



UNIVERSIDADE ESTADUAL DE SANTA CRUZ – UESC
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ZOOLOGIA – PPGZOO

VIVIANE MOURA DE OLIVEIRA

POPULAÇÕES DE MINHOCAS EM SUS NO BIOMA MATA ATLÂNTICA
NO SUL DA BAHIA

ILHÉUS – BAHIA
2020

VIVIANE MOURA DE OLIVEIRA

**POPULAÇÕES DE MINHOCAS EM SUS NO BIOMA MATA ATLÂNTICA
NO SUL DA BAHIA**

Dissertação apresentada ao
Programa de Pós-Graduação em Zoologia
da Universidade Estadual de Santa Cruz,
como requisito parcial à obtenção do título
de Mestre em Zoologia.

Orientador: Jacques Hubert
Charles Delabie

Coorientador: George Gardner
Brown

ILHÉUS – BAHIA

2020

VIVIANE MOURA DE OLIVEIRA

**POPULAÇÕES DE MINHOCAS EM SUS NO BIOMA MATA ATLÂNTICA
NO SUL DA BAHIA**

Dissertação apresentada como requisito para a obtenção do Título de Mestre no Programa de Pós-Graduação em Zoologia da Universidade Estadual de Santa Cruz, submetido à aprovação da banca examinadora composta pelos seguintes membros:

Prof^a Dr^a Marie Luise Carolina Bartz (UP)

Prof^o Dr^o Guillaume Xavier Rousseau (UEMA)

Prof^o Dr^o Alexandre Arnhold (UFSB)

Prof^o Dr^o George Gardner Brown (Coorientador - UFPR)

Prof^o Dr^o Jacques Hubert Delabie (Orientador - UESC)

28 de setembro de 2020, Ilhéus - Bahia

Dedicado aos meus pais, Evaní Moura e Manoel Messias de Oliveira, assim como à minha tia que foi como uma mãe, Inocência Moura da Costa (*in Memoriam*).

AGRADECIMENTOS

À Deus.

À minha família pelo apoio e cuidado. Mãe e Pai, sei que se estivessem por perto até iriam comigo para campo em busca das minhocas. 

Aos Professores Jacques Hubert Charles Delabie e George Gardner Brown, pela inestimável orientação e paciência.

À Comissão Executiva do Plano da Lavoura Cacaueira (Ceplac), pela permissão e apoio para a realização das coletas nos ambientes florestais, pastagem e cacauais.

A todos do Laboratório de Mirmecologia do Centro de Pesquisas do Cacau - CEPEC, e da Ceplac em Ilhéus-BA, por direta ou indiretamente contribuírem para que este estudo fosse possível, e mais divertido. Crispim (*in Memoriam*), Toninho e Zé, levaram para campo alegria, seriedade, dedicação e força, muito obrigada. Elmo, Lucas, Taís e Vinícius que tanto em campo, quanto no laboratório ofereceram a sua ajuda. Laís, Nikary, Rebeca e Robertinha por colocarem seus dedinhos a serviço. Esperidião por me acompanhar na fase de testes. Bianca, Maria, os citados acima e não citados, grata pelas dicas e contribuições.

Ao Wiliam Demétrio por me auxiliar nas análises estatísticas desta dissertação.

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado da Bahia (Fapesb) pela concessão da Bolsa, que permitiu minha permanência na cidade de estudo.

“Se você ultrapassar aquela sensação de medo, aquele sentimento de estar correndo um risco, coisas verdadeiramente maravilhosas podem acontecer.”

(Marissa Mayer)

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1. Localização das florestas e dos dois sistemas de uso do solo avaliados na Ceplac, Ilhéus, BA. Fragmento de floresta secundária (F), plantações de cacau com >40 anos (C) e pastagem antiga (>40 anos), com uma secção recém renovada (P).....19
- Figura 2. Imagem satélite das áreas amostradas na CEPLAC em Ilhéus, BA. a) localização dos transetos na floresta secundária F1 e F2; b) localização dos transetos nos cacauais C1 e C2; c) localização dos transetos nas pastagens P1 e P2.....20
- Figura 3. Procedimentos de coleta (TSBF) e triagem do material coletado. (a) Demarcação da área (25x25 cm) e escavação ao lado da amostra para a retirada dos monólitos. (b) Delimitando a camada 0-10 cm para a sua retirada e depósito no saco plástico (c). Medição dos próximos 10 cm com uma régua (d), para coletar a camada 10-20 cm com ajuda de uma enxada na base (e). (f) Quadro de metal na camada 20-30 cm de profundidade. Liteira, e monólitos de solo tomados a 0-10, 10-20 e 20-30 cm prontos para serem levados ao laboratório (g) para a realização da triagem (h) e (i).
.....22
- Figura 4. Diagrama ilustrando a distribuição dos cinco monólitos de TSBF para triagem manual das minhocas, num transeto de 40 m de comprimento, em cada uma das áreas de floresta, cacau e pastagem na CEPLAC, Ilhéus, BA.....**Error!**
Bookmark not defined.....23
- Figura 5. *Pontoscolex corethrurus*. Foto por P. Lavelle (RUIZ; LAVELLE; JIMENEZ, 2008)
.....27
- Figura 6. Espécie NI (minhocuçu1). (a) Em campo durante coleta na pastagem (P2).(b) Em bandeja durante a triagem, medindo aproximadamente 30 cm de comprimento
.....27
- Figura 7. Riqueza média de espécies em dois fragmentos floresta secundária (F1 e F2), duas plantações de cacau (C1 e C2) e uma pastagem antiga (P1) e recém renovada (P2), encontrada em duas épocas de coleta (1=julho 2019; 2= setembro 2019) em áreas experimentais da CEPLAC, Ilhéus, BA. Letras maiúsculas diferentes significam diferenças significativas entre as datas de coleta dentro de cada sistema enquanto

letras minúsculas significam diferenças significativas entre as florestas e os sistemas de uso de solos na mesma data de coleta.....28

Figura 8. Riqueza de espécies por camada em dois fragmentos floresta secundária (F1 e F2), duas plantações de cacau (C1 e C2) e uma pastagem antiga (P1) e recém renovada (P2), encontrada em duas épocas de coleta (1=julho 2019; 2= setembro 2019) na Ceplac, Ilhéus, BA. O número de espécie total pode ser maior do que aquele apresentado na tabela 1, devido à presença da mesma espécie em camadas distintas do solo no mesmo sistema de uso.....29

Figura 9. Densidade de minhocas (no. ind. m⁻²) em dois fragmentos floresta secundária (F1 e F2), duas plantações de cacau (C1 e C2) e uma pastagem antiga (P1) e recém renovada (P2), encontrada em duas épocas de coleta (1=julho 2019; 2= setembro 2019) na Ceplac, Ilhéus, BA. Letras maiúsculas diferentes significam diferenças significativas entre as datas de coleta dentro de cada sistema enquanto letras minúsculas significam diferenças significativas entre as florestas e os sistemas de uso na mesma data de coleta..... **Error! Bookmark not defined.0**

Figura 10. Abundância relativa (% do total) de minhocas (liteira, camada do solo a 0-10, 10-20 e 20-30 cm de profundidade) em dois fragmentos floresta secundária (F1 e F2), duas plantações de cacau (C1 e C2) e uma pastagem antiga (P1) e recém renovada (P2), encontrada em duas épocas de coleta (1=julho 2019; 2= setembro 2019) na Ceplac, Ilhéus, BA.....**Er**
ror! Bookmark not defined.1

Figura 11. Abundância relativa das espécies nativas, exóticas e não identificadas em dois fragmentos floresta secundária (F1 e F2), duas plantações de cacau (C1 e C2) e uma pastagem antiga (P1) e recém renovada (P2), encontrada em duas épocas de coleta (1=julho 2019; 2= setembro 2019) na Ceplac, Ilhéus, BA.....31

Figura 12. Biomassa (g m⁻²) de minhocas em dois fragmentos floresta secundária (F1 e F2), duas plantações de cacau (C1 e C2) e uma pastagem antiga (P1) e recém renovada (P2), em duas épocas de coleta (1=julho 2019; 2= setembro 2019) na Ceplac, Ilhéus,

BA. Letras maiúsculas diferentes significam diferenças significativas entre as datas de coleta dentro de cada sistema enquanto letras minúsculas significam diferenças significativas entre as florestas e os sistemas de uso na mesma data de coleta.

.....34

Figura 13. Biomassa individual das minhocas em dois fragmentos floresta secundária (F1 e F2), duas plantações de cacau (C1 e C2) e uma pastagem antiga (P1) e recém-renovada (P2), encontrada em duas épocas de coleta (1=julho 2019; 2= setembro 2019) na Ceplac, Ilhéus, BA. Letras maiúsculas diferentes significam diferenças significativas entre as datas de coleta dentro de cada sistema enquanto letras minúsculas significam diferenças significativas entre as florestas e os sistemas de uso de solo na mesma data de coleta. **Error! Bookmark not defined.**34

Figura 14. Biomassa relativa (liteira, monólitos de 0-10, 10-20 e 20-30 cm de profundidade) em dois fragmentos floresta secundária (F1 e F2), duas plantações de cacau (C1 e C2) e uma pastagem antiga (P1) e recém renovada (P2)..... 35

Figura 15. Biomassa relativa das espécies nativas, exóticas e não identificadas (ni) em dois fragmentos floresta secundária (F1 e F2), duas plantações de cacau (C1 e C2) e uma pastagem antiga (P1) e recém renovada (P2).....36

Figura 16. Dendograma dos dados médios de densidade, riqueza, biomassa total, % nativa e exóticas das espécies em dois fragmentos floresta secundária (F1 e F2), duas plantações de cacau (C1 e C2) e uma pastagem antiga (P1) e outra recém-renovada (P2).....39

Figura 17. Análise de Componentes (ACP) entre os atributos dos locais de floresta secundária (F1 e F2), duas plantações de cacau (C1 e C2) e uma pastagem antiga (P1) e outra recém-renovada (P2).....40

LISTA DE TABELAS

- Tabela 1. Abundância (no. ind. m⁻²) das espécies e morfoespécies de minhocas em dois fragmentos floresta secundária (F1 e F2), duas plantações de cacau (C1 e C2), e uma pastagem antiga (P1) e outra recém-renovada (P2), encontradas em duas épocas de coleta (1=julho 2019; 2= setembro 2019) nas Áreas Experimentais da Ceplac, Ilhéus, BA.....25
- Tabela 2. Biomassa (g. m⁻²) das espécies e morfoespécies de minhocas em dois fragmentos floresta secundária (F1 e F2), duas plantações de cacau (C1 e C2) e uma pastagem antiga (P1) e recém renovada (P2), encontrada em duas épocas de coleta (1=julho 2019; 2= setembro 2019) na Ceplac, Ilhéus, BA.....**Er**
ror! Bookmark not defined.2
- Tabela 3. Características químicas do solo nas profundidades de 0-10, 10-20 e 20-30 cm, em dois fragmentos floresta secundária (F1 e F2), duas plantações de cacau (C1 e C2) e uma pastagem antiga (P1) e recém renovada (P2) na CEPLAC, Ilhéus, BA.....38
- Tabela 4. Densidade, biomassa e riqueza de espécies de minhocas (total, nativas, exóticas), em áreas de Floresta Atlântica no Brasil (incluindo o estudo atual). ND = não definido.....41
- Tabela 5. Densidade, biomassa e riqueza de espécies de minhocas (total, nativas, exóticas), em áreas de pastagens no bioma da Mata Atlântica, Brasil (incluindo o estudo atual). ND = não definido.. 42
- Tabela 6. Densidade, biomassa e riqueza de espécies de minhocas (total, nativas, exóticas), em áreas de produção de cacau (pleno sol ou agroflorestal) no Brasil e outros países (incluindo o estudo atual). ND = não definido..... 45

SUMÁRIO

Contents

| | |
|---|-----------|
| RESUMO | 11 |
| 1. INTRODUÇÃO | 13 |
| 2. METODOLOGIA | 18 |
| 2.1 ÁREA DE ESTUDO..... | 18 |
| 2.1.1 Descrição dos locais de coleta | 19 |
| 2.2 COLETA DAS AMOSTRAS | 20 |
| 2.2.1 Minhocas (Oligochaeta) | 20 |
| 2.2.2 Solos..... | 21 |
| 2.3 ANÁLISE DE DADOS | 24 |
| 3. RESULTADOS..... | 25 |
| 3.1 RIQUEZA..... | 25 |
| 3.2 ABUNDÂNCIA | 29 |
| 3.3 BIOMASSA | 31 |
| 3.4 ANÁLISE DOS SOLOS | 36 |
| 3.5 ANÁLISE MULTIVARIADA..... | 39 |
| 4. DISCUSSÃO..... | 41 |
| 5. CONCLUSÃO | 47 |
| 6. REFERÊNCIAS | 48 |

RESUMO

As minhocas estão relacionadas com a qualidade do solo, atuam como agentes de fertilidade em solos agrícolas, bioindicadores da qualidade ambiental e podem contribuir para a manutenção do equilíbrio dos ecossistemas terrestres. Contudo, estão entre os grupos animais que, apesar de serem comumente encontrados, são pouco conhecidos quanto a sua biologia e diversidade nos solos do Nordeste brasileiro. Portanto, o presente trabalho avaliou as populações de minhocas e atributos do solo em três sistemas de uso na região de Ilhéus, Bahia: Mata Atlântica (F1 e F2), cacaua (C1 e C2) e pastagem (P1 e P2). Duas hipóteses foram testadas: i) a riqueza de minhocas é consideravelmente maior na floresta em relação às áreas de cacaua e pastagem; ii) a pastagem e o cacaua possuem valores mais altos de biomassa e abundância que a floresta. Foram realizadas duas amostragens em cada sistema, uma no inverno (mês de Julho) e a segunda no inverno e início da primavera (meses de Setembro e Outubro). Em cada área, foram coletados cinco pontos usando o método TSBF (Tropical Soil Biology and Fertility), totalizando 30 amostras. O solo foi submetido a análise de rotina e o material biológico foi triado e identificado ao nível de espécie quando possível. Entre as 31 espécies e morfoespécies encontradas, apenas duas foram identificadas ao nível de espécie e a maior parte corresponde a espécies novas. As duas famílias predominantes foram Ocneroдрilidae e Glossoscolecidae, com predomínio de espécies nativas. A floresta foi o ambiente com a maior diversidade, riqueza e abundância de minhocas em relação à pastagem e o cacaua. A biomassa total teve maior valor na pastagem e menor no cacaua, porém os valores são bastante altos comparados aos encontrados em Mata Atlântica no Brasil e cacauais ao redor do mundo. Através da Análise de Componentes Principais (ACP), a riqueza e abundância de espécies nativas estiveram mais associadas ao ambiente florestal F2. Este esteve relacionado a solos mais férteis e ricos em nutrientes de que os sistemas de cacaua e pastagem, associados a alta porcentagem de espécies exóticas. Este estudo é importante por investigar a influência de diferentes tipos de vegetação que sofrem alterações antrópicas sobre a diversidade de minhocas, e verificar a contribuição de cada tipo de ambientes para a manutenção da diversidade de espécies de anelídeos.

Palavras-chave: Antropização. Biodiversidade. Cacaua. Pastagem. Solos.

Annelids are among the animal groups that, despite being commonly found, are practically unknown as well to their biology and diversity in soils in South America. Earthworms are related to soil quality; they act as fertility agents in agricultural soils, bioindicators of environmental quality and can contribute to maintaining the balance of terrestrial ecosystems. The aim of this study was to evaluate the diversity of annelids (Oligochaeta) in Atlantic forest (F1 and F2), cocoa plantations (C1 and C2) and pasture (P1 and P2). Two hypotheses were tested: i) the earthworm richness is significantly higher in the forest in relation to the areas of cocoa plantation and pasture; ii) Pasture and cocoa plantation have higher values of biomass and density than the forest. In each studied area, five sample points were collected using the TSBF method (Tropical Soil Biology and Fertility), totaling 30 samples. The biological material was screened and identified at the species level when possible. Among the 31 species or morphospecies found, only two were identified at the species level, as most of them are possibly new species. The two most prevalent families were Ocnerodrilidae and Glossoscolecidae. The forest was the environment with the greatest diversity and abundance of earthworms in relation to land use systems (pasture and cocoa plantations). The highest value of biomass was found in the pasture system and the lowest in cocoa plantations. Comparing our study with the data of abundance and richness in Atlantic Forest in Brazil and cocoa plantations around the world, it was observed that the values we observed are quite high. In addition, a large number of native species have been found. Through Principal Component Analysis (ACP), the richness and abundance of native species were more associated with the F2 forest environment. This was related to more fertile and nutrient-rich soils than the cacao and pasture systems, associated with a high percentage of exotic species. This study is important for investigating the influence of different types of vegetation that undergo anthropogenic changes on the diversity of earthworms, and to verify the contribution of each type of environments to the maintenance of the diversity of annelid species.

Keywords: Anthropization. Diversity. Cocoa plantation. Pasture. Soils.

1. INTRODUÇÃO

O solo é responsável por diversas funções e serviços essenciais para a manutenção da vida na terra, como por exemplo, regulação do clima, filtragem e disponibilidade de água, ciclagem de nutrientes, produção de alimentos, e habitat para numerosos organismos (BROWN et al., 2015). Entre os principais fatores para a sua formação, temos o clima, o material parental, a topografia, a biota e o tempo (RUIZ; LAVELLE; JIMENEZ, 2008). Nas regiões tropicais, a diversidade da biota do solo é significativamente maior (STAMFORD et al. 2005), e a variedade de organismos no solo é fundamental para manter os solos produtivos e saudáveis (RUIZ; LAVELLE; JIMENEZ, 2008).

Dentre os organismos mais conhecidos, tanto nas regiões tropicais quanto temperadas, estão as minhocas, que representam a maior contribuição para a biomassa de invertebrados do solo e fazem parte da macrofauna (LAVELLE et al., 1999). Elas contribuem para a pedogênese do solo por meio da bioturbação que mistura os horizontes do solo, e pela interação com outros organismos, mineralização e humificação da matéria orgânica (CUNHA et al. 2016). Através das estruturas produzidas (coprólitos e galerias) pela ingestão seletiva de materiais orgânicos e minerais, as minhocas influenciam diretamente as propriedades físicas do solo, aumentando sua porosidade e aeração (JIMÉNEZ; DECAËNS; THOMAS, 2001). Em solos tropicais convertidos em áreas agrícolas onde ocorre degradação dos atributos físicos, da matéria orgânica e das reservas de nutrientes (MACHADO, 2001), as minhocas podem ser consideradas um importante elemento para a melhoria do solo e de sua produtividade (BROWN et al., 1999).

Estima-se que existem cerca de 15.000 espécies no filo Annelida, com espécies terrestres e marinhas, sendo poucas espécies cosmopolitas, e entre as mais familiares, estão as minhocas (HICKMAN; ROBERTS; LARSON, 2004). Estas são representantes da classe Clitellata, juntamente com as sanguessugas. As minhocas são oligoquetas hermafroditos (HICKMAN; ROBERTS; LARSON, 2004; SODRÉ, 1998), e invertebrados fossoriais que atuam como engenheiros do ecossistema, devido à sua influência na estruturação dos solos e a escavação de túneis e galerias que regulam a circulação de outros organismos abaixo da superfície do solo (DELABIE et al., 2018), e a disponibilidade de recursos para os mesmos (LAVELLE et al., 1997). Sua atividade nos solos afeta a abundância e atividade de muitos outros organismos incluindo a microbiota do solo (JIMÉNEZ; DECAËNS; THOMAS, 2001).

