

Cap. 04

“Recuperação de Nascentes Urbanas da Ocupação Vitória/BH: Floresta Ripária”

Autores:

Arthur Antão¹, Izabel Nair Rosa Santos¹, Maria Thereza Fonseca², Hugo Luiz Martins De Paula³, Gabriel Pereira dos Santos⁴, Amanda La Corte de Carvalho Costa¹, Carlos Eduardo Araújo de Almeida¹, João Gabriel Nobre de Melo¹, Lucas Marinho da Silva⁵, Maria Clara Lage Ferreira¹, Reisila S. Migliorini Mendes⁶, Maria Rita Scotti⁷

- 1- Curso de Ciências Biológicas da UFMG
- 2- Arquiteta. Mestrado do Programa de pós-graduação em Ambiente Construído e Patrimônio Sustentável da Escola de Arquitetura da UFMG,
- 3- Curso de Ciências Socioambientais da UFMG
- 4- Curso de Geografia da UFMG
- 5- Curso de Ciências Biológicas da UEMG
- 6- Professora Depto Botânica da UEMG. Bióloga pela PUC Minas com Mestrado e Doutorado em Biologia Vegetal/ UFMG
- 7- Professora Depto de Botânica do ICB/ UFMG. Bióloga/UFMG. Mestrado em Microbiologia do solo (UFMG), Doutorado em Biologia do solo (UFRJ) e Pós doutorado pela Universidade de Lisboa (Portugal) e Universidade de Salamanca (Espanha).

E-mail para correspondência: lab.ufmg.2010@gmail.com

Resumo

Este capítulo analisa o impacto da Ocupação Vitória sobre a perda da vegetação de Mata Atlântica, inicialmente foi avaliado a perda da biodiversidade ao longo da bacia do Ribeirão Macacos através do índice “*Normalized Difference Vegetation Index*” (NDVI) bem como através de levantamento Florístico. Nesta etapa caracterizou-se não só a perda da vegetação, mas também o papel funcional de espécies como a *Typha domingensis* na formação de uma *wetland*. Numa segunda etapa foi feito o levantamento florístico das espécies arbóreas e herbáceas presentes nas quatro nascentes estudadas (N1, N2, N3 e N4) em relação ao trecho preservado da Casa de Francisco. A maior similaridade de espécies em relação a área preservada foi encontrada entre na nascente N1 e a menor similaridade na N4. A maior perda de biodiversidade ocorreu na área de sedimentação. Os resultados obtidos subsidiaram a seleção de

espécies arbórea e herbáceas para os procedimentos de recuperação da Mata ciliar ao longo dos drenos.

Abstract

This chapter analyses the impact of the establishment of the Victoria Occupation on the loss of Atlantic Forest vegetation along the Macacos river basin through the “Normalized Difference Vegetation Index” (NDVI) as well as a Floristic survey. Firstly, we assessed not only the vegetation loss but also demonstrated the functional role of some species (eg. *Typha domingensis*) in the formation of a wetland. Secondly, it was carried out a floristic survey of the tree and herbaceous species found in the four studied headwaters (N1, N2, N3 and N4) in relation to a preserved stream. The greatest similarity of plant species in relation to the preserved area was found in the N1 spring and the lowest was in the N4. The greatest loss of biodiversity occurred in the sedimentation zone. The results obtained supported the selection of tree and herbaceous species for the recovery of the riparian forest along the drainage system.

Palavras-chave: nascentes, Ocupação Vitória, recuperação de florestas ripárias, biodiversidade, Cerrado, Mata Atlântica, impactos ambientais.

Keywords: *springs, Vitória occupation, recovery of riparian forests, biodiversity, Cerrado, Atlantic Forest, environmental impacts.*

I- INTRODUÇÃO

Mata Atlântica

A Mata Atlântica, considerada a segunda maior floresta tropical do continente americano, cobrindo cerca de 1,5 milhões de km² (Fundação SOS Mata Atlântica & INPE, 2001), é um dos principais *hot spots* mundiais de biodiversidade. A biodiversidade da Mata Atlântica é estimada em 20 mil espécies vegetais representando cerca 35% das espécies existentes no Brasil, riqueza esta, maior que aquela de 12,5 mil espécies registradas no continente Europeu (Fundação SOS Mata Atlântica & INPE, 2001).

A biota da Mata Atlântica é composta por táxons de diferentes origens biogeográficas, destacadamente da Floresta Amazônica, das matas ciliares do Cerrado e das áreas andinas na porção austral do bioma (Fiaschi and Pirani ,2009). Com base na distribuição das espécies, a vegetação da Mata Atlântica é reconhecida como composta por três tipos de florestas resultantes da influência diferencial das floras florestais limítrofes que são: densas, mistas e estacionais (IBGE, 1992).

As florestas densas estão associadas à costa atlântica e incluem uma grande área de florestas de várzea (até 50 m de altitude) e de encosta (50 a 2.200 m de altitude) do Nordeste ao Sul do Brasil. Este bioma apresenta afinidades florísticas com a Floresta Amazônica e a Caatinga ao Norte (Marques et al. 2011, Mori et al,1981) e sofre influência da flora de outras regiões, como a Cordilheira dos Andes e de elementos do antigo sul do Gondwana no cone sul (San Martín and Ronquist, 2004). As florestas mistas, também conhecidas como florestas de araucárias, constituem o principal tipo de floresta no planalto serrano do sul do Brasil em altitudes acima de 500 m (Hueck 1972). Seu limite norte de distribuição é na Serra da Mantiqueira, no sudeste do Brasil, onde ocorre como manchas de vegetação ou como indivíduos isolados em campos de altitude, acima de 1.000 m (Rambo, 1951). As florestas estacionais estão relacionadas com a bacia do rio Paraná no sul e no sudeste do Brasil. Essas florestas são caracterizadas por duas estações distintas com marcada alternância de clima tropical com chuvas intensas de verão e a subtropical com baixas temperaturas de inverno e precipitação escassa. Durante o período frio e seco, 20% a 50% das árvores do dossel perdem suas folhas (decíduas) (IBGE, 1992). A flora de Florestas Estacionais é frequentemente influenciada por táxons típicos do

Cerrado (savana brasileira). Porém, essa diversidade seja nas florestas densas, mistas ou estacionais está ameaçada restando apenas 100.000 km² ou 7% da floresta original (Tabarelli et al. 2005). Por isto este é considerado um dos biomas mais ameaçados do Brasil. O fato desse bioma ser um dos mais biodiversos do planeta e por estar sob grande ameaça de desaparecimento devido a intensa ocupação e exploração humana é considerado um *hotspot*, isto é, uma área prioritária para a conservação da biodiversidade mundial. (MMA 2005).

Ocupação Vitória

A cidade de Belo horizonte (MG), detém uma área preservada de Mata Atlântica (19°48'53,58"S, 43°54'52,09"W) de 950 ha (Fig. 1 A e B), correspondendo a três vezes a área do Central Park em Nova York (341 hectares), a qual está localizada na microbacia Izidora pertencente a bacia do rio São Francisco (Minas Gerais, Brasil), (Fig. 2). Além da biodiversidade, esta reserva de Mata Atlântica alberga cerca de 280 nascentes (Fig. 1 B) responsáveis pela formação de aproximadamente 64 cursos de água (Fig. 2), conforme dados da prefeitura (PBH 2010).

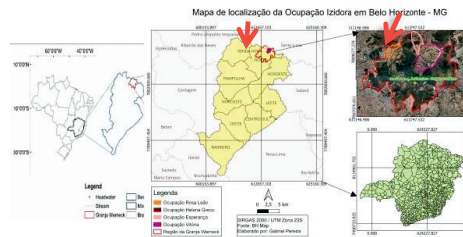
Dentre eles destaca-se o córrego Macacos (2,6 km²) o qual foi considerado um dos mais preservados (Fig. 2) em relação a qualidade de água e floresta ripária, (SUDECAP, 2000). Entretanto, esta região vem sofrendo intenso processo de ocupação informal com consequente desmatamento da área desde 2013. A ocupação Vitória (Fig. 1 C) é a maior delas, abrigando cerca de 4500 famílias (Rodrigues, 2016).

Estas ocupações evoluíram sobre montanhas com várias nascentes (Fig. 2) e consequentemente estas águas alteraram a direção de fluxo após desmatamento, gerando diferentes processos erosivos com carreamento de sedimentos, especialmente ao longo das ruas cujo solo exposto aumenta a taxa de movimentação de sedimentos até o córrego Macacos.

