura do solo proporciona, ainda, a reciclagem de nutrientes, disponibilizando-os aos cultivos em sucessão, visto que a manutenção das palhadas no solo, com posterior decomposição, possibilita a liberação desses nutrientes nas camadas superficiais (Pavinato; Rosolem, 2008) e redução da quanti-

dade de nutrientes aplicados via fertilizantes ao longo do tempo (Giacomini et al., 2003).

Carvalho et al. (2007) enfatizam que o tempo de implantação do sistema é determinante no aumento dos teores de nutrientes, especialmente, K, Ca e Mg. No município de Vilhena, RO, os autores observaram saturação de bases de 33%, 39% e 59% para áreas com 1, 2 e 3 anos de implantação do plantio direto. Um dos maiores benefícios da cobertura do solo, em condições amazônicas, relaciona-se ao K, pois o revolvimento do solo, associado às precipitações elevadas no verão, aumentam a lixiviação do nutriente. Oliveira et al. (2002) alertam que a disponibilização desses nutrientes não é constante, pois a quantidade e qualidade dos resíduos e a interação com fatores climáticos locais podem proporcionar liberação rápida e intensa ou mesmo, lenta e gradual.

A determinação de espécies de cobertura produtoras de fitomassa e os efeitos dos resíduos no solo são importantes para a adoção de estratégias adequadas de manejo visando à sustentabilidade do solo (Carneiro et al., 2008), todavia, em regiões de menor latitude, com precipitação concentrada na primavera/verão, e sua associação com altas temperaturas, tornam maior, segundo Alvarenga et al. (2001), o desafio na obtenção de cobertura do solo em quantidade e rusticidade suficientes para que haja fornecimento constante de material ao solo até o início do plantio da cultura subsequente. Esse fato gera a necessidade de se conhecer o modo adequado de aplicação desse sistema, em relação ao cultivo de gramíneas e leguminosas como plantas passíveis de utilização como cobertura do solo (Oliveira et al., 2002), seja de forma individual ou em consórcio. Teixeira et al. (2008) destacaram, ainda, que a decisão na escolha das espécies deve ser baseada nas condições climáticas de cada região.

Nesse sentido, o Grupo de Pesquisa em Produção Vegetal (GPPV) vem há 7 anos realizando trabalhos com o uso de coberturas vegetais no

município de Ariquemes, RO. Adotando-se os valores indicados por Alvarenga et al. (2001), os quais mencionaram que 6.000 kg ha⁻¹ de resíduos culturais sobre a superfície do solo seriam considerados uma quantidade adequada para conseguir uma satisfatória taxa de cobertura do solo, destacam-se nesse período de estudo as coberturas com as gramíneas: sorgo (*Sorghum bicolor*), milheto (*Pennisetum glaucum*), braquiária (*Brachiaria ruzizienses*) e capim-sudão (*Sorghum sudanense*), os consórcios envolvendo gramíneas como milheto, com leguminosas como a crotalária (*Crotalaria ochroleuca* e *C. spectabilis*), níger (*Guizotia abyssinica*) e sistema de pousio. Todavia, este último, apesar da boa cobertura apresentada, tem proporcionado incremento na densidade de plantas daninhas. Esse fato estaria relacionado com a diversidade de espécies na área, as quais apresentam emergência e ciclo muito diferentes, e, ao contrário das espécies anuais que são manejadas com desenvolvimento uniforme, as áreas de pousio têm apresentando, por ocasião do manejo, plantas recém-emergidas até aquelas com maturação completa, o que torna a qualidade da fitomassa desuniforme e incrementa o banco de sementes infestantes no solo. Pires et al. (2008), em sistema de pousio, observaram dificuldade no controle das plantas daninhas em pós-plantio, em função do banco de sementes formado no solo.

A velocidade de decomposição dos resíduos culturais determina o tempo de permanência da cobertura morta na superfície do solo. A cinética do processo de decomposição tem apresentado um padrão semelhante, com uma fase inicial rápida seguida de outra mais lenta. No entanto, devido aos vários fatores envolvidos nesse processo, tem-se observado diferenças no período dessa fase inicial, de rápida decomposição.

Analisando a taxa de decomposição após o manejo da cobertura vegetal em diferentes localidades do País, verificou-se, em Botucatu, SP,

maior decomposição dos resíduos vegetais até os 18 dias (Soratto et al., 2012). Em Rio Verde, GO, os valores foram de 20 dias (Pires et al., 2008), enquanto, em Petrolina, PE, no Semiárido, a maior decomposição ocorreu até 68 dias (Giongo et al., 2011), demonstrando que a cinética do processo pode possuir a mesma tendência. No entanto, o tempo da rápida decomposição pode ser muito variável. Nas pesquisas desenvolvidas pelo GPPV, tem-se observado aos 100 dias após o manejo das coberturas, percentuais médios de decomposição de cerca de 70% para as gramíneas, sorgo (*Sorghum bicolor*), milheto (*Pennisetum glaucum*) e braquiária (*Brachiaria ruzizienses*) e 90% para as leguminosas, crotalária (*Crotalaria ochroleuca* e *C. spectabilis*), feijão-guandu (*Cajanus cajan*) e mucuna-preta (*Stizolobium aterrimum*).

A decomposição constitui um processo fundamental em sistemas agrícolas, o que favorece o aumento da biodiversidade e garante a ciclagem de nutrientes, podendo inclusive, atender às necessidades da cultura sucessora. Tanto a quantidade acumulada quanto a dinâmica de liberação dos nutrientes podem apresentar inúmeras variações, seja pelo volume de produção de biomassa, manejo da cultura de cobertura, ou mesmo pelas condições edafoclimáticas de cada localidade. No município de Ariquemes, RO, em trabalhos realizados pelo GPPV, foi observada a seguinte ordem de liberação para os macronutrientes: K > N > Ca > Mg > P, sendo que o tempo médio de meia vida tem ocorrido mais cedo que em outras regiões do País, destacando-se o potássio, nutriente que alcançou valores de meia vida antes dos 30 dias após o manejo das coberturas.

Considerações finais

Em resumo, pode-se concluir que os pilares do plantio direto na Amazônia Ocidental ainda são pouco utilizados pelos produtores rurais, quer seja em cultivos anuais ou perenes. Também

fica clara a necessidade de mais estudos e pesquisas, bem como a interação e integração entre pesquisadores, extensionistas, consultores e produtores rurais visando um melhor entendimento dos benefícios da adoção e manejo do plantio direto.

É importante salientar que, na abordagem deste capítulo, consideraram-se as respostas de trabalhos desenvolvidos na Amazônia Ocidental, tendo como foco principal o alicerce do sistema plantio direto caracterizado pelo uso adequado do solo, ausência de revolvimento, uso de plantas de cobertura e manutenção da palhada sobre o solo.

Referências

ALMEIDA, D. de O. **Fauna edáfica e atributos microbiológicos de solos sob sistemas de manejo no subtrópico brasileiro**. 2012. 95 f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre. Disponível em: <https://lume.ufrgs.br/bitstream/handle/10183/60484/000857000.pdf?sequence=1&isAllowed=y>. Acesso em: 1 fev. 2021.

ALMEIDA, W. S. de; CARVALHO, D. F. de; PANACHUKI, E.; VALIM, W. C.; RODRIGUES, A. S.; VARELLA, C. A. A. Erosão hídrica em diferentes sistemas de cultivo e níveis de cobertura do solo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 51, n. 9, p. 1110-1119, set. 2016. DOI: <https://doi.org/10.1590/s0100-204x2016000900010>.

ALMEIDA, W. S. de; PANACHUKI, E.; OLIVEIRA, P. T. S. de; MENEZES, R. da S.; ALVES SOBRINHO, T.; CARVALHO, D. F. de. Effect of soil tillage and vegetal cover on soil water infiltration. **Soil and Tillage Research**, v. 175, p. 130-138, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.still.2017.07.009>.

ALVARENGA, R. C.; CABEZAS, W. A. L.; CRUZ, J. C.; SANTANA, D. P. Plantas de cobertura de solo para sistema plantio direto. **Informe Agropecuário**, v. 22, n. 208, p. 25-36, jan./fev. 2001. Disponível em: <http://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/50687/1/Plantas-cobertura.pdf>. Acesso em: 1 fev. 2021.

ARAÚJO, E. A.; LANI, J. L.; AMARAL, E. F.; GUERRA, A. Uso da terra e propriedades físicas e químicas de Argissolo Amarelo distrófico na Amazônia Ocidental. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 28, n. 2, p. 307-315, mar./abr. 2004. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0100-06832004000200009>.

ARGENTON, J.; ALBUQUERQUE, J. A.; BAYER, C.; WILDNER, L. do P. Comportamento de atributos relacionados com a forma da estrutura de Latossolo Vermelho sob sistemas de preparo e plantas de cobertura. **Revista Brasileira de**

Ciência do Solo, v. 29, n. 3, p. 425-435, maio/jun. 2005. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0100-06832005000300013>.

AZEVEDO, D. M. P. de; LEITE, L. F. C.; TEIXEIRA NETO, M. L.; DANTAS, J. S. Atributos físicos e químicos de um Latossolo Amarelo e distribuição do sistema radicular da soja sob diferentes sistemas de preparo no cerrado maranhense. **Revista Ciência Agronômica**, v. 38, n. 1, p. 32-40, 2007. Disponível em: <http://ccarevista.ufc.br/seer/index.php/ccarevista/article/view/146/141>. Acesso em: 1 fev. 2021.

BABUJIA, L. C.; HUNGRIA, M.; FRANCHINI, J. C.; BROOKES, P. C. Microbial biomass and activity at various soil depths in a Brazilian oxisol after two decades of no-tillage and conventional tillage. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 42, n. 12, p. 2174-2181, Dec. 2010. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2010.08.013>.

BALL, B. C.; BATEY, T.; MUNKHOLM, L. J. Field assessment of soil structural quality: a development of Peerlkamp test. **Soil Use and Management**, v. 23, n. 4, p. 329-337, Dec. 2007. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.2007.00102.x>.

BALOTA, E. B.; MACHINESKI, O.; MATOS, M. A. Soil microbial biomass under different tillage and levels of applied pig slurry. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 16, n. 5, p. 487-495, maio 2012. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1415-43662012000500004>.

BELDINI, T. P.; OLIVEIRA JÚNIOR, R. C. de; KELLER, M. M.; CAMARGO, P. B. de; CRILL, P. M.; SILVA, A. D. da; SANTOS, D. B. dos; OLIVEIRA, D. R. de. Physical, chemical, and biological properties of soil under soybean cultivation and at an adjacent rainforest in Amazonia. **Revista Ambiente & Água**, v. 10, n. 4, p. 707-719, out./dez. 2015. DOI: <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.1696>.

BERNARDO, S.; SOARES, A. A.; MANTOVANI, E. C. **Manual de irrigação**. 8. ed. atual. e ampl. Viçosa, MG: UFV, 2006. 625 p.

BILIBIO, W. D.; CORRÊA, G. F.; BORGES, E. N. Atributos físicos e químicos de um Latossolo, sob diferentes sistemas de cultivo. **Ciência e Agrotecnologia**, v. 34, n. 4, p. 817-822, jul./ago. 2010. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1413-70542010000400004>.

BOLLIGER, A.; MAGID, J.; AMADO, T. J. C.; SKORA NETO, F.; RIBEIRO, M. de F. dos S.; CALEGARI, A.; RALISCH, R.; NEERGAARD, A. de. Taking stock of the Brazilian “zero-till revolution”: a review of landmark research and farmers’ practice. **Advances in Agronomy**, v. 91, p. 47-110, 2006. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0065-2113\(06\)91002-5](https://doi.org/10.1016/S0065-2113(06)91002-5).

BORDIN, L.; FARINELLI, R.; PENARIOL, F. G.; FORNASIERI FILHO, D. Sucessão de cultivo de feijão-arroz com doses de adubação nitrogenada após adubação verde, em semeadura direta. **Bragantia**, v. 62, n. 3, p. 417-428, 2003. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0006-87052003000300008>.

CAMELO, G. N.; SANTOS, J. B.; LAZARI, T. M.; OLIVEIRA, T. A.; SANTOS, E. A.; FERREIRA, E. A.; PEREIRA, G. A. M. Efeito do sistema de plantio e doses do nicosulfuron sobre a atividade microbiana do solo. **Planta Daninha**, v. 29, n. 4,

p. 829-835, out./dez. 2011. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0100-83582011000400013>.

CAMPOS, L. P.; LEITE, L. F. C.; MACIEL, G. A.; BRASIL, E. L.; IWATA, B. de F. Estoques e frações de carbono orgânico em Latossolo Amarelo submetido a diferentes sistemas de manejo. Pesquisa Agropecuária Brasileira, v. 48, n. 3, p. 304-312, mar. 2013. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0100-204X2013000300009>.

CAMPOS, M. C. C.; SOARES, M. D. R.; NASCIMENTO, M. F.; SILVA, D. M. P. Estoque de carbono no solo e agregados em Cambissolo sob diferentes manejos no sul do Amazonas. Revista Ambiente & Água, v. 11, n. 2, p. 339-349, 2016. DOI: <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.1819>.

CARNEIRO, M. A. C.; CORDEIRO, M. A. S.; ASSIS, P. C. R.; MORAES, E. S.; PEREIRA, H. S.; PAULINO, H. B.; SOUZA, E. de. Produção de fitomassa de diferentes espécies de cobertura e suas alterações na atividade microbiana de solo de cerrado. Bragantia, v. 67, n. 2, p. 455-462, 2008. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0006-87052008000200021>.

CARVALHO, A. M. de; SOUZA, L. L. P. de; GUIMARÃES JÚNIOR, R.; ALVES, P. C. A. C.; VIVALDI, L. J. Cover plants with potential use for crop livestock integrated systems in the Cerrado region. Pesquisa Agropecuária Brasileira, v. 46, n. 10, p. 1200-1205, out. 2011. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-204X2011001000012>.

CARVALHO, J. L. N.; CERRI, C. E. P.; CERRI, C. C.; FEIGL, B. J.; PÍCCOLO, M. C.; GODINHO, V. P.; HERPIN, U. Changes of chemical properties in an oxisol after clearing of native Cerrado vegetation for agricultural use in Vilhena, Rondonia State, Brazil. Soil and Tillage Research, v. 96, n. 1/2, p. 95-102, Oct. 2007. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.still.2007.04.001>.

CARVALHO, W. P. de; CARVALHO, G. J. de; ABBADE NETO, D. de O.; TEIXEIRA, L. G. V. Desempenho agrônomo de plantas de cobertura usadas na proteção do solo no período de pousio. Pesquisa Agropecuária Brasileira, v. 48, n. 2, p. 157-166, fev. 2013. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-204X2013000200005>.

CAVALCANTE, N. C. Caracterização dos atributos físicos e químicos dos solos em explorações agropecuárias na região de Porto Velho - Rondônia. 2018. 81 f. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento Regional e Meio Ambiente) – Universidade Federal de Rondônia, Porto Velho. Disponível em: http://www.pgdra.unir.br/uploads/85796698/menus/dissertacoes/Numydia_Cavalcante_Dissertacao_2014_2018.pdf. Acesso em: 1 fev. 2021.

CHERR, C. M.; SCHOLBERG, J. M. S.; MCSORLEY, R. Green manure approaches to crop production: a synthesis. Agronomy Journal, v. 98, n. 2, p. 302-319, Mar. 2006. DOI: <https://doi.org/10.2134/agronj2005.0035>.

CUNHA, E. de Q.; STONE, L. F.; FERREIRA, E. P. de B.; DIDONET, A. D.; MOREIRA, J. A. A.; LEANDRO, W. M. Sistemas de preparo do solo e culturas de cobertura na produção orgânica de feijão e milho. II - Atributos biológicos do solo. Revista Brasileira de Ciência do Solo,

v. 35, n. 2, p. 603-611, mar./abr. 2011. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0100-06832011000200029>.

CUNHA, J. L. X. L.; COELHO, M. E. H.; ALBUQUERQUE, A. W. de; SILVA, C. A.; SILVA JÚNIOR, A. B. de; CARVALHO, I. D. E. de. Taxa de infiltração da água em um Latossolo Amarelo submetido a diferentes sistemas de manejo. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v. 19, n. 11, p. 1021-1027, nov. 2015. DOI: <https://doi.org/10.1590/1807-1929/agriambi.v19n11p1021-1027>.

DEBIASI, H.; FRANCHINI, J. C.; CONTE, O.; BALBINOT JUNIOR, A. A.; TORRES, E.; SARAIVA, O. F.; OLIVEIRA, M. C. N. de. Sistemas de preparo do solo: trinta anos de pesquisas na Embrapa Soja. Londrina: Embrapa Soja, 2013. 70 p. (Embrapa Soja. Documentos, 342). Disponível em: <http://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/92107/1/Doc-342-OL.pdf>. Acesso em: 1 fev. 2021.

DEXTER, A. R.; CZYZ, E. A.; GATE, O. P. A method for prediction of soil penetration resistance. Soil and Tillage Research, v. 93, n. 2, p. 412-419, Apr. 2007. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.still.2006.05.011>.

FALLEIRO, R. M.; SOUZA, C. M.; SILVA, C. S. W.; SEDIYAMA, C. S.; SILVA, A. A.; FAGUNDES, J. L. Influência dos sistemas de preparo nas propriedades químicas e físicas do solo. Revista Brasileira de Ciência do Solo, v. 27, n. 6, p. 1097-1104, nov./dez. 2003. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0100-06832003000600014>.

FIORELLI, E. C. P. Indicadores de qualidade em um Latossolo sob diferentes usos e manejos em Rondônia. 2017. 131 f. Tese (Doutorado em Desenvolvimento Sustentável e Diagnóstico Ambiental) – Universidade Federal de Rondônia, Porto Velho.

FRANCHINI, J. C.; CRISPINO, C. C.; SOUZA, R. A.; TORRES, E.; HUNGRIA, M. Microbiological parameters as indicators of soil quality under various tillage and crop-rotation systems in southern Brazil. Soil and Tillage Research, v. 92, n. 1/2, p. 18-29, Jan. 2007. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.still.2005.12.010>.

FUENTES-LLANILLO, R.; GUIMARÃES, M. de F.; TAVARES FILHO, J. Morfologia e propriedades físicas de solo segundo sistemas de manejo em culturas anuais. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v. 17, n. 5, p. 524-530, maio 2013. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/S1415-43662013000500009>.

GIACOMINI, S. J.; AITA, C.; HÜBNER, A. P.; LUNKES, A.; GUIDINI, E.; AMARAL, E. B. do. Liberação de fósforo e potássio durante a decomposição de resíduos culturais em plantio direto. Pesquisa Agropecuária Brasileira, v. 38, n. 9, p. 1097-1104, set. 2003. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0100-204X2003000900011>.

GIONGO, V.; MENDES, A. M. S.; CUNHA, T. J. F.; GALVÃO, S. R. S. Decomposição e liberação de nutrientes de coquetéis vegetais para utilização no Semiárido brasileiro. Revista Ciência Agronômica, v. 42, n. 3, p. 611-618, jul./set. 2011. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1806-66902011000300006>.

- GOMIDE, P. H. O.; SILVA, M. L. N.; SOARES, C. R. F. S. Atributos físicos, químicos e biológicos do solo em ambientes de voçorocas no município de Lavras - MG. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 35, n. 2, p. 567-577, mar./abr. 2011. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0100-06832011000200026>.
- HENRIQUE, N. S. Qualidade de solos em áreas alteradas pelos usos na região central do Estado de Rondônia. 2016. 56 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) – Universidade Federal de Rondônia, Porto Velho.
- HU, G.; TIAN, L.; ZHAO, L.; WU, X.; WU, R. L. T.; ZHU, X.; DU, E.; WANG, Z.; HAO, J.; WANG, W. Soil infiltration processes of different underlying surfaces in the permafrost region on the Tibetan Plateau. *Hydrological Sciences Journal*, v. 63, n. 11, p. 1733-1744, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1080/02626667.2018.1500745>.
- IBGE. SIDRA: banco de dados agregados. Disponível em: <http://www.sidra.ibge.gov.br>. Acesso em: 10 fev. 2020.
- JORGE, R. F.; ALMEIDA, C. X. de; BORGES, E. M.; PASSOS, R. R. Distribuição de poros e densidade de Latossolos submetidos a diferentes sistemas de uso e manejo. *Bioscience Journal*, v. 28, n. 1, p. 159-169, 2012. Suplemento 1. Disponível em: <http://www.seer.ufu.br/index.php/biosciencejournal/article/view/13268/8360>. Acesso em: 1 fev. 2021.
- KLEIN, C.; KLEIN, V. Influência do manejo do solo na infiltração de água. *REMOA*, v. 13, n. 5, p. 3915-3925, dez. 2014. DOI: <https://doi.org/10.5902/2236130814989>.
- LISBOA, B. B.; VARGAS, L. K.; SILVEIRA, A. O. da; MARTINS, A. F.; SELBACH, P. A. Indicadores microbianos de qualidade do solo em diferentes sistemas de manejo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 36, n. 1, p. 45-55, jan./fev. 2012. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0100-06832012000100004>.
- LLANILLO, R. F.; RICHART, A.; TAVARES FILHO, J.; GUIMARÃES, M. de F.; FERREIRA, R. R. M. Evolução de propriedades físicas do solo em função dos sistemas de manejo em culturas anuais. *Semina: Ciências Agrárias*, v. 27, n. 2, p. 205-220, abr./jun. 2006. DOI: <http://dx.doi.org/10.5433/1679-0359.2006v27n2p205>.
- MAIA, S. M. F.; STEPHEN, M. O.; CERRI, C. C.; CERRI, C. E. P. Changes in soil organic carbon storage under different agricultural management systems in the Southwest Amazon Region of Brazil. *Soil and Tillage Research*, v. 106, n. 2, p. 117-184, Jan. 2010. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.still.2009.12.005>.
- MANTOVANELLI, B. C.; SILVA, D. A. P. da; CAMPOS, M. C. C.; GOMES, R. P.; SOARES, M. D. R.; SANTOS, L. A. C. dos. Avaliação dos atributos do solo sob diferentes usos na região de Humaitá, Amazonas. *Revista de Ciências Agrárias*, v. 58, n. 2, p. 122-130, abr./jun. 2015. DOI: <http://dx.doi.org/10.4322/rca.1822>.
- MATHEIS, H. A. S. M.; AZEVEDO, F. A. de; VICTÓRIA FILHO, R. Adubação verde no manejo de plantas daninhas na cultura de citros. *Laranja*, v. 27, n. 1, p. 101-110, 2006. Disponível em: <https://citrusrt.ccsm.br/article/5e57c9a60e88251f545d5a13/pdf/citrusrt-27-1-5e57c9a60e88251f545d5a13.pdf>. Acesso em: 1 fev. 2021.
- MATIAS, M. da C. B. da S.; SALVIANO, A. A. C.; LEITE, L. F. de C.; ARAÚJO, A. S. F. de. Biomassa microbiana e estoques de C e N do solo em diferentes sistemas de manejo, no Cerrado do Estado do Piauí. *Acta Scientiarum: Agronomy*, v. 31, n. 3, p. 517-521, jul./set. 2009. DOI: <http://dx.doi.org/10.4025/actasciagron.v31i3.687>.
- MATOSO, S. C. G.; SILVA, A. N. da; FIORELLI-PEREIRA, E. C.; COLLETA, Q. P.; MAIA, E. Frações de carbono e nitrogênio de um Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico sob diferentes usos na Amazônia brasileira. *Acta Amazonica*, v. 42, n. 2, p. 231-240, jun. 2012. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0044-59672012000200008>.
- MAZZETTO, A. M. Atividade e diversidade catabólica da biomassa microbiana do solo alterada pelo uso da terra. 2009. 104 f. Dissertação (Mestrado) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba. Disponível em: https://teses.usp.br/teses/disponiveis/11/11138/tde-18022010-145023/publico/Andre_Mazzetto.pdf. Acesso em: 1 fev. 2021.
- MAZZETTO, A. M.; FEIGL, B. J.; CERRI, C. E. P.; CERRI, C. C. Comparing how land use change impacts soil microbial catabolic respiration in Southwestern Amazon. *Brazilian Journal of Microbiology*, v. 47, n. 1, p. 63-72, jan./mar. 2016. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.bjm.2015.11.025>.
- MEDINA, C. de C.; NEVES, C. S. V. J.; AITA, C.; BORDIN, I.; PRETI, E.; ZACCHEO, P. V. C.; AGUIAR, R. S. de; URQUIAGA, S. Aporte de matéria seca por raízes e parte aérea de plantas de cobertura de verão. *Semina: Ciências Agrárias*, v. 34, n. 2, p. 675-682, mar./abr. 2013. DOI: <https://doi.org/10.5433/1679-0359.2013v34n2p675>.
- MELO, V. S.; DESJARDINS, T.; SILVA JÚNIOR, M. L.; SANTOS, E. R.; SARRAZIN, M.; SANTOS, M. M. L. S. Consequences of forest conversion to pasture and fallow on soil microbial biomass and activity in the eastern Amazon. *Soil Use and Management*, v. 28, n. 4, p. 530-535, Dec. 2012. DOI: <https://doi.org/10.1111/sum.12003>.
- MENDES, A. M.; MARCOLAN, A. L.; SALMAN, A. K. D. Zoneamento de áreas aptas ao sistema plantio direto em Rondônia através do sistema de informações geográficas. Porto Velho: Embrapa, 2011. 4 p. (Embrapa Rondônia. Comunicado técnico, 369). Disponível em: <http://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/59745/1/cot369-sistemaplantiodireto.pdf>. Acesso em: 1 fev. 2021.
- MENDES, I. de C.; SOUSA, D. M. G. de; REIS JÚNIOR, F. B. dos. Bioindicadores de qualidade de solo: dos laboratórios de pesquisa para o campo. *Cadernos de Ciência e Tecnologia*, v. 32, n. 1/2, p. 185-203, jan./ago. 2015. DOI: <http://dx.doi.org/10.35977/0104-1096.cct2015.v32.23311>.
- MIKOS, A. Avaliação da qualidade do solo sob diferentes usos no território da Zona da Mata - RO. 2017. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) – Universidade Federal de Rondônia, Porto Velho.

- MILNE, E.; BANWART, S. A.; NOELMEYER, E.; ABSON, D. J.; BALLABIO, C.; BAMPA, F.; BATIONO, A.; BATJES, N. H.; BERNOUX, M.; BHATTACHARYYA, T.; BLACK, H.; BUSCHIAZZO, D. E.; CAI, Z.; CERRI, C. E.; KUN, C.; COMPAGNONE, C.; CONANT, R.; COUTINHO, H. L. C.; BROGNEZ, D. de; BALIEIRO, F. de C.; DUFFY, C.; FELLER, C.; FIDALGO, E. C. C.; SILVA, C. F. da; FUNK, R.; GAUDIG, G.; GICHERU, P. T.; GOLDBERGER, M.; GOTTSCHALK, P.; GOULET, F.; GOVERSE, T.; GRATHWOHL, P.; JOOSTEN, H.; KAMONI, P. T.; KIHARA, J.; KRAWCZYNSKI, R.; SCALA JUNIOR, N. Ia; LEMANCEAU, P.; LI, L.; LI, Z.; LUGATO, E.; MARON, P. A.; MARTIUS, C.; MELILLO, J.; MONTANARELLA, L.; NIKOLAIDIS, N.; NZIGUHEBA, G.; PAN, G.; PASCUAL, U.; PAUSTIAN, K.; PIÑEIRO, G.; POWLSON, D.; QUIROGA, A.; RICHTER, D.; SIGWALT, A.; SIX, J.; SMITH, J.; SMITH, P.; STOCKING, M.; TANNEBERGER, F.; TERMANSEN, M.; NOORDWIJK, M. van; WESEMAEL, B. van; VARGAS, R.; VICTORIA, R. L.; WASWA, B.; WERNER, D.; WICHMANN, S.; WICHTMANN, W.; ZHANG, X.; ZHAO, Y.; ZHENG, J.; ZHENG, J. Soil carbon, multiple benefits. *Environmental Development*, v. 13, p. 33-38, Jan. 2015. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envdev.2014.11.005>.
- MOITINHO, M. R.; PADOVAN, M. P.; PANOSSO, A. R.; SCALA JÚNIOR, N. Efeito do preparo do solo e resíduo da colheita de cana-de- açúcar sobre a emissão de CO₂. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 37, n. 6, p. 1720-1728, nov./dez. 2013. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0100-06832013000600028>.
- MOREIRA, A. G. Efeito residual da calagem e adubação na produção de *Brachiaria* e atributos químicos de um Latossolo em Rondônia. 2018. 70 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) – Universidade Federal de Rondônia, Porto Velho.
- NANNIPIERI, P.; ASCHER, J.; CECCHERINI, M. T.; LANDI, L.; PIETRAMELLARA, G.; RENELLA, G. Microbial diversity and soil functions. *European Journal of Soil Science*, v. 68, n. 1, p. 12-26, Jan. 2017. DOI: https://doi.org/10.1111/ejss.4_12398.
- NASH, J. E.; SUTCLIFFE, J. V. River flow forecasting through conceptual models: part 1. A discussion of principles. *Journal of Hydrology*, v. 10, n. 3, p. 282-290, Apr. 1970. DOI: [https://doi.org/10.1016/0022-1694\(70\)90255-6](https://doi.org/10.1016/0022-1694(70)90255-6).
- NEVES JÚNIOR, A. F.; SILVA, A. P. da; NORONHA, N. C.; CERRI, C. C. Sistemas de manejo do solo na recuperação de uma pastagem degradada em Rondônia. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 37, n. 1, p. 232-241, jan./fev. 2013. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0100-06832013000100024>.
- NUNES, R. de S.; LOPES, A. A. de C.; SOUSA, D. M. G. de; MENDES, I. de C. Sistemas de manejo e estoques de carbono e nitrogênio em Latossolo de cerrado com a sucessão soja-milho. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 35, n. 4, p. 1407-1419, jul./ago. 2011. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0100-06832011000400035>.
- OLIVEIRA, P. T. S.; WENDLAND, E. C.; NEARING, M. A.; SCOTT, R. L.; ROSOLEM, R.; ROCHA, H. R. da. The water balance components of undisturbed tropical woodlands in the Brazilian cerrado. *Hydrology and Earth System Sciences*, v. 19, n. 6, p. 2899-2910, 2015. DOI: <https://doi.org/10.5194/hess-19-2899-2015>.
- OLIVEIRA, T. K. de; CARVALHO, G. J. de; MORAES, R. N. de S. Plantas de cobertura e seus efeitos sobre o feijoeiro em plantio direto. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v. 37, n. 8, p. 1079-1087, ago. 2002. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0100-204X2002000800005>.
- PACHECO, L. P.; BARBOSA, J. M.; LEANDRO, W. M.; MACHADO P. L. O. de A.; ASSIS, R. L. de; MADARI, B. E.; PETTER, F. A. Produção e ciclagem de nutrientes por plantas de cobertura nas culturas de arroz de terras altas e de soja. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 35, n. 5, p. 1787-1799, set./out. 2011. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0100-06832011000500033>.
- 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*, v. 32, n. 3, p. 911-920, maio/jun. 2008. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0100-06832008000300001>.
- PENNING, L. H.; LIMA, C. L. R. de; TUCHTENHAGEN, I. K.; SILVA, M. de F. M. M. da; PILLON, C. N.; NUNES, M. C. M. Avaliação visual para o monitoramento da qualidade estrutural do solo: VESS e VSA. *Pelotas: Embrapa Clima Temperado*, 2015. 39 p. (Embrapa Clima Temperado. Documentos, 390). Disponível em: <http://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/125514/1/Documento-390.pdf>. Acesso em: 1 fev. 2021.
- PEREIRA, M. G.; 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*, v. 45, n. 5, p. 508-514, maio 2010. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0100-204X2010000500010>.
- PFÜLLER, E. E.; SANTOS, D. B.; AIRES, R. F.; SAMANIEGO, M. DEL P. G. Aspectos fenológicos e produtividade de espécies de verão para cobertura de solo em Vacaria, RS. *Investigación Agraria*, v. 21, n. 1, p. 23-30, jun. 2019. DOI: <https://doi.org/10.18004/investig.agrar.2019.junio.23-30>.
- PIRES, F. R.; ASSIS, R. L. de; PROCÓPIO, S. de O.; SILVA, G. P.; MORAES, L. L.; RUDOVALHO, M. C.; BÔER, C. A. Manejo de plantas de cobertura antecessoras à cultura da soja em plantio direto. *Revista Ceres*, v. 55, n. 2, p. 94-101, mar./abr. 2008. Disponível em: <http://www.ceres.ufv.br/ojs/index.php/ceres/article/view/3297/1181>. Acesso em: 1 fev. 2021.
- PRAGANA, R. B.; NÓBREGA, R. S. A.; RIBEIRO, M. R.; LUSTOSA FILHO, J. F. Atributos biológicos e dinâmica da matéria orgânica em Latossolos Amarelos na região do Cerrado Piauiense sob sistema plantio direto. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 36, n. 3, p. 851-858, maio/jun. 2012. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0100-06832012000300015>.
- RAIESI, F.; KABIRI, V. Identification of soil quality indicators for assessing the effect of different tillage practices through a soil quality index in a semi-arid environment.

- Ecological Indicators, v. 71, p. 198-207, Dec. 2016. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.06.061>.
- RANGEL, O. J. P.; SILVA, C. A. Estoques de carbono e nitrogênio e frações orgânicas de Latossolo submetido a diferentes sistemas de uso e manejo. Revista Brasileira de Ciência do Solo, v. 31, n. 6, p. 1609-1623, nov./dez. 2007. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0100-06832007000600037>.
- RANGEL-VASCONCELOS, L. G. T.; ZARIN, D. J.; OLIVEIRA, F. de A.; VASCONCELOS, S. S.; CARVALHO, C. J. R. de; SANTOS, M. M. de L. S. Effect of water availability on soil microbial biomass in secondary forest in eastern Amazonia. Revista Brasileira de Ciência do Solo, v. 39, n. 2, p. 377-384, mar./abr. 2015. DOI: <https://doi.org/10.1590/01000683rbc20140135>.
- RASSE, D. P.; RUMPEL, C.; DIGNAC, M.-F. Is soil carbon mostly root carbon? Mechanisms for a specific stabilization. Plant and Soil, v. 269, p. 341-356, 2005. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11104-004-0907-y>.
- REICHERT, J. M.; SUZUKI, L. E. A. S.; REINERT, D. J.; HORN, R.; HAKANSSON, I. Reference bulk density and critical degree-of-compactness for no-till crop production in subtropical highly weathered soils. Soil and Tillage Research, v. 102, n. 2, p. 242-254, Mar. 2009. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.still.2008.07.002>.
- ROSA, M. G. da; KLAUBER FILHO, O.; BARTZ, M. L. C.; MAFRA, A. L.; SOUSA, J. P. F. A. de; BARETTA, D. Macrofauna edáfica e atributos físicos e químicos em sistemas de uso do solo no Planalto Catarinense. Revista Brasileira de Ciência do Solo, v. 39, n. 6, p. 1544-1553, nov./dez. 2015. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/01000683rbc20150033>.
- ROSSETTI, K. de V.; CENTURION, J. F. Sistemas de manejo e atributos físico-hídricos de um Latossolo Vermelho cultivado com milho. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v. 17, n. 5, p. 472-479, maio 2013. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1415-43662013000500002>.
- ROSSI, C. Q.; PEREIRA, M. G.; GIÁCOMO, S. G.; BETTA, M.; POLIDORO, J. C. Decomposição e liberação de nutrientes da palhada de braquiária, sorgo e soja em áreas de plantio direto no cerrado goiano. Semina: Ciências Agrárias, v. 34, n. 4, p. 1523-1534, jul./ago. 2013. DOI: <http://dx.doi.org/10.5433/1679-0359.2013v34n4p1523>.
- RUDNICK, V. A. de S. Atributos físicos e químicos do solo sob diferentes usos e manejos em Rondônia. 2015. 65 f. Dissertação (Mestrado em Ambiente, Saúde e Sustentabilidade) – Universidade Federal de Rondônia, Porto Velho. Disponível em: <http://www.pgdra.unir.br/uploads/85796698/menus/dissertacoes/VaneideRudnickDissertacao20122015.pdf>. Acesso em: 1 fev. 2021.
- SÁ, J. C. M. Manejo da fertilidade do solo no sistema plantio direto. In: SIQUEIRA, J. O.; MOREIRA, F. M. S.; LOPES, A. S.; GUILHERME, L. R. G.; FAQUIM, V.; FURTINI NETO, A. E.; CARVALHO, J. G. (ed.). Inter-relação fertilidade, biologia do solo e nutrição de plantas. Lavras: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 1999. p. 267-319.
- SANTOS, I. L. N.; GOMES FILHO, R. R.; CARVALHO, C. M.; SANTOS, K. V.; OLIVEIRA, D. T. B.; SOUZA, L. G. Velocidade de infiltração da água no solo cultivado por milho doce com cobertura de crotalária. Revista Brasileira de Agricultura Irrigada, v. 10, n. 5, p. 925-934, 2016. DOI: <https://doi.org/10.7127/rbai.v10n500469>.
- SANTOS, J. do N.; PEREIRA, E. D. Carta de susceptibilidade a infiltração da água no solo na sub-bacia do rio Maracanã-MA. Cadernos de Pesquisa, v. 20, p. 63-71, 2013. Número especial. DOI: <http://dx.doi.org/10.18764/2178-2229.v20n.especialp63-71>.
- SATO, J. H.; FIGUEIREDO, C. C. de; LEÃO, T. P.; RAMOS, M. L. G.; KATO, E. Matéria orgânica e infiltração da água em solo sob consórcio milho e forrageiras. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v. 16, n. 2, p. 189-193, fev. 2012. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1415-43662012000200009>.
- SCHLINDWEIN, J. A.; COLETA, Q. P.; BRASILIANO, M. F.; CASAGRANDE, D.; MOLINE, E. F. V.; PEQUENO, P. L. L.; FIORELLI-PEREIRA, E. C. Fertilidade de solos em Rondônia. In: SEMINÁRIO DE PESQUISA E EXTENSÃO RURAL, 2., 2008, Rolim de Moura. **Anais...** Porto Velho: Unir, 2008. 1 CD-ROM.
- SCHLINDWEIN, J. A.; MARCOLAN, A. L.; PASSOS, A. M. A. dos; MILITÃO, J. S. L. T.; FIORELLI-PEREIRA, E. C.; PEREIRA, A. P. M.; TONINI, J. Atualizações em calagem de solos em Rondônia. In: REUNIÃO DE CIÊNCIA DO SOLO DA AMAZÔNIA OCIDENTAL, 2., 2014, Porto Velho. Manejo dos solos e a sustentabilidade da produção agrícola na Amazônia Ocidental: anais. Porto Velho: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2014. p. 267-287. Editado por: Paulo Guilherme Salvador Wadt; Alaerto Luiz Marcolan; Stella Cristiani Gonçalves Matoso e Marcos Gervasio Pereira. Disponível em: <http://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/124082/1/atualizacoes-p.267-287.pdf>. Acesso em: 1 fev. 2021.
- SEDAM. Governo do Estado. Secretaria de Estadual de Desenvolvimento Ambiental. Atlas Ambiental 2002. Disponível em: <http://www.sedam.ro.gov.br>. Acesso em: 10 abr. 2012.
- SELHORST, B. S. Formas de fósforo em Latossolo Vermelho-Amarelo sob diferentes usos e manejos de solos em Rondônia. 2019. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) – Universidade Federal de Rondônia, Rolim de Moura.
- SHI, Y.; LALANDE, R.; HAMEL, C.; ZIADI, N.; GAGNON, B.; HU, Z. Seasonal variation of microbial biomass, activity, and community structure in soil under different tillage and phosphorus management practices. Biology and Fertility of Soils, v. 49, p. 803-818, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00374-013-0773-y>.
- SILVA, I. F.; ARAÚJO NETO, S. E. de; KUSDRA, J. F. Biological activity of soils under systems of organic farming, agroforestry and pasture in the Amazon. Revista Ciência Agronômica, v. 45, n. 3, p. 427-432, jul./set. 2014. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/S1806-66902014000300001>.