O corpo das minhocas é dividido em segmentos que variam de acordo com a espécie e a idade, motivo por pertencerem ao Filo Annelida. Esses organismos possuem sistema digestivo completo e sistema circulatório fechado, a respiração é cutânea e a excreção ocorre por nefrídios

(SODRÉ, 1988); possuem um par de gânglios cerebróides, um par de conectivos e cordão nervoso ventral duplo (HICKMAN; ROBERTS; LARSON, 2004). Geralmente habitam galerias ramificadas e a locomoção se dá por movimentos peristálticos, sendo primordialmente saprófagos. As minhocas podem ser classificadas em três grupos funcionais principais, de acordo ao seu regime alimentar e hábito de vida: epígeas, espécies pigmentadas que vivem e alimentam-se de matéria orgânica fresca na superfície do solo; anécicas, espécies com pigmentação dorsal que se alimentam da matéria orgânica na superfície e passam a maior parte do tempo em galerias predominantemente verticais dentro do solo; endogeicas, espécies apigmentadas geófagas que vivem e se alimentam em diferentes profundidades do solo, com diferentes teores e estados de humificação da matéria orgânica (BOUCHÉ, 1977; LAVELLE, 1981). Como exemplos, temos *Eisenia fetida* (Savigny, 1826) e *Eisenia andrei* Bouché, 1972 (epígeas), espécies comumente usadas na vermicompostagem e vermicultura, espécies de minhocoço (Rhinodrilidae sp.) e *Lumbricus terrestris* Linnaeus, 1758 (anécicas), e *Pontoscolex corethrurus* (Müller, 1857) (endogeica). As espécies endogeicas predominam em regiões tropicais, enquanto as espécies epígeas e anécicas são mais frequentes nas regiões temperadas (LAVELLE, 1983), um indício de que a estrutura das comunidades de minhocas é determinada principalmente por fatores climáticos (PHILLIPS et al., 2019).

As minhocas também são consideradas excelentes bioindicadores (DAUGBJERG et al., 1988; DIDDEN, 2003; GUÉI; TONDOH 2012). A diversidade de minhocas, assim como sua abundância ou a sua simples ocorrência, pode indicar o nível em que uma área (agrícola ou natural) está conservada, perturbada e o seu potencial de fertilidade (CHRISTOFFERSEN, 2010; BERTRAND et al., 2015), e a densidade de minhocas está entre os indicadores biológicos mais frequentemente utilizados (BÜNEMANN et al., 2018). Além disso, já foi observada uma queda acentuada da biodiversidade local de minhocas quando a cobertura florestal cai abaixo de 30-40 % (DECAËNS et al., 2018). Estudos apontam que o impacto humano através da agricultura pode reduzir a diversidade de espécies (DEMETRIO et al. 2018), assim como, a riqueza de espécies diminuir com o aumento da intensificação agrícola (DECAËNS et al., 2018; GUÉI; TONDOH, 2012). Entretanto, outros indicam aumento das populações de minhocas em Plantio Direto (BROWN et al. 2003; BARTZ., PASINI., BROWN, 2013; DEMETRIO et al. 2019). Em ecossistemas naturais do Brasil, ações antrópicas como a mudança no uso da terra ameaçam a sobrevivência das espécies nativas que são geralmente mais sensíveis a perturbações (BROWN; JAMES, 2007). Por exemplo, *Fimoscolex sporadochaetus* Michaelsen, 1918, conhecida de apenas alguns lugares em Minas Gerais, está incluída na Lista Vermelha de espécies ameaçadas de extinção desde 2003, sendo

classificada como Em Perigo (EN), devido à redução do habitat natural, à urbanização, mineração e desmatamento (BROWN; JAMES; MARINI-FILHO, 2012). Já *Rhinodrilus alatus* Righi, 1971 foi classificada na categoria Menos Preocupante (LC), sendo as principais ameaças a conversão de vegetação natural (Cerrado) em lavouras anuais, e o uso intensivo como isca para pesca há décadas sem nenhum manejo (DRUMOND; BROWN; MARINI-FILHO, 2012).

Da América Latina, conhecem-se mais de 881 espécies descritas de minhocas, de 120 gêneros e 12 famílias, sendo o Brasil o país com a maior riqueza registrada (>300 spp.), e Rhinodrilidae e Glossoscolecidae são as famílias com mais número de espécies (BROWN et al., 2013). No mundo, a estimativa é de cerca de 8.000 espécies de minhocas que habitam o solo, ambientes de água doce e marinha (SODRÉ, 1988). Entre as espécies da América Latina, encontram-se três famílias (Glossoscolecidae, Acanthodrilidae e Ocnerodrilidae) predominantes e vários gêneros endêmicos, e 93% das espécies conhecidas são endêmicas (FRAGOSO; BROWN, 2007). Espécies endêmicas geralmente são encontradas em vegetação nativa bem preservada (CHRISTOFFERSEN, 2010), por exemplo, o Brasil abriga mais de 50 espécies de minhocoçus (Rhinodrilidae) em áreas de vegetação nativa (BROWN; JAMES, 2007). Por sua vez, as espécies exóticas tendem a ocupar e ser mais abundantes em áreas perturbadas (BROWN et al., 2006), sendo *P. corethrurus* a espécie mais conhecida e abundante, nativa do norte do país e considerada invasora peregrina, pois é encontrada por todo o país (BROWN; JAMES, 2007).

Estima-se que existam mais de 1.400 espécies de minhocas no Brasil, sendo a maior parte nativa e com distribuição restrita (espécies endêmicas) (BROWN; JAMES, 2007). Considerando os biomas brasileiros, as maiores diversidades encontram-se na Mata Atlântica e na Amazônia, com predominância de minhocas nativas (BROWN; JAMES, 2007), uma vez que existem poucos registros e pesquisas nos demais biomas. Considerando as regiões geográficas do país, o Nordeste é a região do país com o menor número de espécies de minhocas conhecidas, enquanto o estado com maior riqueza nesta região é o da Bahia (SOUSA et al., 2020). Contudo, o conhecimento sobre a riqueza de minhocas para o estado é muito escasso (RIGHI, 1971; RIGHI, 1985; PENEIREIRO, 1999; BROWN; JAMES, 2007; CHRISTOFFERSEN, 2008). Desse modo, espera-se que muitas mais espécies sejam descobertas ao intensificar esforços de coleta neste estado e na região Nordeste como um todo.

Entre os organismos da macrofauna do solo, as minhocas possuem biomassa predominante nos diferentes Sistemas de Uso do Solo - SUS (BARROS et al. 2002; BROWN et al. 2009; FREITAS et al. 2015a; CAMARGO, 2016), e geralmente, está entre os grupos

com maior abundância de indivíduos (LUIZÃO et al. 2002; BROWN., MASCHIO., FROUFE, 2009; LIMA et al. 2011; BRAGA, 2015; CAMARGO, 2016; TAPIA-CORAL et al. 2016). São geralmente dominantes em pastagens (BARROS et al. 2002; CAMARGO, 2016), onde alcançam altos valores de densidade e biomassa em relação a culturas agrícolas anuais e florestas (LAVELLE et al. 1999). Em uma revisão das populações de minhocas no Brasil, pastagens e floresta ombrófila densa foram avaliadas em 26 e 15 locais, respectivamente, no bioma Mata Atlântica (NADOLNY et al., 2020b). A abundância e biomassa das minhocas variou de 0 a 370 ind. m⁻² e 43 g m⁻² nas pastagens e de 0 a 320 ind. m⁻² e 50 g m⁻² nas florestas, respectivamente. Contudo, apenas um estudo possui dados para a Bahia em floresta nativa (PEREIRA et al., 2012). Além disso, poucos estudos (cerca de um terço das pastagens e a metade das áreas de florestas) identificaram as espécies de minhocas coletadas (NADOLNY et al., 2020b). A identificação das espécies é importante para conhecer melhor os impactos dos sistemas de uso sobre a biodiversidade, e porque ambientes mais preservados tendem a ter predominância de espécies nativas em relação aos sistemas perturbados como, por exemplo, pastagens e culturas agrícolas, onde espécies exóticas e peregrinas adaptadas a áreas antropizadas podem ser mais frequentes (BROWN et al., 2006; STEFFEN et al., 2012).

Os sistemas integrados, como os sistemas agroflorestais e os agrosilvopastoris também são bastante interessantes para as minhocas (NADOLNY, 2017; NADOLNY et al., 2020a). Nos sistemas agroflorestais, a diversificação das culturas, a presença de árvores por longo tempo, a adição de matéria orgânica fresca proveniente das podas frequentes, e a ausência de perturbação do solo são fatores que podem sustentar altas populações de minhocas (BROWN et al., 2009; CREMONESI et al., 2020). Até o momento, 21 trabalhos avaliaram populações de minhocas em SAFs no Brasil (NADOLNY et al. 2020b; MOÇO et al. 2009, 2010), sendo 10 deles na Amazônia, nove na Mata Atlântica e um na Caatinga. A abundância e biomassa média das minhocas variou entre 0 e 600 indiv. m⁻² e 82 g.m⁻² de peso fresco. Desses trabalhos, três foram feitos na Bahia (PEREIRA et al., 2012; MOÇO et al. 2009, 2010), e três deles abordaram as minhocas em sistemas de produção de cacau (BRAGA, 2015; MOÇO et al. 2009, 2010; ROUSSEAU et al. 2012).

O cacauzeiro (*Theobroma cacao* L.) originou-se provavelmente no Alto do Amazonas (MONTEIRO; AHNERT, 2012; MÜLLER; VALLE, 2012). É uma planta tipicamente tropical, apresentando sensibilidade a baixas temperaturas, e necessita uma temperatura média mensal variando de 18 a 28 °C para o seu cultivo (MÜLLER; VALLE, 2012). Possui como principais pragas, diversas espécies de insetos (tripés, percevejos, besouros, lagartas, formigas), ou ainda, ácaros e roedores (NAKAYAMA et al. 2012). A área dedicada à produção de cacau no Brasil

é de aproximadamente 600.000 ha (IBGE, 2019), dos quais a maior parte (~70%) estão no estado da Bahia. Para a região cacauzeira da Bahia, os solos indicados como os melhores para a sua cultura são Nitossolo Háplico Eutrófico, Argissolo Vermelho-Amarelo Eutrófico, Cambissolo Háplico Distrófico e Neossolos Flúvicos Eutróficos típicos (CHEPOTE et al., 2012).

Para avaliar a qualidade do solo em plantações de cacau, a combinação da abundância de minhocas e formigas pode ser usada (KILOWASID et al., 2015), e a presença de minhocas pode afetar o crescimento da planta, e sua resistência contra tripes (XIAO et al., 2018). Ainda, a adição de cascas de cacau compostadas além de minhocas, eleva a taxa de matéria orgânica do solo e a sua qualidade (MOLINA-MURGUIA; GARCÍA-CALDERÓN; MARTÍN, 2009). A sustentabilidade agrícola pode ser, assim, favorecida por meio da atividade das minhocas (BERTRAND et al., 2015). Contudo, ainda não existem informações sobre populações e biodiversidade de minhocas em áreas de produção de cacau na Bahia, coletada usando métodos padronizados.

O bioma Mata Atlântica sofreu grande redução ao longo dos anos, devastação resultante de uma ação antrópica provocada por séculos (NEVES, 2006). A ocupação urbana no Brasil levou à extensa destruição da Mata Atlântica ao ocorrer no território de domínio deste bioma (MELO, 2006). As grandes cidades e centros urbanos, pastos e áreas agricultáveis foram conquistando o espaço de floresta nativa (NEVES, 2006). Porém, altos índices de biodiversidade de fauna e flora ainda são encontrados em seus fragmentos de vegetação nativa, que protegem recursos hídricos, e atuam na contenção de encostas e regulação do clima (MMA, 2010). Esses influenciam, em especial, na qualidade de vida nos espaços urbanos, pois as áreas urbanas exigem grande produção dos mananciais hídricos, fortemente relacionados às florestas (MELO, 2006). O bioma Mata Atlântica é qualificado como “hotspot”, visto que é uma área ameaçada e rica em biodiversidade, sendo prioridade para a conservação (MYERS et al., 2000). Dessa maneira, a conservação de seus remanescentes, bem como das matas ciliares, é imprescindível para a habitação de inúmeras espécies.

Uma ampla investigação sobre a diversidade de minhocas se faz necessária na região Nordeste do Brasil, tendo em vista a extensão de áreas com floresta atlântica, os poucos estudos sobre este grupo nesta região (SOUSA et al., 2020), e a sua importante contribuição para uma melhor qualidade dos solos. Dados da diversidade até então desconhecida podem ser utilizados para identificar espécies benéficas para o solo ou cultivos agrícolas na região, tais como os de cacau, café, cupuaçu ou mamão, além de indicar espécies potencialmente ameaçadas de extinção e que precisam de atenção para conservação efetiva. Além disso, como base para

trabalhos futuros que visam, por exemplo, relacionar esta diversidade com os tipos de uso do solo, devem-se determinar as espécies encontradas, visando encontrar espécies bioindicadoras e promotoras da fertilidade do solo e produtividade vegetal. Desse modo, a presente pesquisa teve como objetivo avaliar as populações de minhocas (*Oligochaeta*) e atributos do solo em floresta secundária, cacaual e pastagem nas áreas experimentais da CEPLAC (Comissão Executiva do Plano da Lavoura Cacaueira) em Ilhéus, estado da Bahia. Especificamente, duas hipóteses foram testadas: i) a riqueza de minhocas é consideravelmente maior na floresta em relação às áreas de cacaual e pastagem; ii) a pastagem e o cacaual possuem valores mais altos de biomassa de abundância que a floresta.

2. METODOLOGIA

2.1 ÁREA DE ESTUDO

Este estudo foi realizado nas áreas experimentais da CEPLAC (Comissão Executiva do Plano da Lavoura Cacaueira), município de Ilhéus (sede: 14°47'28.0"S; 39°03'04.4"W), Sul da Bahia, Brasil. O clima nesta região é Af segundo a classificação de Köppen (ALVARES et al. 2013), com temperatura média de 24.5°C, e a pluviosidade média anual é de 1.946 mm (CLIMATE-DATA.ORG, 2020). A amostragem de minhocas foi realizada em pontos distribuídos em florestas e dois sistemas de uso do solo: floresta secundária (F1 e F2), cacauais (C1 e C2) e pastagens (P1 e P2) (Figura 1 e 2).

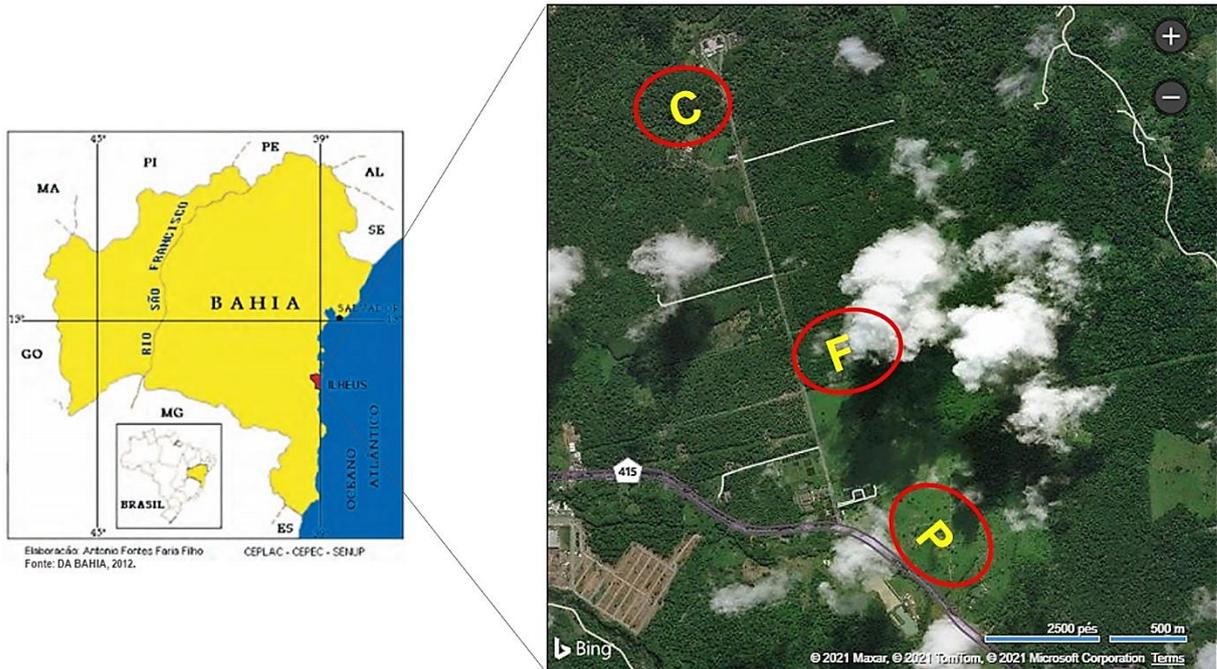


Figura 1. Localização das florestas e dos dois sistemas de uso do solo avaliados na Ceplac, Ilhéus, BA. Fragmento de floresta secundária (F), plantações de cacau com >40 anos (C) e pastagem antiga (>40 anos), com uma secção recém renovada (P).

2.1.1 Descrição dos locais de coleta

As duas áreas de **Floresta secundária** (F1: $14^{\circ}46'33.3''S$ $039^{\circ}13'29.1''W$; e F2: $14^{\circ}46'24.2''S$ $039^{\circ}13'30.8''W$) em bioma Mata Atlântica e caracterizado como Floresta Ombrófila Densa, se encontram num fragmento florestal regenerado após o abandono de um antigo cacauzal, o qual foi mantido como reserva quando a CEPLAC adquiriu a fazenda em 1957. A área possui pelo menos 60 anos sem aplicação de defensivos agrícolas (Figura 2a). A elevação é de 56 m na F1, e de 24 m na F2. Os solos são periodicamente inundados por flutuação do lençol freático, e na F2 a inundaç o prolonga-se por mais tempo em rela o a F1.: O Gleissolo Háplico Eutrófico tpico – Gxbe é predominante (SANTANA et al. 2016)

Os **Cacauais** (C1: $14^{\circ}45'36.2''S$ $039^{\circ}13'59.2''W$; C2: $14^{\circ}45'24.8''S$ $039^{\circ}13'54.2''W$) são sistemas agroflorestais com mais de 40 anos (Figura 2b), sendo predominantemente sombreadas pelas rvores *Erythrina* spp. (Fabaceae), *Genipa americana* (Rubiaceae), *Artocarpus heterophyllus* (Moraceae), e *Theobroma grandiflorum* (Sterculiaceae). Não recebem aplica o de inseticida há mais de 30 anos. Porém, foram sujeitas a aplica es intermitentes de fungicidas cúpricos ou de outra natureza para o controle da Podridão-Parda *Phytophthora* spp. e, desde 1980, da Vassoura-de-Bruxa causada pelo fungo *Moniliophthora perniciosa*. O C1 teve aplica o de glifosato de 4 a 5 L ha⁻¹, nos anos 2018 e 2019, sendo que,

em março de 2019, ocorreu uma última aplicação, enquanto o C2 está há aproximadamente dois anos sem aplicação de herbicidas. A elevação em C1 é de 52 m, enquanto na C2, é de 62 m. Os tipos de solo são Nitossolo Háplico Eutrófico típico - NXe (predominante) e Gleissolo Háplico Eutrófico típico – Gxbe (apenas em C1) (SANTANA et al. 2016).