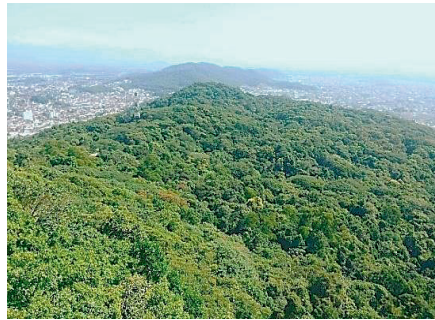
Em consequência desta urbanização, a área tornou-se ambiental e socialmente fragilizada. Por um lado, o desmatamento expôs o solo deixando desprotegidas as ruas, as nascentes e os cursos de água assoreados. Por outro lado, a proximidade das residências junto às nascentes e cursos d'água, com fluxo

sem direção única, favoreceu o aparecimento de patologias urbanas relacionadas às inundações, infiltrações e rachaduras nas casas com pouca estrutura. A fragilidade social para estas comunidades de baixa renda se agrava com a ausência de rede sanitária de água e de esgoto, assim como pela ausência de rede de energia elétrica

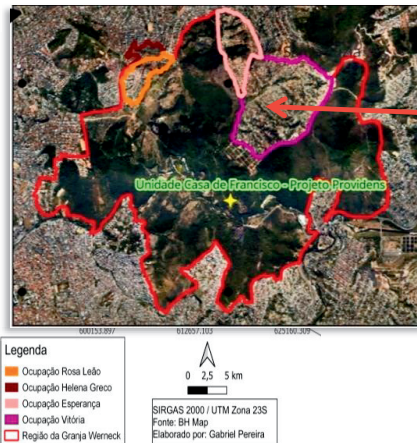
A



B



C



Ocupação
Vitória

Fig. 1 - Localização da área de trabalho. **A:** Localização da Granja Werneck na zona Norte de Belo Horizonte /Minas Gerais. **B:** Floresta Preservada na Granja Werneck, **C:** Casa de Francisco (Projeto Providens) e ocupações informais com destaque para Ocupação Vitória.

Mapa das Bacias Hidrográficas: Ribeirão Isidoro, Ribeirão da Onça e Rio das Velhas

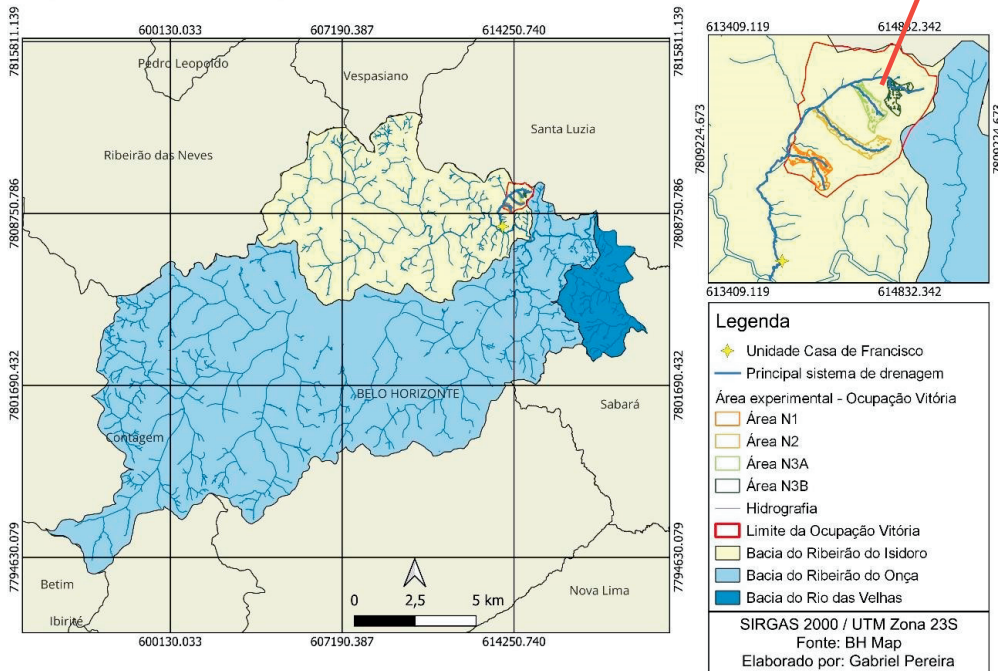


Fig. 2 - Bacia Hidrográfica – Córrego dos Macacos.

Quando ocorre a degradação de nascentes e de suas matas ciliares, com a perda completa da resiliência, o resultado é a desestabilização do solo e aumento do processo erosivo (King *et al.*, 2006). A literatura mostra que a estabilização do solo, principalmente em áreas de encosta, pode ser conseguida com o uso de uma composição vegetal adequada, através do desenvolvimento do sistema radicular e da incorporação da matéria orgânica (Reubens, *et al.*, 2007). Além da estabilização mecânica, a agregação do solo promove a formação de rede ante erosiva que assegura também a porosidade e a permeabilidade (Nilaweera *et al.*, 1999).

A vegetação promove a agregação e porosidade, estabilizando o solo e assegurando a permeabilidade e infiltração da água, tendo um papel essencial no ciclo hídrico, através da regulação do conteúdo de água no solo pela evapotranspiração (Six *et al.* 2000; Brady and Weil, 2007). Desta forma, a vegetação

é essencial para estabilização do solo e para a condução da água das nascentes. A recuperação destas funções depende do conhecimento do grau de impacto abiótico e biótico, este último relacionado à perda da vegetação na bacia do Córrego Macacos e do impacto sofrido na vegetação das nascentes dentro da Ocupação Vitória.

II- Diagnóstico de impacto sobre vegetação: microbacia do córrego Macacos

Para esta análise, a microbacia foi dividida em três trechos (Fig. 3) ou Zonas: Zona 1: a montante, próxima à nascente principal do Córrego Macacos (verde), Zona 2: nas proximidades das Ocupações Vitória, Esperança, Rosa Leão e Helena Greco (Vermelho) e Zona 3: a jusante, área preservada Próximo ao Projeto Casa de Francisco (Laranja).

A Fig. 4-A mostra a vegetação ripária e o córrego Macacos na zona preservada (Zona 3) e na Fig. 4-B, -C e -D está apresentado o córrego Macacos e sua zona ripária na Ocupação Vitória, onde se encontra invadido pela taboa, braquiária e meloso. (zona 2)

Visando estimar o impacto das ocupações sobre estas zonas, elaboramos uma análise da perda global da vegetação e da biodiversidade como segue.

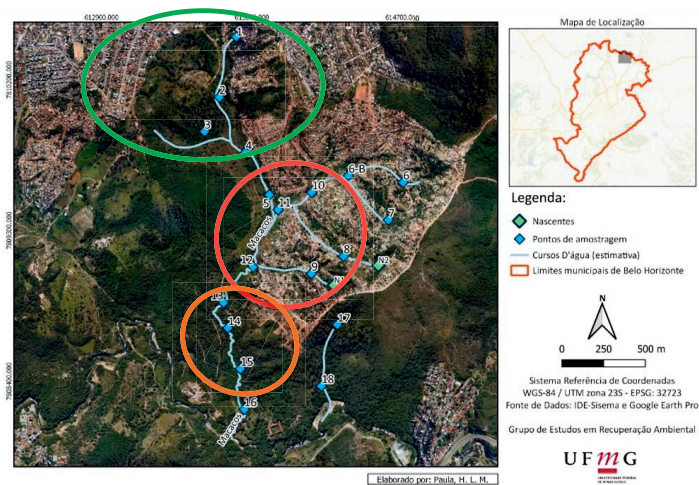


Fig. 3 - Localização dos trechos avaliados quanto ao impacto na microbacia do Córrego Macacos Zona 1:verde, Zona 2: Vermelho e Zona 3: Laranja.