- SILVA, N. F. da; CUNHA, F. N.; CABRAL NETO, F. R.; MORAIS, W. N.; CUNHA, E. S.; ROQUE, R. C.; ALVES, D. K. M.; TEIXEIRA, M. B. Métodos para estimativa da infiltração de água em um latossolo sob plantio direto e convencional. *Global Science and Technology*, v. 10, n. 1, p. 169-176, jan./abr. 2017. Disponível em: <https://rv.ifgoiano.edu.br/periodicos/index.php/gst/article/download/886/546>. Acesso em: 3 fev. 2021.
- SILVA-OLAYA, A. M. Soil organic carbon dynamics in sugarcane crop in south-central Brazil. 2014. 100 f. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba. DOI: <http://dx.doi.org/10.11606/T.11.2014.tde-12082014-144101>.
- SILVA, P. R. F. da; ARGENTA, G.; SANGOI, L.; STRIEDER, M. L.; SILVA, A. A. da. Estratégias de manejo de coberturas de solo no inverno para cultivo do milho em sucessão no sistema semeadura direta. *Ciência Rural*, v. 36, n. 3, p. 1011-1020, jun. 2006. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0103-84782006000300049>.
- SILVEIRA NETO, A. N. da; SILVEIRA, P. M. da; STONE, L. F.; OLIVEIRA, L. F. C. de. Efeitos de manejo e rotação de culturas em atributos físicos do solo. *Pesquisa Agropecuária Tropical*, v. 36, n. 1, p. 29-35, jan./abr. 2006. Disponível em: <https://www.revistas.ufg.br/pat/article/view/2169/2117>. Acesso em: 3 fev. 2021.
- SIQUEIRA NETO, M.; PICCOLO, M. de C.; SCOPEL, E.; COSTA JÚNIOR, C. da; CERRI, C. C.; BERNOUX, M. Carbono total e atributos químicos com diferentes usos do solo no Cerrado. *Acta Scientiarum: Agronomy*, v. 31, n. 4, p. 709-717, out./dez. 2009. DOI: <https://doi.org/10.4025/actasciagron.v31i4.792>.
- SORATTO, R. P.; CRUSCIOL, C. A. C.; COSTA, C. H. M. da; FERRARI NETO, J.; CASTRO, G. S. A. Produção, decomposição e ciclagem de nutrientes em resíduos de crotalária e milho, cultivados solteiros e consorciados. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v. 47, n. 10, p. 1462-1470, out. 2012. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-204X2012001000008>.
- SOUZA, E. D.; COSTA, S. E. V. G. A.; ANGHINONI, I.; CARNEIRO, M. A. C.; MARTINS, A. P.; BAYER, C. Soil quality indicators in a Rhodic Paleudult under long term tillage systems. *Soil and Tillage Research*, v. 139, p. 28-36, Jun. 2014. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.still.2014.02.001>.
- SOUZA, L. S.; BERTOL, I.; DE MARIA, I. C.; MELO FILHO, J. F.; LEPSCH, I. F.; RAMALHO FILHO, A. Terminologia básica utilizada em manejo e conservação do solo e da água. In: BERTOL, I.; DE MARIA, I. C.; SOUZA, L. da S. (ed.). *Manejo e conservação do solo e da água*. 1. ed. Viçosa, MG: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2019. p. 1-17.
- SOUZA, M.; COMIN, J. J.; LEGUIZAMÓN, E. S.; KURTZ, C.; BRUNETTO, G.; MÜLLER JÚNIOR, V.; VENTURA, B.; CAMARGO, A. P. Matéria seca de plantas de cobertura, produção de cebola e atributos químicos do solo em sistema plantio direto agroecológico. *Ciência Rural*, v. 43, n. 1, p. 21-27, jan. 2013. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/S0103-84782012005000150>.
- SUZUKI, L. E. A. S.; ALVES, M. C. Fitomassa de plantas de cobertura em diferentes sucessões de culturas e sistemas de cultivo. *Bragantia*, v. 65, n. 1, p. 121-127, 2006. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/S0006-87052006000100016>.
- TEIXEIRA, C. M.; CARVALHO, G. J. de; ANDRADE, M. J. B. de; SILVA, C. A.; PEREIRA, J. M. Decomposição e liberação de nutrientes das palhadas de milho e milho + crotalária no plantio direto do feijoeiro. *Acta Scientiarum: Agronomy*, v. 31, n. 4, p. 647-653, out./dez. 2009. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/S1807-86212009000400015>.
- TEIXEIRA, C. M.; CARVALHO, G. J. de; FURTINI NETO, A. E.; ANDRADE, M. J. B. de; FONTANETTI, A. Produtividade e teores foliares de nutrientes do feijoeiro sob diferentes palhadas e doses de nitrogênio em semeadura direta. *Acta Scientiarum: Agronomy*, v. 30, n. 1, p. 123-130, jan./mar. 2008. DOI: <http://dx.doi.org/10.4025/actasciagron.v30i1.1160>.
- TIVET, F.; SÁ, J. C. de M.; LAL, R.; BORSZOWSKI, P. R.; BRIEDS, C.; SANTOS, J. B. dos; SÁ, M. F. M.; HARTMAN, D. da C.; EURICH, G.; FARIAS, A.; BOUZINAC, S.; SEGUY, L. Soil organic carbon fraction losses upon continuous plow-based tillage and its restoration by diverse biomass-C inputs under no-till in sub-tropical and tropical regions of Brazil. *Geoderma*, v. 209/210, p. 214-225, Nov. 2013. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2013.06.008>.
- VALLADARES, G. S.; BATISTELLA, M.; PEREIRA, M. G. Alterações ocorridas pelo manejo em Latossolo, Rondônia, Amazônia Brasileira. *Bragantia*, v. 70, n. 3, p. 631-637, 2011. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0006-87052011000300019>.
- VENTUROSO, L. A. C. Atributos físicos do solo em função do manejo e sucessão de culturas em ambiente amazônico. 2014. 59 f. Tese (Doutorado em Agronomia) – Faculdade de Ciências Agrárias, Universidade Federal da Grande Dourados, Dourados. Disponível em: <http://repositorio.ufgd.edu.br/jspui/bitstream/prefix/2189/1/LenitaAparecidaConusVenturoso.pdf>. Acesso em: 3 fev. 2021.
- VEZZANI, F. M.; MIELNICZUK, J. Agregação e estoque de carbono em Argissolo submetido a diferentes práticas de manejo agrícola. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 35, n. 1, p. 213-223, jan./fev. 2011. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0100-06832011000100020>.
- VILARINHO, M. K. C.; KOETZ, M.; SCHLICHTING, A. F.; SILVA, M. de C.; BONFIM-SILVA, E. M.; Determinação da taxa de infiltração estável de água em solo de cerrado nativo. *Revista Brasileira de Agricultura Irrigada*, v. 7, n. 1, p. 17-26, 2013. DOI: <https://doi.org/10.7127/rbai.v7n100097>.

Dinâmica da matéria orgânica e ciclagem de nutrientes na Amazônia Ocidental

Carlos Eduardo Pellegrino Cerri | Elízio Ferreira Frade Junior

Introdução

A Amazônia é a maior floresta tropical do planeta, um bioma privilegiado na provisão de serviços ambientais que desenvolve funções estratégicas para manutenção dos ciclos biogeoquímicos e regulação do clima global. O maior bioma tropical no mundo abriga mais de um quarto de toda a biodiversidade do planeta e tem importância imensurável na provisão de água doce, sequestro de carbono (C) e regulação climática terrestre (Fearnside, 2012; Grimaldi et al., 2014). Esse bioma representa 40% das florestas tropicais restantes no mundo, cobrindo cerca de 5,5 milhões de quilômetros quadrados, aproximadamente 60% do território brasileiro (Alves et al., 2015).

A Floresta Amazônica é um dos maiores reservatórios terrestres de C, o qual está estocado na biomassa vegetal e nos compartimentos da matéria orgânica do solo (Pan et al., 2011; Berenguer et al., 2014). Os solos são importantes reservatórios de C, com valores três vezes superiores à vegetação terrestre e atmosfera, contendo aproximadamente 1.500 Pg C ($1 \text{ Pg} = 1 \times 10^{15} \text{ g}$), com estimativa de estoques em florestas tropicais de 860 Pg C até 1 m de profundidade (Durigan et al., 2017) e 136 Pg de nitrogênio (N) total armazenados na camada superficial do solo (Schaufler et al., 2010; Shange et al., 2012).

Sustentada por solos de baixa fertilidade natural, a floresta tropical na Amazônia retém a

maior parte dos nutrientes do ecossistema na sua biomassa, cujos nutrientes, após a queima, são adicionados em forma de cinzas no solo, alterando o pH e o teor de cátions trocáveis. Nesse entendimento, os solos da Amazônia desempenham serviços ambientais significativos no ciclo global do C e compensam uma grande fração das emissões antropogênicas de Gases de Efeito Estufa (GEE) (Keenan et al., 2016). Entretanto, mesmo com notável importância, a dinâmica da matéria orgânica e os estoques de C armazenados nos solos são constantemente alterados pela mudança do uso da terra na Amazônia (Deng et al., 2016).

A agricultura e as mudanças de uso da terra na Amazônia respondem por 75% das emissões de C equivalente do Brasil, desbancando setores como a indústria e queima de combustíveis fósseis. A derrubada e queima das florestas tropicais e a consequente conversão para outros sistemas de uso da terra são consideradas a principal fonte de emissão de CO_2 para a atmosfera.

Impactos da mudança de uso da terra no carbono orgânico e ciclagem de nutrientes

As perdas globais de florestas tropicais somam 2,3 milhões de quilômetros quadrados na últi-

ma década, com aumento de 2.100 km² ao ano nos trópicos, representando uma perda de 32% das florestas em zonas tropicais, sendo metade dessas áreas na América do Sul (Hansen et al., 2013). Essas perdas estão associadas ao desmatamento pela prática de corte e queima ao longo dos anos em uma sequência de eventos até implantação de pastagens e culturas agrícolas (Lapola et al., 2014; Cano-Crespo et al., 2015).

A Amazônia brasileira gradativamente se dissocia de seu agente mais impactante, o desmatamento. Apesar da redução na última década (Cisneros et al., 2015), a ocorrência de incêndios na Amazônia brasileira não diminuiu, sendo desmatada uma significativa porção da floresta, com valor consolidado de 10.129 km² de corte raso no período de agosto de 2018 a julho de 2019 (Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 2020). Esse processo de desmatamento e mudança de uso da terra está associado à prática de corte e queima, seguida pela implantação de pastagens e culturas agrícolas, onde o carbono e a matéria orgânica do solo são indicadores sensíveis às alterações induzidas pela conversão da floresta em uso agropecuário.

Na mudança do uso da terra, os incêndios florestais podem induzir uma redução média de 40% do C do solo, impactando em reservatórios orgânicos devido às alterações nos processos biogeoquímicos do solo (Berenguer et al., 2014). Decréscimos nos teores de carbono e nitrogênio do solo até 0,5 m são identificados ao longo de 10 anos após conversão da floresta em áreas agrícolas (Fujisaki et al., 2015). Nesse cenário, a matéria orgânica do solo (MOS) e o C são indicadores importantes às alterações induzidas pela conversão da floresta em uso agrícola (Durigan et al., 2017), onde os teores de C e N do solo apresentaram dinâmicas semelhantes, com os maiores teores nas camadas superficiais e redução gradativa com aumento da profundidade. Importante ressaltar que os ecossistemas florestais desempenham serviços ambientais significativos no ciclo global do C e compensam

uma grande fração das emissões antropogênicas de GEE (Keenan et al., 2016), de modo que o processo de mudança do uso da terra promove um efeito global negativo sobre o ciclo do carbono e os serviços ambientais prestados pela floresta tropical (Fearnside, 2008).

A prática de corte e queima da vegetação nativa e da serapilheira na Amazônia expõe a camada superficial do solo a maiores amplitudes térmicas e selamento superficial do solo, diminuindo as trocas e fluxos de gases, que podem alterar a estrutura da comunidade microbiana no solo, como efeito direto do fogo sobre os organismos do solo. Quantificando os teores de carbono e nitrogênio via analisador elementar em forno de combustão com oxigênio a 1.350 °C (LECO CN2000®, modelo TruSpec®, Michigan, USA), Frade Júnior (2017) verificou, após dois dias da queima de biomassa vegetal, que houve redução nos teores de C e N do solo até 50 cm de profundidade (Figura 1), porém isso não foi significativo ($p < 0,05$) quando comparado à vegetação nativa. Entretanto, após um ano da queima de biomassa (QB), perdas de C e N foram significativas e mais expressivas para as camadas superficiais, comparadas à vegetação nativa (VN) ($p < 0,05$).

Em relação aos estoques de C e N até 100 cm, foram observadas alterações após o manejo de corte e queima da biomassa, com reduções em todas as camadas (Figura 2). Nas camadas superficiais do solo, são registradas reduções de até 31% nos estoques de C (perdas de 4.3 Mg ha⁻¹ de C). Nas subsuperficiais até 1,0 m, as reduções podem chegar a 24% nos estoques de C e 26% nos estoques de N. Essas reduções representaram perdas de 17 Mg C ha⁻¹ e 2,2 Mg N ha⁻¹ até 1,0 m de solo (Frade Júnior, 2017).

Associadas às perdas de C e N orgânico do solo, as maiores emissões de GEE são causadas pela mudança do uso da terra e pelas práticas agrícolas (Forster et al., 2007), que juntas suprimiram aproximadamente 230 milhões de hectares de

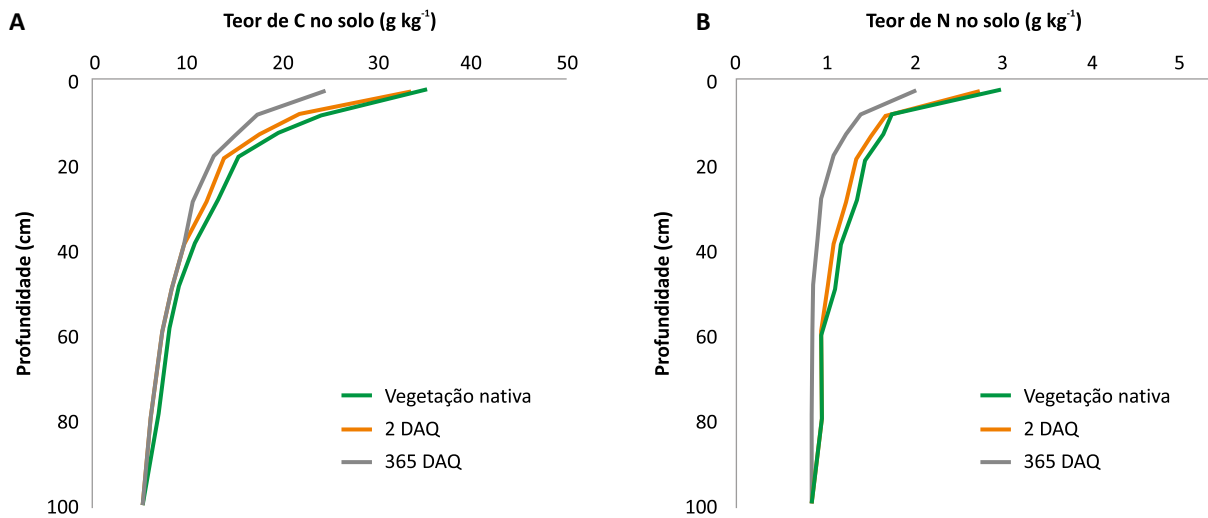


Figura 1. Teores de carbono (A) e nitrogênio (B) em vegetação nativa (VN), 2 dias após a queima (2 DAQ) e após 1 ano da queima de biomassa (365 DAQ) no município de Candeias do Jamari, Rondônia, Brasil.

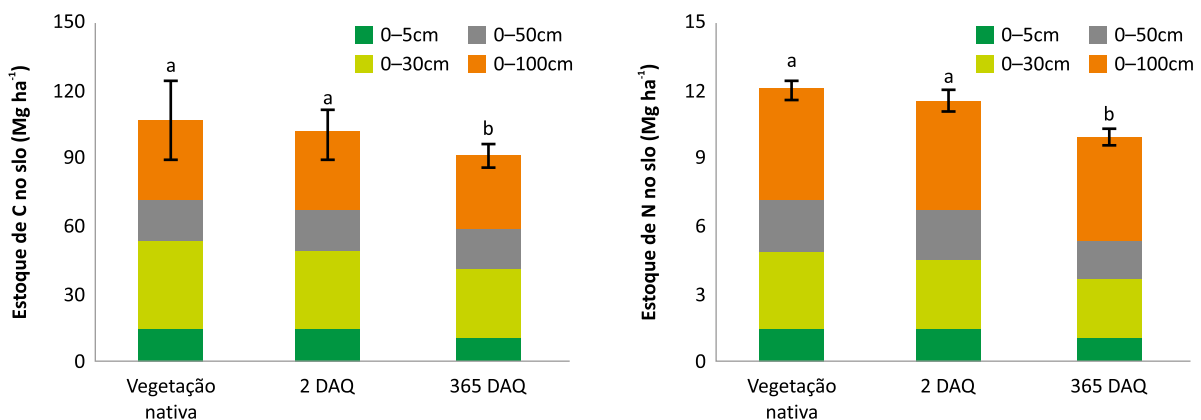


Figura 2. Estoques de carbono (A) e nitrogênio (B) no solo em Mg ha^{-1} na vegetação nativa, 2 dias após a queima (2 DAB) e 365 dias após a queima de biomassa (365 DAB) no município de Candeias do Jamari, Rondônia, Brasil.

florestas tropicais mundiais, com consequente aumento das emissões de GEE para atmosfera, associadas à redução dos estoques de C das florestas mundiais (Hansen et al., 2013).

Nesse processo de mudança de uso da terra na Amazônia, são registradas reduções nos teores de carbono e nitrogênio do solo (i.e., perdas de $4,0 \text{ Mg ha}^{-1}$ de C e $0,3 \text{ Mg ha}^{-1}$ de N) até $0,3 \text{ m}$ logo após o corte da biomassa vegetal, antes do processo de queima, revelando que o corte da vegetação nativa tem interferência direta na biomassa microbiana do solo e na dinâmica do

C e N, independentemente da queima de biomassa vegetal (Frade Júnior, 2017). Essas perdas de C e N são consequência da diminuição da entrada de matéria orgânica e exsudados radiculares ao solo (e.g., açúcar, ácidos orgânicos, aminoácidos e enzimas), associados à diminuição das trocas gasosas (CO_2) entre o solo e a planta. Outro fator que contribui para redução dos teores de C e N após o corte de biomassa vegetal é a interrupção abrupta do processo de ciclagem de carbono produzida pelas raízes, que, em condições favoráveis, podem acumular

até 10,0 Mg C ha⁻¹ na camada de 0,3 m do solo (Fujisaki et al., 2017). O equilíbrio dos fluxos de entrada e saída de C e N no solo também pode ser alterado pelas maiores emissões de GEE para atmosfera, em função da ausência de cobertura vegetal, o que expõe a matéria orgânica do solo à intensa mineralização, principalmente em condições climáticas intensas de precipitação e elevada temperatura na Amazônia (Bronick; Lal, 2005; Guimarães et al., 2013).

As perdas de C nas camadas superficiais do solo até 0,3 m na ordem de 25% ocorrem em função da alta disponibilidade de íons na superfície do solo, onde a microbiota em solo ácido ocasiona um efeito priming na matéria orgânica do solo, gerando uma rápida mineralização do C e N (Navarrete et al., 2015), que também podem ser absorvidos gradualmente pela sucessão secundária e perdidos por lixiviação. Kirby et al. (2006) demonstraram que, em consequência das alterações nos teores da matéria orgânica do solo, há um efeito direto, com redução na disponibilidade de nutrientes. Ao considerar que 30% do N e 65% do P são atribuídos à reserva de matéria orgânica do solo (Shen et al., 2011), o processo de desmatamento via corte e queima influencia diretamente a ciclagem de nutrientes, diminuindo as entradas e potencializando as saídas em função da diminuição do aporte orgânico do solo (Zhang et al., 2013). Os efeitos do fogo sobre a biomassa microbiana e, conseqüentemente, nos estoques de C e N podem ser distintos em solos da mesma região, pois os efeitos são dependentes da magnitude e duração da queima associados às características da vegetação local (Moraes et al., 1996).

Trabalhos desenvolvidos em florestas tropicais nativas, convertidas pelo sistema de corte e queima, identificaram redução de 22% na quantidade de N e 30% de C (Ewel et al., 1981), assim como, em conversão de florestas nativas para terras cultivadas, houve redução média de 30% do C orgânico do solo (Murty et al., 2002). Importante ressaltar que as perdas registradas

de C e N foram observadas em condições sem sucessão natural, sem cultivo no solo, as quais podem ser maiores em função do manejo sucessivo adotado (Durigan et al., 2017).

Em uma crítica revisão realizada por Fujisaki et al. (2015) comparando as mudanças dos estoques de C de florestas e agroecossistemas na Amazônia, foi possível verificar diminuição de 8,5% para uso subsequente de culturas anuais e aumento 6,8% para pastagens após o desmatamento, com perda absoluta de 4,5 Mg C ha⁻¹ para as terras cultivadas e ganho de 2,2 Mg C ha⁻¹ em pastagens na camada superficial até 0,3 m. Entretanto, Don et al. (2011) encontraram resultados contrários, com redução dos estoques de C orgânico do solo em 12% após mudança de uso de floresta para pastagem. Nesse trabalho, os autores avaliaram 385 estudos tropicais, verificando maiores perdas de C orgânico na conversão de floresta para área agrícola e floresta para culturas perenes, com perdas de 25% e 35%, respectivamente. Importante ressaltar que os solos do bioma Amazônia, de maneira geral, são profundos e dinâmicos, onde as mudanças biogeoquímicas ocorrem em todo o volume de solos, como registrado no estudo de Shi et al. (2013), que registrou, no processo de corte e queima, uma perda de 4,3 Mg C ha⁻¹ e 0,4 Mg N ha⁻¹, representando redução de 30% para ambos os atributos. Em trabalhos de cronosequência realizando no Centro-Sul do Brasil avaliando a mudança do uso da terra, Cherubin et al. (2015) confirmaram que as perdas de C estão diretamente relacionadas às propriedades químicas do solo, evidenciando que a matéria orgânica é um importante indicador da qualidade química do solo.

Estudos realizados em solos de floresta tropical nativa na América do Sul registraram redução de 35% do teor de C do solo na mudança do uso da terra de floresta para pastagem (Farley et al., 2013). Após conversão de florestas para uso agrícola, os estoques de C são reduzidos de

24% a 52%, sem diferenças marcantes entre as regiões climáticas globais (Smith et al., 2016).

Uma média de 25% a 30% de redução nos teores de C orgânico do solo é considerada uma estimativa conservadora na mudança do uso da terra de floresta para pastagem e cultivos agrícolas após conversão florestal (Houghton, 2010). Em processo de conversão de floresta nativa em plantações de soja na região do arco do desmatamento na Amazônia, foram registradas perdas de $130,5 \text{ Mg C ha}^{-1}$, cerca de três vezes maior que a perda quando a floresta é convertida em plantações de seringueiras ($48,5 \text{ Mg C ha}^{-1}$) (Bonini et al., 2018).

No processo de desmatamento pelo uso do fogo, os atributos químicos também são alterados, os quais são variáveis em função da sequência de eventos utilizados na conversão de floresta nativa em áreas agrícolas, causando distúrbios na qualidade química do solo ao alterar de forma significativa os processos de ciclagem de nutrientes (Rheinheimer et al., 2003).

Entre os diversos efeitos da conversão do uso da terra, registrados até 0,1 m, sobre os atributos químicos do solo, são notórios os aumentos nos valores de pH até 30% e inversamente proporcionais pela diminuição de 39% nos teores de Al^{3+} do solo. As camadas inferiores até 0,5 m apresentam a mesma dinâmica de neutralização da acidez em profundidade, entretanto com valores menos expressivos.

Em florestas tropicais submetidas à mudança do uso da terra associada ao corte e queima, até 90% dos nutrientes são liberados para solo e nas camadas superficiais, os estoques de fósforo (P) orgânicos são convertidos em P total, aumentando a concentração desse nutriente (Galang et al., 2010), com registros de elevação nos teores de P até 50% após processo de conversão de uso da terra por corte e queima de floresta nativa na Amazônia. O processo de queima de biomassa vegetal após o desmatamento eleva

os valores de pH do solo pela deposição de cinzas com elevados teores de nutrientes (Bahr et al., 2014) e, conseqüentemente, diminui a acidez ativa, os teores de Al e saturação por alumínio (m%). Apesar de o processo de conversão promover a elevação do pH do solo, ela não é suficiente para alcançar valores recomendados para o desenvolvimento comercial da maioria das culturas (Novais et al., 2007), pois as cinzas não possuem quantidade suficiente de nutrientes e efeito duradouro no solo. Ao considerar o Al um elemento tóxico às plantas e prejudicial ao desenvolvimento radicular (Eekhout et al., 2017), as elevações médias dos valores de pH em função dos processos de desmatamento não são suficientes para neutralizar os efeitos do Al no solo. Efeitos benéficos na elevação do pH em função da adição de cátions da queima de biomassa possuem baixa amplitude e são limitados em profundidade, dependentemente da magnitude e duração do incêndio florestal (Moraes et al., 1996), os quais estão associados às características da vegetação local e intensidade dos processos de conversão.

Reduções nos teores de nutrientes nos processos de conversão de uso do solo estão associados ao crescimento das plantas e à adsorção de P liberado da biomassa vegetal. Fatores como volatilização, escoamento superficial e lixiviação também são atribuídos como causas da diminuição dos teores de nutrientes após a queima de biomassa vegetal (Juo; Manu, 1996).

Do ponto de vista químico, de maneira geral, grande parte dos solos amazônicos é naturalmente de baixa fertilidade natural para a agricultura, e o processo de mudança de uso da terra deve vir acompanhado de um efetivo manejo da fertilidade do solo para incremento dos nutrientes no segundo ano de conversão florestal; caso contrário, o novo sistema de uso do solo (pastagem ou agricultura) terá limitado potencial produtivo. O desconhecimento da fertilidade natural desses solos e a falta de investimentos na correção da fertilidade e do ma-

nejo dos solos, associados ao custo de insumos elevados pelas limitações logísticas da região amazônica, podem ser um dos maiores fatores associados à baixa produtividade da pecuária extensiva e ao abandono da agricultura poucos anos após o processo de conversão florestal.

A conversão da floresta pelo processo de corte e queima altera os teores de macronutrientes e aumenta a fertilidade do solo até 0,5 m com magnitudes distintas ao longo do tempo. Uma das consequências ambientais importantes do corte e queima é a liberação rápida de nutrientes, como cálcio (Ca), magnésio (Mg), potássio (K) e fósforo (P) da biomassa pela deposição de cinzas no solo (Juo; Manu, 1996). Estes autores identificaram que a queima da vegetação nativa associada à combustão da serapilheira contribuiu para liberação de nutrientes que antes estavam indisponíveis na forma orgânica do componente vegetal, sendo esse benefício de curta duração, em função da baixa capacidade do solo em armazenar grandes adições de nutrientes na solução do solo. Associada a essa dinâmica, a SB aumenta significativamente em todas as camadas do solo ao longo do tempo com tendência na liberação de $Mg > Ca > K$. Essa liberação é dependente da concentração de elementos pré-existentes na vegetação e variam com a intensidade do fogo. Entretanto, tendência distinta de $Ca > K > N > P$ na liberação de nutrientes após o corte e queima foi registrada por Thomaz et al. (2014), que avaliaram a perda dos nutrientes e registraram magnitudes na seguinte ordem $K > Mg > Ca$. Esses autores atribuem as perdas aos processos de volatilização, lixiviados no perfil do solo e transportados por escoamento superficial (runoff), em consequência da grande quantidade de nitrato liberada pela queima e posterior mineralização da matéria orgânica como o principal responsável pela lixiviação de cátions.

As perdas de nutrientes em solos sob clima amazônico são potencializadas pela elevada precipitação, média de ± 1.900 mm a

2.400 mm ao ano. Essa precipitação está associada ao aumento significativo em profundidade do P em até 85% nas camadas até 0,5 m em função da lixiviação de cátions que atuam como íons acompanhantes na mobilidade do P. Considerado o P um elemento de pouca mobilidade em solos tropicais altamente intemperizados, como os da Amazônia, com alto ponto de carga zero (PCZ), devido a sua composição mineralógica (predominantemente minerais 1:1 e óxido-hidróxidos de ferro e alumínio) (Valente; Costa, 2017), a elevação dos teores desse nutriente em profundidade está relacionada à elevada precipitação média local (± 200 mm mês⁻¹). A alta disponibilidade de K liberado pela biomassa após o desmatamento também atua como íon acompanhante, favorecendo o movimento do P no perfil do solo (Villani et al., 1998). A queima de biomassa para limpeza de pastagens na Amazônia causa diminuição nos teores de N, C e P e mobilização maior do P e K, conforme demonstrado por Laurance et al. (1999), em estudo realizado com 65 parcelas de um hectare, abrangendo 1.000 km² na Amazônia Central.

No processo de mudança de uso da terra via corte e queima, os valores de V são elevados em todas as camadas, com maior efeito registrado nas superficiais que recebem toda a carga de cinzas ricas em nutrientes, com um aumento de 111% atribuído à intensa remoção de bases da superfície do solo. Em solos tropicais de baixa fertilidade, cujos valores naturais de V não ultrapassam 40%, as elevações em função da queima são consideradas baixas, e o V permanece inferior a 50%, valor não indicado para o desenvolvimento da maioria das culturas (Santos et al., 2017), pois os valores médios recomendados de V estão entre 50% e 80%. Independentemente dos efeitos benéficos na fertilidade do solo, os índices de fertilidade do solo alcançados com o corte e queima são limitantes ao desenvolvimento da maioria das culturas agrícolas (Novais et al., 2007).

Os atributos químicos do solo nos processos de mudança do uso da terra apresentam dinâmica distinta em função das profundidades do solo avaliadas e ao tempo de registro, sendo as camadas superficiais até 0,2 m as que registram maiores intensidades e amplitudes de alterações nos teores dos elementos, comparadas às camadas abaixo de 0,2 m a 0,5 m. Os atributos relacionados à acidez apresentaram dinâmica inversa, com elevação nos valores de pH e redução nos valores de Al^{+3} . Padrões semelhantes são verificados para os teores dos elementos básicos até 1 ano da queima, com elevação da V e redução contínua nos teores de P, assim como os estoques de C e N apresentam padrões semelhantes, com a redução constante dos estoques ao longo do tempo.

O aumento da profundidade diminui os efeitos da fertilização após a queima, com efeitos distintos para cada nutriente. Estudos com meta-análise realizados em banco de dados quantitativos que incluíram trabalhos de 1980 a 2013, avaliando a mudança do uso da terra nos atributos pH, CTC_{pH7} , C e N em florestas nativas (Ribeiro Filho et al., 2015), registraram modificações mais expressivas do pH nas camadas superiores até 0,2 m, com ênfase na camada até 0,05 m e efeitos semelhantes em diferentes biomas.

Ao se analisarem dados da literatura sobre mudança do uso da terra, dinâmica dos nutrientes e estoques de C e N (Marques et al., 2017; Moreno et al., 2017; Villarino et al., 2017), o balanço e a ciclagem de nutrientes são geridos pelo sistema de corte e queima, com reduções significativas de até 30% nos estoques de C e N, com efeitos temporais no aumento da fertilidade do solo e retomada do aumento da acidez ao longo do tempo. A mudança de uso da terra modifica a disponibilidade dos nutrientes que são rapidamente retidos nos constituintes do solo, porém, devido à alta permeabilidade, associada ao intenso volume pluviométrico do solo em região amazônica, a perda de nutrientes,

C e N orgânico do solo via desmatamento pode diminuir a produção agrícola após alguns anos, já que os ciclos de nutrientes estão fortemente ligados aos níveis de matéria orgânica do solo (Lal, 2006). O efeito positivo na fertilidade do solo é pouco persistente, retornando ao status inicial dos solos das florestas em tempo médio de 1 ano após manejo de corte e queima da floresta. A abrupta liberação de nutrientes pela queima de biomassa e o volume de precipitação após o manejo são responsáveis pela redução e transferência de nutrientes para camadas mais profundas do solo. As principais alterações nas propriedades químicas do solo e na ciclagem de nutrientes estão associadas à diminuição dos estoques de C e N. Tal depleção evidencia que, na mudança do uso da terra, os maiores efeitos deletérios são atribuídos ao processo de mudança de uso da terra e não apenas aos sistemas de cultivo que serão instalados após o corte e queima de vegetação nativa.

As perdas de C e N em florestas tropicais submetidas ao processo de conversão florestal via corte e queima estão na magnitude de 30% para cada elemento (C e N). Questionamentos sobre viabilidade do sistema de queima na gestão desses nutrientes do solo devem ser avaliados para melhor tomada de decisão sobre o manejo sucessor à vegetação nativa.

Como já mencionado anteriormente, a pastagem é o principal uso da terra na Amazônia legal brasileira, sendo que aproximadamente 75% das áreas desmatadas foram ou estão sendo utilizadas dessa forma. A derrubada e queima da floresta para introdução de pastagens provoca a ruptura do estado de equilíbrio original. Os impactos globais mais importantes estão relacionados com a emissão de gases causadores do efeito estufa por ocasião da queima da biomassa, perdas da biodiversidade e efeitos da fumaça (Uhl; Kauffman, 1990; Fearnside, 1997; Six et al., 2004; Foley et al., 2005). Contudo, as modificações recaem, principalmente, sobre um dos componentes do

sistema, o solo, em função da nova cobertura vegetal e da presença do animal pastejando (Hynes; Williams, 1993).

A importância do componente animal na ciclagem de nutrientes está associada ao aumento da intensidade da desfolhação da forrageira e ao fato de que a quantidade de nutrientes exportados por meio de produtos animais é muito reduzida em relação ao total reciclado (Wilkinson; Lowrey, 1973; Cuevas, 2001). Estima-se que entre 60% e 99% dos nutrientes ingeridos são excretados na forma de urina ou fezes (Hynes; Williams, 1993). Entretanto, a distribuição das excretas é bastante desuniforme, alcançando de 5% a 35% da área total da pastagem (Hynes; Williams, 1993). A distribuição irregular das excretas no pasto tem como consequência o acúmulo de elevadas concentrações de nutrientes em pequenos volumes de solo, favorecendo as perdas por volatilização (Williams; Haynes, 1994), desnitrificação (N) e lixiviação, além de imobilizações na biomassa microbiana (Hynes; Williams, 1993; Carmo; Cerri, 2007).