As duas **Pastagens** (P1: 14°47'18.2"S 039°13'01.4"W e P2: 14°47'01"S 039°13'11"W), se situam a 40 m de altitude (Figura 2c), possuem como vegetação dominante a gramínea *Brachiaria* sp. de origem africana, e não recebem aplicação de defensivos agrícolas. A área P1 é um pasto abandonado com mais de 40 anos, e predominantemente invadido por vegetação secundária. A P2 foi renovada em 2018, com aplicação de superfosfato simples antes do plantio, não havendo aplicação de insumo agrícola desde 2019. Os solos Gleissolo Háplico Eutrófico típico – Gxbe e, Argissolo Vermelho-Amarelo Distrófico abrupto - PVAd, estão presentes tanto em P1 quanto em P2 (SANTANA et al. 2016).



Figura 2. Imagem satélite das áreas amostradas na CEPLAC em Ilhéus, BA. a) localização dos transetos na floresta secundária F1 e F2; b) localização dos transetos nos cacauais C1 e C2; c) localização dos transetos nas pastagens P1 e P2.

2.2 COLETA DAS AMOSTRAS

2.2.1 Minhocas (*Oligochaeta*)

Em cada área estudada (C1, C2, F1, F2, P1 e P2), foram coletados cinco pontos amostrais, totalizando 30 amostras. Para a coleta de minhocas, foi utilizado o método TSBF (Tropical Soil Biology and Fertility) adaptado (Anderson e Ingram, 1993), que consistiu na

demarcação de uma área (25 x 25 cm) onde a serapilheira e três camadas do solo foram sucessivamente retiradas. Inicialmente cada amostra foi delimitada com um gabarito metálico de 25 x 25 cm, sendo coletada a serapilheira das amostras de floresta e de cacaua, enquanto na pastagem foi coletada a vegetação superficial. Em seguida, para a retirada de cada amostra, foi realizada escavação com o auxílio de uma cavadeira articulada (Figura 3a), a fim de retirar os monólitos de 0-10, 10-20 e 20-30 cm de profundidade. Cada 10 cm foi medido com régua, com uma enxada reta introduzida na base do monólito a ser retirado (Figura 3d,e), e as laterais foram soltas com uso de marreta e cavadeira reta (Figura 2e). Poucas amostras (\cong quatro) foram retiradas com o quadro de metal (Figura 3b,c,f), em razão da rigidez do solo. Determinou-se um intervalo mínimo de 10 m entre a borda do ecossistema e a primeira amostra, bem como entre amostras sucessivas distribuídas em linha (Figura 4). Foi coletada uma amostra por dia, e cada camada foi recolhida em sacos plásticos, rotulados com o número da amostra e da camada correspondente. A triagem do solo (Figura 3g,h,i) foi realizada no Laboratório de Mirmecologia do CEPEC/CEPLAC. Para isso, determinou-se tempo de 30 minutos para a triagem da serapilheira e 60 minutos para cada monólito de solo, todos foram revisados e finalizados. As minhocas encontradas foram imediatamente fixadas e conservadas em álcool absoluto. As coletas ocorreram de 05 a 30/07/2019 nas áreas F1, P1 e C1, enquanto que nas F2, P2 e C2, ocorreram no período de 09/09 a 01/10/2019.

A identificação das minhocas coletadas no primeiro período de amostragem foi realizada durante o Curso de Taxonomia, Biologia e Ecologia de Minhocas em Curitiba-PR pelos Professores George Brown e Marie Bartz. O material coletado no segundo momento foi identificado no Laboratório de Biologia do Solo da Universidade Federal do Paraná (UFPR) por George Brown. A identificação foi realizada por uma morfoespeciação até o nível de família para a maioria das minhocas coletadas e, ao nível de espécie, quando possível. Posteriormente, o material biológico foi pesado para determinação da biomassa (em gramas) com o auxílio de balança analítica, agrupando todos os indivíduos de uma mesma espécie presentes em cada amostra e por profundidade. Os dados obtidos foram expressos em indivíduos por metro quadrado (ind m^{-2}), gramas por metro quadrado (g m^{-2}) e números de espécies encontradas.

2.2.2 Solos

Após a separação das minhocas, amostras de solo foram coletadas a partir de frações extraídas dos monólitos de TSBF para cada uma das três profundidades avaliadas (0-10, 10-20 e 20-30 cm) no primeiro período de amostragem (05 a 30/07/2019). Em seguida, realizou-se a

mistura dos solos provenientes de cada profundidade, originando uma amostra composta de 180 g. Na segunda coleta, as amostras de solo foram coletadas antes das amostras de TSBF, no dia 02/09/2019 nas áreas P2, F2 e C2. Usou-se cavadeira articulada para a retirada das amostras nas profundidades de 0-10, 10-20 e 20-30 cm. Foram utilizados três baldes para realizar a mistura de cada uma das três camadas, e a quantidade de 180 g de solo foi recolhida em sacos plásticos rotulados (A1, A2 e A3) para cada área. O lugar onde foi retirada a amostra de solo foi marcado com estaca, e a coleta dos monólitos de TSBF realizados imediatamente ao lado.



Figura 3. Procedimentos de coleta (TSBF) e triagem do material coletado. (a) Demarcação da área (25x25 cm) e escavação ao lado da amostra para a retirada dos monólitos. (b) Delimitando a camada 0-10 cm para a sua retirada e depósito no saco plástico (c). Medição dos próximos 10 cm com uma régua (d), para coletar a camada 10-20 cm com ajuda de uma enxada na base (e). (f) Quadro de metal na camada 20-30 cm de profundidade.

Liteira, e monólitos de solo tomados a 0-10, 10-20 e 20-30 cm prontos para serem levados ao laboratório (g) para a realização da triagem (h) e (i).

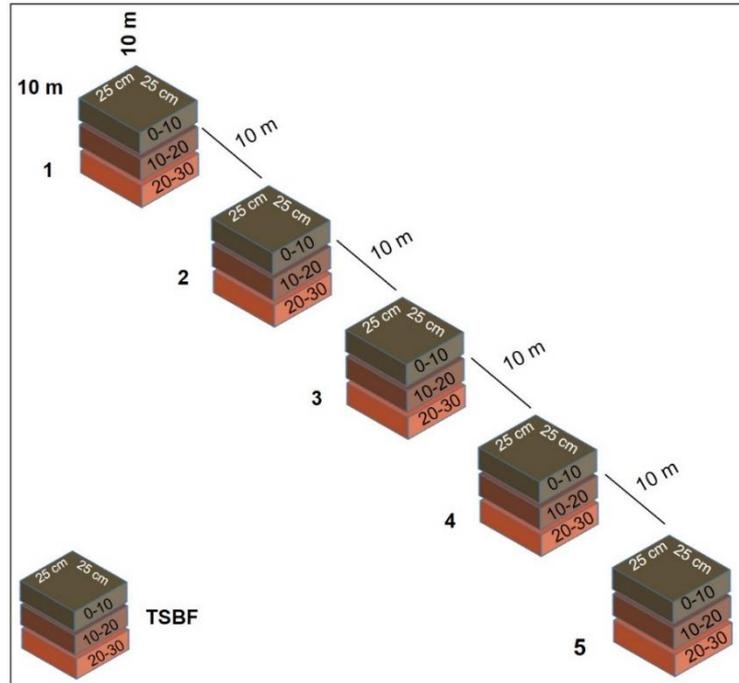


Figura 4. Diagrama ilustrando a distribuição dos cinco monólitos de TSBF para triagem manual das minhocas, num transecto de 40 m de comprimento, em cada uma das áreas de floresta, cacau e pastagem na CEPLAC, Ilhéus, BA.

Posteriormente, as amostras foram homogeneizadas e o solo foi encaminhado ao Laboratório de Análise de Solos da CEPLAC/Mapa. O solo foi previamente seco ao ar, e depois tamisado em peneira com malha de 2 mm para obtenção de *terra fina seca ao ar* (TFSA). Para determinação de Al^{3+} , Ca^{2+} , Mg^{2+} , foi realizada extração com cloreto de potássio. Para isso, transferiu-se 10 cm³ de TFSA (<2mm) para Erlenmeyer de 125 ml; depois foi adicionado 100 ml de solução extratora de KCL 1N, agitando durante 5 minutos em agitador horizontal rotativo (220 rpm), deixando repousar até o dia seguinte (tempo mínimo de 8 horas) ou centrifugando durante 5 minutos a 1500 rpm.

Para a determinação de alumínio (acidez trocável), foi tomada uma alíquota de 25 ml do extrato de KCl para Erlenmeyer de 125 ml, adicionado 3 gotas do indicador azul de bromotimol, titulando com a solução de NaOH 0,025N e anotado o volume gasto.

Para determinação de K, Na e P, foi usada a extração de Mehlich-1. Transferiu-se 10 g ou 10 cc de TFSA (<2mm) para um Erlenmeyer de 125 ml, adicionou-se 100 ml de solução de Mehlich-1, agitando durante 5 minutos em agitador horizontal (220 rpm), deixando em repouso até o dia seguinte (tempo mínimo 8 horas) ou centrifugando durante 5 minutos a 1500 rpm.

O pH foi determinado em água, onde foram transferidos 10 g ou 10 cc de TFSA (<2mm) para copo plástico de 50 ml; foram adicionados 25 ml de água deionizada recém-fervida; agitou-se e deixou-se em repouso de 30 a 60 minutos, agitando periodicamente. Inseriu-se o eletrodo na suspensão de solo e foi feita a leitura do pH.

Foram calculadas a soma de bases (SB), capacidade de troca de cátions (CTC), saturação de bases (V%) e saturação de alumínio (m%) para cada profundidade das áreas amostradas (EMBRAPA, 1979).

2.3 ANÁLISE DE DADOS

Os dados da riqueza e abundância de espécies em cada área avaliada foram usados para calcular os índices de diversidade usando o programa Past (HAMMER; HARPER; RYAN, 2001). Os dados de riqueza média de espécies (número médio de espécies por amostra), abundância (número de minhocas por metro quadrado), biomassa média de minhocas (peso por metro quadrado) e biomassa individual de minhocas (peso médio por amostra) foram submetidos ao teste de normalidade de Shapiro-Wilk. Os dados que apresentaram distribuição normal foram submetidos à análise de variância considerando um modelo fatorial (local x época). Dados que não apresentaram distribuição normal foram ajustados a outros modelos de distribuição usando os modelos lineares generalizados (MLG). Quando a análise de variância (ANOVA) foi significativa, foi aplicado o teste Tukey HSD ($p < 0.05$) para identificar as diferenças entre os fatores avaliados. Adicionalmente, realizou-se uma análise hierárquica de cluster com as médias de abundância e riqueza de cada local, a porcentagem de espécies nativas e exóticas, a biomassa total e a densidade comparando entre os locais. Usou-se esses mesmos dados e os resultados da análise de solos de cada área para a realização de uma análise de componentes principais (ACP), a fim de explorar a relação entre as variáveis biológicas (associadas às minhocas) e ambientais (propriedades do solo). As análises estatísticas foram realizadas no programa R usando os pacotes ADE-4 (DRAY; DUFOUR, 2007), Multcomp (HOTHORN et al., 2008) e Vegan (OKSAGEN et al. 2019).

3. RESULTADOS

3.1 RIQUEZA

No total, foram encontradas 31 espécies ou morfoespécies de minhocas, predominantemente da família Ocnerodrilidae, seguida de Glossoscolecidae (Tabela 1). Deste total apenas duas espécies (*Pontoscolex corethurus* e *Dichogaster affinis*) foram identificadas ao nível de espécie. A espécie cosmopolita e pantropical *Pontoscolex corethurus* Müller, 1856 (Figura 5) pertencente a família Rhinodrilidae, e as morfoespécies Ocnerodrilidae sp.8 e Ocnerodrilidae sp.13 foram encontradas nas três áreas (floresta, cacau e pastagem), mas *P. corethurus* foi a única espécie presente em todos os locais (Tabela 1). Encontrou-se uma espécie de minhoca de grande porte (Figura 6), de família ainda não determinada, mas essa esteve presente apenas na floresta e na pastagem. As espécies exóticas encontradas pertenciam às famílias Acanthodrilidae (*Dichogaster* spp.) e Megascolecidae, e totalizaram três espécies. Todas as demais espécies são provavelmente nativas, com exceção de *Pontoscolex corethurus*, considerada invasora peregrina (Brown et al., 2006). Grande parte dos exemplares não pode ser identificada em nível de espécie por serem provavelmente espécies novas, ou por serem indivíduos juvenis ou casulos, os quais não apresentam as estruturas morfológicas necessárias para serem identificados em nível específico.

Tabela 1. Abundância (no. ind. m⁻²) das espécies e morfoespécies de minhocas em dois fragmentos floresta secundária (F1 e F2), duas plantações de cacau (C1 e C2), e uma pastagem antiga (P1) e outra recém-renovada (P2), encontradas em duas épocas de coleta (1=julho 2019; 2= setembro 2019) nas Áreas Experimentais da Ceplac, Ilhéus, BA.

| Família espécie ou morfoespécie | Nativa ou Exótica | F1 | F2 | C1 | C2 | P1 | P2 |
|------------------------------------|-------------------------|-------|---------|---------|---------|---------|-------|
| Acanthodrilidae | | | | | | | |
| <i>Dichogaster affinis</i> | E | 0 ± 0 | 0 ± 0 | 0 ± 0 | 32 ± 28 | 0 ± 0 | 0 ± 0 |
| <i>Dichogaster</i> sp. | E | 0 ± 0 | 0 ± 0 | 25 ± 15 | 22 ± 22 | 0 ± 0 | 0 ± 0 |
| Glossoscolecidae | | | | | | | |
| <i>Glossodrilus</i> sp.1 | N | 0 ± 0 | 0 ± 0 | 0 ± 0 | 3 ± 3 | 51 ± 51 | 0 ± 0 |
| <i>Glossodrilus</i> sp.4 | N | 0 ± 0 | 44 ± 40 | 0 ± 0 | 0 ± 0 | 0 ± 0 | 0 ± 0 |
| Glossoscolecidae sp. | N | 0 ± 0 | 0 ± 0 | 0 ± 0 | 0 ± 0 | 9 ± 9 | 0 ± 0 |
| Glossoscolecidae sp.2 | N | 0 ± 0 | 0 ± 0 | 0 ± 0 | 0 ± 0 | 3 ± 3 | 0 ± 0 |
| Glossoscolecidae sp.3 | N | 0 ± 0 | 12 ± 7 | 0 ± 0 | 0 ± 0 | 0 ± 0 | 0 ± 0 |
| Glossoscolecidae sp.4 | N | 0 ± 0 | 9 ± 3 | 0 ± 0 | 0 ± 0 | 0 ± 0 | 0 ± 0 |

| | | | | | | | | |
|----------------------------------|----|---|------------------|------------------|------------------|------------------|------------------|------------------|
| Glossoscolecidae sp.5 | N | | 0 ± 0 | 0 ± 0 | 0 ± 0 | 6 ± 6 | 0 ± 0 | 0 ± 0 |
| Megascolecidae | | | | | | | | |
| Megascolecidae spp. (juvenis) | E | | 32 ± 18 | 6 ± 3 | 0 ± 0 | 0 ± 0 | 0 ± 0 | 3 ± 3 |
| Ocnerodrilidae | | | | | | | | |
| Ocnerodrilidae sp. | N | | 12 ± 7 | 0 ± 0 | 25 ± 25 | 0 ± 0 | 0 ± 0 | 0 ± 0 |
| Ocnerodrilidae sp.1 | N | | 153 ± 56 | 3 ± 3 | 0 ± 0 | 0 ± 0 | 3 ± 3 | 0 ± 0 |
| Ocnerodrilidae sp.2 | N | | 96 ± 84 | 38 ± 17 | 0 ± 0 | 0 ± 0 | 0 ± 0 | 0 ± 0 |
| Ocnerodrilidae sp.3 | N | | 3 ± 3 | 12 ± 9 | 25 ± 16 | 0 ± 0 | 0 ± 0 | 0 ± 0 |
| Ocnerodrilidae sp.4 | N | | 6 ± 6 | 28 ± 13 | 0 ± 0 | 0 ± 0 | 9 ± 9 | 0 ± 0 |
| Ocnerodrilidae sp.5 | N | | 6 ± 6 | 6 ± 6 | 0 ± 0 | 3 ± 3 | 0 ± 0 | 0 ± 0 |
| Ocnerodrilidae sp.7 | N | | 0 ± 0 | 3 ± 3 | 44 ± 18 | 9 ± 6 | 0 ± 0 | 0 ± 0 |
| Ocnerodrilidae sp.8 | N | | 0 ± 0 | 9 ± 3 | 0 ± 0 | 3 ± 3 | 0 ± 0 | 3 ± 3 |
| Ocnerodrilidae sp.9 | N | | 0 ± 0 | 6 ± 3 | 0 ± 0 | 0 ± 0 | 0 ± 0 | 0 ± 0 |
| Ocnerodrilidae sp.10 | N | | 0 ± 0 | 19 ± 12 | 0 ± 0 | 0 ± 0 | 0 ± 0 | 48 ± 12 |
| Ocnerodrilidae sp.11 | N | | 0 ± 0 | 57 ± 38 | 0 ± 0 | 0 ± 0 | 0 ± 0 | 0 ± 0 |
| Ocnerodrilidae sp.12 | N | | 0 ± 0 | 54 ± 35 | 0 ± 0 | 0 ± 0 | 0 ± 0 | 0 ± 0 |
| Ocnerodrilidae sp.13 | N | | 0 ± 0 | 16 ± 12 | 0 ± 0 | 3 ± 3 | 0 ± 0 | 3 ± 3 |
| Ocnerodrilidae sp.14 | N | | 0 ± 0 | 3 ± 3 | 0 ± 0 | 0 ± 0 | 0 ± 0 | 0 ± 0 |
| Rhinodrilidae | | | | | | | | |
| <i>Pontoscolex corethrurus</i> | E | | 195 ± 128 | 44 ± 19 | 137 ± 102 | 297 ± 32 | 393 ± 140 | 396 ± 102 |
| <i>Urobenus</i> sp. | N | | 0 ± 0 | 6 ± 3 | 0 ± 0 | 0 ± 0 | 0 ± 0 | 0 ± 0 |
| Rhinodrilidae spp. (juvenis) | N | | 0 ± 0 | 3 ± 3 | 0 ± 0 | 0 ± 0 | 0 ± 0 | 0 ± 0 |
| Família não determinada | | | | | | | | |
| Espécie (minhocuçu1) | NI | N | 0 ± 0 | 12 ± 7 | 0 ± 0 | 0 ± 0 | 0 ± 0 | 35 ± 10 |
| Espécie (minhocuçu2) | NI | N | 0 ± 0 | 0 ± 0 | 0 ± 0 | 0 ± 0 | 0 ± 0 | 9 ± 6 |
| Espécie NI | | N | 0 ± 0 | 0 ± 0 | 3 ± 3 | 0 ± 0 | 0 ± 0 | 0 ± 0 |
| Rhinodrilidae/Glossoscolecidae | | N | 0 ± 0 | 0 ± 0 | 0 ± 0 | 0 ± 0 | 9 ± 9 | 0 ± 0 |
| Juvenis não identificados | | | 3 ± 3 | 275 ± 69 | 64 ± 38 | 57 ± 29 | 28 ± 21 | 25 ± 10 |
| Total | | | 508 ± 315 | 675 ± 324 | 326 ± 220 | 438 ± 138 | 508 ± 248 | 524 ± 151 |
| Riqueza total de espécies | | | 8 | 21 | 6 | 9 | 7 | 7 |
| Nativas/Exóticas | | | 6/2 | 19/2 | 4/2 | 6/3 | 6/1 | 5/2 |
| Índice Shannon | | | 1.19Ba | 1.77Aa | 0.81Bb | 0.77Ab | 0.50Bb | 0.80Ab |
| Índice Simpson | | | 0.65a | 0.76a | 0.47b | 0.41b | 0.27b | 0.42b |
| Equitabilidade Pielou | | | 0.84a | 0.77a | 0.78ab | 0.53ab | 0.36b | 0.64b |

Letras maiúsculas diferentes significam diferenças significativas entre as datas de coleta dentro de cada sistema enquanto letras minúsculas significam diferenças significativas entre as florestas e os sistemas de uso na mesma época de coleta.