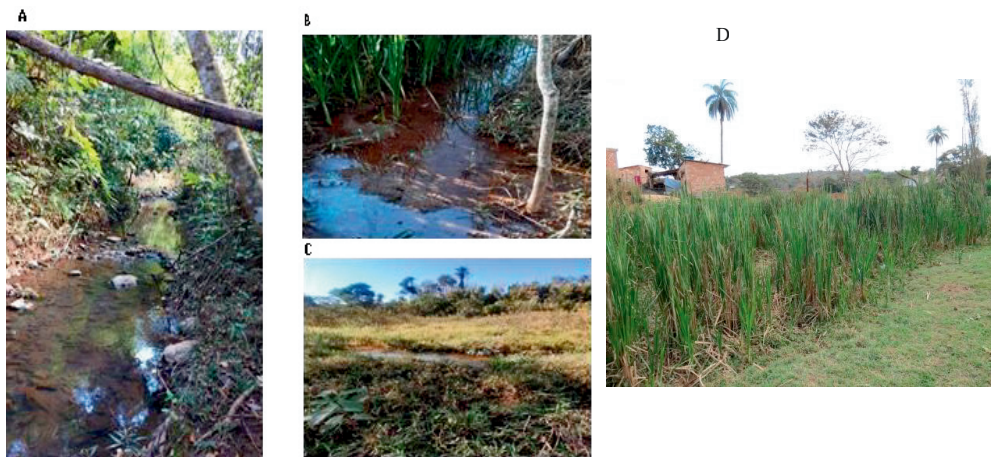


Fig. 4 - **A:** Córrego Macacos preservado no trecho do Projeto Providens. **B, C e D:** Córrego Macacos com assoreamento e plantas invasoras como *Brachiaria sp* e *Typha domingensis* (taboa).

2.1- Índice de perda da vegetação Atlântica:

A perda da vegetação na área de estudo da Ocupação Vitória foi estimada pelo Índice de vegetação por diferença normalizada – NDVI (Fig. 5) baseado nas imagens obtidas do satélite Landsat 8/OLI. O índice NDVI é um indicador sensível usado para sensoriamento remoto de vegetação verde e varia de -1 a +1; e os valores mais altos indicam a presença de vegetação verde fotossinteticamente ativa (KAUFMANN ET AL., 2003; TUCKER, 1979). O NDVI consiste em determinar uma razão entre a diferença e a soma entre a refletância em bandas menos absorventes no infravermelho próximo (ρ_{NIR}) e a banda altamente absorvente no vermelho visível (ρ_{red}) (ROUSE JR., HAAS, SCHELL, & DEERING, 1973).

$$NDVI = \left(\frac{NIR - RED}{NIR + RED} \right) \quad (1)$$

onde:

NIR = refletância espectral da superfície na faixa do infravermelho próximo (banda 5 do sensor *Operational Terra Imager* - OLI/Landsat 8);

RED = refletância espectral da superfície na banda vermelha (banda 4 do sensor OLI/Landsat 8).

Os resultados demonstram que a vegetação foi eliminada rapidamente a partir de 2013 evidenciando que a urbanização/Ocupação foi feita simultaneamente em toda a área.

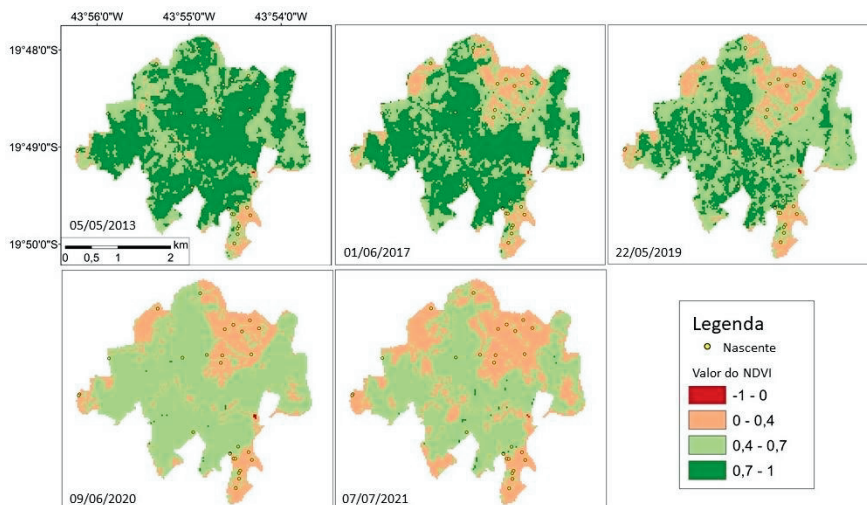


Fig. 5 - Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) da região da Granja Werneck para t imagens obtidas i em (A) 2013, (B) 2017, (C) 2019, (D) 2020 e (E) 2021

2.2 - Avaliação do impacto sobre a composição florística da vegetação na microbacia do córrego Macacos

Visando avaliar a perda da vegetação foi feita a análise das espécies presentes na microbacia do Ribeirão Macacos após a instalação das ocupações. Para tanto, foram consideradas três zonas no córrego Macacos (Fig. 3). A zona 1 (verde) apresenta trecho a montante mais preservado e também um trecho que recebe sedimentos da Ocupação Esperança. A Zona 2 (Vermelho) recebe o maior aporte de sedimentos da Ocupação Esperança, Vitória e Rosa Leão. A Zona 3 (laranja) é o trecho mais preservado, próximo a área do projeto Providens.

O índice de Shanon foi usado para estimar a biodiversidade:

$$H' = - \sum_{i=1}^R p_i \ln p_i \quad (2)$$

Onde:

H' = índice de diversidade de Shannon-Weaver;

pi = Proporção de indivíduos of i-ésima espécie em toda a comunidade: pi= n/N, onde

n = indivíduos de uma dada espécie e N= número total de indivíduos na comunidade

Σ = Somatório e ln= logaritmo neperiano.

Os resultados foram analisados usando ANOVA ($p \leq 0.05$) e as medias foram comparadas usando Tukey's test ao nível de significância de $p \leq 5\%$.

Os resultados foram apresentados no trabalho de Fonseca et al. (2022). As análises de riqueza e biodiversidade da Mata Ciliar (Fig. 6-A e B) confirmam que o trecho do córrego Macacos próximo às ocupações (Zona 2) foi o que sofreu maior perda vegetação.

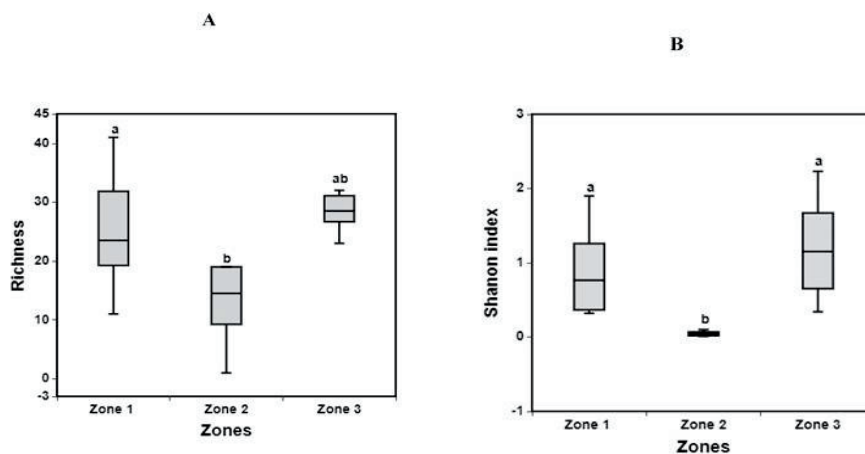


Fig. 6-A: Análise de riqueza de espécies e **B:** Índice de Biodiversidade de Shanonn das espécies arbóreas encontradas nos trechos ripários (Zonas) do córrego Macacos.

As espécies dominantes na Mata Ciliar do córrego Macacos preservado pertencem às famílias Fabaceae (*Dalbergia nigra*, *Inga marginata*, *Piptadenia gonoacantha*), Lauraceae (*Nectandra oppositifolia*, *Ocotea* sp), Arecaceae

(Palmaceae) *Acrocomia aculeata*, Euphorbiaceae (*Croton urucurana*) Piperaceae (*Piper arboreum*), Malvaceae (*Guazuma ulmifolia*), Sapindaceae: *Cupania vernalis*.