Observa-se, em áreas com sucesso de pastagens em diversos locais na Amazônia (Veiga; Serrão, 1987; Veiga, 1995), assim como em outras regiões tropicais (Robbins et al., 1989; Myers; Robbins, 1991), a perda da capacidade produtiva após 4 a 10 anos de uso, dando início ao processo de degradação (Serrão et al., 1982; Serrão; Homma, 1982; Souza Filho et al., 1991; Veiga, 1995). Com o declínio da produtividade e vigor da pastagem, ocorre o gradativo predomínio de plantas invasoras, regionalmente denominadas de "juquira", as quais constituem a principal característica visual da degradação de pastagens na Amazônia (Veiga, 1995).

Segundo Paustian et al. (2000), o uso de gramináceas perenes possui alta capacidade de acumular e redistribuir o C na subsuperfície do solo e, associado à alta entrada de biomassas

sa e à ausência de revolvimento do solo, tornam-se as principais razões para que áreas de pastagens bem manejadas sejam capazes de sequestrar maiores quantidades de C (Cerri et al., 2018). Entretanto, no caso da Amazônia, há um problema, o qual antecede a degradação das pastagens, que é a conversão de florestas para as áreas atuais de pastagens, com estimativas de que possam emitir cerca de 10 kg m⁻² a 15 kg m⁻² de C, na forma de CO₂ para atmosfera (Cerri et al., 2018). Six et al. (2004) estimam que o estoque de C no solo de pastagens degradadas, em regiões de clima tropical, pode diminuir em até 97% quando comparados com os estoques no solo de mata nativa. Para Barbosa e Fearnside (1999), o novo equilíbrio do estoque de C do solo poderá ser alcançado somente após 10 anos da implantação da pastagem, apresentando uma perda média final de 3,9 t ha⁻¹ de C.

Áreas submetidas à conversão florestal, 3 meses após queima durante a estação chuvosa, apresentam maior biomassa microbiana do solo comparadas à vegetação nativa, onde o carbono e o nitrogênio microbianos até 0,1 m de profundidade apresentam-se até 100% maiores, entretanto, após 5 meses do esgotamento dos produtos da mineralização, o N microbiano diminui a níveis semelhantes aos de floresta nativa.

De acordo com Cerri et al. (2006), se toda área de pastagem degradada da Amazônia (13 milhões de hectares) recebesse o manejo adequado e fosse recuperada, haveria a possibilidade de obter uma taxa de acúmulo de 0,27 t ha⁻¹ ano⁻¹ de C na camada de 0 a 0,3 m, o que aumentaria os estoques de C dos solos dessa região, além de deixar de emitir cerca de 3,5 Tg ano⁻¹ de C. Nesse sentido, a recuperação dessas pastagens degradadas passa a ser fundamental e é um dos principais pilares capazes de sustentar e tornar eficazes os planos de mitigação de GEE gerados pela agricultura e mudar a imagem desse setor como um dos vilões do aquecimento global no Brasil.

Impactos da mudança de uso da terra na biomassa microbiana

As alterações físicas e químicas no ambiente solo após o processo de corte e queima de biomassa vegetal afetam a atividade microbiana do solo, com reflexos na ciclagem dos elementos químicos, como C, N, S e P (McClain et al., 2001). As alterações nos ciclos biogeoquímicos após conversão da terra de floresta nativa para uso agropecuário têm sido bastante observadas de diversos aspectos, principalmente da quantidade e qualidade da matéria orgânica, emissão de gases de efeito estufa (GEE), entre outros índices. O fogo modifica as estruturas e interações microbiológicas, reduzindo a diversidade microbiana do solo e comprometendo a dinâmica dos ciclos biogeoquímicos na Amazônia (Martiny et al., 2013; Paula et al., 2014).

A biomassa microbiana representa um compartimento de C e N lábil que se mantém ao longo do ano com pequenas oscilações em função da temperatura e umidade, onde as atividades são mais intensas nos primeiros 10 cm superficiais do solo, região de maior concentração de nutrientes (Cerri et al., 2018). A dinâmica da biomassa microbiana do solo em florestas tropicais favorece o acúmulo de nutrientes na forma biologicamente ativa em períodos de restrição de umidade quando o metabolismo das plantas é baixo; entretanto, no início da estação chuvosa na Amazônia, os nutrientes são liberados e assimilados rapidamente pelas plantas. Entre os fatores que condicionam as taxas de decomposição da matéria orgânica do solo, estão a profundidade e a granulometria do solo, sendo o teor de silte+argila o principal fator controlador da quantidade de carbono de ciclagem lenta, influenciando a dinâmica do carbono em solos de florestas tropicais (Telles et al., 2003).

Em estudo realizado na região de Porto Velho, RO, em Latossolo Amarelo, Frade Júnior (2017)

observou que a comunidade bacteriana do solo na área de corte e queima de biomassa vegetal apresentou maior dissimilaridade e alteração de comunidade em comparação ao solo da vegetação nativa, com efeitos menos expressivos com o aumento da profundidade do solo. Nesse contexto, o referido autor observou, para a camada superficial do solo após 30 dias da queima de biomassa vegetal, uma estrutura bacteriana distinta comparada a da vegetação nativa.

Em solos do estado de Rondônia e do Acre, três meses após a queima de biomassa vegetal, foram registrados valores maiores de biomassa microbiana, quando comparados com solos de floresta durante a estação chuvosa. O C e N microbianos na camada superficial até 0,1 m estavam superiores em até 100%, enquanto a respiração aumentou em 90%. Entretanto, os substratos foram esgotados rapidamente 8 meses após a queima e, quando as gramíneas já estavam com 5 meses, o N microbiano havia diminuído para níveis próximos aos encontrados para a condição sob floresta (Cerri et al., 2018). Após 2 anos do plantio de gramíneas nessa área, houve diferença significativa, indicando que a pastagem dispunha de menor N disponível para crescimento da população. Fatores ambientais como temperatura e umidade determinam mudanças significativas na biomassa microbiana após a conversão de floresta nativa.

Teores de C e N da biomassa microbiana do solo apresentam alterações significativas atribuídas ao tempo de uso da terra sob pastagem, sendo que o C microbiano do solo é mais afetado pela seca na pastagem mais antiga, provavelmente pela proteção menos efetiva contra a evaporação proporcionada pela cobertura vegetal, e o teor de água no solo em pastagens de 15 anos na estação da seca diminuem mais de 70% em relação à estação chuvosa, quando o N e o P microbiano são menos afetados pela sazonalidade (Cerri et al., 2018). Outro fator que influencia diretamente a atividade da biomassa microbia-

na em solos convertidos de floresta para áreas agrícolas e pecuárias é o manejo do solo e seus efeitos biogeoquímicos em larga escala. Entre as estratégias avaliadas medindo o C e N da biomassa microbiana em áreas de recuperação de pastagem, os dois elementos diminuíram cerca de 25% quando se utilizou mecanização com gradagem no preparo do solo, comparado ao controle (uso de dessecante e não revolvimento do solo) que não teve efeito significativo nos teores de C e N da biomassa microbiana (Augusti, 2004).

Sucessão da mudança do uso da terra com plantas de soja possui a capacidade de elevar o N microbiano em até 20% comparada com o controle durante o período de cultivo. Aplicação de herbicida seletivo (4 l ha⁻¹ de 2,4-D Triet. + picloram) diminuiu drasticamente o C e N microbiano (Prado; Airoldi, 2001). Entretanto, com fertilização que adicionou N mineral, houve um retorno do C microbiano aos níveis similares àqueles observados para o controle, mas N microbiano permaneceu abaixo do controle durante os 3 meses seguintes, provavelmente porque as entradas de N derivadas do fertilizante e das plantas leguminosas estimularam a mineralização do C e N na camada superficial do solo pelo aumento da atividade microbiana, conforme reportado por Balota et al. (2004).

Considerações finais

O melhor entendimento sobre a dinâmica da matéria orgânica e ciclagem de nutrientes no noroeste da Amazônia, sobretudo por meio dos exemplos de mudança de uso da terra e práticas de manejo agrícolas de caráter conservacionista para a região noroeste da Amazônia, indicam que existe elevado potencial de sequestro de C no âmbito da agricultura conservacionista na referida região. Os resultados obtidos até o momento sobre os fatores de emissão de C do solo em função das mudanças de uso da terra na região amazônica são de extrema relevância,

uma vez que não há estimativas consistentes para outras localidades da Amazônia, exceto para localidades nos estados de Rondônia, de Mato Grosso e do Pará. Sendo assim, os resultados obtidos até então são úteis sob o âmbito regional (pois poderão servir como subsídios para elaboração de políticas públicas e relatórios de sustentabilidade visando ao crescimento econômico sustentável da região), bem como poderão ser utilizados em âmbito nacional (como, por exemplo, a iniciativa do governo federal via Plano ABC – Agricultura de Baixa Emissão de Carbono – ou mesmo para o atingimento das metas propostas pelo Brasil no Acordo de Paris, COP21 da ONU) e mesmo no âmbito internacional (relatórios elaborados pelo IPCC e negociações associadas à Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudanças Climáticas). Dessa maneira, faz-se necessário intensificar o incentivo à adoção de práticas e processos tecnológicos que, por um lado, auxiliem na redução das emissões de gases do efeito estufa provocadas pela mudança do uso da terra e, por outro lado, aumentem a fixação de C na vegetação e solo.

Referências

- ALVES, N. de O.; BRITO, J.; CAUMO, S.; ARANA, A.; HACON, S. de S.; ARTAXO, P.; HILLAMO, R.; TEINILÄ, K.; MEDEIROS, S. R. B. de; VASCELLOS, P. de C. Biomass burning in the Amazon region: aerosol source apportionment and associated health risk assessment. *Atmospheric Environment*, v. 120, p. 277-285, Nov. 2015. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2015.08.059>.
- AUGUSTI, K. C. **Biomassa microbiana e suas relações com fontes de matéria orgânica do solo em sistemas de recuperação de pastagens em Rondônia**. 2004. 121 f. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba.
- BAHR, E.; ZARAGOCIN, D. C.; MAKESCHIN, F. Soil nutrient stock dynamics and land-use management of annuals, perennials and pastures after slash-and-burn in the Southern Ecuadorian Andes. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, v. 188, p. 275-288, Apr. 2014. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.03.005>.
- BALOTA, E. L.; COLOZZI FILHO, A.; ANDRADE, D. S.; DICK, R. P. Long-term tillage and crop rotation effects on microbial biomass and C and N mineralization in a Brazilian Oxisol.

Soil and Tillage Research, v. 77, n. 2, p. 137-145, Jun. 2004. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.still.2003.12.003>.

BARBOSA, R. I.; FEARNside, P. M. Incêncios na Amazônia brasileira: estimativa das diferentes ecossistemas de Roraima na passagem do evento El Niño (1997/98). **Acta Amazônica**, v. 29, n. 4, p. 513-534, 1999. DOI: <https://doi.org/10.1590/1809-43921999294534>.

BERENQUER, E.; FERREIRA, J.; GARDNER, A. T.; ARAGÃO, L. E. O. C.; CAMARGO, P. B. de; CERRI, C. E.; DURRING, M.; OLIVEIRA JÚNIOR, R. C. de; VIEIRA, I. C. G.; BARLOW, J. A large-scale field assessment of carbon stocks in human-modified tropical forests. **Global Change Biology**, v. 20, n. 12, p. 3713-3726, Dec. 2014. DOI: <https://doi.org/10.1111/gcb.12627>.

BONINI, I.; MARIMON-JUNIOR, B. H.; MATRICARDI, E.; PHILLIPS, O.; PETTER, F.; OLIVEIRA, B.; MARIMON, B. S. Collapse of ecosystem carbon stocks due to forest conversion to soybean plantations at the Amazon-Cerrado transition. **Forest Ecology and Management**, v. 414, p. 64-73, Apr. 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.01.038>.

BRONICK, C. J.; LAL, R. Soil structure and management: a review. **Geoderma**, v. 124, n. 1/2, p. 3-22, Jan. 2005. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2004.03.005>.

CANO-CRESPO, A.; OLIVEIRA, P. J. C.; BOIT, A.; CARDOSO, M.; THONICKE, K. Forest edge burning in the Brazilian Amazon promoted by escaping fires from managed pastures. **Journal of Geophysical Research: Biogeosciences**, v. 120, n. 10, p. 2095-2107, Oct. 2015. DOI: <https://doi.org/10.1002/2015JG002914>.

CARMO, J.; CERRI, C. E. P. Nitrogen dynamics in forest and pasture soils in the Amazon region: a review. **Outlook on Agriculture**, v. 36, n. 1, p. 41-48, 2007.

CERRI, C. E. P.; CERRI, C. C.; BERNOUX, M.; VOLKOFF, B.; RONDÓN, M. A. Potential of soil carbon sequestration in the Amazon tropical rainforests. In: LAL, R.; CERRI, C. C.; BERNOUX, M.; ETCHEVERS, J.; CERRI, C. E. P. (ed.). **Carbon sequestration in soils of Latin America**. New York: Haworth Press, 2006. cap. 12, p. 245-266.

Cerri, C. E. P.; Cerri, C. C.; Maia, S. M. F.; Cherubin, M. R.; Feigl, B. J.; Lal, R. Reducing Amazon deforestation through agricultural intensification in the cerrado for advancing food security and mitigating climate change. **Sustainability**, v. 10, p. 989-1007, 2018. DOI: <https://doi.org/10.3390/su10040989>.

CHERUBIN, M. R.; FRANCO, A. L. C.; CERRI, C. E. P.; OLIVEIRA, D. M. da S.; DAVIES, C. A.; CERRI, C. C. Sugarcane expansion in Brazilian tropical soils: effects of land use change on soil chemical attributes. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 211, p. 173-184, Dec. 2015. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2015.06.006>.

CISNEROS, E.; ZHOU, S. L.; BÖRNER, J. Naming and shaming for conservation: evidence from the Brazilian Amazon. **PLoS ONE**, v. 10, n. 9, e0136402, Sept. 2015. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0136402>.

CUEVAS, E. Soil versus biological controls on nutrient cycling in terra firme forests. In: MCCLAIN, M. E.; VICTORIA, R.; RICHEY, J. E. (ed.). **The biogeochemistry of the Amazon basin**. Oxford: Oxford University Press, 2001. cap. 4, p. 53-67. DOI: [10.1093/oso/9780195114317.003.0007](https://doi.org/10.1093/oso/9780195114317.003.0007).

DENG, Q.; CHENG, X.; HUI, D.; LI, M.; ZHANG, Q. Q.; LI, M.; ZHANG, Q. Q. Soil microbial community and its interaction with soil carbon and nitrogen dynamics following afforestation in central China. **Science of the Total Environment**, v. 541, p. 230-237, Jan. 2016. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.09.080>.

DON, A.; SCHUMACHER, J.; FREIBAUER, A. Impact of tropical land-use change on soil organic carbon stocks: a meta-analysis. **Global Change Biology**, v. 17, n. 4, p. 1658-1670, Apr. 2011. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2010.02336.x>.

DURIGAN, M. R.; CHERUBIN, M. R.; CAMARGO, P. B. de; FERREIRA, J. N.; BERENQUER, E.; GARDNER, T. A.; BARLOW, J.; DIAS, C. T. dos S.; SIGNOR, D.; OLIVEIRA JÚNIOR, R. C. de; CERRI, C. E. P. Soil organic matter responses to anthropogenic forest disturbance and land use change in the Eastern Brazilian Amazon. **Sustainability**, v. 9, n. 3, 379, Mar. 2017. DOI: <https://doi.org/10.3390/su9030379>.

ECHKOUT, T.; LARSEN, P.; DE VEYLDER, L. Modification of DNA checkpoints to confer aluminum tolerance. **Trends in Plant Science**, v. 22, n. 2, p. 102-105, Feb. 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.tplants.2016.12.003>.

EWEL, J.; BERISH, C.; BROWN, B.; PRICE, N.; RAICH, J. Slash and burn impacts on a Costa Rican wet forest site. **Ecology**, v. 62, n. 3, p. 816-829, Jun. 1981. DOI: <https://doi.org/10.2307/1937748>.

FARLEY, K. A.; BREMER, L. L.; HARDEN, C. P.; HARTSIG, J. Changes in carbon storage under alternative land uses in biodiverse Andean grasslands: implications for payment for ecosystem services. **Conservation Letters**, v. 6, n. 1, p. 21-27, Feb. 2013. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1755-263X.2012.00267.x>.

FEARNside, P. M. Amazon forest maintenance as a source of environmental services. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 80, n. 1, p. 101-114, Mar. 2008. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0001-37652008000100006>.

FEARNside, P. M. Brazil's Amazon forest in mitigating global warming: unresolved controversies. **Climate Policy**, v. 12, n. 1, p. 70-81, 2012.

DOI: <https://doi.org/10.1080/14693062.2011.581571>.

FEARNside, P. M. Greenhouse gases from deforestation in Brazilian Amazonia: Net committed emissions. **Climatic Change**, v. 35, n. 3, p. 321-360, 1997. DOI: <https://doi.org/10.1023/A:1005336724350>.

FOLEY, J. A.; DEFRIES, R.; ASNER, G. P.; BARFORD, C.; BONAN, G.; CARPENTER, S. R.; CHAPIN, F. S.; COE, M. T.; DAILY, G.; GIBBS, H. K.; HELKOWSKI, J. H.; HOLLOWAY, T.; HOWARD, E. A.; KUCHARIK, C. J.; MONFREDA, C.; PATZ, J. A.; PRENTICE, I. C.; RAMANKUTTY, N.; SNYDER, P. K. Global

consequences of land use. **Science**, v. 309, n. 5734, p. 570-574, 2005. DOI: <https://doi.org/10.1126/science.1111772>.

FORSTER, P.; RAMASWAMY, V.; ARTAXO, P.; BERNTSEN, T.; BETTS, R.; FAHEY, D. W.; HAYWOOD, J.; LEAN, J.; LOWE, D. C.; MYHRE, G.; NGANGA, J.; PRINN, R.; RAGA, G.; SCHULZ, M.; VAN DORLAND, R. Changes in atmospheric constituents and in radiative forcing. In: SOLOMON, S.; QIN, D.; MANNING, M.; CHEN, Z.; MARQUIS, M.; AVERYT, K. B.; TIGNOR, M.; MILLER, H. L. (ed.). **Climate Change 2007: the physical science basis**. Cambridge: Cambridge University Press, 2007. cap. 2. Disponível em: <https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2018/02/ar4-wg1-chapter2-1.pdf>. Acesso em: 25 jan. 2021.

FRADE JÚNIOR, E. F. **Atributos químicos, microbiológicos e emissões de CO₂, CH₄ e N₂O do solo em experimento de corte e queima controlada na Amazônia Ocidental**. 2017. 108 f. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba. DOI: <https://doi.org/10.11606/T.11.2018.tde-21032018-110158>.

FUJISAKI, K.; PERRIN, A.-S.; DESJARDINS, T.; BERNOUX, M.; BALBINO, L. C.; BROSSARD, M. From forest to cropland and pasture systems: a critical review of soil organic carbon stocks changes in Amazonia. **Global Change Biology**, v. 21, n. 7, p. 2773-2786, Jul. 2015. DOI: <https://doi.org/10.1111/gcb.12906>.

FUJISAKI, K.; PERRIN, A.-S.; GARRIC, B.; BALESSENT, J.; BROSSARD, M. Soil organic carbon changes after deforestation and agrosystem establishment in Amazonia: an assessment by diachronic approach. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 245, p. 63-73, Jul. 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.05.011>.

GALANG, M. A.; MARKEWITZ, D.; MORRIS, L. A. Soil phosphorus transformations under forest burning and laboratory heat treatments. **Geoderma**, v. 155, n. 3/4, p. 401-408, Mar. 2010. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2009.12.026>.

GRIMALDI, M.; OSZWALD, J.; DOLÉDEC, S.; HURTADO, M. del P.; MIRANDA, I. de S.; SARTRE, X. A. de; ASSIS, W. S. de; CASTAÑEDA, E.; DESJARDINS, T.; DUBS, B.; GUEVARA, E.; GOND, V.; LIMA, T. T. S.; MARICHAL, R.; MICHELOTTI, B.; MITJA, D.; NORONHA, N. C.; OLIVEIRA, M. N. D.; RAMIREZ, B.; RODRIGUEZ, G.; SARRAZIN, M.; SILVA JÚNIOR, M. P. B. da; COSTA, L. G. S.; SOUZA, S. L.; VEIGA, I.; VELASQUEZ, E.; LAVELLE, P. Ecosystem services of regulation and support in Amazonian pioneer fronts: searching for landscape drivers. **Landscape Ecology**, v. 29, p. 311-328, Jan. 2014. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10980-013-9981-y>.

GUIMARÃES, D. V.; GONZAGA, M. I. S.; SILVA, T. O. da; SILVA, T. L. da; DIAS, N. da S.; MATIAS, M. I. S. Soil organic matter pools and carbon fractions in soil under different land uses. **Soil and Tillage Research**, v. 126, p. 177-182, Jan. 2013. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.still.2012.07.010>.

HANSEN, M. C.; POTAPOV, P. V.; MOORE, R.; HANCHER, M.; TURUBANOVA, S. A.; TYUKAVINA, A.; THAU, D.; STEHMAN, S. V.; GOETZ, S. J.; LOVELAND, T. R.; KOMMAREDDY, A.; EGOROV, A.; CHINI, L.; JUSTICE, C. O.; TOWNSHEND, J. R. G.; JUSTICE, A. O.; TOWNSHEND, J. R. G. High-resolution global maps of 21st-century forest cover change. **Science**, v. 342, n. 6160, p. 850-853, Nov. 2013. DOI: <https://doi.org/10.1126/science.1244693>.

HYNES, R. J.; WILLIAMS, P. H. Nutrient cycling and soil fertility in grazed pasture ecosystem. **Advances in agronomy**, v. 49, p. 119-199, 1993. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0065-2113\(08\)60794-4](https://doi.org/10.1016/S0065-2113(08)60794-4).

HOUGHTON, R. A. How well do we know the flux of CO₂ from land-use change? **Tellus. Series B. Chemical and Physical Meteorology**, v. 62, n. 5, p. 337-351, Nov. 2010. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1600-0889.2010.00473.x>.

INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS (Brasil). **A taxa consolidada de desmatamento por corte raso para os nove estados da Amazônia legal (AC, AM, AP, MA, MT, PA, RO, RR e TO) em 2019 é de 10.129 km²**. São José dos Campos, 2020. Disponível em: http://www.inpe.br/noticias/noticia.php?Cod_Noticia=5465. Acesso em: 10 jun. 2020.

JUO, A. S. R.; MANU, A. Chemical dynamics in slash-and-burn agriculture. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 58, n. 1, p. 49-60, Jun. 1996. DOI: [https://doi.org/10.1016/0167-8809\(95\)00656-7](https://doi.org/10.1016/0167-8809(95)00656-7).

KEENAN, T. F.; PRENTICE, I. C.; CANADELL, J. G.; WILLIAMS, C. A.; WANG, H.; RAUPACH, M.; COLLATZ, G. J. Recent pause in the growth rate of atmospheric CO₂ due to enhanced terrestrial carbon uptake. **Nature communications**, v. 7, 13428, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1038/ncomms13428>.

KIRBY, K. R.; LAURANCE, W. F.; ALBERNAZ, A. K.; SCHROTH, G.; FEARNESIDE, P. M.; BERGEN, S.; VENTICINQUE, E. M.; COSTA, C. da. The future of deforestation in the Brazilian Amazon. **Futures**, v. 38, n. 4, p. 432-453, May 2006. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.futures.2005.07.011>.

LAL, R. Enhancing crop yields in the developing countries through restoration of the soil organic carbon pool in agricultural lands. **Land Degradation & Development**, v. 17, n. 2, p. 197-209, Mar./Apr. 2006. DOI: <https://doi.org/10.1002/ldr.696>.

LAPOLA, D. M.; MARTINELLI, L. A.; PERES, C. A.; OMETTO, J. P. H. B.; FERREIRA, M. E.; NOBRE, C. A.; AGUIAR, A. P. D.; BUSTAMANTE, M. M. C.; CARDOSO, M. F.; COSTA, M. H.; JOLY, C. A.; LEITE, C. C.; MOUTINHO, P.; SAMPAIO, G.; STRASSGURG, B. B. N.; VIEIRA, I. C. G. Pervasive transition of the Brazilian land-use system. **Nature Climate Change**, v. 4, p. 27-35, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1038/nclimate2056>.

LAURANCE, W. F.; FEARNESIDE, P. M.; LAURANCE, S. G.; DELAMONICA, P.; LOVEJOY, T. E.; RANKIN-DE-MERONA, J. M.; CHAMBERS, J. Q.; GASCON, C. Relationship between soils and Amazon forest biomass: a landscape-scale study. **Forest Ecology and Management**, v. 118, n.

1/3, p. 127-138, Jun. 1999. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(98\)00494-0](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(98)00494-0).

MCCLAIN, M. E.; VICTORIA, R.; RICHEY, J. E. (ed.). **The biogeochemistry of the Amazon basin**. Oxford: Oxford University Press, 2001.

MARQUES, J. D. de O.; LUIZÃO, F. J.; TEIXEIRA, W. G.; NOGUEIRA, E. M.; FEARNSIDE, P. M.; SARRAZIN, M. Soil carbon stocks under Amazonian Forest: distribution in the soil fractions and vulnerability to emission. **Open Journal of Forestry**, v. 7, n. 2, p. 121-142, Apr. 2017. DOI: <https://doi.org/10.4236/ojfor.2017.72008>.

MARTINY, A. C.; TRESEDER, K.; PUSCH, G. Phylogenetic conservatism of functional traits in microorganisms. **The ISME Journal**, v. 7, n. 4, p. 830-838, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1038/ismej.2012.160>.

MORAES, J. F. L. de; VOLKOFF, B.; CERRI, C. C.; BERNOUX, M. Soil properties under Amazon forest and changes due to pasture installation in Rondônia, Brazil. **Geoderma**, v. 70, n. 1, p. 63-81, Mar. 1996. DOI: [https://doi.org/10.1016/0016-7061\(95\)00072-0](https://doi.org/10.1016/0016-7061(95)00072-0).

MORENO, F.; OBERBAUER, S. F.; LARA, W. Soil organic carbon sequestration under different tropical cover types in Colombia. In: BRAVO, F.; LEMAY, V.; JANDL, R. (ed.). **Managing forest ecosystems: the challenge of climate change**. Cham: Springer, 2017. p. 367-383. DOI: https://doi.org/10.1007/978-3-319-28250-3_18.

MURTY, D.; KIRSCHBAUM, M. U. F.; MCMURTRIE, R. E.; MCGILVRAY, H. Does conversion of forest to agricultural land change soil carbon and nitrogen? a review of the literature. **Global Change Biology**, v. 8, n. 2, p. 105-123, Feb. 2002. DOI: <https://doi.org/10.1046/j.1354-1013.2001.00459.x>.

MYERS, R. J. K.; ROBBINS, G. B. Sustaining productive pastures in the tropics. 5. Maintaining productive sown grass pastures. **Tropical Grasslands**, v. 25, n. 2, p. 104-110, 1991.

NAVARRETE, A. A.; TSAI, S. M.; MENDES, L. W.; FAUST, K.; HOLLANDER, M. de; CASSMAN, N. A.; RAES, J.; VAN VEEN, J. A.; KURAMAE, E. E. Soil microbiome responses to the short - term effects of Amazonian deforestation. **Molecular Ecology**, v. 24, n. 10, p. 2433-2448, May 2015. DOI: <https://doi.org/10.1111/mec.13172>.

NOVAIS, R. F.; ALVAREZ V., V. H.; BARROS, N. F. de; FONTES, R. L. F.; CANTARUTTI, R. B.; NEVES, J. C. L. (ed.). **Fertilidade do solo**. Viçosa, MG: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007. 1017 p.

PAN, Y.; BIRDSEY, R. A.; FANG, J.; HOUGHTON, R.; KAUPPI, P. E.; KURZ, W. A.; PHILLIPS, O. L.; SHVIDENKO, A.; LEWIS, L. S.; CANADELL, J. G.; CIAIS, P.; JACKSON, R. B.; PACALA, S. W.; MCGUIRE, A. D.; PIAO, S.; RAUTIAINEM, A.; SITCH, S.; HAYES, D. A large and persistent carbon sink in the world's forests. **Science**, v. 333, n. 6045, p. 988-993, 2011. DOI: <https://doi.org/10.1126/science.1201609>.

PAULA, F. S.; RODRIGUES, J. L. M.; ZHOU, J.; WU, L.; MUELLER, R. C.; MIRZA, B. S.; BOHANNAN, B. J. M.;

NÜSSLEIN, K.; DENG, Y.; TIEDJE, J. M.; PELLIZARI, V. H. Land use change alters functional gene diversity, composition and abundance in Amazon forest soil microbial communities. **Molecular ecology**, v. 23, n. 12, p. 2988-2999, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1111/mec.12786>.

PAUSTIAN, K.; SIX, J.; ELLIOTT, E. T.; HUNT, H. W. Management options for reducing CO2 emissions from agricultural soils. **Biogeochemistry**, v. 48, n. 1, p. 147-163, 2000. DOI: <https://doi.org/10.1023/A:1006271331703>.

PRADO, A. G. S.; AIROLDI, C. Toxic effect caused on microflora of soil by pesticide picloram application. **Journal of Environmental Monitoring**, v. 3, n. 4, p. 394-397, 2001. DOI: <https://doi.org/10.1039/B103872A>.

RHEINHEIMER, D. dos S.; SANTOS, J. C. P.; FERNANDES, V. B. B.; MAFRA, A. L.; ALMEIDA, J. A. Modificações nos atributos químicos de solo sob campo nativo submetido a queima. **Ciência Rural**, v. 33, n. 1, p. 49-55, jan./fev. 2003. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0103-84782003000100008>.

RIBEIRO FILHO, A. A.; ADAMS, C.; MANFREDINI, S.; AGUILAR, R.; NEVES, W. A. Dynamics of soil chemical properties in shifting cultivation systems in the tropics: a meta-analysis. **Soil Use and Management**, v. 31, n. 4, p. 474-482, Dec. 2015. DOI: <https://doi.org/10.1111/sum.12224>.

ROBBINS, G. M.; BUSHELL, J. J.; MCKEON, G. M. Nitrogen immobilization in decomposing litter contributes to productivity decline in aging pastures of green panic (*Panicum maximum* var. *trichoglume*). **Journal of Agricultural Science**, v. 113, n. 3, p. 401-406, 1989. DOI: <https://doi.org/10.1017/S002185960007012X>.

SANTOS, S. R.; RIBEIRO, D. P.; MATOS, A. T.; KONDO, M. K.; ARAÚJO, E. D. Changes in soil chemical properties promoted by fertigation with treated sanitary wastewater. **Engenharia Agrícola**, v. 37, n. 2, p. 342-352, mar./abr. 2017. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/1809-4430-Eng.Agric.v37n2p343-352/2017>.

SERRÃO, E. A. de S.; FALES, I. C.; VEIGA, J. B. da; TEIXEIRA NETO, J. F. Produtividade de pastagens cultivadas em solos de baixa fertilidade das áreas de floresta da Amazônia brasileira. In: SANCHEZ, P. A.; TERGAS, L. E.; SERRÃO, E. A. S. (ed.). **Produção de pastagens em solos ácidos dos trópicos**. Brasília, DF: Editerra: CIAT: EMBRAPA, 1982. p. 219-251.

SERRÃO, E. A. S.; HOMMA, A. K. O. **Recuperação e melhoramento de pastagens cultivadas em área de floresta amazônica**. Belém, PA: EMBRAPA-CPATU, 1982. 22 p. il. (EMBRAPA-CPATU. Documentos, 17). Disponível em: <http://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/57650/1/DOCUMENTOS-17-CPATU.pdf>. Acesso em: 25 jan. 2021.

SCHAUFLE, G.; KITZLER, B.; SCHINDLBACHER, A.; SKIBA, U.; SUTTON, M. A.; ZECHMEISTER-BOLTENSTERN, S. Greenhouse gas emissions from European soils under different land use: effects of soil moisture and temperature. **European Journal of Soil Science**,

- v. 61, n. 5, p. 683-696, Oct. 2010. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2010.01277.x>.
- SHANGE, R. S.; ANKUMAH, R. O.; IBEKWE, A. M.; ZABAWA, R.; DOWD, S. E. Distinct soil bacterial communities revealed under a diversely managed agroecosystem. **PLoS One**, v. 7, n. 7, e40338, 2012. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0040338>.
- SHEN, J.; YUAN, L.; ZHANG, J.; LI, H.; BAI, Z.; CHEN, X.; ZHANG, W.; ZHANG, F. Phosphorus dynamics: from soil to plant. **Plant Physiology**, v. 156, n. 3, p. 997-1005, Jul. 2011. DOI: <https://doi.org/10.1104/pp.111.175232>.
- SHI, S.; ZHANG, W.; ZHANG, P.; YU, Y.; DING, F. A synthesis of change in deep soil organic carbon stores with afforestation of agricultural soils. **Forest Ecology and Management**, v. 296, p. 53-63, May 2013. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.01.026>.
- SIX, J.; OGLE, S. M.; BREIDT, F. J.; CONANT, R. T.; MOSIER, A. R.; PAUSTIAN, K. The potential to mitigate global warming with no-tillage management is only realized when practised in the long term. **Global Change Biology**, v. 10, n. 2, p. 155-160, Feb. 2004. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1529-8817.2003.00730.x>.
- SMITH, P.; HOUSE, J. I.; BUSTAMANTE, M.; SOBOCKÁ, J.; HARPER, R.; PAN, G.; WEST, P. C.; CLARK, J. M.; ADHYA, T.; RUMPEL, C.; PAUSTIAN, K.; KUIKMAN, P.; COTRUFO, M. F.; ELLIOTT, J. A.; MCDOWELL, R.; GRIFFITHS, R. I.; ASAKAWA, S.; BONDEAU, A.; JAIN, A. K.; MEERSMANS, J.; PUGH, T. A. M. Global change pressures on soils from land use and management. **Global Change Biology**, v. 22, n. 3, p. 1008-1028, Mar. 2016. DOI: <https://doi.org/10.1111/gcb.13068>.
- SOUZA FILHO, A. P. da S.; TEIXEIRA NETO, J. F.; VEIGA, J. B. da. **Adução de pastagem de capim colônião em degradação, em Santana do Araguaia - Pará**. Belém, PA: EMBRAPA-CPATU, 1991. 16 p. (EMBRAPA-CPATU. Boletim de pesquisa, 120). Disponível em: <http://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/32042/1/CPATU-BP120.pdf>. Acesso em: 25 jan. 2021.
- TELLES, E. de C. C.; CAMARGO, P. B. de; MARTINELLI, L. A.; TRUMBORE, S. E.; COSTA, E. S. da; SANTOS, J.; HIGUCHI, N.; OLIVEIRA JUNIOR, R. C. Influence of soil texture on carbon dynamics and storage potential in tropical forest soils of Amazonia. **Global Biogeochemical Cycles**, v. 17, n. 2, Jun. 2003. DOI: <https://doi.org/10.1029/2002GB001953>.
- THOMAZ, E. L.; ANTONELI, V.; DOERR, S. H. Effects of fire on the physicochemical properties of soil in a slash-and-burn agriculture. **Catena**, v. 122, p. 209-215, Nov. 2014. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.catena.2014.06.016>.
- UHL, C.; KAUFFMAN, J. B. Os caminhos do fogo na Amazônia. **Ciência Hoje**, v. 11, n. 65, p. 24-32, 1990.
- VALENTE, G. J. S. S.; COSTA, M. L. Fertility and desorption capacity of Anthrosols (Archaeological Dark Earth - ADE) in the Amazon: the role of the ceramic fragments (sherds). **Applied Clay Science**, v. 138, p. 131-138, Mar. 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.clay.2017.01.007>.
- VEIGA, J. B. da. Reabilitação de áreas de pastagens degradadas. In: SIMPÓSIO SOBRE MANEJO E REABILITAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS E FLORESTAS SECUNDÁRIAS NA AMAZÔNIA, 1993, Santarém, PA. **Anais**. Rio Piedras: Instituto Internacional de Floresta Tropical: USDA-Serviço Florestal; Belém, PA: EMBRAPA-CPATU, 1995. p. 191-200. Disponível em: <http://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/201114/1/Reabilitacao-de-areas-de-pastagens.pdf>. Acesso em: 25 jan. 2021.
- VEIGA, J. B. da; SERRÃO, E. A. de S. Recuperacion de pasturas en la region este de la Amazonia brasileira. **Pasturas Tropicales**, v. 9, n. 3, p. 40-43, 1987. Disponível em: <http://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/43098/1/Vol9-rev3-ano87-art8.pdf>. Acesso em: 25 jan. 2021.
- VILLANI, E. M. A.; BARROS, N. F.; NOVAIS, R. F.; COSTA, L. M.; NEVES, J. C. L.; ALVAREZ V., V. H.; COMERFORD, N. B. Phosphorus diffusive flux as affected by phosphate source and incubation time. **Soil Science Society of America Journal**, v. 62, n. 4, p. 1057-1061, Jul./Aug. 1998. DOI: <https://doi.org/10.2136/sssaj1998.03615995006200040029x>.
- VILLARINO, S. H.; STUDDERT, G. A.; BALDASSINI, P.; CENDOYA, M. G.; CIUFFOLI, L.; MASTRÁNGELO, M.; PIÑEIRO, G. Deforestation impacts on soil organic carbon stocks in the Semiarid Chaco Region, Argentina. **Science of the Total Environment**, v. 575, p. 1056-1065, Jan. 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.09.175>.
- WILKINSON, S. R.; LOWREY, R. W. Cycling of mineral nutrients in pasture ecosystems. In: BUTLER, G. W.; BAILEY, R. W. (ed.). **Chemistry and biochemistry of herbage**. London: Academic Press, 1973. 3 v.
- WILLIAMS, P. H.; HAYNES, R. J. Comparison of initial wetting patten, nutrient concentrations in soil solution and the fate of 15N-labelled urine in sheep and cattle urine patch areas of pasture soil. **Plant and Soil**, v. 162, n. 1, p. 49-59, May 1994. DOI: <https://doi.org/10.1007/BF01416089>.
- ZHANG, C.; LIU, G.; XUE, S.; SUN, C. Soil organic carbon and total nitrogen storage as affected by land use in a small watershed of the Loess Plateau, China. **European Journal of Soil Biology**, v. 54, p. 16-24, Jan./Feb. 2013. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2012.10.007>.