Figura 5 - *Pontoscolex corethrurus*. Foto por Marie Bartz.



Figura 6. Espécie NI (minhocuçu1). **(a)** Em campo durante coleta na pastagem (P2). **(b)** Em bandeja durante a triagem, medindo aproximadamente 30 cm de comprimento.

A floresta secundária foi o ambiente com a maior riqueza de minhocas (22 espécies), seguida pela pastagem (13 spp.) e cacau (12 spp.). A área F2, em particular, contribuiu significativamente para o total de espécies do sistema florestal, visto que foram encontradas apenas oito espécies na F1 enquanto 21 espécies foram observadas na F2. Quando comparada a riqueza total do primeiro período em relação ao segundo, F1 e C1 apresentaram menor número de espécies quando comparados a F2 e C2, enquanto em P1 e P2, a riqueza de espécies foi equivalente (Tabela 1). A riqueza média de espécies encontrada em cada local foi maior na floresta em ambas as datas de coleta que nos sistemas de cacau e pastagem (Figura 7). Contudo, em cada sistema, não houve diferença entre as datas de coleta, apesar de haver uma tendência para maior riqueza na segunda coleta que na primeira.

A riqueza de espécies foi maior nos primeiros 10 cm de profundidade do solo (26 spp.) e menor na liteira (4 spp.). As camadas 10-20 e 20-30 cm apresentaram 19 e 15 espécies, respectivamente (Apêndice A). Para as três profundidades (0-10, 10-20 e 20-30), houve maior riqueza de espécies na F2 (Figura 8). Na liteira foram encontradas poucas espécies, e o maior número ocorreu em F1 e C2.

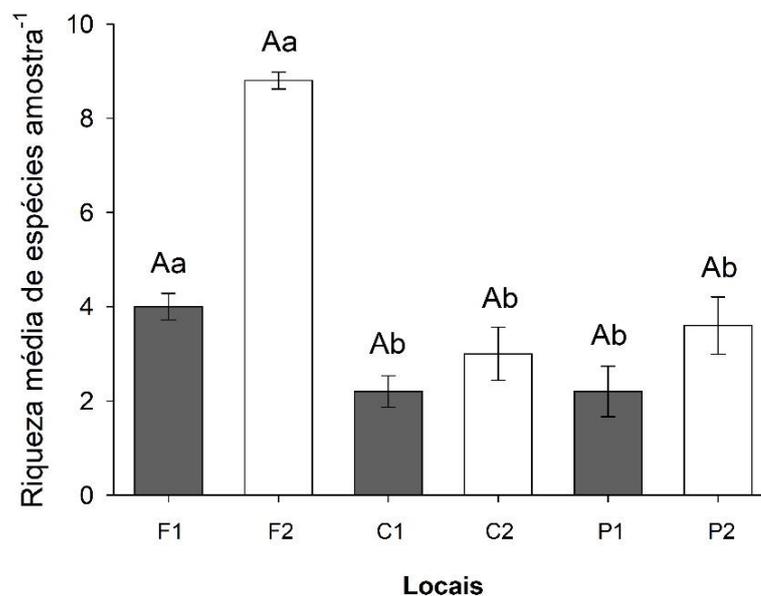


Figura 7. Riqueza média de espécies em dois fragmentos floresta secundária (F1 e F2), duas plantações de cacau (C1 e C2) e uma pastagem antiga (P1) e recém renovada (P2), encontrada em duas épocas de coleta (1=julho 2019; 2= setembro 2019) em áreas experimentais da CEPLAC, Ilhéus, BA. Não foram detectadas diferenças significativas entre as datas de coleta dentro de cada sistema (letas maiúsculas) Letras minúsculas diferentes significam diferenças significativas entre os sistemas de uso de solos na mesma data de coleta.

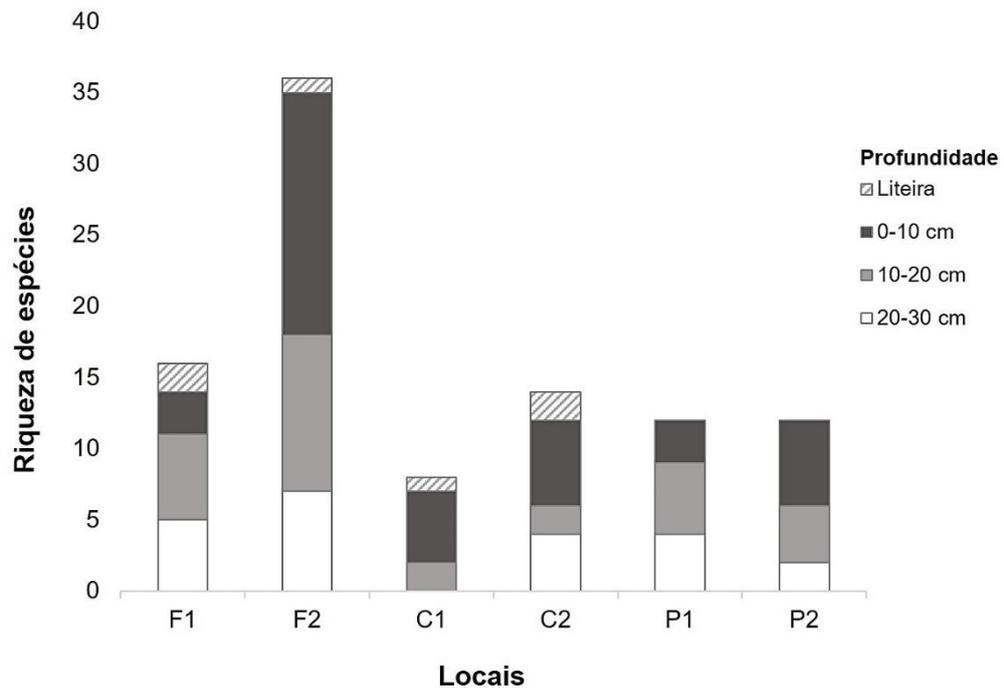


Figura 8. Riqueza de espécies por camada em dois fragmentos floresta secundária (F1 e F2), duas plantações de cacau (C1 e C2) e uma pastagem antiga (P1) e recém renovada (P2), encontrada em duas épocas de coleta (1=julho 2019; 2= setembro 2019) na Ceplac, Ilhéus, BA. O número de espécie total pode ser maior do que aquele apresentado na tabela 1, devido à presença da mesma espécie em camadas distintas do solo no mesmo sistema de uso.

3.2 ABUNDÂNCIA

Um total de 932 minhocas foi coletado. *Pontoscolex corethrurus* foi a espécie mais abundante (458 ind.), seguida por juvenis não identificáveis (142 ind.) e pela morfoespécie *Ocnerodrilidae* sp.1 (50 ind.). A área F2 apresentou a maior abundância total (675 ind. m⁻²), porém com um alto número de juvenis não identificáveis (Tabela 1). As abundâncias nas áreas P2, F1 e P1 foram próximas, sendo 524 ind. m⁻² em P2 e 508 ind. m⁻² em F1 e P1. Nos cacauais observaram-se as menores abundâncias, entre 326 e 438 ind. m⁻² (Tabela 1). A densidade de minhocas nas áreas de floresta e dos cacauais foi mais alta na segunda coleta, enquanto não houve diferença para a pastagem. Em ambas as datas de coleta, os cacauais tiveram menos indivíduos por m² que as florestas e o sistema de pastagem (Figura 9).

Em todas as áreas, houve maior concentração de minhocas nos primeiros 10 cm do solo (mínimo de 46% em F1 até 85% em P2), e menor na liteira (Figura 10). Nas duas áreas da floresta, a proporção de indivíduos em maior profundidade (20-30 cm) foi maior (20-27%) que nos dois sistemas de uso da terra (cacauais <5%; pastagens <11%).

Representantes das espécies nativas predominaram nas áreas de floresta (>55% dos indivíduos coletados), enquanto representantes das espécies exóticas foram mais abundantes nas pastagens e cacauais (50-80%). A F2 teve a menor proporção de indivíduos de espécies exóticas (8%), e a mais alta (41%) para as espécies que não puderam ser identificadas (Figura 11).

Não houve diferença na abundância das espécies entre as áreas avaliadas (Tabela 1), mas a espécie com maior densidade foi *P. corethrurus*, com valores entre 44 ind. m⁻² (F2) e 396 ind. m⁻² (P2). Juntando todas as espécies da família Ocnerodrilidae, essa família foi a segunda mais importante em abundância (entre 12 ind. m⁻² em P1 e 276 ind. m⁻² em F1) em relação às demais espécies ou famílias de minhocas.

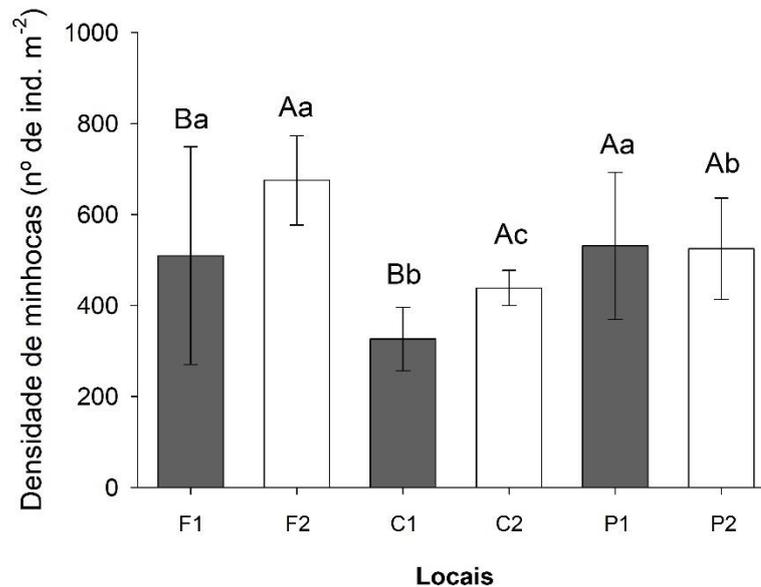


Figura 9. Densidade de minhocas (no. ind. m⁻²) em dois fragmentos floresta secundária (F1 e F2), duas plantações de cacau (C1 e C2) e uma pastagem antiga (P1) e recém renovada (P2), encontrada em duas épocas de coleta (1=julho 2019; 2= setembro 2019) na Ceplac, Ilhéus, BA. Letras maiúsculas diferentes significam diferenças significativas entre as datas de coleta dentro de cada sistema enquanto letras minúsculas significam diferenças significativas entre as florestas e os sistemas de uso na mesma data de coleta.

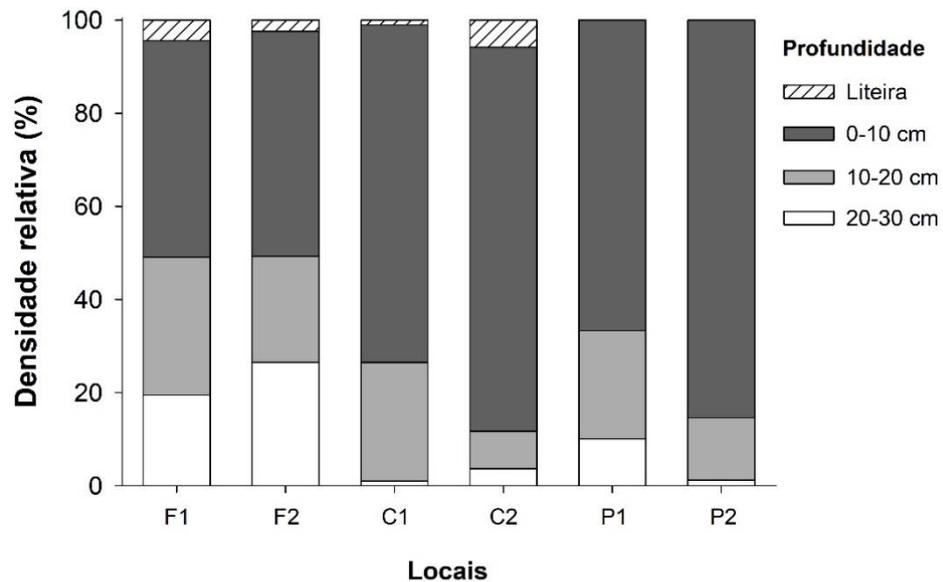


Figura 10. Abundância relativa (% do total) de minhocas nas diferentes camadas do solo (liteira, camada do solo a 0-10, 10-20 e 20-30 cm de profundidade) em dois fragmentos floresta secundária (F1 e F2), duas plantações de cacau (C1 e C2) e uma pastagem antiga (P1) e recém renovada (P2), encontrada em duas épocas de coleta (1=julho 2019; 2= setembro 2019) na Ceplac, Ilhéus, BA.

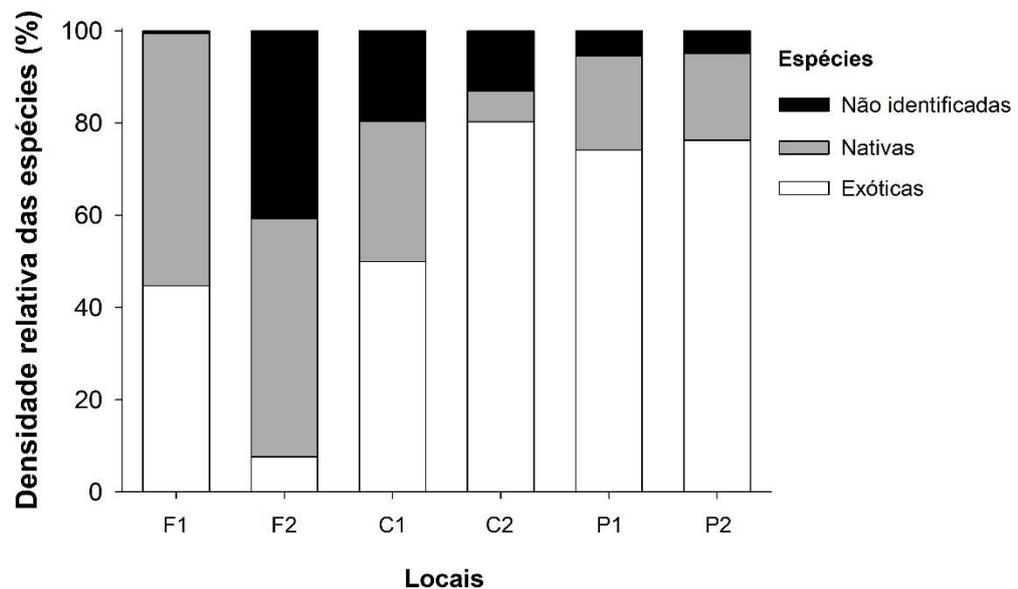


Figura 11. Abundância relativa das espécies nativas, exóticas e não identificadas em dois fragmentos floresta secundária (F1 e F2), duas plantações de cacau (C1 e C2) e uma pastagem antiga (P1) e recém renovada (P2), encontrada em duas épocas de coleta (1=julho 2019; 2= setembro 2019) na Ceplac, Ilhéus, BA.

3.3 BIOMASSA

A biomassa total das minhocas variou entre 10,55 (C1) e 95,97 (P2) g.m⁻² (Tabela 2), e foi significativamente superior em cada sistema de uso na segunda coleta que na primeira (Figura 12). A pastagem P2 teve a maior biomassa entre todas as áreas, ocorrendo o mesmo para a biomassa individual (Figura 13). Em ambas as datas de coleta, a biomassa nas pastagens foi significativamente maior que nos cacauais, mas não diferente de que nas florestas. Já a biomassa individual também foi maior na segunda coleta em todas as áreas, comparado com a primeira coleta, e as pastagens tiveram minhocas com maiores biomassas médias de que os demais locais em cada data de coleta.

As espécies que mais contribuíram para a biomassa foram *P. corethrurus* na F1 (67%), nos dois cacauais (>76%) e na P1 (73%) e P2 (50%), enquanto os minhocuços contribuíram muito para a biomassa total em F2 (60%) e P2 (45%). As outras espécies que foram importantes para a biomassa foram *Ocnerodrilidae* sp.1 na F1 e a *Urobenus* sp. na F2.