III – Diagnóstico de impacto sobre a vegetação nas nascentes da Ocupação Vitória

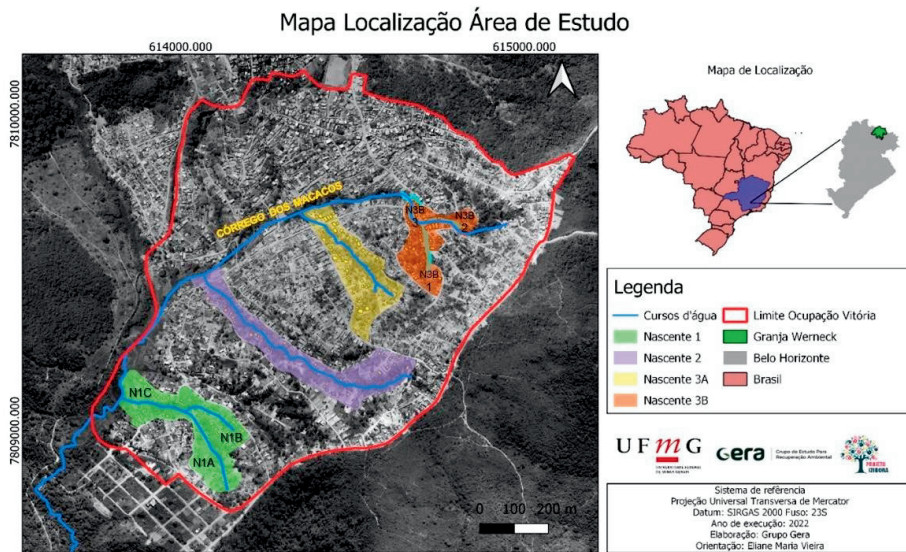


Fig. 7 - Localização das nascentes em estudo.

Na Fig. 7, estão apresentadas as áreas de trabalho correspondentes às nascentes N1 (A, B, C); N2, N3 e N4). Estas áreas foram estudadas quanto à perda vegetação pelo NDVI em 2021, sete anos após a instalação da ocupação.

Usando a mesma metodologia acima descrita, observa-se na Fig. 8 -A que a vegetação nativa arbórea está presente na Mata ripária da área preservada da Granja Werneck da sub bacia do córrego Macacos, região do Projeto Providens da Casa de Francisco. Porém, à medida que se aproxima da foz do córrego Macacos, no ponto de exutório de encontro com o Ribeirão Isidora, a área está mais degradada com índice de perda de vegetação de 0,4. A maior perda de vegetação se verifica na Ocupação Vitória onde a vegetação está restrita aos vales por onde drenam as águas das nascentes para o córrego Macacos. (Fig. 8 B) com NDVI entre 0,2 e 0,6.

Quando se analisa cada nascente (Fig. 9), observa-se que na Nascente 1 A e 1B a vegetação está reduzida (índice de 0,13 até 0,6), enquanto na N 1 C observamos pontos mais densos com NDVI próximo de 0,55. Igualmente N1 B, C e D são encontradas manchas com vegetação mais densas. A avaliação em campo evidencia que algumas manchas de vegetação densa estão associadas às espécies de invasoras como *Brachiaria sp* e *Typha domingensis*. Desta forma, procedeu-se ao levantamento florístico das espécies ocorrentes na área preservada e nas nascentes e drenagens impactadas da Ocupação Vitória visando identificar quais espécies ocorrem nas manchas de vegetação.

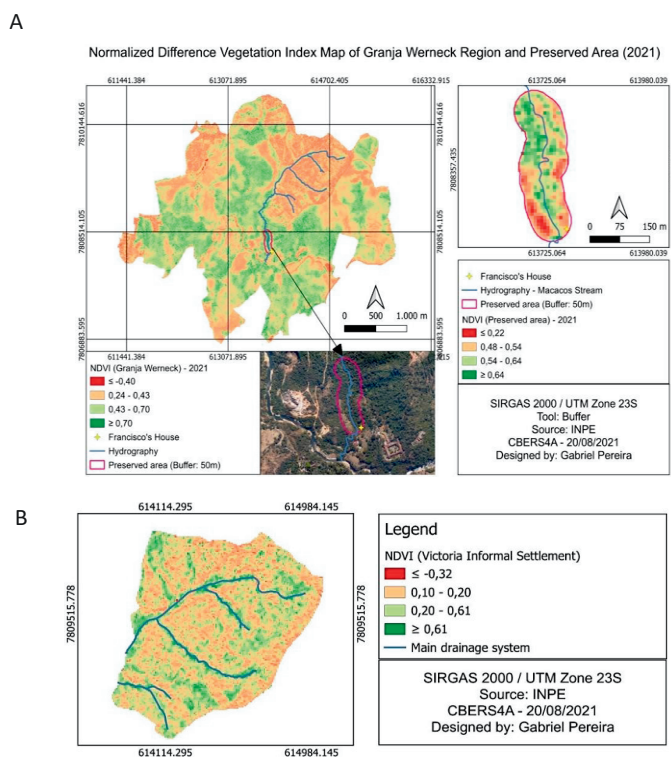


Fig. 8 - Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) da região da Granja Werneck para imagens obtidas em 2021 de (A) vegetação na área preservada do córrego macacos próximo ao projeto Providens (Casa De Francisco |) e na sua foz no Ribeirão Izidora. (B) Vegetação na Ocupação Vitória ao longo das nascentes.

Normalized Difference Vegetation Index Map of Experimental Sites in Victoria Informal Settlement (2021)

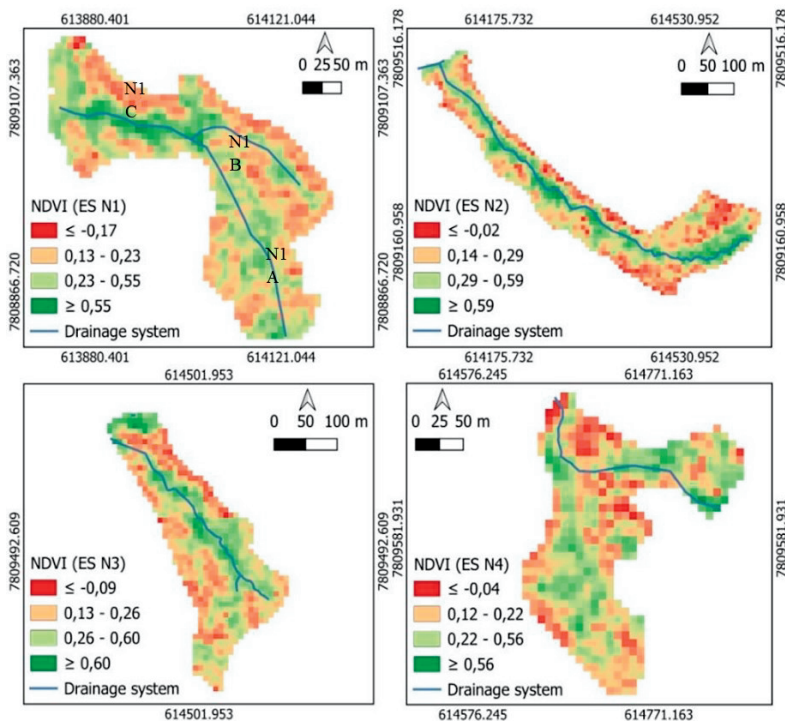


Fig. 9 - Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) da região da Ocupação Vitória para imagens obtidas em 2021 de (A) vegetação nas áreas de recuperação das Nascentes N1 (A, B e C), N2, N3, N4.

Quando se analisa cada nascente (Fig. 9) observa-se que em N1-A e N1-B a vegetação está reduzida (índice de 0,26 até 0,6), enquanto em N1-C, existem pontos mais densos com NDI próximo de 0,55. Igualmente N1-B, N1-C e N1-D são encontradas manchas com vegetação mais densa. A checagem em campo evidencia que algumas manchas de vegetação densa estão associadas às espécies de plantas invasoras como *Brachiaria sp* e *Typha domingensis*. Desta forma, procedeu-se ao levantamento florístico das espécies ocorrentes na área preservada e nas nascentes e drenagens impactadas da Ocupação Vitória visando identificar quais espécies ocorrem nas manchas de vegetação (tabela 1).

Tab. 1 - Identificação das espécies vegetais ocorrentes nas áreas de estudo antes da degradação, na área preservada (Pr) e após impacto nas nascentes N1, N2, N3 e N4.