Diversidade microbiana e seu potencial biotecnológico em solos da Amazônia Ocidental

Fatima Maria de Souza Moreira

Introdução

A maximização da contribuição dos processos biológicos, tanto bioquímicos como biofísicos, na produção agrícola, pastoril ou florestal, é a base da sustentabilidade ambiental. A megadiversidade da Amazônia fornece uma janela de oportunidades, não só para plantas com potencial econômico, a exemplo do açaí e da pupunha, mas também para biotecnologias aplicadas à própria produção agrícola, como microrganismos promotores de crescimento vegetal. Além disso, considerando a versatilidade e multifuncionalidade microbiana, esses microrganismos podem ser utilizados em diversas aplicações industriais, entre outras. A vasta extensão territorial da Amazônia compreende em si mesma uma alta diversidade de ecossistemas, com variações em seus solos, tipos de vegetação e climas, influenciando positivamente toda a sua biodiversidade, incluindo a microbiana.

A região da Amazônia Ocidental, tema deste livro, possui características peculiares já relatadas em outros capítulos, mesmo em relação a outras partes desse bioma. Na área de microbiologia do solo, essa região tem sido objeto, desde a década de 1980, de estudos conduzidos por grandes projetos de pesquisa, liderados pela Universidade Federal de Lavras (UFLA), Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (Inpa), Universidade Regional de Blu-

menau (Furb), Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (Embrapa) e o Centro de Energia Nuclear na Agricultura, da Universidade de São Paulo (Cena/USP). Esses projetos têm recebido apoio e financiamento do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (Capes), Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (Fapesp) e do Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente (PNUMA) e abrangeram não só os estados do Acre e Rondônia, mas também a região do Alto Solimões.

Dentro deste contexto, neste capítulo, iremos abordar e discutir os principais resultados da pesquisa básica e aplicada e do conhecimento acumulado nos estudos conduzidos ao longo destas últimas décadas, sobre microrganismos do solo neste rico e diverso bioma na Amazônia Ocidental.

Avaliação da diversidade microbiana

A diversidade microbiana do solo é fonte de recursos genéticos para os mais diversos fins, incluindo a promoção de crescimento vegetal.

Informações sobre a caracterização ambiental de onde ocorrem são úteis para, por exemplo, identificar estresses edáficos aos quais os mi-

crorganismos ali presentes estão adaptados e, também, possíveis associações com determinadas espécies vegetais. Também fornecem dados valiosos para a biogeografia que estuda a distribuição das espécies e ecossistemas no espaço geográfico através do tempo geológico. Por isso, faz-se necessária uma detalhada caracterização ambiental do local de coleta para que se possa aproveitar todo o seu potencial. Ela deve incluir o georreferenciamento dos pontos de coleta, as características químicas e físicas do solo, se possível com sua classificação pedológica, o tipo de vegetação associada e a própria diversidade vegetal, e o histórico de uso da terra, entre outros (Coelho et al., 2005a, 2005b; Fidalgo et al., 2005; Moreira, 2010).

A diversidade microbiana pode ser avaliada por técnicas independentes ou dependentes de cultivo. Em ambos os casos, a rápida e enorme evolução dos métodos moleculares nas três últimas décadas tem possibilitado avanços expressivos em revelar a magnitude da biodiversidade. É bem conhecido que mais de 90% dos microrganismos do solo não são passíveis de cultivo. Assim, os avanços das técnicas independentes de cultivo têm permitido avaliar e identificar microrganismos que nunca foram isolados em meio de cultura, por meio do DNA extraído diretamente do solo. Como o DNA extraído também compreende microrganismos cultiváveis, estes também são avaliados por essas técnicas.

As mudanças de uso da terra, principalmente devido à agricultura itinerante com derrubada e queima da floresta, causam mudanças significativas não só nos valores de pH mas também no teor de nutrientes do solo (Moreira et al., 2009), afetando por extensão a própria diversidade microbiana, como mostram resultados obtidos no município de Benjamin Constant no alto Solimões, na fronteira Brasil-Peru-Colômbia com técnicas independentes de cultivo aplicadas aos filos Bacteria (Jesus et al., 2009), Archaea (Navarrete et al., 2011) e Fungi (Fracetto et al., 2013), sendo o pH a principal variável relacionada com a diversidade (Jesus et al.,

2009). Isso explica os resultados de Silva et al. (2017), demonstrando que o sistema de preparo do solo combinado com a calagem influenciou positivamente a diversidade bacteriana do solo no Acre, sendo a diversidade maior no sistema sem revolvimento do solo.

No entanto, embora importantes sob o ponto de vista de avaliação da maior parte da diversidade, os métodos independentes de cultivo não permitem a obtenção de estirpes que possam ser cultivadas e multiplicadas em quantidade suficiente para posterior uso em pesquisas diversas de cunhos teórico ou prático. Nesse sentido, as técnicas dependentes de cultivo, embora se limitem a detecção de uma pequena parcela menor que 5% da diversidade microbiana, são muito importantes e úteis. Felizmente, muitos gêneros de microrganismos promotores de crescimento vegetal estão incluídos nessa pequena porcentagem. Esses microrganismos realizam processos imprescindíveis para a manutenção da sustentabilidade dos ecossistemas e vida no planeta como a degradação da matéria orgânica, ciclagem de nutrientes, controle biológico e degradação de xenobióticos e até fotossíntese.

Os estudos microbiológicos na Amazônia Ocidental abrangeram microrganismos relacionados a vários processos como relatado a seguir. Estes microrganismos se encontram nas coleções do Setor de Biologia, Microbiologia e Processos Biológicos do Solo (bactérias) e do Departamento de Fitossanidade (fungos) da Universidade Federal de Lavras, e da FURB (fungos micorrízicos) com métodos adequados para sua conservação a longo prazo. As bactérias foram identificadas por sequenciamento de genes e de genomas de acordo com técnicas atualmente indicadas mundialmente.

Processos microbianos

Estudos mostram que estirpes bacterianas isoladas da Amazônia Ocidental apresentam potencial como promotoras de crescimento de

plantas, principalmente para a fixação biológica de N₂ simbiótica. Outros processos, como produção de ácido indol acético (IAA), solubilização de fosfatos e inibição do crescimento de fungos fitopatogênicos também foram avaliados e mostraram estirpes promissoras para aplicação agrônômica. Os resultados obtidos com todos esses processos são detalhados a seguir.

Fixação biológica de N₂ simbiótica em leguminosas

A fixação de N₂ simbiótica em leguminosas se destaca por sua importância econômica e facilidade de manejo e maior probabilidade de resposta à inoculação. Ela se caracteriza pela formação de estruturas visíveis a olho nu, denominadas nódulos, na raiz ou, excepcionalmente, no caule de algumas poucas espécies.

A fixação biológica de N₂ pode substituir a adubação nitrogenada, que, além de cara, pode ser poluente, principalmente se mal manejada. O Ministério de Agricultura, Pecuária e Abastecimento (Mapa), por meio da Instrução Normativa SDA nº 13, de 24 de março de 2011, aprovou estirpes de bactérias eficientes como inoculantes para cerca de 100 espécies de leguminosas.

No entanto, embora estirpes de algumas espécies, notadamente as da soja, feijão-comum e feijão-caupi, tenham sido já testadas e são utilizadas com sucesso no campo em várias regiões, a maioria das estirpes aprovadas foram testadas em condições restritas e necessitam ser testadas numa ampla gama de situações edafoclimáticas para sua validação. Além disso, considerando a megabiodiversidade do Brasil, é possível que estirpes eficientes e adaptadas para novas espécies de leguminosas sejam identificadas. A seleção de novas estirpes sempre utiliza uma das estirpes previamente aprovadas como referência nos testes de avaliação. Para ser indicadas, novas estirpes deverão ter desempenho similar ou superior àquelas já aprovadas e/ou estar adaptadas a condições edafoclimáticas

mais específicas ou mais amplas. Além disso, como será apresentado nos itens posteriores, outros processos promotores de crescimento vegetal também precisam ser considerados na seleção de estirpes inoculantes para amplo uso em sistemas agrícolas, florestais e pastoris.

Existem várias técnicas que podem ser usadas para a identificação da diversidade de bactérias fixadoras de N₂ simbióticas de leguminosas. Uma das mais comuns é obter isolados de nódulos coletados diretamente de espécies de leguminosas no campo (Magalhães; Silva, 1987; Moreira et al., 1993). Outra técnica consiste em utilizar plantas iscas de leguminosas, promíscuas¹ ou não, que, após inoculação de amostras de solo da área alvo do estudo, podem desenvolver os nódulos, e então se proceder a obtenção dos isolados. Uma terceira técnica é obter sementes de espécies coletadas do local de estudo para a avaliação de sua capacidade de nodulação em condições de viveiro com diferentes substratos, inclusive solo local (Moreira, 1995, 1997). Do modo anterior, havendo a formação dos nódulos, pode-se a seguir realizar o isolamento das bactérias fixadoras.

Em estudos realizados na Amazônia Ocidental, foram utilizadas as três técnicas. As espécies promíscuas utilizadas foram: siratro (*Macroptilium atropurpureum*) (Jesus et al., 2005; Lima et al., 2005, 2009), feijão-caupi (*Vigna unguiculata*) (Guimarães et al., 2012; Jaramillo et al., 2013) e feijão-comum (*Phaseolus vulgaris*) (Ferreira et al., 2018). Nesses trabalhos, de modo geral, houve variação da eficiência das estirpes, que constituíam essas comunidades, em fixar N₂ simbioticamente com os mesmos hospedeiros de onde foram isoladas. Além disso, várias espécies endofíticas não simbióticas foram também isoladas dos nódulos.

¹ Espécies de leguminosas podem ser promíscuas ou específicas, quando são capazes de nodular com uma ampla ou restrita faixa de hospedeiros, respectivamente.

Os isolados obtidos desses nódulos por meio das três técnicas, tanto de bactérias simbióticas como de endofíticas, foram identificados taxonomicamente e quanto às características funcionais, incluindo a fixação biológica de N_2 simbiótica (no caso de rizóbios). Os estudos de seleção de estirpes isoladas consistiram de testes em condições controladas em casa de vegetação (condições axênicas e solo), seguidos de testes de campo, para comprovação de sua eficiência. As estirpes isoladas da Amazônia Ocidental apresentaram resultados excepcionais no campo quanto eficiência simbiótica para o feijão-caupi e feijão-comum. Atualmente, de quatro estirpes aprovadas pelo Mapa como inoculantes para feijão-caupi (UFLA 03-84, INPA 03-11B, BR 3267 e BR 3262), duas foram isoladas da Amazônia: INPA 03-11B de Manaus e a UFLA 03-84, sendo esta última isolada de solo de pastagem em Rondônia. Os primeiros trabalhos de campo que permitiram a aprovação da UFLA 03-84 foram conduzidos em Minas Gerais (Lacerda et al., 2004; Soares et al., 2006b). No entanto, trabalhos têm sido conduzidos em outros estados pelo setor de Biologia, Microbiologia e Processos Biológicos da UFLA, mostrando a eficiência dessa estirpe, como no Maranhão (Farias et al., 2016a, 2016b), Piauí (Costa et al., 2014), Mato Grosso (Sousa; Moreira, 2011), entre vários outros.

A UFLA 03-84, recentemente classificada como *Bradyrhizobium viridifuturi* sv. tropici (Costa et al., 2019), tem como características ser solubilizadora de fosfato, ser tolerante a ampla faixa de valores de pH e à altas concentrações de alumínio, e apresentar resistência a todos os doze antibióticos que foram testados por Oliveira-Longatti et al. (2014) (Tabela 1). Em estudo conduzido por Guimarães et al. (2015), essa estirpe também apresentou resistência a outros seis antibióticos, e foi comprovada a resistência a quatro antibióticos que já haviam sido testados por Oliveira-Longatti et al. (2014). Essa elevada resistência a antibióticos deve estar relacionada

a uma alta competição com estirpes nativas por sítios de infecção, favorecendo o efeito positivo de sua inoculação em feijão-caupi.

Do ponto de vista agrônomo, a inoculação com essa e outras estirpes selecionadas para feijão-caupi, combinada com a adubação à base de fósforo e potássio, permitiu produtividades acima de 1.000 kg ha^{-1} , acima da média nacional, que à época dos trabalhos era de 500 kg ha^{-1} (Oliveira-Longatti et al., 2014; Guimarães et al., 2015) e que ainda permanece nesse patamar.

Outras estirpes isoladas de agrofloresta e cultivo agrícola na Amazônia Ocidental (UFLA 03-290 e a UFLA 4-212), utilizando respectivamente feijão-caupi (Jaramillo et al., 2013) e siratro (Lima et al., 2009) como plantas isca, foram classificadas na nova espécie *Bradyrhizobium brasilense* (Costa et al., 2017). Esses trabalhos também mostraram a eficiência dessas estirpes em promover o crescimento dos seus respectivos hospedeiros de origem, pela fixação de N_2 . A UFLA 4-212 também foi eficiente em feijão-guandu (UFLA 4-212) em casa de vegetação e no campo (Rufini et al., 2014, 2016). A descrição do novo simbiovar de *B. viridifuturi* (UFLA 3-84) e da nova espécie *Bradyrhizobium brasilense* incluiu sequenciamento de genomas.

Outras estirpes pertencentes ao gênero *Rhizobium* também foram isoladas diretamente de nódulos de feijão cultivado no município de Theobroma em Rondônia (UFLA 2-68, UFLA 2-86, UFLA 2-100 e UFLA 2-127) (Pereira et al., 1998, 2000) e, juntas com outras estirpes isoladas da Amazônia (UFLA 4-173, UFLA 4-195 e UFLA 4-202), têm se mostrado altamente eficientes na simbiose com feijão-comum (*Phaseolus vulgaris*) em vários experimentos de campo em municípios de Minas Gerais. Parte dessas estirpes também apresentam capacidade de atuarem na promoção de crescimento vegetal por outros processos (Tabela 1). Experimentos de inoculação com essas estirpes no

campo foram conduzidos apenas com adubação básica de P e K e apresentaram efeito positivo e significativo dessas estirpes nas produtividades de feijão-comum, similares à estirpe CIAT 899, uma das estirpes aprovadas pelo Mapa como inoculante para feijão-comum, e também a adubação com N-mineral.

As estirpes UFLA02-100 e UFLA02-127 também contribuíram para o aumento do peso de vagens frescas de feijão-vagem em solo em condições de cultivo protegido (Oliveira et al., 2018a). Estudos para definir a identificação em nível de espécie dessas estirpes assim como novos experimentos de campo estão andamento. Algumas dessas estirpes foram isoladas de solos com altos teores de Al, além da acidez elevada, que é uma característica comum de solos da Amazônia e de outros solos brasileiros.

Solubilização de fosfatos

É bem conhecido que o fósforo é um dos principais nutrientes que limita a produção vegetal nos solos tropicais, mesmo tendo esses solos um importante reservatório de fósforo que não está imediatamente disponível para as plantas. Fosfatos de Ca, Fe e Al fazem parte desse reservatório e podem ser solubilizados por estirpes de bactérias e de fungos. Estirpes de bactérias e de fungos foram isoladas da Amazônia Ocidental e testadas com relação à solubilização de fosfatos de Ca, Fe e Al in vitro e ao seu efeito no crescimento vegetal.

Gomezjurado et al. (2015) estudaram vários gêneros de fungos que foram isolados pela técnica de lavagem e filtração de partículas de solo (De Bellis et al., 2007). Essa técnica não permite que fungos esporulantes, como *Penicillium* e *Aspergillus*, predominem no meio de cultivo, o que inibiria o crescimento de outros gêneros, como geralmente ocorre pelas técnicas de plaqueamento direto de amostras de solo. Assim, o trabalho de Gomezjurado et al. (2015) mostrou a capacidade de solubilização de vários

gêneros, isolados de todos os sistemas de uso da terra na Amazônia Ocidental, e que não haviam sido estudados com relação a essa característica. Neste trabalho, foi demonstrada ainda a capacidade de duas estirpes selecionadas, *Haematonectria ipomoeae* CML 3249 e *Pochonia chlamydosporia* CML3250, isoladas de cultivos agrícolas e floresta, respectivamente, em promover o crescimento de milho e de feijão-caupi em condições axênicas controladas. Outro trabalho dos mesmos autores mostrou que a coinoculação dessas duas estirpes com duas das estirpes de *Bradyrhizobium*, fixadoras de N₂ simbióticas, atualmente aprovadas pelo Mapa como inoculante para feijão-caupi, a UFLA 3-84, isolada de Rondônia, e a INPA 3-11B, promove o crescimento e nutrição de feijão-caupi sob diferentes condições de cultivo, ou seja, combinando a fertilização de N (adubo nitrogenado) e P (solúvel) a condições favoráveis a FBN (sem N combinado) e a solubilização de fosfato (P-insolúvel) (Gomezjurado et al., 2015).

Em outro trabalho, várias estirpes de diferentes gêneros de bactérias simbióticas ou assimióticas da Amazônia Ocidental (Tabelas 1 e 2), oriundas de diferentes sistemas de uso da terra, foram testadas com relação à sua capacidade de solubilizar fosfatos, principalmente fosfato de cálcio, mas algumas também foram testadas com relação a fosfato de alumínio e ferro em diferentes meios de cultura (GES, GL e GELP) de consistência sólida ou líquida. A composição desses meios havia sido descrita por Sylvester-Bradley et al. (1982), num trabalho pioneiro sobre a capacidade de solubilização de bactérias e fungos isolados do solo na Amazônia Central.

A maioria das estirpes da Amazônia Ocidental testadas solubiliza fosfato de cálcio. A solubilização de fosfato de Al seguida de fosfato de ferro é menos frequente. Todavia, essa capacidade depende do meio de cultivo utilizado, e todos os meios oferecem condições muito menos complexas do que as condições edáficas, o que requer testes em campo, imprescindíveis para

Tabela 1. Estirpes multifuncionais de bactérias fixadoras de N₂ simbióticas (rizóbios) e de bactérias endofíticas de nódulos capazes de realizar vários processos promotores de crescimento vegetal (fixação de N₂ não simbiótica, solubilização de fosfatos, produção de ácido indolacético – AIA) in vitro, tolerância a estresses edáficos (acidez e [Al] ↑ elevadas, e resistência a antibióticos e promoção de crescimento in vivo em casa de vegetação (cv) e campo.

Estirpe (código UFLA)	Origem: estado e sistema de uso da terra	Identificação	Fixação de N ₂ não simbiótica	Solubilização de fosfato em meio de cultura sólido (S) ou líquido (L) (Gelp, GES, GL)			Produção de AIA		Tolerância a estresses edáficos e antibióticos ⁽¹⁾	Promoção de crescimento in vivo (CV ou campo)	Referências ⁽²⁾
				Ca	Al	Fe	Com Triptofano	Sem Triptofano			
03-84	RO – pastagem	<i>Bradyrhizobium viridifuturi</i> sv tropici		+SGelp/ -LGelp -SGES	+SGelp -LGelp +SGES	Nd -LGelp Nd	+		Acidez e [Al] ↑ Salinidade, 12R/12T	<i>Vigna unguiculata</i> , campo	1, 2, 8, 9, 15, 16, 17
2-68	RO – cultura feijão	<i>Rhizobium</i> sp.	-	+SGES	-SGES		+	-	10R/12T Utiliza fenol	<i>P. vulgaris</i> CV, campo	3, 13
2-86	RO – cultura feijão	<i>Rhizobium</i> sp.	-	+SGES	-SGES		+	+	10R/12T Utiliza fenol	<i>P. vulgaris</i> CV, campo	3, 14
2-100	RO – cultura feijão	<i>Rhizobium</i> sp.		+SGelp/ +LGelp +SGES	-SGelp +LGelp -SGES	Nd -LGelp	+	-	10R/12T Utiliza fenol	<i>P. vulgaris</i> CV, campo	1, 3, 10, 11, 12, 14
2-127	RO – cultura feijão	<i>Rhizobium</i> sp.								<i>P. vulgaris</i> , campo	11, 12, 14
4-173	AM – cultura	<i>Rhizobium</i> sp.	+	-SGES	-SGES		+	-	7R/12T, acidez	<i>P. vulgaris</i> , CV	3, 7
4-195	AM – capoeira	<i>Rhizobium</i> sp.	+	-SGES	+SGES		+	+	10R/12T, acidez	<i>P. vulgaris</i> , CV	3, 7
4-202	AM – pastagem	<i>Rhizobium</i> sp.	+	-SGES	+SGES		+	+	8R/12T, acidez	<i>P. vulgaris</i> , CV	3, 7
4-122	AM – floresta	<i>Burkholderia fungorum</i>	+	+SGES	+SGES		+	+	4R/12T	<i>P. vulgaris</i> , CV	3, 7
4-226	AM – agroflorestal	<i>Burkholderia fungorum</i>	+	+SGES	+SGES		+	-	4R/12T	<i>P. vulgaris</i> , CV Coinoculada ou não com CIAT 899. Aumenta conteúdo de P	3, 5
4-217	AM – capoeira	<i>Burkholderia fungorum</i>	+	+SGES +SGL	+SGES -SGL	-SGL	+	-	6R/12T	<i>P. vulgaris</i> , CV Coinoculada com CIAT 899. Aumenta matéria seca e conteúdo de P	3, 4
4-155	AM – capoeira	<i>Burkholderia fungorum</i>	+	+SGES +SGL	+SGES -SGL	-SGL	+	+	4R/12T	- <i>P. vulgaris</i> , CV Coinoculada ou não com CIAT 899. Aumenta conteúdo de P - <i>O. sativa</i> , CV Aumenta matéria seca e conteúdo de P	3, 4, 5, 6, 7
4-229	AM – pastagem	<i>Burkholderia fungorum</i>	-	+SGES	+SGES		+	+	7R/12T	<i>P. vulgaris</i> , CV	3, 7
4-21	AM – cultura	<i>Burkholderia</i> sp.	+	+SGES	+SGES		+	+	4R/12T	- <i>O. sativa</i> , CV Aumenta ma-téria seca e conteúdo de P - <i>P. vulgaris</i> , CV	3, 6, 7

Gelp- glicose, extrato de solo, extrato levedura, peptona; Ges- glicose, extrato solo; GL- glicose, extrato levedura.

⁽¹⁾ R: número de antibióticos com resistência; T: número total de antibióticos testados.

⁽²⁾ Fonte: 1 - Marra et al. (2011); 2 - Oliveira-Longatti et al. (2014); 3 - Oliveira-Longatti et al. (2013); 4 - Silva et al. (2012); 5 - Oliveira-Longatti et al. (2015); 6 - Costa et al. (2015); 7 - Ferreira et al. (2012); 8 - Nóbrega et al. (2004); 9 - Soares et al. (2014); 10 - Oliveira et al. (2018b); 11 - Nogueira et al. (2017); Oliveira et al. (2017); 13 - Ferreira et al. (2009); 14 - Soares et al. (2006b); 15 - Lacerda et al. (2004); 16 - Soares et al. (2006a); 17 - Ferreira et al. (2017). A referência 2 testou todas as estirpes com relação à utilização de fenol, e apenas 2-68, 2-86, 2-100 e 2-234 apresentaram esta característica.

Tabela 2. Estirpes multifuncionais de bactérias endofíticas de nódulos capazes de realizar vários processos promotores de crescimento vegetal in vitro (fixação de N₂ não simbiótica, solubilização de fosfatos, produção de AIA) e sua resistência a antibióticos e promoção de crescimento in vivo.

Estirpe (código UFLA)	Origem: estado e sistema de uso da terra	Identificação	Fixação de N ₂ não simbiótica	Solubilização de fosfato em meio de cultura sólido (SGelp, SGES, SGL)			Produção de AIA		Resistência a antibióticos ⁽¹⁾	Referência
				Ca	Al	Fe	Com Triptofano	Sem Triptofano		
3-14	AM – capoeira	<i>Enterobacter</i> sp.	+	-SGES	+SGES	Nd	+	+	7R/12	2
3-15	AM – capoeira	<i>Burkholderia fungorum</i>	-	+SGES	-SGES	Nd	+	+	7R/12	2
3-16	AM – capoeira	<i>Enterobacter</i> sp.	-	+SGES	-SGES	Nd	+	+	5R/12	2
3-17	AM – capoeira	<i>Burkholderia fungorum</i>	+	+SGES	+SGES	Nd	+	+	4R/12	2
3-18	AM – capoeira	<i>Pseudomonas</i> sp.	-	-SGES	+SGES	Nd	+	+	7R/12	2
3-19	AM – capoeira	<i>Burkholderia fungorum</i>	-	+SGES	-SGES	Nd	+	+	4R/12	2
3-20	AM – capoeira	<i>Burkholderia fungorum</i>	-	+SGES	+SGES	Nd	+	+	6R/12	2
3-22	AM – pasture	<i>Pseudomonas</i> sp.	-	+SGES	-SGES	Nd	+	+	7R/12	2
3-23	AM – pasture	<i>Pseudomonas</i> sp.	-	-SGES	-SGES	Nd	+	+	7R/12	2
3-26	AM – pasture	<i>Pseudomonas</i> sp.	-	-SGES	-SGES	Nd	+	+	8R/12	2
3-27	AM – pasture	<i>Enterobacter</i> sp.	-	+SGES	-SGES	Nd	+	+	5R/12	2
4-110	RO – cultura	<i>Burkholderia fungorum</i>	+	+SGES	-SGES	Nd	+	+	4R/12	2
4-1309/ 4-243	AC – floresta	<i>Burkholderia fungorum</i>	+	+SGES	-SGES	Nd	+	+	4R/12	2
4-1020/ 4-242	AC – agrofloresta	<i>Burkholderia fungorum</i>	+	+SGES	+SGES	Nd	+	+	4R/12	2
4-885/ 4-244	RO – pastagem	<i>Pseudomonas</i> sp.	-	-SGES	+SGES	Nd	+	+	5R/12	2
4-314	RO – floresta	<i>Burkholderia fungorum</i>	+	+SGES	-SGES	Nd	+	+	3R/12	2
4-321	RO – floresta	<i>Burkholderia fungorum</i>	-	+SGES	+SGES	Nd	+	+	9R/12	2
4-546	RO – pastagem	<i>Burkholderia fungorum</i>	+	+SGES	-SGES	Nd	+	+	4R/12	2
4-559	RO – pastagem	<i>Burkholderia fungorum</i>	+	+SGES	+SGES	Nd	+	-	4R/12	2
4-228	AM – capoeira	<i>Burkholderia fungorum</i>	+	+SGES	+SGES	Nd	+	+	3R/12	3
4-231	AM – pastagem	<i>Burkholderia fungorum</i>	+	+SGES	-SGES	Nd	+	+	4R/12	3
4-232	AM – pastagem	<i>Burkholderia fungorum</i>	+	+SGES	-SGES	Nd	+	+	4R/12	3
4-233	AM – cultura	<i>Burkholderia fungorum</i>	+	+SGES	-SGES	Nd	+	+	4R/12	3
4-234	AM – cultura	<i>Burkholderia</i> sp.	+	+SGES	-SGES	Nd	+	-	4R/12 Utiliza fenol	3
4-164	AM – floresta	<i>Burkholderia fungorum</i>	+	+SGL	-SGL	-SGL	Nd	Nd	Nd	4
4-165	AM – floresta	<i>Burkholderia fungorum</i>	+	+SGL	-SGL	-SGL				4
4-222	AM – pastagem	<i>Burkholderia fungorum</i>	+	+SGL	-SGL	-SGL				4
4-223	AM – pastagem	<i>Burkholderia fungorum</i>	+	+SGL	-SGL	-SGL				4
4-224	AM – pastagem	<i>Burkholderia fungorum</i>	+	+SGL	-SGL	-SGL				4
4-238	RO – pastagem	<i>Burkholderia fungorum</i>	+	+SGL	-SGL	-SGL				4
4-131	AM – cultura	<i>Burkholderia fungorum</i>	+	+SGL	-SGL	-SGL				4
4-132	AM – cultura	<i>Burkholderia fungorum</i>	+	+SGL	-SGL	-SGL				4
4-133	AM – cultura	<i>Burkholderia fungorum</i>	+	+SGL	-SGL	-SGL				4

Continua...

Tabela 2. Continuação.

Estirpe (código UFLA)	Origem: estado e sistema de uso da terra	Identificação	Fixação de N ₂ não simbiótica	Solubilização de fosfato em meio de cultura sólido (SGelp, SGES, SGL)			Produção de AIA		Resistência a antibióticos ⁽¹⁾	Referência
				Ca	Al	Fe	Com Triptofano	Sem Triptofano		
4-134	AM – cultura	<i>Burkholderia fungorum</i>	+	+SGL	-SGL	-SGL				4
4-135	AM – cultura	<i>Burkholderia fungorum</i>	+	+SGL	-SGL	-SGL				4
4-136	AM – cultura	<i>Burkholderia fungorum</i>	+	+SGL	-SGL	-SGL				4
4-148	AM – cultura	<i>Burkholderia fungorum</i>	+	+SGL	-SGL	-SGL				4
4-162	AM – cultura	<i>Burkholderia fungorum</i>	+	+SGL	-SGL	-SGL				4
4-236	RO – cultura	<i>Burkholderia fungorum</i>	+	+SGL	-SGL	-SGL				4
4-23	AM – agrofloresta	<i>Burkholderia fungorum</i>	+	+SGL	-SGL	-SGL				4
4-53	AM – agrofloresta	<i>Burkholderia fungorum</i>	+	+SGL	-SGL	-SGL				4
4-59	AM – agrofloresta	<i>Burkholderia fungorum</i>	+	+SGL	-SGL	-SGL				4
4-130	AM – agrofloresta	<i>Burkholderia fungorum</i>	+	+SGL	-SGL	-SGL				4
4-138	AM – agrofloresta	<i>Burkholderia fungorum</i>	+	+SGL	-SGL	-SGL				4
4-239	RO – agrofloresta	<i>Burkholderia fungorum</i>	+	+SGL	-SGL	-SGL				4
4-240	RO – agrofloresta	<i>Burkholderia fungorum</i>	+	+SGL	-SGL	-SGL				4
4-142	AM – capoeira	<i>Burkholderia fungorum</i>	+	+SGL	-SGL	-SGL				4
4-143	AM – capoeira	<i>Burkholderia fungorum</i>	+	+SGL	-SGL	-SGL				4
4-144	AM – capoeira	<i>Burkholderia fungorum</i>	+	+SGL	-SGL	-SGL				4
4-146	AM – capoeira	<i>Burkholderia fungorum</i>	+	+SGL	-SGL	-SGL				4
4-149	AM – capoeira	<i>Burkholderia fungorum</i>	+	+SGL	-SGL	-SGL				4
4-154	AM – capoeira	<i>Burkholderia fungorum</i>	+	+SGL	-SGL	-SGL				4
4-159	AM – capoeira	<i>Burkholderia fungorum</i>	+	+SGL	-SGL	-SGL				4
4-160	AM – capoeira	<i>Burkholderia fungorum</i>	+	+SGL	-SGL	-SGL				4
4-161	AM – capoeira	<i>Burkholderia fungorum</i>	+	+SGL	-SGL	-SGL				4
4-166	AM – capoeira	<i>Burkholderia fungorum</i>	+	+SGL	-SGL	-SGL				4
4-241	AC – capoeira	<i>Burkholderia fungorum</i>	+	+SGL	-SGL	-SGL				4
4-237	RO – capoeira	<i>Burkholderia fungorum</i>	+	+SGL	-SGL	-SGL				4
4-168	AM – capoeira	<i>Burkholderia fungorum</i>	+	+SGL	-SGL	-SGL				4
4-210	AM – capoeira	<i>Burkholderia fungorum</i>	+	+SGL	-SGL	-SGL				4
4-213	AM – capoeira	<i>Burkholderia fungorum</i>	+	+SGL	-SGL	-SGL				4
4-215	AM – capoeira	<i>Burkholderia fungorum</i>	+	+SGL	-SGL	-SGL				4
4-216	AM – capoeira	<i>Burkholderia fungorum</i>	+	+SGL	-SGL	-SGL				4
4-218	AM – capoeira	<i>Burkholderia fungorum</i>	+	+SGL	-SGL	-SGL				4
4-219	AM – capoeira	<i>Burkholderia fungorum</i>	+	+SGL	-SGL	-SGL				4
4-235	AM – capoeira	<i>Burkholderia fungorum</i>	+	+SGL	-SGL	-SGL				4
4-28	AM – capoeira	<i>Burkholderia fungorum</i>	+	+SGL	-SGL	-SGL				4
4-27*	AM – capoeira	<i>Burkholderia fungorum</i>	+	+SGL	-SGL	-SGL				4

⁽¹⁾ R: número de antibióticos com resistência; T: número total de antibióticos testados.

⁽²⁾ Fonte: 2 - Oliveira-Longatti et al. (2014); 3 - Oliveira-Longatti et al. (2013); 4 - Silva et al. (2012). As referências 2, 3 e 4 testaram todas as estirpes com relação a sua atividade contra *Fusarium oxysporum* f. sp. *Phaseoli*, e a única estirpe que apresentou esta atividade foi a UFLA 4-27. A referência 2 testou todas as estirpes com relação a utilização de fenol, e apenas 2-68, 2-86, 2-100 e 2-234 apresentaram esta característica (vide Tabela 1).

uma conclusão adequada sobre a eficiência dessas estirpes. Alguns testes mostraram que algumas estirpes têm se destacado, em condições de solo, na promoção de crescimento de feijão-comum e arroz como a UFLA 4-155 e UFLA 4-21 (Tabela 1).

Quarenta estirpes de *Burkholderia fungorum* (reclassificada para *Paraburkholderia fungorum*²) isoladas de vários sistemas de uso da terra da Amazônia Ocidental, incluindo do Acre e Rondônia, utilizando siratro como planta isca, foram capazes de solubilizar fosfato e também fixar N₂ assimbioticamente (Silva et al., 2012) (Tabela 2). A nodulação de feijão-comum por algumas estirpes dessa espécie (UFLA 4-21, UFLA 4-229, UFLA 4-122 e UFLA 4-227) isoladas da Amazônia foi comprovada pela primeira vez por Ferreira et al. (2012), embora com pouca eficiência, ou seja, pouca promoção de crescimento vegetal, para as estirpes UFLA 4-21, 229 e 122, e ineficientemente, ou seja, nenhuma promoção de crescimento, para a UFLA 227.

As estirpes UFLA3-84 (*Bradyrhizobium viridifuturi* sv. *tropicum*) e a CIAT 899 (*Rhizobium tropicum*) (isolada da Colômbia), aprovadas pelo Mapa como inoculante para feijão-caupi e feijão-comum, respectivamente, solubilizam fosfato de Ca e Al em meio sólido (Marra et al., 2011). Já a estirpe de *Rhizobium* UFLA 02-100, isolada de Rondônia, e que tem se mostrado eficiente na fixação biológica de N₂ em simbiose com feijão no campo (ver item "Fixação biológica de N₂ simbiótica em leguminosas") foi também capaz de solubilizar fosfato de Fe em meio líquido (Tabela 1).

Várias estirpes isoladas de sistemas de uso da terra no Acre e Rondônia solubilizaram fosfatos de Ca e Al e produziram AIA in vitro. A estirpe

de *Burkholderia* sp. (reclassificada para *Paraburkholderia*) UFLA 4-21, fixadora de N₂ simbiótica e assimbioticamente e produtora de AIA, promoveu o acúmulo de P e o crescimento de arroz por meio da solubilização de fostato (Costa et al., 2015).

Produção de hormônios

A produção de hormônio como o ácido indolacético (AIA) parece ser uma característica bem comum entre bactérias que realizam outros processos como a fixação biológica de N₂. O AIA é uma auxina que promove o alongamento celular diferencial e funciona como regulador do crescimento das plantas. Ele pode ser produzido tanto por vias que dependem de triptofano como pela via independente do triptofano, com a via indol ou seu precursor indol-3-glicerol fosfato.