Tabela 2. Biomassa (g. m⁻²) das espécies e morfoespécies de minhocas em dois fragmentos floresta secundária (F1 e F2), duas plantações de cacau (C1 e C2) e uma pastagem antiga (P1) e outra recém renovada (P2), encontrada em duas épocas de coleta (1=julho 2019; 2= setembro 2019) na Ceplac, Ilhéus, BA.

| Família | F1 | F2 | C1 | C2 | P1 | P2 |
|------------------------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|
| espécie ou morfoespécie | | | | | | |
| Acanthodrilidae | | | | | | |
| <i>Dichogaster affinis</i> | 0 ± 0 | 0 ± 0 | 0 ± 0 | 0.4 ± 0.31 | 0 ± 0 | 0 ± 0 |
| <i>Dichogaster</i> sp. | 0 ± 0 | 0 ± 0 | 0.36 ± 0.26 | 0.52 ± 0.52 | 0 ± 0 | 0 ± 0 |
| Glossoscolecidae | | | | | | |
| <i>Glossodrilus</i> sp.1 | 0 ± 0 | 0 ± 0 | 0 ± 0 | 0.02 ± 0.02 | 0.99 ± 0.99 | 0 ± 0 |
| <i>Glossodrilus</i> sp.4 | 0 ± 0 | 0.55 ± 0.36 | 0 ± 0 | 0 ± 0 | 0 ± 0 | 0 ± 0 |
| <i>Glossoscolecidae</i> sp. | 0 ± 0 | 0 ± 0 | 0 ± 0 | 0 ± 0 | 0.09 ± 0.09 | 0 ± 0 |
| <i>Glossoscolecidae</i> sp.2 | 0 ± 0 | 0 ± 0 | 0 ± 0 | 0 ± 0 | 0.18 ± 0.18 | 0 ± 0 |
| <i>Glossoscolecidae</i> sp.3 | 0 ± 0 | 0.06 ± 0.03 | 0 ± 0 | 0 ± 0 | 0 ± 0 | 0 ± 0 |
| <i>Glossoscolecidae</i> sp.4 | 0 ± 0 | 0.03 ± 0.01 | 0 ± 0 | 0 ± 0 | 0 ± 0 | 0 ± 0 |
| <i>Glossoscolecidae</i> sp.5 | 0 ± 0 | 0 ± 0 | 0 ± 0 | 0.16 ± 0.16 | 0 ± 0 | 0 ± 0 |
| Megascolecidae | | | | | | |
| <i>Megascolecidae</i> sp. | 0.63 ± 0.36 | 0.51 ± 0.41 | 0 ± 0 | 0 ± 0 | 0 ± 0 | 0.04 ± 0.04 |
| Ocnerodrilidae | | | | | | |
| <i>Ocnerodrilidae</i> sp. | 0.30 ± 0.27 | 0 ± 0 | 0.04 ± 0.04 | 0 ± 0 | 0 ± 0 | 0 ± 0 |
| <i>Ocnerodrilidae</i> sp.1 | 4.49 ± 2.25 | 0.01 ± 0.01 | 0 ± 0 | 0 ± 0 | 0.08 ± 0.08 | 0 ± 0 |
| <i>Ocnerodrilidae</i> sp.2 | 0.21 ± 0.17 | 0.12 ± 0.06 | 0 ± 0 | 0 ± 0 | 0 ± 0 | 0 ± 0 |
| <i>Ocnerodrilidae</i> sp.3 | 0.04 ± 0.04 | 0.21 ± 0.19 | 0.32 ± 0.20 | 0 ± 0 | 0 ± 0 | 0 ± 0 |

| | | | | | | |
|--------------------------------|---------------|---------------|--------------|--------------|---------------|---------------|
| Ocnerodrilidae sp.4 | 0.07 ± 0.07 | 0.62 ± 0.44 | 0 ± 0 | 0 ± 0 | 0.34 ± 0.34 | 0 ± 0 |
| Ocnerodrilidae sp.5 | 0.02 ± 0.02 | 0.03 ± 0.03 | 0 ± 0 | 0.11 ± 0.11 | 0 ± 0 | 0 ± 0 |
| Ocnerodrilidae sp.7 | 0 ± 0 | 0.05 ± 0.05 | 1.43 ± 0.64 | 0.37 ± 0.36 | 0 ± 0 | 0 ± 0 |
| Ocnerodrilidae sp.8 | 0 ± 0 | 0.19 ± 0.16 | 0 ± 0 | 0.02 ± 0.02 | 0 ± 0 | 0.01 ± 0.01 |
| Ocnerodrilidae sp.9 | 0 ± 0 | 0.03 ± 0.02 | 0 ± 0 | 0 ± 0 | 0 ± 0 | 0 ± 0 |
| Ocnerodrilidae sp.10 | 0 ± 0 | 0.35 ± 0.22 | 0 ± 0 | 0 ± 0 | 0 ± 0 | 2.98 ± 0.89 |
| Ocnerodrilidae sp.11 | 0 ± 0 | 0.18 ± 0.13 | 0 ± 0 | 0 ± 0 | 0 ± 0 | 0 ± 0 |
| Ocnerodrilidae sp.12 | 0 ± 0 | 0.42 ± 0.32 | 0 ± 0 | 0 ± 0 | 0 ± 0 | 0 ± 0 |
| Ocnerodrilidae sp.13 | 0 ± 0 | 0.08 ± 0.07 | 0 ± 0 | 0.01 ± 0.01 | 0 ± 0 | 0.11 ± 0.11 |
| Ocnerodrilidae sp.14 | 0 ± 0 | 0.01 ± 0.01 | 0 ± 0 | 0 ± 0 | 0 ± 0 | 0 ± 0 |
| Rhinodrilidae | | | | | | |
| <i>Pontoscolex corethrurus</i> | 12.23 ± 7.01 | 5.40 ± 2.45 | 8.20 ± 7.45 | 30.16 ± 2.64 | 28.49 ± 9.23 | 47.98 ± 12.68 |
| <i>Urobenus</i> sp. | 0 ± 0 | 12.48 ± 9.46 | 0 ± 0 | 0 ± 0 | 0 ± 0 | 0 ± 0 |
| Rhinodrilidae sp. | 0 ± 0 | 0.24 ± 0.24 | 0 ± 0 | 0 ± 0 | 0 ± 0 | 0 ± 0 |
| Família não determinada | | | | | | |
| Espécie NI (minhocuçu1) | 0 ± 0 | 34.64 ± 24.54 | 0 ± 0 | 0 ± 0 | 0 ± 0 | 36.32 ± 12.56 |
| Espécie NI (minhocuçu2) | 0 ± 0 | 0 ± 0 | 0 ± 0 | 0 ± 0 | 0 ± 0 | 8.22 ± 7.18 |
| Espécie NI | 0 ± 0 | 0 ± 0 | 0.01 ± 0.01 | 0 ± 0 | 0 ± 0 | 0 ± 0 |
| Rhinodrilidae/Glossoscolecidae | 0 ± 0 | 0 ± 0 | 0 ± 0 | 0 ± 0 | 40.25 ± 8.05 | 0 ± 0 |
| Juvenis não identificados | 0.02 ± 0.02 | 1.20 ± 0.32 | 0.17 ± 0.09 | 0.27 ± 0.17 | 0.48 ± 0.43 | 0.27 ± 0.15 |
| Total | 18.03 ± 10.24 | 57.53 ± 39.64 | 10.55 ± 8.72 | 32.07 ± 4.35 | 38.72 ± 19.42 | 95.97 ± 33.66 |

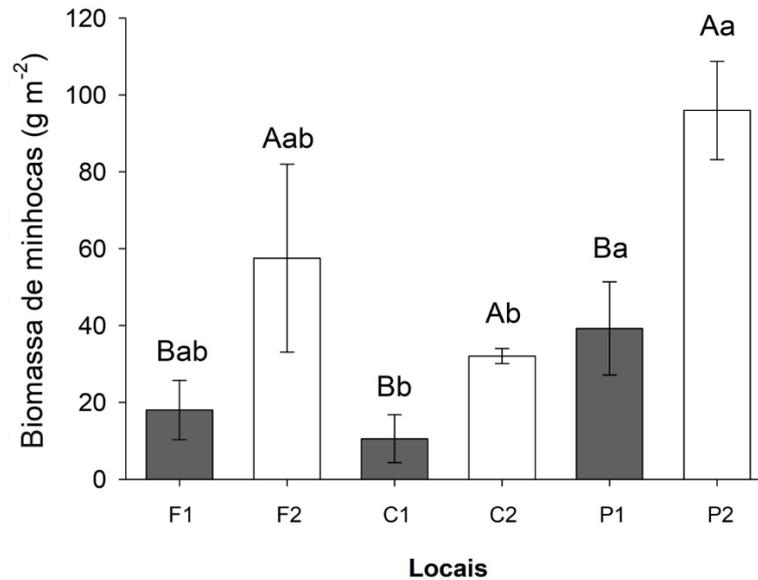


Figura 12. Biomassa (g m^{-2}) de minhocas em dois fragmentos floresta secundária (F1 e F2), duas plantações de cacau (C1 e C2) e uma pastagem antiga (P1) e recém renovada (P2), em duas épocas de coleta (1=julho 2019; 2= setembro 2019) na Ceplac, Ilhéus, BA. Letras maiúsculas diferentes significam diferenças significativas entre as datas de coleta dentro de cada sistema enquanto letras minúsculas significam diferenças significativas entre as florestas e os sistemas de uso na mesma data de coleta.

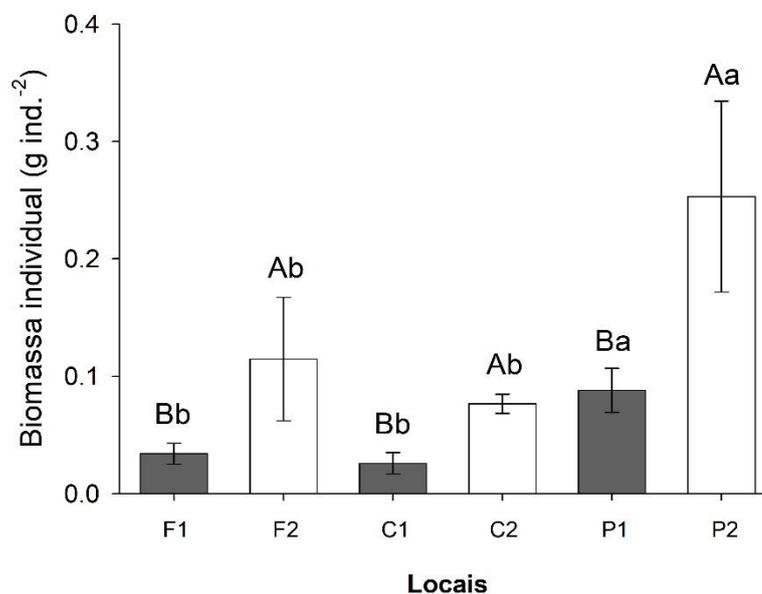


Figura 13. Biomassa individual das minhocas em dois fragmentos floresta secundária (F1 e F2), duas plantações de cacau (C1 e C2) e uma pastagem antiga (P1) e recém-renovada (P2), encontrada em duas épocas de coleta (1=julho 2019; 2= setembro 2019) na Ceplac, Ilhéus, BA. Letras maiúsculas diferentes significam diferenças significativas entre as datas de coleta dentro de cada sistema enquanto letras minúsculas significam diferenças significativas entre as florestas e os sistemas de uso de solo na mesma data de coleta.

A maior parte da biomassa das minhocas se encontrou na camada superior (0-10 cm) do solo em todos os ambientes amostrados (50% em F1 até 90% em C2), exceto em F2 (apenas 35%; Figura 14). A quantidade relativa de biomassa na camada 10-20 cm foi pequena e variou entre 8 e 38%. Na serapilheira, a quantidade relativa da biomassa foi muito baixa, alcançando apenas 2% na F1. Nas áreas de floresta, houve maior quantidade relativa de biomassa de minhocas em profundidade (camada 20-30 cm), alcançando até 45% do total em F2.

A quantidade relativa de biomassa de espécies exóticas foi >90% em ambos os cacauais, e >70% em P1 e F1 (Figura 15). Apenas em F2, houve alta contribuição das espécies nativas para a quantidade relativa de biomassa total (88%). Na pastagem P2, as espécies nativas e exóticas tiveram contribuição relativamente similar à biomassa total.

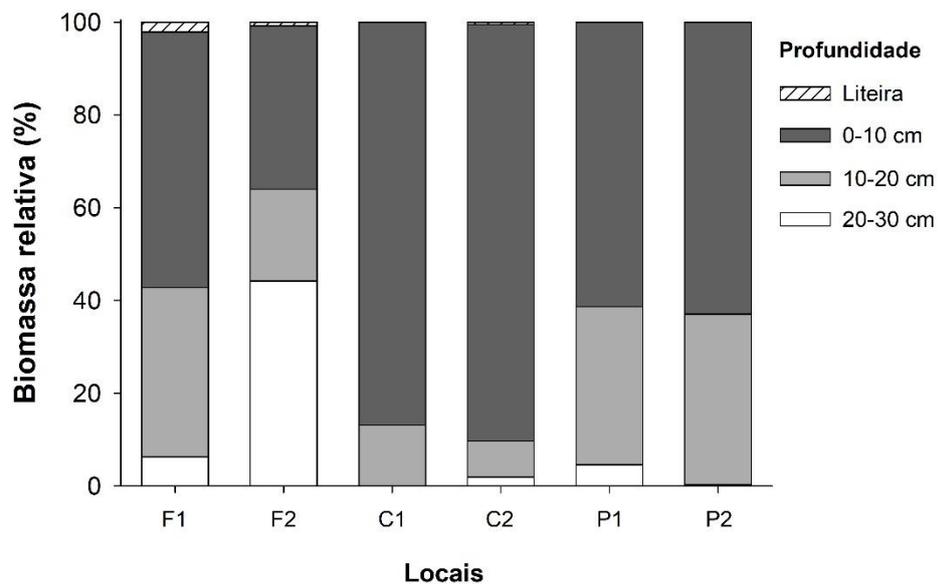


Figura 14. Biomassa relativa nas diferentes camadas do solo (liteira, monólitos de 0-10, 10-20 e 20-30 cm de profundidade) em dois fragmentos floresta secundária (F1 e F2), duas plantações de cacau (C1 e C2) e uma pastagem antiga (P1) e recém renovada (P2).

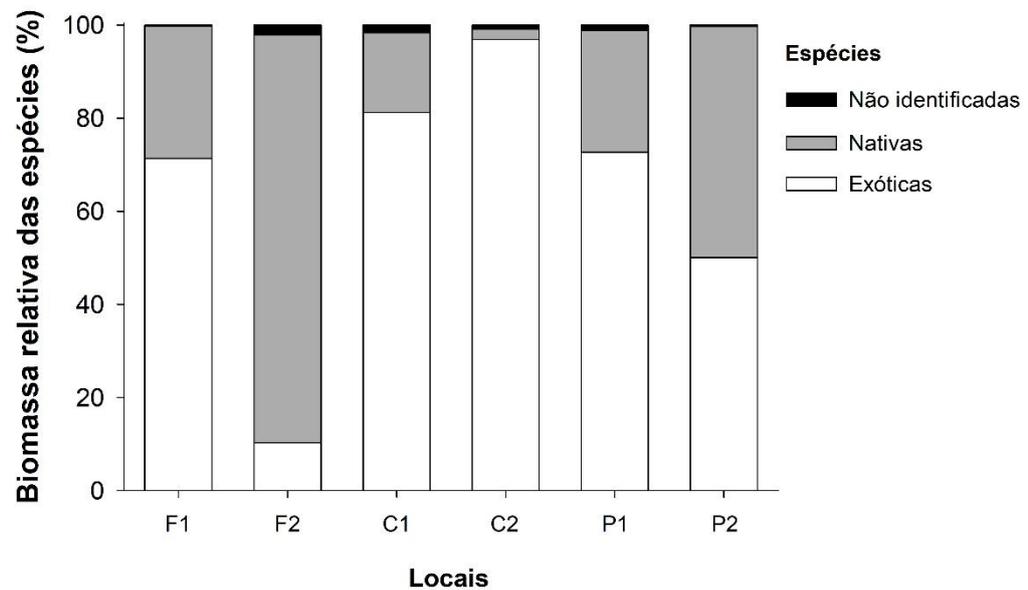


Figura 15. Biomassa relativa das espécies nativas, exóticas e não identificadas (ni) em dois fragmentos floresta secundária (F1 e F2), duas plantações de cacau (C1 e C2) e uma pastagem antiga (P1) e recém renovada (P2).

3.4 ANÁLISE DOS SOLOS

O solo da F2 apresentou alto teor de fósforo (P) nas três camadas (0-10, 10-20 e 20-30) em relação aos outros locais (Tabela 3). A floresta secundária (F1 e F2) teve a maior média da Capacidade de Troca de Cátions efetiva (CTC), enquanto C2 e P1 as mais baixas. A percentagem de saturação por bases (V) foi superior em P2, F2 e C1 (>71%), e menor em C2 (48%). Esta, juntamente com F1 tiveram solos com maior presença de alumínio, e também de argila total. Quanto aos valores de pH, os mais altos foram encontrados em P2 (6,1) e F2 (5,9), já a F1 apresentou a menor faixa (5).

O alumínio foi determinado apenas na camada 10-20 em P2, e 20-30 na C1, e a F2 teve a maior porcentagem na profundidade 0-10 cm. Os sistemas de pastagem e a floresta secundária obtiveram maior percentagem de saturação por bases (V) no horizonte de 20-30 cm, já nos sistemas de cacauais foi em 0-10cm. O CTC bem como o P, concentrou-se mais em 0-10 cm de profundidade para todos os locais, exceto na F2. As camadas mais argilosas foram a 10-20 (F1, P1 e P2) e 20-30 cm de profundidade (C1, C2 e P2). F2 teve igual valor para todas as profundidades.

Tabela 3. Características químicas do solo nas profundidades de 0-10, 10-20 e 20-30 cm, em dois fragmentos floresta secundária (F1 e F2), duas plantações de cacau (C1 e C2) e uma pastagem antiga (P1) e recém renovada (P2) na CEPLAC, Ilhéus, BA.

| Locais | Camadas | pH | AL | H+AL | Ca | Mg cmol _c /dm ³ | K | SB | CTC | V % | m | P | Argila total |
|--------|---------|-----|------|------|-----|--|------|------|------|--------|------|------|--------------|
| F1 | 0-10 | 5,1 | 0,4 | 8,4 | 7,8 | 5,3 | 0,16 | 13,3 | 21,7 | 61 | 3 | 27 | 294 |
| F1 | 10-20 | 4,9 | 2,1 | 6,9 | 5,3 | 5,1 | 0,09 | 10,5 | 17,4 | 60 | 17 | 13 | 314 |
| F1 | 20-30 | 5,0 | 2,4 | 5,6 | 5,9 | 6,8 | 0,07 | 12,8 | 18,4 | 70 | 16 | 13 | 274 |
| Média | | 5,0 | 1,6 | 6,9 | 6,3 | 5,7 | 0,10 | 12,2 | 19,1 | 63,6 | 12 | 17,6 | 294 |
| F2 | 0-10 | 5,6 | 0,2 | 5,1 | 6,6 | 4,8 | 0,12 | 11,5 | 16,6 | 69 | 2 | 82 | 214 |
| F2 | 10-20 | 6,0 | 0,1 | 4,5 | 6,1 | 7,0 | 0,07 | 13,2 | 17,7 | 75 | 1 | 88 | 214 |
| F2 | 20-30 | 6,1 | 0,1 | 4,5 | 6,4 | 8,7 | 0,09 | 15,2 | 19,7 | 77 | 1 | 101 | 214 |
| Média | | 5,9 | 0,1 | 4,7 | 6,3 | 6,8 | 0,1 | 13,3 | 18,0 | 73,6 | 1,3 | 90,3 | 214 |
| C1 | 0-10 | 6,1 | 0,0 | 4,3 | 8,6 | 4,4 | 0,23 | 13,2 | 17,5 | 75 | 0 | 36 | 254 |
| C1 | 10-20 | 6,0 | 0,0 | 3,6 | 5,8 | 3,4 | 0,13 | 9,3 | 12,9 | 72 | 0 | 13 | 254 |
| C1 | 20-30 | 5,3 | 0,1 | 3,5 | 4,2 | 3,0 | 0,08 | 7,3 | 10,8 | 68 | 1 | 9 | 314 |
| Média | | 5,8 | 0,03 | 3,8 | 6,2 | 3,6 | 0,1 | 9,9 | 13,7 | 71,6 | 0,3 | 19,3 | 274 |
| C2 | 0-10 | 5,9 | 0,1 | 5,4 | 5,1 | 3,8 | 0,15 | 9,1 | 14,5 | 63 | 1 | 6 | 334 |
| C2 | 10-20 | 5,6 | 0,8 | 5,6 | 2,0 | 2,0 | 0,10 | 4,1 | 9,7 | 42 | 16 | 4 | 334 |
| C2 | 20-30 | 5,2 | 1,3 | 5,6 | 1,7 | 1,8 | 0,09 | 3,6 | 9,2 | 39 | 27 | 3 | 354 |
| Média | | 5,5 | 0,7 | 5,5 | 2,9 | 2,5 | 0,1 | 5,6 | 11,1 | 48,0 | 14,6 | 4,3 | 340,6 |
| P1 | 0-10 | 5,1 | 0,2 | 3,2 | 3,4 | 2,9 | 0,12 | 6,4 | 9,6 | 67 | 3 | 5 | 114 |
| P1 | 10-20 | 5,6 | 0,4 | 2,3 | 2,8 | 2,2 | 0,06 | 5,1 | 7,4 | 69 | 7 | 3 | 214 |
| P1 | 20-30 | 5,5 | 0,3 | 1,4 | 1,9 | 1,5 | 0,03 | 3,4 | 4,8 | 71 | 8 | 2 | 174 |
| Média | | 5,4 | 0,3 | 2,3 | 2,7 | 2,2 | 0,07 | 4,9 | 7,2 | 69 | 6 | 3,3 | 167 |
| P2 | 0-10 | 6,1 | 0,0 | 4,8 | 6,3 | 5,5 | 0,13 | 11,9 | 16,7 | 71 | 0 | 41 | 214 |
| P2 | 10-20 | 6,0 | 0,1 | 3,4 | 6,0 | 4,2 | 0,07 | 10,3 | 13,7 | 75 | 1 | 27 | 234 |
| P2 | 20-30 | 6,3 | 0,0 | 2,1 | 4,5 | 2,9 | 0,06 | 7,5 | 9,6 | 78 | 0 | 24 | 234 |
| Média | | 6,1 | 0,03 | 3,4 | 5,6 | 4,2 | 0,08 | 9,9 | 13,3 | 74,6 | 0,3 | 30,6 | 227,3 |

3.5 ANÁLISE MULTIVARIADA

A análise de agrupamento mostrou claramente como F2 difere dos demais locais, em base nos dados de abundância das espécies (Figura 16). Ambas as pastagens e cacauais se agruparam dois a dois também, mostrando alta similaridade entre áreas de mesmo uso do solo, enquanto a F1 se agrupou com os cacauais, e diferiu grandemente da F2 e também das pastagens.