Família/Espécie	Pr	N1	N2	N3	N4
Apocynaceae					
<i>Aspidosperma parvifolium</i> A.DC.		1			
Anacardiaceae	Pr	N1	N2	N3	N4
<i>Lithraea brasiliensis</i> Marchand	2				
<i>Lithraea molleoides</i> (Vell.) Engl.		2	1		
Annonaceae	Pr	N1	N2	N3	N4
<i>Annona sylvatica</i> A.St.-Hil.	2	2			2
sp2	3				
<i>Xylopia aromática</i> (Lam.) Mart					2
<i>Xylopia</i> sp.	3				
Araliaceae	Pr	N1	N2	N3	N4
<i>Dendropanax cuneatus</i> (DC.) Decne. & Planch.	3				
Arecaceae (Palmaceae)	Pr	N1	N2	N3	N4
<i>Acrocomia aculeata</i> (Jacq.) Lodd. ex Mart.	1	1	2	2	1
Asteraceae	Pr	N1	N2	N3	N4
sp1	2				
<i>Tilesia baccata</i> (L.f.) Pruski	1				
<i>Vernonia polysphaera</i> Baker		1			
<i>Vernonanthura polyanthes</i> (cf.) (Spreng.) Less.		1			
<i>Vernonanthura</i> sp.	5				1
Bignoniaceae	Pr	N1	N2	N3	N4
<i>Handroanthus albus</i> (Cham.) Mattos			1		2
<i>Handroanthus chrysotrichus</i> (Mart. ex DC.) Mattos		3			
<i>Handroanthus heptaphyllus</i> (Vell.) Mattos	1			1	
<i>Handroanthus</i> sp			9		
<i>Tabebuia roseoalba</i> (Ridl.) Sandwith			2	4	1
<i>Zeyheria tuberculosa</i> (Vell.) Bureau ex Verl.	1				
Calophyllaceae	Pr	N1	N2	N3	N4
<i>Calophyllum</i> sp.	1				
Cannabaceae	Pr	N1	N2	N3	N4
<i>Celtis brasiliensis</i> (Gardner) Planch	2				
<i>Celtis glyxicarpa</i> Mart. ex Miq.	2	2			
Connaraceae	Pr	N1	N2	N3	N4
<i>Rourea</i> sp.	1				
Cunoniaceae	Pr	N1	N2	N3	N4
<i>Lamanonia</i> sp.	7				
Euphorbiaceae	Pr	N1	N2	N3	N4
<i>Croton urucurana</i> Baill.	4	7	2	6	

<i>Euphorbia heterophylla</i> L.		1			
<i>Ricinus communis</i> L.				1	
<i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong	2				
Erythroxylaceae	Pr	N1	N2	N3	N4
<i>Erythroxylum</i> sp		1			
Fabaceae	Pr	N1	N2	N3	N4
<i>Acosmium</i> sp.	2	9			
<i>Acosmium lentiscifolium</i> Schott	2				
<i>Bauhinia</i> sp.		5			
<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	5		1		
<i>Centrolobium tomentosum</i> Guillem. ex Benth					6
<i>Dalbergia nigra</i> (Vell.) Allemão ex Benth.	21	1		1	
<i>Inga</i> sp.	1		1	3	
<i>Inga marginata</i> Willd.			3		
<i>Inga vera</i> Willd.					1
<i>Leptobium elegans</i> Cleve			1		
<i>Machaerium aculeatum</i> Raddi		1			
<i>Machaerium nyctitans</i> (Vell.) Benth.				2	4
<i>Machaerium villosum</i> Vogel			1		
<i>Myroxylon peruiferum</i> L.f.	2				
<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub.	3	2			1
<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J. F. Macbr.	25	8		6	
<i>Platypodium elegans</i> Vogel	2	11		1	1
<i>Platycyamus regnellii</i> Benth.					1
<i>Senna macranthera</i> (DC. ex Collad.) H.S.Irwin & Barneby			1		
<i>Senna macranthera</i> (cf.) (DC. ex Collad.) H.S.Irwin & Barneby	1				1
<i>Senna multijuga</i> (Rich.) H.S.Irwin & Barneby	2				
<i>Senna</i> sp2	1				
Hypericaceae	Pr	N1	N2	N3	N4
<i>Vismia</i> sp.		1			
Lamiaceae	Pr	N1	N2	N3	N4
<i>Aegiphila integrifolia</i> (Jacq.) Moldenke				1	
<i>Aegiphila</i> sp.		8		1	
Lauraceae	Pr	N1	N2	N3	N4
<i>Nectandra oppositifolia</i> Nees	8				
<i>Ocotea</i> sp1	10				
<i>Ocotea minarum</i> (Nees & Mart.) Mez	2				
Lythraceae	Pr	N1	N2	N3	N4
<i>Lafoensia pacari</i> A.St.-Hil			1		

<i>Lafoensia</i> sp.	1				
Malpighiaceae	Pr	N1	N2	N3	N4
<i>Malpighia</i> sp.	4				
Malvaceae	Pr	N1	N2	N3	N4
<i>Apeiba tibourbou</i> Aubl.		1	2	1	
<i>Gaya pilosa</i> K.Schum. <i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	5				
<i>Luehea divaricata</i> Mart. & Zucc					1
<i>Luehea grandiflora</i> Mart. & Zucc	4	6	2	2	
<i>Pavonia</i> sp. <i>Sida rhombifolia</i> L.	3				
Melastomataceae	Pr	N1	N2	N3	N4
<i>Clidemia hirta</i> (L.) D.Don	5	1	25	1	3
<i>Clidemia biserrata</i> DC.	4				
<i>Miconia albicans</i> (Sw.) Triana	12	6	4	1	2
<i>Miconia sellowiana</i> Naudin				1	
<i>Miconia trianae</i> Cogn.	2				
<i>Pleroma</i> sp	1			3	
Meliaceae	Pr	N1	N2	N3	N4
<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart.	2				
<i>Cedrela fissilis</i> Vell					
<i>Guarea guidona</i> C.DC.	6				
<i>Guarea</i> sp.	2		2		
<i>Trichilia hirta</i> L.	2				
Moraceae	Pr	N1	N2	N3	N4
<i>Ficus guaranitica</i> Chodat		2	1		2
Sp1			1		
<i>Sorocea bonplandii</i> (cf.) (Baill.) W.C.Burger et al.	1				
<i>Sorocea guilleminiana</i> Gaudich.			1		
Myrtaceae	Pr	N1	N2	N3	N4
<i>Campomanesia guazumifolia</i> (Cambess.) O.Berg	2		1		
<i>Campomanesia</i> sp.					
<i>Campomanesia</i> sp.1	1				
<i>Eugenia uniflora</i> L.			1		
<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	24	1		2	2
<i>Myrcia</i> sp.					
<i>Psidium guajava</i> L.	3	4	1	1	
Myrsinaceae	Pr	N1	N2	N3	N4
<i>Myrsine</i> sp.	1				
Musaceae	Pr	N1	N2	N3	N4

<i>Musa</i> sp.					
Ochnaceae	Pr	N1	N2	N3	N4
<i>Ouratea castaneifolia</i> (DC.) Engl.	4				1
<i>Ouratea</i> sp.		4		6	
Piperaceae	Pr	N1	N2	N3	N4
<i>Piper arboreum</i> Aubl.	18				
<i>Piper aduncum</i> L.	5				
<i>Piper</i> sp. <i>Pothomorphe umbellata</i> (L.) Miq					
Polygonaceae	Pr	N1	N2	N3	N4
<i>Coccoloba</i> sp.			1	1	
Proteaceae	Pr	N1	N2	N3	N4
<i>Roupala montana</i> Aubl.					
Rosaceae	Pr	N1	N2	N3	N4
<i>Rubus sellowii</i> Cham. & Schldl.					
Rubiaceae	Pr	N1	N2	N3	N4
<i>Amaioua guianenses</i> Mart. ex Schult. & Schult.f.	5				
<i>Chomelia brasiliiana</i> Mart. ex Schult. & Schult.f.	1	1			
<i>Faramea marginata</i> Mart.					
<i>Faramea</i> sp.	1				
<i>Psychotria carthagenensis</i> Jacq.					
<i>Psychotria</i> sp.	8		1		
<i>Rudgea</i> sp.				1	
Rutaceae	Pr	N1	N2	N3	N4
<i>Citrus bigaradia</i> Loisel					3
<i>Metrodorea maracasana</i> Kaastra <i>Metrodorea</i> sp.	1	3			
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	4	4			
Salicaceae					
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	10	2	5		3
<i>Xylosma</i> sp.	6				
Sapindaceae	Pr	N1	N2	N3	N4
<i>Allophylus</i> sp.	1				
<i>Cupanea vernalis</i> Couch	12	7	13		2
<i>Allophylus</i> sp.			1		
sp2	3				
<i>Talisia esculenta</i> Radlk	1				
Sapotaceae	Pr	N1	N2	N3	N4
<i>Micropholis</i> sp.				2	
Siparunaceae	Pr	N1	N2	N3	N4

<i>Siparuna guianensis</i> Aubl.	14	4	2	5	
Solanaceae	Pr	N1	N2	N3	N4
<i>Solanum paniculatum</i> L.	1	1	2		
<i>Solanum viarum</i> Dunal			9		
Urticaceae	Pr	N1	N2	N3	N4
<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul				1	
<i>Cecropia</i> sp.		3	1		
<i>Cecropia</i> sp.1				3	

Na tabela 1 estão apresentadas as famílias e as espécies ocorrentes nas áreas de estudo. Como previsto, o número de espécies encontradas na área preservada é muito maior que nas demais áreas e o menor número de espécies foi registrado na N1A.