A capacidade de produzir AIA in vitro, tanto dependente como independentemente da presença de triptofano, por várias estirpes isoladas da Amazônia Ocidental, foi demonstrada em diversos trabalhos (Tabelas 1 e 2). No entanto, essa capacidade nem sempre se correlaciona com seu efeito nas plantas, pois ele depende da espécie vegetal e da concentração adequada do hormônio. Isso ocorre porque os testes in vitro utilizam meios sintéticos que não reproduzem a complexidade dos exsudados vegetais que são utilizados pelos microrganismos nem as complexas condições ambientais dos solos. Além disso, a produção de AIA também pode variar dependendo do meio de cultura utilizado (Costa et al., 2016).

Assim, testes em planta são imprescindíveis para verificar o efeito do AIA produzido pelos microrganismos. Foi observada promoção de crescimento de *Phaseolus vulgaris* por estirpes de *Burkholderia fungorum* (reclassificada como *Paraburkholderia fungorum*) UFLA 04-155 e 4-226, isoladas respectivamente de capoeira e agrofloresta, que não nodulam *Phaseolus vul-*

² A reclassificação de algumas espécies do gênero *Burkholderia* para *Paraburkholderia* foi realizada em 2014 por Sawana et al. (2014), solucionando assim a diferença marcante também ao nível genético entre espécies patogênicas a animais (relevantes clinicamente) e vegetais (fitopatogênicas) e as de importância ambiental, como é o caso de *P. fungorum*.

garis (Ferreira et al., 2012; Oliveira-Longatti et al., 2013, 2015). Estes trabalhos também mostram que essas estirpes fixam nitrogênio não simbioticamente e solubilizam fosfato in vitro; no entanto, as condições experimentais em que foi testada sua capacidade de promover o crescimento de feijão não eram adequadas para expressão de outros processos (produção de AIA e solubilização de fosfato), pois foram delineadas para expressão da FBN, que só ocorre com condições limitantes de N mineral. Assim, se as condições fossem adequadas, i.e., sem limitação de N, a promoção de crescimento poderia ter sido bem maior pelas estirpes que não são capazes de fixar N₂.

Outro trabalho mostrou que várias estirpes endofíticas de nódulos de feijão obtidos pela inoculação com amostras de solo de pastagem também promoviam o crescimento dessa espécie, provavelmente pela produção de hormônios de crescimento (Ferreira et al., 2018). Além disso, a coinoculação da UFLA2-281 (*Pseudomonas* sp.) e UFLA2-293 (*Bacillus* sp.) com a CIAT 899 pode substituir a adubação mineral de N (Ferreira et al., 2018).

Controle biológico

Ferreira et al. (2020) mostraram que a coinoculação de cepas rizobacterianas endofíticas de nódulos de feijão com *Rhizobium tropici* (CIAT 899) promovem o crescimento de feijão-comum e controla o tombamento (*damping off*) causado por *Rhizoctonia solani* nessa espécie. As estirpes foram selecionadas entre 56 estirpes isoladas de pastagem do Alto Solimões, que foram testadas pela capacidade de promover o crescimento de feijão-comum tanto via FBN simbiótica (apenas cinco pertencentes aos gêneros *Rhizobium*) como por outros processos não identificados (Ferreira et al., 2018).

As estirpes UFLA 02-281 e UFLA 03-18 (*Pseudomonas* sp.), UFLA 02-286 (*Bacillus* sp.) (Ferreira et al., 2018) e UFLA 04-227 (*Burkholderia fun-*

gorum) coinoculadas com a CIAT 899 foram as mais efetivas em controlar a doença. Também foi demonstrado que a adubação mineral pode ser substituída pela coinoculação da estirpe de *Rhizobium tropici* CIAT 899 com UFLA 02-281/02-286/02-290/02-293. Assim, as estirpes UFLA 02-281/02-286, isoladas de pastagens, são promissoras para coinoculação com a CIAT 899 em feijão-comum, promovendo sinergia entre promoção de crescimento e controle da do damping-off.

Dentre 40 estirpes de *Burkholderia* testadas (Tabela 2), apenas a UFLA 2-27 (*B. contaminans*) apresentou antagonismo a *Fusarium oxysporum* f. sp. *Phaseoli*. (Silva et al., 2012). Como essa espécie faz parte do complexo da espécie *B. cepacia*, que contém patógenos humanos e animais, e continua pertencente a esse gênero, sua utilização como inoculante não é possível.

Microrganismos multifuncionais

Bactérias promotoras de crescimento vegetal, incluindo os rizóbios (fixadoras de N₂ em simbiose com leguminosas, conforme abordado no tópico *Fixação biológica de N₂ simbiótica em leguminosas* acima) também são multifuncionais, ou seja, são capazes de realizar mais de um processo promotor de crescimento vegetal como já mostrado nos tópicos anteriores.

A multifuncionalidade é uma característica interessante que pode resultar em inoculantes mais potentes para aumentar o crescimento vegetal e facilitar também a produção de insumos biotecnológicos. No entanto, ainda não existe no mercado um produto biotecnológico contendo estirpes que promovam o crescimento vegetal por mais de um processo realizado por uma mesma estirpe multifuncional, apesar de existirem produtos que contém várias estirpes para os mais diversos fins.

Rizóbios e bactérias endofíticas de nódulos, isoladas da Amazônia Ocidental, foram avaliadas com relação a vários processos, principalmente *in vitro* e *in vivo*, porém neste caso em condições controladas geralmente adaptadas para a expressão da FBN, o que, como já informado, limita a expressão de outros processos (Tabelas 1 e 2). As condições experimentais tanto para testes *in vitro* como *in vivo* são específicas do processo-alvo. Como exemplo, a fixação biológica de N_2 deve ser avaliada em condições sem N na forma combinada, pois o excesso de N combinado inibe a FBN. Da mesma forma, a solubilização de fosfato deve ser testada com fosfatos insolúveis, pois a presença de fosfatos solúveis dificultaria a identificação da capacidade solubilizadora. Portanto, uma estirpe capaz de realizar os dois processos deve promover o crescimento vegetal nessas condições, ou seja, na ausência de N combinado e de fosfato solúvel (Gomezjurado, 2011).

Tolerância a estresses

A tolerância a antibióticos, acidez, concentrações elevadas de alumínio e salinidade foi avaliada em várias estirpes da Amazônia Ocidental (Tabelas 1 e 2). Com relação a antibióticos, a resistência foi bastante variável, e um destaque foi a estirpe UFLA 3-84 inoculante de feijão-caupi resistente aos 18 antibióticos testados, o que deve estar relacionado à sua alta performance no campo, como um mecanismo de superar o antagonismo das estirpes nativas. Estirpes isoladas dos solos da Amazônia como as eficientes em feijão-caupi e feijão-comum e testadas com relação a acidez e alumínio e foram geralmente bastante tolerantes, o que demonstra a adaptação dessas estirpes à condição ambiental de onde foram isoladas.

Micorrizas

Micorrizas são simbioses mutualísticas entre fungos e raízes da maioria das espécies vege-

tais, sendo considerada regra na natureza. Nesse mutualismo, as plantas fornecem fontes de carbono para os fungos e estes fornecem nutrientes captados pela vasta extensão de hifas fúngicas que se projetam das raízes infectadas para o solo, abrangendo uma área de solo muito maior do que o próprio sistema radicular das plantas. Os benefícios na nutrição de P são os mais evidentes, justamente por sua baixa mobilidade no solo e porque as hifas conseguem acessá-lo em áreas distantes das raízes. Outros benefícios são a proteção contra estresses diversos e doenças. Existem 7 tipos de simbioses que variam com relação às espécies fúngicas, hospedeiras e modos de infecção (Moreira; Siqueira, 2006), porém as mais ubíquas são as micorrizas arbusculares.

Um dos maiores levantamentos sobre a diversidade desses fungos, realizado no Brasil, foi conduzido no Alto Solimões (Leal et al., 2009, 2013; Stürmer; Siqueira, 2011). Dois métodos foram utilizados para essa avaliação: identificação de esporos extraídos diretos do campo e extração de vasos inoculados com solo e com plantas armadilhas que estimulam a esporulação dos esporos presentes nas amostras. Os resultados desse levantamento e de outros na literatura permitiram demonstrar que, apesar de esses dois métodos serem complementares, a extração direta do solo é mais eficaz na detecção da diversidade (Leal et al., 2017). Além disso, consome menos tempo e recursos.

Silva et al. (2009, 2018) analisaram o efeito de isolados de vários sistemas de uso da terra no crescimento de feijão-caupi em condições controladas e em solos de Lavras e do Alto Solimões, e verificaram que estes apresentaram eficiência variável independente do sistema de manejo adotado de origem, mas dependente do tipo de solo.

Azevedo et al. (2014) verificaram a ocorrência de 21 espécies de FMAs em amostras de solo associadas a genótipos de amendoim forragei-

ro no Acre. Os autores concluíram que existe variabilidade genética entre os genótipos de amendoim forrageiro quanto à promoção da esporulação e riqueza de espécies de FMAs nas suas rizosferas e que as três espécies de FMAs que apresentaram elevada frequência relativa: *Glomus macrocarpum* (100,0%), *Acaulospora tuberculata* (97,8%) e *Racocetra verrucosa* (88,99%) devem ser pesquisadas com relação ao seu efeito no crescimento da cultura.

Considerações finais

As pesquisas conduzidas com estirpes isoladas de diferentes ecossistemas da Amazônia Ocidental mostram efeitos significativos na promoção de crescimento vegetal em experimentos no campo em outras regiões do Brasil e outros efeitos em condições controladas, que ainda precisam ser testadas no campo, e ambos em solos da Amazônia Ocidental. Sem dúvida, o processo de fixação biológica de N_2 é o que tem resultados mais adiantados com relação à sua aplicação no campo para feijão-caupi e feijão-comum, o que foi comprovado em outras regiões brasileiras. No entanto, ainda precisam ser testados na Amazônia.

Apesar de sua comprovação como biotecnologia ecológica e economicamente viável, ela ainda é desconhecida da maioria dos agricultores, principalmente por pequenos e médios, que mais se beneficiariam de sua utilização e em espécies amplamente utilizadas por eles como o feijão-caupi e feijão-comum. A soja é hoje a única espécie que se beneficia amplamente da inoculação com estirpes selecionadas pela pesquisa brasileira em outras regiões do Brasil. A inoculação de outras espécies como o feijão-comum e o feijão-caupi, cultivadas predominantemente por pequenos e médios agricultores, embora em ascensão, ainda é incipiente, e, nas demais espécies, é praticamente nula. Mesmo na soja, a utilização crescente e desnecessária de adubos nitrogenados poderá acabar com-

prometendo a utilização dos inoculantes, o que só aumentará a dependência externa de insumos e poderá afetar negativamente os ecossistemas pelo aumento de poluição atmosférica e dos cursos d'água.

Como relatado neste capítulo, praticamente todos os principais grupos funcionais de microrganismos do solo foram estudados na Amazônia Ocidental, e muitas estirpes foram isoladas e estudadas com relação a essas características funcionais. Essas estirpes, adaptadas às condições climáticas e edáficas da região, ainda precisam ser testadas em campo no bioma citado. A ampla adaptação das estirpes de feijão-caupi e soja em outras condições edáficas e climáticas mostra sua versatilidade e potencial de uso para as demais regiões brasileiras, o que também mostra potencial de aplicação na Amazônia.

Testar, difundir e estimular o uso de processos biológicos para promoção de crescimento vegetal deveria ser considerada uma área estratégica no desenvolvimento dos estados e na soberania do País, que tanto depende da contribuição da agricultura para seu produto interno bruto e que ainda é dependente da importação de insumos com fertilizantes que podem afetar negativamente, pelo mau uso, nossos ecossistemas.

Referências

AZEVEDO, J. M. A. de; ASSIS, G. M. L. de; SAGGIN JÚNIOR, O. J.; AZEVEDO, H. S. F. da S. Riqueza e frequência de espécies de fungos micorrízicos arbusculares em genótipos de amendoim forrageiro no Acre, Norte do Brasil. *Acta Amazonica*, v. 44, n. 2, p. 157-168, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0044-59672014000200001>.

COELHO, M. R.; FIDALGO, E. C. C.; ARAUJO, F. de O.; SANTOS, H. G. dos; MENDONÇA-SANTOS, M. de L.; PEREZ, D. V.; MOREIRA, F. M. de S. **Levantamento pedológico de uma área-piloto relacionada ao Projeto BiosBrasil (Conservation and Sustainable Management of Below-Ground Biodiversity: Phase I), Município de Benjamin Constant (AM)**: janela 6. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2005a. 91 p. il. color. (Embrapa Solos. Boletim de pesquisa e desenvolvimento, 68). Disponível em: <http://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/>

[CNPS-2010/14883/1/bpd68-2005-area-piloto-proj-bios-br.pdf](https://doi.org/10.1590/14883/1/bpd68-2005-area-piloto-proj-bios-br.pdf). Acesso em: 17 jan. 2021.

COELHO, M. R.; FIDALGO, E. C. C.; ARAUJO, F. de O.; SANTOS, H. G. dos; MENDONÇA-SANTOS, M. de L.; PEREZ, D. V.; MOREIRA, F. M. de S. **Solos das áreas-piloto do Projeto BiosBrasil (Conservation and Sustainable Management of Below-Ground Biodiversity: phase I), Município de Benjamin Constant, Estado do Amazonas**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2005b. 159 p. (Embrapa Solos. Boletim de pesquisa e desenvolvimento, 67). Disponível em: <http://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/CNPS-2010/14884/1/bpd67-2005-solos-area-piloto-projbios-br.pdf>. Acesso em: 17 jan. 2021.

COSTA, E. M. da; CARVALHO, F. de; NÓBREGA, R. S. A.; SILVA, J. S.; MOREIRA, F. M. de S. Bacterial strains from floodplain soils perform different plant-growth promoting processes and enhance cowpea growth. **Scientia Agricola**, v. 73, n. 4, p. 301-310, jul./ago. 2016. DOI: <https://doi.org/10.1590/0103-9016-2015-0294>.

COSTA, E. M. da; CARVALHO, T. S. de; GUIMARÃES, A. A.; LEÃO, A. C. R.; CRUZ, L. M.; DE BAURA, V. A.; LEBBE, L.; WILLEMS, A.; MOREIRA, F. M. de S. Classification of the inoculant strain of cowpea UFLA03-84 and of other strains from soils of the Amazon region as *Bradyrhizobium viridifuturi* (symbiovar tropici). **Brazilian Journal of Microbiology**, v. 50, p. 335-345, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1007/s42770-019-00045-x>.

COSTA, E. M. da; GUIMARÃES, A. A.; VICENTIN, R. P.; RIBEIRO, P. R. de A.; LEÃO, A. C. R.; BALSANELLI, E.; LEBBE, L.; MAARTEN, A.; WILLEMS, A.; MOREIRA, F. M. de S. *Bradyrhizobium brasiliense* sp. nov., a symbiotic nitrogen-fixing bacterium isolated from Brazilian tropical soils. **Archives of Microbiology**, v. 199, p. 1211-1221, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00203-017-1390-1>.

COSTA, E. M. da; LIMA, W. de; OLIVEIRA-LONGATTI, S. M.; SOUZA, F. M. de. Phosphate-solubilising bacteria enhance *Oryza sativa* growth and nutrient accumulation in an oxisol fertilized with rock phosphate. **Ecological Engineering**, v. 83, p. 380-385, Oct. 2015. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.06.045>.

COSTA, E. M. da; NÓBREGA, R. S. A.; FERREIRA, L. de V. M.; AMARAL, F. H. C.; SILVA, A. F. T. da; NÓBREGA, J. C. A.; MOREIRA, F. M. de S. Growth and yield of the cowpea cultivar BRS Guariba inoculated with rhizobia strains in southwest Piauí. **Semina. Ciências Agrárias**, v. 35, n. 6, p. 3073-3084, nov./dez. 2014. DOI: <http://dx.doi.org/10.5433/1679-0359.2014v35n6p3073>.

DE BELLIS, T.; KERNAGHAN, G.; WIDDEN, P. Plant community influences on soil microfungus assemblages in boreal mixed-wood forests. **Mycology**, v. 99, n. 3, p. 356-367, 2007. DOI: <https://doi.org/10.1080/15572536.2007.11832560>.

FARIAS, T. P.; SOARES, B. L.; ARAÚJO, A. R. A. de; MOREIRA, F. M. de S. Symbiotic efficiency of rhizobia strains with cowpea in southern Maranhão. **Revista Caatinga**, v. 29, n. 3, p. 611-618, jul./set. 2016a. DOI: <https://doi.org/10.1590/1983-21252016v29n311rc>.

FARIAS, T. P.; TROCHMANN, A.; SOARES, B. L.; MOREIRA, F. M. S. Rhizobia inoculation and liming increase cowpea productivity in Maranhão State. **Acta Scientiarum. Agronomy**, v. 38, n. 3, p. 387-396, jul./set. 2016b. DOI: <https://doi.org/10.4025/actasciagron.v38i3.28630>.

FERREIRA, L. de V. M.; CARVALHO, F. de; ANDRADE, J. F. C.; MOREIRA, F. M. de S. Growth promotion of common bean and genetic diversity of bacteria from Amazon pastureland. **Scientia Agricola**, v. 75, n. 6, p. 461-469, nov./dez. 2018. DOI: <https://doi.org/10.1590/1678-992x-2017-0049>.

FERREIRA, L. de V. M.; CARVALHO, F. de; ANDRADE, J. F. C.; OLIVEIRA, D. P.; MEDEIROS, F. H. V. de; MOREIRA, F. M. de S. Coinoculation of selected nodule endophytic rhizobial strains with *Rhizobium tropici* promotes plant growth and controls damping off in common bean. **Pedosphere**, v. 30, n. 1, p. 98-108, Feb. 2020. DOI: [https://doi.org/10.1016/S1002-0160\(19\)60825-8](https://doi.org/10.1016/S1002-0160(19)60825-8).

FERREIRA, P. A. A.; BOMFETI, C. A.; SOARES, B. L.; MOREIRA, F. M. de S. Efficient nitrogen-fixing *Rhizobium* strains isolated from Amazonian soils are highly tolerant to acidity and aluminum. **World Journal of Microbiology and Biotechnology**, v. 28, p. 1947-1959, 2012. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11274-011-0997-7>.

FERREIRA, P. A. A.; SILVA, M. A. P.; CASSETARI, A.; RUFINI, M.; MOREIRA, F. M. de S.; ANDRADE, M. J. B. de. Inoculação com cepas de rizóbio na cultura do feijoeiro. **Ciência Rural**, v. 39, n. 7, p. 2210-2212, out. 2009. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0103-84782009000700041>.

FIDALGO, E. C. C.; COELHO, M. R.; ARAUJO, F. de O.; MOREIRA, F. M. de S.; SANTOS, H. G. dos; MENDONÇA-SANTOS, M. de L.; HUISING, J. **Levantamento do uso e cobertura da terra de seis áreas amostrais relacionadas ao Projeto BiosBrasil (Conservation and Sustainable Management of Below-Ground Biodiversity: phase I), Município de Benjamin Constant (AM)**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2005. 54 p. (Embrapa Solos. Boletim de pesquisa e desenvolvimento, 71). Disponível em: <http://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/CNPS-2010/14919/1/bpd71-2005-usocobertseisareasamostrais.pdf>. Acesso em: 17 jan. 2021.

FRACETTO, G. G. M.; AZEVEDO, L. C. B.; FRACETTO, F. J. C.; ANDREOTE, F. D.; LAMBAIS, M. R.; PFENNING, L. H. Impact of Amazon land use on the community of soil fungi. **Scientia Agricola**, v. 70, n. 2, p. 59-67, mar./abr. 2013. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0103-90162013000200001>.

GOMEZJURADO, M. E. G. Solubilização de fosfato por fungos do solo e eficiência de sua inoculação em caupi e milho. 2011. Dissertação (Mestrado em Microbiologia Agrícola) - Universidade Federal de Lavras.

GOMEZJURADO, M. E. G.; ABREU, L. M. de; MARRA, L. M.; PFENNING, L. H.; MOREIRA, F. M. de S. Phosphate solubilization by several genera of saprophytic fungi and its influence on corn and cowpea growth. **Journal of Plant Nutrition**, v. 38, n. 5, p. 675-686, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1080/01904167.2014.934480>.

- GUIMARÃES, A. A.; FLORENTINO, L. A.; ALMEIDA, K. A.; LEBBE, L.; SILVA, K. B.; WILLEMS, A.; MOREIRA, F. M. de S. High diversity of *Bradyrhizobium* strains isolated from several legume species and land uses in Brazilian tropical ecosystems. **Systematic and Applied Microbiology**, v. 38, n. 6, p. 433-441, Sept. 2015. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.syapm.2015.06.006>.
- GUIMARÃES, A. A.; JARAMILLO, P. M. D.; NÓBREGA, R. S. A.; FLORENTINO, L. A.; SILVA, K. B.; MOREIRA, F. M. de S. Genetic and symbiotic diversity of nitrogen-fixing bacteria isolated from agricultural soils in the Western Amazon by using cowpea as the trap plant. **Applied Environmental Microbiology**, v. 78, n. 18, p. 6726-6733, Sept. 2012. DOI: <https://doi.org/10.1128/AEM.01303-12>.
- JARAMILLO, P. M. D.; GUIMARÃES, A. A.; FLORENTINO, L. A.; SILVA, K. B.; NÓBREGA, R. S. A.; MOREIRA, F. M. de S. Symbiotic nitrogen-fixing bacterial populations trapped from soils under agroforestry systems in the Western Amazon. **Scientia Agricola**, v. 70, n. 6, p. 397-404, nov./dez. 2013. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0103-90162013000600004>.
- JESUS, E. da C.; MARSH, T. L.; TIEDJE, J. M.; JAMES, M.; MOREIRA, F. M. de S. Changes in land use alter the structure of bacterial communities in Western Amazon soils. **The ISME Journal**, v. 3, p. 1004-1011, 2009. <https://doi.org/10.1038/ismej.2009.47>.
- JESUS, E. da C.; MOREIRA, F. M. de S.; FLORENTINO, L. A.; RODRIGUES, M. I. D.; OLIVEIRA, M. S. de. Diversidade de bactérias que nodulam siratro em três sistemas de uso da terra da Amazônia Ocidental. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 40, n. 8, p. 769-776, ago. 2005. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0100-204X2005000800006>.
- LACERDA, A. M.; MOREIRA, F. M. de S.; ANDRADE, M. J. B. de; SOARES, A. L. de L. Efeito de estirpes de rizóbio sobre a nodulação e produtividade do feijão-caupi. **Revista Ceres**, v. 51, n. 293, p. 67-82, 2004. Disponível em: <http://www.ceres.ufv.br/ojs/index.php/ceres/article/download/2928/784>. Acesso em: 17 jan. 2021.
- LEAL, P. L.; CARVALHO, T. S. de; SIQUEIRA, J. O.; MOREIRA, F. M. S. Assessment of the occurrence and richness of arbuscular mycorrhizal fungal spores by direct analysis of field samples and trap culture: a comparative study. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 90, n. 2, p. 2359-2373, 2017. Supl. 1. DOI: <https://doi.org/10.1590/0001-3765201720170120>.
- LEAL, P. L.; SIQUEIRA, J. O.; STÜRMER, S. L. Switch of tropical Amazon forest to pasture affects taxonomic composition but not species abundance and diversity of arbuscular mycorrhizal fungal community. **Applied Soil Ecology**, v. 71, p. 72-80, Sept. 2013. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2013.05.010>.
- LEAL, P. L.; STÜRMER, S. L.; SIQUEIRA, J. O. Occurrence and diversity of arbuscular mycorrhizal fungi in trap cultures from soils under different land use systems in the Amazon, Brazil. **Brazilian Journal of Microbiology**, v. 40, n. 1, p. 111-121, jan./mar. 2009. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1517-83822009000100019>.
- LIMA, A. S.; NÓBREGA, R. S. A.; BARBERI, A.; SILVA, K. da; FERREIRA, D. F.; MOREIRA, F. M. de S. Nitrogen-fixing bacteria communities occurring in soils under different uses in the Western Amazon Region as indicated by nodulation of siratro (*Macroptilium atropurpureum*). **Plant and Soil**, v. 319, p. 127-145, 2009. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11104-008-9855-2>.
- LIMA, A. S.; PEREIRA, J. P. A. R.; MOREIRA, F. M. de S. Diversidade fenotípica e eficiência simbiótica de estirpes de *Bradyrhizobium* spp. de solos da Amazônia. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 40, n. 11, p. 1095-1104, nov. 2005. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0100-204X2005001100007>.
- MAGALHÃES, F. M. M.; SILVA, M. F. da. Associações *Rhizobium* - leguminosas no estado de Rondônia. **Acta Amazonica**, v. 17, p. 7-18, 1987. Supl. 1. DOI: <https://doi.org/10.1590/1809-43921987175017>.
- MAPA - Ministério de Agricultura, Pecuária e Abastecimento - Instrução Normativa SDA nº 13, de 24 de março de 2011. <http://www.agricultura.gov.br/assuntos/insumos-agropecuarios/insumos-agricolas/fertilizantes/legislacao/in-sda-13-de-24-03-2011-inoculantes.pdf>
- MARRA, L. M.; OLIVEIRA, S. M. de; SOARES, C. R. F. S.; MOREIRA, F. M. de S. Solubilisation of inorganic phosphates by inoculant strains from tropical legumes. **Scientia Agricola**, v. 68, n. 5, p. 603-609, set./out. 2011. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0103-90162011000500015>.
- MOREIRA, F. M. de S.; NÓBREGA, R. S. A.; JESUS, E. da C.; FERREIRA, D. F.; PÉREZ, D. V. Differentiation in the fertility of Inceptisols as related to land use in the upper Solimões river region, western Amazon. **Science of the Total Environment**, v. 408, n. 2, p. 349-355, Dec. 2009. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2009.09.007>.
- MOREIRA, F. M. S. Bactérias fixadoras de nitrogênio que nodulam espécies de leguminosae. In: MOREIRA, F. M. S.; HUISING, E. J.; BIGNELL, D. E. (ed.). **Manual de biologia dos solos tropicais**: amostragem e caracterização da biodiversidade. 1. ed. Lavras: UFLA, 2010. v. 1, p. 279-313.
- MOREIRA, F. M. S. Nodulação e crescimento de 49 leguminosas arbóreas nativas da Amazônia em viveiro. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 21, n. 4, p. 581-590, out./dez. 1997. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0100-06831997000400008>.
- MOREIRA, F. M. S. Nodulação e crescimento de leguminosas em dois solos da Amazônia. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 19, p. 197-204, 1995.
- MOREIRA, F. M. S.; SIQUEIRA, J. O. Microbiologia e Bioquímica do Solo. Lavras: UFLA, 2006.
- MOREIRA, F. M. S.; SILVA, M. F. da; MAGALHÃES, L. M. S.; MOREIRA, F. W.; SCARCELLO, J. A. Associação rizóbio-leguminosas na Amazônia II. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Série Botânica**, v. 9, n. 2, p. 267-277, 1993.
- NAVARRETE, A. A.; TAKETANI, R. G.; MENDES, L. W.; CANNAVAN, F. de S.; MOREIRA, F. M. de S.; TSAI, S. M.

Land-use systems affect Archaeal community structure and functional diversity in western Amazon soils.

Revista Brasileira de Ciência do Solo, v. 35, n. 5, p. 1527-1540, set./out. 2011. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0100-06832011000500007>.

NÓBREGA, R. S. A.; MOTTA, J. S.; LACERDA, A. M.; MOREIRA, F. M. de S. Tolerância de bactérias diazotróficas simbióticas à salinidade in vitro. **Ciência e Agrotecnologia**, v. 28, n. 4, p. 899-905, 2004. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1413-70542004000400024>.

NOGUEIRA, C. de O. G.; OLIVEIRA, D. P.; FERREIRA, P. A. A.; PEREIRA, J. P. de A. R.; VALE, H. M. M. do; ANDRADE, M. J. B. de; MOREIRA, F. M. de S. Agronomic efficiency of Rhizobium strains from the Amazon region in common bean. **Acta Amazonica**, v. 47, n. 3, p. 273-276, jul./set. 2017. DOI: <https://doi.org/10.1590/1809-4392201603422>.

OLIVEIRA, D. A.; FERREIRA, S.; SOARES, B. L.; FERREIRA, P. A. A.; MORAIS, A. R. de; MOREIRA, F. M. de S.; ANDRADE, M. J. B. de. *Rhizobium* strains selected from the Amazon region increase the yield of snap bean genotypes in protected cultivation. **Bragantia**, v. 77, n. 2, p. 292-298, abr./jun. 2018a. DOI: <https://doi.org/10.1590/1678-4499.2017115>.

OLIVEIRA, D. A.; SOARES, B. L.; MARTINS, F. A. D.; FRANCESCHINI, L. A.; CARDILLO, B. E. da S.; RUFINI, M.; MORAIS, A. R. de; MOREIRA, F. M. de S.; ANDRADE, M. J. B. de. Viability of liquid medium-inoculation of *Rhizobium etli* in planting furrows with common bean. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 53, n. 3, p. 394-398, mar. 2018b. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0100-204x2018000300015>.

OLIVEIRA, D. P.; FIGUEIREDO, M. A. de; SOARES, B. L.; TEIXEIRA, O. H. S.; MARTINS, F. A. D.; RUFINI, M.; CHAIN, C. P.; REIS, R. P.; MORAIS, A. R. de; MOREIRA, F. M. de S.; ANDRADE, M. J. B. de. Acid tolerant Rhizobium strains contribute to increasing the yield and profitability of common bean in tropical soils. **Journal of Soil Science and Plant Nutrition**, v. 17, n. 4, p. 922-933, 2017. DOI: <http://dx.doi.org/10.4067/S0718-95162017000400007>.

OLIVEIRA-LONGATTI, S. M. de; MARRA, L. M.; MOREIRA, F. M. de S. Evaluation of plant growth-promoting traits of *Burkholderia* and *Rhizobium* strains isolated from Amazon soils for their coinoculation in common bean. **African Journal of Microbiology Research**, v. 7, n. 11, p. 948-959, 2013. DOI: <https://doi.org/10.5897/AJMR12.1055>.

OLIVEIRA-LONGATTI, S. M. de; MARRA, L. M.; SOARES, B. L.; BOMFETI, C. A.; SILVA, K. da; FERREIRA, P. A. A.; MOREIRA, F. M. de S. Bacteria isolated from soils of the western Amazon and from rehabilitated bauxite-mining areas have potential as plant growth promoters. **World Journal of Microbiology and Biotechnology**, v. 30, p. 1239-1250, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11274-013-1547-2>.

OLIVEIRA-LONGATTI, S. M. de; SOUSA, P. M. de; MARRA, L. M.; FERREIRA, P. A. A.; MOREIRA, F. M. de S. *Burkholderia fungorum* promotes common bean growth in a dystrophic oxisol. **Annals of Microbiology**,

v. 65, p. 1825-1832, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1007/s13213-014-1020-y>.

PEREIRA, E. G.; LACERDA, A. M.; LIMA, A. S.; MOREIRA, F. M. S.; CARVALHO, D.; SIQUEIRA, J. O. Genotypic, phenotypic and symbiotic diversity amongst rhizobia isolates from *Phaseolus vulgaris* L. growing in the Amazon region. In: PEDROSA, F. O.; HUNGRIA, H.; YATES, G.; NEWTON, W. E. (ed.). **Nitrogen fixation: from molecules to crop productivity**. New York: Kluwer Academic Publishers, 2000. p. 199. DOI: https://doi.org/10.1007/0-306-47615-0_101.

PEREIRA, E. G.; LACERDA, A. M.; LIMA, A. S.; MOREIRA, F. M. S.; CARVALHO, D.; SIQUEIRA, J. O. Genotypic, phenotypic and symbiotic diversity amongst *Rhizobium* isolates from *Phaseolus vulgaris* growing in the Amazon region. Quênia: UNESCO/TSBF, 1998.

RUFINI, M.; OLIVEIRA, D. de P.; TROCHMANN, A.; SOARES, B. L.; ANDRADE, M. J. B. de; MOREIRA, F. M. de S. Estirpes de *Bradyrhizobium* em simbiose com guandu-anão em casa de vegetação e no campo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 49, n. 3, p. 197-206, mar. 2014. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0100-204X2014000300006>.

RUFINI, M.; OLIVEIRA, D. P.; TROCHMANN, A.; SOARES, B. L.; ANDRADE, M. J. B. de; MOREIRA, F. M. de S. *Bradyrhizobium* spp. Strains in Symbiosis with Pigeon Pea cv. Fava-Larga under Greenhouse and Field Conditions. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 40, e0160156, dez. 2016. DOI: <https://doi.org/10.1590/18069657rbcs20160156>.

SAWANA, A.; ADEOLU, M.; GUPTA, R. S. Molecular signatures and phylogenomic analysis of the genus *Burkholderia*: proposal for division of this genus into the emended genus *Burkholderia* containing pathogenic organisms and a new genus *Paraburkholderia* gen. nov. harboring environmental species. **Frontiers in Genetics**, v. 5, p. 429, 2014. DOI: <https://doi.org/10.3389/fgene.2014.00429>.

SILVA, G. A. e; SIQUEIRA, J. O.; STÜRMER, S. L. Eficiência de fungos micorrízicos arbusculares isolados de solos sob diferentes sistemas de uso na região do Alto Solimões na Amazônia. **Acta Amazonica**, v. 39, n. 3, p. 477-488, set. 2009. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0044-59672009000300001>.

SILVA, G. A. e; SIQUEIRA, J. O.; STÜRMER, S. L.; MOREIRA, F. M. S. Effectiveness of Arbuscular Mycorrhizal Fungal Isolates from the Land Uses of Amazon Region in Symbiosis with Cowpea. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 90, n. 1, p. 357-371, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1590/0001-3765201820160189>.

SILVA, K. da; CASSETARI, A. de S.; LIMA, A. S.; DE BRANDT, E.; PINNOCK, E.; VANDAMME, P.; MOREIRA, F. M. de S. Diazotrophic *Burkholderia* species isolated from the Amazon region exhibit phenotypical, functional and genetic diversity. **Systematic and Applied Microbiology**, v. 35, n. 4, p. 253-262, Jun. 2012. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.syapm.2012.04.001>.

SILVA, L. M. da; SILVA, A. P. da; CAMPOS, T. de; OLIVEIRA, L. C. de; RODRIGUEZ, A. F. R.; WADT, P. G. S.; HUNGRIA, M. Atributos químicos e microbiológicos em sistemas de manejo de solo no Sudoeste da Amazônia: resultados de pesquisas. In: FARIA, M. A. da S.; RIBEIRO, M. J.; RIBEIRO, P. de L. S. (org.). **Tópicos em biotecnologia e biodiversidade**: pesquisas e inovação na Amazônia sul-ocidental. Rio Branco, AC: Edufac, 2017. p. 15-30.

SOARES, A. L. de L.; FERREIRA, P. A. A.; PEREIRA, J. P. A. R.; VALE, H. M. M. do; LIMA, A. S.; ANDRADE, M. J. B. de; MOREIRA, F. M. de S. Eficiência agrônômica de rizóbios selecionados e diversidade de populações nativas nodulíferas em Perdões (MG): II - feijoeiro. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 30, n. 5, p. 803-811, set./out. 2006a. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0100-06832006000500006>.

SOARES, A. L. de L.; PEREIRA, J. P. A. R.; FERREIRA, P. A. A.; VALE, H. M. M. do; LIMA, A. S.; ANDRADE, M. J. B. de; MOREIRA, F. M. de S. Eficiência agrônômica de rizóbios selecionados e diversidade de populações nativas nodulíferas em Perdões (MG): I - caupi. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 30, n. 5, p. 795-802, set./out. 2006b. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0100-06832006000500005>.

SOARES, B. L.; FERREIRA, P. A. A.; OLIVEIRA-LONGATTI, S. M. de; MARRA, L. M.; RUFINI, M.; ANDRADE, M. J. B. de; MOREIRA, F. M. de S. Cowpea symbiotic efficiency, pH and aluminum tolerance in nitrogen-fixing bacteria. **Scientia Agricola**, v. 71, n. 3, p. 171-180, maio/jun. 2014. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0103-90162014000300001>.

SOUSA, P. M.; MOREIRA, F. M. de S. Potencial econômico da inoculação de rizóbios em feijão-caupi na agricultura familiar: um estudo de caso. **Revista em Extensão**, v. 10, n. 2, p. 37-54, jul./dez. 2011. Disponível em: <http://www.seer.ufu.br/index.php/revextensao/article/view/20680/11003>. Acesso em: 20 jan. 2021.

STÜRMER, S. L.; SIQUEIRA, J. O. Species richness and spore abundance of arbuscular mycorrhizal fungi across distinct land uses in Western Brazilian Amazon. **Mycorrhiza**, v. 21, p. 255-267, 2011. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00572-010-0330-6>.

SYLVESTER-BRADLEY, R.; ASAKAWA, N.; LA TORRACA, S.; MAGALHÃES, F. M. M.; OLIVEIRA, L. A.; PEREIRA, R. M. Levantamento quantitativo de microrganismos solubilizadores de fosfatos na rizosfera de gramíneas e leguminosas forrageiras na Amazônia. **Acta Amazonica**, v. 12, n. 1, p. 15-22, 1982. DOI: <https://doi.org/10.1590/1809-43921982121015>.