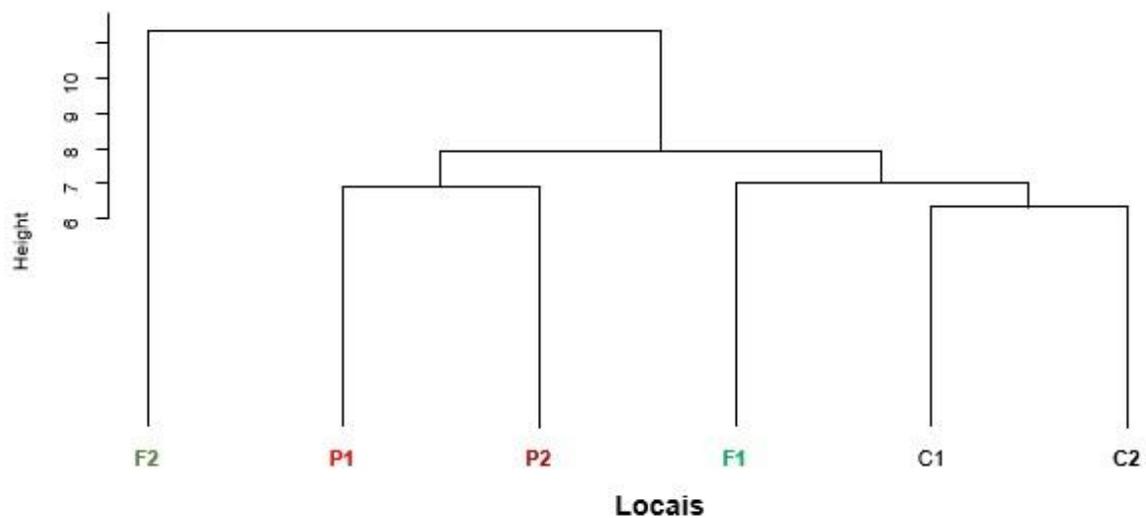


Figura 16. Dendrograma dos dados médios de densidade, riqueza, biomassa total, percentagem de espécies nativas e exóticas em dois fragmentos floresta secundária (F1 e F2), duas plantações de cacau (C1 e C2) e uma pastagem antiga (P1) e outra recém-renovada (P2).

A ACP separou claramente os locais menos perturbados (F) dos mais perturbados (C e P) de acordo aos dois primeiros eixos, que explicaram 72.4% da variação das características do solo e das espécies (Figura 17). O eixo 1 explicou 41.3% da variação dos dados, separando em particular F2 dos demais locais. O ambiente florestal esteve associado a solos mais férteis e ricos em nutrientes (maior CTC, SB e teor de P) em relação aos cacauais e pastagens. Contudo, os atributos edáficos e biológicos avaliados foram mais variáveis nas áreas de floresta de que nos cacauais e nas áreas de pastagens, exemplificado pela distância entre F1 e F2 na Figura 17. A F2 teve índices de Simpson (D) e Shannon (H') mais elevados que os dos demais, além de maior riqueza de espécies, particularmente nativas (Tabela 1). Já as espécies exóticas estiveram associadas, sobretudo, aos sistemas de cacauai e pastagem. O eixo 2 explicou 31.1% da variação total e separou especialmente F1 dos demais locais, estando relacionado a elevadas saturação de alumínio e teor de argila no solo, e menor biomassa total.

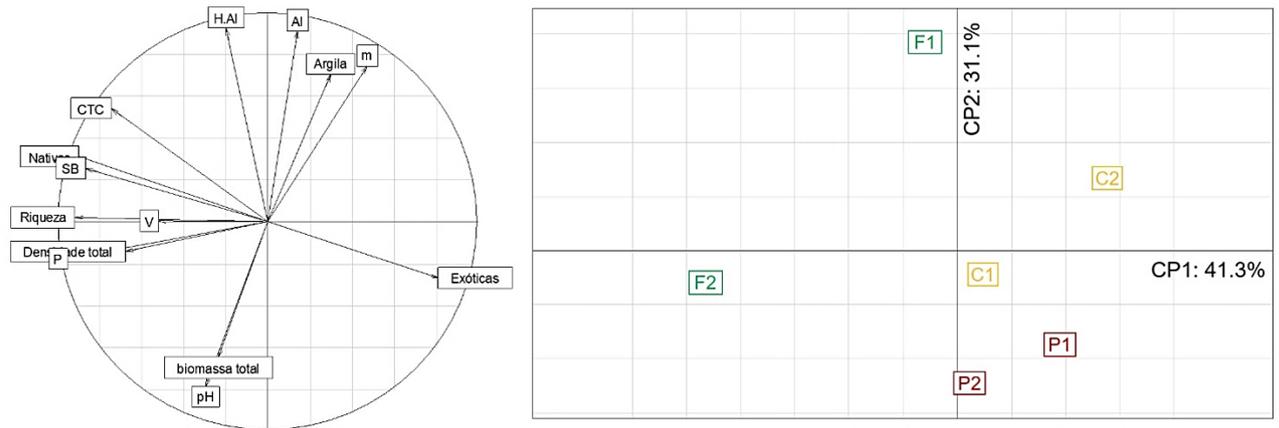


Figura 17. Análise de Componentes (ACP) entre os atributos dos locais de floresta secundária (F1 e F2), duas plantações de cacau (C1 e C2) e uma pastagem antiga (P1) e outra recém-renovada (P2).

4. DISCUSSÃO

A riqueza encontrada de minhocas foi considerada atípica para o Brasil, uma vez que dificilmente se encontram mais que 15 espécies em um determinado local (BROWN; JAMES, 2007). Em cinco estudos que identificaram minhocas em áreas de Mata Atlântica, encontraram-se entre 0 e 11 espécies (Tabela 4). Portanto, este resultado contribui para o maior conhecimento da diversidade de minhocas tanto para o estado da Bahia, quanto para o Brasil. Em relação às espécies identificadas, somente *P. corethrurus* (RIGHI, 1971; RIGHI, 1985; PENEIREIRO, 1999) e *D. affinis* (RIGHI, 1971) já haviam sido relatadas para o estado da Bahia. Um ponto importante a lembrar é o número de juvenis não identificáveis, pois informações taxonômicas mais detalhadas poderiam alterar os valores de riqueza, abundância e a porcentagem de espécies exóticas e nativas em cada local de estudo, especialmente na F2.

Tabela 4. Densidade, biomassa e riqueza de espécies de minhocas (total, nativas, exóticas), em áreas de Mata Atlântica no Brasil (incluindo o estudo atual). ND = não definido.

| Local, Estado | Abundância (no, indiv. m ⁻²) | Biomassa (g. m ⁻²) | Riqueza Total | No. spp. Nativas/Exóticas | Referência |
|------------------------------|---|-----------------------------------|------------------|------------------------------|-----------------------------|
| Antonina, PR | 0-246 | 0-69,5 | 0-4 | 0/4 | Römbke et al. (2009) |
| Barra do Turvo, SP | 106-320 | 15,6-49,7 | 3 | 0/3 | Brown et al. (2009) |
| Campina Grande do Sul, PR | 1-36 | 0,1-32,6 | 11 | 9/2 | Cardoso et al. (2013) |
| Cruz das Almas, BA | 15 | ND | ND | ND | Pereira et al. (2012) |
| Itajuípe, BA | 1-26 | ND | ND | ND | Moço et al. (2009, 2010) |
| Jaguapitã, PR | 27 | ND | 2 | 0/2 | Nunes et al. (2006) |
| Arapongas, PR | 14 | 0.8 | 5 | 3/2 | Bartz et al. (2013) |
| Santa Catarina | 0 | 0 | 10 | 9/1 | Bartz et al. (2014) |
| Parque Três Picos | 48 | ND | 1 | 0/1 | Buch et al. (2015) |
| Parque Taquara | 22 | ND | 1 | 0/1 | Buch et al. (2015) |
| Salesópolis, SP | ND | 96,4 | 7 | 5/2 | Diogo Filho, (2017) |
| Ilhéus, BA | 508-675 | 18-57,5 | 22 | 20/2 | Este estudo |

Em relação às famílias predominantes, Glossoscolecidae, Rhinodrilidae e Ocnerodrilidae são as que abrigam a maioria das espécies de minhocas no Brasil (BROWN;

JAMES, 2007). Glossoscolecidae e Rhinodrilidae são endêmicos e predominam na América do Sul (LAVELLE et al., 1999; BROWN; JAMES, 2007), enquanto a família Ocnerodrilidae possui representantes nativos na África, China, Burma e Índia (FRAGOSO; ROJAS, 2009). Alta frequência de exemplares dessa última família foi encontrada no bioma Amazônico (CUNHA et al. 2016), e estiveram entre as três famílias mais numerosas (FERREIRA et al., 2018), em áreas de pastagem no bioma da Mata Atlântica (NUNES et al., 2006; BARTZ et al., 2014). Contudo, a dominância de diferentes espécies nativas de Ocnerodrilidae neste estudo é um fenômeno novo, e deveria ser ponto de investigação em futuros estudos em biogeografia dessas espécies.

Florestas geralmente abrigam um número elevado de espécies, seja pelo estado de conservação e/ou complexidade ecológica. Huerta et al. (2007) constataram que o número de espécies de minhocas foi elevado em locais onde houve maior diversidade de árvores. Outros estudos apontam valores de riqueza de espécies mais altos em floresta que em ecossistemas manejados (GUÉI; TONDOH, 2012; HUERTA et al., 2007), havendo redução na riqueza com aumento no nível de perturbação (GUÉI; TONDOH, 2012; DECAËNS et al., 2018). Contudo o contrário tem sido observado em alguns casos, onde houve maior riqueza de espécies em locais impactados (BARTZ et al., 2014; NUNES et al., 2006), devido à presença de um alto número de espécies exóticas (Tabelas 4 e 5).

No presente estudo, a área de floresta F2 tinha menos evidências de impactos antrópicos enquanto, por sua vez, em F1, foi observado presença de resíduos plásticos (tais como, garrafas e sacolas plásticas) e, mais movimentação de pessoas no local. Além disso, o alto teor de umidade (área inundável) e a fertilidade do solo, mais importantes, podem ser outros fatores que contribuíram à maior riqueza e diversidade em F2. Estas características também podem ter levado às diferenças significativas observadas entre os dois locais (F1 e F2) dentro do mesmo remanescente de Mata Atlântica.

Tabela 5. Densidade, biomassa e riqueza de espécies de minhocas (total, nativas, exóticas), em áreas de pastagens no bioma da Mata Atlântica, Brasil (incluindo o estudo atual). ND = não definido.

| Local, Estado | Abundância (no, indiv. m ⁻²) | Biomassa (g. m ⁻²) | Riqueza Total | No. spp. Nativas/Exóticas | Referência |
|-----------------------------|---|-----------------------------------|------------------|------------------------------|--------------------------|
| Antonina, PR | 31-118 | 1,7-25,4 | 0-3 | 0/3 | Römbke et al. (2009) |
| Governador Valadares, MG | 0 | 0 | ND | ND | Vicente et al. (2010) |

| | | | | | |
|------------------|---------|-----------|----|------|---|
| Ipaussu, SP | 60 | ND | ND | ND | Franco et al. (2016) |
| Jaguapitã, PA | 12-318 | ND | 13 | 4/8 | Nunes et al. (2006) |
| Arapongas, PR | 105 | 6.24 | 8 | 3/5 | Bartz et al. (2013) |
| Santa Catarina | 0 | 0 | 10 | 8/2 | Bartz et al. (2014) |
| Londrina, PR | 46-332 | 0,5-9,2 | 3 | 1/2 | Brown & James (2007), Azevedo et al. (2010) |
| Pinhais, PR | 87-160 | ND | ND | ND | Klenk et al. (2009) |
| Pinheiral, RJ | 353 | ND | ND | ND | Menezes et al. (2009) |
| Ponta Grossa, PR | 41 | 2,3 | ND | ND | Zagatto (2014) |
| Seropédica, RJ | 44-259 | ND | ND | ND | Dias et al. (2006, 2007) |
| Valparaíso, SP | 373 | ND | ND | ND | Franco et al. (2016) |
| Ilhéus, BA | 508-524 | 38,7-95,9 | 13 | 11/2 | Este estudo |

Em ecossistemas nativos da Mata Atlântica, observou-se na maior parte dos casos, baixa abundância de minhocas, enquanto foram coletados números superiores de indivíduos em sistemas com maior impacto antrópico como pastagens (Tabelas 4 e 5). No presente estudo, a floresta teve abundância superior em relação aos sistemas de cacaual e pastagem, a diferença ficando ainda mais evidente na análise de cluster. Provavelmente, estes valores estão relacionados à ocorrência de *Ocnerodrilidae* spp. na F2 e *P. corethrurus* na F1. Altas abundâncias de minhocas em florestas secundárias também foram observadas por Brown et al. (2009) e Römbke et al. (2009), onde predominaram, também, a espécie *P. corethrurus* (Tabela 4). Considerando apenas as espécies ou morfoespécies identificadas, a área F2 estaria juntamente com os cacauais entre os três locais com a menor abundância, enquanto que a F1 ocuparia a primeira posição com valor semelhante às áreas de pastagem (P2 e P1). Para uma floresta nativa e cacaual antigo (25 anos) sombreado por *Erythrina* sp., foram encontrados valores similares de abundância de *Oligochaeta* (MOÇO et al., 2009), apesar do método de extração ser diferente, e a amostragem ter sido mais superficial que no presente estudo.

Apesar da alta densidade (508 a 675 indiv. m⁻²) nas áreas de florestas, a porcentagem de espécies nativas foi maior. Para os sistemas com uso antrópico (C1, C2, P1 e P2), espécies nativas tiveram densidade muito menor que as espécies exóticas. Segundo Nunes et al. (2007), espécies nativas podem ocorrer em menor densidade populacional nos locais com impactos humanos, ainda que sejam mais comuns em sistemas naturais. De fato, nos estudos onde houve

identificação de espécies em pastagens, as espécies exóticas predominaram, havendo maior número de espécies e abundância das mesmas nesses locais (Tabela 5).

Quanto à biomassa, o sistema de pastagem apresentou maior biomassa, especialmente P2. A F2 teve o segundo maior valor, superando os dois cacauais (C1 e C2). Outros autores também encontraram maior biomassa nas pastagens de que em florestas nativas (Decaëns et al., 2004), mas isso parece depender da presença ou não de espécies maiores de minhocas, como as minhocoços, ou a hiperabundância de uma espécie de tamanho médio, como a *P. corethrurus*. Esta última espécie domina em biomassa na maior parte dos locais estudados (BROWN et al., 2009; RÖMBKE et al., 2009). Corroborando isso, *P. corethrurus* foi a espécie que mais contribuiu para a biomassa em cinco dos seis locais estudados (F1, C1, C2, P1 e P2), os quais também foram os que apresentam maior evidência de perturbações antrópicas. Por outro lado, na F2, espécies nativas contribuíram mais para a biomassa.

A espécie *P. corethrurus* é uma invasora peregrina, que ocorre em muitos locais do país (BROWN et al., 2006) o que não foi diferente neste estudo. Esta minhoca predomina em áreas antropizadas (STEFFEN et al., 2012) como parques públicos (PATUCCI et al., 2017; FERREIRA et al., 2018), floresta secundária (CUNHA et al. 2016), pastagens e plantações de cacau (LAVELLE et al., 1999). Na Indonésia, *Pontoscolex* foi o único gênero de minhocas encontrado, estando presente em todas as idades de plantio de cacau (KILOWASID et al., 2012). Esta espécie teve alta ocorrência nas amostras deste sistema, especialmente em C2, e foi a única espécie presente em todos os locais avaliados.

Neste estudo, a floresta secundária apresentou menor frequência de *P. corethrurus*, enquanto para os sistemas de pastagem e cacauais ocorreu o contrário. Foi constatada diminuição na população desta espécie com amadurecimento da floresta secundária (BROWN et al., 2009), o que pode explicar a sua redução na floresta aqui estudada. Curiosamente, *Ocnerodrilidae* sp.8 e *Ocnerodrilidae* sp.13 também foram encontradas na floresta e nos sistemas de uso do solo, porém apenas no segundo período de coleta.

Em cacauais, estudos realizados no Brasil concentraram-se na macrofauna do solo e da liteira, avaliados usando extratores de Berlese (MOÇO et al., 2009; 2010) e monólitos do método TSBF (BRAGA, 2015). Em outros países, foram realizados estudos sobre a riqueza (HUERTA et al., 2007; NORGROVE et al., 2009; KILOWASID et al., 2012), abundância (HUERTA et al., 2007; NORGROVE et al., 2009; CORNWELL, 2014) e biomassa (CORNWELL, 2014) de minhocas em cacauais (Tabela 6). O maior número de espécies observado foi por HUERTA et al (2007) no México, onde foram encontradas nove e 13 espécies, das quais pouco mais da metade eram nativas. Contudo, em outro estudo por Uribe-

López et al. (2003) a abundância foi muito maior, porém o número de espécies menor, e dominado por espécies exóticas. Na Costa do Marfim, encontraram-se em média 4,2 a 7,2 espécies por cacau, e em total 10 e 14 espécies nas localidades avaliadas, todas nativas. Nos Camarões, o método comportamental de coleta (extração com formol), resultou em oito espécies, todas nativas (NORGROVE et al., 2009). No atual trabalho, o método padrão do tipo TSBF resultou em um número de espécies mais alto que nos Camarões, mas menor que na Costa do Marfim (GUÉI & TONDOH, 2012) e México (HUERTA et al., 2007).