Foram encontradas cerca de cinco espécies/m² na mata ciliar da área preservada, enquanto no trecho degradado de N1, N2, N3 e N4 foram encontradas respectivamente, 2.6, 2.2, 1.8 e 1.6 espécies/m².

A distribuição das famílias foi alterada após o desmatamento (Fig.10). Na área preservada as famílias Fabaceae e Myrtaceae foram dominantes e observa-se uma distribuição harmônica das demais famílias. Nas áreas impactadas, estas dominâncias foram alteradas e, além da redução do número de famílias, observa-se uma distribuição diferencial de dominância entre famílias.

Os níveis de riqueza de espécies em cada área de trabalho podem ser avaliados na Tabela 1. Na maioria das áreas, a maior riqueza foi encontrada na família Fabaceae. Esta dominância e riqueza se deve ao papel ecossistêmico das plantas leguminosas, provedoras de nutrientes como nitrogênio.

O nitrogênio é geralmente considerado o nutriente mais limitante para o crescimento de plantas no seu ambiente natural (BOHLOOL et al. 1992). Apesar do Nitrogênio ser o elemento mais abundante da atmosfera terrestre (79%), este se encontra na forma de gás nitrogênio (N₂) que é inerte e não passível de utilização pela maioria dos seres vivos. (Stacey et al., 1992).

Apenas alguns organismos procariontes portadores da enzima nitrogenase, são capazes de quebrar a tríplice ligação e reduzir este nitrogênio (N₂) à amônia. Estes organismos são denominados diazotróficos e o mecanismo responsável por este

processo é denominado fixação biológica de nitrogênio (FBN). Esses microrganismos podem ser de vida livre, associativos ou simbiotes de plantas.

A maioria das plantas da Família Fabaceae é capaz de estabelecer simbiose com bactérias fixadoras de N_2 da família Rhizobiaceae e o nitrogênio fixado nos nódulos radiculares é exportado para a parte aérea. Como as plantas leguminosas, elas se tornam ricas em nitrogênio quando comparadas às espécies de outras famílias. (Dobereiner, 1966). Indivíduos de espécies de leguminosas foram também encontrados abundantemente, mesmo após desmatamento das nascentes (Fig. 10).

Na floresta ripária da Mata Atlântica na área preservadas da Granja Werneck (Casa de Francisco) ocorreu dominância da família Fabaceae. No entanto, as espécies ocorrentes em cada família não são as mesmas quando se compara entre áreas de trabalho. Mesmo assim, isto sugere que esta família também apresenta maior resiliência.

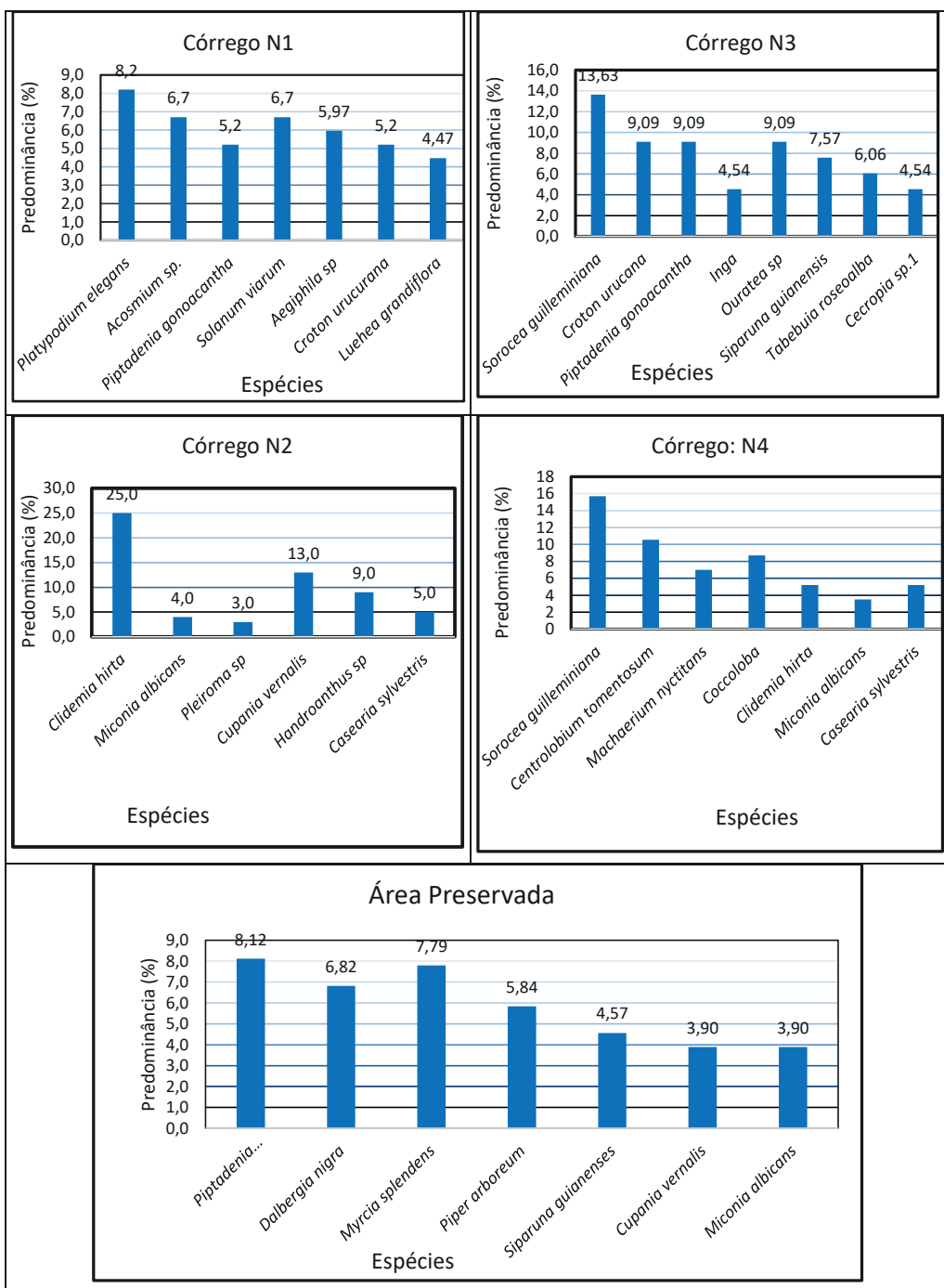


Fig. 10 - Riqueza de espécies arbóreas em cada área de trabalho na Ocupação Vitória

A análise comparativa entre espécies da área preservada com as áreas da ocupação (tabela 2) pode ser evidenciada pelos índices de similaridade entre as áreas estimados através dos índices de Sorensen e Jaccard calculados como segue:

Índice de similaridade de Sorensen:

(3)

$$SS = \frac{2C}{S1 + S2}$$

Onde:

S1: Número de espécies no sítio 1

S2: Número de espécies no sítio 2

C: Espécies comuns

Índice de similaridade de Jaccard:

(4)

$$CJ = \frac{c}{A+B} - C$$

Onde:

A= Número de espécies do sítio A

B= Número de espécies do sítio B

C= Número espécies comuns entre A e B

A maior similaridade de espécies em relação a área preservada foi encontrada entre na nascente N1 e a menor na N4 (Tabela 2). A nascente N3 apresentou maior semelhança com a N1. Os principais fatores para a dissimilaridade foram a perda de espécies arbóreas com o desmatamento, mas especialmente a presença massiva de espécies herbáceas na interface do ecossistema terrestre e aquático.

As espécies dominantes na área de sedimentação foram principalmente as invasoras. Na mata ciliar da área preservada, a espécie herbácea dominante pertence à família Poaceae (*Lasiacis* sp). Em contraste, as espécies dominantes na N1, N2, N3 e N4 com maior índice de Ocupação foram: *Typha dominigensis*; *Urochloa* sp , *Melinis minutiflora* e *Urochloa* sp , respectivamente (Tabela 3). Todas estas espécies são

invasoras. Destaca-se que em toda a área do exutório, próximo ao Córrego Macacos, a espécie *Typha dominigensis* (Taboa) foi a espécie dominante.