Comunidades de macroinvertebrados e uso da terra na Amazônia Ocidental

Patrick Lavelle | Eleusa Barros | Fatima Maria de Souza Moreira | Beto Pashanasi Amasifuen | Leonardo Rodriguez Suarez | Juan Carlos Suárez Salazar | Sandra Celia Tapia Coral | Joel Vásquez Bardales

Introdução

Os macroinvertebrados são atores muito importantes na construção e manutenção da camada superficial do solo, onde as sementes germinam e as plantas crescem. Eles são denominados de engenheiros do ecossistema, que organizam a atividade biológica e a produção de serviços do ecossistema por meio de seus efeitos físicos, biológicos e bioquímicos de engenharia (Lavelle et al., 1997; Brussaard et al., 2007; Jouquet et al., 2011; Blouin et al., 2013; Cunha et al., 2016; Lavelle et al., 2016). Esse papel, ainda amplamente ignorado pela ciência do solo, é mais negligenciado pelos agrônomos e agricultores convencionais que utilizam agrotóxicos sem se preocupar com seus efeitos em organismos não alvo (Pelosi et al., 2014; Bottinelli et al., 2015; Filser et al., 2015).

Numerosos estudos mostram até que ponto as populações de invertebrados terrestres foram afetadas por paisagens antropogênicas no Brasil (Lavelle; Pashanasi, 1989; Workshop..., 2003; Baretta et al., 2010), mas ainda existe a carência de estudos em larga escala sobre a fauna do solo. Sabe-se que essas comunidades são sensíveis a uma ampla variedade de fatores. Em um estudo em quase 4.000 locais espalhados pelo

planeta, Lavelle et al. (submetido)¹ avaliam o impacto de vários fatores nesses organismos. Dentre os fatores estudados, o mais importante foi a cobertura vegetal, que explica 11% da variação total, latitude, altitude, precipitação e textura, explicando individualmente entre 5% e 10% da variação observada.

Esses macroinvertebrados são muito diversos, sendo que, na maioria dos solos, 16 ordens podem coexistir, em todos os lugares, do Norte ao Sul do planeta, com a notável exceção de cupins e algumas ordens raras, como Onychophora ou Embioptera. A grande diversidade de formas, ecologias, habitats e dietas tornam esses macroinvertebrados indicadores muito precisos do estado do solo, sensíveis, confiáveis e fáceis de avaliar, em diferentes níveis taxonômicos, de ordem às espécies (Rousseau et al., 2013; Sanabria et al., 2014; Velasquez; Lavelle, 2019; Duran-Bautista et al., 2020).

A maioria dos estudos realizados na Amazônia concentrou-se na Amazônia Oriental ou Central e na Guiana (Chauvel et al., 1999; Barros et al., 2002,

¹ LAVELLE, P.; MATHIEU, J.; SPAIN, A.; BROWN, G.; FRAGOSO, C.; LAPIED, E.; AQUINO, A.; BAROIS, I.; BARRIOS, E.; BARROS, M. E.; BEDANO, J. C.; BLANCHART, E.; CAULFIELD, M.; CHAGUEZA, Y.; DAI, J.; DECAËNS, T.; DOMINGUEZ, A.; DOMINGUEZ, Y.; FEIJOO, A.; FOLGARAIT, P.; FONTE, S. J.; GOROSITO, N.; HUERTA, E.; JIMENEZ, J. J.; KELLY, C.; LORANGER, G.; MARCHÃO, R.; MARICHAL, R.; PRAXEDES, C.; RODRIGUEZ, L.; ROUSSEAU, G.; ROUSSEAU, L.; SANABRIA, C.; SUAREZ, J. C.; TONDH, J. E.; VALENÇA, A.; VANEK, S. J.; VÁSQUEZ, J.; VELASQUEZ, E.; WEBSTER, E.; ZHANG, C. Soil macroinvertebrate communities: a worldwide assessment. *Global Ecology and Biogeography*, 2020. Submetido.

2003; Mathieu et al., 2005, 2009; Rossi et al., 2010; Marichal et al., 2014). Neste capítulo, é apresentada uma análise das comunidades de macroinvertebrados de 545 locais distribuídos entre três países do noroeste da Amazônia, os estados brasileiros de Rondônia, Acre e Amazonas, subindo em direção ao Loreto peruano e terminando na Caquetá colombiana. Esse conjunto cobre uma ampla variedade de tipos de cobertura e histórico de uso, o que permitirá avaliar o impacto dos vários usos da terra nesses invertebrados. Testa-se o efeito da cobertura vegetal, o principal determinante das comunidades de macroinvertebrados em escala planetária e também o fator mais fácil para os agricultores manipularem para possivelmente melhorar a condição do solo e da biodiversidade nas áreas cultivadas.

O objetivo deste capítulo é avaliar o impacto sobre a macrofauna do solo dos vários tipos de atividades humanas traduzidas em uma ampla variedade de tipos de cobertura vegetal e paisagens.

Descrição dos sítios de amostragem

Os dados foram coletados em três estados do Brasil, dois departamentos no Peru e um na Co-

lômbia (Tabela 1). As pastagens são o tipo de cobertura de maior expressão (30,3%), seguidas pelas florestas secundárias (16,4%) e florestas antigas (13,8%), sistemas agroflorestais (12,1%), plantações florestais (11,0%), capoeiras (7,5%) e culturas anuais (4,8%).

As florestas antigas incluem florestas primárias que podem ter sido parcialmente exploradas para a obtenção de madeira ou várias ações extrativistas. As florestas secundárias geralmente são oriundas da regeneração após o abandono das culturas ou pastagens. Os sistemas agroflorestais incluem uma ampla variedade de sistemas que combinam culturas temporárias (arroz, milho, mandioca), semiperenes (banana) ou perenes (cacau, cupuaçu, palma). As plantações florestais são monoculturas de árvores como *Eucalyptus* sp. ou *Capirona decorticans*. As culturas anuais são plantações temporárias de culturas como arroz e principalmente mandioca. As capoeiras abrangem sistemas cuja origem e idade podem variar amplamente.

Os locais de estudo correspondem, em grande parte, a projetos multidisciplinares destinados a explorar toda a biodiversidade endógena (Projeto Below Ground Biodiversity, Benjamin Constant, Amazonas, Brasil) perto da tríplice

Tabela 1. Representação dos tipos de cobertura vegetal nos 591 locais amostrados.

País	Localidade	Uso do solo							Total
		Cultura anual	Capoeira	Pastagem	Agrofloresta	Floresta Secundária	Floresta Plantada	Floresta Antiga	
Brasil	Acrelândia, AC	2		1			1	1	5
Brasil	Benjamin Constant, AM	17		13	11	37		20	98
Brasil	Humaitá, AM		12	5				9	26
Brasil	Diversos locais em RO	4		4	5	3	3	11	30
Colômbia	Morelia, Caquetá		19	92			24		135
Peru	Pucallpa, Ucayali						11		11
Peru	Yurimaguas, Loreto 2017	3	10	46	48	49	32	98	286
Total		26	41	161	64	89	71	139	591

fronteira com a Colômbia e o Peru, ou realizar diagnóstico da capacidade dos solos de fornecer serviços ecossistêmicos (projeto Paisagem Amazônica Sustentável no Peru e na Colômbia).

Método de amostragem

Todos os dados foram coletados pelo método ISO_TSBF padrão (Ruiz et al., 2008; International Organization for Standardization, 2011; Manejo..., 2020). Foram coletados monólitos de dimensões de 25 cm x 25 cm a partir da camada da serapilheira até 20 cm ou 30 cm de profundidade. Após a obtenção das amostras, todos os invertebrados visíveis a olho nu foram separados manualmente.

Em cada ponto de amostragem, geralmente são coletados de 3 a 5 monólitos, na maioria das vezes em disposição triangular ou formando um transecto de pontos a 20 metros de distância. A identificação é feita no nível de grandes unidades taxonômicas, e 16 ordens podem ser coletadas na maioria dos locais. Os organismos são divididos da seguinte forma: 1) Engenheiros do ecossistema, Hymenoptera (formigas), Isoptera (cupins) e Oligochaeta; 2) Transformadores da serapilheira: Diplopoda, Isopoda, Embioptera, larvas de Diptera; 3) Herbívoros (Hemiptera, Homoptera, Gastropoda); 4) Predadores: Arachnida (Opilionida, Scorpionida, Pseudoscorpionida, Chilopoda); 5) Dietas mistas: Dermaptera, Coleoptera. Por vezes, também foram identificados alguns grupos raros, como os Onychophora, algumas larvas de Neuroptera ou os Amblypyges.

Processamento de dados

A análise dos dados foi feita considerando os grupos com pouca expressão (encontrados em menos de 10% dos sítios) sendo agrupados na categoria "outros". No entanto, as informações dos componentes desse grupo foram preservadas, integrando-os a uma variável "riqueza taxonômica" que compõe o número de grupos encontrados em cada ponto de amostragem.

Os dados foram transformados em unidades $\log_{10}(x + 1)$ para reduzir os contrastes de densidade entre os insetos sociais representados por muitos indivíduos e os outros menos abundantes. A biomassa não foi levada em consideração, mas apenas a densidade, em função de experiências anteriores que mostraram que dados de biomassa que requerem um trabalho considerável não têm melhor poder explicativo do que as densidades (Lavelle et al., 1981).

Os dados foram submetidos a uma análise de componentes principais (PCA), que identifica e quantifica a importância relativa dos fatores (também denominados variáveis latentes), responsáveis pelas variações observadas entre os pontos de amostragem. A projeção das variáveis iniciais (por exemplo, densidades dos vários grupos taxonômicos) no espaço desses fatores torna possível identificá-las. Um teste discriminante usando a permutação aleatória das coordenadas das unidades de amostragem permite avaliar se o efeito dos tipos de cobertura é significativo e, se necessário, determinar qual porcentagem da variabilidade total é explicada por essa partição dos locais de amostragem. Representações em boxplot de variações na densidade dos principais grupos de acordo com os tipos de cobertura vegetal completam a ilustração dos resultados. Os tratamentos foram realizados no ambiente R com a biblioteca ADE-4 (Thioulouse et al., 1997).

Resultados

Uma grande quantidade de organismos foi coletada, de maneira geral, na região do noroeste da Amazônia, com uma densidade de 1.221 indivíduos (desvio padrão de 74) por metro quadrado até mais de 16 mil indivíduos nos locais onde os insetos sociais são abundantes (Tabela 2). A riqueza taxonômica média é de $9,0 \pm 0,2$ grupos, variando de 6 a 12 em média, dependendo dos tipos de cobertura vegetal. Os grupos mais abundantes são formigas, cupins e minhocas, engenheiros do ecossistema, organismos que,

Tabela 2. Abundância média de indivíduos por metro quadrado (ind m⁻²), desvio padrão e amplitude da variações dos vários grupos de invertebrados de acordo com os tipos de cobertura vegetal.

Tipo de uso	Unidade	Formigas	Cupins	Minhocas	Coleoptera	Diplopoda	Arachnida	Isopoda	Chilopoda	Blattodea	Diptera	Outros	Riqueza taxonômica	Densidade total
Cultivo anual	Ind. m ⁻²	379,3	873,5	104,2	76,6	40,8	29,3	37,2	16,7	2,5	1,8	39,9	9,3	1.610,1
	Desvio padrão	69,5	269,7	24,4	10,9	15,0	6,2	21,0	5,8	1,2	1,4	11,5	0,5	265,7
	Amplitude	16-1.248	0-6.192	0-480	0-208	0-336	0-128	0-528	0-144	0-16	0-32	0-272	4-13	144-6.624
Barbecho	Ind. m ⁻²	396,8	228,9	56,4	34,1	12,8	13,7	3,1	3,3	3,5	0,2	18,4	6,3	772,2
	Desvio padrão	110,0	63,3	10,2	9,9	5,5	2,7	1,0	1,2	0,8	0,2	4,5	0,6	141,4
	Amplitude	4-3.387	0-1.669	0-250	0-272	0-197	0-69	0-27	0-43	0-19	0-5	0-170	0-18	55-3.557
Pastagem	Ind. m ⁻²	273,5	165,2	184,0	38,2	6,9	10,4	4,0	1,0	3,2	1,3	19,2	6,0	685,1
	Desvio padrão	141,5	47,9	16,0	7,5	1,9	1,2	1,1	0,3	0,5	0,4	10,3	0,2	79,8
	Amplitude	0-5.595	0-5.088	0-1072	0-1.085	0-277	0-39	0-99	0-21	0-32	0-48	0-1303	1-15	32-6.592
Sistema agroflorestal	Ind. m ⁻²	915,3	392,2	123,9	123,6	33,9	68,2	32,2	26,6	4,5	3,5	50,4	11,8	1773,8
	Desvio padrão	87,6	128,2	31,8	23,4	9,2	14,8	11,5	8,1	2,0	1,7	11,4	0,9	333,8
	Amplitude	0-3616	0-2.304	0-576	0-357	0-192	0-299	0-240	0-192	0-43	0-32	0-278	1-20	16-6.640
Bosque secundário	Ind. m ⁻²	979,2	744,3	220,4	132,7	61,3	71,4	32,8	33,2	9,4	4,3	53,1	12,2	2.325,3
	Desvio padrão	291,4	191,1	36,9	32,4	16,4	7,0	4,8	7,5	1,7	1,1	6,8	0,4	308,6
	Amplitude	27-7.664	0-13.728	0-1.863	0-1.911	0-1.247	0-349	0-192	0-463	0-80	0-62	0-619	1-20	117-1.6160
Cultivo com árvores	Ind. m ⁻²	970,5	255,7	151,1	69,9	103,0	32,5	37,5	11,2	2,4	0,9	47,5	11,7	1.675,8
	Desvio padrão	162,1	71,4	18,0	9,3	42,6	5,9	12,0	2,1	0,7	0,4	8,5	0,7	257,0
	Amplitude	21-6.336	0-1765	0-475	5-267	0-1648	0-149	0-352	0-43	0-16	0-11	0-312	2-22	128-7637
Plantação de árvores	Ind. m ⁻²	515,7	184,2	92,4	70,9	32,7	14,2	3,2	5,9	2,5	4,7	38,8	8,7	960,4
	Desvio padrão	98,9	80,5	14,5	14,9	9,9	1,6	0,9	1,2	0,8	3,9	9,1	0,4	143,7
	Amplitude	11-2.288	0-4.549	0-603	0-778	0-437	0-48	0-39	0-39	0-32	0-233	0-674	2-16	20-5.563
Floresta madura	Ind. m ⁻²	391,7	410,4	56,0	78,7	34,0	51,1	33,4	29,3	6,3	2,0	48,4	9,2	1.146,8
	Desvio padrão	100,7	85,8	9,5	21,8	10,8	6,4	7,2	5,6	1,1	0,7	13,3	0,5	185,6
	Amplitude	0-4.645	0-3.616	0-432	0-1.232	0-574	272,0	0-328	0-328	0-48	0-32	0-1173	1-22	80-10.253
Total geral	Ind. m ⁻²	522,6	353,8	142,8	69,0	34,6	32,1	18,2	13,8	4,6	2,3	36,6	9,0	1.221,4
	Desvio padrão	112,6	41,7	8,9	7,0	5,1	2,0	2,1	1,6	0,4	0,5	4,8	0,2	74,5
	Amplitude	0-7.664	0-13728	0-1.863	0-1.911	0-1.648	0-349	0-528	0-463	0-80	0-233	0-2925	0-22	16-16.160

por suas atividades físicas, bioquímicas e outras, modificam as condições de existência de outros organismos (Lavelle et al., 2016).

As formigas são os organismos mais abundantes, com uma densidade média de 523±42 indivíduos por metro quadrado, atingindo milhares de indivíduos por metro quadrado. Sua diversidade é muito grande, tanto taxonômica quanto funcional. As formigas coletadas em Yurimaguas (Loreto, Peru) e na região de Morrelia (Caquetá, Colômbia), foram identificadas

até o nível de espécies. Nos sítios de Caquetá, foram coletados 45 gêneros e 132 espécies. Nos sistemas agroflorestais, foi observado o maior número de espécies (59), seguido das pastagens degradadas (44) (Sanabria et al., 2014). Nos locais peruanos, foram coletados 55 gêneros diferentes (comunicação pessoal)².

² Resultados não publicados de Joel Vásquez Bardales, coautor deste capítulo, coletados como parte do projeto Sustainable Amazonian Landscapes, financiado pelo programa da Iniciativa Internacional de Proteção do Clima (IKI) da cooperação técnica Brasil-Alemanha. Yurimaguas (Peru), 14 de março de 2017.

Os cupins são o segundo grupo em número de indivíduos com densidades médias que variam de 165,2±47,9 nas áreas de pastagens a 873,5±260,7 nas áreas de culturas anuais, com altos valores nos sistemas agroflorestais (392±128,2), florestas primárias (410,4±85,8) e secundárias (744,3±91,1) e com menor expressão nas florestas plantadas (184,2±80,5) e capoeiras (228,9±63,3). Foram coletados 10 gêneros e 12 espécies na Colômbia, e 9 gêneros e 45 espécies do Peru. A maior riqueza específica

foi observada na floresta antiga do Peru (38 espécies), seguida de culturas perenes (23), sistemas agroflorestais (18), culturas anuais (17), pastagens (17) e capoeiras. A região de Caquetá é muito mais pobre, com 8 espécies nos sistemas silvipastoris, 6 em florestas antigas e 3 em pastagens degradadas (Duran-Bautista et al., 2020).

As minhocas são o terceiro grupo em abundância, com uma densidade média de 143±24 indivíduos por metro quadrado com até 1.863

indivíduos na floresta secundária, onde os sobreviventes nativos e a espécie invasora *Pontoscolex corethrurus* se misturam. As comunidades são fortemente dominadas pela espécie invasora *Pontoscolex corethrurus*, que representa 74% das colheitas na região, sendo observadas poucas espécies de minhocas. Nove foram identificadas no local de Loreto, mas a distribuição amplamente dispersa de espécies nativas sugere que 15 a 20 espécies devem existir nesse local em que a floresta primária ainda existe.

Os besouros vêm a seguir, com uma densidade média de 69 ± 7 indivíduos por metro quadrado, e os valores mais altos foram observados na área de floresta secundária ($132,7 \pm 32,4$) e nos sistemas agroflorestais ($123,9 \pm 31,8$). Entre larvas e adultos com dietas muito diversificadas, predadores, fungívoros, rizófagos ou saprorizófagos, os Coleoptera apresentam formas de vida adaptadas a todos os ambientes, desde serapilheira e madeira morta a solo mineral, com preferência por ambientes que oferecem uma serapilheira bem desenvolvida, principalmente florestas e sistemas agroflorestais.

Transformadores de serapilheira, isópodes, diplópodes e larvas de Diptera, em particular, foram mais localizados, e logicamente concentrados, em ambientes onde o sistema de serapilheira superficial é importante: áreas de floresta e sistemas com alta densidade de árvores.

Os predadores também foram abundantes e diversificados, com Arachnida ($32,1 \pm 2,0$), Chilopoda ($13,8 \pm 1,6$), uma grande parte das formigas e coleópteros e grupos mais raros, como Neuroptera algumas larvas de Diptera ou moluscos.

Além desses 10 grupos mais frequentemente encontrados, há um número bastante grande de outras unidades taxonômicas cujos números são modestos em todos os lugares: moluscos, hemípteros, nevrópteros, embiópteros, Enchytraeidae grandes, nematoides parasitas de Orthoptera, anfípodes, Gryllotalpidae marcam

localmente determinadas condições biogeográficas, históricas ou ambientais.

Efeito dos tipos de cobertura

Em todos os grupos analisados, foi observado efeito significativo dos tipos de cobertura (Figura 1). Para todos os grupos, a abundância diminui das áreas mais arborizadas, florestas secundárias e sistemas agroflorestais (SAF e TAC), em direção a pastagens e capoeiras. Nesse gradiente, a posição das florestas antigas varia, da primeira linha para Isopoda, às linhas mais distantes 6 e 8 para formigas e cupins, Coleoptera, 7 em 8 para minhocas, mas 1 e 4 para Isopoda e Myriapoda, respectivamente. As áreas das culturas anuais são relativamente favoráveis para cupins (1/8), Coleoptera (2/8), em menor intensidade para formigas e minhocas (4/8) e menos ainda para isópodes e miriápodes (5/8).

Para todas as comunidades, observa-se um claro gradiente de diversidade e abundância ao longo do eixo 1 da PCA (37,9% da variação explicada), das florestas secundárias e sistemas agroflorestais (que nesta análise inclui culturas associadas a árvores), até capoeiras e pastagens recentes; florestas maduras, culturas anuais e plantações florestais sendo na posição intermediária. O eixo 2 (11,3% da variação explicada) separa levemente florestas maduras de outros sistemas, dependendo principalmente da abundância de Blattodea, um grupo marcador de sistemas florestais antigos. O efeito muito significativo dos tipos de cobertura nas comunidades ($p = 0,001$) explica 19% da variação total.

Esse efeito geral ilustrado pelo PCA é confirmado nas representações quantitativas da composição das comunidades e de sua riqueza taxonômica (Figuras 2 a 4).

Efeitos regionais

No espaço fatorial da PCA (Figura 5), os locais de Caquetá e Humaitá apresentam comunida-

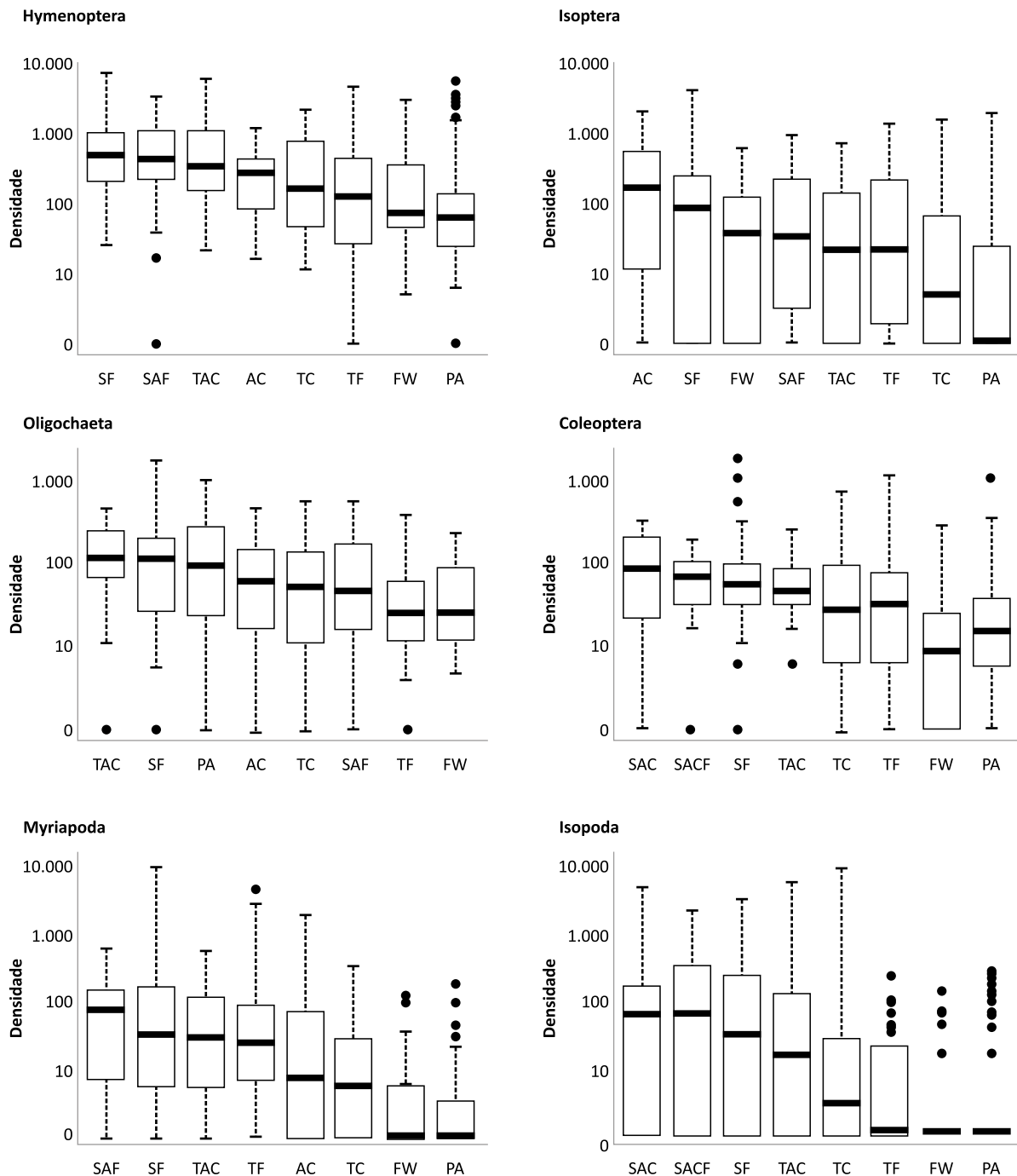


Figura 1. Variações da densidade dos principais grupos de macrofauna em 8 tipos de cobertura vegetal dominantes no noroeste da Amazônia. SAF – Sistema agroflorestal; SF – Floresta secundária; TAC – Cultivo com árvores; TF – Floresta antiga; AC – Cultivo transitório; TC – Plantação de árvores; FW – Capoeira; PA – Pastagem.

des empobrecidas em comparação com outras regiões. Pode-se imaginar que essas diferenças se devam a uma colonização mais antiga dos locais. Os locais amostrados em Caquetá foram

desmatados por 60 a 80 anos, o que contrasta com os locais no Peru (Loreto), onde o desmatamento é mais recente, da ordem de 15 a 30 anos. Outros fatores podem estar envolvidos:

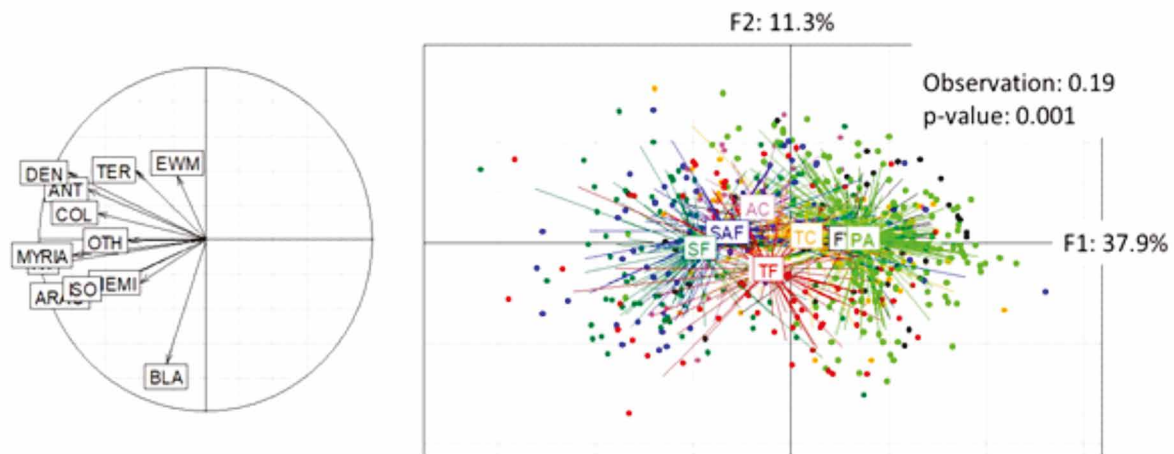


Figura 2. Projeção de grupos taxonômicos de invertebrados do solo (esquerda) e locais de amostragem (direita) agrupados de acordo com a cobertura vegetal ao redor do centroide, no espaço dos fatores 1 e 2 de uma APC. O teste de permutação mostra uma diferença significativa, com 19% da variância total explicada pelos tipos de cobertura. SF – Floresta secundária; SAF – Sistemas agroflorestais; AC – Cultivos anuais; TF – Floresta antiga; TC – Plantações de árvores; FW – Capoeira; PA – Pastagem.

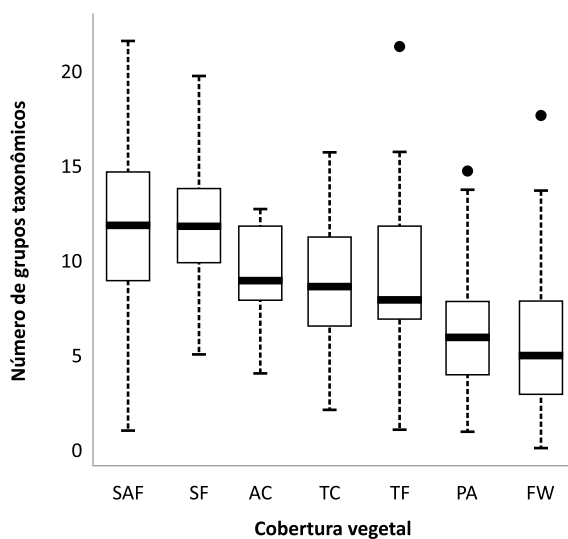


Figura 3. Variação da riqueza taxonômica (número de grupos taxonômicos coletados em cada ponto) em função da cobertura vegetal. SF – Floresta secundária; SAF – Sistemas agroflorestais; AC – Cultivos anuais; TF – Floresta antiga; TC – Plantações de árvores; FW – Capoeira; PA – Pastagem.

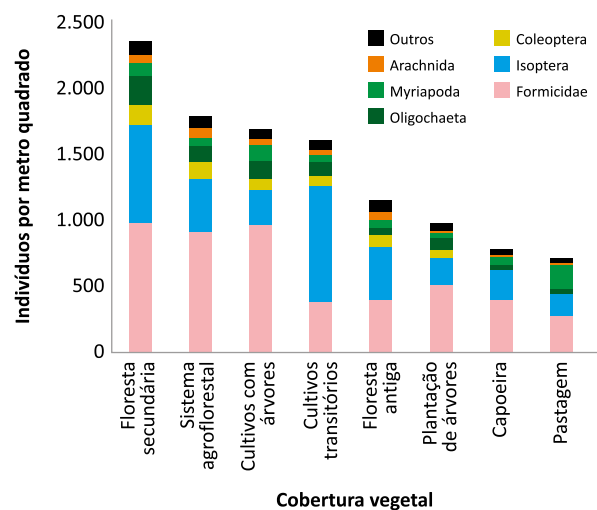


Figura 4. Composição média (indivíduos por metro quadrado) das comunidades de macro invertebrados em função do tipo de cobertura vegetal.

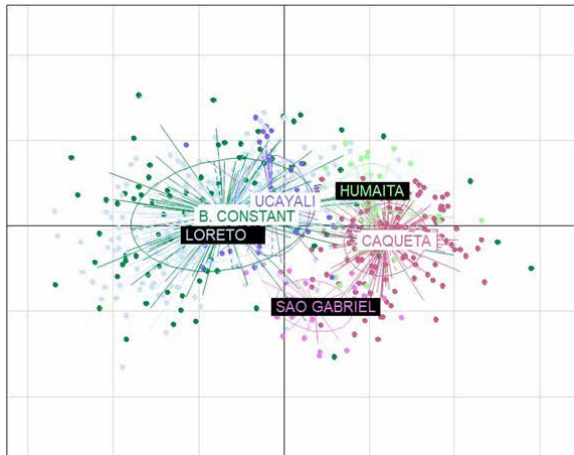


Figura 5. Projeção dos locais de amostragem no espaço dos fatores 1 e 2 do PCA ($p < 0,01$; explicação de 25% da variância).

um clima mais seco em Humaitá ou diferenças na textura do solo. Solos argilosos geralmente abrigam comunidades menos densas do que solos arenosos (Lavelle et al., submetido)³.

Considerações finais

Os solos do noroeste da Amazônia abrigam uma macrofauna abundante e muito diversificada. Porém, tanto a densidade registrada quanto a riqueza taxonômica e funcional colocam essas áreas entre as mais ricas do mundo. Nelas são observados os mesmos grupos taxonômicos que dominam em todo o mundo, a saber: formigas, minhocas, coleópteros, miriápodes, aracnídeos e toda a diversidade dos grupos de invertebrados da comunidade do solo (Lavelle et al., submetido)⁴.

³ LAVELLE, P.; MATHIEU, J.; SPAIN, A.; BROWN, G.; FRAGOSO, C.; LAPIED, E.; AQUINO, A.; BAROIS, I.; BARRIOS, E.; BARROS, M. E.; BEDANO, J. C.; BLANCHART, E.; CAULFIELD, M.; CHAGUEZA, Y.; DAI, J.; DECAËNS, T.; DOMINGUEZ, A.; DOMINGUEZ, Y.; FEIJOO, A.; FOLGARAIT, P.; FONTE, S. J.; GOROSITO, N.; HUERTA, E.; JIMENEZ, J. J.; KELLY, C.; LORANGER, G.; MARCHÃO, R.; MARICHAL, R.; PRAXEDES, C.; RODRIGUEZ, L.; ROUSSEAU, G.; ROUSSEAU, L.; SANABRIA, C.; SUAREZ, J. C.; TONDH, J. E.; VALENÇA, A.; VANEK, S. J.; VÁSQUEZ, J.; VELASQUEZ, E.; WEBSTER, E.; ZHANG, C. Soil macroinvertebrate communities: a worldwide assessment. *Global Ecology and Biogeography*, 2020. Submetido.

⁴ Idem.

As transformações do solo que se seguem ao desmatamento e a instalação de vários tipos de cobertura vegetal promovem um impacto muito grande na macrofauna. Esse fato, observado em todos os lugares, para muitos grupos de organismos (Dirzo et al., 2014; Decaëns et al., 2018; Wagner, 2020), é confirmado nesta região. A redução da serapilheira em função da conversão de áreas de floresta em pastagens e capoeiras recentes empobrece enormemente as comunidades cuja densidade é reduzida em 66% a 70%, e a riqueza taxonômica, em 26% a 49%, respectivamente, em pastos e capoeiras jovens, em comparação com florestas secundárias.

Os ambientes mais ricos em organismos são florestas secundárias, enquanto nas florestas primárias foram verificados valores intermediários em todos os ambientes. Uma análise mais detalhada da biodiversidade mostraria, no entanto, como observado nos locais do Peru, que a maioria das espécies raras, notadamente as minhocas, que foram amplamente eliminadas com o desmatamento, ainda estão presentes na região em florestas mais antigas.

Nos sistemas agrícolas, em particular os agroflorestais ou as culturas temporárias e perenes, são observadas populações bastante abundantes e diversificadas, com densidades de 1.600 a 1.800 indivíduos por metro quadrado e riqueza taxonômica em torno de 12 quando se verifica a presença de árvores, mas 9,3 nas áreas de culturas anuais com pequenas árvores. Portanto, é claro que a agricultura amazônica pode conservar uma macrofauna abundante e diversificada do solo, se houver uma densidade suficiente de árvores. Essa observação corrobora os estudos de Decaëns et al. (2004), que mostram que a macrofauna do solo é mais bem preservada, pois o sistema de cultivo se assemelha mais ao sistema original, com culturas perenes plantadas em florestas e gramíneas nas savanas. Verifica-se que, na área de plantações de árvores, algumas apresentam-se menos diversas e abundantes, o que mostra que as espécies

amplamente exóticas utilizadas não permitem a conservação da atividade biológica do solo. A conservação da floresta primária é, no entanto, essencial, pois é apenas esse tipo de ambiente que conserva a maioria das espécies raras, que muitas vezes representam mais de 50% das presentes em todas as comunidades de macrofauna do solo.