Tabela 6. Densidade, biomassa e riqueza de espécies de minhocas (total, nativas, exóticas), em áreas de produção de cacau (pleno sol ou agroflorestal) no Brasil e outros países (incluindo o estudo atual). ND = não definido.

| País | Abundância (no, indiv. m ⁻²) | Biomassa (g. m ⁻²) | Riqueza Total | No. de espécies Nativas/Exóticas | Referência |
|-----------------|---|-----------------------------------|------------------|-------------------------------------|---------------------------|
| Brasil | 141-174 | ND | ND | ND | Moço et al. (2009, 2010) |
| | 467 | ND | ND | ND | Braga (2015) |
| Ilhéus, BA | 326-438 | 10,5-32 | 12 | 9/3 | Este estudo |
| Camarões | 52-81 | ND | 8 | 8/0 | Norgrove et al. (2009) |
| Costa do Marfim | 115 | 26,9 | 11 | 10/0 | Tondoh et al. (2011) |
| | ~70 | 16,5 | 14 | 14/0 | Guéi & Tondoh (2012) |
| Costa Rica | 112-240 | ND | ND | ND | Cornwell (2014) |
| | 110-120 | 30-40 | ND | ND | Fraile (1996) |
| | 170-276 | ND | ND | ND | Rousseau et al. (2012) |
| México | 33-52 | 17-20 | 9-13 | 7/6 | Huerta et al. (2007) |
| | 138-367 | 19-46,9 | 3-6 | 1/5 | Uribe-López et al. (2003) |

Com relação à abundância entre floresta e cacauais, valores menores (<100 indiv. m⁻²) foram observados no México, na Costa do Marfim e nos Camarões, e as maiores populações foram encontradas no México, na Amazônia (BRAGA, 2015) e no presente estudo. O uso de agrotóxico, tanto em baixa quanto em alta taxa de aplicação (fungicida), teve impacto negativo na abundância de minhocas (NORGROVE et al., 2009), indicando que o uso prolongado de fungicidas pode causar problemas para as populações de minhocas. Maior atenção deve ser tomada em relação a esse possível estressor em áreas com cacau, especialmente naquelas com altas taxas de aplicação. O uso contínuo de sulfato de cobre também poderia ser outro estressor importante para as minhocas, já que o Cu é um metal pesado relativamente tóxico para as minhocas, que podem também acumular Cu nos tecidos, que poderia eventualmente ser

transferido para outros organismos predadores através da cadeia trófica (MA, 1984; QIU et al., 2013).

Enquanto à biomassa, altos valores foram encontrados em cacauais em quase todos os países avaliados, destacando a característica deste sistema em abrigar uma elevada biomassa de minhocas. Entre as espécies encontradas apenas nos cacauais, temos as minhocas do gênero *Dichogaster*. Muitas espécies desse gênero são exóticas no Brasil (BROWN; JAMES, 2007), e indicadoras de áreas agrícolas, além de estarem ligadas a sistemas moderadamente perturbados, como os cacauais (GUÉI; TONDOH, 2012). Sabe-se que biomassas acima de 17 e 32 g m⁻² podem causar aumentos médios (20-40%) e importantes (>40%), respectivamente, na produção de grãos de culturas anuais (BROWN et al., 1999), portanto, espera-se que as minhocas estejam contribuindo de forma importante para os processos físicos e químicos nos solos desses cacauais, algo que merece maior atenção. Contudo, situações de abundância extrema de só uma espécie como *P. corethrurus* devem ser evitadas, já que essas podem levar a problemas (KILOWASID et al., 2014; CHAUVEL et al., 1999).

As coletas ocorrendo em dois períodos, revelaram diferenças nos resultados de riqueza, abundância e biomassa das espécies dentro da floresta e dos sistemas de uso do solo. Para o primeiro período, especialmente na floresta, foram encontrados bastantes casulos e indivíduos em diapausa. Com isso, um maior número de juvenis e até de espécies observados no segundo período era de se esperar, o que se confirmou com a maior riqueza, abundância e biomassa nas áreas amostradas. Comparando o nosso estudo com os dados de abundância e de riqueza em Floresta Atlântica no Brasil e cacauais ao redor do mundo (Tabelas 4 e 6), observa-se que os valores são bastante altos. Além disso, encontrou-se um grande número de espécies nativas, apesar das exóticas terem predominado nos cacauais. Considerando que esse trabalho foi realizado em apenas uma área com cacau na Bahia, e a importância da lavoura cacauaieira no estado, e sua extensão no país, maiores esforços de coleta são necessários, visando confirmar os resultados obtidos, enquanto à riqueza, abundância e biomassa das minhocas.

5. CONCLUSÃO

O ambiente de floresta secundária possui características que favorecem uma alta riqueza e diversidade de espécies quando comparada com pastagem e cacau. Entre estas características temos maior equitabilidade, fertilidade do solo e aparentemente menor impacto humano.

Os sistemas agrícolas (cacau, pastagem) estão mais relacionados com espécies exóticas de que a floresta. Apesar do número de espécies nativas ser maior em todos os locais, em abundância e biomassa, essas foram pouco representativas nas áreas de pastagem e cacau.

A floresta e os sistemas de uso do solo contaram com espécies exclusivas. Foram 10 para a floresta e quatro para cacauais e pastagens. Todas provavelmente são espécies novas para a ciência, exceto *Dichogaster affinis* encontrada apenas no cacau.

Estes resultados destacam a contribuição dos fragmentos para o conjunto total de espécies de minhocas (Oligochaeta) de um local e, a influência dos diferentes sistemas de uso do solo (SUS) sobre a diversidade de minhocas.

6. REFERÊNCIAS

- ALVARES, C. A., STAPE, J. L., SENTELHAS, P. C., GONÇALVES, J. L. DE M., & SPAROVEK, G.. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711-728, 2013.
- ANDERSON, J. M.; INGRAM, J. S. I. A handbook of methods. **CAB International, Wallingford, Oxfordshire**, v. 221, 1993.
- AZEVEDO, P. T. M., BROWN, G. G., BARETTA, D., PASINI, A., NUNES, D. H. Populações de minhocas amostradas por diferentes métodos de coleta (elétrico, químico e manual) em ecossistemas da região de Londrina, Paraná, Brasil. **Acta Zoológica Mexicana (nueva série)**, v. 26, p. 79-93, 2010.
- 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 Soils**, v. 35, n. 5, p. 338-347, 2002.
- BARTZ, M. L. C., BROWN, G. G., DA ROSA, M. G., KLAUBERG FILHO, O., JAMES, S. W., DECAËNS, T., BARETTA, D. Earthworm richness in land-use systems in Santa Catarina, Brazil. **Applied Soil Ecology**, v. 83, p. 59-70, 2014.
- BARTZ, M. L. C., PASINI, A., BROWN, G. G. Earthworms as soil quality indicators in Brazilian no-tillage systems. **Applied Soil Ecology**, v. 69, p. 39-48, 2013.
- BARTZ, M. L. C., PASINI, A., & BROWN, G. G. Earthworm richness, abundance and biomass in different land use systems in northern Paraná, Brazil (Oligochaeta). **Advances in Earthworm Taxonomy VI (Annelida: Oligochaeta)**, Palmeira de Faro, Portugal, 2013.
- BERTRAND, M., BAROT, S., BLOUIN, M., WHALEN, J., DE OLIVEIRA, T., & ROGER-ESTRADE, J. Earthworm services for cropping systems. A review. **Agronomy for Sustainable Development**, v. 35, n. 2, p. 553-567, 2015.
- BOUCHE, M. B. Strategies lombriciennes. **Ecological Bulletin**, v. 25, p. 122-132, 1977.
- BRAGA, D. P. P. **Sistemas agroflorestais com cacau para recuperação de áreas degradadas, em São Félix do Xingu-PA**. Dissertação (Mestrado). Piracicaba, 2015.
- BROWN, G. G., BENITO, N. P., PASINI, A., SAUTTER, K. D., GUIMARÃES, M. de F., & TORRES, E. No-tillage greatly increases earthworm populations in Paraná state, Brazil: The 7th international symposium on earthworm ecology. Cardiff. Wales. 2002. **Pedobiologia**, v. 47, n. 5-6, p. 764-771, 2003.
- BROWN, G. G., CALLAHAM, M. A., NIVA, C. C., FEIJOO, A., SAUTTER, K. D., JAMES, S. W., FRAGOSO, C., PASINI, A., SCHMELZ, R. M. Terrestrial oligochaete research in Latin America: the importance of the Latin American meetings on oligochaete ecology and taxonomy. **Applied Soil Ecology**, v. 69, p. 2-12, 2013.

BROWN, G. G., & JAMES, S. W. Ecologia, biodiversidade e biogeografia das minhocas no Brasil. In: **Minhocas na América Latina: Biodiversidade e Ecologia**. [s.l: s.n.]. p. 297–381, 2007.

BROWN, G. G., JAMES, S. W., & MARINI-FILHO, O. J. Avaliação do risco de extinção da minhoca: *Fimoscolex sporadochaetus* Michaelsen, 1918. **Embrapa Florestas-Artigo em periódico indexado (ALICE)**, 2012.

BROWN, G. G., JAMES, S. W., PASINI, A., NUNES, D. H., BENITO, N. P., MARTINS, P. T., SAUTTER, K. D. Exotic, peregrine, and invasive earthworms in Brazil: diversity, distribution, and effects on soils and plants. **Caribbean Journal of Science**, v. 42, p. 339-358, 2006.

BROWN, G. G., MASCHIO, W., FROUFE, L. C. M. **Macrofauna do solo em sistemas agroflorestais e Mata Atlântica em regeneração nos Municípios de Barra do Turvo, SP, e Adrianópolis, PR**. Embrapa Florestas, 2009.

BROWN, G. G., NIVA, C. C., ZAGATTO, M. R. G., FERREIRA, S. de A., NADOLNY, H. S., CARDOSO, G. B. X., SANTOS, A., MARTINEZ, G. de A., PASINI, A., BARTZ, M. L. C., SAUTTER, K. D., THOMAZINI, M. J., BARETTA, D., SILVA, E. da., ANTONIOLLI, Z. I., DECAËNS, T., LAVELLE, P., SOUSA, J. P., CARVALHO, F. Biodiversidade da fauna do solo e sua contribuição para os serviços ambientais. In: PARRON, L. M.; GARCIA, J. R.; OLIVEIRA, E. B. de; BROWN, G. G.; PRADO, R. B. (Ed.). **Serviços ambientais em sistemas agrícolas e florestais do Bioma Mata Atlântica**. Brasília: Embrapa, 2015. p.122-154.

BROWN, G. G., PASHANASI, B., VILLENAVE, C., PATRÓN, J. C., SENAPATI, B. K., GIRI, S., BAROIS, I., LAVELLE, P., BLANCHART, E., BLAKEMORE, R. J., SPAIN, A. V., BOYER, J. Effects of earthworms on plant production in the tropics. In: LAVELLE, P.; BRUSSAARD L.; HENDRIX, P. F. (Ed.). **Earthworm management in tropical agroecosystems**. Wallingford: CAB International, 1999. p. 87-147.

BUCH, A. C., CORREIA, M. E. F., TEIXEIRA, D. C., SILVA-FILHO, E. V. Characterization of soil fauna under the influence of mercury atmospheric deposition in Atlantic Forest, Rio de Janeiro, Brazil. **Journal of Environmental Sciences**, v. 32, p. 217–227, 2015.

BÜNEMANN, E. K., BONGIORNOA, G., BAIC, Z., CREAMERB, R. E., DE DEYNB, G., GOEDEB, R. de., FLESKENS, L., GEISSEND, V., KUYPERB, T. W., MÄDERA, P., PULLEMANB, M., SUKKELF, W., GROENIGENB, J. W. van., BRUSSAARDB, L. Soil quality—A critical review. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 120, p. 105-125, 2018.

CAMARGO, F. F. **Indicadores físicos, químicos e biológicos da qualidade do solo em sistemas agroflorestais agroecológicos na área de preservação ambiental Serra da Mantiqueira, MG**. Tese (doutorado)—Universidade Federal de Lavras, 2016.

CARDOSO, G. B. X., NADOLNY, H., FEIJOO, A., BROWN, G. G. Earthworm population in an altitudinal gradient of the coastal Atlantic Rainforest in Paraná State, southern Brazil (Oligochaeta). In: **6th International Oligochaeta Taxonomy Meeting**. Palmeira de Faro, Portugal, 22- 25 April, 2013.

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.

CHRISTOFFERSEN, M. L. A catalogue of the Ocnerodrilidae (Annelida, Oligochaeta) from South America. **Italian Journal of Zoology**, v. 75, n. 1, p. 97-107, 2008.

CHRISTOFFERSEN, M. L. U. Continental biodiversity of South American Oligochaetes: the importance of inventories. **Acta Zoologica Mexicana**, p. 35–46, 2010.

CLIMATE-DATA.ORG. **Dados climáticos para cidades mundiais [online]**. Oedheim: AM Online Projects; 2020. Disponível em: <https://pt.climate-data.org>.

CORNWELL, E. Effects of different agricultural systems on soil quality in Northern Limón province, Costa Rica. **Revista de biologia tropical**, v. 62, n. 3, p. 887-897, 2014.

CREMONESI, M. V., SANTOS, A., ROZANE, D., BARTZ, M. L. C., BROWN, G. G. Earthworm species in *Musa* spp. **Plantations in Brazil and Worldwide**. Zookeys, 2020, no prelo.

CUNHA, L., BROWN, G. G., STANTON, D. W., DA SILVA, E., HANSEL, F. A., JORGE, G., 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, 2016.

DA BAHIA, G. G. A. **Plano Municipal de Conservação e Recuperação da Mata Atlântica de Ilhéus– Bahia**. 2014.

DAUGBJERG, P., HINGE, J., JENSEN, J. P., & SIGURDARDOTTIR, H. Earthworms as bioindicators of cultivated soils? **Ecological Bulletins**, v. 39, p. 45–47, 1988.

DA SILVA MOÇO, M. K; DA GAMA-RODRIGUES, E. F., DA GAMA-RODRIGUES, A. C; MACHADO, R. C. R., BALIGAR, V. Soil and litter fauna of cacao agroforestry systems in Bahia, Brazil. **Agroforestry Systems**, v. 76, n. 1, p. 127-138, 2009.

DECAËNS, T., MARTINS, M. B., FEIJOO, A., OSZWALD, J., DOLÉDEC, S., MATHIEU, J., SARTRE, X. A., 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., DE SOUZA, I. M., 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, 2018.

DEMETRIO, W. C., SANTOS, A., FERREIRA, T., NADOLNY, H., CARDOSO, G. B.X., TORRES, J. L. M., DUDAS, R., DE OLIVEIRA, V., BARRETO, J. O., JAMES, S. W., DA SILVA, E., BROWN, G. G., BARTZ, M. L.C. Earthworm species in various land use systems in the Campos Gerais region of Lapa, Paraná, Brazil. **Zootaxa**, v. 4496, n. 1, p. 503–516, 2018.

DEMETRIO, W. C.; RIBEIRO, R. H., NADOLNY, H., BARTZ, M. L., & BROWN, G. G. Earthworms in Brazilian no-tillage agriculture: Current status and future challenges. **European Journal of Soil Science**, v. 71, n. 6, p. 988-1005, 2019.

DIAS, P. F., SOUTO, S. M., CORREIA, M. E. F., ROCHA, G. P., MOREIRA, J. F., RODRIGUES, K. de M., FRANCO, A. A. Árvores fixadoras de nitrogênio e macrofauna do solo em pastagem de híbrido de *Digitaria*. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 41, p. 1015-1021, 2006.

DIAS, P. F., SOUTO, S. M., CORREIA, M. E. F., RODRIGUES, K. de M., FRANCO, A. A. Efeito de leguminosas arbóreas sobre a macrofauna do solo em pastagem de *Brachiaria brizantha* cv. Marandu. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, v. 37, p. 38-44, 2007.

DIDDEN, W. Oligochaeta. In: **Trace Metals and other Contaminants in the Environment**. [s.l: s.n.]. p. 555–576, 2003.

DIOGO FILHO, G. J **A atividade de minhocas e sua influência nos solos de uma vertente do Planalto Atlântico Paulista sob florestas primárias**. 2016. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo.

DRAY, S & DUFOUR, A. B. The ade4 package: implementing the duality diagram for ecologists. **Journal of Statistical Software**, v. 22, n. 4, p. 1-20, 2007.

EMBRAPA. Bases de Dados da Pesquisa Agropecuária. **Ecologia, biodiversidade e biogeografia das minhocas no Brasil**. In: BROWN, G.G.; FRAGOSO, C. (Ed.) *Minhocas na América Latina: biodiversidade e ecologia*. Londrina: Embrapa Soja, 2007.

EMBRAPA. Serviço Nacional de Levantamento e Conservação de Solos (Rio de Janeiro, RJ). **Manual de métodos de análise de solo**. Rio de Janeiro, 1979.

FERREIRA, T., SANTOS, A., DEMETRIO, W. C., CARDOSO, G. B., MORAES, R. A. F. A. E. L., ASSIS, O., ... BROWN, G. G. Earthworm species in public parks in Curitiba, Paraná, Brazil. **Zootaxa**, v. 4496, n. 1, p. 535-547, 2018.

FRAGOSO, C., & ROJAS, P. A new ocnodrilid earthworm genus from Southeastern Mexico (Annelida: Oligochaeta), with a key for the genera of Ocnodrilidae. **Megadrilologica**, v. 13, p. 141-152, 2009.

FRAGOSO, C., & BROWN, G. G. Ecología y taxonomía de las lombrices de tierra en Latinoamérica: El primer Encuentro Latino-Americano de Ecología y Taxonomía de Oligoquetos (ELAETAO1). **Embrapa Soybean**, 2007.

FRAILE, J. Las lombrices de tierra en Costa Rica, importancia agroecológica. In: **Suelos: ¿Puede la agricultura sostenible ser competitiva? X Congreso Nacional Agronómico y II Congreso de Suelos** (1996). San José, Costa Rica: Editorial de la Universidad Estatal. p. 81-87.

FRANCO, A. L. C.; BARTZ, M. L. C.; CHERUBIN, M. R.; BARETTA, D.; CERRI, C. E. P.; FEIGL, B. J.; WALL, D. H.; DAVIES, C. A.; CERRI, C. C. Loss of soil (macro)fauna due to

the expansion of Brazilian sugarcane acreage. **Science of the Total Environment**, v. 563–564, p. 160–168, 2016.

FREITAS, C. C., SILVA, B. A., MELO, J. L. M., LIMA, S. M. S., OLIVEIRA, A. W. F., AGUIAR, M. I. (2015). Composição e diversidade da fauna do solo em área de caatinga e em policultivo. In: **XXXV Congresso Brasileiro de Ciência do Solo**. Centro de Convenções - Natal, RN. p. 1-4.

GUÉI, A. M., & TONDOH, J. E. Ecological preferences of earthworms for land-use types in semi-deciduous forest areas, Ivory Coast. **Ecological Indicators**, v. 18, p. 644-651, 2012.