Analisando as florestas em Minas, Gerais Gomide et al. (2006) observaram uma redução da similaridade de espécies desde a nascente até a foz, especialmente nas áreas de sedimentação. Esta alteração pode ser atribuída ao excesso de sedimentos carregados para esta zona constituindo uma pressão seletiva sobre as espécies. As espécies herbáceas desempenham um papel importante na estabilização do solo na interface com o sistema aquático. A seleção e plantio de espécies vegetais nativas com capacidade agregante e estabilizadora, é uma das metas desta recuperação.

Tab. 2 - Índices de similaridade de Sorensen e Jaccard comparando as áreas de trabalho entre si.

Índice Sorensen

sites	N1	N2	N3	N4
N1				
N2	0.39			
N3	0.47	0.4		
N4	0.31	0.26	0.3	
Preservada	0.4	0.27	0.27	0.2

Índice de Jaccard

sites	N1	N2	N3	N4
N1				
N2	0.24			
N3	0.3	0.25		
N4	0.18	0.15	0.18	
Preservada	0.22	0.15	0.15	0.11

Tab. 3 - Ocupação e lista de espécies herbáceas nas diferentes áreas de estudo.

Córrego: N1			Córrego: N2			Córrego: N3		
Família	Espécies de Plantas	H/m ²	Família	Espécies de Plantas	H/m ²	Família	Espécies de Plantas	H/m ²
Acanthaceae	<i>Hygrophila</i> sp.	0,75	Cyperaceae	<i>Cyperus luzulae</i>	3,66	Asteraceae	<i>Blainvillea acmella</i>	14,33
Asteraceae	<i>Cosmos sulphureus</i>	0,375	Euphoibiaceae	<i>Ricinus communis</i>	1,33	Euphorbiaceae	<i>Orthopappus angustifolius</i>	1,33
	<i>Dellia biflora</i>	0,875	Malvaceae	<i>Sida rhombifolia</i>	2,0	Malvaceae	<i>Sida rhombifolia</i>	1,0
	<i>Blainvillea acmella</i>	0,25	Poaceae	<i>Urochloa</i> sp.	51,0	Onagiaceae	<i>Litawigia elegans</i>	1,33
	<i>Melampodium paniculation</i>	0,375		<i>Megathyrsus maximus</i>	6,66	Poaceae	<i>Melinis munutiflora</i>	26,66
Commelinaceae	<i>Comelina benghalensis</i>	2,75	Total		64,65		<i>Megathyrsus maximus</i>	19,83
Convolvulaceae	<i>Ipomoea asarifolia</i>	1,0	Córrego: N4				<i>Urochloa</i> sp.	3,5
Cyperaceae	<i>Rhynchospora nervosa</i>	0,5	Família	Espécies de Plantas	H/m ²	Typhaceae	<i>Typha domingensis</i>	5,33
Euphorbiaceae	<i>Chamaesyce hyssopifolia</i>	0,25	Asteraceae	<i>Centraherum punctatum</i>	0,33	Total		74,64
	<i>Chaeye</i> sp.	0,625	Cyperaceae	<i>Cyperus meyenianus</i>	1,33			
Hypoxidaceae	<i>Hypaxis decumbens</i>	0,375	Equisetaceae	<i>Equisetum</i> sp.	2,33			
Lamiaceae	<i>Hyptis</i> sp.	0,125	Fabaceae	<i>Macroptilium atropurpureum</i>	3,33			
Maivaceae	<i>Sida rhombifolia</i>	1,0		<i>Chamaecrista</i> sp.	2,0			
Onagraceae	<i>Ludwigia elegans</i>	5,18	Malvaceae	<i>Sida rhombifolia</i>	0,66			
Phyllanthiaceae	<i>Phyllanthus niruri</i>	0,375	Poaceae	<i>Setaria parviflora</i>	4,0			
Poaceae	<i>Urochloa</i> sp.	17,87		<i>Urochloa</i> sp.	54,0			
	<i>Setaria vulpiseta</i>	1,125		<i>Chloris gayana</i>	1,0			
	<i>Megathyrsus maximus</i>	3,625		<i>Echinochloa crus-galli</i>	4,33			
Rubiaceae	<i>Richardia</i> sp.	2,75	Total		73,31			
	<i>Richardia scabra</i>	1,25						
Solanaceae	<i>Hexasepalum teres</i>	0,5						
	<i>Physalis angulata</i>	1,75						
Thelypteridaceae	<i>Christella dentata</i>	1,93						
Typhaceae	<i>Typha domingensis</i>	8,43						
Total		54,03						

Estes resultados permitiram selecionar espécies vegetais arbóreas, nativas e adaptadas à Mata Atlântica. Estas espécies foram selecionadas para cada nascente em estudo. Foram plantadas cerca de 6.000 plantas na área ripária seguindo modelo de zoneamento.

A floresta ripária é um ecótono de transição do ecossistema terrestre com o aquático (Lowrance et al., 1997) a qual tem um papel pivotante no tamponamento e proteção de ambos os ecossistemas, especialmente nas inundações (Naiman and Decamps, 1997). A vegetação ripária estabiliza as margens; reduz erosão (Naiman and Decamps, 1997); intercepta carreamentos superficiais e a água das nascentes, assim como fluxos hídricos superficiais e profundos (Lowrance et al., 1997; Anbumozhi et al., 2005). De acordo com *US Natural Resources Conservation Service* (NRCS), um sistema ripário tampão consiste em 3 zonas funcionais além da zona hiporéica, assegurando os serviços ecossistêmicos de estabilização e drenagem do solo sob inundação e sob pressão antrópica de diferentes usos nos solos circunvizinhos. Em concordância com NRCS, diferentes autores categorizaram as zonas ripárias como zonas funcionais (Welsch, 1991; Lowrance et al., 1997; Sheridan et al., 1999; Schultz et al., 2004) como segue:

- 1- Zona hiporéica que conecta as águas terrestres e aquáticas profundas em um fluxo bidirecional.
- 2- Zona I, área adjacente ao curso de água cuja função é estabilizar as margens e conectar a água superficial com o lençol freático, incluindo as espécies herbáceas, estabilizadoras das margens (Tabela 3).
- 3- Zona II, que é a zona acima da Zona I onde as espécies presentes são produtoras de biomassa vegetal, capazes de assegurar drenagem e estabilização impedindo erosão superficial e profunda.
- 4- Zona III, zona transição entre a mata ripária e áreas de manejo e de uso antrópico.

Tanto a estabilização como drenagem do solo dependem da formação de agregados (Bronik and Lal, 2005). A formação de agregados, por sua vez, é controlada pela vegetação presente, seja através do sistema radicular que física e quimicamente estabiliza o solo, seja pelo *input* de biomassa vegetal que fornece substrato para a microbiota decompositora responsável pela formação de ácidos húmicos (Gholami and Khaleghi, 2013).

O produto da decomposição das plantas lenhosas ricas em lignina é o ácido húmico, molécula responsável pela formação de agregados no solo (Stevenson, 1994; Six et al., 2002.).

As substâncias húmicas, moléculas ricas em cargas negativas, estabelecem pontes iônicas entre si e entre argila e areia formando os complexos argilo-húmicos que são a unidade primária de agregação (Piccolo, 2002). A formação dessas pontes resulta na formação de microagregados (<250µm) e macroagregados (>250 µm) como descrito por Tisdall and Oades (1982) e Kimura et al. (2017).

A formação de agregados, por sua vez, permite a formação de poros (Macro e microporos) permitindo a aeração e permeabilidade. (Stevenson, 1994). Um solo com bom estado de agregação funciona também como sequestrador de carbono, mitigando as mudanças climáticas (Zheng et al., 2016; Zhao et al., 2018; Mustafa et al., 2020).

A formação da Zona II é um dos pontos fortes da recuperação de uma mata ripária porque é nesta zona que são formados os agregados e a rede de poros, responsáveis pela estabilização e permeabilidade do solo tornando-o capaz de suportar as inundações e o excesso de água das nascentes. Mesmo sendo uma área de drenos numa área de floresta ripária urbana, o estabelecimento de uma mata ripária com as zonas 1 e 2 faz-se necessário para assegurar os serviços ecossistêmicos de estabilização, permeabilidade e evapotranspiração no ciclo hídrico.

Agradecimentos

Agradecemos ao Fundo Socioambiental - FSA da Caixa Econômica Federal -CEF através do Acordo de Cooperação Financeira 209/2021 pelo apoio financeiro ao projeto.

Agradecemos à Eco Engenharia, na pessoa do Eng. Carlos Condé pela participação valorosa na execução dos trabalhos de abertura e estabelecimento dos drenos.

Agradecemos à Casa de Francisco vinculada à Arquidiocese de Belo Horizonte e à Providens-Ação Social Arquidiocesana, nas pessoas da Profa. Fernanda Flaviana de Souza Martins e Sr. Robson Cardoso e toda a equipe.

Agradecemos aos funcionários que decisivamente apoiaram as atividades de campo, especialmente, Driene Santos, Robson Vicente, Robertino e Felipe.

Agradecemos o apoio do Museu de História Natural e Jardim Botânico da UFMG, assim como pelo apoio para produção de mudas no viveiro.

Finalmente, expressamos nossos agradecimentos à prefeitura de BH e CREURB pelo apoio logístico.

Bibliografia

- Anbumozhi, V., J. Radhakrishnan & E. Yamaji. 2005. Impact of riparian buffer zones on water quality and associated management considerations. *Ecol. Eng.* 24,517–523, <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2004.01.007>.
- Bohlool, B.B.; J.K. Ladha, D.P. Garrity & T. George. 1992. Biological nitrogen fixation for sustainable agriculture: A perspective. *Plant and Soil*, Dordrecht, v. 141, n.1, p.1-11.
- Döbereiner, J. 1966. Evaluation of nitrogen fixation in legumes by the regression of total plant nitrogen with nodule weight. *Nature*, 210 (5038), 850-852.
- Brady, N.C. & R.R. Weil. 2007. *The Nature and Properties of Soil*, fourteenth ed. Prentice Hall, Upper Saddle River, NJ.
- Bronick, C.J. & R. Lal. 2005. Soil structure and management: a review. *Geoderma*124, 3–22, <http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2004.03.005>
- Fiaschi, P. & J.R. Pirani. 2009. Review of plant biogeographic studies in Brazil. *Journal of Systematics and Evolution* 47: 477–496.
- Fonseca, M.T, R. Lima, S.L.L. Silva. H.L.M. de Paula, F.F. da Cruz, A. Antão, J. Cordeiro, L.A.I Saenz & M.R. Scotti. 2022. Impact of a low-income informal settlement in a headwater area at high-risk of erosion in Brazil. *Proceedings of the 6th International Conference of Recent Trends in Environmental Science and Engineering (RTESE'22)* 190-1 .
- Gholami, V., Khaleghi, M.R. 2013. The impact of vegetation on the bank erosion (Case study: the Haraz river). *Soil Water Res.* 8, 158–164.
- Gomide, L. R., Scolforo, J. R. S. & Oliveira, A. D. D. 2006. Análise da diversidade e similaridade de fragmentos florestais nativos na bacia do rio São Francisco, em Minas Gerais. *Ciência Florestal*, 16, 127-144.
- Fundação SOS Mata Atlântica & INPE (Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais). 2001.

- Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica e ecossistemas associados no período de 1995–2000. Fundação SOS Mata Atlântica e INPE, São Paulo.
- Hueck, K. 1972. As Florestas da América do Sul. São Paulo: Ed. UnB/Ed. Polígono.
- IBGE (1992) Manual técnico da vegetação brasileira. Serie Manuais Técnicos em Geociências. Rio de Janeiro: IBGE.
- Kimura, A.C., Baptista, M.B. & Scotti, M.R. 2017. Soil humic acid and aggregation as restoration indicators of a seasonally flooded riparian forest under buffer zone system. *Ecological Engineering*, 98, 146–156.
- Lowrance, R., Altier, L.S., Newbold, J.D., Schnabel, R.R., Groffman, P.M., Denver, J.M., Correll, D.D.L., Gilliam, J.W., Robinson, J.L. 1997. Water quality functions of riparian forest buffers in Chesapeake Bay watersheds. *Environ. Manag.* 21, 687–712, [http://dx. doi.org/10.1007/s002679900060](http://dx.doi.org/10.1007/s002679900060)
- Marques, M.C., M.D. Swaine & D. Liebsch. 2011. Diversity distribution and floristic differentiation of the coastal lowland vegetation: implications for the conservation of the Brazilian Atlantic Forest. *Biodiversity and conservation* 20: 153–168. 28.
- Mori S.A., B.M. Boom & G.T. Prance. 1981. Distribution patterns and conservation of eastern Brazilian coastal forest tree species. *Brittonia* 33: 233–245.
- Mustafa, A., X. Minggang, S.A. Ali Shah, M.M. Abrar, S. Nan, W. Baoren, C. Zejiang, Q. Saeed, M. Naveed, K. Mehmood & A. Núñez-Delgado. 2020. Soil aggregation and soil aggregate stability regulate organic carbon and nitrogen storage in a red soil of southern China. *Journal of Environmental Management*, 270, 110894. doi:10.1016/j.jenvman.2020.110894.
- Piccolo, A. 2002. The supramolecular structure of humic substances: a novel understanding of humus chemistry and implications in soil science. *Adv. Agron.* 75, 57–134, [http://dx.doi.org/10.1016/S0065-2113\(02\)75003-7](http://dx.doi.org/10.1016/S0065-2113(02)75003-7).
- Naiman, R.J. & H. Decamps, H. 1997. The ecology of interfaces: riparian zones. *Annu.Rev. Ecol. Syst.* 28, 621–658, <http://dx.doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.28.1.621>
- Nilaweera N. & P. Nutalaya. 1999. Role of tree roots in slope stabilisation” in *Bulletin of Engineering Geology and the Environment*, 1999, vol. 57 pp. 337–342.

- Rambo B. 1951. O elemento andino no pinhal riograndense. *Anais Botânicos do Herbário Barbosa Rodrigues* 3: 7–39.
- Reubens B., J. Poesen, F. Danjon, G. Geudens & B. Muys. 2007. “The role of fine and coarse roots in shallow slope stability and soil erosion control with a focus on root system architecture: a review’ in *Trees*, 2007, vol. 21, pp. 385–402.
- Rodrigues, G. A. B. L. 2016. “O caso Izidora: as ocupações urbanas e a reprodução do espaço em Belo Horizonte”. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-graduação em Arquitetura e Urbanismo. Escola de Arquitetura, Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte.
- Schultz, R.C., T.M. Isenhardt, W.W. Simpkins & J.P. Colletti. 2004. Riparian forest buffers in agroecosystems-lessons learned from the bear creek watershed, central Iowa, USA. *Agrofor. Syst.* 61, 35–50,
<http://dx.doi.org/10.1023/B:AGFO.0000028988.67721.4d>
- Sheridan, J. M., R. Lowrance & D.D. Bosch. 1999. Management effects on runoff and sediment transport in riparian forest buffers. *TASAE* 42, 55–64,
<http://dx.doi.org/10.13031/2013.13214>.
- San Martín I. & F. Ronquist. 2004. Southern Hemisphere biogeography inferred by event-based models: plant versus animal patterns. *Systematic Biology* 53: 216–243.
- Six, J. & K. Paustian. 2014. Aggregate-associated soil organic matter as an ecosystem property and a measurement tool. *Soil Biol. Biochem.* 68, A4–A9,
<http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2013.06.014>.
- Stacey, G., R. H. Burris & H.J. Evans. 1992. *Biological Nitrogen Fixation*. New York: Chapman and Hall, 943p.
- Stevenson, F. J. 1994. *Humic Chemistry: Genesis, Composition, Reactions*, seconded. John Wiley and Sons, New York.
- Tabarelli, M., L.P. Pinto, J.M.C. Silva, M.M. Hirota & L.C. Bedê, L.C. 2005. Desafios e oportunidades para a conservação da biodiversidade na Mata Atlântica brasileira.. *MEGADIVERSIDADE* ,1 132-138.
- Tisdall, J.M. & J.M. Oades. 1982. Organic matter and water-stable aggregates in soils. *J. Soil Sci.* 33, 141–163, <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2389.1982.tb01755.x>.

- Welsch, D.J. 1991. Riparian Forest Buffers. United States Department of Agriculture-Forest Service, Radnor, Pennsylvania, Publication Number NA-PR-07-91.
- Zhao, H., A.G., S. Shar, Y. Li, J. Chen, X. Zhang & X. Tian. 2018. Effect of straw return mode on soil aggregation and aggregate carbon content in an annual maize-wheat double cropping system. *Soil and Tillage Research*, 175, 178–186. doi:10.1016/j.still.2017.09.012.
- Zheng, W. S., E.K. Morris, A. Lehmann & M.C. Rillig. 2016. Interplay of soil water repellency, soil aggregation and organic carbon. A meta-analysis. *Geoderma* 283, 39–47. doi: 10.1016/j.geoderma.2016.07.025.