Referências

- BARETTA, D.; BROWN, G. G.; CARDOSO, E. J. B. N. Potencial da macrofauna e outras variáveis edáficas como indicadores da qualidade do solo em áreas com *Araucaria angustifolia*. **Acta Zoológica Mexicana**, v. 26, n. 2, p. 135-150, 2010. Número especial. DOI: <https://doi.org/10.21829/azm.2010.262883>.
- BARROS, E.; NEVES, A.; BLANCHART, E.; FERNANDES, E. C. M.; WANDELLI, E.; LAVELLE, P. Development of the soil macrofauna community under sylvopastoral and agrosylvicultural systems in Amazonia. **Pedobiologia**, v. 47, n. 3, p. 273-280, 2003. DOI: <http://dx.doi.org/10.1078/0031-4056-00190>.
- BARROS, E.; PASHANASI, B.; CONSTANTINO, R.; LAVELLE, P. Effects of land-use system on the soil macrofauna in western Brazilian Amazonia. **Biology and Fertility of Soil**, v. 35, p. 338-347, 2002. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00374-002-0479-z>.
- BLOUIN, M.; HODSON, M. E.; DELGADO, E. A.; BAKER, G.; BRUSSAARD, L.; BUTT, K. R.; DENDOOVEN, L.; PERES, G.; TONDOH, J. E.; CLUZEAU, D.; BRUN, J.-J. A review of earthworm impact on soil function and ecosystem services. **European Journal of Soil Science**, v. 64, n. 2, p. 161-182, Apr. 2013. DOI: <https://doi.org/10.1111/ejss.12025>.
- BOTTINELLI, N.; JOUQUET, P.; CAPOWIEZ, Y.; PODWOJEWSKI, P.; GRIMALDI, M.; PENG, X. Why is the influence of soil macrofauna on soil structure only considered by soil ecologists? **Soil and Tillage Research**, v. 146, pt. A, p. 118-124, Mar. 2015. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.still.2014.01.007>.
- BRUSSAARD, L.; PULLEMAN, M. M.; OUEDRAOGO, E.; MANDO, A.; SIX, J. Soil fauna and soil function in the fabric of the food web. **Pedobiologia**, v. 50, n. 6, p. 447-462, Jan. 2007. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.pedobi.2006.10.007>.
- CHAUVEL, A.; GRIMALDI, M.; BARROS, E.; BLANCHART, E.; DESJARDINS, T.; SARRAZIN, M.; LAVELLE, P. Pasture damage by an Amazonian earthworm. **Nature**, v. 398, p. 32-33, 1999. DOI: <https://doi.org/10.1038/17946>.
- CUNHA, L.; BROWN, G. G.; STANTON, D. W. G.; SILVA, E. da; HANSEL, F. A.; JORGE, G. E.; MCKEY, D.; VIDAL-TORRADO, P.; MACEDO, R. S.; VELASQUEZ, E.; JAMES, S. W.; LAVELLE, P.; KILLE, P. Soil animals and pedogenesis: the role of earthworms in anthropogenic soils. **Soil Science**, v. 181, n. 3/4, p. 110-125, Mar./Apr. 2016. DOI: <https://doi.org/10.1097/SS.0000000000000144>.
- DECAËNS, T.; JIMENEZ, J. J.; BARROS, E.; CHAUVEL, A.; BLANCHART, E.; FRAGOSO, C.; LAVELLE, P. Soil macrofaunal communities in permanent pastures derived from tropical forest or savanna. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 103, n. 2, p. 301-312, Jul. 2004. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2003.12.005>.
- DECAËNS, T.; MARTINS, M. B.; FEIJOO, A.; OSZWALD, J.; DOLEDEC, S.; MATHIEU, J.; SARTRE, X. A. de; BONILLA, D.; BROWN, G. G.; CRIOLLO, Y. A. C.; DUBS, F.; FURTADO, I. S.; GOND, V.; GORDILLO, E.; LE CLECH, S.; MARICHAL, R.; MITJA, D.; SOUZA, I. M. de; PRAXEDES, C.; ROUGERIE, R.; RUIZ, D. H.; OTERO, J. T.; SANABRIA, C.; VELASQUEZ, A.; ZARARTE, L. E. M.; LAVELLE, P. Biodiversity loss along a gradient of deforestation in Amazonian agricultural landscapes. **Conservation Biology**, v. 32, n. 6, p. 1380-1391, Dec. 2018. DOI: <https://doi.org/10.1111/cobi.13206>.
- DIRZO, R.; YOUNG, H. S.; GALETTI, M.; CEBALLOS, G.; ISAAC, N. J. B.; COLLEN, B. Defaunation in the Anthropocene. **Science**, v. 345, n. 6195, p. 401-406, Jul. 2014. DOI: <https://doi.org/10.1126/science.1251817>.
- DURAN-BAUTISTA, E. H.; ARMBRECHT, I.; ACIOLI, A. N. S.; SUÁREZ, J. C.; ROMERO, M.; QUINTERO, M.; LAVELLE, P. Termites as indicators of soil ecosystem services in transformed Amazon landscapes. **Ecological Indicators**, v. 117, 106550, Oct. 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106550>.
- FILSER, J.; FABER, J. H.; TIUNOV, A. V.; BRUSSAARD, L.; FROUZ, J.; DE DEYN, G.; UVAROV, A. V.; BERG, M. P.; LAVELLE, P.; LOREAU, M.; WALL, D. H.; QUERNER, P.; EIJSACKERS, H.; JIMÉNEZ, J. J. Soil fauna: key to new carbon models. **Soil**, v. 2, n. 4, p. 565-582, 2016. DOI: <https://doi.org/10.5194/soil-2-565-2016>.
- INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION. **ISO 23611-5**: soil quality: sampling of soil invertebrates: part 5: sampling and extraction of soil macro-invertebrates. Geneva, 2011. Disponível em: <https://www.iso.org/standard/50777.html>. Acesso em: 10 jan. 2020.
- JOUQUET, P.; TRAORE, S.; CHOOSAI, C.; HARTMANN, C.; BIGNELL, D. Influence of termites on ecosystem functioning. Ecosystem services provided by termites. **European Journal of Soil Biology**, v. 47, n. 4, p. 215-222, Jul./Aug. 2011. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2011.05.005>.
- LAVELLE, P.; BIGNELL, D.; LEPAGE, M.; WOLTERS, V.; ROGER, P. A.; INESON, P.; HEAL, O. W.; DHILLION, S. P. Soil function in a changing world: the role of invertebrate ecosystem engineers. **European Journal of Soil Biology**, v. 33, n. 4, p. 159-193, 1997.
- LAVELLE, P.; LAPIED, E. Endangered earthworms of Amazonia: an homage to Gilberto Righi. **Pedobiologia**, v. 47, n. 5/6, p. 419-427, 2003. DOI: <https://doi.org/10.1078/0031-4056-00207>.
- LAVELLE, P.; MAURY, M. E.; SERRANO, V. Estudio cuantitativo de la fauna del suelo en la region de Laguna

Verde, Veracruz: época de Iluvas. In: CASTILLO, P. R. (ed.). **Estudios ecológicos en el trópico mexicano**. México, DF: Instituto de Ecología, 1981. p. 75-105. (Publicación, v. 6). Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/286750635_Estudio_cuantitativo_de_la_fauna_del_suelo_en_la_region_de_Laguna_Verde_Veracruz_Epoca_de_Iluvas. Acesso em: 7 fev. 2021.

LAVELLE, P.; PASHANASI, B. Soil macrofauna and land management in Peruvian Amazonia (Yurimaguas, Loreto). **Pedobiologia**, v. 33, n. 5, p. 283-291, 1989.

LAVELLE, P.; SPAIN, A. V.; BLOUIN, M.; BROWN, G. G.; DECAËNS, T.; GRIMALDI, M.; JIMÉNEZ, J. J.; MCKEY, D.; MATHIEU, J.; VELASQUEZ, E.; ZANGERLÉ, A. Ecosystem engineers in a self-organized soil: a review of concepts and future research questions. **Soil Science**, v. 181, n. 3/4, p. 91-109, Mar./Apr. 2016. DOI: <https://doi.org/10.1097/ss.000000000000155>.

MARICHAL, R.; GRIMALDI, M.; FEIJOO, A. M.; J. OSZWALD, J.; PRAXEDES, C.; COBO, D. H. R.; HURTADO, M. del P.; DESJARDINS, T.; SILVA JUNIOR, M. L. da; COSTA, L. G. da S.; MIRANDA, I. S.; OLIVEIRA, M. N. D.; BROWN, G. G.; TSELOUIKO, S.; MARTINS, M. B.; DECAENS, T.; VELASQUEZ, E.; LAVELLE, P. Soil macroinvertebrate communities and ecosystem services in deforested landscapes of Amazonia. **Applied Soil Ecology**, v. 83, p. 177-185, Nov. 2014. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2014.05.006>.

MANEJO integrado de plagas y enfermedades en plátano y banano. 2020. Disponível em: <https://www.youtube.com/watch?v=BZHbNLMpLRs&t=476s>. Acesso em: 10 dez. 2020.

MATHIEU, J.; GRIMALDI, M.; JOUQUET, P.; ROULAND, C.; LAVELLE, P.; DESJARDINS, T.; ROSSI, J.-P. Spatial patterns of grasses influence soil macrofauna biodiversity in Amazonian pastures. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 41, n. 3, p. 586-593, Mar. 2009. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2008.12.020>.

MATHIEU, J.; ROSSI, J.-P.; MORA, P.; LAVELLE, P.; MARTINS, P. F. da S.; ROULAND, C.; GRIMALDI, M. Recovery of soil macrofauna communities after forest clearance in Eastern Amazonia, Brazil. **Conservation Biology**, v. 19, n. 5, p. 1598-1605, Oct. 2005. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2005.00200.x>.

PELOSI, C.; BAROT, S.; CAPOWIEZ, Y.; HEDDE, M.; VANDENBULCKE, F. Pesticides and earthworms: a review. **Agronomy for Sustainable Development**, v. 34, p. 199-228, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1007/s13593-013-0151-z>.

ROSSI, J. P.; CELINI, L.; MORA, P.; MATHIEU, J.; LAPIED, E.; NAHMANI, J.; PONGE, J.-F.; LAVELLE, P. Decreasing fallow duration in tropical slash-and-burn agriculture alters soil macro invertebrate diversity: a case study in southern French Guiana. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 135, n. 1/2, p. 148-154, Jan. 2010. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2009.08.012>.

ROUSSEAU, L.; FONTE, S. J.; TELLEZ, O.; VAN DER HOEK, R.; LAVELLE, P. Soil macrofauna as indicators of soil quality and land use impacts in smallholder agroecosystems of western Nicaragua. **Ecological Indicators**, v. 27, p. 71-82, Apr. 2013. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.11.020>.

RUIZ, N.; LAVELLE, P.; JIMÉNEZ, J. J. **Soil macrofauna field manual**: technical level. Rome: FAO, 2008. 101 p. Disponível em: <http://www.fao.org/3/a-i0211e.pdf>. Acesso em: 7 fev. 2021.

SANABRIA, C.; LAVELLE, P.; FONTE, S. J. Ants as indicators of soil-based ecosystem services in agroecosystems of the Colombian Llanos. **Applied Soil Ecology**, v. 84, p. 24-30, Dec. 2014. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2014.07.001>.

THIOULOUSE, J.; CHESSEL, D.; DOLE'DEC, S.; OLIVIER, J.-M. ADE-4: a multivariate analysis and graphical display software. **Statistics and Computing**, v. 7, p. 75-83, 1997. DOI: <https://doi.org/10.1023/A:1018513530268>.

VELASQUEZ, E.; LAVELLE, P. Soil macrofauna as an indicator for evaluating soil based ecosystem services in agricultural landscapes. **Acta Oecologica**, v. 100, 103446, Oct. 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.actao.2019.103446>.

WAGNER, D. L. Insect declines in the Anthropocene. **Annual Review of Entomology**, v. 65, n. 1, p. 457-480, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1146/annurev-ento-011019-025151>.

WORKSHOP: O USO DA MACROFAUNA EDÁFICA NA AGRICULTURA DO SÉCULO XXI: A IMPORTÂNCIA DOS ENGENHEIROS DO SOLO, 2003, Londrina. **Anais...** Londrina: Embrapa Soja: Instituto de Ecologia, A.C., 2003. 236 p. (Embrapa Soja. Documentos, 224). Organizado por George Gardner Brown, Carlos Fragoso, Lenita Jacob Oliveira. Disponível em: <http://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/82250/1/Anais-O-uso-da-macrofauna-edafica-na-agricultura-do-seculo-XXI-a-importancia-dos-engenheiros-do-solo.pdf>. Acesso em: 7 fev. 2021.

Manejo e uso da água na Amazônia Ocidental

Denis Cesar Cararo | Catia Eliza Zuffo

Introdução

Na Amazônia Ocidental, existe uma grande variabilidade de ecossistemas naturais, em diferentes tipos de paisagens, variando de áreas planas a montanhosas, solos de baixa a alta fertilidade natural, além de diferenciações climáticas na pluviosidade e escoamento superficial.

Como exemplo dessas variações, podem-se citar os campos cerrados de Roraima, em áreas planas e com presença de sais solúveis; os cerrados do sul do Amazonas, também em áreas planas, porém em solos de baixa fertilidade; as áreas montanhosas do oeste acreano, ou as escarpas da Chapada dos Parecis, em Rondônia, solos profundos e bem desenvolvidos na região de Vilhena e Alta Floresta, em Rondônia, em contraposição aos solos pouco desenvolvidos da região de Pimenta Bueno, Rondônia, Feijó e Tarauacá no Acre, todos de relevo também variando de plano a forte ondulado, em vegetação natural que varia de campos cerrados a florestas ombrófilas.

A saúde ambiental, o lucro e a equidade social são objetivos gerais e simultâneos para uma agricultura sustentável na Amazônia, as quais dependem de condições favoráveis na interação solo-planta-clima.

A erosão hídrica, a contaminação de fontes de águas superficiais ou subterrâneas, a lixiviação de nutrientes e a deficiência hídrica ou de oxigênio, decorrentes do manejo inadequado do solo ou da água podem resultar em custos des-

necessários e diminuição da produtividade ou da qualidade dos produtos agrícolas.

No intuito de evitar esses problemas, podem ser empregadas tecnologias ou práticas recomendadas, que são variadas e dependentes dos processos a serem manejados.

Essa enorme variabilidade de condições naturais impõe que o manejo adequado da água e das tecnologias mencionadas requer um claro conhecimento das estratégias a serem aplicadas a cada situação particular, inclusive levando em conta qual o grupo humano envolvido, se de populações tradicionais ou de migrantes agropecuaristas e os seus respectivos modos de vida e produção.

Adicionalmente ao uso da água em áreas rurais, deve também ser considerada a sua utilização para fins de navegação, produção de energia elétrica, industrial e agroindustrial, pesca, aquicultura, extração de minerais, turismo e lazer, entre outros usos.

Frente à complexidade de uso, diversas regulamentações governamentais em nível federal e estadual foram elaboradas para disciplinar, nos diferentes setores das atividades humanas, as regras e condições para a gestão dos recursos hídricos, algumas das quais serão apresentadas ao longo deste estudo.

O objetivo deste trabalho é disponibilizar informações relacionadas ao uso agrícola da água na Amazônia Ocidental brasileira, onde se incluem

os estados do Acre, Amazonas, Rondônia e Roraima, bem como discutir o potencial uso dos recursos hídricos, inclusive em irrigação, sob o foco da sustentabilidade.

Aspectos legais e gerenciais no uso da água para a agricultura

O Brasil possui um Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos (SINGREH), normado pela Lei nº 9.433, conhecida como a Lei das Águas (Brasil, 1997), entre outras denominações, como as apresentadas na Tabela 1.

A atual legislação define as competências conforme o caso (para bacias hidrográficas, estados ou país) e que apresentam dinâmico processo de implantação:

1) Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH).

2) Agência Nacional de Águas e de Saneamento Básico (ANA).

3) Conselhos de Recursos Hídricos dos estados e do DF.

4) Órgãos dos poderes públicos federal, estaduais, do Distrito Federal e municipais cujas competências se relacionem com a gestão de recursos hídricos.

5) Comitês de Bacia Hidrográfica (CBH).

6) Agências de Água.

Das várias legislações relativas à água, destacam-se as resoluções do Conselho Nacional do Meio Ambiente (Conama), no tocante à classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como o estabelecimento de condições e padrões de lançamento de efluentes, pois essas questões afetam diretamente o manejo da água na agricultura, por meio da definição de conceitos,

Tabela 1. Algumas legislações utilizadas em recursos hídricos, aplicadas à agricultura.

Denominação	Data	Aplicação
Lei nº 9433	8/1/1997	Política Nacional de Recursos Hídricos
Resolução Conama nº 357	17/3/2005	Classificação das águas
Resolução CNRH nº 54	28/11/2005	Reúso direto não potável de água
Resolução Cemact/AC nº 04/2010	17/8/2010	Outorga e situações não sujeitas a outorga no Acre
Resolução CNRH nº 121	16/12/2010	Reúso direto não potável de água na modalidade agrícola e florestal
Resolução Cemact/RR nº 01/2011	2011	Outorga e situações não sujeitas a outorga em Roraima
Portaria do Ministério da Saúde nº 2.914	12/12/2011	Controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano
Lei nº 12.787	11/1/2013	Política Nacional de Irrigação
Resolução CRH/RO nº 04	18/3/2014	Situações não sujeitas a outorga em Rondônia
Resolução CERH/AM nº 01	19/7/2016	Outorga no Amazonas
Resolução CERH/AM nº 02	19/7/2016	Situações não sujeitas a outorga no Amazonas
Portaria Sedam nº 081/GAB/Sedam	23/3/2017	Outorga em Rondônia
Portaria nº 449/2019/Sedam/COREH	11/11/2019	Dispensa de outorga em Rondônia

estabelecendo limites para condições e padrões, bem como indicando parâmetros que necessitam de análises técnicas para avaliação, tanto para as classes e usos das águas, bem como de efluentes.

Assim, a Resolução Conama nº 020 de 18/06/1986 foi revogada pela Resolução Conama nº 357 de 17/03/2005, e esta foi alterada pela Resolução nº 370 de 06/04/2006 e complementada pela Resolução nº 393 de 08/08/2007. Posteriormente, a Resolução Conama nº 410 de 04/05/2009 alterou o art. 44 da Resolução nº 357/2005 e o art. 3º da Resolução nº 397/2008 que também trata desta questão. Mais recentemente, a Resolução Conama nº 430 de 13/05/2011 também definiu alterações na Resolução nº 357/2005 (Conselho Nacional do Meio Ambiente, 2005).

Além das legislações próprias que definem cada Política Estadual de Recursos Hídricos e respectivo Sistema Estadual de Gerenciamento de Recursos Hídricos, percebem-se avanços mais expressivos em relação à outorga de direito de uso dos recursos hídricos se comparados aos demais instrumentos de gestão, pois gradativamente são disponibilizados na rede mundial de computadores os normativos estaduais, a exemplo das Resoluções nº 1 e nº 2 do Conselho Estadual de Recursos Hídricos do Amazonas de 2016, que estabelecem critérios para pedidos de outorga e caracterização de usos considerados insignificantes (Conselho Estadual de Recursos Hídricos, 2016a, 2016b).

Situação semelhante é encontrada em Rondônia, pela Resolução CRH/RO nº 4, de 18 de março de 2014, que trata sobre critérios para definição de derivações, captações, lançamentos de efluentes, acumulações e outras interferências em corpos de água de domínio do estado de Rondônia que independem de outorga (Conselho Estadual de Recursos Hídricos, 2014). A Portaria Sedam nº 081/GAB/Sedam, de 23 de março de 2017, dispõe sobre os procedimentos

administrativos e documentação necessária para emissão de autorização de uso de recursos hídricos no âmbito do estado de Rondônia, foi alterada pela Portaria nº 449/2019/Sedam-COREH.

Todos os estados da Amazônia Ocidental atuam em consonância com a Lei nº 9.433 e, apesar de alguma peculiaridade local, como Acre e Roraima ainda abordarem a temática com uma única resolução aplicada de acordo com as respectivas leis e decretos estaduais que tratam desse importante instrumento de gestão dos recursos hídricos, observa-se na Tabela 1 que os estados de Amazonas e Rondônia, que apresentaram legislações aprovadas nos últimos anos, utilizam mais de um normativo, separados por tópicos, provavelmente para facilitar a orientação e análise de cada situação.

Convém salientar que, por se tratar de meta federativa no âmbito do Programa de Consolidação do Pacto Nacional pela Gestão das Águas (Progestão), a tendência é de que a integração dos dados de usuários de recursos hídricos, compartilhados pelo Sistema Nacional de Informações sobre Recursos Hídricos (SNIRH), por meio do Cadastro Nacional dos Usuários de Recursos Hídricos (CNAUH), seja padronizada visando melhorar o conhecimento das demandas de recursos hídricos para fortalecer a gestão integrada das águas superficiais e/ou subterrâneas, tanto de domínio da União como dos estados.

A Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH) (Brasil, 1997), cuja entidade federal de implementação é a ANA, prevê seis instrumentos de gestão de recursos hídricos no Brasil, detalhados no Capítulo 4 da Lei 9.433/97, a saber:

- 1) Planos de recursos hídricos: com escalas e competências distintas – Plano Nacional de Recursos Hídricos; Plano Estadual de Recursos Hídricos e Plano de Bacia Hidrográfica.

- 2) Enquadramento dos corpos d'água: baseado em aspectos conceituais e legais; este instrumento requer atenção às etapas do processo de formulação e implantação do enquadramento, com alcance de metas progressivas de qualidade da água.
- 3) Outorga de direito de uso: além dos aspectos legais sobre a outorga, existe a outorga para as diversas finalidades de uso e conforme o caso; isso ocorre na União ou nos estados.
- 4) Fiscalização do uso de recursos hídricos: leva em conta as infrações e penalidades, os instrumentos de fiscalização e o cadastro de usuários de recursos hídricos, sendo referência o CNARH.
- 5) Cobrança pelo uso da água bruta: além dos aspectos legais e conceituais, há as competências relacionadas à cobrança, os passos, mecanismos e valores para sua implantação, bem como realidades e desafios relacionados com a cobrança.
- 6) Sistema de informação: baseando-se em conceitos, metodologias e programas.

É importante também a integração entre os instrumentos da PNRH e destes com os instrumentos de outras políticas relacionados à gestão dos recursos hídricos, tais como o zoneamento ecológico-econômico, o pagamento por serviços ambientais, os planos diretores municipais, planos de saneamento e a avaliação de impacto ambiental de obras hídricas.

Entre os entes, programas e instrumentos relativos aos estados da Amazônia Ocidental no tocante à gestão de recursos hídricos, destacam-se o Progestão e o Programa Nacional de Avaliação da Qualidade das Águas (PNQA) (Agência Nacional de Águas, 2019c), além do Programa de Estímulo à Divulgação de Dados de Qualidade de Água (Qualiágua) (Agência Nacional de Águas, 2019b) e do Sistema de Informações em Águas Subterrâneas (SIAGAS)

do Serviço Geológico do Brasil (CPRM) (Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais, 2019).

O Progestão foi estruturado pela ANA para apoiar os Sistemas Estaduais de Gerenciamento de Recursos Hídricos (SEGREHs), que integram o SINGREH. Tendo base em normativos legais, esse programa oferece incentivo financeiro, pelo alcance de metas definidas entre a ANA e as entidades estaduais, mediante adesão voluntária através de Decreto Oficial (AC - nº 5698 de 26/4/2013, RO - nº 18.045 de 24/07/2013, AM - nº 34-059 de 9/10/2013 e RR - nº 16-699 de 24/2/2014), promovendo os usos múltiplos e sustentáveis dos recursos hídricos, alicerçados no tripé "de forma integrada, descentralizada e participativa".

Nesse programa, a complexidade de gestão foi escolhida pela própria unidade da federação por tipologias A, B, C e D, sendo que, na Amazônia Ocidental, os estados do Acre, Amazonas e Roraima adotaram a tipologia "A", e Rondônia, a tipologia "B" (Agência Nacional de Águas, 2020b). Tanto a escolha da tipologia "B" quanto a quantidade e respectivas áreas dos CBHs em Rondônia demonstram um nível um pouco mais complexo para a gestão dos recursos hídricos se comparados aos outros três estados que compõem a Amazônia Ocidental.

É importante salientar que os quatro estados atualmente se encontram no ciclo 2 do programa e todos mantiveram a tipologia adotada no ciclo 1, que foi amplamente avaliado, o que demonstra que a opção inicial foi adequada e que não houve um aumento no grau de complexidade da gestão de recursos hídricos que justificasse a alteração para uma tipologia mais complexa. Na Tabela 2, há informações resumidas desses estados, divulgados e atualizados pelo endereço eletrônico do programa.

O PNQA possui o objetivo de aumentar e disseminar o conhecimento sobre as águas superficiais no Brasil, orientando a elaboração

Tabela 2. Informações relevantes quanto à gestão de recursos hídricos na Amazônia Ocidental Brasileira.

UF ⁽¹⁾	Situação atual da gestão de recursos hídricos
Acre	<p>Área física: 164.124 km²; população estimada: 869.265 habitantes, com 22 municípios; IDHM: 0,663</p> <p>Possui legislação e Fundo Especial de Meio Ambiente (Femac).</p> <p>Não possui um conselho de recursos hídricos, mas uma câmara técnica em caráter permanente, ligada ao Conselho Estadual de Meio Ambiente, Ciência e Tecnologia (Cemact).</p> <p>Seu primeiro Plano Estadual de Recursos Hídricos (PERH/AC), foi lançado em 2012.</p> <p>A Secretaria de Estado de Meio Ambiente (Sema) é o órgão gestor de recursos hídricos.</p> <p>O estado apresenta seis unidades estaduais de gestão de recursos hídricos, e o Instituto do Meio Ambiente do Acre (IMAC) é o órgão executor e fiscalizador da política de meio ambiente e de recursos hídricos.</p> <p>Não há registro de comitês de bacias hidrográficas.</p>
Amazonas	<p>Área física: 1.559.149 km²; população estimada: 4.080.611 habitantes, com 62 municípios; IDHM: 0,674</p> <p>Possui legislação e Conselho Estadual de Recursos Hídricos (CERH/AM).</p> <p>Possui fundo estadual de recursos hídricos, porém ainda não implantado.</p> <p>A Secretaria de Estado do Meio Ambiente (Sema) é o órgão gestor de recursos hídricos e o Instituto de Proteção Ambiental do Amazonas (Ipaam) é o órgão executor da Política de Recursos Hídricos.</p> <p>Possui dois comitês de bacias hidrográficas estaduais instalados e nove unidades estaduais de gestão de recursos hídricos.</p> <p>Plano Estadual de Recursos Hídricos aprovado em fevereiro de 2020 (Amazonas, 2020).</p>
Rondônia	<p>Área física: 237.591 km²; população estimada: 1.757.589 habitantes, com 52 municípios; IDHM: 0,690.</p> <p>Possui legislação e Conselho Estadual de Recursos Hídricos (CRH/RO).</p> <p>Possui fundo estadual de recursos hídricos, porém ainda não implantado.</p> <p>O órgão gestor de recursos hídricos é a Secretaria de Estado do Desenvolvimento Ambiental (Sedam).</p> <p>Possui cinco comitês de bacias hidrográficas estaduais criados e três instalados.</p> <p>Plano Estadual de Recursos Hídricos aprovado em 2018 com 19 unidades estaduais de gestão de recursos hídricos</p>
Roraima	<p>Área física: 224.303 km²; população estimada: 576.568 habitantes, com 15 municípios; IDHM: 0,707.</p> <p>Possui legislação e Conselho Estadual de Recursos Hídricos.</p> <p>O Fundo Estadual de Recursos Hídricos foi instituído em 2006.</p> <p>Plano Estadual de Recursos Hídricos foi lançado em 2008.</p> <p>O órgão gestor de recursos hídricos é a Fundação Estadual do Meio Ambiente e Recursos Hídricos de Roraima (FEMARH).</p> <p>O estado apresenta seis unidades estaduais de gestão de recursos hídricos.</p> <p>Não há registro de comitês de bacias hidrográficas.</p>

⁽¹⁾ Unidades Federativas, Acre: dados atualizados em 31/08/2020; Amazonas: dados atualizados em 10/04/2019; Rondônia e Roraima: dados atualizados em 16/08/2019.

de políticas públicas visando à recuperação da qualidade ambiental nos rios e reservatórios, bem como ampliar a Rede Nacional de Monitoramento em conjunto com os órgãos gestores estaduais de recursos hídricos. A iniciativa certamente vai ampliar o levantamento de dados, atualmente carentes, na área da Amazônia Ocidental (Agência Nacional de Águas, 2019c).

Outra iniciativa é a criação de um programa pela ANA por meio da Resolução nº 903 de 22 de julho de 2013, o qual tem por objetivo a ampliação e continuidade do monitoramento pelas redes que compõem a Rede Nacional de Monitoramento da Qualidade das Águas Superficiais (RNQA) (Agência Nacional de Águas, 2013b). Com a adesão de Rondônia através do Contrato nº 031/2016/ANA - Qualiágua, gradativamente o Amazonas, Roraima e Acre também aderiram a esse programa. Com isso, vislumbra-se uma ampliação de pontos e parâmetros amostrados nesses estados, que em futuro próximo poderão ampliar o banco de dados da região.

Em relação às águas subterrâneas, a Constituição Federal define que a gestão e a autorização para o uso dessa fonte, inclusive para a perfuração de poços, são competências dos estados. O trabalho da ANA, em relação às águas subterrâneas, é elaborar estudos que forneçam informações para incentivar a gestão integrada e sustentável dos recursos hídricos superficiais e subterrâneos. Quanto ao SIAGAS, ele é composto por uma base de dados de poços, permanentemente atualizada, e de módulos capazes de realizar consultas, pesquisa, extração e geração de relatórios (Agência Nacional de Águas, 2020c).

O resultado das ações decorrentes do SINGREH, tais como das referentes ao Progestão, ao PNQA, ao Qualiágua, ao SIAGAS, entre outros, tem interferência na sustentabilidade agrícola e na conservação ambiental, de modo a garantir a quantidade e a qualidade da água aos usuários no meio rural, de maneira direta quanto

à captação e lançamento, bem como indireta pelos benefícios oriundos da floresta, incluindo áreas de preservação permanente (APP), áreas de reserva legal (ARL) e de uso restrito, e corpos d'água.

Caracterização quantitativa e qualitativa dos recursos hídricos

A sustentabilidade de múltiplos usos depende, entre outros fatores, de um manejo eficiente da água, baseado em monitoramento e em controle quantitativo e qualitativo. Isso poderá ser efetivado pela gestão adequada nas diferentes bacias hidrográficas. Nesse contexto, alguns planos estaduais de recursos hídricos foram elaborados na Amazônia Ocidental, porém ainda existe carência de planos de bacia hidrográfica e um sistema de informações de recursos hídricos satisfatório.

Na agricultura, estrategicamente é interessante a caracterização hídrica quantitativa onde há maior uso da água para irrigação. Como indicativo, sugere-se observar o avanço em 25% da área irrigada entre 2015 e 2030 previsto pela ANA para o norte de Roraima, o entorno de Manaus, AM, a região de Acrelândia, AC, Porto Velho, e o entorno de Cacoal, RO, e Vilhena, RO (Figura 1). Esse percentual poderá ser ainda maior, visto que, recentemente, tem ocorrido uma expansão da cafeicultura irrigada no interior de Rondônia. Além da cafeicultura, as culturas de milho, arroz, banana, feijão e oleaginosas (IBGE, 2020) (Figura 2), forrageiras e frutíferas são também representativas para a irrigação nos estados da Amazônia Ocidental. Independentemente da cultura, todas têm importância quanto à manutenção hídrica na propriedade rural.

Sugere-se a consulta ao sistema Hidroweb da Agência Nacional de Águas (2020a) (<http://www.snirh.gov.br/hidrotelemetria/Mapa.aspx>) para dados quantitativos relacionados às ba-

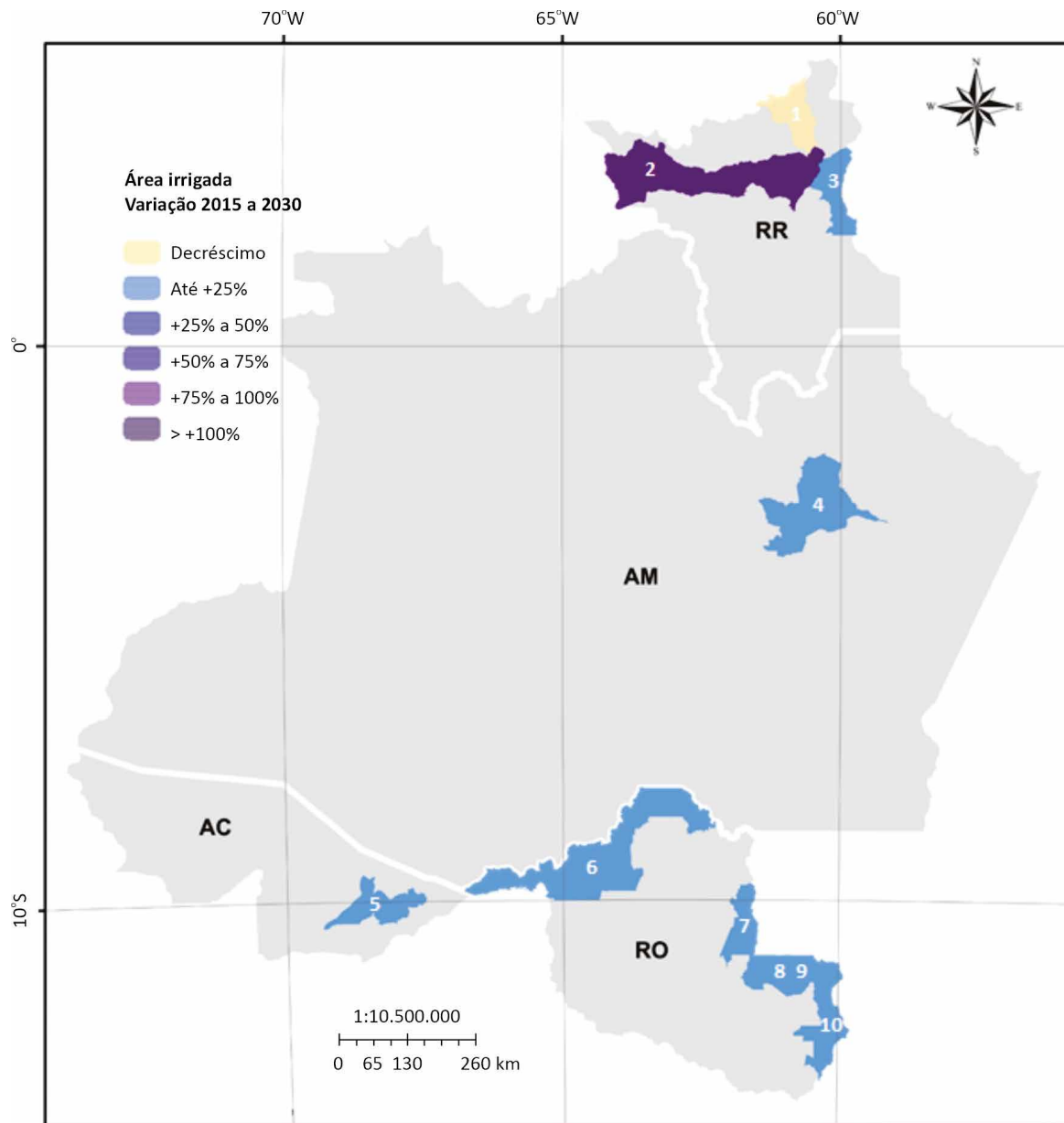


Figura 1. Variação percentual da área equipada para irrigação em 2015 com projeção para 2030, por município, para Rondônia, Acre, Roraima e Amazonas, considerando área irrigada em 2015 de 500 ha a 1.000 ha (regiões 2, 4, 5, 6, 7 e 9), 2.000 ha a 3.500 ha (regiões 3 e 10) e 3.500 ha a 5.000 ha (regiões 1 e 8).

Fonte: Agência Nacional de Águas (2017).

cias hidrográficas pertencentes à grande bacia hidrográfica amazônica (Figura 3).

Quanto aos tipos de rios amazônicos, Sioli (1951) apresentou uma classificação com três subdivisões, que representam estágios distintos de idade. Publicações mais recentes como Junk (1979) apresentam informações complementares entre níveis de transição, sendo que, para os grandes rios que escoam na Amazônia

Ocidental, exemplos típicos são de água branca com alto curso nos Andes (Solimões, Purus e Madeira) e água preta (Negro), pois os de água clara drenam menor área nessa porção da Amazônia (Tapajós).

Segundo Silva et al. (2016), em caso de enquadramento dos corpos hídricos, existem divergências entre os limites estabelecidos para as classes de água na legislação e ambientes

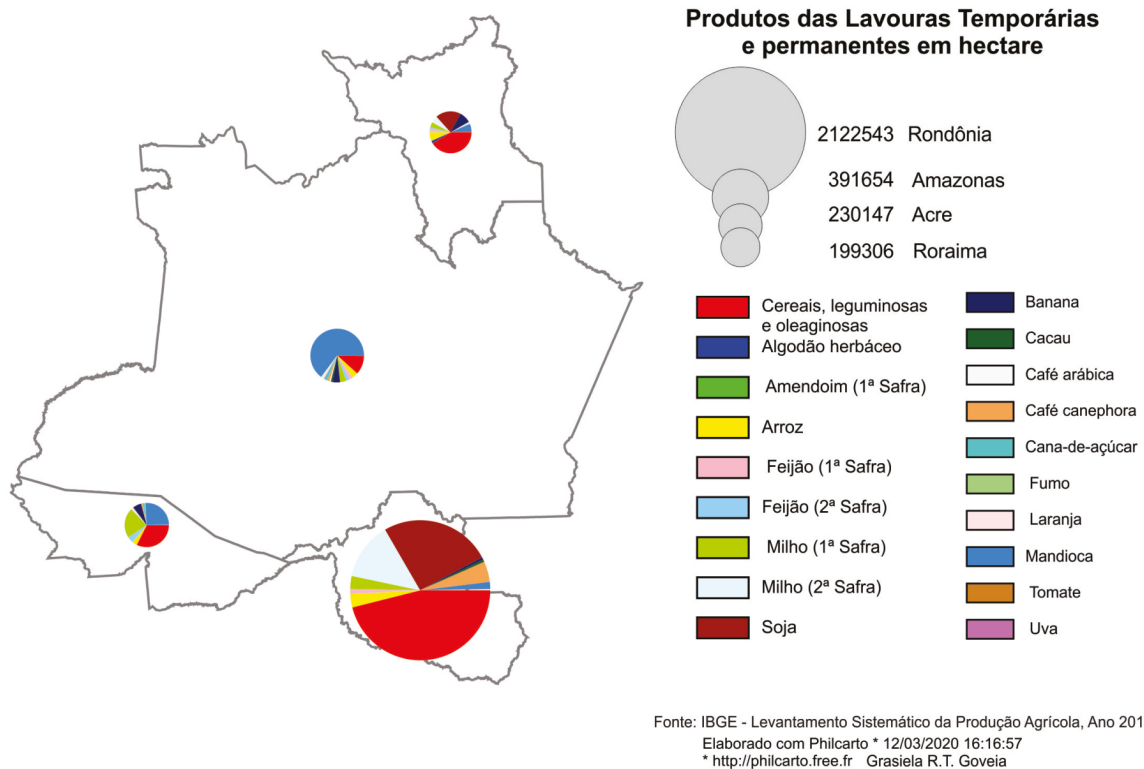


Figura 2. Área colhida de lavouras temporárias e permanentes em 2019 na Amazônia Ocidental.

Fonte: IBGE (2019).

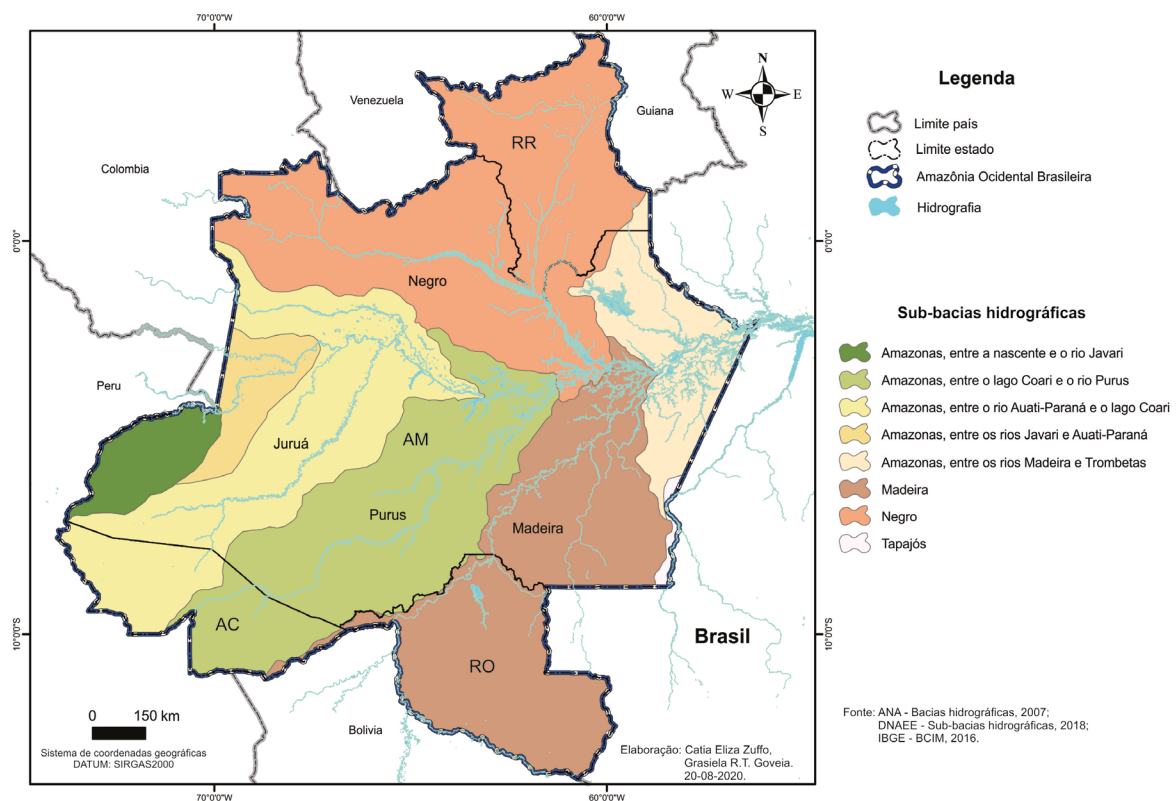


Figura 3. Bacias hidrográficas presentes na Amazônia Ocidental Brasileira.

Fonte: Adaptado de Agência Nacional de Águas (2013a; 2018) e IBGE (2016).

naturais da região Amazônica devido à variedade de propriedades físicas e química das águas. Os autores salientam a importância da criação dos comitês de bacias para o avanço neste importante instrumento de gestão dos recursos hídricos que é enquadramento dos corpos de água.

No Conjuntura dos Recursos do Brasil (Agência Nacional de Águas, 2019a), verifica-se que, nos estados da Amazônia Ocidental, os dados disponibilizados são oriundos da Rede Hidrometeorológica Nacional (RHN), coordenada pela ANA, tendo como principal foco o monitoramento quantitativo, porém “essa rede também monitora parâmetros básicos de qualidade” (Agência Nacional de Águas, 2019a). Nessa mesma fonte, o cenário da qualidade das águas brasileiras com dados de monitoramento obtidos no ano de 2017 é discutido a partir de seis indicadores selecionados, mas, para os estados da Amazônia Ocidental, somente três desses indicadores apresentam informações, a saber: o oxigênio dissolvido, a condutividade e a turbidez.

O oxigênio dissolvido (OD) é essencial para todas as formas de vida nos corpos hídricos. Águas com boa qualidade geralmente apresentam concentrações de OD superiores a 5 mg L⁻¹. Na análise da Figura 4, percebe-se que somente no estado de Roraima todos os pontos amostrados apresentaram resultados muito bons ou excelentes.

A condutividade elétrica da água (CEa) é uma medida da concentração total de íons dissociados e presentes na solução. É um indicador de qualidade da água que é influenciado por outros atributos oriundos de fontes naturais ou da ação antrópica, no campo são exemplos os processos erosivos ocasionados pelo manejo inadequado do solo ou a aplicação incorreta de fertilizantes. Os valores médios apresentados pela Agência Nacional de Águas (2019a) não demonstram situações críticas na área objeto deste estudo.

O grau de transparência da água é indicado pela turbidez. Na Figura 4, destacam-se os va-

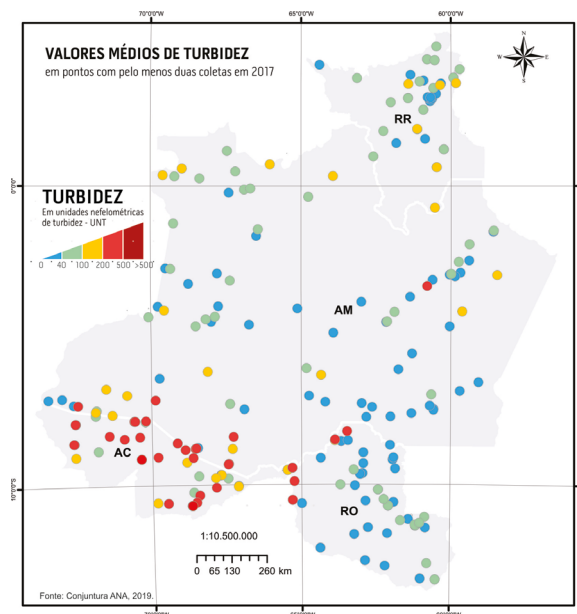


Figura 4. Valores médios de OD e Turbidez na Amazônia Ocidental em 2017.

Fonte: Agência Nacional de Águas (2019a).

lores médios de turbidez dos rios que banham o Acre e o Rio Madeira em Rondônia, porém o relatório Conjuntura da ANA (Agência Nacional de Águas, 2019a) informa que, nesses casos, a turbidez verificada é resultante de condições naturais dos rios.

A Sedam em Rondônia disponibilizou uma planilha com resultados de coletas entre 2016 e 2019 (Rondônia, 2020), em que se observa um total de 27 pontos distribuídos entre rios e lagoas de seis das sete bacias hidrográficas (BHs) existentes no estado, apresentando quando possível dados de vazão (m³ s⁻¹) e outras seis a dez variáveis relacionadas à qualidade das águas, sendo a quantidade de pontos por bacia a seguinte: Rio Jamari (4), Rio Madeira (4), Rio Abunã (1), Rio Mamoré (2), Rio Machado (9) – o maior de RO –, e Rio Guaporé (7).

Em relação às águas subterrâneas, destacam-se pelo SIAGAS (base de dados frequentemente atualizada - versão abril de 2019) os seguintes quantitativos de pontos cadastrados por estado: Acre (1.092), Amazonas (9.375), Rondônia (2.935) e Roraima (1.868) (Freddo, 2019). Na Tabela 3, são apresentadas algumas infor-

mações das dependências da CPRM que atuam na região em estudo.

Tabelas 3. Informações das subdivisões da CPRM que atuam na Amazônia Ocidental.

Estado	Situação atual da gestão de recursos hídricos subterrâneos
Amazonas	500 poços cadastrados/ano e 800 poços consistidos/ano (Superintendência Regional de Manaus – Sureg/AM)
Amazonas e Roraima	Acordos/parceiros: Ipaam e FEMARH
Rondônia	500 poços cadastrados/ano e 300 poços consistidos/ano (Residência de Porto Velho – Repo)
Rondônia e Acre	Acordos/parceiros: Sedam/RO, Sema/AC e IMAC/AC

Fonte: Freddo (2019).

O acompanhamento das condições das águas subterrâneas é relevante, pois constitui uma parcela significativa da água potável utilizada tanto para o consumo humano, como à agricultura, entre outros fins.

Abreu et al. (2013) afirmam que o Sistema Aquífero Grande Amazônia (Saga) é um sistema hidrogeológico formado por quatro bacias sedimentares (Acre, Solimões, Amazonas e Marajó), compostas por diversas unidades litoestratigráficas com idades geológicas distintas e que representam um expressivo potencial de águas subterrâneas para o nosso País.

Baseando-se na localização das bacias sedimentares amazônicas e no mapeamento dos aquíferos transfronteiriços realizado pela Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais (2014), em relação à Amazônia Ocidental, pode-se afirmar que o estado do Acre, devido à presença do Aquífero Solimões, e principalmente o estado do Amazonas, pelo predomínio do Aquífero Içá, são os mais favorecidos por unidades integrantes do Saga. O Aquífero Alter do Chão, que abastece boa parte da região metropolitana de Manaus e

prolonga-se no sentido leste por uma faixa adjacente à calha do Rio Amazonas, destaca-se pela grandeza de suas reservas e é o mais conhecido da região amazônica (Pita et al., 2018).

Em relação ao volume anual (m³) de águas subterrâneas exploradas na Amazônia Ocidental, conforme a Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais (2014), novamente o entorno e a própria região metropolitana de Manaus destacam-se pela captação dos volumes mais expressivos, predominando possivelmente o consumo industrial e de abastecimento humano, enquanto, nos estados de Roraima e Rondônia, os volumes explorados de águas subterrâneas são menos expressivos, porém os poços localizam-se em áreas bem mais abrangentes; disto pode-se inferir maior diversidade de usos, incluindo a destinação para a agricultura.

Manutenção hídrica no solo para a sustentabilidade agrícola e conservação ambiental

Os termos “socialmente justo”, “culturalmente aceito”, “economicamente viável” e “ambientalmente correto” são definidos como pilares da sustentabilidade de modo geral. Especificamente, corresponde a existir disponibilidade de água tanto em qualidade como em quantidade compatíveis às pessoas, animais, solo, plantas e ambiente no meio rural; repensar a necessidade da captação de água para fins de irrigação, reduzir o uso da água sem reduzir a produtividade das culturas, reutilizar a água de irrigação ou da chuva e reciclar nutrientes e água mantendo-a no solo por meio de alguma prática conservacionista; usar técnicas agrícolas eficientes com maior relação benefício/custo; e não aceitar o desperdício e a contaminação de água, bem como a falta de proteção do solo.

O clima zonal Equatorial é predominante na Amazônia Ocidental (IBGE, 2002), pois, somente no centro de Roraima, observa-se uma área semicircular em direção a nordeste e leste daquele estado com a denominação de Tropical Zona Equatorial.

Como diferenciações climáticas, a mesma fonte cita que a região é Quente, apresentando em todos os meses do ano a média superior a 18 °C, porém é na distribuição da pluviosidade que existem subdivisões, no clima Equatorial Superúmido sem seca/subseca que predomina no estado do Amazonas, Úmido com 1 a 3 meses secos em Rondônia e com predomínio no Acre e Roraima, sendo que neste último a parte classificada como Tropical Zona Equatorial é Semiúmida com 4 a 5 meses secos.

Quanto maior o período seco, maior déficit hídrico para os cultivos. Como consequência da diminuição do escoamento superficial, aumenta gradativamente a exploração de águas subterrâneas, confirmada pela sobreposição dessa classificação climática com o mapeamento realizado pela Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais (2014).

Em grande parte da Amazônia Ocidental, o excesso de chuvas em um período do ano e a escassez em outro, a baixa fertilidade natural, a elevada acidez e o baixo teor de material orgânico no solo restringem o potencial produtivo das culturas. Além dessas condições naturais, há atividades indesejáveis e incoerentes à agricultura sustentável e à conservação ambiental relacionadas aos recursos hídricos, tais como algumas atividades indesejáveis e incoerentes à agricultura sustentável:

- Falta de gestão nas propriedades rurais
- Queimada não controlada
- Plantio em desnível
- Solo descoberto em entrelinhas

- Ineficiência no planejamento e no manejo de irrigação
- Descaso da preservação de áreas de preservação permanente
- Descaso quanto à necessidade de outorga de direito de uso da água
- Descaso quanto ao uso de produtos fitossanitários sob a aplicação de tecnologia apropriada

Dessa forma, verifica-se que é necessário mitigar a sazonalidade e melhorar as condições físicas, químicas e biológicas do ambiente para manutenção de elevadas produtividades por muitos anos, bem como produzir alimentos com qualidade. Isso indica e reforça como é necessário adotar medidas que valorizem a conservação dos recursos naturais, entre eles o solo e a água, tais como algumas práticas favoráveis ao uso agrícola sustentável:

- Subsolagem em solos com camadas subsuperficiais compactadas
- Terraceamento para controle do fluxo de água superficial em declives
- Drenagem em áreas pouco ou mal drenadas
- Uso de culturas tolerantes à falta de água em regiões de sequeiro com sazonalidade pluviométrica
- Manutenção da cobertura de solo para conservação da umidade do solo
- Recomposição florestal das APP, de ARL e de uso restrito para proteção de nascentes e corpos d'água
- Aplicação racional e otimizada de água em irrigação e demais usos de água captada
- Uso de produtos fitossanitários, fertilizantes e demais insumos sob recomendações técnicas, considerando a interação agrícola-ambiental

- Controle de queimadas
- Calagem e adubação verde, química e orgânica fundamentadas no laudo de fertilidade do solo e nas exigências nutricionais das culturas
- Pastagens bem manejadas
- Integração lavoura-pecuária-floresta
- Uso de plantas de cobertura
- Cultivo em curva de nível
- Cultivo em faixas
- Cordões de vegetação permanente
- Barreiras vivas ou faixas de retenção
- Alternância de faixas de capina
- Cobertura morta
- Roçada de ervas daninhas nas entrelinhas de cultivos perenes
- Rotação de culturas
- Sistema de plantio direto
- Arborização para ambiência animal
- Culturas anuais e perenes comerciais de acordo com o mapa de uso e ocupação da terra

A adoção de técnicas recomendadas permite a manutenção hídrica no solo, sem ocorrer o estresse hídrico desnecessário às plantas, a perda de solo e nutrientes e a permanência de condições muito úmidas desfavoráveis à mecanização, à respiração radicular e às interações químico-biológicas. Elas permitem a recarga do lençol freático, o uso da água com qualidade compatível às atividades na bacia hidrográfica e a preservação da fauna e da flora locais.

A quantidade de água no solo pode ser mensurada a partir de sensores de umidade de solo ou outro método de preferência do produtor ou gestor hídrico. Outros componentes do balanço hídrico também podem ser registrados e

monitorados ao longo do tempo, como a precipitação por pluviômetros, e o escoamento superficial pela obtenção de dados de vazão de cursos de água pela hidrometria. Esses dados permitem identificar a eficiência das técnicas anteriormente mencionadas e empregadas na propriedade rural quanto à manutenção hídrica no solo, bem como quanto à contribuição hídrica para os múltiplos usos na bacia hidrográfica, inclusive para irrigações a jusante.

Interferências qualitativas da água de irrigação no solo

As fontes de água para irrigação podem ser superficiais – ex.: lóticos (rios) ou lânticos (lagos) – ou subterrâneas (ex.: poços semiartesianos). A qualidade deste recurso natural está diretamente relacionada ao uso e ocupação do solo a montante da captação, inclusive às boas práticas agrícolas e ambientais nas bacias hidrográficas.

Ao adotar a técnica da irrigação como fonte suplementar de água às culturas, previamente é recomendável verificar suas características físicas, químicas e biológicas, a partir de uma amostragem como indicado por Bernardo et al. (2019) ou por Paterniani e Pinto (2001), e enviar para análise em laboratório para determinação de parâmetros, tais como os visualizados na Tabela 4, a fim de proceder a manejos ou tratamentos apropriados e evitar problemas inerentes ao seu uso. Prado et al. (2004) apresentam como realizar a coleta, o acondicionamento, a preservação e as análises laboratoriais de amostras de água destinada à irrigação, à criação animal ou a fins ambientais.

Conhecimentos prévios sobre os lançamentos anteriores ao local da captação, o uso do solo na bacia hidrográfica a montante e algumas características funcionam como indicadores expeditos da qualidade da água: o pH, a condutividade elétrica, a cor, a turbidez e o odor da água a ser captada.

Tabela 4. Principais parâmetros a serem analisados da água a ser captada para irrigação.

Físico	Biológico	Químico
Temperatura	Coliformes	pH
Turbidez	Algas	Relação de Adsorção de Sódio (RAS)
Cor		Dureza
Sólidos totais		Ferro, manganês, oxigênio dissolvido, nitrogênio, fósforo, íons fitotóxicos, compostos inorgânicos e compostos orgânicos

A quantidade de água e a concentração dos elementos em sua composição interferem diretamente no sistema de irrigação, no solo e na planta, ou seja, há intervalos quantitativos e qualitativos que são favoráveis à produção

agrícola sustentável. Esses limites podem ser observados em Ayers e Westcot (1999), Almeida (2010), Bernardo et al. (2019), entre outros. A partir do momento em que se conhecem os elementos em falta ou em excesso, pode-se adotar um tratamento específico. O uso contínuo da água para irrigação contendo parâmetros fora dos valores recomendados e/ou sem os devidos tratamentos pode ocasionar interferências, tais como as apresentadas na Tabela 5.

O manejo adequado da irrigação aliado às práticas conservacionistas e a tratamentos específicos a partir da captação minimizam riscos relacionados à qualidade da água, tais como: salinização, sodificação, redução da infiltração de água no solo, desequilíbrio nutricional e fitotoxicidade, doenças em humanos e animais, contaminação de águas superficiais e subterrâneas, entupimento de sistemas de irrigação.

Tabela 5. Interferências de componentes da água utilizada na irrigação.

Parâmetro	Valores normais para irrigação	Unidade	Solo	Planta	Ser humano	Recursos hídricos	Sistema de irrigação	Interferência da qualidade da água para valores não indicados à irrigação
Matéria orgânica		%					X	Entupimento de sistemas de irrigação localizada quando MO elevada
Temperatura (T)		°C					X	Aumento de solubilidade de sais em fertirrigação com o aumento da T (°C)
Acidez ou alcalinidade (pH) ⁽¹⁾⁽²⁾	6–8,0	-					X	Entupimentos em pH > 8,3, corrosão quando muito ácido
Condutividade elétrica (CE _a) ⁽¹⁾	0–3	dS/m	X	X				Salinização
Relação de Adsorção de Sódio (RAS) ⁽¹⁾	0–15	(mmol/L) ^{1/2}	X					Sodificação associada à baixa CE _a e redução da infiltração da água
Oxigênio dissolvido (OD)		%				X	X	Oxidação de ferro e manganês e consequente precipitação e autodepuração quando OD elevado
Demanda bioquímica de oxigênio (DBO _{5,20})							X	Entupimento com biofilmes bacterianos, quando DBO elevada
Turbidez _(indicador)	>40	UNT					X	Entupimento de sistemas de irrigação quando turbidez muito elevada
Sólidos totais		mg/L					X	Entupimento de sistemas de irrigação localizada
Sólidos solúveis (dissolvidos) ⁽²⁾	< 500	mg/L					X	Entupimento de sistemas de irrigação localizada
Sólidos em suspensão ^{(2)*}	< 50	mg/L		X			X	Entupimento de sistemas de irrigação localizada, corrosão
Ácido sulfídrico ⁽²⁾	< 0,5	mg/L					X	Entupimento de sistemas de irrigação localizada por biofilme bacteriano
Cálcio (Ca ⁺⁺) ⁽¹⁾	0–20	meq/L		X			X	Entupimento por carbonato de cálcio ou sulfato de cálcio precipitados. Excesso de cálcio existe em águas duras. Fitotoxidez.

Continua...

Tabela 5. Continuação.

Parâmetro	Valores normais para irrigação	Unidade	Solo	Planta	Ser humano	Recursos hídricos	Sistema de irrigação	Interferência da qualidade da água para valores não indicados à irrigação
Magnésio (Mg ⁺⁺) ⁽¹⁾	0-5	meq/L					X	Entupimento por carbonato de magnésio precipitado. Excesso de magnésio existe em águas duras
Sódio (Na ⁺) ⁽¹⁾	0-40	meq/L	X					Dispersão de argila, redução da infiltração
Carbonatos (CO ₃ ⁻) (relacionado à dureza) ⁽¹⁾	0-0,1	meq/L					X	Entupimento de sistemas de irrigação, formação de incrustação
Bicarbonatos (HCO ₃ ⁻) (relacionado à dureza) ⁽¹⁾	0-8,5	meq/L					X	Entupimento de sistemas de irrigação, formação de incrustação
Cloreto (Cl ⁻) ⁽¹⁾	0-30	meq/L					X	Corrosão em sistemas de irrigação
Sulfatos (SO ₄ ⁻) ⁽¹⁾	0-20	meq/L					X	Entupimento por precipitados; entupimento por bactérias redutoras de sulfato
Nitrato-Nitrogênio (NO ₃ ⁻ -N) ⁽¹⁾	0-10	mg/L				X		Contaminação de água subterrânea
Amônio-Nitrogênio (NH ₄ ⁻ -N) ⁽¹⁾	0-5	mg/L		X		X		Desequilíbrio nutricional, contaminação de recursos hídricos
Fosfato (PO ₄ ⁻) ⁽¹⁾	0-2	mg/L				X		Contaminação de águas superficiais, eutrofização
Potássio (K ⁺) ⁽¹⁾	0-2	mg/L						
Boro (B) ⁽¹⁾	0-2	mg/L		X				Fitotoxidez
Alumínio ⁽³⁾	< 5	mg/L	X					Solos ácidos em improdutivos
Arsênio ⁽³⁾	< 0,05	mg/L		X				Fitotoxidez
Berílio ⁽³⁾	< 0,05	mg/L		X				Fitotoxidez
Cádmio ⁽³⁾	< 0,01	mg/L		X	X			Fitotoxidez; risco à saúde
Cobalto ⁽³⁾	< 0,05	mg/L		X				Fitotoxidez
Cromo ⁽³⁾	< 0,1	mg/L		X				Fitotoxidez
Cobre ⁽³⁾	< 0,2	mg/L		X				Fitotoxidez

Continua...

Tabela 7. Continuação.

Parâmetro	Valores normais para irrigação	Unidade	Solo	Planta	Ser humano	Recursos hídricos	Sistema de irrigação	Interferência da qualidade da água para valores não indicados à irrigação
Flúor ⁽³⁾	< 1	mg/L		X				Fitotoxidez
Ferro ^{(2),(3)}	< 0,1	mg/L		X		X		>5 mg/L ocorre fitotoxidez em certas culturas; entupimento de sistemas de irrigação localizada
Lítio ⁽³⁾	< 2,5	mg/L		X				Fitotoxidez
Manganês ^{(2),(3)}	< 0,1	mg/L		X		X		Fitotoxidez em solos ácidos; entupimento de sistemas de irrigação localizada
Molibdênio ⁽³⁾	< 0,01	mg/L		X				Fitotoxidez
Níquel ⁽³⁾	< 0,2	mg/L		X				Fitotoxidez
Chumbo ⁽³⁾	< 5	mg/L		X				Fitotoxidez
Selênio ⁽³⁾	< 0,02	mg/L		X				Fitotoxidez
Vanádio ⁽³⁾	< 0,1	mg/L		X				Fitotoxidez
Zinco ⁽³⁾	< 2	mg/L		X				Fitotoxidez
Populações bacterianas	< 10.000	nº máx./mL			X		X	Risco a saúde; entupimento de sistemas de irrigação localizada por filamentos bacterianos
Algas	Excesso						X	Entupimento de sistemas de irrigação localizada
Mucilagem (limo)	Presença						X	Entupimento de sistemas de irrigação localizada
Coliforme total	Presença				X			Risco à saúde
Coliforme fecal	Presença				X			Risco à saúde

* Areia, silte, argila, insetos, matéria orgânica morta (dejetos animais e vegetais) e matéria orgânica viva (bactéria, vírus, protozoários e outros).

⁽¹⁾ Ayers e Westcot (1999); ⁽²⁾ Nakayama (1982) citado por Ayers e Westcot (1972) e Pratt (1972) citados por Ayers e Westcot (1999).

Considerações finais

A perspectiva atual de crescimento do uso da água na agricultura e da existência de diferenças climáticas na distribuição anual da pluviosidade, que influenciam vazantes expressivas do escoamento superficial em grande parte da Amazônia Ocidental, requer a adoção de medidas agronômicas e de gestão às propriedades rurais e às bacias hidrográficas eficientes para a manutenção da umidade no solo, qualidade de águas superficiais e subterrâneas e conservação das áreas de preservação permanente e reserva legal.

O desenvolvimento agrícola sustentável requer medidas estratégicas para reduzir potenciais fragilidades onde ocorrem baixas disponibilidades de água locais, atual e futura, mesmo que sazonalmente.

Os estados do Acre, Amazonas, Rondônia e Roraima têm avançado quanto à implantação dos instrumentos de gestão dos recursos hídricos, estruturação e funcionamento de comitês de bacia hidrográfica. Contudo, ainda são necessários avanços expressivos pró-sustentabilidade da atividade agrícola e conservação ambiental.

Referências

ABREU, F. de A. M. de; CAVALCANTE, I. N.; MATTA, M. A. da S. O sistema aquífero Grande Amazônia – SAGA: um imenso potencial de água subterrânea no Brasil. In: CONGRESSO INTERNACIONAL DE MEIO AMBIENTE SUBTERRÂNEO, 3., 2013, São Paulo. **Anais...** São Paulo: ABAS, 2013. Disponível em: <https://aguassubterraneas.abas.org/asubterraneas/article/view/27831/18054>. Acesso em: 10 jan. 2020.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (Brasil). **Atlas irrigação:** uso da água na agricultura irrigada. Brasília, DF: ANA, 2017. 86 p. Disponível em: <https://arquivos.ana.gov.br/imprensa/publicacoes/AtlasIrrigacao-UsodaAguanaAgricaturalIrigada.pdf>. Acesso em: 5 jan. 2021.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (Brasil). **Base Hidrográfica Ottocodificada Multiescalas 2013.** Brasília, DF: Sistema Nacional de Informações sobre Recursos Hídricos, 2013a.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (Brasil). **Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil 2019:** informe anual. Brasília, DF: ANA, 2019a. Disponível em: http://www.snirh.gov.br/portal/snirh/centrais-de-conteudos/conjuntura-dos-recursos-hidricos/conjuntura_informe_anual_2019-versao_web-0212-1.pdf. Acesso em: 4 mar. 2020.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (Brasil). **Portal HidroWeb.** Brasília, DF: ANA, 2020a. Disponível em: <http://www.snirh.gov.br/hidroweb/apresentacao>. Acesso em: 4 mar. 2020.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (Brasil). **Programa de Consolidação do Pacto Nacional pela Gestão das Águas - PROGESTÃO.** Brasília, DF: ANA, 2020b. Disponível em: <http://progestao.ana.gov.br>. Acesso em: 4 mar. 2020.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (Brasil). **Programa de Estímulo à Divulgação de Dados de Qualidade de Água - QUALIÁGUA.** Brasília, DF: ANA, 2019b. Disponível em: <http://pnqa.ana.gov.br/Qualiagua.aspx>. Acesso em: 12 dez. 2019.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (Brasil). **Programa Nacional de Avaliação da Qualidade das Águas - PNQA.** Brasília, DF: ANA, 2019c. Disponível em: <http://pnqa.ana.gov.br/pnqa.aspx>. Acesso em: 12 dez. 2019.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (Brasil). **Regulação:** poços e águas subterrâneas. Brasília, DF: ANA, 2020c. Disponível em: <https://www.ana.gov.br/regulacao/saiba-quem-regula/aguas-subterraneas>. Acesso em: 6 mar. 2020.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (Brasil). **Resolução nº 903, de 22 de julho de 2013.** Cria a Rede Nacional de Monitoramento da Qualidade das Águas Superficiais - RNQA e estabelece suas diretrizes. Brasília, DF, 22 jul. 2013b. Disponível em: <https://arquivos.ana.gov.br/resolucoes/2013/903-2013.pdf>. Acesso em: 5 jan. 2021.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (Brasil). **Sub-bacias hidrográficas DNAEE.** Brasília, DF: ANA, 2018. Disponível em: <https://metadados.snirh.gov.br/geonetwork/srv/api/records/8b4d4fbd-8622-4116-8991-0a0530c02690>. Acesso em: 6 jan. 2021.

ALMEIDA, O. A. de. **Qualidade da água de irrigação.** Cruz das Almas: Embrapa Mandioca e Fruticultura, 2010. 234 p. Disponível em: <http://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/26783/1/livro-qualidade-agua.pdf>. Acesso em: 8 nov. 2020.

AMAZONAS. **Plano Estadual de Recursos Hídricos do Amazonas é aprovado por Conselho Estadual.** Manaus, 21 fev. 2020. Disponível em: <http://www.amazonas.am.gov.br/2020/02/plano-estadual-de-recursos-hidricos-do-amazonas-e-aprovado-por-conselho-estadual>. Acesso em: 10 mar. 2020.

AYERS, R. S.; WESTCOT, D. W. **A qualidade da água na agricultura.** 2. ed. Campina Grande: UFPB, 1999. 153 p.

BERNARDO, S.; MANTOVANI, E. C.; SILVA, D. D. da; SOARES, A. A. **Manual de irrigação.** 9. ed. Viçosa, MG: UFV, 2019.

BRASIL. **Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997.** Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989. Brasília, DF, 8 jan. 1997. Disponível

em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/19433.htm. Acesso em: 8 nov. 2020.

CONSELHO ESTADUAL DE RECURSOS HÍDRICOS (AM). **Resolução CERH-AM nº 01, de 19 de julho de 2016**. Estabelece critérios técnicos a serem utilizados pelo Instituto de Proteção Ambiental do Amazonas - IPAAM para o processo de análise de pedido de outorga do direito de uso de recursos hídricos de domínio do Estado do Amazonas. Manaus, 19 jul. 2016a. Disponível em: <http://meioambiente.am.gov.br/wp-content/uploads/2016/08/Resolu%C3%A7%C3%A3o-N%C2%BA01-de-Outorga-de-19-06-16.pdf>. Acesso em: 5 jan. 2021.

CONSELHO ESTADUAL DE RECURSOS HÍDRICOS (AM). **Resolução CERH-AM nº 02, de 19 de julho de 2016**. Estabelece critérios e classifica os usos insignificantes de derivação, captação, acúmulo e lançamento de recursos hídricos de domínio do Estado do Amazonas, que são dispensados de outorga. Manaus, 19 jul. 2016b. Disponível em: <http://meioambiente.am.gov.br/wp-content/uploads/2016/08/Resolu%C3%A7%C3%A3o-N%C2%BA02-de-Outorga-de-19-07-19.pdf>. Acesso em: 5 jan. 2021.

CONSELHO ESTADUAL DE RECURSOS HÍDRICOS (RO). **Resolução CRH/RO nº 04, de 18 de março de 2014**. Dispõe sobre critérios para definição de derivações, captações, lançamentos de efluentes, acumulações e outras interferências em corpos de água de domínio do Estado de Rondônia que independem de outorga, que não estão sujeitos à outorga. Porto Velho, 18 mar. 2014. Disponível em: <http://data.portal.sistemas.ro.gov.br/2019/02/RESOLU%C3%87%C3%83O-CRHR0-N%C2%BA-04-DE-18-DE-MAR%C3%87O-DE-2014.doc>. Acesso em: 5 jan. 2021.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (Brasil). **Resolução Conama nº 357, de 17 de março de 2005**. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Brasília, DF, 17 mar. 2005. Disponível em: <http://www2.mma.gov.br/port/Conama/legiabre.cfm?codlegi=459>. Acesso em: 5 jan. 2021.

FREDDO, V. **Sistema de Informações em Águas Subterrâneas** - SIAGAS. Rio de Janeiro: CPRM, 2019. Disponível em: <http://www.cprm.gov.br/imprensa/pdf/SIAGASCPRM.pdf>. Acesso em: 18 fev. 2020.

IBGE. **Base Cartográfica Contínua do Brasil - 1:1.000.000**. Rio de Janeiro, 2016. Disponível em: ftp://geoftp.ibge.gov.br/cartas_e_mapas/bases_cartograficas_continuas/bcim/versao2016. Acesso em: 6 jan. 2021.

IBGE. **Levantamento sistemático da produção agrícola**. Rio de Janeiro, 2019. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/estatisticas/economicas/agricultura-e-pecuaria/9201-levantamento-sistemico-da-producao-agricola.html?edicao=26522&t=resultados>. Acesso em: 10 jan. 2020.

IBGE. **Levantamento sistemático da produção agrícola**. Rio de Janeiro, 2020. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/estatisticas/economicas/agricultura-e-pecuaria/9201-levantamento-sistemico-da-producao-agricola.html?=&t=o-que-e>. Acesso em: 17 fev. 2020.

IBGE. **Mapa de clima do Brasil**. Rio de Janeiro, 2002. 1 mapa, color. Escala 1:5.000.000. Disponível em: http://geoftp.ibge.gov.br/informacoes_ambientais/climatologia/mapas/brasil/Map_BR_clima_2002.pdf. Acesso em: 8 nov. 2020.

JUNK, W. J. **Recursos hídricos da região amazônica: utilização e preservação**. *Acta Amazônica*, v. 9, n. 4, p. 37-51, 1979. DOI: <https://doi.org/10.1590/1809-43921979094s037>.

PATERNIANI, J. E. S.; PINTO, J. M. Qualidade da água. In: MIRANDA, J. H. de; PIRES, R. C. de M. (ed.). **Irrigação**. Piracicaba: FUNEP, 2001. p. 195-253.

PITA, R. C. dos S.; SILVA JÚNIOR, G. C. da; ROSÁRIO, F. F. do; SILVA, M. L. da. Sistema aquífero Alter do Chão a oeste da cidade de Manaus (AM): processos hidrogeoquímicos, origem da salinidade e relações com aquíferos adjacentes. *Geologia USP, Série Científica*, v. 18, n. 1, p. 273-296, 2018. DOI: <https://doi.org/10.11606/issn.2316-9095.v18-134253>.

PRADO, R. B.; TAVARES, S. R. de L.; BEZERRA, F. B.; RIOS, L. da C.; ESCALEIRA, V. **Manual técnico de coleta, acondicionamento, preservação e análises laboratoriais de amostras de água para fins agrícolas e ambientais**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2004. 97 p. (Embrapa Solos. Documentos, 65). Disponível em: <http://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/88633/1/doc65-2004-manual-coleta-agua.pdf>. Acesso em: 8 nov. 2020.

RONDÔNIA. Secretaria de Estado do Desenvolvimento Ambiental. **Sistema Estadual de Informações de Recursos Hídricos**. Porto Velho: COREH-Sedam, 2020. Disponível em: <http://coreh.sedam.ro.gov.br/sistema-de-informacoes-de-recursos-hidricos>. Acesso em: 8 mar. 2020.

SILVA, M. do S. R. da; MIRANDA, S. A. F.; SANTANA, G. P. Bacia hidrográfica do Rio Amazonas: condições de suas águas versus Resolução nº 357/Conama/2005. *Scientia Amazonia*, v. 6, n. 2, p. 83-90, 2016. Disponível em: <https://repositorio.inpa.gov.br/bitstream/1/20616/1/artigo-inpa.pdf>. Acesso em: 8 nov. 2020.

SIOLI, H. Alguns resultados e problemas da limnologia amazônica. *Boletim Técnico do Instituto Agrônomo do Norte*, v. 24, p. 3-44, jun. 1951. Disponível em: <https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/116584/1/Limnologia.pdf>. Acesso em: 12 dez. 2020.

ZONTA, J. H.; SOFIATTI, V.; COSTA, A. G. F.; SILVA, O. R. R. F. da; BEZERRA, J. R. C.; SILVA, C. A. D. da; BELTRÃO, N. E. de M.; ALVES, I.; FRANCISCO JÚNIOR, A.; CARTAXO, W. V.; RAMOS, E. M.; OLIVEIRA, M. C. de; CUNHA, D. da S.; MOTA, M. O. S. da; SOARES, N. A.; BARBOSA, H. F. **Práticas de conservação de solo e água**. Campina Grande: Embrapa Algodão, 2012. 24 p. (Embrapa Algodão. Circular técnica, 133). Disponível em: <https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/68394/1/CIRTEC133-tamanho-grafica-2.pdf>. Acesso em: 4 jan. 2020.