HAMMER, Ø; HARPER, D. A; RYAN, P. D. PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. **Palaeontologia electronica**, v. 4, n. 1, p. 9, 2001.

HICKMAN, C. P., ROBERTS, L. S., & LARSON, A. **Princípios Integrados de Zoologia**. 11 ed. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 2004. 846p.

HOTHORN, T.; BRETZ, F.; WESTFALL, P. Simultaneous inference in general parametric models. **Biometrical Journal: Journal of Mathematical Methods in Biosciences**, v. 50, n. 3, p. 346-363, 2008.

HUERTA, E., RODRIGUEZ-OLAN, J., EVIA-CASTILLO, I., MONTEJO-MENESES, E de la., CRUZ-MONDRAGON, M., GARCIA-HERNANDEZ, R., URIBE, S. Earthworms and soil properties in Tabasco, Mexico. **European Journal of Soil Biology**, v. 43, p. S190-S195, 2007.

IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Levantamento Sistemático da Produção Agrícola Estatística da Produção Agrícola**. Brasília: IBGE, 2019. 95p.

JIMÉNEZ, J. J., DECAËNS, T., & THOMAS, R. J. Soil macrofauna: an available but little-known natural resource. In: **Nature's Plow: Soil Macroinvertebrate Communities in the Neotropical Savannas of Colombia**. [s.l: s.n.]. p. 1–16, 2001.

KILOWASID, L. M. H., BUDIANTO, W., SYAF, H., TUFAILA, M., SAFUAN, L. O. Using of ants and earthworm to modify of soil biological quality and its effect on cocoa seedlings growth. In: **AIP Conference Proceedings**. AIP Publishing LLC, 2015. p. 110004.

KILOWASID, L. M. H., SYAMSUDIN, T. S., SUSILO, F. X., SULISTYAWATI, E. Ecological diversity of soil fauna as ecosystem engineers in small-holder cocoa plantation in South Konawe. **Journal of Tropical Soils**, v. 17, n. 2, p. 173-180, 2012.

KLENK, L. A., ZAWADNEAK, M. A., & BUCH, A. C. Cupins, formigas e minhocas como indicadores de recuperação da qualidade de solo sob processo de conversão - Pinhais (PR). **Rev. Bras. De Agroecologia**., v. 4, p. 3571-3575, 2009.

KÖPPEN, W. Das Geographisches System der Klimate. In: Köppen, W., Geiger, W., (eds). **Handbuch der Klimatologie**, vol.3. Gebrüder Bornträger, Berlin, 1936.

LAVELLE, P. Diversity of Soil Fauna and Ecosystem Function. **Biology International**, v. 33, n. 33, p. 3–16, 1996.

LAVELLE, P. Stratégies de reproduction chez les vers de terre. **Acta Oecologica Oecologia Generalis**, v. 2, p. 117–133, 1981.

LAVELLE, P. The structure of earthworm communities. In: **Earthworm ecology**. Springer, Dordrecht, 1983. p. 449-466.

LAVELLE, P., BIGNELL, D., LEPAGE, M., WOLTERS, V., ROGER, P.; INESON, P., HEAL, O. W., GHILLION, S. Soil function in a changing world: the role of invertebrate ecosystem engineers. **European Journal of Soil Biology**, v. 33, p. 159-193, 1997.

LAVELLE, P., BRUSSAARD, L., & HENDRIX, P. **Earthworm Management in Tropical Agroecosystems**. CAB International, New York, 1999, xii + 300 pp. ISBN 0-85199-270-6.

LAVELLE, P., CHARPENTIER, F., VILLENAVE, C., ROSSI, J. P., DEROUARD, L., PASHANASI, B., BERNIER, N. **Effects of earthworms on soil organic matter and nutrient dynamics at a landscape scale over decades**. *Earthworm ecology*, 2, 145-160. 2004.

LIMA, S. S., DE AQUINO, A. M., LEITE, L. F. C., VELÁSQUEZ, E., LAVELLE, P. Relação entre macrofauna edáfica e atributos químicos do solo em diferentes agroecossistemas. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 45, n. 3, p. 322-331, 2011.

LUIZÃO, R. C., BARROS, E., LUIZÃO, F. J., ALFAIA, S. S. Soil biota and nutrient dynamics through litterfall in agroforestry system in Rondônia, Amazônia, Brazil. **Organized Jointly by**, p. 49, 2002.

MA, W. C. Sublethal toxic effects of copper on growth, reproduction and litter breakdown activity in the earthworm *Lumbricus rubellus*, with observations on the influence of temperature and soil pH. **Environmental Pollution Series A, Ecological and Biological**, v. 33, p. 207-219, 1984.

MACHADO, P. L. O. A. **Manejo da matéria orgânica de solos tropicais**. - Rio de Janeiro : Embrapa Solos, 2001. 20 p. - (Embrapa Solos. Documentos ; n. 24). ISSN 1517-2627.

MELO, M. das D. de V. C. **Florestas urbanas: estudo sobre as representações sociais da Mata Atlântica de Dois Irmãos, na cidade do Recife - PE**. - - São Paulo: Conselho Nacional da reserva da Biosfera da Mata Atlântica, 2006.

MENEZES, C. E. G., CORREIA, M. E. F., PEREIRA, M. G., BATISTA, I., RODRIGUES, K. D. M., COUTO, W. H., ANJOS, L. H. C. DOS., OLIVEIRA, I. P. de. Macrofauna edáfica em estádios sucessionais de floresta estacional semidecidual e pastagem mista em Pinheiral (RJ). **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, v. 33, p. 1647–1656, 2009.

MMA (Ministério do Meio Ambiente). **Mata Atlântica: patrimônio nacional do meio ambiente**. Secretaria de Biodiversidade e Florestas. Núcleo Mata Atlântica e Pampa. – Brasília, 2010.

MOÇO, M. K. S., GAMA-RODRIGUES, E. F., GAMA-RODRIGUES, A. C., MACHADO, R. C., BALIGAR, V. C. Relationships between invertebrate communities, litter quality and soil

attributes under different cacao agroforestry systems in the south of Bahia, Brazil. **Applied Soil Ecology**, V. 46, N. 3, P. 347-354, 2010.

MOÇO, M. K. S., GAMA-RODRIGUES, E. F., GAMA-RODRIGUES, A. C., MACHADO, R. C. R., BALIGAR, V. Soil and litter fauna of cacao agroforestry systems in Bahia, Brazil. **Agroforestry Systems**, v. 76, n. 1, p. 127-138, 2009.

MOLINA-MURGUIA, J. F. F., GARCÍA-CALDERÓN, N. E., & MARTÍN, G. A. Cocoa industrial debris composting in soil and earthworm breeding. **Compost science & utilization**, v. 17, n. 3, p. 197-204, 2009.

MYERS, N., MITTERMEIER, R. A., MITTERMEIER, C. G., FONSECA, G. A. B. da., KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, p. 853-858, 2000.

NADOLNY, H. **Estado da arte das minhocas como bioindicadoras da qualidade dos solos brasileiros**. 2017. 135p. Tese (Doutorado) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba.

NADOLNY, H., SANTOS, A., DEMETRIO, W., FERREIRA, T., MAIA, L. S., CONRADO, A. C., BARTZ, M., GARRASTAZU, M., SILVA, E., BARETTA, D., PASINI, A., VEZZANI, F., SOUSA, J. P., CUNHA, L., MATHIEU, J., LAVELLE, P., RÖMBKE, J., BROWN, G. Data from: recommendations for assessing earthworm populations in Brazilian ecosystems. **Dryad Dataset**, v.13, 2020b. DOI: <https://doi.org/10.5061/dryad.4md0s64>

NADOLNY, H., SANTOS, A., DEMETRIO, W., FERREIRA, T., MAIA, L. S., CONRADO, A. C., BARTZ, M., GARRASTAZU, M., SILVA, E., LAVELLE, P., BARETTA, D., PASINI, A., VEZZANI, F., SOUSA, J. P., CUNHA, L., MATHIEU, J., RÖMBKE, J., BROWN, G. Recommendations for assessing earthworm populations in Brazilian ecosystems. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 55, e01006, 2020a.

NEVES, A. C. M. **Determinantes do Desmatamento da Mata Atlântica: Uma Análise Econômica**. Rio de Janeiro. 2006. 94 p. Dissertação (Mestrado). Programa de Pós-Graduação em Economia da Indústria e da Tecnologia. Universidade Federal do Rio de Janeiro.

NORGROVE, L., CSUZDI, C., FORZI, F., CANET, M., GOUNES, J. Shifts in soil faunal community structure in shaded cacao agroforests and consequences for ecosystem function in Central Africa. **Tropical Ecology**, v. 50, n. 1, p. 71-78, 2009.

NUNES, D. H., PASINI, A., BENITO, N. P., BROWN, G. G. Earthworm diversity in four land use systems in the region of Jaguapitã, Paraná State, Brazil. **Caribbean Journal of Science**. Vol. 42. No. 3.331-338, 2006

NUNES, D. H.; PASINI, A.; BENITO, N. P.; BROWN, G. G. Minhocas como bioindicadoras da qualidade ambiental. Um estudo de caso na região de Jaguapitã, PR, Brasil. **Minhocas na América Latina: biodiversidade e ecologia**. Embrapa Soja, Londrina, p. 467-480, 2007.

OKSANEN, J; BLANCHET, F. G; FRIENDLY, M; KINDT, R; LEGENDRE, P; MCGLINN, D; MINCHIN, P. R., O'HARA, R. B; SIMPSON, G. L; SOLYMOS, P; HENRY, M; STEVENS, H; SZOECs, E; WAGNER, H. **vegan: Community Ecology Package. R package version 2.5-6**, 2019. Disponível em: <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>

ORTIZ-GAMINO, D., PÉREZ-RODRÍGUEZ, P., & ORTIZ-CEBALLOS, A. I. Invasion of the tropical earthworm *Pontoscolex corethrurus* (Rhinodrilidae, Oligochaeta) in temperate grasslands. **PeerJ**, v. 4, p. e2572, 2016.

PENEIREIRO, F. M. Sistemas agroflorestais dirigidos pela sucessão natural: um estudo de caso. **Esc PENEIREIRO ola Superior de agricultura “Luiz de Queiroz**, 1999.

PEREIRA, R. D. C., ALBANEZ, J. M., MAMÉDIO, I. M. P. Diversidade da meso e macrofauna edáfica em diferentes sistemas de manejo de uso do solo em Cruz das Almas – BA Cruz das Almas – Bahia. **Magistra**, v. 24, p. 63–76, 2012.

PHILLIPS, H. R. P., GUERRA, C. A., BARTZ, M. L., BRIONES, M. J., BROWN, G., CROWTHER, T. W., FERLIAN, O., GONGALSKY, K. B., HOOGEN, J. van. den., KREBS, J., ORGIAZZI, A., ROUTH. D., SCHWARZ, B., BACH, E. M., BENNETT, J. M., BROSE, U., DECAËNS, T., KÖNIG-RIES, B., LOREAU, M., MATHIEU, J., MULDER, C., PUTTEN, W. H. van. der., RAMIREZ, K. S., RILLIG, M. C., RUSSELL, D., RUTGERS, M., THAKUR, M. P., VRIES, F. T. de., WALL, D. H., WARDLE, D. A., ARAI, M., AYUKE, F. O., BAKER, G. H., BEAUSÉJOUR, R., BEDANO, J. C., BIRKHOFFER, K., BLANCHART, E., BLOSSEY, B., BOLGER, T., BRADLEY, R. L., CALLAHAM, M. A., CAPOWIEZ, Y., CAULFIELD, M. E., CHOI, A., CROTTY, F. V., CRUMSEY, J. M., DÁVALOS, A., COSIN, D. J. D., DOMINGUEZ, A., DUHOUR, A. E., EEKEREN, N. van., EMMERLING, C., FALCO, L. B., FERNÁNDEZ, R., FONTE, S. J., FRAGOSO, C., FRANCO, A. L. C., FUGÈRE, M., FUSILERO, A. T., GHOLAMI, S., GUNDALE, M. J., LÓPEZ, M. G., HACKENBERGER, D. K., HERNÁNDEZ, L. M., HISHI, T., HOLDSWORTH, A. R., HOLMSTRUP, M., HOPFENSBERGER, K. N., LWANGA, E. H., HUHTA, V., HURISSO, T. T., IANNONE III, B. V., IORDACHE, M., JOSCHKO, M., KANEKO, N., KANIANSKA, R., KEITH, A. M., KELLY, C. A., KERNECKER, M. L., KLAMINDER, J., KONÉ, A. W., KOOCH, Y., KUKKONEN, S. T., LALTHANZARA, H., LAMMEL, D. R., LEBEDEV, I. M., LI, Y., LIDON, J. B. J., LINCOLN, N. K., LOSS, S. R., MARICHAL, R., MATULA, R., MOOS, J. H., MORENO, G., MORÓN-RÍOS, A., MUYS, B., NEIRYNCK, J., NORRGROVE, L., NOVO, M., NUUTINEN, V., NUZZO, V., P, M. R., PANSU, J., PAUDEL, S., PÉRÈS, G., PÉREZ-CAMACHO, L., PIÑEIRO, R., PONGE, J-F., RASHID, M. I., REBOLLO, S., RODEIRO-IGLESIAS, J., RODRÍGUEZ, M. Á., ROTH, A. M., ROUSSEAU, G. X., ROZEN, A., SAYAD, E., SCHAİK, L. van., SCHARENBRUCH, B. C., SCHIRRMANN, M., SCHMIDT, O., SCHRÖDER, B., SEEBER, J., SHASHKOV, M. P., SINGH, J., SMITH, S. M., STEINWANDTER, M., TALAVERA, J. A., TRIGO, D., TSUKAMOTO, J., VALENÇA, A. W. de., VANEK, S. J., VIRTO, I., WACKETT, A. A., WARREN, M. W., WEHR, N. H., WHALEN, J. K., WIRONEN, M. B., WOLTERS, V., ZENKOVA, I. V., ZHANG, W., CAMERON, E. K†., EISENHAUER, N†. Global distribution of earthworm diversity. **Science**, v. 366, n. 6464, p. 480-485, 2019.

QIU, H.; VIJVER, M. G.; HE, E.; PEIJNENBURG, W. J. G. M. Predicting copper toxicity to different earthworm species using a multicomponent Freundlich model. **Environ. Sci. Technol.**, v. 47, p. 4796–4803, 2013.

RABELLO, L. M.; BROWN, G. G. Sistema Eletrônico para Extração de Minhocas Através de Corrente Elétrica. In: **Embrapa Instrumentação-Circular Técnica (INFOTECA-E)**, 2005.

- RIGHI, G. Sobre alguns Oligochaeta brasileiros. **Pap. Av. Zool**, v. 25, p. 1-13, 1971.
- RIGHI, G. Sobre Rhinodrilus e Urobenus (Oligochaeta, Glossoscolecidae). **Boletim de Zoologia**, v. 9, p. 231-257, 1985.
- RÖMBKE, J.; SCHMIDT, P.; HÖFER, H. The earthworm fauna of regenerating forests and anthropogenic habitats in the coastal region of Paraná. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 44, p. 1040–1049, 2009.
- ROUSSEAU, G. X., DEHEUVELS, O., ARIAS, I. R., & SOMARRIBA, E. Indicating soil quality in cacao-based agroforestry systems and old-growth forests: the potential of soil macrofauna assemblage. **Ecological Indicators**, v. 23, p. 535-543, 2012.
- RUIZ, N.; LAVELLE, P.; JIMENEZ, J. Soil Macrofauna Field Manual: Technical Level. **Food and Agriculture Organization of the United Nations**, Rome, p. 28, 2008. Disponível em: <http://www.fao.org/3/i0211e/i0211e.pdf>
- SANTANA, S. O. de., ARAUJO, Q. R. de., FILHO, A. F. F., LISBOA, G. P. 2016. Levantamento detalhado de solos do CEPEC (CEPLAC), Ilhéus, Bahia, Brasil. Ilhéus, BA, CEPLAC/ CEPEC. **Boletim Técnico**, n207. 58p.
- SODRÉ, G. A. **Minhocas: Biologia, comportamento e Sistemas de Criação**. Ilhéus, BA, Brasil, CEPLAC/DE- PED, 1988.v. 6, p. 24, 1988.
- SOUSA, S., HERNÁNDEZ-GARCÍA, L. M., & CHRISTOFFERSEN, M. From 1900 to 2000: History of earthworm taxonomy in the North and Northeast of Brazil and its current distribution in Brazilian biomes. **Arquivos De Zoologia**, v. 51, p. 21-29, 2020.
- STAMFORD, N. P., STAMFORD, T. L. M., ANDRADE, D. E. G. T., MICHEREF, S. J. Microbiota dos Solos Tropicais. In: **Ecologia e manejo de patógenos radiculares em solos tropicais**. – Recife: UFRPE, Imprensa Universitária, 2005. 98 p. ISBN 85-87459-09-0.
- TAPIA-CORAL, S., TEIXEIRA, A., VELÁSQUEZ, E., WALDEZ, F. Macroinvertebrados del suelo y sus aportes a los servicios ecosistémicos, una visión de su importancia y comportamiento. **Revista Colombiana de Ciencia Animal-RECIA**, p. 260-267, 2016.
- TONDOH, J. E., DIMOBÉ, K., GUÉI, A. M., ADAHÉ, L., BAIDAI, Y., N'DRI, J. K., FORKUOR, G. Soil health changes over a 25-year chronosequence from forest to plantations in a rubber tree (*Hevea brasiliensis*) landscape in southern Côte d'Ivoire: do earthworms play a role?. **Frontiers in Environmental Science**, v. 7, p. 73, 2019.
- TONDOH, J. E., GUÉI, A. M., CSUZDI, C., OKOTH, P. Effect of land-use on the earthworm assemblages in semi-deciduous forests of Central-West Ivory Coast. **Biodiversity and Conservation**, v. 20, n. 1, p. 169-184, 2011.
- URIBE-LÓPEZ, S.; FRAGOSO, C.; MOLINA-HENRÍQUEZ, J. F. Comunidades de lombrices de tierra y propiedades físicoquímicas del suelo en cacaotales con distinto manejo en Tabasco, México. In: **Workshop O Uso Da Macrofauna Edáfica Na Agricultura Do Século XXI: A Importância Dos Engenheiros Do Solo, 2003, Londrina**. Anais. Londrina: Embrapa Soja,

2003. p. 148-158. (Embrapa Soja. Documentos, 224). Organizado por George Gardner Brown, Carlos Fragoso e Lenita Jacob Oliveira.

VICENTE, N. M. D. F.; CURTINHAS, J. N.; PEREZ, A. L.; PREZOTTI, L. Fauna Edáfica Auxiliando a Recuperação de Áreas Degradadas do Córrego Brejaúba, MG. **Floresta e Ambiente**, v. 17, p. 104–110, 2010.

XIAO, Z., WANG, X., KORICHEVA, J., KERGUNTEUIL, A., LE BAYON, R. C., LIU, M., HU, F., RASMANN, S. Earthworms affect plant growth and resistance against herbivores: A meta-analysis. **Functional Ecology**, v. 32, n. 1, p. 150-160, 2018.

ZAGATTO, M.R.G. **Fauna edáfica em sistemas de uso do solo no município de Ponta Grossa-PR**. 2014. 68p. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba.